

2192

Revue trimestrielle ISSN 0778-7103
Année 2009
Distribution : 1^{er} trimestre 2009

Volume 22, fascicule 3-4

Dépôt Liège 2

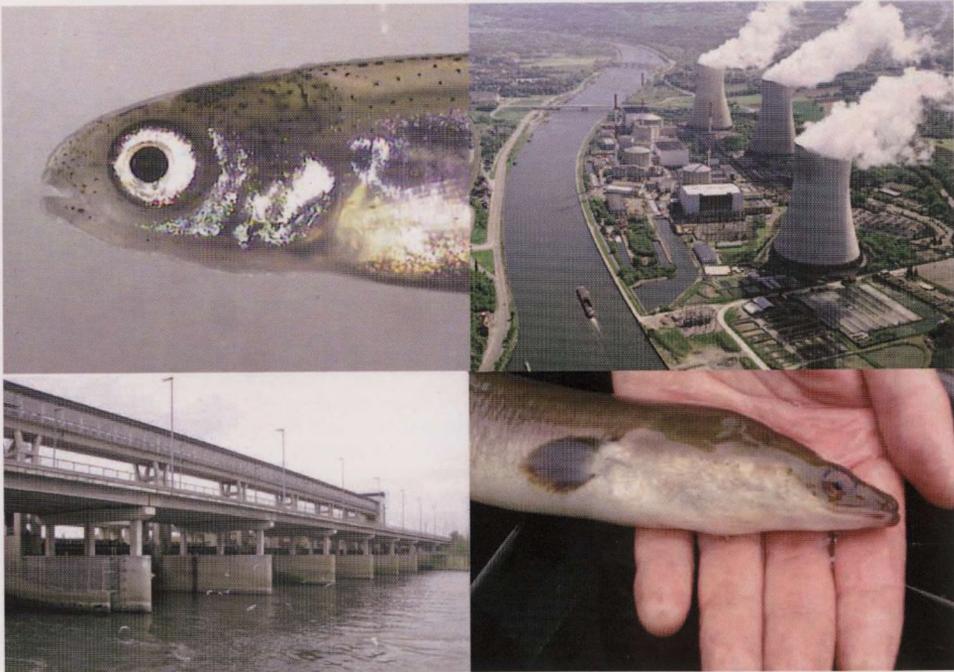
Cahiers d'Ethologie

fondamentale et appliquée, animale et humaine

LA DÉVALAISON DES POISSONS DANS LA MEUSE MOYENNE BELGE

par

Damien SONNY



Edités par l'Unité de Biologie du Comportement : Ethologie et Psychologie animale
Institut de Zoologie de l'Université de Liège, Quai Van Beneden, 22, B-4020 Liège BELGIQUE

LES CAHIERS D'ETHOLOGIE

Revue créée en 1981 par J.Cl. Ruwet

Sous le patronage d'un

COMITE INTERNATIONAL

G.W. BARLOW (Berkeley, USA), J. BOVET (Québec, Canada), Mme M.C. BUSNEL (Paris, France), R. CAMPAN (Toulouse, France), R. CHAUVIN (Sainte Croix aux Mines, France), B. CONDE (Nancy, France), D.W. FÖLSCH (Zürich, Suisse), D. GRIFFIN (Harvard, USA), J.Ch. GUYOMARC'H (Rennes, France), T. HIDAKA (Kyoto, Japon), B. KRAFFT (Nancy, France), H. KUMMER (Zürich, Suisse), T. LOVEL (Andover, UK), D. MAINARDI (Parme, Italie), MANKOTO ma MBAELELE (Unesco, Paris), H. MONTAGNER (Montpellier, France), F. MOUTOU (Maisons-Alfort, France), J.P. SIGNORET (Nouzilly-Monnaie, France), R. WARNER (Santa Barbara, USA), P.R. WIEPKEMA (Wageningen, Pays-Bas).

Et dans le souvenir de

G.P. BAERENDS (Pays-Bas), F. BOURLIERE (France), K. IMMELMANN (Allemagne), J.Y. GAUTIER (France), D. KABALA MATUKA (Zaire-Unesco), J. de LANNOY (Genève, Suisse).

DIRECTEURS DE LA PUBLICATION

PONCIN P.

Unité de Biologie du Comportement :
Ethologie et Psychologie animale

Les Cahiers sont indexés et répertoriés dans :

Cambridge Animal Behaviour Abstracts, Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts, Ecological Abstracts (USA), Centre National de la Recherche Scientifique, Centre National de Recherches Zootechniques, Institut National de Recherches Agronomiques (France), Institut d'Information scientifique de l'Académie des Sciences de la République de Russie, Swiss Wildlife Information Service, Zoological Record (Grande Bretagne) et réseau Biosis (USA).

Droit de copie et de reproduction

1. Les auteurs, et eux seuls, sont autorisés à faire sans autorisation préalable des copies de leur article, pour autant qu'elles soient distribuées gratuitement ; elles ne peuvent être vendues.
2. Tout lecteur est autorisé à faire une copie de l'un ou l'autre article paru dans les Cahiers, pour autant que ce soit pour son usage personnel d'étude ou de recherche.
3. La réalisation de plusieurs copies d'un article donné requiert une autorisation écrite de l'éditeur ; elle ne sera accordée que dans les cas où a) elles est sollicitée par les membres d'une Institution d'éducation ou de recherche, b) elle est réalisée à partir d'un exemplaire original de la revue, c) elle est distribuée sans profit aux étudiants de l'Institution.
4. Pour tout autre usage, la reproduction — copie, encodage de tout ou partie de cette publication, par tout moyen électronique, mécanique, photographique ou autre —, implique l'autorisation écrite de l'éditeur, qui s'assurera de l'accord de l'auteur, et qui en fixera les conditions.

ISSN 0778-7103

ISBN 2-9600363-2-8

Le Service d'Éthologie et de Psychologie animale de l'Institut de Zoologie de l'Université de Liège a commencé l'édition, en 1981, d'une revue trimestrielle consacrée à l'étude, à la protection et à la conservation de la vie sauvage, à la gestion et au contrôle des ressources et des productions animales. Dans sa version initiale, elle s'intitulait :

Cahiers d'Éthologie appliquée

Les Cahiers se définissaient comme un outil à l'usage de tous ceux — zoologues, psychologues, sociologues, zootechniciens, vétérinaires, gestionnaires de parcs nationaux et réserves, éleveurs et pisciculteurs — susceptibles d'utiliser l'éthologie dans la pratique professionnelle. Ils se voulaient un lien entre chercheurs, praticiens et amateurs, un lieu de rencontre ouvert à toutes les sensibilités vis-à-vis de l'animal sauvage ou domestique, libre ou captif, protégé ou contrôlé, menacé ou produit, un creuset où s'affrontent et se fécondent opinions et travaux au carrefour de l'écologie et de l'éthologie, de la zoologie et de la zootechnie, de la protection et de la production, des sciences naturelles, économiques et humaines, des sciences pures, fondamentales et appliquées.

Le premier numéro présentait ainsi un éventail d'articles illustrant ces différents thèmes : une recherche appliquée sur les dortoirs urbains des étourneaux sansonnets, un bilan de recherche sur la gestion des populations piscicoles d'une grosse rivière de la zone à barbeau, un plan de gestion des zones sensibles du parc national de l'Akagera, une synthèse des vues nouvelles sur l'éthique de nos rapports avec les animaux.

Pour aborder leur deuxième lustre, les Cahiers s'étaient dotés en 1986 d'un Comité de Patronage international et d'un Comité de Lecture, élargissant ainsi et leur assise et leur audience. Au moment d'aborder une nouvelle décennie en 1991, la revue a changé de nom : elle s'appelle depuis lors, tout simplement :

CAHIERS D'ETHOLOGIE

appellation consacrée par l'usage, et qui correspond mieux au fond.

Trop souvent en effet, le terme « appliquée » a été ressenti comme un repli utilitariste, alors que nous voulons être à l'articulation de la recherche fondamentale et de ses utilisateurs, en ce compris la réflexion.

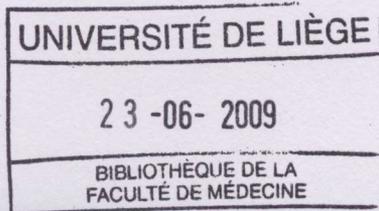
Après que l'éthologie se soit révélée être une approche qui a revitalisé l'écologie et la conservation, ce à quoi nous avons accordé la priorité pendant notre première décennie, il devint évident qu'un domaine où elle connaît un succès « étonnant » est celui des sciences humaines : psychiatres, psychologues, pédagogues, philosophes, sociologues s'y réfèrent, s'en inspirent et lui réclament des modèles... ou la rejettent ! L'animal n'est donc plus seulement un objet d'étude, d'utilisation ou de conservation, mais aussi un sujet de réflexion, sur sa nature, et sur la nôtre. Cela doit conduire à une réflexion sur l'éthologie elle-même.

Les « Cahiers » se veulent donc une revue d'éthologie fondamentale et appliquée, animale et humaine.

En ces matières, il convient en effet d'être spécialement vigilant, à un moment où se multiplient de nouveau, de la part de personnes se situant en dehors du circuit professionnel et échappant de ce fait au devoir de réserve et à la critique par les pairs, des interprétations douteuses et des argumentations fallacieuses sur les enseignements de l'écologie et de l'éthologie. Plus que jamais, une information juste sur les faits et critique sur les extrapolations doit circuler des spécialistes vers les utilisateurs. C'est là un nouveau défi pour les *Cahiers d'Éthologie*.

Le programme de parution qui a commencé avec le Volume 11, 1991, tient compte de ce souci. Aux fascicules traditionnels à caractère naturaliste, aux bilans de recherche, s'ajoutent des textes de conférences, des essais, cherchant à montrer ce que l'éthologie, comme outil méthodologique et de réflexion, peut apporter à la compréhension de l'origine, du développement, du fonctionnement de l'animal humain.

La langue des *Cahiers d'Éthologie* est le français. Titres, légendes et résumés en anglais sont également de mise.



Les **Cahiers d'Ethologie** paraissent en **4 livraisons annuellement** : en principe, deux fascicules d'**articles et chroniques** et deux fascicules d'une **collection « Enquêtes et Dossiers »** traitant un sujet d'une manière approfondie, numérotés de 1 à 4.
Toute correspondance relative aux Cahiers (Administration, Abonnements, Echanges, Recensions d'ouvrages, etc.) doit être adressée à :

Cahiers d'Ethologie - Service d'Ethologie - Institut de Zoologie de l'Université - Quai Van Beneden, 22, B-4020 Liège, Belgique.

ABONNEMENTS :

Belgique	
Institutions, Associations, Laboratoires	75 EUR
Particuliers	30 EUR
Union européenne*	
Institutions, Associations, Laboratoires	87 EUR
Particuliers	45 EUR
Reste du monde*	
Institutions, Associations, Laboratoires	90 EUR
Particuliers.....	50 EUR

* Ajustement des prix en fonction de l'augmentation des tarifs postaux

PRIX DE VENTE AU NUMÉRO :

Belgique	15 EUR
Etranger	18 EUR

Numéros spéciaux : prix variable suivant les coûts de production.

MODE DE PAIEMENT :

Belgique : Par chèque, ou par virement postal ou bancaire au **compte n° 340-000044-82** du Patrimoine de l'Université de Liège, avec la mention : « **Cpte P.SCSVSU301-02 Cahiers d'Ethologie/n° du volume (n° du fascicule*)** ».

* uniquement en cas de commande d'un seul numéro.

Etranger : Paiement, préférentiellement par mandat postal international ; sinon, majorer le prix de 6,20 EUR. Prière de mentionner lisiblement noms et adresse, ainsi que le n° du volume concerné.

APPEL AU MECENAT : Abonnement annuel de soutien : 123,94 EUR.

Editeur responsable : P. Poncin

Professeur

Unité de biologie du comportement

Université de Liège - Institut de Zoologie

Quai Van Beneden, 22, B-4020 Liège, Belgique

Courrier électronique : p.poncin@ulg.ac.be

Secrétariat-Administration : Mme M. RENNOTTE

Cahiers d'Ethologie

fondamentale et appliquée, animale et humaine

Collection « Enquêtes et Dossiers » n° 28

LA DÉVALAISON DES POISSONS DANS LA MEUSE MOYENNE BELGE

par

Damien SONNY

**Citation complète : ÉTUDE DES PROFILS DE DÉVALAISON DES
POISSONS DANS LA MEUSE MOYENNE BELGE**

Thèse de doctorat présentée le 4/04/2006

Jury:

A. Bardonnnet (Docteur en Sciences INRA)

P. Gérard (Ingénieur Docteur en Sciences)

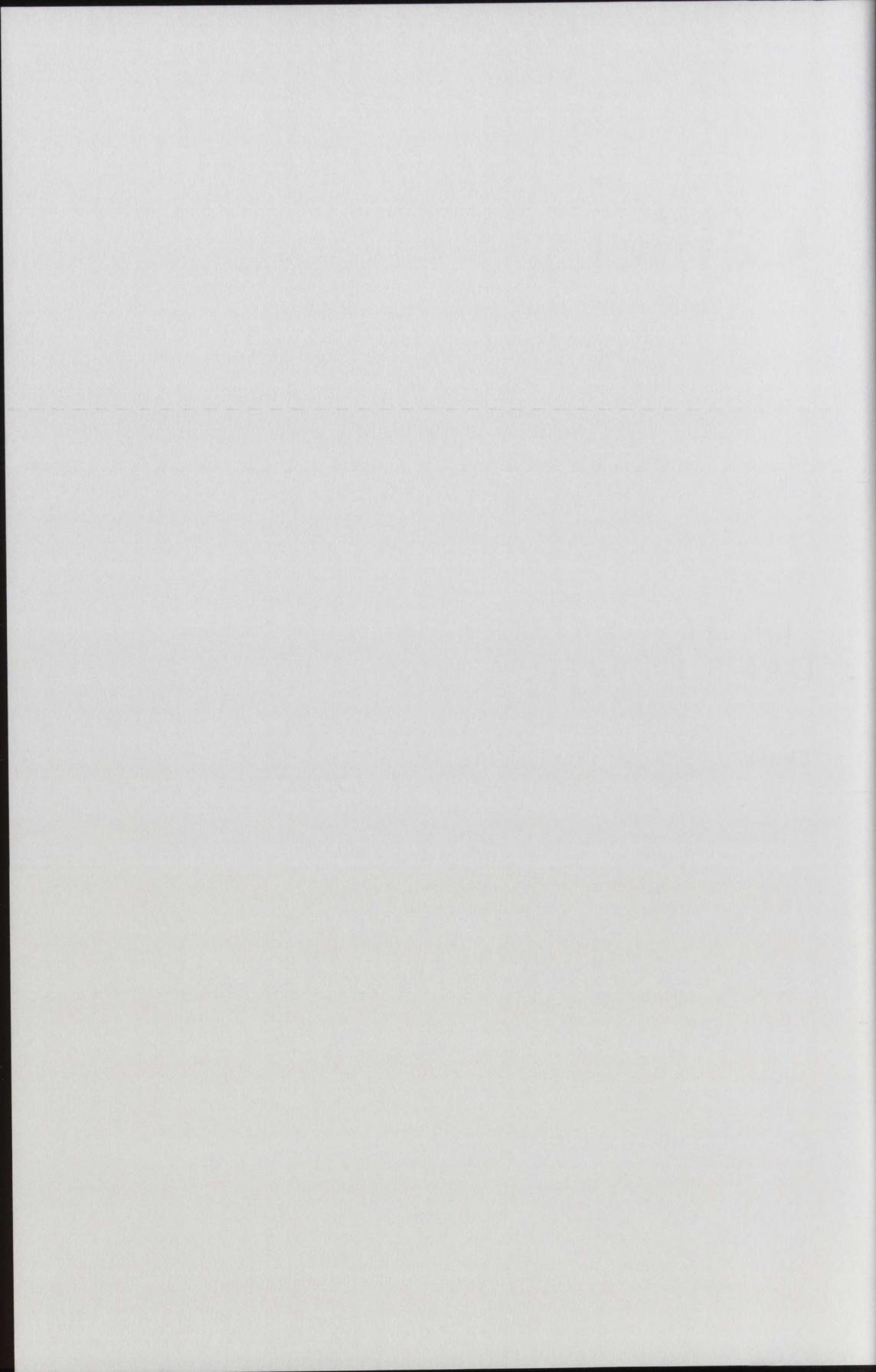
J.C. Micha (Professeur FUNDP)

M. Ovidio (Docteur en Sciences)

J.C. Philippart (Chercheur Qualifié FNRS) - promoteur de ma thèse

P. Poncin (Professeur ULg)

P. Vandewalle (Professeur ULg)



Préface

Cet ouvrage présente une description et une analyse scientifiques fondamentales d'un phénomène biologique encore peu exploré dans le domaine de l'ichtyo-éthologie : les mouvements et migrations de dévalaison des poissons dans un grand cours d'eau, en l'occurrence la Meuse liégeoise. Le manque d'informations disponibles sur ce sujet s'explique par les difficultés de mise en œuvre de méthodes d'observation efficaces lorsque l'on s'intéresse, comme c'est le cas dans ce travail, à l'ensemble d'une communauté de poissons d'un secteur de cours d'eau, toutes espèces et tailles confondues. Pour atteindre un tel objectif, il faut nécessairement recourir à des techniques de piégeage par filtration, ce qui implique une gestion lourde des déchets dérivants qui s'accumulent dans les filets-pièges en provoquant leur colmatage et en réduisant leur efficacité.

En utilisant les prises d'eau de refroidissement de la Centrale Nucléaire de Tihange (Electrabel - Suez GDF), équipées de filtres à fines mailles et auto-nettoyés, l'auteur a appliqué un protocole d'échantillonnage qui a permis de recenser un grand nombre d'espèces de poissons en dévalaison, du stade larvaire au stade adulte, et sous quasiment toutes les conditions hydrologiques, y compris les crues.

Les résultats originaux exposés dans cet ouvrage révèlent l'intensité des comportements de dévalaison, non seulement chez les poissons amphihalins comme le saumon atlantique et la truite de mer (dévalaison des jeunes) ou l'anguille européenne (dévalaison des pré-adultes), mais aussi chez certaines espèces de poissons limnophiles et rhéophiles (hotu, chevaine) d'eau douce pour qui la dévalaison apparaît comme une réponse à la dégradation du milieu au plan hydromorphologique (canalisation totale du lit, artificialisation des berges et régulation des débits par des barrages et écluses de navigation et des centrales hydroélectriques au fil de l'eau).

Par ailleurs, l'étude, qui a représenté un effort de travail sur le terrain intense et régulier pendant quatre années (dont trois années où l'auteur a été chercheur-doctorant FRIA), a mis en évidence la biodiversité insoupçonnée de l'ichtyofaune mosane liégeoise, avec la présence d'espèces, particulièrement le chabot et la petite lamproie, à haute valeur écologique et patrimoniale et considérées comme des indicateurs de bonne qualité écologique du milieu pourtant dégradé physiquement et hydromorphologiquement.

La recherche biologique qui est détaillée dans ce dossier se caractérise aussi par d'importantes implications pour la gestion de la qualité du milieu aquatique, en rapport avec les mesures de protection de la faune aquatique et spécialement des poissons, préconisées par la Directive Cadre sur l'Eau de l'Union européenne. En effet, l'entraînement forcé des poissons dans les prises d'eau industrielles génère des mortalités qui peuvent être une source majeure de perturbation démographique pour les espèces les plus exposées comme les poissons migrateurs amphihalins dont l'accomplissement du cycle vital nécessite impérativement l'exécution d'une migration de dévalaison. La protection des poissons migrateurs au niveau des prises d'eau industrielles est devenue aujourd'hui une préoccupation écologique majeure, renforcée sur le plan légal par l'entrée en vigueur en septembre 2008 d'un Règlement européen pour la protection de l'anguille, une espèce en voie d'extinction qui est particulièrement affectée par les mortalités dues à l'entraînement dans les prises d'eau de refroidissement et dans les turbines des usines hydroélectriques au fil de l'eau.

Au terme de sa recherche d'écologie comportementale sur la dévalaison des poissons dans la Meuse à Tihange, l'auteur a eu l'opportunité exceptionnelle de tester sur son site d'étude, à une échelle pré-pilote, une méthode de répulsion des poissons au moyen d'infrasons. Fondée sur les résultats de recherches en physiologie de l'audition des poissons menées à l'Université d'Oslo (travaux du Prof. Sand), ce procédé a montré un potentiel d'application industrielle très intéressant. Après la défense de sa thèse de doctorat en avril 2006, l'auteur a donc poursuivi le développement de cette technologie vers une solution applicable à la protection des poissons aux prises d'eau industrielles de tous types. Cette évolution s'est fait grâce à la création d'une société spin-off de l'Université de Liège : Pro-Fish Technology.

La réalisation d'une recherche doctorale en comportement animal prolongée par une application directe dans le monde industriel constitue un remarquable exemple de valorisation de connaissances scientifiques au profit d'une activité économique, de surcroît dans un domaine de développement durable, et s'inscrit parfaitement dans les objectifs de la politique scientifique favorisée de nos jours par l'Université et ses centres de recherche.

J.C. Philippart et P. Poncin
Décembre 2008

Résumé

L'objectif de cette étude était de caractériser les profils de dévalaison des poissons dans la Meuse pour mieux comprendre la phénologie, la signification biologique et les implications démographiques liées à ce phénomène. Notre méthode était basée sur le suivi des rythmes d'entraînement des poissons sur la prise d'eau de refroidissement de la centrale nucléaire de Tihange, à l'échelle annuelle, saisonnière et journalière.

Nous avons d'abord décrit, au sein de la communauté ichthyologique la plus abondante recensée en Meuse wallonne, les profils globaux de dévalaison à l'échelle annuelle et défini des groupes d'espèces dont le statut écologique dans la Meuse mérite une analyse approfondie de leurs mouvements, dans le contexte particulier de l'altération des habitats et de la fragmentation longitudinale du fleuve. Outre le cas des poissons migrateurs amphihalins, les poissons Cyprinidae rhéophiles (le hotu *Chondrostoma nasus* et le chevesne *Leuciscus cephalus*), dont les populations actuelles sont des vestiges de l'ancienne zone à barbeau qu'était la Meuse avant ses aménagements, ont montré des profils de dérive particulièrement prononcés chez les 0+, non seulement durant leur croissance estivale, mais surtout lors des hausses du débit de la Meuse en automne.

Les facteurs hydrologiques semblent avoir une influence particulièrement accentuée sur la dérive des 0+ en raison du haut degré d'altération des berges, ce qui pose des questions sur le devenir de ces poissons dispersés vers l'aval et les implications sur le recrutement des juvéniles de ces espèces en perpétuel déséquilibre démographique. Par ailleurs, l'abondance de poissons rhéophiles lithophiles, sous la forme de 0+, nous a conduit à examiner la contribution potentielle des affluents dans les populations dérivantes en Meuse.

Un suivi comparatif de la dérive des 0+ au filet dans la Meuse durant les étés 2003 et 2004 nous a permis d'écarter les affluents comme origine des hotus 0+ en Meuse. De plus, la comparaison des empreintes microchimiques des chabots 0+ *Cottus gobio* interceptés en nombre à Tihange avec celles des populations installées dans les affluents locaux a montré des différences significatives entre les teneurs de certains éléments en trace, comme le Sr. Ces différences permettent de conclure à un succès de reproduction du chabot en Meuse.

Cette étude amène de nouvelles informations biologiques sur l'état de santé physique de la Meuse et de sa communauté ichthyenne et permet de mettre en évidence (1) un impact du manque d'habitats de nurseries sur l'exposition des 0+ à une dispersion forcée, ainsi que (2) l'impact des mortalités des poissons, surtout pour les migrateurs, sur les prises d'eau industrielles. Nous discutons des pistes de restauration écologique des habitats dans la Meuse, et présentons des résultats prometteurs d'une barrière comportementale acoustique qui a permis de réduire le taux d'entraînement des poissons à Tihange.

Abstract

The aim of this study was to characterise downstream movements patterns of fishes in the River Meuse, focusing on the understanding of the phenology, the biologic signification and the demographic implications implied with this phenomenon. Our method is based on fish entrainment rhythms on the cooling water intake of the Tihange nuclear power plant, following annual, seasonal and daily approaches.

Among the highest fish community ever sampled in the Walloon Meuse, we classified fish species into ecological groups of different importance in the altered context of the River Meuse. We first described the annual global downstream displacement patterns, and then analysed deeper downstream movements exhibited by rheophilous Cyprinidae (nase *Chondrostoma nasus* and chub *Leuciscus cephalus*), vestiges of the former barbel zone before the human alterations of the stream. Strong fish drift patterns were observed among 0+, during summer but mainly during autumnal floods.

The combination of hydrological conditions and the absence of lateral inshore areas in the canalised banks of the river seemed to turn 0+ drift into a forced long-distance dispersal, with likely implications on juvenile recruitment of these threatened species. The presence in some abundance of other rheophilous lithophilous species, mainly as 0+, led us to examine their potential origin from upstream tributaries.

Results of fish larval drift followed in the River Meuse during summers 2003 and 2004 evidenced that this tributary was not the origin of the 0+ nase. Moreover, comparisons of otolith fingerprints of 0+ bullhead *Cottus gobio*, caught in quite high numbers in the Meuse at Tihange, with populations sampled in various tributaries of the Meuse basin, revealed significant differences in some trace elements as Sr. These differences allowed us to exclude an origin of the upstream tributaries for this species, implying a reproduction success of this lithophilous species in the River Meuse itself.

This study brings new elements on the physical health of the River Meuse and its fish community, and underline (1) the negative effect of the canalisation on the 0+ recruitment through an acute exposition to drift, and (2) the impact of industrial water intakes on migrating fishes. Some propositions of ecological habitat restoration plans in the River, and first encouraging results of a new fish behavioural barrier reducing fish entrainment are presented.

CHAPITRE 1 :	11
<i>Introduction</i>	11
1. Utilisation de l'espace et du temps : aspects évolutifs et concept de migration	11
2. Cycle global de migration chez les poissons de rivière	13
3. Dérive-dispersion versus migration des poissons en rivière	15
4. Principaux types de migrations vers l'aval	16
4.1. Dérive post-éclosion	16
4.2. Migrations de refuge climato-dépendantes.....	16
4.3. Retour post-reproduction	17
4.4. Migration d'avalaison des migrateurs amphihalins	17
5. Aspects méthodologiques de l'étude de la dévalaison des poissons en rivière	18
CHAPITRE 2 :	21
<i>Contexte et objectifs de l'étude</i>	21
1. Les grands fleuves européens	21
2. Profils de mobilité vers l'aval des poissons en fleuves régulés	24
3. Objectifs de la présente étude	24
CHAPITRE 3 :	27
<i>Matériels et méthodes</i>	27
1. La Meuse dans le bief Andenne-Ampsin	27
2. Description des prises d'eau des Centrales Nucléaires de Tihange (CNT)	30
2.1. Disposition du canal d'amenée.....	30
2.2. Les prises d'eau	31
3. Protocole de récolte des poissons sur les prises d'eau de la CNT en 2001-2004 ...37	37
3.1. Dans les bacs de dégrillage	37
3.2. Au niveau des tambours filtrants	38
3.3. Informations prises sur les poissons	40
3.4. Analyses des données acquises sur les filtres des prises d'eau de la CNT au cours de l'année 2001 pour la mise au point d'un protocole de récolte adapté.....	40
3.5. Traitements des données et analyses statistiques.....	42
4. Autres méthodes d'étude des profils de mobilité des poissons vers l'aval	42
4.1. Placement d'un filet à dérive dans la basse Meuhaigne	42
4.2. Placement d'un filet à dérive dans la Meuse au niveau du barrage d'Andenne	43
5. Mise au point d'une clé d'identification des larves	44
5.1. Production de larves par reproductions artificielles.....	44
5.2. Définition des stades larvaires	45
<i>Planches couleurs</i>	47

RESULTATS : PREMIERE PARTIE	53
MOBILITE DES POISSONS EN MEUSE D'APRES L'ANALYSE DES CAPTURES DE POISSONS SUR LES PRISES D'EAU DE LA CENTRALE NUCLEAIRE DE TIHANGE..	53
CHAPITRE 4 :	55
<i>Biodiversité de la communauté de poissons en dévalaison dans la Meuse à Tihange</i>	<i>55</i>
1. Données de base	55
2. Les limnophiles strictes	57
3. Les espèces à tendance limnophile	58
4. Les espèces à tendance rhéophile	60
5. Les rhéophiles strictes	61
6. Les migrateurs amphihalins	63
7. Les espèces allochtones	64
8. Discussion relative à l'utilisation des prises d'eau de la CNT comme outil d'échantillonnage de la biodiversité des poissons de la Meuse	65
8.1. Suprématie des Cyprinidae dans la Meuse	65
8.2. Présence d'espèces à haute valeur écologique	65
8.3. Statut écologique des différents groupes d'espèces	66
CHAPITRE 5 :	69
<i>Variabilité annuelle et saisonnière de la dévalaison des poissons dans la Meuse à Tihange</i> ..	<i>69</i>
1. Analyse des captures globales	69
1.1. Variabilité interannuelle	74
1.2. Variabilité saisonnière	76
1.3. Corrélation des captures hebdomadaires avec les variables environnementales	76
1.4. Corrélations entre la densité de poissons capturés et les variables environnementales	77
1.5. Conclusions	79
CHAPITRE 6 :	81
<i>Profils saisonniers de devalaison des poissons amphihalins dans la Meuse à Tihange</i> ..	<i>81</i>
1. L'anguille européenne (<i>Anguilla anguilla</i>)	81
2. Le saumon Atlantique (<i>Salmo salar</i>)	85
3. La truite commune (<i>Salmo trutta</i>)	86
4. Discussion relative aux patrons saisonniers de mobilité des migrateurs amphihalins ..	89
4.1. Chez l'anguille	89
4.2. Chez les Salmonidae	90
CHAPITRE 7 :	91
<i>Profils saisonniers de devalaison des poissons holobiotiques rhéophiles dans la Meuse à Tihange</i> ..	<i>91</i>

1. Introduction	91
2. Le chevesne (<i>Leuciscus cephalus</i>)	92
2.1. Biologie de l'espèce.....	92
2.2. Répartition temporelle des vagues de dévalaison et taille des poissons	92
2.3. Corrélations entre les vagues de dévalaison des 0+ de chevesne et les facteurs environnementaux.....	95
2.4. Evolution hebdomadaire de la taille moyenne des chevesnes 0+	99
2.5. Conclusions partielles pour le chevesne	101
3. Le hotu (<i>Chondrostoma nasus</i>)	101
3.1. Biologie de l'espèce	101
3.2. Répartition temporelle des vagues de dévalaison et taille des poissons	102
3.3. Corrélation entre les vagues de dévalaison des hotus 0+ et les facteurs environnementaux. ..	105
3.4. Evolution hebdomadaire de la taille des 0+ de hotus capturés	108
3.5. Conclusions partielles pour le hotu.....	110
4. Les autres grands Cyprinidae rhéophiles	111
4.1. Le barbeau fluviatile (<i>Barbus barbus</i>).....	111
4.2. La vandoise (<i>Leuciscus leuciscus</i>).....	113
5. Les Cyprinidae à tendance rhéophile (et lithophile)	114
5.1. Le goujon (<i>Gobio gobio</i>)	114
5.2. Le vairon (<i>Phoxinus phoxinus</i>).....	115
5.3. L'ide mélanote (<i>Leuciscus idus</i>).....	116
5.4. L'aspe (<i>Aspius aspius</i>).....	118
5.5. Le pseudorasbora (<i>Pseudorasbora parva</i>).....	119
6. Les autres rhéophiles	120
6.1. Le chabot (<i>Cottus gobio</i>)	120
6.2. La petite lamproie (<i>Lampetra planeri</i>)	123
6.3. La loche franche (<i>Barbatula barbatula</i>).....	125
6.4. La truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>).....	127
6.5. L'ombre commun (<i>Thymallus thymallus</i>).....	128
7. Discussion relative aux patrons saisonniers de mobilité des Cyprinidae rhéophiles : cas du chevesne et du hotu	129
7.1. Patrons annuels de dévalaison	129
7.2. Influence des facteurs biotiques et abiotiques	130
7.3. Mécanismes de la dérive automnale des 0+.....	131
7.4. Origine des 0+ en dérive.....	132
CHAPITRE 8	135
<i>Profils saisonniers de dévalaison dans la Meuse à Tihange des poissons holobiotiques limnophiles</i> ..	135
1. Les espèces limnophiles les plus abondantes	135
1.1. La brème commune (<i>Abramis brama</i>).....	136
1.2. Le gardon (<i>Rutilus rutilus</i>).....	138
1.3. L'ablette commune (<i>Alburnus alburnus</i>).....	141

2. Les piscivores limnophiles	144
21. Le brochet (<i>Esox lucius</i>).....	144
22. La perche fluviatile (<i>Perca fluviatilis</i>).....	146
23. Le sandre (<i>Sander lucioperca</i>).....	148
24. Le silure glane (<i>Silurus glanis</i>).....	150
3. Les autres espèces limnophiles de grande taille.....	150
31. La brème bordelière (<i>Abramis bjoerkna</i>).....	150
32. Le rotengle (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>).....	152
33. La carpe commune (<i>Cyprinus carpio</i>).....	153
34. La tanche (<i>Tinca tinca</i>).....	155
35. Le carassin (<i>Carassius carassius</i>).....	156
36. La gibèle (<i>Carassius auratus gibelio</i>).....	157
4. Les autres espèces limnophiles de petite taille.....	157
41. La grémille (<i>Gymnocephalus cernuus</i>).....	157
42. L'épinoche (<i>Gasterosteus aculeatus</i>).....	158
43. L'épinochette (<i>Pungitius pungitius</i>).....	159
44. La bouvière (<i>Rhodeus sericeus</i>).....	159
5. Discussion relative aux limnophiles.....	161
CHAPITRE 9 :	163
<i>Profils journaliers de dévalaison des poissons dans la Meuse à Tihange</i>	<i>163</i>
1. Introduction	163
2. Présentation des résultats de base	163
3. Description des captures journalières mois par mois.....	167
4. Analyse statistique globale des résultats	170
5. Patrons spécifiques de la dérive journalière	171
6. Discussion relative aux profils journaliers de la dévalaison des 0+.....	174
RESULTATS : DEUXIEME PARTIE	177
PROSPECTIONS EXPERIMENTALES POUR TENTER DE VÉRIFIER LES HYPOTHÈSES CONCERNANT L'INFLUENCE DES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX SUR LES PATRONS DE DÉVALAISON ET L'ORIGINE DES POISSONS INTERCEPTÉS À LA CNT	177
CHAPITRE 10 :	179
<i>Observations de la dérive des poissons 0+ dans un affluent cyprinicole de la Meuse hutoise : la Mehaigne.....</i>	<i>179</i>
1. Introduction.....	179
2. Site d'étude, matériels et méthodes	180
21. Site d'étude	180

22. Protocole de capture.....	181
3. Résultats	184
3.1. Profils saisonniers de dérive	184
3.2. Profils journaliers de dérive	188
4. Discussion des résultats relatifs à la dérive des 0+ dans la Meuse	191
CHAPITRE 11 :	193
<i>Observations ponctuelles de la dérive des poissons 0+ dans la Meuse au niveau du barrage d'Andenne</i>	193
1. Rappel des méthodes	193
2. Résultats.....	194
2.1. Piégeages en dévalaison.....	194
2.2. Comparaison avec les observations sur les tambours filtrants à la CNT.....	196
3. Discussion	196
CHAPITRE 12	199
<i>Utilisation de la composition microchimique des otolithes des poissons comme marqueur d'origine des populations issues du bassin de la Meuse : approche préliminaire sur le chabot</i>	199
1. Introduction	200
2. Sites d'échantillonnage	200
3. Prélèvement des otolithes et analyses ICPMS	201
4. Résultats des analyses	202
4.1. Comparaison entre les empreintes des otolithes gauche et droit	202
4.2. Comparaisons entre les différentes rivières échantillonnées	203
5. Discussion	206
5.1. Aspects méthodologiques	206
5.2. Différentiation géographique microchimique	206
5.3. Conclusions et perspectives	210
CHAPITRE 13 :	211
<i>Discussion générale</i>	211
1. Introduction	211
2. Le suivi des captures de poissons sur les prises d'eau de la CNT : une méthode valable scientifiquement ?	211
2.1. Comparaison de la biodiversité recensée à Tihange avec les autres données disponibles sur la Meuse wallonne	212
2.2. Représentativité de la biodiversité des captures sur les prises d'eau dans d'autres milieux.....	214
2.3. Relation entre les profils de captures sur les filtres de prises d'eau et les patrons réels de dévalaison des poissons	216
2.4. Conclusions : validation de la méthode	217

3. Nouvelles données acquises sur le comportement de mobilité des poissons dans la Meuse	217
3.1. Modèle global de la mobilité vers l'aval des poissons en Meuse (espèces de passages vs espèces résidentes).....	218
3.2. La dévalaison post-reproduction printanière	218
3.3. Dérive estivale	219
3.4. La dérive automnale.....	225
CHAPITRE 14 :	229
<i>Perspectives d'applications : réduction des impacts des activités humaines sur la dévalaison des poissons en Meuse</i>	229
1. Introduction	229
2. Cas des migrateurs en phase catadrome	230
3. Cas des poissons 0+ en dérive forcée	232
3.1. Incidence démographique des dérives forcées par la structure des habitats.....	232
3.2. A quel niveau faut-il envisager une action de restauration ?.....	233
4. Mesures de protection des poissons en dévalaison au niveau des prises d'eau industrielles	234
4.1. Aperçu des techniques disponibles	234
4.2. Mise au point d'une barrière acoustique prometteuse à la CNT.....	235
CHAPITRE 15 :	247
<i>Conclusions et perspectives</i>	247
1. Conclusions	247
2. Perspectives	248
BIBLIOGRAPHIE	251

CHAPITRE 1 :

INTRODUCTION

1. Utilisation de l'espace et du temps : aspects évolutifs et concept de migration

L'utilisation de l'espace chez les animaux est guidée par la recherche des ressources vitales dont l'animal a besoin pour sa survie et sa reproduction (BELL 1991, IMS 1995). Dès lors, la structure spatiale d'une population est le résultat du comportement collectif des individus en fonction des ressources existantes dans les différents habitats accessibles au sein de son biotope. L'utilisation de l'espace relie donc le comportement individuel à l'abondance et à la distribution d'une population (BELL 1991, IMS 1995). Pour l'écologiste, l'identification des processus sous-jacents à l'utilisation de l'espace apparaît donc primordiale pour la compréhension de l'écologie animale à l'échelle de la population.

L'optimisation de cette utilisation de l'espace implique un déplacement vers l'habitat qui offre les ressources adéquates aux besoins vitaux de l'animal. Ces besoins évoluant au cours du cycle de vie, les déplacements entre habitats différents doivent s'inscrire dans une séquence temporelle calquée sur les stades de vie successifs par lesquels passe l'animal. La migration est définie comme un déplacement qui concerne l'ensemble des individus d'une population au même stade de développement, qui a un caractère cyclique dans le temps, et qui permet l'arrivée dans un habitat dont les ressources correspondent aux besoins de ces individus (NORTHCOTE, 1984). Il convient donc de distinguer les migrations des déplacements au sein de l'habitat, qui correspondent à une exploitation optimale des ressources disponibles.

Les déplacements qualifiés de migrations ont évolué de manière indépendante parmi beaucoup de groupes d'animaux comme les invertébrés aquatiques et terrestres, les poissons, les amphibiens, les reptiles, les oiseaux et les mammifères. Au gré de l'évolution, les espèces ont pu ainsi alterner entre des phases migratrices et de résidence, ou ont modifié leurs distances et profils de migration au cours du temps. Ces transitions évolutives de comportement se sont apparemment déroulées sans contrainte phylogénique majeure (ALERSTAM *et al.*

2003). En effet, pour une même espèce, il est courant d'observer des écotypes résidents et des écotypes migrateurs (Tableau 1.1).

Poissons	Écotypes	Références
<i>Salmo trutta</i>	Rivière vs mer	NIELSEN <i>et al.</i> 2003 & 2004
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Rivière vs mer Rivière vs mer	MORINVILLE & RASMUSSEN 2003 THERIAULT & DODSON 2003
<i>Oncorhynchus clarki</i>	Migrateur rivière vs résident	JOYCE & HUBERT 2004
Oiseaux		
<i>Erithacus rubecula</i>	Migrateur vs résident	TELLERIA & PEREZ-TRIS 2004
<i>Falco tinnunculus</i>	Migrateur vs résident	APARICIO 2000
Mammifères		
<i>Papio hamadryas h.</i>	Migration sexuelle des mâles	PHILLIPSCONROY <i>et al.</i> 1992

Tableau 1.1 : Quelques exemples d'espèces pour lesquelles des écotypes migrateurs et résidents sont conjointement observés.

Table 1.1 : Examples of species exhibiting both migratory and resident ecotypes

Cette grande flexibilité de présence ou d'absence de migration au sein d'une même espèce peut surprendre pour un phénomène aussi complexe. En effet, la migration nécessite des instructions génétiques précises pour (1) la programmation dans l'espace (distance) et dans le temps (circannuel) du déplacement, (2) les adaptations physiologiques pour préparer les dépenses énergétiques ou s'adapter à un nouvel environnement (diadromie), (3) les adaptations comportementales en réponse aux contraintes associées au déplacement (eau courante, vent, exposition à la prédation,...), et (4) le contrôle de l'orientation et de la navigation (BERTHOLD 2001).

Pour les animaux qui vivent dans des milieux dynamiques, c'est-à-dire un milieu lui-même en mouvement, l'utilisation de l'espace est une combinaison entre des déplacements actifs (qui nécessitent une dépense d'énergie) et des mouvements passifs qui consistent en un transport par le milieu en mouvement. Quand il possède des repères (géographiques, magnétiques, célestes), l'animal peut compenser activement un déplacement passif engendré par le milieu dynamique et maintenir un contrôle comportemental sur son déplacement net. Dans le cas où l'animal ne compense pas son déplacement passif, l'utilisation de l'espace dans un habitat dynamique ne résulte pas uniquement de comportements adaptatifs de l'individu, mais aussi de l'influence physique du milieu sur les déplacements nets. Pour les animaux vivant en milieu dynamique, estimer la contribution relative entre les déplacements passifs et actifs est crucial pour comprendre les processus sous-jacents à l'utilisation de l'espace et à la distribution des populations (MAURITZEN *et al.* 2003). Les animaux qui vivent en rivière sont particulièrement exposés à l'influence du courant d'eau sur leurs déplacements, et ont développé des adaptations morphologiques et comportementales qui leur permettent d'utiliser au mieux le facteur « vitesse de courant » pour optimiser leurs déplacements.

2. Cycle global de migration chez les poissons de rivière

Au cours des différentes périodes de leur vie, les poissons d'eau douce utilisent plusieurs habitats pour optimiser des processus biologiques essentiels comme l'alimentation, la reproduction et la survie (NORTHCOTE 1984). Au sein de chacun de ces habitats, le poisson utilise une zone spatiale bien définie appelée le domaine vital (GERKING 1959). En fonction des conditions environnementales et/ou de ses besoins biologiques, le poisson réalise des migrations entre ces trois habitats principaux. Selon une vue théorique, lors d'une migration, les contraintes associées au déplacement (coût énergétique, exposition à la prédation) sont compensées par les avantages biologiques proposés par le nouvel habitat, en ce sens que l'utilisation stratégique des différents habitats disponibles confère au poisson plus de chance de transmettre avec succès ses gènes aux générations futures (augmentation du fitness; LUCAS & BARAS 2001).

La migration de reproduction (1 sur la Fig. 1.1) est bien connue et est souvent dirigée vers l'amont des rivières, aussi bien pour les grands migrateurs amphihalins anadromes comme le saumon atlantique *Salmo salar* (THORPE *et al.* 1988), que pour les espèces holobiotiques de rivière. Ainsi, durant leur période de reproduction, la majorité des espèces de rivière sont recensées en phase de migration vers l'amont dans les échelles à poissons aménagées sur les barrages naturels ou artificiels (PHILIPPART *et al.* 2002).

Chez ces espèces, on observe souvent un mouvement vers l'aval en période de post-reproduction (2 sur la Fig. 1.1), correspondant à 3 possibilités : (1) un retour précis vers l'habitat de départ (homing, BARAS & CHERRY 1990), (2) une migration vers une zone de croissance estivale ou de refuge hivernal (en fonction de la période de reproduction), (3) une dérive associée à une forte mortalité naturelle des plus vieilles classes d'âges

Les migrations trophiques (6 sur la Fig. 1.1) sont associées à la croissance. Dans ce cas, le poisson migre vers un habitat (connu ou à découvrir) riche en nourriture, ou pour suivre une migration réalisée par ses proies comme chez le sandre *Sandra luciaperca* (KOED *et al.* 2000). Enfin, lors des conditions hydro-climatiques particulières (sécheresse, crues, hiver), le poisson effectue une migration vers une zone refuge (7 sur la Fig. 1.1) qu'il occupe tant que les conditions lui sont défavorables (COPP 1997, BARTOSOVA *et al.* 2002).

Les mouvements de dispersion vers l'aval des larves et des juvéniles (3 et 4 sur la fig. 1.1) sont principalement décrits comme des mouvements passifs de dérive entre la zone de ponte et d'émergence et les premiers habitats de croissance (nurseries). Ils constituent une étape importante dans le cycle de vie du poisson qui permet d'associer la dispersion à l'utilisation de zones de nurserie de haute qualité et sont en général assimilés à des migrations trophiques (PAVLOV 1994). Bien que l'importance biologique des mouvements de dérive des juvéniles soit reconnue, de nombreuses questions restent posées quant à leurs caractéristiques, leur impact démographique et leur signification biologique.

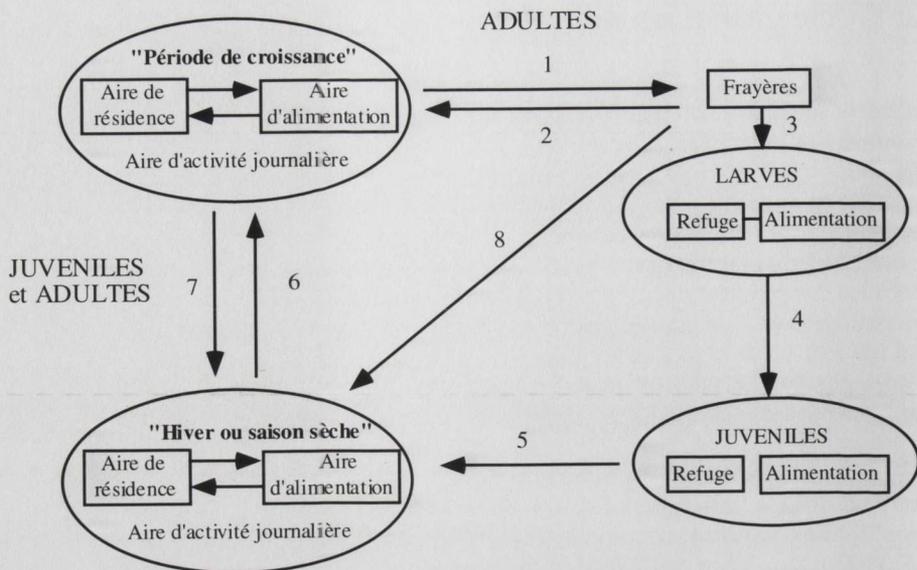


Figure 1.1 : Utilisation d'unités fonctionnelles au cours du cycle de vie d'une espèce de poisson (modifié de Lucas & Baras, 2001). Les cercles représentent les habitats définis par l'aire d'activité journalière, ou domaine vital (home range). Les rectangles sont des zones de micro-habitats présentes dans le domaine vital. Les flèches représentent les différentes migrations possibles entre les différents habitats.

Dans le cas des espèces à reproduction printanière:

- 1-2) Migration de reproduction printanière vers les frayères suivie d'un homing vers les zones de croissance estivale.
- 3) Migration des larves, pour les espèces dont la vie larvaire est pélagique, associée à une dispersion des individus au gré de la dérive dans le cours d'eau. Stade 0+.
- 4) Migration des larves vers leur première zone de nurserie, synchronisée avec le développement ontogénétique aboutissant au stade de juvénile. Stade 0+.
- 5) Migration automnale vers les zones de refuge hivernal. Stade 0+.
- 6-7) Migration vers une zone de croissance estivale et homing vers une zone de refuge hivernal, répétée jusqu'à maturation sexuelle. Du stade 1+ au stade de géniteur.
- 8) Cas particulier des Salmonidae à reproduction automnale, dont la fin de la reproduction coïncide avec l'arrivée de l'hiver.

Figure 1.1. : Use of functional units during a life cycle of a fish species (modified from LUCAS & BARAS 2001). Circles represent the daily activity habitat or home range. Rectangles are micro-habitats inside the home range. Arrows show the different possible migration between different habitats.

In the case of a spring spawning species :

- 1-2) Spring spawning migration towards spawning grounds followed by a homing back to the summer growth areas.
- 3) Larval migration, for species with a pelagic larval life, associated with a dispersion of individuals by drift with the water current. 0+ Stage.
- 4) Larval migration towards the first nursery grounds, linked with the ontogenic development leading to the juvenile stage, 0+ stage.
- 5) Autumnal migration towards refuge areas, 0+ stage.
- 6-7) Summer growth migration and winter refuge migration, repeated until the sexual maturity, from 1+ to the adult stage.
- 8) Particular case of salmonids species with autumnal reproduction.

3. Dérive-dispersion *versus* migration des poissons en rivière

Le concept de migration fait en général référence à l'individu qui se déplace activement vers un habitat particulier. Le concept de dispersion se place plutôt du point de vue de l'habitat d'origine de l'individu, appelé la source, et correspond donc au départ des individus depuis la source. Dans certains cas, la dispersion peut faire partie du cycle de migration (ce qui implique qu'elle affecte tous les individus et sera compensée par une migration inverse ultérieurement). Dans d'autres cas elle est unidirectionnelle (NATHAN *et al.* 2003). Il existe en effet chez les poissons des dispersions qui ne font pas partie du cycle de migration de l'espèce, dans le sens où elles correspondent à un déplacement du poisson vers un nouvel habitat qui ne sera pas compensé ultérieurement par une migration inverse. Ces phénomènes de dispersion sont impliqués dans l'utilisation des ressources, le recrutement et les interactions entre métapopulations (HANSKI 1999).

D'un point de vue mécanistique, PAVLOV (1994) décrit trois formes principales de migration vers l'aval (Fig. 1.2):

Migration passive : le poisson dérive à la même vitesse que le courant, son corps n'est pas orienté par rapport au sens du courant ;

Migration active : le poisson est dos au courant et nage activement vers l'aval, sa vitesse nette est supérieure à celle du courant ;

Migration semi-active (ou semi-passive) : le poisson nage à contre-courant, mais sa vitesse est inférieure à celle du courant opposé, le déplacement net se fait vers l'aval.

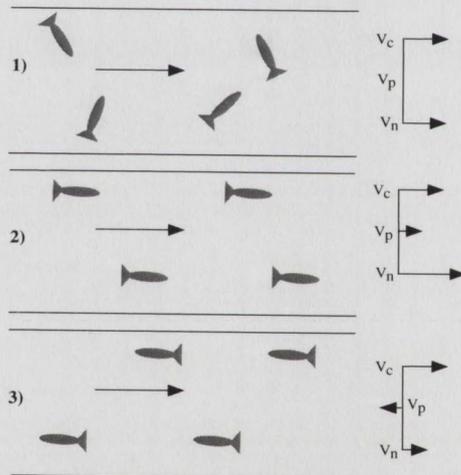


Figure 1.2 : Types de migrations vers l'aval. 1) Migration passive ; 2) Migration active ; 3) Migration semi-passive. V_c = Vitesse du courant, V_p = vitesse de nage du poisson ; V_n = vitesse nette du poisson. Modifié de Pavlov (1994).

Figure 1.2 : Types of downstream migration. 1) Passive migration ; 2) Active migration ; 3) Semi-passive migration. V_c = Current velocity ; V_p = swimming fish velocity ; V_n = net fish velocity. From Pavlov (1994).

4. Principaux types de migrations vers l'aval

4.1. Dérive post-éclosion

La première migration effectuée par les poissons de rivière au cours de leur vie est une migration vers l'aval qui semble concerner la grande majorité des espèces (PAVLOV 1994). En général, chez les jeunes stades, ces mouvements d'avalaison font partie intégrante du cycle de vie du poisson, et correspondent à un déplacement des frayères vers les zones de nurserie (PAVLOV 1994). On qualifie souvent ces déplacements d'avalaison de dispersions car ils se déroulent en général sous la forme de dérive au gré du courant (exemple 1 sur la figure 1.2). Il s'agit effectivement d'une dispersion, mais dont la signification biologique (étape du cycle migratoire) la classe parmi les migrations.

Au cours de toute migration, les risques de mortalité sont élevés, notamment en raison d'une exposition accrue à la prédation. En conséquence, comme cette première migration concerne des individus sans défense que sont les larves et les juvéniles (capacité de nage limitée, vision imparfaite, ...), les espèces ont évolué vers des patrons de migration différents pour optimiser la survie. Les espèces dont le taux de fécondité est faible ont évolué vers des comportements qui confèrent un bon taux de survie durant les premiers stades de développement. C'est le cas chez les Salmonidae rhéophiles dont les œufs sont enfouis dans un substrat caillouteux, et dont la première dérive apparaît seulement à l'émergence des jeunes au stade de juvéniles après un développement embryonnaire complet dans ce même substrat (BARDONNET 2001). Cette première transition d'habitat correspond pour ces juvéniles à la recherche d'une aire d'alimentation qui doit se faire en s'exposant à la force du courant de la rivière et aux risques de prédation liée à cette exposition (BARDONNET *et al.* 1993). Bien que l'aire d'alimentation des 0+ de saumon atlantique (*Salmo salar*) corresponde avec les zones d'émergences, on observe néanmoins une dérive chez cette espèce, dont le rôle probable est la diminution de la densité sur la zone d'émergence (BEALL *et al.* 1994). A l'inverse des Salmonidae, d'autres espèces de poissons compensent les risques de mortalités des 0+ par un haut taux de fécondité et par l'éclosion d'un grand nombre de larves dans le milieu, comme chez beaucoup de Cyprinidae. Certaines espèces de Cyprinidae sont connues pour exhiber des dérives larvaires massives, comme le gardon *Rutilus rutilus* (PAVLOV 1994).

4.2. Migrations de refuge climato-dépendantes

D'une manière plus générale, la plupart des espèces des climats tempérés effectuent une migration automnale vers l'aval, depuis les habitats peu profonds de croissance estivale vers des habitats plus profonds et plus calmes de refuge hivernal (LUCAS & BARAS 2001). Ces va-et-vient entre les habitats estivaux et hivernaux sont les principales migrations présentes annuellement chez les individus sub-adultes.

Ces migrations vers l'aval concernent également d'autres stades de vie que les jeunes chez les poissons de rivière. Des conditions environnementales exceptionnelles comme les crues, les sécheresses ou des pollutions peuvent forcer les poissons à des déplacements vers l'aval qui peuvent ne plus correspondre à des migrations. Néanmoins, ces déplacements sont souvent à l'origine d'une migration de compensation pour regagner la zone de départ (LANGFORD 1981, BARAS *et al.* 1994). Dans le cas où ces déplacements forcés drainent des populations de poissons en aval sans possibilité de retour sur le site de départ, on assiste alors à une dispersion forcée (HARVEY 1987).

4.3. Retour post-reproduction

Pour les espèces qui effectuent une migration vers l'amont pour gagner des sites de reproduction, on assiste en général à un retour vers l'aval après la reproduction. Cette migration de post-reproduction peut conduire au site de départ pré-reproduction (homing post-reproducteur, BARAS & CHERRY 1990, OVIDIO 1999), ou conduire à un autre site, de croissance ou de refuge par exemple. Pour les individus les plus âgés, l'énergie investie dans la migration et la reproduction peut induire une mortalité naturelle post-reproduction importante. Ces poissons alors moribonds voire déjà morts dérivent au gré du courant, on ne peut pas parler de migration dans ce cas précis.

4.4. Migration d'avalaison des migrateurs amphihalins

Pour les espèces qui effectuent des migrations diadromes, la migration de dévalaison des rivières vers la mer est une étape importante. Dans les fleuves d'Europe occidentale, les espèces concernées par ces migrations diadromes sont : la grande alose *Alosa alosa*, l'alose feinte *A. fallax*, l'anguille européenne *Anguilla anguilla*, les lamproies marine *Petromyzon marinus* et fluviatile *Lampetra fluviatilis* (cyclostomes considérés ici dans le groupe des poissons par facilité), le saumon atlantique *Salmo salar*, la truite de mer *Salmo trutta*, l'esturgeon européen *Acipenser sturio*, le corégone oxyrinque *Coregonus oxyrinchus* et le flet *Platyichthys flesus*. Nous décrivons ici les deux principaux exemples de migrateurs diadromes que sont le saumon atlantique et l'anguille européenne, espèces les mieux documentées.

Le saumon atlantique est un migrateur anadrome, qui passe la plupart de sa phase de croissance en mer avant de migrer au stade adulte vers les rivières pour la reproduction (LUCAS & BARAS 2001). Une fois la reproduction terminée, les jeunes saumons (tacons) vont rester deux années en rivière. Au cours de leur deuxième printemps (lors d'une croissance normale), les tacons vont subir des transformations physiologiques qui les préparent à la vie en mer (robe argentée, perméabilité des membranes cellulaires des branchies), ce processus est appelé smoltification. C'est donc au stade de smolt ou saumoneau que ces individus dévalent les rivières chaque année vers les mois d'avril-mai (BYRNE *et al.* 2003).

L'anguille est un migrateur catadrome, qui passe sa phase de croissance principale en eau douce et qui migre au stade adulte en mer pour sa reproduction, qui se réalise dans la Mer des Sargasses (SINHA & JONES 1975). Les jeunes larves d'anguilles, appelées leptocéphales, traversent l'Océan Atlantique vers l'Europe sous l'influence du Gulf Stream, arrivent dans les estuaires au stade civelles, et migrent vers l'amont des rivières pour résider plusieurs années en eau douce au stade anguille jaune. Une fois adultes, les anguilles subissent des transformations morphologiques et physiologiques pour les préparer à la vie en mer (robe argentée, perméabilité des branchies, modification de l'œil). C'est à ce stade que ces individus, dites anguilles argentées, dévalent les fleuves chaque année en automne vers la mer (SINHA & JONES 1975, FEUNTEUN 2002, DURIF 2003).

5. Aspects méthodologiques de l'étude de la dévalaison des poissons en rivière

L'étude des migrations vers l'amont des poissons est rendue aisée par les échelles à poissons (BARAS *et al.* 1994 a&b, PRIGNON *et al.* 1998, PHILIPPART *et al.* 2002). Il est techniquement difficile de mettre en œuvre des dispositifs qui collectent en continu les poissons qui dévalent les rivières. Le problème majeur provient du fait que les migrations coïncident souvent avec des montées de débits qui drainent des grandes quantités de matériaux en suspension (feuilles, branches, déchets). Pour l'étude de la dérive larvaire, des filets à plancton de petite ouverture sont généralement utilisés durant des périodes courtes à intervalles réguliers au cours du nyctémère (PEÑÁZ *et al.* 1992, JURAIDA 1998, REICHARD *et al.* 2001, 2002 a&b, 2004, COPP *et al.* 2002, OESMANN 2003). Cette méthode est considérée comme un bon compromis entre le temps d'échantillonnage et le taux de colmatage du filet, dont il faut tenir compte dans les estimations de dérive (FAULKNER & COPP 2001). Néanmoins, son efficacité est limitée lors des crues en raison du colmatage trop rapide des filets. Lors de migrations printanières des smolts de Salmonidae vers l'aval, des pièges temporaires à la dévalaison sont utilisés. Ils sont souvent constitués de grilles verticales disposées obliquement par rapport à l'axe de la rivière, avec un piège à l'extrémité aval de la grille dans lequel sont stockés les poissons (CARLSEN *et al.* 2004). Ce système requiert un nettoyage quasi constant des grilles, ce qui présente une contrainte souvent lourde et explique son utilisation limitée dans le temps.

L'usage de la biotélémetrie (radio ou acoustique) permet une approche individuelle qui peut révéler des tendances de comportements d'une population en fonction du nombre d'individus marqués. Étant donné que son utilisation est limitée par la taille et le poids des poissons, les migrateurs diadromes comme l'anguille (BERHMANN-GODEL & ECKMANN 2003) et les Salmonidae (AARESTRUP *et al.* 2002) sont les principales espèces dont les migrations de dévalaison ont été étudiées de cette manière.

Enfin, les captures de poissons sur les filtres des prises d'eau de centrales hydroélectriques ou thermiques ont été étudiées sur différents sites (MARCY 1973, HADDERINGH 1978, PAGE *et al.* 1979, VAN DENSEN & HADDERINGH 1982, DEMPSEY 1988, VERREYCKEN *et al.* 1990, PAVLOV *et al.* 1999), et ont parfois été utilisées comme source d'informations sur les mouvements de dévalaison. (OLIVIER 1992) a ainsi étudié les rythmes de dérive des 0+ dans le Haut-Rhône sur la base de captures de poissons sur une prise d'eau d'une centrale nucléaire. Des variations saisonnières des taux de captures sur les filtres ont ainsi été mises en évidence sur des centrales thermiques du Rhin et de la Meuse (HADDERINGH *et al.* 1983). CARTER & READER (2000) ont observé les mêmes patrons de dérive de 0+ de Cyprinidae à la fois sur les filtres d'une prise d'eau de refroidissement et dans un filet à dérive installé directement dans la rivière.

Dans la mesure où les captures de poissons sur les prises d'eau de centrales sont représentatives des profils de mobilité vers l'aval des poissons en rivière, cet outil est le seul qui permet un suivi en continu de ces comportements en grande rivière, avec une réserve liée au fonctionnement de la centrale.

CHAPITRE 2

CONTEXTE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE

1. Les grands fleuves européens

La plupart des grands fleuves européens dont la Meuse ont subi, au cours du siècle passé, les mêmes types de modifications anthropiques, de plus ou moins grande importance (MICHA 1975, MICHA & BORLÉE 1989, PHILIPPART 1990, BILLEN *et al.* 1995, PEÑÁZ *et al.* 1999, WOLTER *et al.* 2000, KESTEMONT *et al.* 2002). La canalisation des rivières (modification du profil de la rivière par draguage d'un chenal, transformation des berges naturelles en berges artificielles) et la fragmentation de leur parcours longitudinal par des barrages régulant le débit et le niveau d'eau, ont été les premières modifications importantes des grands cours d'eau au milieu du 19^{ème} siècle et au début du 20^{ème} siècle. Le ralentissement du débit a provoqué des dépôts de limon sur le substrat et a favorisé une communauté de poissons eurytopiques (zones à brème, HUET 1949) à la place d'une communauté rhéophile plus exigeante (zone à barbeau, HUET 1949). De plus, la fragmentation des habitats par les barrages a progressivement fermé les accès vers l'amont des rivières, induisant un déclin important des migrateurs diadromes comme le saumon atlantique. Par ailleurs, cette même fragmentation a isolé des populations de poissons de manière quasi étanche vers l'amont, bouleversant ainsi le cycle de migration de la majorité des espèces (SAUNDERS *et al.* 1991, JUNGWIRTH 1998, BARAS & LUCAS 2001, GIBBS 2001, JAGER *et al.* 2001, MORITA & YOKOTA 2002). Latéralement, les connexions avec les plaines d'inondation ont été rendues souvent impossibles par la transformation des berges. Par ailleurs, les bras morts latéraux et les noues naturelles ont en général disparu des grands fleuves (AMOROS & ROUX 1988, COPP 1997b). Dans la Meuse, quatre annexes latérales semi-artificielles sont présentes entre la frontière française et la ville de Namur, mais leur importance sur le recrutement des 0+ semble très faible en raison de leur intégration dans une hydrologie et une géomorphologie altérées de la Meuse (TANS 2000). Entre Namur et Liège, on note la présence de quelques bras latéraux en béton type "marina" plutôt destinés à faciliter le chargement des péniches ou à accueillir des bateaux de plaisance durant des crues. Leur rôle sur les poissons n'est pas connu.

A l'échelle d'un bassin versant, le nombre total d'espèces de poissons est fortement corrélé à sa superficie. Avec 63 espèces recensées sur un bassin versant total de 36011 Km² (GOFFAUX 2005), la Meuse correspond à la moyenne des autres rivières de la même taille (OBERDORFF *et al.* 1995). Dans le bassin de la Meuse wallonne, 41 espèces autochtones (y compris les espèces éteintes) et 12 espèces allochtones ont été recensées par PHILIPPART & VRANKEN (1983). Cette biodiversité dans le bassin de la Meuse est considérée comme moyenne comparée aux autres grands fleuves européens (KESTEMONT *et al.* 2002). L'étude de la biodiversité ichtyenne en fleuve requiert des techniques adaptées assez lourdes à mettre en œuvre. Par ailleurs, l'abondance relative des espèces est largement influencée par la méthode d'échantillonnage utilisée (KESTEMONT *et al.* 2002). Étant donné que la Meuse peut se comparer à une succession de lacs entre chaque barrage, les techniques à mettre en œuvre pour identifier la composition spécifique des poissons sont celles utilisées en lac (KUBECKA *et al.* 1998).

En Haute Meuse wallonne, on a recensé un total de 24 espèces par des campagnes de pêche scientifique (filets, électricité) (GOFFAUX 2005). Dans l'échelle de Tailfer toujours dans la Haute Meuse, 23 espèces ont été observées en remontée (PRIGNON *et al.* 1998). Des campagnes de pêche scientifique en Meuse liégeoise ont permis de compter 25 espèces (PHILIPPART *et al.* 1988), le même nombre d'espèces étant observé en remontée dans l'échelle du barrage de Monsin (PHILIPPART 2000). Enfin, 32 espèces ont été observées en remontée dans l'échelle du barrage de Lixhe (PHILIPPART & RIMBAUD. 2005). Ces différentes stations de contrôle (Tableau 2.1) permettent d'obtenir un nombre de 36 espèces de poissons dans la Meuse liégeoise.

La comparaison des espèces de poissons présentes dans ces quelques stations de la Meuse met en évidence des différences importantes. Au fur et à mesure que l'on passe de la frontière française vers la frontière hollandaise, la communauté de poissons voit le groupe des rhéophiles être moins important alors que le groupe des limnophiles ubiquistes est mieux représenté. On voit donc que sur son parcours en Wallonie, la Meuse passe progressivement de la zone à barbeau peu altérée à une zone à brème canalisée.

Malgré l'altération des habitats, l'importante biodiversité qui s'est maintenue dans la Meuse peut peut-être s'expliquer par une relativement bonne qualité de l'eau, en cours d'amélioration. Par ailleurs, la disparition des zones latérales naturelles avant la canalisation a pu être compensée par l'utilisation des bas secteurs d'affluents de bonne qualité écologique. La Meuse représente donc un milieu de choix pour étudier des mécanismes biologiques fondamentaux aussi importants que les migrations des poissons dans un contexte de dénatura-tion des habitats et de fragmentation du continuum fluvial, dont l'impact principal agit directement sur le comportement de mobilité des poissons.

ESPECE	Tailfer 1988-1994 PRIGNON <i>et al</i> 1998	Heer- Agimont GOFFAUX 2005	Meuse Liégeoise PHILIPPART <i>et al.</i> 1988	Monsin 1988-1996 PHILIPPART 2000	Lixhe 1999-2004 PHILIPPART <i>et al.</i> 2005	Total
Migrateurs						
<i>Anguilla anguilla</i>	1673	P	1296	7421	14999	v
<i>Salmo salar</i>					15	v
Rhéophiles						
<i>Alburnus bipunctatus</i>	3	P		8	83	v
<i>Barbatulabarbanula</i>		P	8	1	1	v
<i>Barbus barbus</i>	422	P	17	149	94	v
<i>Chondrostomomasus</i>	2296	P	157	13	171	v
<i>Cottus gobio</i>		P			+	v
<i>Lampetra planeri</i>						
<i>Leuciscus cephalus</i>	3198	P	332	3753	258	v
<i>Leuciscusidus</i>	9	P		42	32	v
<i>Leuciscus leuciscus</i>	1973	P	38	7	33	v
<i>Phoxinus phoxinus</i>		P	3		7	v
<i>Salmo trutta</i>	404	P	13	32	75	v
<i>Thymallus thymallus</i>	5					v
Ubiquistes ou limnophiles						
<i>Abramis bjoerkna</i>	6853	P		185	926	v
<i>Abramis brama</i>	1297	P	276	3012	8971	v
<i>Alburnus alburnus</i>		P	9549	7578	22509	v
<i>Carrasius auratus gibelio</i>					4	v
<i>Carrasius carassius</i>	4		7	2	2	v
<i>Cyprinus carpio</i>	1	P	57	1	63	v
<i>Esox lucius</i>		P	26		4	v
<i>Gasterosteus aculeatus</i>			59	8	4	v
<i>Gobio gobio</i>	312	P	833	12	76	v
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	12	P	17	19	4	v
<i>Leucaspis delineatus</i>					1	v
<i>Perca fluviatilis</i>	734	P	475	19	250	v
<i>Pungitius pungitius</i>						
<i>Rhodeus sericeus</i>		P	1	1	2	v
<i>Rutilus rutilus</i>	138518	P	5356	2281	15002	v
<i>Sander lucioperca</i>	10	P		1	5	v
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	50	P	617	33	43	v
<i>Silurus glanis</i>					5	v
<i>Tincatinca</i>	17	P	1030	1	154	v
Non-indigène						
<i>Aspius aspius</i>					13	v
<i>Ictalurus melas</i>			4		1	v
<i>Lepomis gibbosus</i>	1		4	12	1	v
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	41		2		7	v
<i>Pseudorasbora parva</i>						
<i>Salvelinus fontinalis</i>	13			1	3	v
NOMBRE ESPECE	23	24	25	25	32	35

Tableau 2.1 : liste et abondance des espèces recensées par les différentes équipes de recherche en Meuse wallonne. P = présence.

Table 2.1 : List and abundance of fish species recorder by different research team in the Walloon Meuse. P = Presence.

2. Profils de mobilité vers l'aval des poissons en fleuves régulés

Les profils de migration vers l'amont des poissons en grands fleuves peuvent être suivis assez facilement grâce aux contrôles des échelles à poissons, souvent aménagées sur les grands barrages. Ces contrôles permettent de définir les périodes de migration de chaque espèce ainsi que les stades de vie impliqués, et d'en déduire la signification biologique. Associés à des suivis comportementaux individuels par télémétrie lorsque c'est possible, ces contrôles ont permis d'obtenir une source importante et continue d'informations sur ces migrations de remontée. En Meuse, les principales sources biologiques régulières au niveau de ces migrations de remontée viennent des contrôles routiniers des échelles à poissons, notamment au barrage d'Ampsin-Neuville (BARAS *et al.* 1994 a&b), au barrage de Lixhe (PHILIPPART *et al.* 2002) et au barrage de Tailfer (PRIGNON *et al.* 1998).

L'étude des profils de mobilité vers l'aval des poissons en fleuves est moins documentée, principalement en raison d'un manque de techniques adaptées. En effet, le suivi de la dérive larvaire à l'aide de filets à dérive y est toujours possible, mais moyennant la mise en place de méthodes beaucoup plus lourdes qu'en rivière (GALE & MOHR 1978, ARAUJO-LIMA & OLIVEIRA 1998, OESMANN 2003) et donc plus difficilement applicables en routine. Les suivis individuels par télémétrie sont limités par la taille des poissons et ne donnent qu'un aspect représentatif des mouvements de poissons, les comportements de mobilité pouvant présenter des variabilités intra-spécifiques importantes. Il apparaît donc plus difficile de suivre l'ensemble des mouvements vers l'aval des poissons dans leur globalité.

3. Objectifs de la présente étude

En juin 2000, une convention d'étude a été signée entre Laborelec, bureau d'études d'Electrabel, et le LDPH Université de Liège pour établir l'impact des prises d'eau de refroidissement des centrales nucléaires de Tihange et de la centrale TGV de Seraing sur les poissons de la Meuse. En pratique, un protocole de suivi en routine des captures de poissons sur les filtres de ces prises d'eau a été instauré à partir d'octobre 2000. En fin 2001, au terme d'une première année complète de suivi, cette étude a mis en évidence des rythmes saisonniers de captures des poissons qui nous ont conduit à conclure que ces captures dépendaient des profils de mobilité des poissons vers l'aval dans la Meuse.

La caractérisation de la majorité des profils de mobilité vers l'aval des poissons en grande rivière, corollairement aux connaissances acquises au travers des échelles à poissons, reste, nous l'avons vu, un domaine de connais-

sances limité. A l'examen des différentes techniques possibles pour étudier les patrons de mobilité vers l'aval, le suivi des captures des poissons au niveau d'une prise d'eau de refroidissement d'une centrale thermique nous a paru être la technique la plus adéquate pour élaborer un protocole de suivi en continu sur une période de plusieurs années. Nous avons donc poursuivi le protocole de récoltes établi à Tihange en 2001 pour 3 années complémentaires, sous la forme d'une recherche doctorale financée par le FRIA.

Les différents objectifs qui construisent la démarche de recherche de cette thèse feront l'objet des chapitres suivants énoncés ci-dessous :

Le chapitre 4, décrira la communauté de poissons recensée sur les filtres de la prise d'eau de la CNT pour déterminer l'efficacité de ce type d'échantillonnage par rapport aux méthodes utilisées dans les autres stations de la Meuse.

L'objectif du Chapitre 5 est de mettre en évidence les patrons annuels et saisonniers des profils de dévalaison des poissons dans la Meuse, selon un aspect global au niveau des espèces. Ce chapitre introduit les trois chapitres suivants qui assureront au minimum un descriptif des captures pour chaque espèce recensée. Bien que ces chapitres puissent paraître répétitifs au lecteur, il nous paraît incontournable d'examiner les mouvements de l'ensemble de la communauté de poissons observée dans la Meuse à Tihange.

Le Chapitre 6 traitera particulièrement le cas des migrateurs amphihalins. L'objectif sera de caractériser les patrons de migration en fonction des facteurs environnementaux, ainsi que de discuter l'impact des prises d'eau de centrales sur ce groupe particulier de poissons.

Le Chapitre 7 tentera de mieux cerner la signification biologique des profils de mobilité vers l'aval des poissons rhéophiles, en déficit démographique dans cette zone à brème canalisée. Nous distinguerons les différentes classes d'âge et nous nous focaliserons particulièrement sur l'influence possible de la canalisation sur les profils de dérive des 0+ et l'implication sur le recrutement de ces espèces.

L'objectif du Chapitre 8 sera similaire à celui du Chapitre 7, mais en étudiant le cas des poissons limnophiles, mieux adaptés pour la plupart aux caractéristiques de la zone à brème.

Après avoir décrit les profils saisonniers des différentes espèces, le Chapitre 9 caractérisera les patrons journaliers de dévalaison des poissons, dans l'objectif d'étudier les stratégies de dévalaison développées par les poissons, notamment les jeunes de l'année (0+), au cours du nyctémère sous différentes conditions hydrologiques.

Au Chapitre 10, une investigation des profils de dérive des 0+ dans un affluent cyprinicole de la Meuse, la Mehaigne, sera présentée, afin de les comparer aux observations faites en Meuse et de mieux cerner les connections démographiques entre les affluents et la Meuse.

Dans cette même logique, le Chapitre 11 comparera les données de dérive des 0+ dans la Meuse à Tihange avec un suivi de la dérive au filet sur un second site de la Meuse, soit le barrage d'Andenne, pour corroborer et éventuellement compléter les données de Tihange.

Le dernier chapitre de résultats a pour objectif de valider l'utilisation de la microchimie des otolithes de poissons pour déterminer l'origine des poissons interceptés à Tihange, en se basant sur le chabot comme modèle biologique.

CHAPITRE 3

MATERIELS ET METHODES

1. La Meuse dans le bief Andenne-Ampsin

Sur son parcours belge, la Meuse se divise en trois parties : la Haute Meuse, depuis la frontière française à la confluence avec la Sambre à Namur, la Meuse moyenne, entre Namur et le barrage de Lixhe, et la Grensmaas sur la frontière belgo-hollandaise (Fig. 3.1).

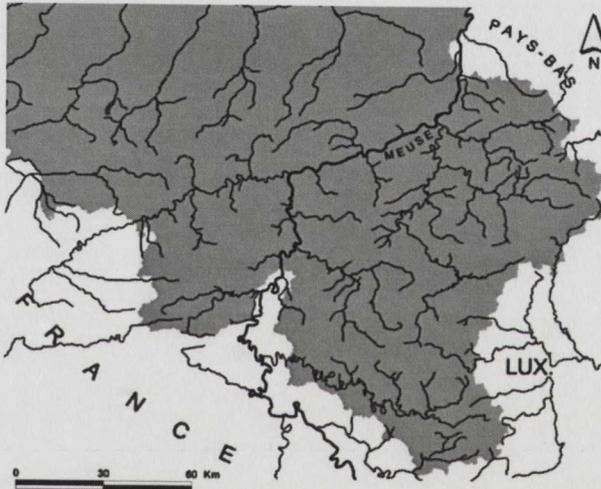


Figure 3.1 : La Meuse sur son parcours belge, et ses principaux affluents.

Figure 3.1 : The River Meuse along its Belgian course and its main tributaries.

La zone globale d'étude dans le bassin de la Meuse moyenne s'étend du barrage d'Andenne au barrage d'Ampsin-Neuville (Fig. 3.2), où la superficie du bassin versant de la Meuse à la hauteur du barrage d'Ampsin-Neuville est de 17100 km². Quatre affluents se jettent dans ce bief de la Meuse, deux petits que sont respectivement, en venant d'Andenne, le Ruisseau de Morogne et la

Solière, et deux plus importants que sont la Mehaigne (361 km²) et le Hoyoux (255 km²). Dans ce bief, la rive droite de la Meuse est à 100% canalisée, verticale en béton, ainsi que plus de 90% de la rive gauche. Trois îles sont également présentes dans ce bief, dont les bras droits non-navigables offrent aux poissons des zones calmes avec de la végétation riveraine en bord d'îles (Photo 1). Dans sa majeure partie, le profil de la Meuse correspond à un « U » droit, avec une profondeur moyenne d'environ 6m, et un substrat boueux colmaté. La largeur moyenne du fleuve est d'environ 100m. Deux kilomètres en amont du barrage d'Ampsin se trouve la Centrale Nucléaire de Tihange (CNT) en rive droite du fleuve (Photo 2).

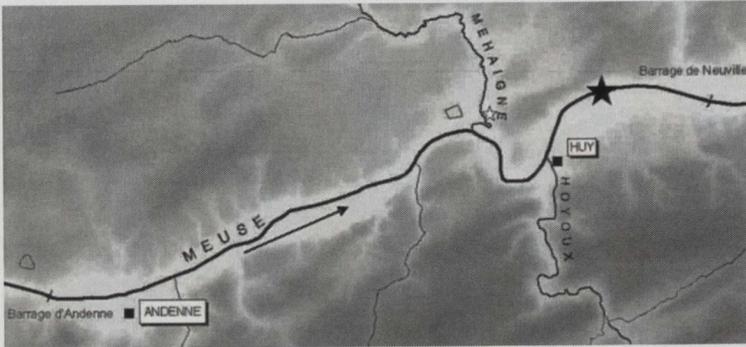


Fig. 3.2 : Site d'étude en Meuse, localisé entre le barrage d'Andenne et le barrage d'Ampsin-Neuville. L'étoile noire représente la localisation de la CNT, l'étoile blanche représente la localisation du site d'étude de la dérive des 0+ en basse Mehaigne.

Figure 3.2 : Study sites in the River Meuse, between the Andenne dam and the Ampsin-Neuville dam. The black star indicates the location of the TNPP (Tihange Nuclear Power Plant), the white star indicates the 0+ drift study site in the low course of the Mehaigne River.



Photo 1

Les barrages d'Andenne et d'Ampsin-Neuville sont équipés chacun de trois turbines Kaplan d'une capacité totale d'environ 300 m³/s. Aucun débit réservé n'est exigé sur les déversoirs, en conséquence durant certaines périodes, l'intégralité du débit de la Meuse est turbiné. Aucun dispositif n'est prévu pour le passage des poissons vers l'aval. Par contre deux échelles à poissons Denil équipent le barrage d'Ampsin-Neuville, et une échelle à bassins (non efficace) équipe le barrage d'Andenne. Enfin, des écluses sont également aménagées au niveau de ces barrages.

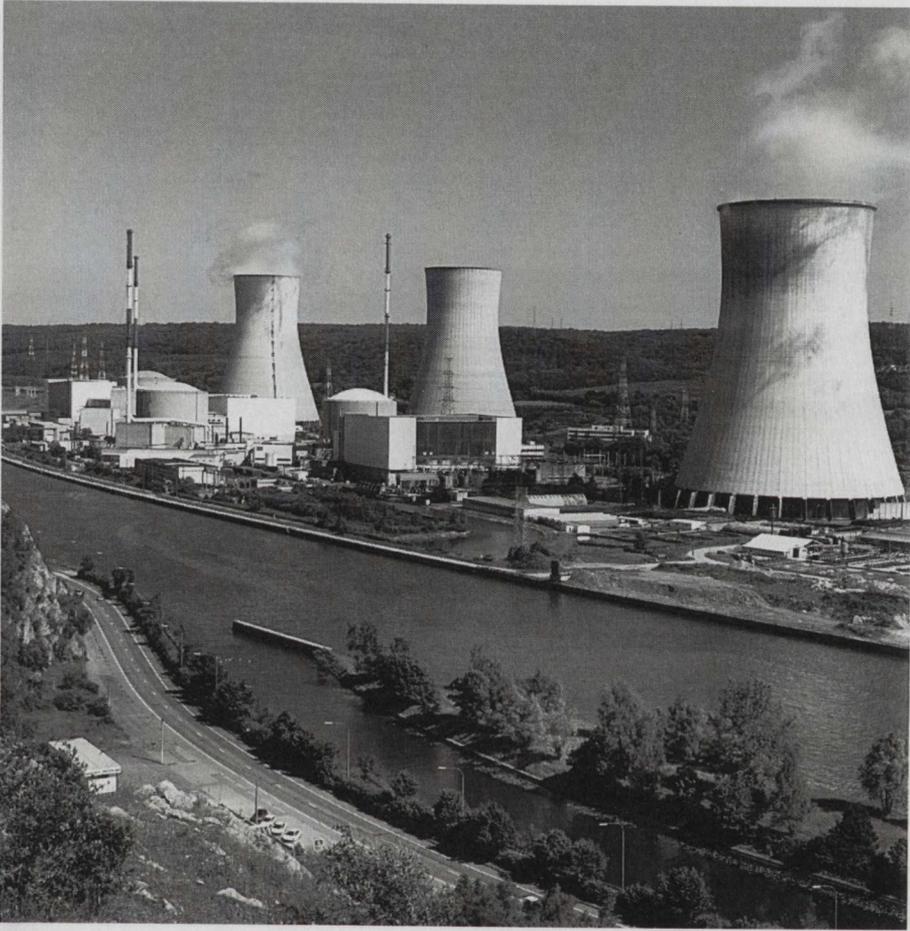


Photo 2

2. Description des prises d'eau des Centrales Nucléaires de Tihange (CNT)

2.1. Disposition du canal d'amenée

La Zone de Production Nucléaire de Tihange (ZPNT) est composée de trois centrales nucléaires totalisant une puissance de 2937 MW. Afin de refroidir ses réacteurs nucléaires, chaque centrale est munie d'une station de pompage d'eau de Meuse, disposée dans un canal de dérivation de la Meuse appelé canal d'amenée. Celui-ci s'ouvre dans la rive droite de la Meuse et a une longueur d'environ 1000 m (Fig. 3.3).

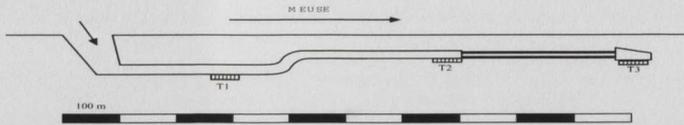


Figure 3.3 : Schéma du canal d'amenée alimentant successivement les prises d'eau des centrales de Tihange 1 à 3 (T1-3).

Figure 3.3 : Drawing of the intake canal successively providing the water intakes of the plants Tihange 1 to 3 (T1-3).

A son ouverture dans la berge de la Meuse sous le niveau de l'eau, l'entrée du canal d'amenée a une largeur de 76 m et une hauteur de 5.5m et est constituée de 12 corridors de 6 m de large (aire exacte d'ouverture = 396 m²) (Fig. 3.4). Au cours de sa progression vers les stations de pompage, le canal d'amenée se rétrécit en largeur et en profondeur pour prendre un profil en U de 3.3 m de profondeur et de 11.3 m de large entre Tihange 1 et 2. En aval de Tihange 2, le canal se divise en deux tubes de 3.2m de diamètre qui débouchent dans un bassin en béton dont la rive droite correspond à la prise d'eau de T3. Il n'y a pas de connexion entre la fin du canal d'amenée et la Meuse.

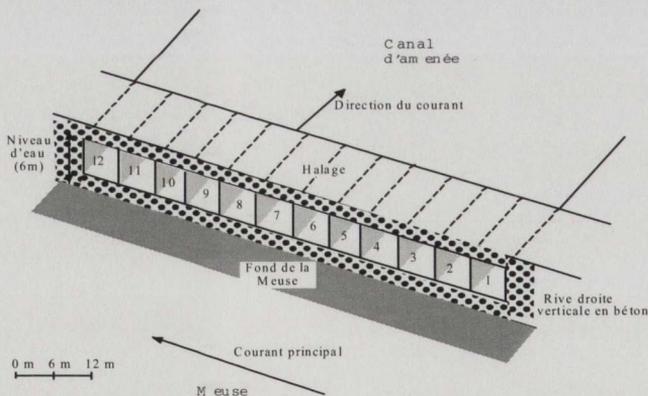


Figure 3.4 : Vue en 3D de la prise d'eau du canal d'amenée située sous eau en rive droite de la Meuse.

Figure 3.4 : 3D view of the water intake located underwater along the right bank of the River Meuse.

2.2. Les prises d'eau

La prise d'eau de Tihange 1 est latérale et est située environ 300 m en aval de l'ouverture du canal d'amenée sur la Meuse (Photo 3). La prise d'eau de Tihange 2 est également latérale, et est située environ 350 m en aval de T1. Elle est munie de guides en béton qui orientent le flux d'eau vers les différentes divisions de la prise d'eau (Photo 4). La prise d'eau de Tihange 3 est terminale et se situe dans le bassin en cul-de-sac qui ferme le canal d'amenée (Photo 5).



Photo 3



Photo 4



Photo 5

Chaque station de pompage alimente le circuit de refroidissement par 2 pompes dont la capacité est de $18 \text{ m}^3/\text{s}$. Pour éviter que des débris entrent dans le circuit de refroidissement, des filtres ont été placés en amont des pompes. Ces systèmes sont similaires sur les trois tranches.

2.2.1. Les grilles verticales

En première ligne, des grilles verticales sont disposées sur toute la hauteur de la rive droite du canal d'amenée (Photo 6). Chaque station est munie de 6 grilles dont la superficie totale de filtration est de 75 m^2 . L'espacement entre chacun des barreaux de ces grilles est de 40 mm. Le colmatage de ces grilles étant inévitable voire parfois rapide dans un fleuve comme la Meuse, un système de nettoyage automatique équipe chaque grille. A fréquence régulière, un râteau (dégrilleur) dont la largeur des dents correspond à l'espacement entre les barreaux des grilles, coulisse verticalement vers le bas de la prise d'eau le long d'un rail, suspendu par un câble. Arrivé en fin de course au pied de la grille, le dégrilleur bascule en position horizontale pour planter ses dents entre les barreaux. Ensuite, le câble de suspension du dégrilleur l'entraîne vers la surface, ce qui racle les grilles de tous les déchets accumulés (Photo 7). Arrivé au-dessus de la grille, le dégrilleur bascule vers l'avant pour vider son contenu dans un caniveau (Photo 8) qui évacue tous les déchets vers un conteneur de

stockage (Photo 9). Ce conteneur est perforé de trous et se trouve dans une fosse en béton dont le fond est plus ou moins à la même hauteur que le canal d'amenée. Le trop plein d'eau qui filtre par les trous du conteneur passe de la fosse vers le canal d'amenée par un siphon.



Photo 6

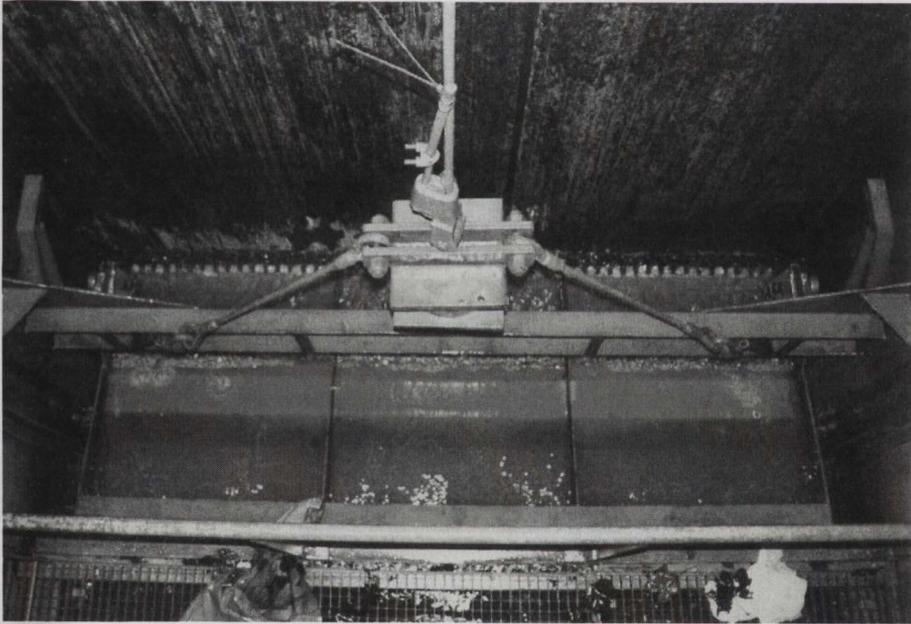


Photo 7

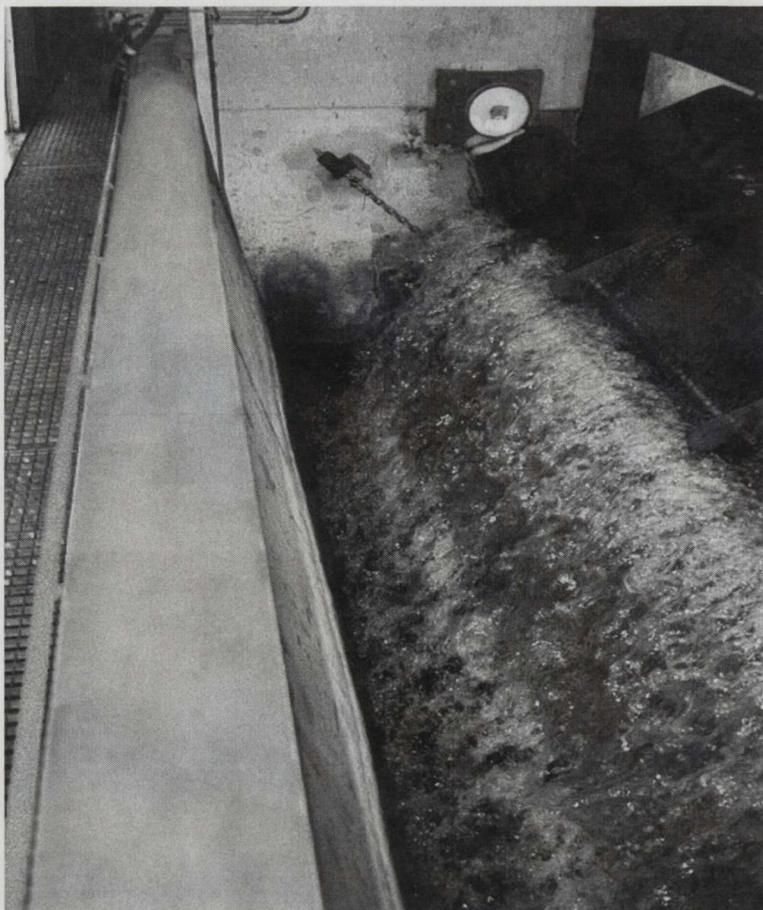


Photo 8

A Tihange 1, le conteneur à déchets est également percé de trous sur le fond, ce qui le maintient toujours à sec et ne laisse aucune chance de survie aux poissons (Photo 10). A Tihange 2, seules les parois du conteneur sont perforées et le caniveau d'évacuation est en permanence alimenté par une pompe qui débite de l'eau de Meuse pour éviter des bouchons de débris dans le caniveau. Cela amène un renouvellement d'eau continu dans le conteneur, ce qui permet une meilleure survie à moyen terme des poissons, surtout en période estivale. Le conteneur de Tihange 3 est similaire à celui de Tihange 2, mais aucun débit d'eau n'est maintenu dans le caniveau, ce qui réduit le renouvellement de l'eau dans le conteneur aux seuls apports par les dégrilleurs et ne favorise pas une bonne survie des poissons en période estivale.

Rappelons qu'en fonctionnement normal en dehors de la période d'étude, le conteneur de dégrillage est vidé dans un conteneur de stockage. Les poissons (vivants ou morts) sont alors considérés comme des déchets et n'ont aucune chance de survie.



Photo 9



Photo 10

2.2.2. Les tambours filtrants

En aval des grilles verticales s'ouvrent deux grandes fosses rectangulaires en béton dans lesquelles se trouve un tambour filtrant, deuxième système de filtration des circuits de refroidissement. Ces tambours filtrants sont des cylindres semi immergés dont l'armature est équipée de fenêtres en tamis de 4 mm de maillage (Photo 11). L'eau en provenance du canal d'amenée doit traverser la partie inférieure du tambour du bas vers le haut, ce qui entraîne une accumulation des petits déchets sur le tamis. Lorsque le colmatage devient trop important, une différence de hauteur d'eau limite enregistrée entre l'amont et l'aval du cylindre entraîne sa rotation pour exposer la partie immergée à des jets d'eau de 4 bars de pression qui éjectent les déchets colmatés vers un caniveau d'évacuation (Photo 11). Ce caniveau abouti dans le bassin de rejet d'eau chaude en Meuse. Par conséquent, les déchets et les poissons retenus sur les tambours filtrants sont rendus à la rivière. Néanmoins pour les poissons, les traitements subis lors de cette étape (colmatage sur le tamis avec une forte pression d'eau, exondation d'une bonne demi-minute avant éjection par des jets de 4 bars, passage dans un caniveau coudé à plusieurs reprises avec beaucoup de turbulences, arrivée dans un bassin d'eau chaude avec un stress thermique variable de 10°C à 20°C en fonction de la saison) induisent une mortalité assez importante, estimée à 70 % (Sonny *et al.* 2002).



Photo 11

3. Protocole de récolte des poissons sur les prises d'eau de la CNT en 2001-2004.

3.1. Dans les bacs de dégrillage

Comme expliqué au point 2, les conteneurs de dégrillage accumulent tous les poissons retenus sur les grilles, avec des fuites non quantifiées de petits poissons par les trous latéraux. Au cours de l'année 2001, les conteneurs des trois prises d'eau ont été échantillonnés, alors qu'en 2002-2004, seuls les conteneurs de Tihange 2 et 3 ont été échantillonnés car les grilles de Tihange 1 n'amènent que peu d'information (cf. 3.4). Le protocole de récolte est resté le même durant toute l'étude : les conteneurs de chaque unité ont été vidés systématiquement tous les lundis, mercredis et vendredis, excepté lors de conditions exceptionnelles (jours fériés de la CNT, grèves,...). Les conteneurs sont enlevés de leur fosse à l'aide d'un palan d'une capacité de 15 tonnes, manipulé par un ouvrier Electrabel (Photo 12). Ensuite, à l'aide de pelles et de fourches, chaque bac est fouillé à la recherche des poissons parmi les nombreux déchets (Photo 13). Pendant la fouille, un fond d'eau est maintenu dans le conteneur afin de laisser au maximum les poissons dans l'eau, excepté lors de compactages exceptionnels de déchets pendant les crues. Une fois la fouille terminée (durée variable de 10 min à plus d'une heure par conteneur en période de crue), le conteneur est vidé à la pelle ou par bascule à l'aide du palan dans un conteneur d'accumulation plus gros. Ensuite, le conteneur vidé est replacé dans la fosse jusqu'à la récolte suivante.



Photo 12

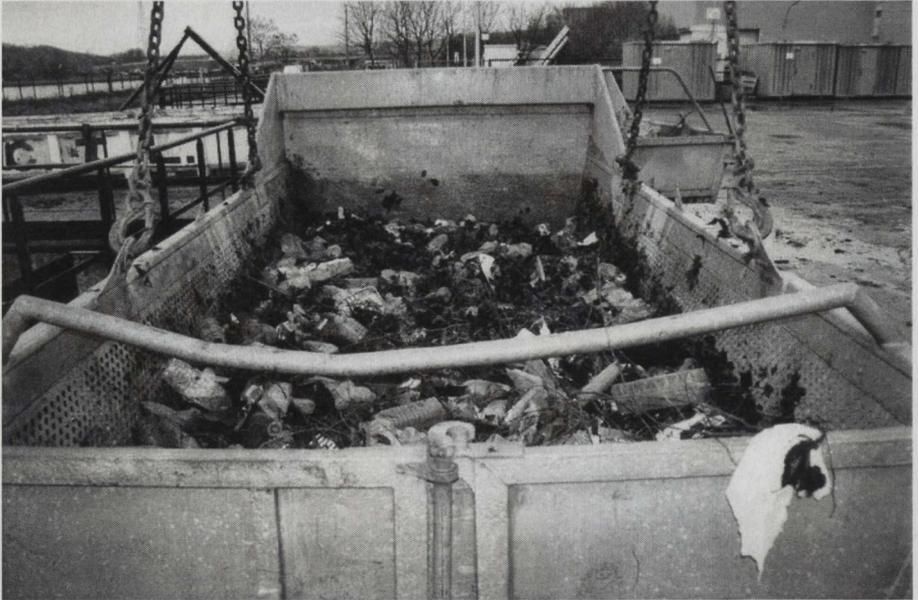


Photo 13

3.2. Au niveau des tambours filtrants

En 2001, les tambours filtrants des trois centrales ont été échantillonnés. Ces résultats nous ont conduits à adopter pour la suite de l'étude un protocole d'échantillonnage concentré uniquement sur Tihange 1 (cf. 3.4).

Pour la récolte des poissons colmatés sur les tamis des tambours filtrants, une technique particulière a été mise en place à Tihange 1. Une épuisette de la même forme que celle du caniveau est placée directement dans les caniveaux des deux tambours filtrants, avec un filet en cône de 1.5 m de profondeur et un maillage de 10mm (Photo 14). Lors d'un enclenchement automatique du tambour filtrant suite à l'enregistrement d'une différence de pression, le temps de nettoyage par les jets de 4 bars est de 20 minutes. Par ailleurs, un enclenchement manuel du tambour filtrant entraîne un nettoyage de la même durée. Par conséquent, nous avons procédé, avec la même fréquence que pour les grilles, à un enclenchement manuel des deux tambours filtrants pour une récolte à l'épuisette de 20 minutes. Les deux tambours filtrants de Tihange 1 ont été échantillonnés au cours de l'année 2001 et 2002, sans nettoyage préalable. Pour cette période, le nombre de poissons capturés sur les tambours au cours de ces deux années correspond à une durée de capture indéterminée depuis le dernier nettoyage automatique. Durant le reste de l'étude en 2003 et 2004, un seul tambour a été échantillonné afin de réduire l'effort d'échantillonnage dans la mise au point d'un contrôle de routine sur les prises d'eau de la CNT. Avant chaque

échantillonnage, le tambour filtrant est d'abord mis en route une première fois sans récolter, puis une seconde fois en récoltant, de manière à pouvoir estimer le nombre de poissons capturés par unité de volume filtré. La récolte avait lieu tous les lundis, mercredis et vendredis matin, vers 9h à Tihange 1.



Photo 13

Sur les autres tranches, Tihange 2 et Tihange 3, la disposition du caniveau d'évacuation des déchets des tambours filtrants est différente. En effet, sur le parcours de ce caniveau se situe une bifurcation en T munie d'un batardeau qui permet d'amener l'eau d'évacuation vers l'une ou l'autre branche du T (Photo 15). Une des branches conduit au bassin de rejet d'eau chaude, et l'autre rejoint le caniveau d'évacuation des dégrilleurs, et *in fine* le conteneur de dégrillage. En temps normal, le batardeau ferme l'accès vers le caniveau des dégrilleurs et maintient donc l'évacuation vers le bassin de rejet d'eau chaude. Au cours de l'année 2001, des échantillonnages de 20 minutes des tambours filtrants ont été réalisés après la vidange du conteneur de dégrillage. Lorsque le conteneur vidé était replacé dans la fosse, le batardeau était inversé pour amener le filtrat des tambours filtrants dans le conteneur de dégrillage pendant une récolte-échantillon de 20 minutes, soit le temps normal de fonctionnement des tambours filtrants. Ensuite, le conteneur était à nouveau sorti de sa fosse pour procéder à sa vidange en triant les poissons. A partir de 2002, les récoltes sur les tambours filtrants de Tihange 2 et 3 ont été abandonnées dans la mise au point d'un protocole de récolte en continu avec un effort de pêche adapté.

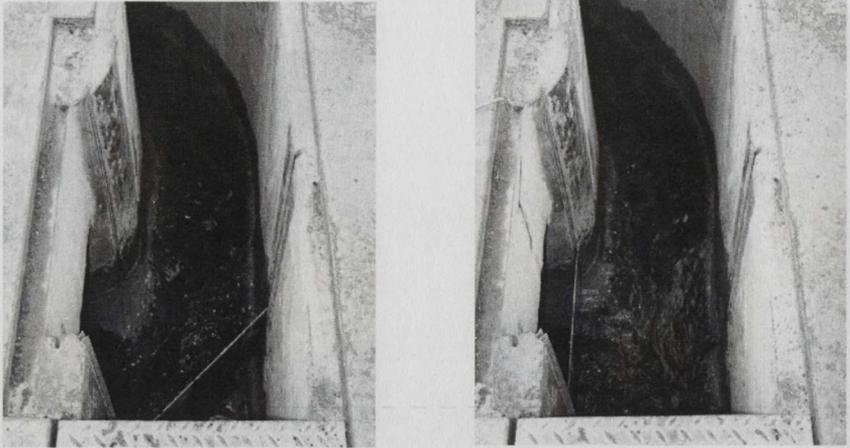


Photo 15

3.3. Informations prises sur les poissons

Après chaque récolte, les petits poissons sont triés dans des seaux remplis d'eau de Meuse alors que les gros poissons, en général moins nombreux, sont regroupés dans une manne d'eau de Meuse. Au cours des deux premières années d'études (2001 & 2002), les espèces les plus abondantes comme le gardon et l'ablette n'ont pas été mesurées de manière systématique. Pour les autres espèces, les petits poissons ont été mesurés (longueur à la fourche ± 1 mm) individuellement ou en sous-échantillonnage et pesés généralement globalement (± 1 g), avec régulièrement des pesées individuelles (± 0.1 g). Les gros poissons ont tous été pesés (± 1 g) et mesurés individuellement, après anesthésie lorsqu'ils étaient toujours vivants. En période de reproduction, les gonades des femelles de certaines espèces de poissons morts ont été pesées pour estimer l'indice gonado-somatique ($IGS = \text{poids des gonades en \% du poids corporel total}$), ce qui a permis de caractériser la maturité sexuelle des poissons déjà morts suite à leur passage sur les prises d'eau sans devoir les sacrifier. Après le contrôle, les poissons morts étaient rejetés dans le grand conteneur de stockage, et les poissons vivants étaient rejetés dans la Meuse.

3.4. Analyses des données acquises sur les filtres des prises d'eau de la CNT au cours de l'année 2001 pour la mise au point d'un protocole de récolte adapté

Au cours de la première année d'étude, un protocole de capture au niveau de tous les filtres présents (dégrilleurs et tambours filtrants) avait été mis en place pour définir le rôle de chacun des systèmes de filtration sur chacune des unités de la CNT. La figure 3.5 présente l'évolution du nombre et de la biomasse de poissons capturés chaque semaine sur les dégrilleurs et les tambours filtrants des trois unités de la CNT au cours de l'année 2001.

3.4.1. Dégrilleurs

D'un point de vue quantitatif, on constate que le nombre de poissons capturés au niveau des dégrilleurs de Tihange 1 est de loin inférieur à Tihange 2 et à Tihange 3. Toutefois, la courbe de la biomasse présente un profil similaire à celui des captures à T2 et T3 le long de l'année, avec un pic au printemps (le pic de biomasse observé la semaine 37 à Tihange 1 correspond à la capture d'une carpe de 18 kg). Par ailleurs, 22 espèces ont été capturées sur Tihange 1 au cours de l'année 2001, contre 24 à Tihange 2 et 29 à Tihange 3. On voit donc que comparées à Tihange 2 et 3, les données collectées sur les dégrilleurs de Tihange 1 n'apportent pas d'information supplémentaire au niveau qualitatif ou quantitatif. Par conséquent, pour la suite de l'étude, nous avons décidé de ne plus prélever les poissons sur les grilles de Tihange 1 de manière à réduire l'effort de pêche sans perte importante d'informations.

3.4.2. Tambours filtrants

Au niveau des tambours filtrants, les profils du nombre et de la biomasse de poissons capturés par semaine en 2001 sont similaires pour les trois unités de la CNT (Fig. 3.5). D'un point de vue quantitatif, les captures de poissons au niveau des tambours filtrants de Tihange 1 sont en moyenne près de 4 fois plus importantes que sur Tihange 2 et 3. En 2001, on a capturé 30 espèces de poissons sur les tambours filtrants de Tihange 1 contre 24 à Tihange 2 et 21 à Tihange 3. L'échantillonnage sur les tambours filtrants de Tihange 1 uniquement n'induit pas un manque d'information important par rapport à un échantillonnage complet au niveau de toutes les unités, ce qui réduit considérablement l'effort de capture.

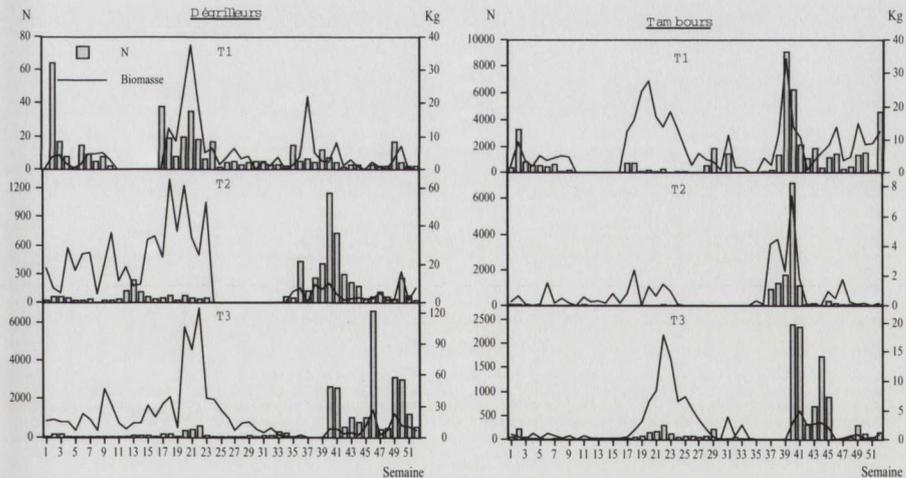


Figure 3.5 : Evolution hebdomadaire du nombre et de la biomasse de poissons capturés par les dégrilleurs et les tambours filtrants des trois unités de la CNT (T1-3) en 2001.

Figure 3.5 : Weekly evolution of the number and the biomass of fish caught on the trashracks and the filtering drums of the three units of the TNPP (T1-3) during 2001.

En conclusion, pour la période 2002 à début 2005, nous avons conservé comme méthode de travail le protocole suivant : échantillonnage de 20 minutes au niveau des tambours filtrants de Tihange 1 tous les lundis, mercredis et vendredis vers 9h, vidange et récolte des poissons dans les bacs de dégrillage de Tihange 2 et 3 les mêmes jours, respectivement vers 10h et 11h. Par ailleurs, de manière à réaliser des comparaisons cohérentes entre les différentes années, seules les données de captures sur les tambours filtrants de Tihange 1 et sur les grilles de Tihange 2 et 3 ont été prises en compte pour l'année 2001 dans l'analyse globale.

3.5. Traitements des données et analyses statistiques

Différentes méthodes d'analyses statistiques ont été explorées, impliquant des analyses non paramétriques, ainsi que des transformations logarithmiques des données pour remplir les conditions de normalité et d'homogénéité des variances, quand cela était possible. Pour plus de facilité de lecture, nous précisons les méthodes statistiques choisies en fonction des données à traiter.

4. Autres méthodes d'étude des profils de mobilité des poissons vers l'aval

4.1. Placement d'un filet à dérive dans la basse Meuse

Au cours des années 2003 et 2004, nous avons réalisé un suivi de la dérive des 0+ en Meuse, à l'aide d'un filet à dérive. De manière à collecter un maximum de données, nous avons disposé notre filet en basse Meuse, au niveau du dernier radier avant le ralentissement du courant en amont de la confluence avec la Meuse (Figure 3.2). Ce site est localisé à Wanze, dans le bras droit d'une île (photo 16).

Le filet utilisé a une ouverture de 0.3m x 0.3 m définie par un encadrement en Aluminium. Sur deux bords latéraux de l'encadrement, deux tubes de 10 mm de diamètre ont été soudés. De cette manière, en plantant des tiges métalliques dans le substrat à l'aide d'un marteau, nous pouvons faire coulisser l'encadrement le long de ces tiges, et placer le filet à même le fond de la rivière (Fig. 3.6). Le filet avait une longueur d'1m et un maillage en nylon de 0.5 mm pour le suivi de la dérive larvaire, et de 2 mm pour le suivi de la dérive des juvéniles.

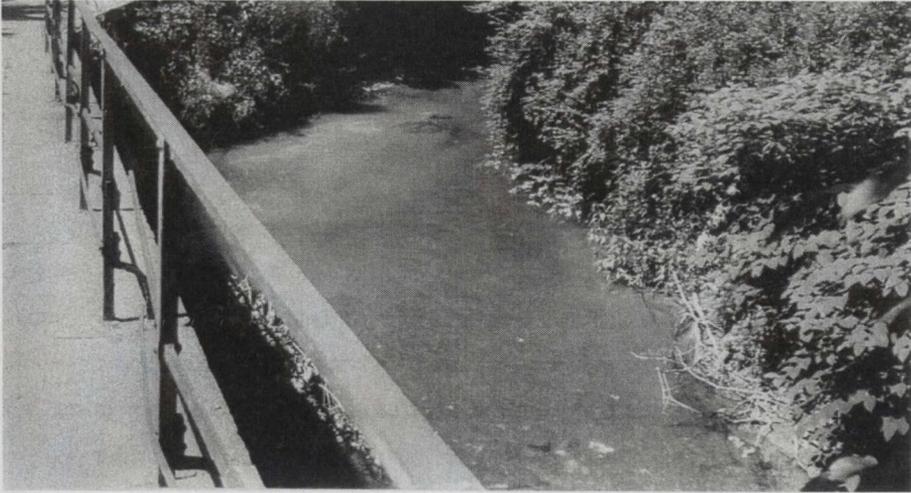


Photo 16

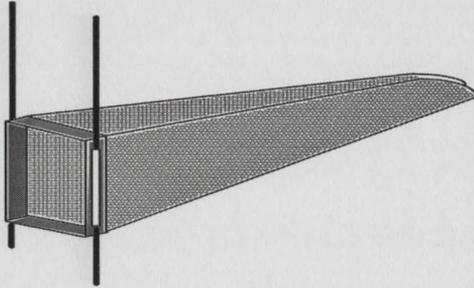


Figure 3.6 : Schéma du filet à dérive en place sur le site d'échantillonnage en basse Mehaigne.

Figure 3.6 : Drawing of the fish net used on the sampling site in the Mehaigne river.

4.2. Placement d'un filet à dérive dans la Meuse au niveau du barrage d'Andenne

Pour ce suivi, nous avons utilisé la prise d'eau de l'échelle à poissons du barrage d'Andenne pour y installer deux filets à dérive, imbriqués l'un dans l'autre.

Le premier filet à dérive a un encadrement en bois de 75 cm x 25 cm, et un filet en nylon de 10 mm de maillage, en cône, de 1.5m de profondeur. Pour les récoltes, ce filet était glissé dans les deux rainures latérales de l'entrée de l'échelle à poissons du barrage d'Andenne, dans lesquelles se glissent

normalement les planches qui règlent le débit d'entrée. Dans l'encadrement de ce premier filet était disposé un second filet, identique à celui utilisé dans la Mehaigne (0.3 m x 0.3 m d'ouverture, filet nylon 2 mm de maille en cône d'1m de profondeur). En entrant dans les filets, l'eau tombait en cascade dans le premier bassin de l'échelle, ce qui ne permettait pas aux poissons capturés de s'échapper des filets. Le contrôle des poissons se fait par vidange des filets dans une manne d'eau une fois la récolte terminée.

5. Mise au point d'une clé d'identification des larves

Les larves de poissons capturées au cours des années 2003 et 2004 dans la Mehaigne ont été conservées dans du formaldéhyde 5% pour permettre une identification *a posteriori*. Au cours de l'année 2003, nous avons utilisé la clé de détermination de PINDER (2001) pour identifier les larves capturées, mais la transposition des critères d'identification d'une clé sur des larves formolées ne nous a permis d'identifier, dans un premier temps, que 8.1% des larves, qui semblaient majoritairement appartenir à la famille des Cyprinidae (JORRY 2003).

Pour faciliter l'identification des larves en 2004, nous avons constitué une banque de données de photos numériques de tous les stades larvaires des principaux Cyprinidae présents en basse Mehaigne (hotu, chevesne, vandoise et gardon).

5.1. Production de larves par reproductions artificielles

Les larves des différentes espèces étudiées ont été obtenues par reproduction artificielle de géniteurs capturés dans différentes rivières du bassin de la Meuse. Les caractéristiques des captures, de l'induction, de la fécondation et de l'incubation de chaque espèce sont reprises dans le tableau 3.1.

Espèce	Capture			Maturation			Fécondation	Incubation
	Site	Date	T° (°C)	Injection	T°	TL		
Hotu	Ourthe	16/03/04	8.4	Ovaprim	11.5	38h	Prot. Carpe	Zoug
Vandoise	Mehaigne	24/03/04	8.1	Ovaprim	10	5 jours	Prot. Carpe	Zoug
Gardon	Meuse	15-20/04/04	12-15	Ovaprim	20	15h	Prot. Carpe	Zoug
Brème c	Meuse	15-20/04/04	12-15	Ovaprim	20	15h	Prot. Carpe	Zoug
Chevesne	Berwinne	18/05/04	17.6	/	17.6	Ponte in situ	Prot. Carpe	Zoug

Tableau 3.1 : Caractéristiques de la capture, de la maturation sexuelle, de la fécondation et de l'incubation des œufs des différentes espèces reproduites artificiellement à la Station d'Aquaculture de Tihange. TL = temps de latence entre l'injection et la ponte, Prot. Carpe = protocole de reproduction de la carpe tel que défini par Horváth et al. 1992), Zoug = incubation en bouteilles de Zoug.

Table 3.1 : Data about the catch, the sexual induction, fecundation, and eggs incubation of the species artificially reproduced at the Aquaculture Station of Tihange. TL = latency time between induction and spawning. Prot Carpe = reproduction protocol of the carp as established by Horváth et al. 1992, Zoug = incubation in Zoug bottles.

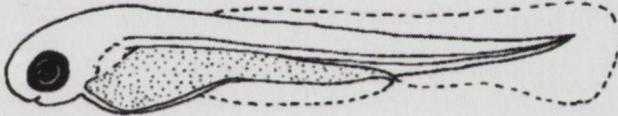
La brème commune et le gardon ont été reproduits en partenariat avec les recherches doctorales de B. Nzau Matondo sur l'hybridation de différents Cyprinidae de la Meuse.

Toutes les larves de ces espèces ont été élevées dans un système d'élevage larvaire à la Station d'Aquaculture de Tihange. Elles ont d'abord été nourries à l'artémia vivante avant de les sevrer progressivement vers un aliment sec artificiel. Etant donné que le but de ces élevages était de caractériser les stades larvaires, nous ne détaillerons pas ici l'évolution des mesures physico-chimiques, du taux de nourrissage ni des taux de croissance.

5.2. Définition des stades larvaires

Il existe plusieurs clés de détermination des stades larvaires des poissons de rivière. Les différents auteurs proposent un nombre de stades larvaires différents selon des critères d'identification différents. Ainsi, KOBlickAJA (1981) définit 6 stades larvaires. A l'inverse, SPINDLER (1988) propose une clé d'identification des larves qui ne tient pas compte des stades de développement larvaire. La prise en compte de ces différentes clés pour déterminer des jeunes larves de Cyprinidae amène souvent plus de confusion que de précision. C'est pourquoi, nous avons décidé de tenir compte uniquement de la clé de PINDER (2001) pour la définition des stades larvaires. PINDER (2001) définit 5 stades de développement (Figure 3.7): le stade 1 correspondant à l'embryon libre avec une vésicule vitelline visible ; le stade 2 correspondant à la jeune larve à vésicule résorbée et aux quelques rayons caudaux visibles dans le voile natatoire; le stade 3 est la larve intermédiaire avec les rayons des nageoires en cours de développement ; le stade 4 est la larve âgée, avec des nageoires définies mais toujours reliées par le voile natatoire et le stade 5 est le petit juvénile.

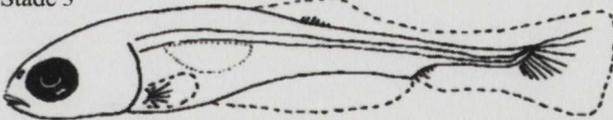
Stade 1



Stade 2



Stade 3



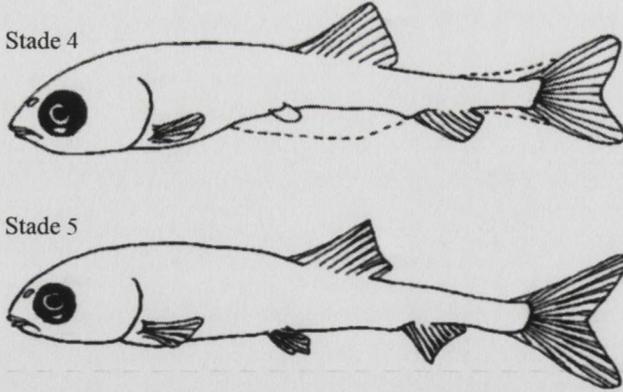


Figure 3.7 : Définitions des stades larvaires selon la clé d'identification de Pinder (2001).
Figure 3.7 : Definition of the larval stages following the identification key of Pinder (2001).

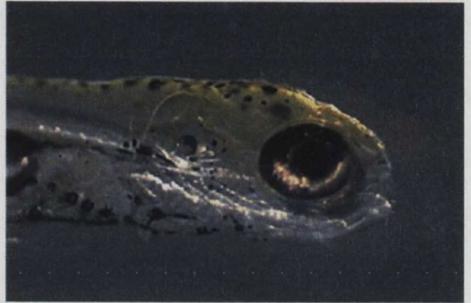
En utilisant les larves obtenues par reproduction artificielle, nous avons pu constituer une banque de photos numériques pour mieux caractériser ces 5 stades de développement. Les planches photos 18 à 22 présentent ces 5 stades respectivement pour la brème commune, le hotu, le chevesne, la vandoise et le gardon. La constitution de ces photos de référence nous a permis de mieux visualiser les critères d'identification spécifique (nombre de myomères, pigmentation, morphologie) sur des larves anesthésiées, mais aussi sur les mêmes larves après conservation au formol. Dans la Meuse, cela a permis *in fine* d'identifier 98.1% des larves capturées en 2003, et 90.2% de celles capturées en 2004.



L1



L2



L3



L4



Abramis brama



L1



L2



L3



L4



Juv



Chondrostoma nasus



L1



L2



L3

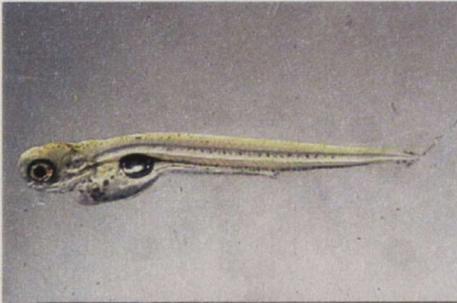


L4



Juv





L1



L2



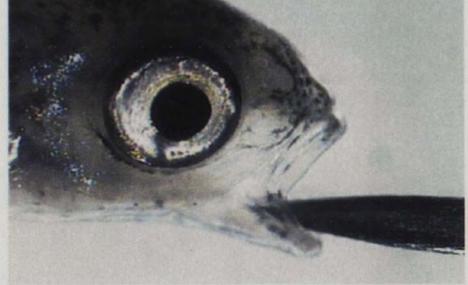
L3



L4

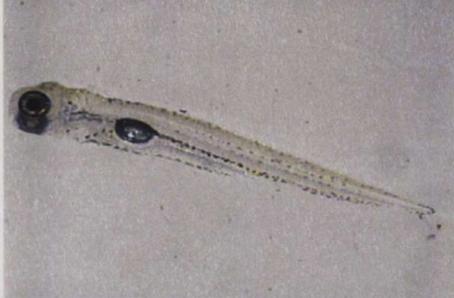


Juv





L1



L2



L3



L4



Juv



RÉSULTATS : PARTIE I

MOBILITÉ DES POISSONS EN MEUSE D'APRÈS L'ANALYSE DES CAPTURES DE POISSONS SUR LES PRISES D'EAU DE LA CENTRALE NUCLÉAIRE DE TIHANGE

Ce premier volet des résultats concerne exclusivement les informations obtenues sur base de captures des poissons sur les filtres de la CNT. Nous traiterons dans un premier temps la biodiversité observée, et nous analyserons ensuite la répartition temporelle des captures à l'échelle inter-annuelle, saisonnière et journalière.

CHAPITRE 4

Biodiversité de la communauté de poissons en dévalaison dans la Meuse à Tihange

Ce chapitre a pour objectif de présenter la communauté de poissons en dévalaison dans la Meuse sur la base de la synthèse des captures de poissons sur les filtres de la CNT. Nous ne tiendrons pas compte, dans le présent chapitre, des variations temporelles de ces profils de mobilité, qui feront l'objet des chapitres suivants.

1. Données de base

Au cours des quatre années d'échantillonnage sur les prises d'eau de la CNT, nous avons recensé un total de 149 597 poissons répartis en 33 espèces plus une espèce de Cyclostome, pour une biomasse totale de 5617 kg. Le tableau 4.1 montre la liste de ces espèces avec le nombre et la biomasse par année ainsi que l'abondance relative totale sur les quatre années.

Nous avons choisi de présenter les espèces en les classant selon leur guildes d'habitats et en se basant sur une classification adaptée à celle reprise dans GOFFAUX (2005), de manière à discuter plus facilement de la présence et l'abondance de ces espèces dans le contexte écologique particulier qu'est la Meuse altérée. Dans un souci de facilité, dans la suite des analyses, nous incluons les Cyclostomes parmi les Poissons.

Nom Vernaculaire	Nom Latin	Famille	N	Biom (Kg)	%
POISSONS LIMNOPHILES STRICTES					
Ablette commune	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	Cyprinidae	37984	136,257	25,39
Grémille	<i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)	Percidae	1766	21,612	1,18
Sandre	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	Percidae	656	223,906	0,44
Carpe	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	Cyprinidae	170	246,461	0,11
Brème bordelière	<i>Abramis bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	Cyprinidae	161	68,302	0,11
Bouvière	<i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776)	Cyprinidae	102	0,102	0,07
Rotengle	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	Cyprinidae	90	6,892	0,06
Carassin	<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	Cyprinidae	69	23,064	0,05
Tanche	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	Cyprinidae	30	15,700	0,02
Gibèle	<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	Cyprinidae	2	1,695	0,00
Silure	<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	Siluridae	2	0,094	0,00
TOTAL					27,43
POISSONS A TENDANCE LIMNOPHILE					
Gardon	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	Cyprinidae	83526	565,393	55,83
Brème commune	<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	Cyprinidae	9907,5	2790,386	6,62
Perche	<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	Percidae	984	60,200	0,66
Epinoche	<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	Gasterosteidae	76	0,043	0,05
Brochet	<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	Esocidae	18	42,067	0,01
Epinochette	<i>Pungitius pungitius</i> (Linnaeus, 1758)	Gasterosteidae	11	0,006	0,01
TOTAL					63,18
POISSONS A TENDANCE RHEOPHILES					
Chevesne	<i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Cyprinidae	6310	294,026	4,22
Goujon	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	Cyprinidae	608	10,395	0,41
Ide mélanote	<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	Cyprinidae	147	25,513	0,10
Loche franche	<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)	Balitoridae	90	0,119	0,06
Vairon	<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)	Cyprinidae	20	0,717	0,01
TOTAL					4,80
POISSONS RHEOPHILES STRICTES					
Hotu	<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	Cyprinidae	4094	179,423	2,74
Chabot	<i>Cottus gobio</i> (Linnaeus, 1758)	Cottidae	1221	1,002	0,82
Barbeau	<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	Cyprinidae	188	202,944	0,13
Petite Lamproie	<i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784)	Petromyzontidae	49	0,163	0,03
Vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	Cyprinidae	28	0,499	0,02
Ombre commun	<i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758)	Salmonidae	1	0,003	0,00
TOTAL					3,73
POISSONS MIGRATEURS AMPHIHALINS					
Truite commune	<i>Salmo trutta</i> (Linnaeus, 1758)	Salmonidae	670	142,822	0,45
Anguille	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Anguillidae	455	526,499	0,30
Saumon Atlant.	<i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758	Salmonidae	25	1,476	0,01
TOTAL					0,76
POISSONS ALLOCHTONES					
Truite aec	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	Salmonidae	85	29,776	0,06
Pseudorasbora	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel 1846)	Cyprinidae	59	0,074	0,04
Aspe	<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	Cyprinidae	5	0,174	0,00
TOTAL					0,10

Tableau 4.1 : Abondance numérique (N), relative (%) et biomasse (Kg) des espèces recensées en dévalaison au cours des années 2001 à 2004.

Table 4.1 : Number (N), percentage (%) and biomass of fish species recorder in downstream migration over years 2001 to 2004.

Sur la base des 4 années de suivi, nous avons regroupé les espèces selon 6 catégories de guildes d'habitat (d'après les descriptions par espèce de PHILIPPART & VRANKEN 1983, Fig 4.1).

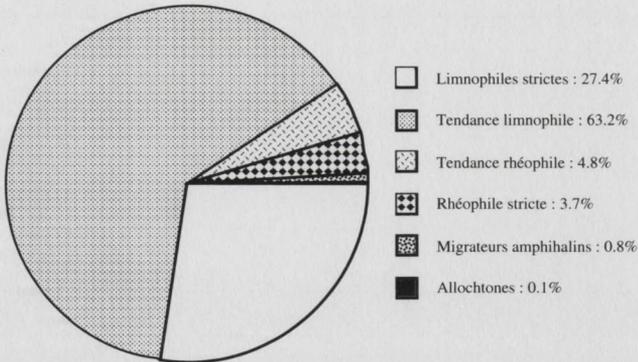


Figure 4.1 : Répartition (% du nombre d'individus) des 34 espèces regroupées par leur guildes d'habitat et leur statut de migrateur amphihalin ou d'espèce allochtone.

Figure 4.1 : Repartition (% on the number of fish) of the 34 species classified by their habitat guild and their status of amphihaline migratory species or allochtonous species.

2. Les limnophiles strictes

Le tableau 4.2 reprend par ordre d'abondance la catégorie des limnophiles strictes. Par ce terme, on entend les espèces dont la répartition est exclusivement réservée à la zone à brème ou aux habitats d'eau lente dans les zones à ombre et à barbeau ainsi qu'aux eaux stagnantes.

Espèce	Famille	N	Biomasse (kg)	% (N)	Guilde de reproduction
Ablette commune	Cyprinidae	37984	136,257	25,39	Phytophile
Grémille	Percidae	1766	21,612	1,181	Phytophile
Sandre	Percidae	656	223,906	0,439	Phytophile
Carpe	Cyprinidae	170	246,461	0,114	Phytophile
Brème bordelière	Cyprinidae	161	68,302	0,108	Phytophile
Bouvière	Cyprinidae	102	0,102	0,068	Ostracophile
Rotengle	Cyprinidae	90	6,892	0,060	Phytophile
Carassin	Cyprinidae	69	23,064	0,046	Phytophile
Tanche	Cyprinidae	30	15,700	0,020	Phytophile
Gibèle	Cyprinidae	2	1,695	0,001	Phytophile
Silure	Siluridae	2	0,094	0,001	Phytophile

Tableau 4.2 : Famille, guildes de reproduction et abondance numéraire (N) et relative (%) des espèces dites « limnophiles strictes ».

Table 4.2 : Family, reproduction guild and abundance (N and %) of species belonging to the "strictly limnophilous" guild.

A l'exception de l'ablette commune, les Cyprinidae limnophiles, typiques de la zone à brème présentent une abondance logiquement faible en raison de leur exigence plus stricte pour le substrat de reproduction, car ces espèces appartiennent aux guildes de reproduction phytophiles (à l'exception de la bouvière qui est ostracophile), et au fait qu'elles sont moins bien acclimatées aux altérations de la Meuse que le gardon par exemple. Le degré de canalisation de la Meuse, avec les berges en béton et le substrat colmaté par des dépôts de limons offre des zones de reproduction moins nombreuses et de moins bonne qualité pour ces espèces qui recherchent surtout de la végétation.

Le sandre est à la base originaire d'Europe centrale et de Scandinavie, et a colonisé la Meuse au début du siècle passé, suite à son introduction dans la pisciculture (GALVEZ & MICHA 1987, PHILIPPART 2004). Cette espèce étant actuellement naturalisée, nous ne la classifions pas dans les espèces allochtones. A la frontière française, des pêches à l'électricité et au filet ont révélé une abondance relative du sandre d'environ 1.1% (GOFFAUX 2005). L'abondance observée à la CNT est inférieure à ces chiffres, mais il est important de préciser que la distribution de la communauté de poissons est différente entre le site échantillonné par GOFFAUX (2005) (zone non navigable sauvage à berges naturelles) et la zone de la CNT. Néanmoins, il est possible que l'abondance relative de ces deux espèces soit plus importante dans la Meuse qu'au niveau des captures à la CNT.

La grémille est une espèce naturellement présente dans les eaux calmes et est particulièrement bien résistante aux altérations et à l'eutrophisation des rivières. La grémille est d'ailleurs décrite comme très abondante dans des cours d'eau altérés (LAPPALAINEN & KJELLMAN 1998).

Le silure, poisson-chat européen, est en cours de recolonisation du bassin de la Meuse (PHILIPPART 2004a), probablement à la fois de manière naturelle mais aussi aidé par des individus échappés de piscicultures localisées dans le bassin de la Meuse. Bien que seulement deux individus aient été capturés à la CNT en quatre ans, il est probable que son abondance relative dans la Meuse soit plus importante, comme le suggèrent les nombreuses captures de silures, parfois de très grande taille, par les pêcheurs locaux.

3. Les espèces à tendance limnophile

Cette catégorie de poissons regroupe les espèces que l'on peut trouver dans les zones à brème mais aussi dans des secteurs calmes au sein de zones à barbeau, ce qui nous conduit à les qualifier d'espèces à répartition mixte, mais avec une tendance limnophile (Tableau 4.3).

Espèce	Famille	N	Biomasse (Kg)	% (N)	Guilde de reproduction
Gardon	Cyprinidae	83526	565,393	55,83	Phytolithophile
Brème commune	Cyprinidae	9908	2790,386	6,62	Phytolithophile
Perche	Percidae	984	60,200	0,66	Phytophile
Epinoche	Gasterosteidae	76	0,043	0,05	Ariadnophile
Brochet	Esocidae	18	42,067	0,01	Phytophile
Epinochette	Gasterosteidae	11	0,0058	0,01	Ariadnophile

Tableau 4.3 : Famille, guilde de reproduction et abondance numérique (N) et relative (%) des espèces dites « à tendance limnophiles » et de leur famille.

Table 4.3 : Family, reproduction guild and abundance (N and %) of species belonging to the "limnophilous tendency" guild.

Au total des quatre années, le gardon et la brème commune, appartenant tous les deux à la famille des Cyprinidae, sont les espèces les plus abondantes parmi ce groupe. Cette surabondance révèle l'abondance naturelle de ces poissons dans la Meuse. Appartenant toutes deux à la guilde de reproduction phytolithophiles, elles sont peu exigeantes pour la qualité de substrat de ponte et se sont très bien acclimatées à la canalisation de la rivière. Cela leur a permis de devenir les espèces principales de cette section de la Meuse, comme c'est le cas dans d'autres cours d'eau canalisés européens (WOLTER *et al.* 2000). Elles sont d'ailleurs considérées comme espèces eurytopiques. Les données de remontées de poissons dans les échelles à poissons de Lixhe révèlent les mêmes tendances (en enlevant les anguilles jaunes, la proportion de gardons et de brèmes à Lixhe sont respectivement de 30.6% et de 18.3%, PHILIPPART & RIMBAUD 2005). Enfin, ces espèces sont peu exposées à une pression de prédation, limitée par l'impact de l'altération de la Meuse sur les poissons prédateurs piscivores, et notamment le brochet.

La perche et le brochet sont deux carnassiers prédateurs. L'abondance de la perche dans la Meuse à la frontière française est comprise entre 2.5 et 3.1% (GOFFAUX 2005), ce qui est supérieur à ce qui est observé à Tihange. Etant donné que la perche est considérée comme une espèce très bien acclimatée aux cours d'eau dégradés et canalisés (WOLTER & VILCINSKAS 1997), nous pensons que son abondance réelle dans la Meuse à Tihange pourrait être plus importante.

Le brochet a été capturé sporadiquement sur les filtres de la CNT puisque seulement 18 individus ont été capturés en 4 ans. Les populations de brochets ont été fortement affectées par la canalisation de la Meuse et la régulation des débits, qui ont eu pour conséquence la raréfaction des végétaux immergés lors des crues post-hivernales, indispensables à la reproduction de cette espèce. Par conséquent, l'abondance naturelle du brochet dans cette section de la Meuse doit être très faible, bien qu'inconnue. Elle est sans doute également liée aux repeuplements réalisés occasionnellement par le Service de la Pêche de la Région Wallonne, en Meuse ou dans des affluents.

L'épinoche et l'épinochette n'ont jamais été recensées dans ce secteur de la Meuse, sans doute en raison de la difficulté de capture d'espèces si petites par des techniques de contrôle classique (filets, piégeage de remontée dans les échelles à poissons). Leur présence dans la communauté recensée à Tihange pourrait également être expliquée par des apports démographiques des affluents locaux dans la Meuse même.

4. Les espèces à tendance rhéophile

Bien que le bief de Meuse à Tihange ne comporte aucune zone à courant rapide, à l'exception du canal d'amenée de la CNT, il est intéressant de noter la présence, parfois en abondance, d'espèces couramment rencontrées en rivière, avec une certaine plasticité dans leur répartition entre la zone à barbeau et la zone à ombre. Pour la plupart de ces espèces, la contribution d'affluents proches tels que le Hoyoux et la Mehaigne peut être à l'origine de leur présence dans ce secteur de la Meuse (Tableau 4.4).

Espèce	Famille	N	Biomasse (kg)	% (N)	Guilde de reproduction
Chevesne	Cyprinidae	6310	294,026	4,22	Phytolithophile
Goujon	Cyprinidae	608	10,395	0,41	Psammophile
Ide mélanote	Cyprinidae	147	25,513	0,10	Phytolithophile
Loche franche	Balitoridae	90	0,119	0,06	Psammophile
Vairon	Cyprinidae	20	0,717	0,01	Lithophile

Tableau 4.4 : Famille, guilde de reproduction et abondance numéraire (N) et relative (%) des espèces dites «ubiquistes à tendance rhéophiles» et de leur famille.

Table 4.4 : Family, reproduction guild and abundance (N and %) of species belonging to the "rheophilous tendency" guild.

Les Cyprinidae sont les mieux représentés parmi les rhéophiles. Le chevesne est une espèce assez ubiquiste que l'on peut trouver en rivière aussi bien dans des coulées lentes de la zone à ombre, la zone à barbeau et la zone à brème. Étant phytolithophile pour sa reproduction, il semble trouver des zones de ponte dans la Meuse, comme les quelques noues à végétaux (noue de Corphalie), les bras non-navigables des îles, dont les berges sont constituées d'encrochements artificiels et de végétaux semi-immergés ou encore une zone riveraine de graviers à Bas-Oha. Il est également observé en remontée depuis la Meuse vers les affluents au moment de la reproduction comme c'est le cas dans la Mehaigne par exemple (observations personnelles). Enfin, en plus de cette tolérance à l'altération physique des habitats, il semble aussi assez tolérant à l'eutrophisation et aux pollutions chimiques de l'eau (ANDRES *et al.* 2000). Son abondance naturelle dans la Meuse est sans doute au moins équivalente à celle observée sur les prises d'eau de la CNT.

Le goujon est également un Cyprinidae exigeant pour la qualité d'eau et à caractère de reproduction psammophile. Bien que des bancs de sédiments fins soient présents en grande quantité dans la Meuse, le substrat de ponte du goujon correspond plutôt à des bancs de sables propres. Par conséquent, ses zones

de reproduction dans ce tronçon de la Meuse sont probablement limitées. La présence de cette espèce à Tihange pourrait donc à la fois être expliquée par une faible population mosane qui se maintient ou à un apport des affluents. L'analyse temporelle des captures de goujons à la CNT nous donnera plus d'éléments de discussion quant à l'origine de ces individus. Les mêmes hypothèses peuvent être formulées quant à la présence du vairon et de la loche, celle-ci étant la seule espèce non Cyprinidae dans ce groupe de poissons. Par ailleurs, il semble que ces espèces étaient assez abondantes dans la Meuse avant la forte diminution de la qualité de l'eau en aval de Namur, comme le suggère leur présence régulière dans la Meuse à la frontière française (GOFFAUX 2005).

L'ide mélanote est une ancienne espèce disparue de la Meuse dont la population mosane actuelle semble se stabiliser sans l'aide de repeuplements (PHILIPPART 2004a), puisqu'on la trouve couramment en Haute Meuse (GOFFAUX 2005). Il est probable que les populations d'ides se répartissent entre la Meuse et différents affluents.

5. Les rhéophiles strictes

Ce groupe est constitué par des espèces dont la répartition en rivière est en général plus stricte au sein des trois zones lotiques, et également au niveau de leur guildes de reproduction (Tableau 4.5)

Le hotu est un Cyprinidae exigeant tant pour la qualité de l'eau que du

Espèce	Famille	N	Biomasse (kg)	% (N)	Guilde de reproduction
Hotu	Cyprinidae	4094	179,423	2,74	Lithophile
Chabot	Cottidae	1221	1,002	0,82	Lithophile
Barbeau	Cyprinidae	188	202,944	0,13	Lithophile
Petite Lamproie	Petromyzontidae	49	0,163	0,03	Lithophile
Vandoise	Cyprinidae	28	0,499	0,02	Lithophile
Ombre commun	Salmonidae	1	0,003	0,00	Lithophile

Tableau 4.5 : Famille, guildes de reproduction et abondance numéraire (N) et relative (%) des espèces dites «rhéophiles strictes» et de leur famille.

Table 4.5 : Family, reproduction guild and abundance (N and %) of species belonging to the "strictly rheophilous" guild.

substrat de pontes. Ce lithophile a besoin de graviers propres et non colmatés pour la ponte, l'incubation des œufs et la vie larvaire (MAIER 1997, BARDONNET 2001). Dans le bief de la Meuse où se situe la CNT, très peu d'endroits présentent des sites de reproduction potentiels pour le hotu, à l'exception d'une zone riveraine de gravier à Bas Oha mais de faible courant. Dans la Meuse à Tailfer, des pontes de hotus ont été observées dans une échelle à poissons (Poncin *et al.* 1990), ce qui pourrait indiquer une plasticité occasionnelle par rapport à ses exigences de reproduction. Par conséquent, son abondance assez élevée sur les prises d'eau de la CNT, principalement sous la forme de 0+, pourrait s'expliquer d'une part par des apports démographiques des affluents sous la forme d'une dispersion des 0+ vers la Meuse, d'autre part par des sites de reproduction alternatifs dans la Meuse même. Ces deux hypothèses peuvent être considérées

comme des réponses démographiques qui ont permis à cette espèce, vestige de l'ancienne zone à barbeau qu'était la Meuse avant sa canalisation, de se maintenir dans la Meuse. Le nombre de hotus recensés en remontée dans l'échelle d'Ampsin montre une population assez faible de géniteurs (PHILIPPART 2002). Enfin, sa présence dans la Meuse indique une qualité d'eau relativement bonne.

Les exigences écologiques du barbeau sont supérieures à celles du hotu pour ce qui concerne la qualité du substrat de ponte (enfouissement des œufs). La capture de ce Cyprinidae sur les filtres de la CNT fut principalement réalisée après une chloration effectuée à Tihange 1. Suite à cette chloration, du chlore a diffusé dans le canal d'amenée, et des captures importantes et immédiates de barbeaux ont été observées sur les grilles de Tihange 2 et 3. Il semble donc qu'une population de barbeaux résidait à ce moment dans le canal d'amenée, seule zone à courant rapide dans ce tronçon de la Meuse. Il est probable donc que l'abondance du barbeau sur les grilles ne révèle pas forcément sa réelle abondance en Meuse. Comme pour le hotu, le barbeau est sans doute obligatoirement dépendant des affluents pour sa reproduction, à moins que la zone graveleuse de Bas-Oha, mentionnée précédemment, constitue une possibilité en Meuse.

La vandoise est un Cyprinidae rhéophile proche du chevesne mais moins ubiquiste que ce dernier. En effet, elle est naturellement présente dans la seule zone à barbeau et est strictement lithophile pour la ponte. Sa présence dans cette section de la Meuse pourrait s'expliquer par une dérive depuis des affluents ou de populations établies en Meuse. La vandoise est d'ailleurs recensée dans la basse Meuhaigne, tant à l'état adulte que juvénile (données personnelles de pêche à l'électricité).

Le chabot est l'espèce rhéophile non Cyprinidae la plus abondante. La grande majorité des individus capturés l'ont été au cours de l'année 2002. Le chabot a été recensé en Haute-Meuse avec une abondance de 0.1% (GOFFAUX 2005) ainsi qu'en Meuse mitoyenne (DE VOCHT *et al.* 2002). Sa présence en Meuse moyenne est peu connue, et une telle abondance dans la communauté de poissons observée à la CNT, de plus uniquement au cours d'une seule année, soulève la question de son origine. Les affluents du bief de la Meuse considéré sont une possibilité, mais nous ne pouvons pas exclure que certaines zones de la Meuse, comme le pied des barrages ou les canaux de fuites des turbines, n'offrent pas de sites alternatifs de reproduction.

La petite lamproie est le seul représentant du groupe des Cyclostomes. Elle est également présente en faible quantité à la CNT. La présence de cette espèce assez sédentaire, au stade larvaire ammocète, soulève l'hypothèse de l'existence d'une population résidente en Meuse. Il est possible qu'en Meuse même ou dans le canal d'amenée de la CNT, des bancs d'accumulation de sédiments soient devenus un habitat attractif pour la petite lamproie. Néanmoins, les bas secteurs des affluents proches tels que le Hoyoux et la Meuhaigne restent des zones d'origine également possibles.

La dernière espèce rhéophile observée à la CNT est l'ombre commun,

dont un seul individu au stade juvénile a été capturé en 2004. A nouveau, son origine probable la plus proche est la basse Meuhaigne. Cette espèce pourrait utiliser la Meuse pour la dispersion des juvéniles vers des affluents situés en aval. Une dérive des juvéniles depuis des affluents a été observée dans d'autres rivières (BARDONNET *et al.* 1991).

6. Les migrateurs amphihalins

Contrairement aux classifications précédentes basées sur la guildes d'habitat, nous avons choisi de traiter séparément le cas particulier des migrateurs amphihalins, étant donné leur importance écologique majeure dans le contexte de la Meuse internationale et leur grande sensibilité aux perturbations de la continuité fluviale (Tableau 4.6).

Dans la population totale des truites communes, des individus argentés

Espèce	Famille	N	Biomasse (kg)	% (N)	Guilde de reproduction
Truite commune	Salmonidae	670	142,822	0,45	Lithophile
Anguille européenne	Anguillidae	455	526,499	0,30	Pélagophile
Saumon Atlantique	Salmonidae	13	0,535	0,01	Lithophile

Tableau 4.6 : Famille, guildes de reproduction et abondance numérique (N) et relative (%) des espèces migratrices amphihalines et de leur famille.

Table 4.6 : Family, reproduction guild and abundance (N and %) of species belonging to the "amphihaline migrators" guild.

correspondant probablement à des smolts de truite de mer ont été capturés. En conséquence, nous avons choisi de placer cette espèce, à l'origine rhéophile stricte, parmi le groupe des migrateurs amphihalins. La reproduction de ces truites se fait obligatoirement dans des affluents voire des sous-affluents de la Meuse. Si l'écotype mer de la truite est sans doute présent, nous pensons qu'un écotype « Meuse » pourrait également exister, comme le suggère la capture de quelques gros individus ne présentant pas la robe de truite de mer.

Le statut de l'anguille européenne dans la Meuse, comme dans tous les fleuves européens, devient préoccupant puisque les stocks de jeunes civelles en provenance de la mer des Sargasses diminuent chaque année, et l'espèce est à présent menacée de disparition à court terme (BELPAIRE *et al.* 2003, DEKKER 2003, STARKIE 2003, WIRTH & BERNATCHEZ 2003, LAFAILLE *et al.* 2005). A ce titre, il est important de préciser que les captures d'anguilles à la CNT correspondent à une mortalité équivalente, ce qui montre bien la sensibilité de cette espèce aux prises d'eau de refroidissement et *a fortiori* aux prises d'eau hydroélectriques, surtout au stade d'anguille argentée en cours de dévalaison. Nous reviendrons sur cet impact en analysant la répartition temporelle des captures.

Quelques saumons atlantiques ont été capturés quasiment chaque année au stade de smolt en cours de migration vers la mer. Etant donné que ces poissons ont été exclusivement capturés par les grilles des prises d'eau, sans

vidange des conteneurs, ces individus subissent une mortalité totale par asphyxie. Même si le nombre de saumons capturés est faible, le statut écologique de cette espèce en cours de restauration dans le bassin de la Meuse (PHILIPPART *et al.* 1994, PRIGNON *et al.* 1999) reste prioritaire. Comme pour l'anguille, les captures de saumons sur les prises d'eau de la CNT rappellent l'exposition et les risques élevés de mortalité de ces migrateurs en cours de migration vers la mer face aux prises d'eau industrielles.

7. Les espèces allochtones

Parmi les espèces recensées en dévalaison à Tihange, trois sont d'origine allochtone (Tableau 4.7).

La truite arc-en-ciel est un Salmonidae provenant de la côte Ouest de

Espèce	Famille	N	Biomasse (kg)	% (N)	Gilde de reproduction
Truite arc-en-ciel	Salmonidae	85	29,776	0,06	Lithophile
Pseudorasbora	Cyprinidae	59	0,074	0,04	Lithophile
Aspe	Cyprinidae	5	0,174	0,00	Lithophile

Tableau 4.7 : Famille, guildes de reproduction et abondance numéraire (N) et relative (%) des espèces allochtones et de leur famille.

Table 4.7 : Family, reproduction guild and abundance (N and %) of species belonging to the allochthonous species group.

L'Amérique du Nord qui fut introduit en Europe à la fin des années 1800 pour la pisciculture, mais l'espèce ne se reproduit pas naturellement dans nos eaux (PHILIPPART 2004a). Les captures de truites arc-en-ciel portent sur des individus issus de repeuplements dans les affluents locaux en période d'ouverture de la pêche, seule origine possible pour cette espèce allochtone qui ne s'est pas encore naturalisée (en termes de reproduction) dans nos eaux. Sa présence ne révélant pas une réalité écologique, nous analyserons peu ces captures.

Le pseudorasbora est un Cyprinidae allochtone asiatique que l'on peut trouver dans certaines rivières de l'Europe occidentale. Il a colonisé nos eaux probablement par sa présence accidentelle dans des lots de repeuplements en provenance des pays de l'Est où cette espèce est arrivée en 1960 (GOZLAN *et al.* 2002, PHILIPPART 2004a). Sa présence la plus proche de la CNT dans le bassin de la Meuse se situe dans le bassin de la Mehaigne (données pêches électriques LDPH).

L'aspe, ce Cyprinidae piscivore originaire de l'Europe de l'Est est en phase de colonisation des grandes rivières occidentales comme la Meuse (FREDRICH 2003). Sa présence à Tihange, principalement au stade juvénile (*cf.* Chap. 7), mais aussi au stade adulte dans l'échelle de Lixhe (PHILIPPART *et al.* 2002), indique non seulement que sa répartition dans le bassin de la Meuse s'étend au moins jusqu'au barrage d'Andenne mais aussi qu'il se reproduit dans le bassin de la Meuse, probablement dans le cours inférieur des affluents dont il dépend pour la reproduction sur fond caillouteux. Cette espèce est donc naturalisée dans le bassin de la Meuse (PHILIPPART 2004a).

8. Discussion relative à l'utilisation des prises d'eau de la CNT comme outil d'échantillonnage de la biodiversité des poissons de la Meuse

8.1. Suprématie des Cyprinidae dans la Meuse

La campagne d'échantillonnage en continu des captures de poissons sur les prises d'eau de la CNT a permis de recenser un total de 33 espèces de poissons et une espèce cyclostome. D'un point de vue global, la communauté ichthyenne révèle une dominance des Cyprinidae à tendance limnophile (gardon, ablette commune et brème commune) qui représentent ensemble 87.8% du nombre total de poissons capturés en quatre années. L'abondance de ces espèces a été également observée par pêches électriques en Meuse liégeoise (PHILIPPART *et al.* 1988). Ensuite les deux espèces les plus abondantes sont le chevesne (4.2%) et le hotu (2.7%), deux Cyprinidae considérés comme des rhéophiles caractéristiques de la zone à barbeau. Dans les cours d'eau européens, le chevesne montre une certaine plasticité au niveau des zones occupées (PHILIPPART & VRANKEN 1983, BOUCHARD *et al.* 1998, JANSEN *et al.* 1999) et est habituellement un Cyprinidae abondant de la zone à brème, après les 3 espèces mentionnées plus haut. Le hotu est en général plus sensible que le chevesne aux altérations des habitats, et son déclin démographique a pu être observé dans la majorité des rivières altérées d'Europe (FREYHOF 1997a, KAPPUS *et al.* 1997). Ce constat est également valable pour la Meuse, où la population de hotus, toujours présente, se maintient en faible proportion par rapport au passé, comme le suggère l'abondance moyenne de 0.3 % en remontée dans l'échelle de Lixhe sur 5 années (PHILIPPART & RIMBAUD 2005). Dans la Meuse liégeoise, son abondance relative était de 0.8% entre 1971 et 1982, tel que révélé par des campagnes de pêches électriques (PHILIPPART *et al.* 1988). En Meuse hollandaise, où le niveau d'altération et de canalisation est similaire à son parcours belge, VRIESE *et al.* (1994) mentionnent l'absence totale d'habitats de reproduction pour le chevesne et le hotu. Le statut du hotu comme cinquième espèce la plus abondante sur 33 espèces recensées dans les captures à Tihange est révélateur d'une amélioration du statut démographique de cette espèce en Meuse moyenne. Néanmoins, la majorité des hotus capturés étaient des 0+, dont l'origine potentielle et le devenir en Meuse sont discutés plus loin dans ce travail.

En incluant la grémille (1.2%) aux 5 espèces précitées, on obtient un groupe de 6 espèces qui représentent un total de 95.9% du nombre de poissons capturés. Les 26 autres espèces ont une abondance relative inférieure à 1%, et sont capturées moins régulièrement sur les prises d'eau.

8.2. Présence d'espèces à haute valeur écologique

La biodiversité des poissons observée à Tihange reflète largement l'abondance naturelle de la plupart des espèces dans ce secteur de la Meuse comme c'est le cas pour les Cyprinidae limnophiles. Elle semble aussi être alimentée par des apports saisonniers de certaines autres espèces à considérer

comme immigrantes dans ce secteur de la Meuse. La présence d'espèces rhéophiles strictes comme la truite fario (0.45%), le chabot (0.82%) et la petite lamproie (0.03%) soulève l'hypothèse que la Meuse pourrait être colonisée occasionnellement par des individus en provenance des affluents et/ou du haut cours en amont de Namur pour devenir un habitat saisonnier commun à plusieurs espèces rhéophiles, ou un couloir commun de migration et/ou de dispersion saisonnières pour d'autres espèces. Ces mouvements saisonniers depuis les affluents vers la Meuse expliquent probablement une partie de la biodiversité totale observée en Meuse.

Toutefois, l'amélioration de la qualité de l'eau due aux efforts d'épuration progressivement réalisés depuis la Haute Meuse et spécialement la Sambre vers la Meuse moyenne pourrait aussi être à l'origine d'une recolonisation progressive de certaines espèces sensibles en Meuse. La présence du chabot à la CNT n'implique pas une origine obligatoire dans les affluents. Des captures récentes de chabots à la nasse, à 10m de profondeur dans la Meuse à l'aval du barrage de Lixhe (données du LDPH) confirme l'existence d'une population mosane.

Ces observations soulignent l'importance de caractériser l'évolution temporelle de la biodiversité composée par les captures de juvéniles sur les prises d'eau. Notre étude montre que la prise en compte non seulement d'un cycle saisonnier complet, mais aussi d'observations pluri-annuelles est cruciale pour pouvoir associer les captures de poissons sur prises d'eau à une biodiversité globale (intégrée). Ce constat est valable pour les juvéniles, très susceptibles d'être affectés par la dérive, mais aussi pour les autres stades de vie au cours desquels les poissons de rivière exhibent des profils de mobilité vers l'aval sous différentes formes.

8.3. Statut écologique des différents groupes d'espèces

Sur la base de nos données, il nous paraît intéressant de débattre du statut écologique des différentes espèces dans le contexte de la Meuse canalisée.

Les migrateurs amphihalins constituent le groupe d'espèce pour lequel une priorité absolue doit être donnée au terme de restauration de la continuité fluviale. Le chapitre 4 fera l'objet d'une discussion plus détaillée du statut de ce groupe d'espèces et des actions de restauration possibles.

La présence d'espèces rhéophiles à reproduction lithophile ouvre deux pistes de réflexion pour des mesures éventuelles futures de protection et de conservation de ces espèces. En premier lieu, la qualité de l'eau en Meuse hutoise apparaît désormais suffisante (à l'exception de quelques pollutions anoxiques ponctuelles) pour le maintien biologique de ces espèces en Meuse. En deuxième lieu, il apparaît que malgré les possibilités réduites de substrat de reproduction adéquat, certaines de ces espèces semblent montrer une plasticité de reproduction et utilisent probablement certaines zones (limitées) de la Meuse, favorables à leur reproduction naturelle. La restauration de certains habitats typiques de la zone à barbeau ne pourrait que renforcer la présence de

ces espèces en Meuse, et tendre vers le rétablissement d'un bon potentiel écologique en Meuse, tel que défini par la récente Directive européenne Cadre sur l'Eau (DCE).

Les espèces à répartition mixte, à tendance rhéophile ou limnophile, sont les espèces naturellement présentes dans la zone à barbeau et à brème. Par conséquent, leur présence dans ce secteur de la Meuse révèle un bon potentiel d'accueil de ces espèces moins exigeantes. Ce groupe de poissons pourrait constituer le niveau écologique de base de la Meuse moyenne, dont toute perturbation démographique devrait être prise très au sérieux.

Les limnophiles strictes, typiques de la zone à brème ne représentent pas une priorité écologique particulière, étant donné leur abondance dans la Meuse canalisée. L'omniprésence de ces espèces peu exigeantes peut contribuer à « saturer » les quelques niches écologiques plus sensibles qui resteraient aux espèces moins abondantes comme les Cyprinidae rhéophiles. Le manque de régulation naturelle de ces populations par des poissons piscivores favorise ce constat.

CHAPITRE 5

VARIABILITÉ ANNUELLE ET SAISONNIÈRE DE LA DÉVALAISON DES POISSONS DANS LA MEUSE À TIHANGE

Ce chapitre présente les variations saisonnières des profils de mobilité des poissons de la Meuse tels que révélés par leurs captures sur les filtres de la CNT. Nous considérerons ici l'ensemble des espèces de la communauté, de manière à révéler les tendances saisonnières et l'influence des facteurs environnementaux sur celles-ci.

1. Analyse des captures globales

Comme nous l'avons précisé précédemment dans le Chapitre 3, nous avons limité nos récoltes aux tambours filtrants de T1 et aux grilles de T2 et T3 comme protocole de capture en continu. Les données de T1 correspondent plutôt à un taux de capture instantané durant les 20 minutes de récolte relatives au temps de nettoyage des tambours, alors que les grilles de T2 et T3 permettent des données de capture en continu entre chaque récolte (48 h à 72 h). Par conséquent pour les traitements statistiques des données, nous distinguerons par la suite les tambours filtrants de T1, d'une part, et les grilles de T2 et T3, d'autre part.

La figure 5.1 montre que l'évolution des captures hebdomadaires à chaque unité suit globalement les mêmes tendances, seuls les ordres de grandeur du nombre et de la biomasse étant différents. Ce graphique permet également de situer les périodes de révision de chaque centrale, durant lesquelles le pompage et donc les captures sont nuls.

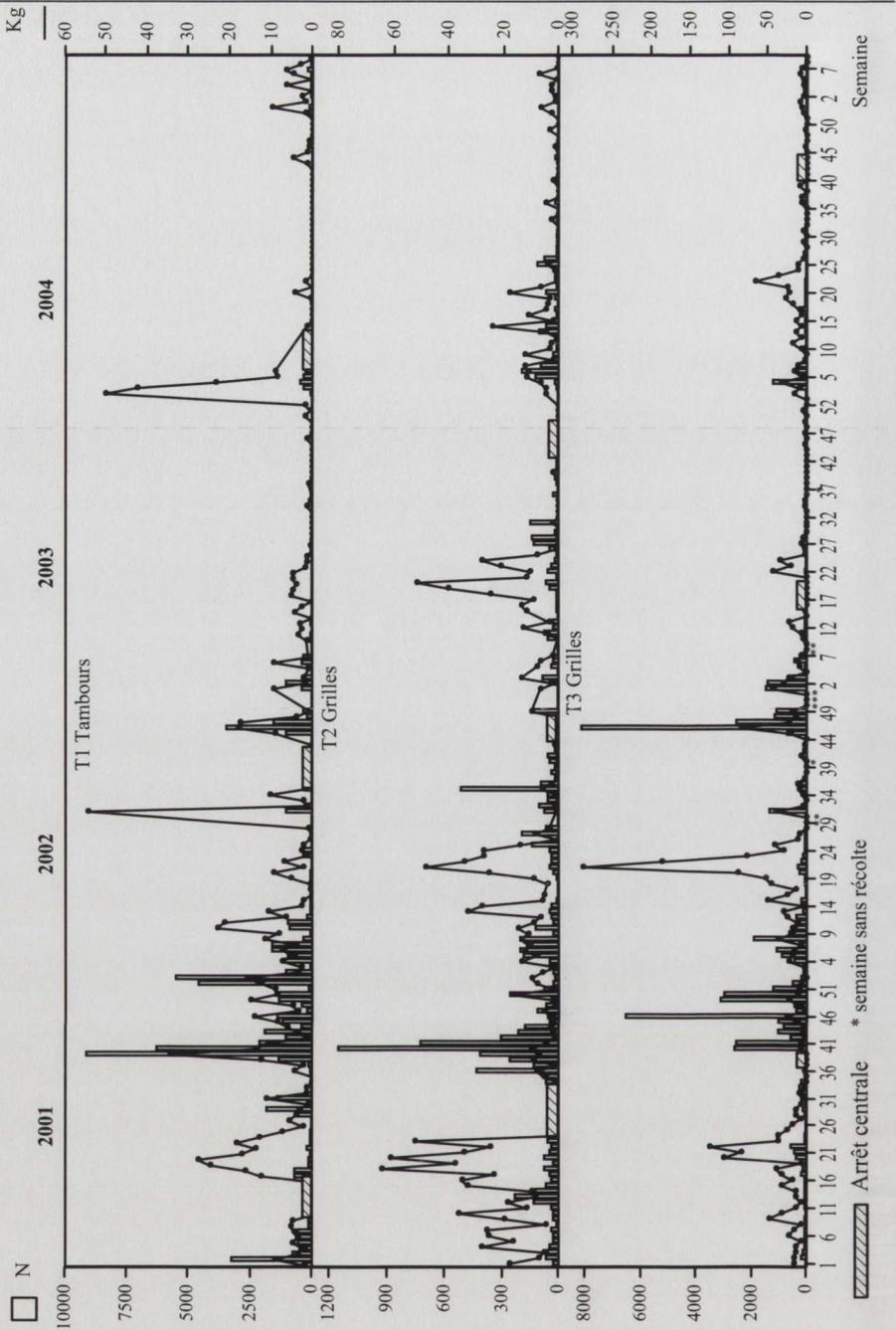


Figure 5.1 : Nombre (N) et biomasses des poissons capturés chaque semaine sur les tambours filtrants de Tihange 1 (T1) et les grilles de Tihange 2 & 3 (T2&3) entre janvier 2001 et mars 2005

Figure 5.1 : Number (N) and biomass (Kg) of fish caught on the drums of Tihange 1 (T1) and the screens of Tihange 2 & 3 (T2&3) between January 2001 and March 2005.

De manière à simplifier la description des captures par la suite, nous utiliserons les données regroupées des trois centrales telles que représentées sur les Fig. 5.2 à 5.4 (nombre, biomasse, nombre d'espèces). Les données de base sont reprises en Annexe I. Les données de captures globales ont subi une transformation logarithmique du type $\text{Log}(x+1)$ de manière à pouvoir réaliser des comparaisons interannuelles par ANOVA.

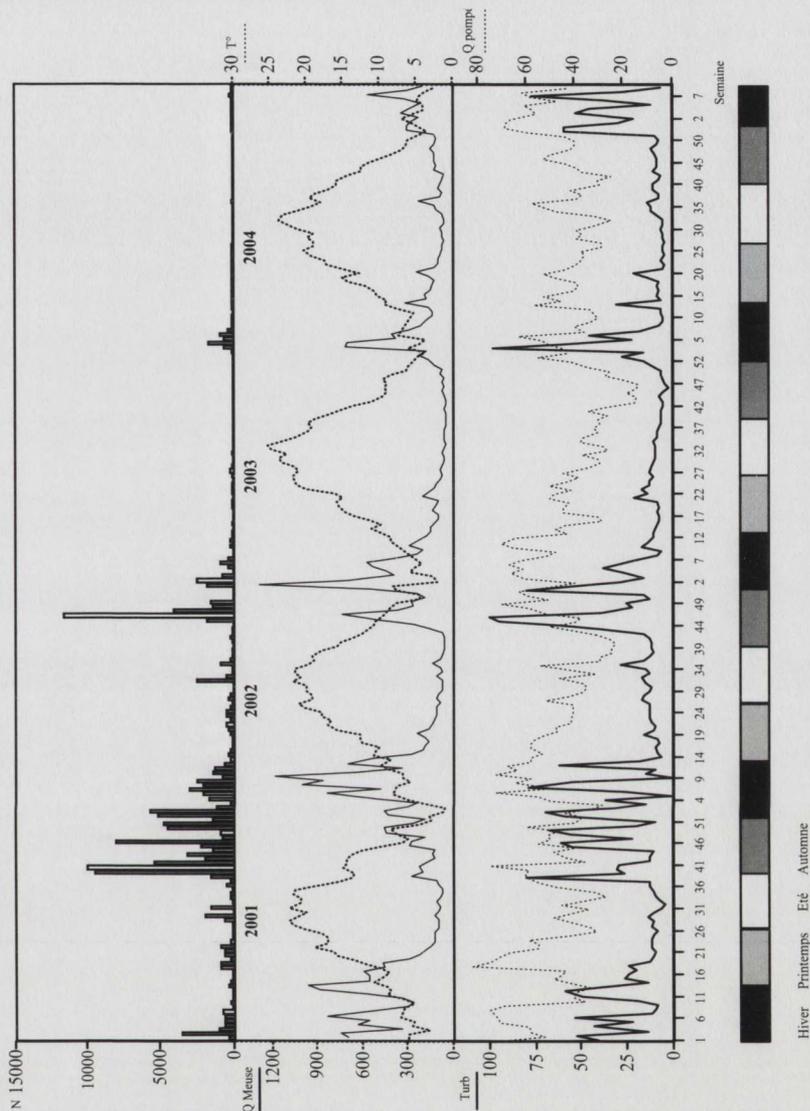


Figure 5.2 : Evolution hebdomadaire des nombres (N) des poissons capturés sur les 3 unités de la CNT. En parallèle, évolution hebdomadaire du débit de la Meuse (QM, m³/s), de la température de la Meuse (°C), de la turbidité (Turb, NTU) et du débit pompé (QP, m³/s).

Figure 5.2 : Weekly evolution of the number (N) of fish caught at the 3 units of the TNPP. The weekly variation of the River Meuse discharge (m³/s), temperature (°C), turbidity (Turb, NTU) and of the abstracted discharge (QP, m³/s) are presented.

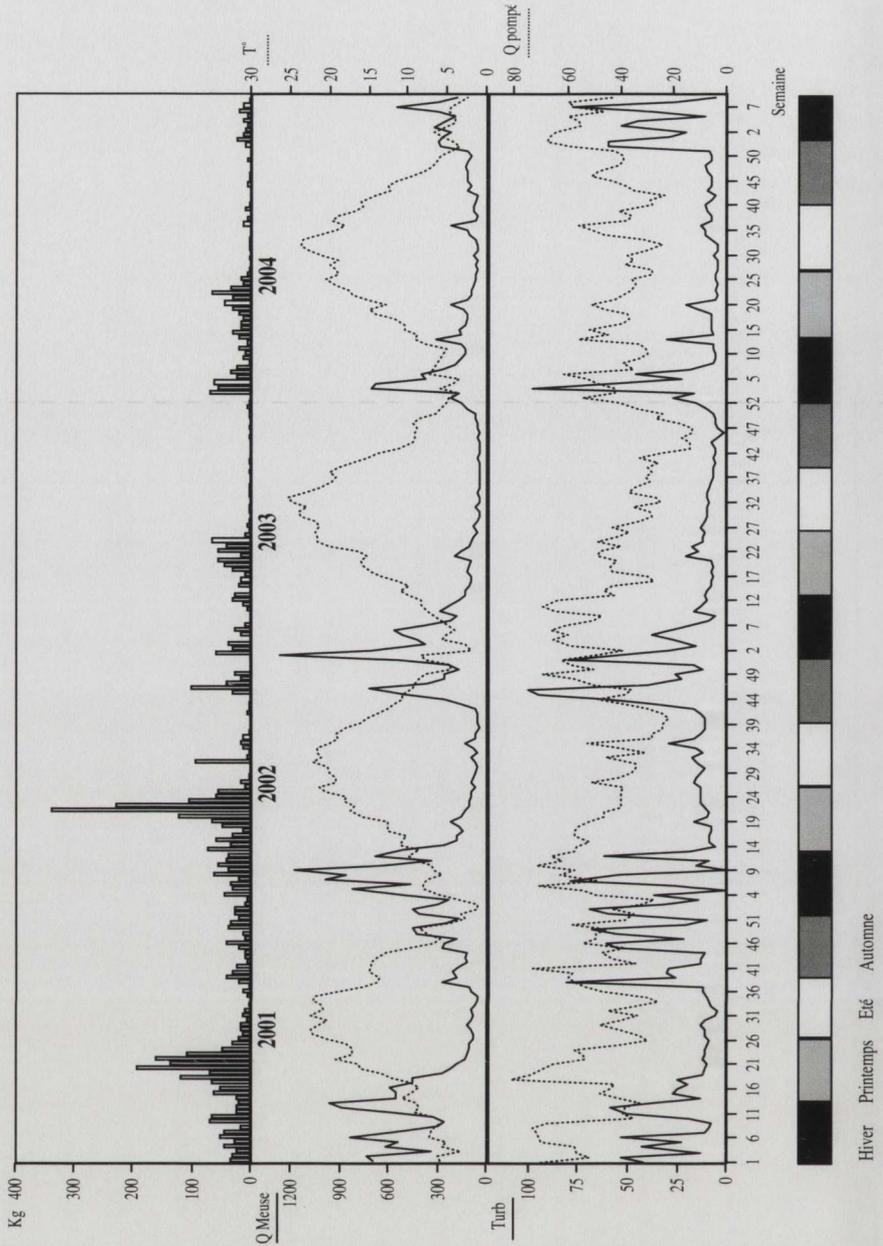


Figure 5.3 : Evolution hebdomadaire de la biomasse (Kg) des poissons capturés sur les 3 unités de la CNT. En parallèle, évolution hebdomadaire du débit de la Meuse (QM, m³/s), de la température de la Meuse (°C), de la turbidité (Turb, NTU) et du débit pompé (QP, m³/s).

Figure 5.3 : Weekly evolution of the biomass (Kg) of fish caught at the 3 units of the TNPP. The weekly variation of the River Meuse discharge (m³/s), temperature (°C), turbidity (Turb, NTU) and of the abstracted discharge (QP, m³/s) are presented.

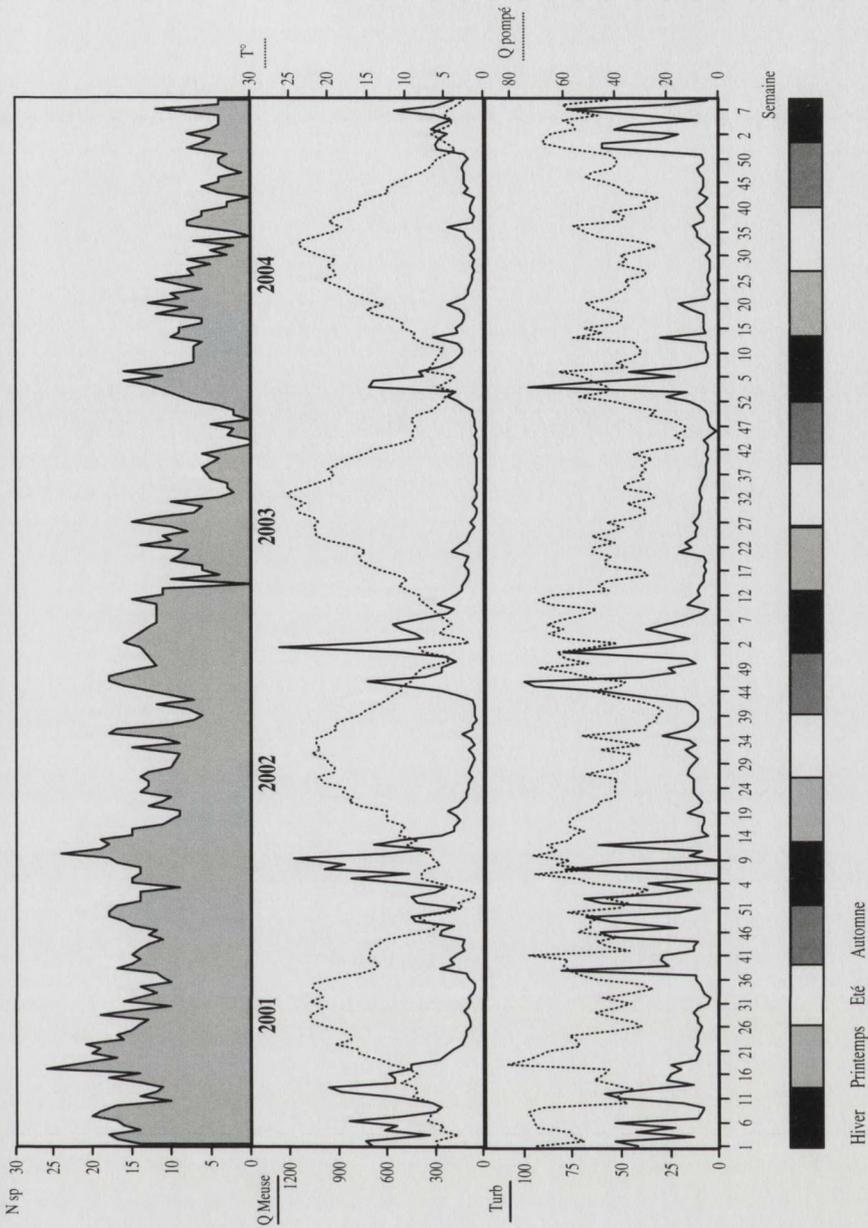


Figure 5.4 : Evolution hebdomadaire du nombre d'espèces (N sp) des poissons capturés sur les 3 unités de la CNT. En parallèle, évolution hebdomadaire du débit de la Meuse (QM, m³/s), de la température de la Meuse (°C), de la turbidité (Turb, NTU) et du débit pompé (QP, m³/s).

Figure 5.4 : Weekly evolution of the number of fish species (N sp) caught at the 3 units of the TNPP. The weekly variation of the River Meuse discharge (m³/s), temperature (°C), turbidity (Turb, NTU) and of the abstracted discharge (QP, m³/s) are presented.

1.1. Variabilité interannuelle

Sur une base annuelle, on observe (Fig. 5.5) des différences significatives entre le nombre de poissons capturés par semaine au cours des différentes années (ANOVA, $F = 34.040$, $P < 0.0001$). On n'observe pas de différence significative entre les années 2001 et 2002, ni entre les années 2003 et 2004, ce qui permet de distinguer ces deux groupes d'années. En revanche, les comparaisons entre les années des deux groupes montrent des différences significatives (Fisher PLSD $P_s < 0.0001$).

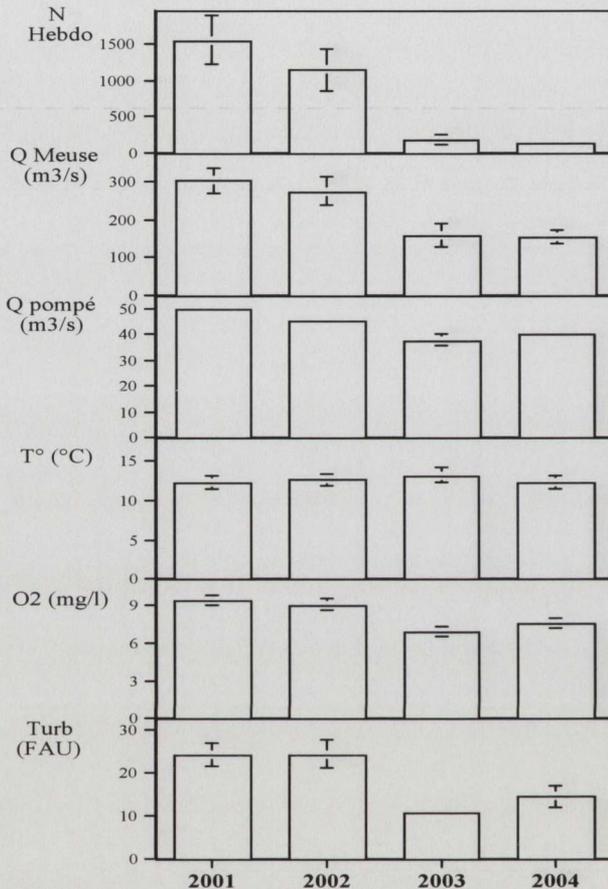


Figure 5.5 : Valeurs moyennes annuelles (\pm SE) du nombre de poissons capturés par semaine sur les trois tranches de la CNT (N Hebdo), du débit de la Meuse (Q Meuse, m^3/s), du débit total pompé par la CNT (Q pompé, m^3/s), de la température de la Meuse ($^{\circ}C$), de l'oxygène dissous en Meuse (mg/l) et de la turbidité de la Meuse (FAU) au cours des années 2001 à 2004.

Figure 5.5 : Mean annual values (\pm SE) of the number of fish caught per week on the three units of the TNPP (N Hebdo), of the total discharge abstracted by the TNPP CNT (Q pompé, m^3/s), of the River Meuse temperature (Q Meuse, m^3/s), of the dissolved oxygen in the River Meuse (mg/l) and of the River Meuse turbidity (FAU) during years 2001 to 2004.

Comme l'indique la figure 5.5, aucune différence significative n'a été mise en évidence entre le débit moyen hebdomadaire de la Meuse au cours des années 2001 et 2002 (ANOVA, $F = 6.593$, $DL = 3$, Fisher PLSD $P = 0.5113$) et 2003 et 2004 ($P = 0.9354$). Par contre, le débit moyen de la Meuse était plus élevé en 2001 qu'en 2003 et 2004 (respectivement $P = 0.0008$ et $P = 0.0006$), les mêmes différences étant observées pour l'année 2002 par rapport à 2003 et 2004 (respectivement $P = 0.0068$ et $P = 0.0052$).

Les comparaisons interannuelles portant sur le débit pompé (Fig. 5.5) sont les mêmes que pour le débit de la Meuse : pas de différence significative entre 2001 et 2002 ni entre 2003 et 2004, différences entre 2001 et 2003 et 2004 (ANOVA, $F = 8.866$, $DL = 3$, Fisher PLSD respectivement $P < 0.0001$ et $P = 0.0003$) ainsi qu'entre 2002 et 2003 et 2004 (respectivement $P = 0.0029$ et $P = 0.0461$).

Aucune différence significative n'a pu être mise en évidence entre la température moyenne de chaque année (Fig. 5.5).

Les mêmes différences significatives interannuelles ont été observées tant en oxygène dissous que pour le débit de la Meuse (Fig. 5.5). La concentration en oxygène dissous était plus importante en 2001 qu'en 2003 et 2004 (ANOVA, $F = 8.645$, $DL = 3$, Fisher PLSD, respectivement $P < 0.0001$ et $P = 0.0012$), ainsi qu'en 2002 par rapport à 2003 et 2004 (respectivement $P = 0.0002$ et $P = 0.0066$). Aucune différence significative n'a été observée entre 2001 et 2002 ni entre 2003 et 2004.

La turbidité étant liée au débit de la Meuse, on observe à nouveau les mêmes différences significatives entre 2001, 2003 et 2004, d'une part, (ANOVA, $F = 7.542$, $DL = 3$, Fisher PLSD, respectivement $P = 0.0002$ et $P = 0.0056$), ainsi qu'entre 2002, 2003 et 2004, d'autre part (respectivement $P = 0.0002$ et $P = 0.0056$), alors qu'il n'y a pas de différence entre les années 2001 et 2002 ainsi qu'entre 2003 et 2004.

En résumé : le débit pompé, le taux d'oxygène et la turbidité de la Meuse étant tous trois dépendants du débit de la Meuse, on peut établir une association écologique entre l'abondance annuelle des captures sur les prises d'eau de la CNT avec le débit annuel moyen de la Meuse.

1.2. Variabilité saisonnière

Au cours des années 2001 et 2002, la répartition saisonnière des captures de poissons a suivi le schéma global suivant illustré par les Fig. 5.2 à 5.4 :

- Pic de biomasse au printemps associé à la capture de géniteurs de Cyprinidae en période de post-reproduction, avec une mortalité naturelle élevée des plus vieilles classes d'âges. C'est également à cette période que sont capturées des truites communes à robe argentée (smolts de truite de mer) et des smolts de saumon atlantique.
- Capture importante de 0+ de Cyprinidae, notamment rhéophiles, au cours de l'été.
- Capture maximale de 0+ de Cyprinidae au cours des augmentations du débit de la Meuse en automne, avec des vagues successives qui s'étendent jusqu'en hiver. C'est également à cette période que sont capturées les anguilles argentées, selon les mêmes vagues de captures que les 0+.

En 2003 et 2004, l'évolution des captures a suivi *grosso modo* le même schéma qu'en 2001 et 2002. Une plus grande biomasse a aussi été observée au printemps, mais dans une moindre mesure qu'en 2001 et 2002. Par contre, aucune capture importante de 0+ en été et en automne n'a été observée en 2003 et 2004.

1.3. Corrélation des captures hebdomadaires avec les variables environnementales

Après avoir associé les profils annuels des captures aux moyennes annuelles des variables environnementales au premier point de ce chapitre, nous examinons à présent les relations entre les captures hebdomadaires globales des 4 années avec les moyennes hebdomadaires des différents facteurs environnementaux. Nous avons réalisé différents types de corrélations entre la variable « Nombre de poissons capturés par semaine » ($\text{Log}(N+1)$) et les moyennes hebdomadaires des variables environnementales. La corrélation induisant un R^2 le plus élevé a été retenue.

Le nombre de poissons capturés par semaine est positivement corrélé avec le débit de la Meuse, le débit pompé et la turbidité (Fig. 5.6), alors qu'aucune corrélation significative n'a pu être mise en évidence avec la température ni l'oxygène dissous.

Cette analyse porte sur l'ensemble des données récoltées sur les 3 unités de la CNT, selon des techniques différentes (tambours filtrants et dégrilleurs). Les données provenant des dégrilleurs de T2 et T3 correspondant à des efforts

de capture de 48 h à 72 h, l'influence plus fine des facteurs environnementaux sur le taux de poissons en dévalaison peut être masquée par cet intervalle de temps important entre les captures. Dès lors, les coefficients de corrélation observés sont assez faibles. Pour mieux observer l'effet des facteurs environnementaux sur le taux de capture, il convient d'exprimer les captures absolues par unité de débit pompé, ce qui représente une densité de capture.

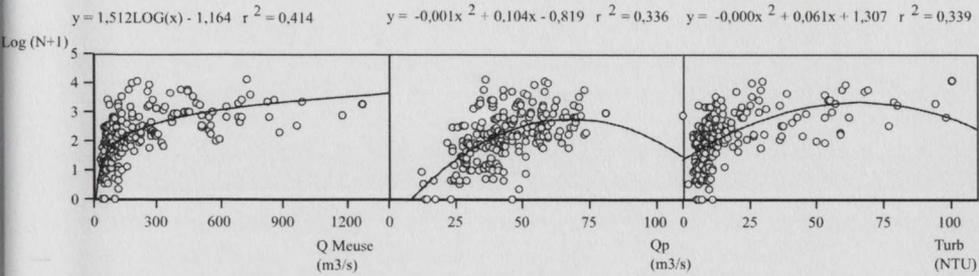


Figure 5.6 : Courbe de corrélation entre le Log (N+1), N = nombre de poissons capturés par semaine, et le débit moyen hebdomadaire de la Meuse (m³/s), le débit moyen hebdomadaire pompé (m³/s) et la turbidité moyenne hebdomadaire de la Meuse (NTU). N = 207 semaines.

Figure 5.6 : Correlation graph between Log (N+1), N = number of fish caught per week, and the mean River Meuse discharge (m³/s), the mean abstracted discharge (m³/s) and the mean turbidity of the River Meuse (NTU). N = 207 weeks.

1.4. Corrélations entre la densité de poissons capturés et les variables environnementales

La densité de poissons capturés à chaque récolte (chaque capture journalière est prise en compte, et non plus une moyenne hebdomadaire comme précédemment) a montré des corrélations significatives avec le débit de la Meuse, la turbidité et la température (Fig. 5.7).

Les captures sur les grilles de Tihange 2 et 3 ne permettent pas d'estimer un nombre de poissons capturés par rapport à une unité de débit pompé (1000 m³ par exemple), étant donné qu'il est impossible de connaître la proportion de poissons qui passent à travers les grilles pour se retrouver au niveau des tambours filtrants. En revanche, au niveau de Tihange 1 où l'on connaît le nombre de poissons piégés sur les tambours filtrants (le nombre de poissons piégés sur les grilles est très faible en comparaison) et le débit pompé par la centrale, il est possible de calculer la densité de poissons capturés (N/1000 m³ pompés) durant les 20 minutes de récolte. Cette estimation n'a pu être réalisée avec précision qu'à partir de janvier 2003 (cf. Chap. 3) et est illustrée sur la figure 5.8.

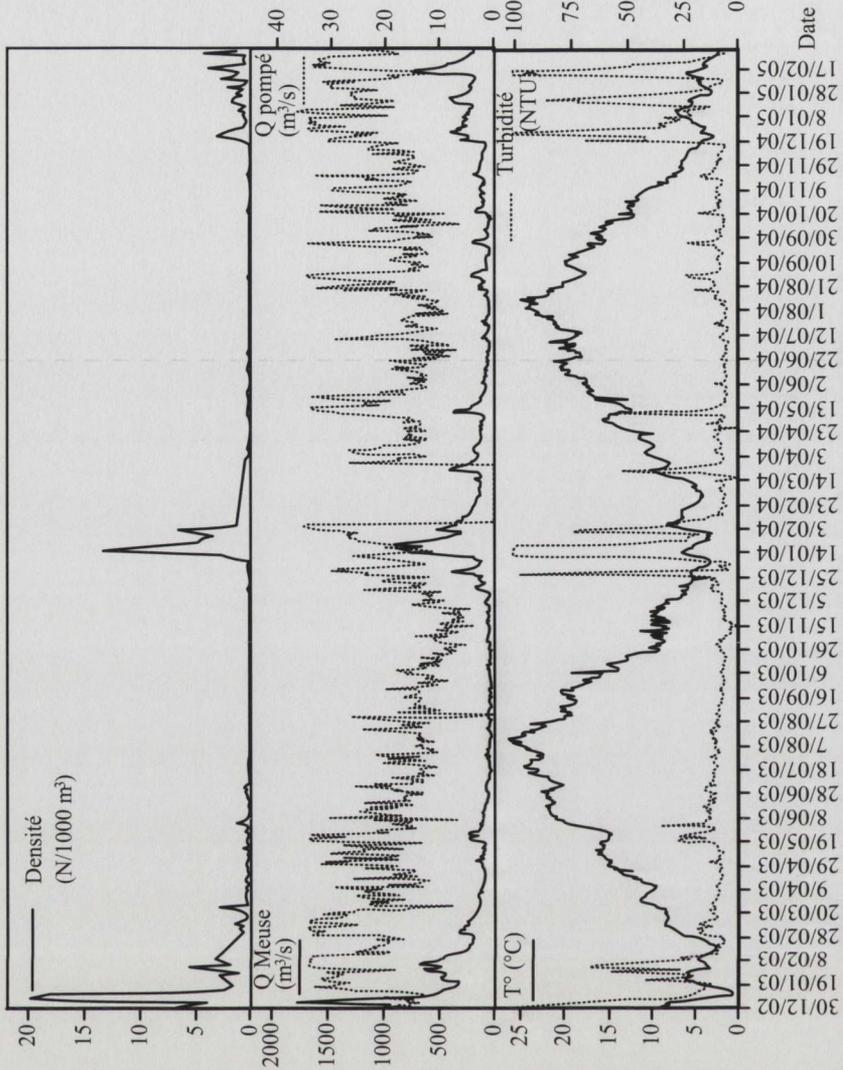


Fig. 5.7: Courbes de corrélation entre le Log (D+1), D = densité de poissons capturés (N/1000 m³) à chaque récolte sur les tambours de T1, et le débit de la Meuse (QM, m³/s), la température (°C), et la turbidité de la Meuse (NTU). N = 248 récoltes.

Figure 5.7 : Weekly evolution of the fish density (N/1000 m³ abstracted) with the mean daily values of the River Meuse discharge (m³/s), abstracted discharge (m³/s), river temperature (°C) and turbidity (NTU) during years 2003 and 2004

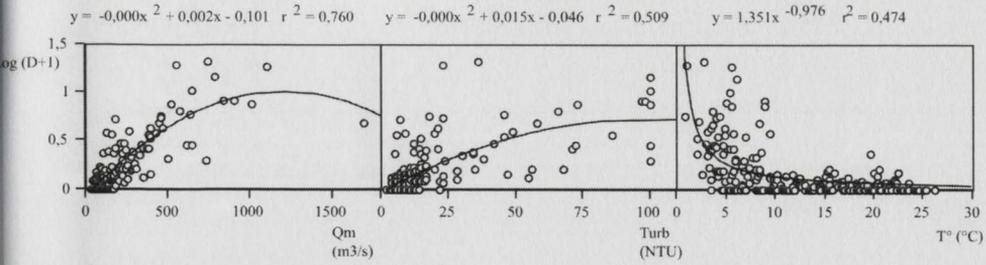


Fig. 5.8: Courbes de corrélation entre le Log (D+1), D = densité de poissons capturés (N/1000 m³) à chaque récolte sur les tambours de T1, et le débit de la Meuse (QM, m³/s), la température (°C), et la turbidité de la Meuse (NTU). N = 248 récoltes.

Figure 5.8 : Correlation graphs between Log (D+1), D = fish density caught (N/1000 m³) per sample on the drums of T1, and the River Meuse discharge (Qm, m³/s), temperature (°C) and turbidity (NTU). N = 248 samples.

On constate que la corrélation positive avec le débit de la Meuse est plus forte qu'avec les données hebdomadaires, et suit ici une courbe polynomiale d'ordre 2 plutôt qu'une courbe logarithmique. Sans la donnée de capture sous la condition maximale de débit, la corrélation entre le Log (D+1) et le débit de la Meuse devient linéaire, avec un r² de 0.757. Par conséquent, cette valeur extrême peut montrer le rôle de la phase d'augmentation du débit de la Meuse plutôt que de sa valeur absolue. La corrélation polynomiale d'ordre 2 entre le Log (D+1) et la turbidité est plus importante. Enfin, on observe une corrélation négative de puissance entre le Log (D+1) et la température, qui indique que l'essentiel des captures se passe sous des températures de 10°C.

1.5. Conclusions

Ces résultats mettent en évidence que les conditions abiotiques hydrologiques globales de la Meuse influencent les tendances annuelles du nombre de poissons capturés en dévalaison sur les prises d'eau de la CNT, tant sur la base des données hebdomadaires que sur la base plus précise des densités journalières de poissons capturés. Le taux de pompage de la CNT est lui-même dépendant des conditions hydrologiques de la Meuse. Cette influence semble être plus importante au cours de l'automne, ce qui pourrait correspondre à une saison durant laquelle les poissons développeraient une plus grande propension à la dévalaison sous ces conditions hydrologiques. Cette fenêtre de sensibilité temporelle correspondrait alors au facteur biotique agissant sur le nombre de poissons en dévalaison.

Cela nous donne une première indication sur le fait que l'exposition des poissons aux prises d'eau ne dépend pas directement d'un effet d'entraînement des poissons, strictement relié au débit pompé par les prises d'eau de la CNT, mais bien d'une conjonction de facteurs biotiques (reproduction printanière, sensibilité automnale des 0+) et abiotiques (conditions hydrologiques interdépendantes comme le débit de la Meuse, la turbidité et la température) qui induisent des dévalaisons. L'entrée naturelle des poissons dévalants dans le canal d'amenée, dont la morphologie est particulièrement bien adaptée à leur détournement, les expose ensuite aux stations de pompage, expliquant l'influence statistique secondaire de ce facteur. En conséquence, dans les prochains chapitres de ce travail, nous assimilerons les captures à la CNT à des profils de dévalaison dans la Meuse à Tihange que nous discuterons dans leur contexte spécifique.

CHAPITRE 6

PROFILS SAISONNIERS DE DEVALAISON DES POISSONS AMPHIHALINS DANS LA MEUSE À TIHANGE

Étant donné la grande biodiversité relative aux captures globales, la suite de notre analyse se focalisera sur l'évolution interannuelle et saisonnière des profils de mobilité en considérant les espèces individuellement, au sein de leur groupe écologique tel que défini précédemment.

Les migrateurs amphihalins constituent le groupe d'espèces qui présente la plus haute valeur écologique, au vu de leur statut démographique respectif dans le contexte particulier de la Meuse altérée. C'est pourquoi, nous avons choisi de décrire et d'analyser leurs profils saisonniers de mobilité en premier lieu dans la chronologie du présent travail.

1. L'anguille européenne (*Anguilla anguilla*)

Les captures d'anguilles sont principalement concentrées chaque année au cours de l'automne et de l'hiver et les pics des captures présentent des variations dans leur durée selon les années (Fig. 6.1). On peut observer un premier pic de la semaine 36 en 2001 à la semaine 13 en 2002, le pic suivant semblant plus concentré entre les semaines 45 et 49 en 2002 (pas de récolte les semaines

50-51-52). Le troisième pic a lieu au début 2004, entre les semaines 2 et 7. Enfin, le dernier pic apparaît en 2005 de la semaine 1 à la semaine 8. Entre ces périodes, quelques anguilles sont capturées, mais sans qu'apparaisse une réelle tendance.

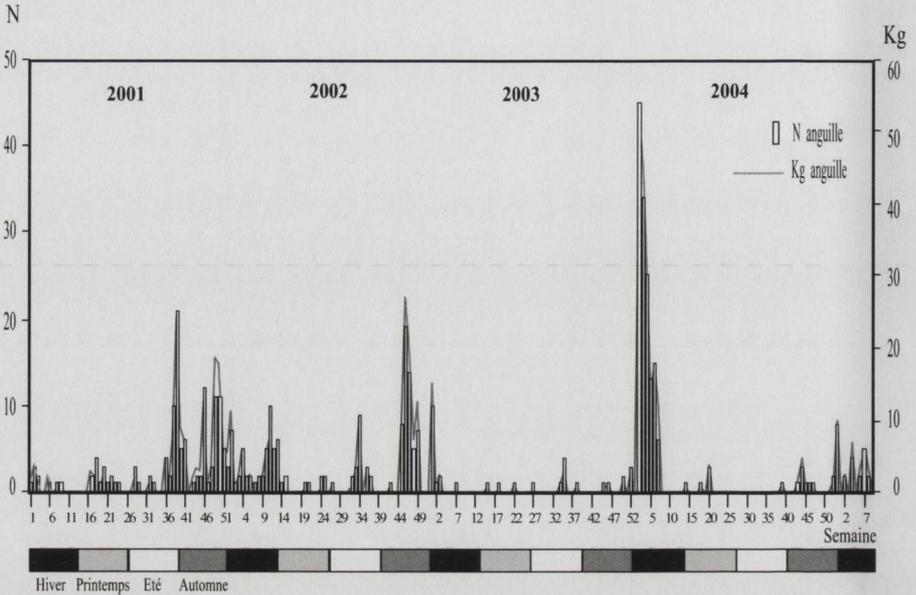


Figure 6.1 : Evolution du nombre (N) et de la biomasse (kg) d'anguilles capturées sur les prises d'eau des 3 unités de la CNT au cours des années 2001 à début 2005.

Figure 6.1 : Evolution of eels number (N) and biomass (kg) caught on the water intakes of the 3 units of the TNPP over years 2001 to early 2005.

Les anguilles capturées au cours de ces pics, ou vagues de migration, sont principalement des anguilles argentées en cours de dévalaison vers la mer. Bien que la période de migration de l'anguille argentée soit habituellement située d'octobre à décembre (BERTIN 1951), elle peut en pratique se produire de juillet jusqu'au printemps de l'année suivante selon les conditions hydrologiques (HVIDSEN 1985, LOBON-CERVIA & CARRASCAL 1992, WICKSTRÖM *et al.* 1996). Nos résultats suggèrent un étalement variable des vagues de migration selon les années (Fig. 6.1). Il nous est paru dès lors intéressant de mettre en relation les captures journalières d'anguilles au cours de la période fin août à fin février avec les variations du débit de la Meuse (Fig. 6.3).

Remarque : Cette analyse inclut des données de captures d'anguilles depuis octobre 2000 à la CNT, ce qui permet de suivre la dévalaison à partir de cette année. Les résultats couvrant cette période n'ont pas été considérés pour les autres espèces parce que trop incomplets.

De manière presque systématique, on observe que les premières anguilles argentées sont capturées au cours de la première augmentation du débit (et donc de la turbidité) après la période d'étiage. Chaque année, la première vague de migration semble initiée lorsque le débit de la Meuse passe au-dessus d'une valeur seuil proche des 300 m³/s. Les vagues suivantes apparais-

sent souvent associées à un pic de débit ou retardées de quelques jours par rapport à celui-ci. Les années d'études 2003 et 2004 ont montré une hydrologie automnale particulière, avec un débit d'étiage prolongé jusqu'à la fin décembre. En 2003-2004, le premier pic de migration (accumulation des anguilles sur les tambours entre le 29 décembre 2003 et le 5 janvier 2004) apparaît quelques jours après le premier pic de débit. Un second pic apparaît durant l'augmentation suivante du débit. Enfin, au cours de la dernière année d'étude en 2004, on observe quelques captures automnales durant des montées légères du débit de la Meuse. La première vague de migration n'apparaît qu'à la fin décembre, après la première augmentation nette du débit. Les migrations ultérieures sont à nouveau associées à des montées de débit.

La figure 6.3 révèle également une influence du cycle lunaire fort variable, et moins marquée que celle du débit de la Meuse lui-même. La luminosité induite par la lune dans la Meuse en automne, où la turbidité évolue rapidement en fonction du débit, est sans doute peu perçue par les anguilles dont la profondeur de migration semble correspondre à la moitié inférieure de la colonne d'eau, et peut varier à l'approche d'obstacle (HARO *et al.* 2000, DURIF 2003).

La figure 6.2 regroupe la distribution annuelle de la taille des anguilles capturées en cours de migration, en tenant compte de l'automne 2000. On constate que la grande majorité des individus ont une taille supérieure à 60 cm, ce qui correspond à une abondance d'anguilles au stade argenté, et probablement un sexe ratio favorable aux femelles (DURIF 2003), bien que nous ne l'ayons pas vérifié. Durant les autres périodes de l'année, les individus plus petits (< 60 cm) et donc plus jeunes sont rares. En particulier, on n'observe pas de capture de jeunes anguilles jaunes en cours de remontée au printemps et en été, alors qu'on les observe dans l'échelle à poissons du barrage d'Ampsin (BARAS *et al.* 1994b), ce qui confirme bien l'attractivité de la prise d'eau lors de la migration de descente.

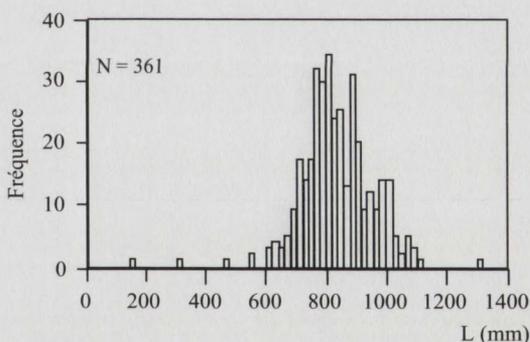


Figure 6.2 : Histogramme des tailles (L, mm) des anguilles capturées au cours des 5 saisons de migration d'avalaison (2000-2004) suivies à la CNT. N = nombre d'anguilles mesurées.

Figure 6.2 : Length histogram (L, mm) of eels caught during 5 migration seasons (2000 – 2004) at the TNPP. N = number of eels measured

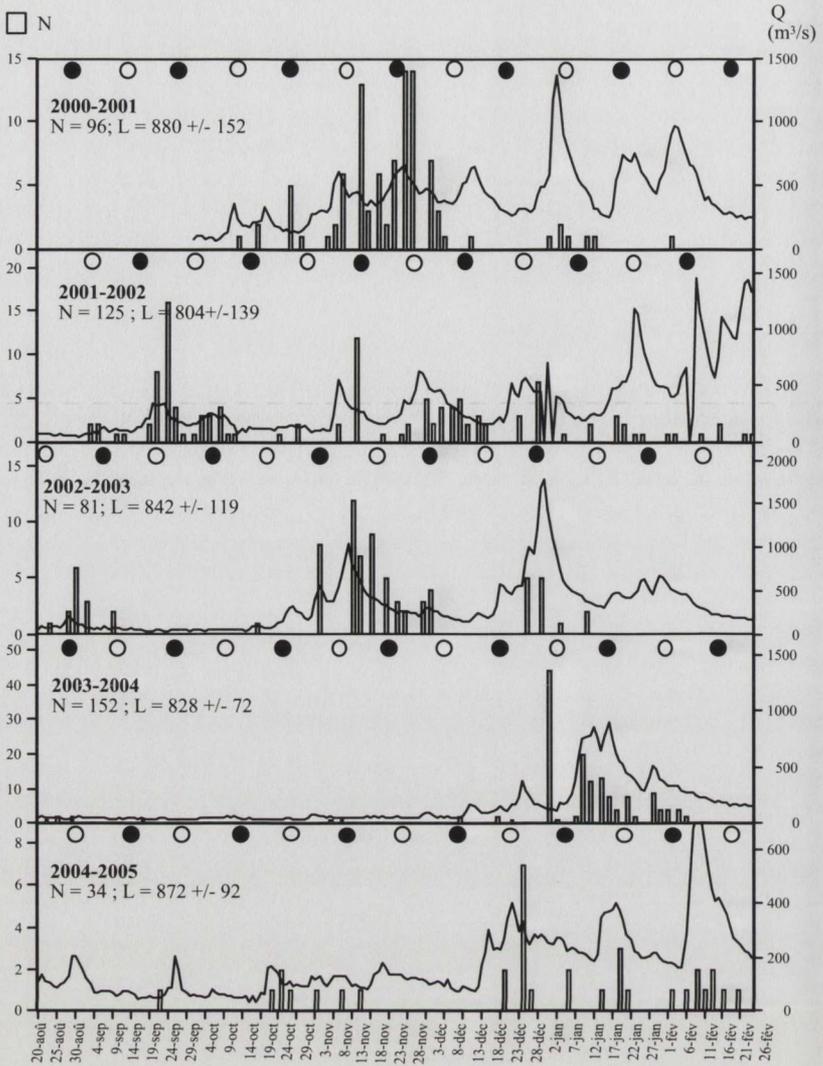


Figure 6.3 : Evolution des captures journalières d’anguilles (2 à 3 jours de délai entre chaque capture) lors des récoltes comprises entre la fin août et la fin février, au cours de 5 saisons de migration consécutives, en relation avec le débit moyen journalier de la Meuse (m³/s). Pour chaque saison le nombre d’anguilles total (N), leur longueur moyenne (L, mm ± S²) et les phases lunaires (cercles blancs = pleines lunes, cercles noirs = mortes lunes) sont mentionnés.

Figure 6.3. Evolution of eel daily catches (2 to 3 days between each catch) during samples achieved between end of August and end of February, over 5 successive migration seasons, in relation with the mean daily River Meuse discharge (m³/s). For each season *t* total number of eels (N), their mean body length (L, mm ± S²) and the Moon phases (white circles = full moon, black circles = no moon) are mentioned.

2. Le saumon Atlantique (*Salmo salar*)

Au cours de leur migration vers la mer, quelques smolts de saumon atlantique ont été capturés sur les prises d'eau de la CNT. Ces smolts proviennent des repeuplements (aux stades « vésicule résorbée », tacon et pré-smolt), dans les affluents de la Meuse en amont de Tihange: le Samson, la Lesse, et l'Antrogne). Le tableau 6.1 ci-dessous reprend le détail de ces captures.

Date	L (mm)	P	Site	Marque
2001				
30/03/01	?	?	T2D	
25/04/01	187	66	T2D	MC
2/05/01	198	75	T2D	MC
23/05/01	140	22	T3D	
2003				
25/04/03	159	47	T2D	
5/05/03	148	31,4	T2D	MC
	144	37,7	T2D	
7/05/03	168	50	T2D	
	139	25	T2D	
	129	26	T2D	MC
9/05/03	152	44	T2D	MC
12/05/03	138	32	T2D	
	141	34	T2D	MC
2004				
30/04/04	160	45	T2D	
2005				
11/04/05	187	84	T3D	
	259	184	T3D	MC
12/04/05	148	33	T3D	Ad.
	265	181	T3D	
13/04/05	172	52,7	T3D	MC
	180	59,2	T3D	
19/04/05	185	70	T3D	
21/04/05	183	61	T3D	MC
9/05/05	176	54,4	T3D	MC
	180	59,6	T3D	MC
11/05/05	194	73	T3D	MC

Tableau 6.1 : Captures de smolts de saumon atlantique sur les prises d'eau de la CNT au cours de 5 années de migration. T2-3D = dégrilleurs de T2-3, MC = micromarque, Ad. = ablation adipeuse. Les marques renseignent de la provenance des individus marqués lors de leur déversement dans les affluents.

Table 6.1 : Atlantic salmon smolts catches at the water intakes of the TNPP over the 5 years of migration. T2-3D = screens of units 2 and 3, MC = microtag, Ad = adipose fin ablation. Tags indicate the fish origin, tagged when restocked in the tributaries.

On voit clairement que ces captures de saumoneaux sont concentrées durant le printemps. Les captures de smolts étaient faibles voire nulles en 2001, 2002 et 2004, mais un plus grand nombre d'individus furent capturés en 2003 et 2005. Les captures plus importantes de ces deux années n'indiquent pas

forcément une migration plus abondante. Le débit de la Meuse au cours de la migration de 2001 était important, ce qui a pu réduire l'attraction dans le canal d'amenée. Bien que le débit de la Meuse était similaire durant les migrations des années suivantes, les variations fines du débit de pompage ont pu modifier l'attractivité momentanément, induisant des variations importantes des captures. Par conséquent, il convient de conclure que les captures de smolts de saumon à la CNT ne donnent qu'une indication sur la fenêtre temporelle de leur passage à la hauteur de la CNT, mais ne permet d'obtenir aucune information sur l'effectif de la population en migration.

L'étude du comportement des smolts à proximité de la prise d'eau de la CNT au moyen de la télémétrie pourrait nous aider à mieux comprendre l'influence du débit de la Meuse et du débit pompé sur les individus en cours de migration.

3. La truite commune (*Salmo trutta*)

La truite commune est décrite délibérément dans le chapitre des migrateurs amphihalins car une partie importante des captures de truites sur les prises d'eau de la CNT semble concerner des smolts de truite de mer en cours de migration vers la mer.

En 2001 (Fig. 6.4), on observe un important pic de captures au cours du printemps, entre les semaines 15 à 26. Sur les 313 truites capturées au cours de ces semaines, 47.0 % présentaient une robe blanchâtre ou argentée, les autres portant une robe colorée de type fario. Parmi ces truites argentées, quelques individus présentaient des nageoires érodées, indiquant une provenance de pisciculture. Par conséquent, la coloration particulière de ces truites pourrait s'expliquer par la capture d'un contingent de truites issues d'un lot de repeuplement dont la robe est naturellement blanchâtre, ou bien par une smoltification d'une partie de truites issues des repeuplements. Les repeuplements ayant lieu dans les affluents, ces truites ont donc bien été capturées au cours d'un déplacement (probablement vers l'aval) dans la Meuse.

Il faut remarquer que malgré une distribution bimodale des truites du printemps 2001 (Fig 6.5), il n'y a pas de différence significative entre la taille des truites « blanches » et des « fario » (truites blanches : $L = 231.7 \pm 4.8$ mm ; truite fario : $L = 221.5 \pm 5.9$ mm), $P = 0.1735$). Par conséquent, les truites fario capturées peuvent également provenir de repeuplements ou d'une origine naturelle. Étant donné que les captures de truites arc-en-ciel de 2001, exclusivement issues de repeuplement, coïncident avec les pics de captures des truites communes, nous en concluons qu'une fraction importante de ces truites communes peut provenir de repeuplements. Néanmoins, il est impossible de préciser si la coloration blanc-gris est naturellement due à une smoltification, ou à la robe d'une souche particulière de truite fario. A la fin 2001, quelques truites de plus grande taille sont capturées, en période de post-reproduction. Au cours des années suivantes, l'alternance entre les dévalants du printemps et d'automne se marque également.

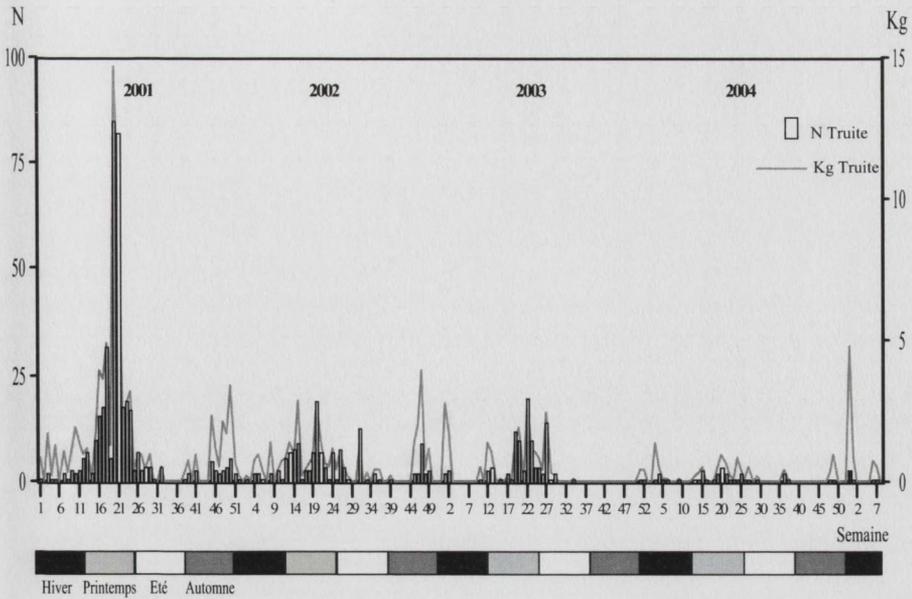


Figure 6.4 : Evolution hebdomadaire du nombre (N) et de la biomasse (kg) des truites communes capturées sur les prises d'eau des 3 unités de la CNT au cours des années 2001 à début 2005.

Figure 6.4 : Weekly evolution of the number (N) and biomass (Kg) of trout caught on the water intakes of the 3 units of the TNPP over years 2001 to early 2005.

En 2002, 42.3% des truites capturées au printemps avaient une robe argentée. Au cours de ce même printemps, DELFORGE *et al.* (2002) ont analysé l'activité ATPasique branchiale de quelques truites argentées capturées à la CNT. Cette étude a révélé une activité élevée correspondant à une des modifications physiologiques associées à la smoltification (NIELSEN *et al.* 2004). A nouveau une distribution bimodale est observée (Fig. 6.5), mais sans différence significative entre les tailles des « blanches » et des « fario » (blanches : $L = 227 \pm 9.0$ mm ; fario : $L = 249 \pm 9.9$ mm, $P = 0.1083$). Remarquons que les moyennes des deux morphotypes ont les tendances inverses qu'en 2001.

En 2003, 63.3% des truites capturées au printemps étaient argentées, et la distribution bimodale observée révèle une taille significativement inférieure ($P = 0.0013$) pour les morphotypes argentés ($L = 211 \pm 6.7$ mm) que pour les fario ($L = 262 \pm 17.3$ mm).

Au printemps 2004, les truites argentées représentaient 46.2% de la population capturée. L'effectif de truites capturé ne permet pas de comparaison statistique des tailles, bien qu'une distribution bimodale semble être révélée (Fig. 6.5).

Remarquons que le morphotype blanchâtre observé en 2001 et 2002 était absent en 2003. Il est possible que ces truites blanchâtres, d'origine douteuse et de taille variable, aient empêché d'observer une différence statistique dans la répartition des tailles au cours des deux premières années d'étude. La compa-

raison significative de 2003, réalisée sur des individus dont les différences morphologiques étaient bien marquées (argenté type smolt *versus* fario) conduit à l'hypothèse d'une taille plus réduite pour les smolts de truite de mer, à vérifier.

Il apparaît donc que naturellement, et sans provenir d'une reproduction impliquant un géniteur à écotype mer (le nombre de géniteurs remontant en amont de la CNT est très faible), une fraction des truites de la Meuse exhibent non seulement des comportements de migration vers l'aval, mais aussi des transformations physiologiques associées à une telle migration. L'amphidromie serait donc dans ce cas un caractère génétique potentiellement présent chez toutes les truites résidentes en eau douce (NIELSEN *et al.* 2004). Cette observation doit être nuancée par le fait qu'il n'existe plus beaucoup de rivières wallonnes qui ont échappé à des repeuplements, parfois intensifs, avec des poissons d'origine diverses, et souvent scandinaves. Ces souches utilisées pour le repeuplement sont souvent amphihalines dans leur milieu d'origine, et le mélange de ces souches avec des souches locales a pu conduire à une augmentation de la proportion de jeunes truites entreprenant une migration vers la mer.

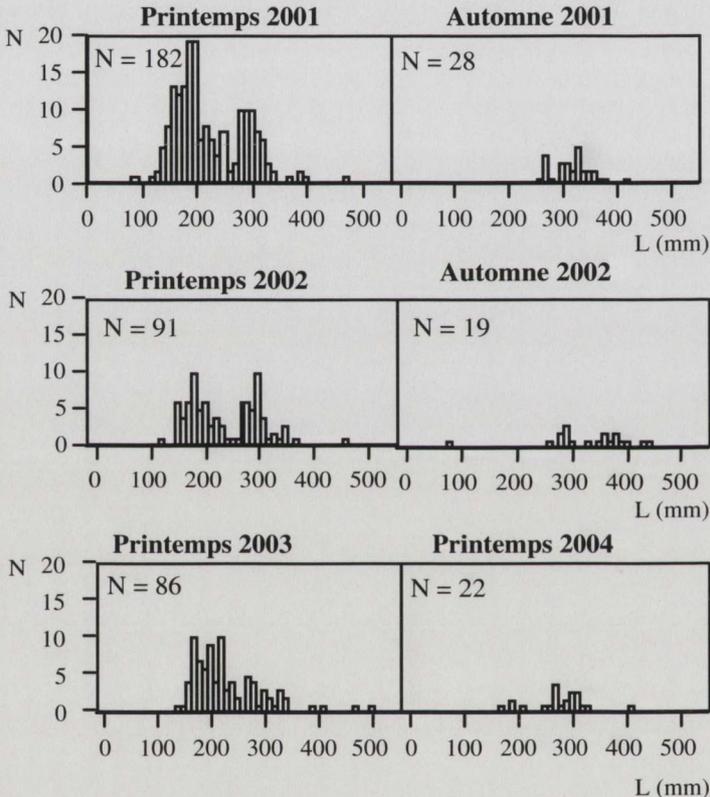


Figure 6.5 : Histogrammes des tailles (L, mm) des truites communes capturées à la CNT au cours de différentes saisons de la période d'étude. N = nombre mesuré.

Figure 6.5 : Length histogram (L, mm) of trouts caught at the TNPP over the different seasons of the study period. N = number measured.

4. Discussion relative aux patrons saisonniers de mobilité des migrateurs amphihalins

4.1. Chez l'anguille

L'anguille est le migrateur le plus abondant capturé en dévalaison, principalement sous la forme argentée, sur les prises d'eau de la CNT. Nos résultats révèlent que la fourchette temporelle de la migration des anguilles argentées dans la Meuse peut s'étendre de la fin août à la fin février, en fonction des conditions hydrologiques. En effet, la première augmentation significative du débit de la Meuse, au-delà d'une valeur seuil proche des 300 m³/s, après la période d'étiage coïncide avec la première vague de captures d'anguilles argentées. L'utilisation des périodes de hauts débits pour réaliser une migration catadrome permet de réduire les dépenses énergétiques associées à la nage. Certaines observations semblent indiquer que les anguilles nagent activement dos au courant, ce qui augmente leur vitesse de déplacement (LOWE 1952). VØLLESTAD *et al.* (1986) ont observé que la migration était initiée plus tôt les années où les températures sont plus froides en juillet et août, ainsi que les années de plus hauts débits en automne. Dans notre étude, la température estivale de la Meuse était plus chaude en 2003 (de 1.8°C à 2.0°C en moyenne) que les trois autres années, et la première montée post-étiage s'est seulement produite en hiver. Le retard de la migration cette année-là peut donc aussi s'expliquer par l'influence de ces deux facteurs, mais le débit de la Meuse semble plus important.

D'autres facteurs semblent avoir aussi un rôle sur le déroulement de la migration des anguilles argentées. L'intensité lumineuse ambiante, en particulier en fonction de l'éclairage nocturne des phases lunaires, a été également établie. Néanmoins la luminosité ambiante dépend également de la turbidité, et l'on peut aussi observer une asynchronie entre les vagues de migrations des anguilles avec le cycle lunaire sous des conditions de forte turbidité (LOWE 1952, DEELDER 1954, HARALDSTAD *et al.* 1985). Nos résultats ne montrent pas de relation claire entre les phases lunaires et les vagues de dévalaison d'anguilles. Comme la turbidité de la Meuse est fortement corrélée avec son débit, nous pensons que ces deux facteurs masquent l'influence potentielle des phases lunaires dans le cas d'un grand cours d'eau comme la Meuse, qui peut drainer de grandes quantités de sédiments lors des hausses de débit.

D'après la littérature, la luminosité ambiante semble être réellement le facteur clé dans le déclenchement de la migration. En effet, la lumière est considérée comme un facteur inhibiteur de la dévalaison de l'anguille (DURIF 2003) qui peut surpasser l'effet favorable du débit (HADDERINGH *et al.* 1999). Dans beaucoup de milieux, la luminosité ambiante et donc la turbidité sont primordiales pour expliquer les vagues de dévalaison. Dans le Lough Derg en Irlande, les anguilles argentées quittaient les eaux profondes du lac et empruntaient le canal d'exutoire du lac sous des conditions de fortes turbidités (MCGRATH *et al.* 1979).

En suivant des anguilles radio-marquées, DURIF (2003) a montré que les anguilles argentées migraient par étapes, avec un arrêt durant la journée. Selon ce même auteur, la migration par étape peut expliquer la présence de vagues successives de dévalaisons en une station de suivi. Les individus en cours de dévalaison peuvent alors se concentrer en des points d'attente qui correspondent souvent à des zones calmes et ombragées (sous des ponts, méandres, ...). Dès que les conditions hydrologiques redeviennent favorables, elles migrent jusqu'au point d'attente suivant. Ce comportement de migration saltatoire peut avoir comme conséquence un prolongement de la migration de dévalaison de l'anguille argentée lors des années hydrologiquement défavorables. On parle même de retards qui peuvent s'étendre sur plusieurs années. Enfin, dans les grands cours d'eau, le même auteur mentionne que plusieurs flux migratoires peuvent être observés en fonction des provenances géographiques diverses. Sur les prises d'eau de la CNT, les pics successifs de débit post-étiages de la Meuse induisent régulièrement d'autres pics de captures, ce qui confirme l'hypothèse de vagues successives de migration en fonction d'origines distinctes des différentes populations d'anguilles, ou d'un regroupement en Meuse de poissons en attente de conditions favorables à la migration.

4.2. Chez les Salmonidae

Les comportements de migration vers la mer des smolts de truite ou de saumon atlantique sont similaires. La migration se passe durant le printemps, et les jeunes poissons en cours de smoltification se regroupent en bancs lors de cette migration. Dans la Meuse à Tihange, la première capture de saumon a eu lieu le 30 mars et la plus tardive le 23 mai, ce qui donne une fourchette temporelle de 54 jours. Pour la truite, il semble que la migration soit plus étendue, mais il est plus difficile de préciser les dates de début et de fin vu qu'on ne sait pas distinguer avec certitude les smolts. Dans une rivière suédoise, le timing de migration de dévalaison de smolts de la truite de mer était positivement associé avec le nombre de degrés-jours, le changement de niveau d'eau et de température et la longueur moyenne des poissons (BOHLIN *et al.* 1993). Dans la Meuse, l'analyse de l'influence des facteurs environnementaux sur la dévalaison des smolts de truite de mer est possible si elle est accompagnée d'une méthode d'identification plus rigoureuse. Le mélange de souches de diverses origines dans les repeuplements en truite dans les rivières belges induit une confusion entre les réels smolts en migration et des individus dévalants suite à des repeuplements dans les affluents.

Le faible nombre de saumons capturés en dévalaison ne permet pas de mettre en évidence une influence des facteurs environnementaux sur les patrons de migrations. Un suivi de 30 années de la migration des smolts dans une rivière irlandaise met en évidence la photopériode et la température comme facteurs principaux qui expliquent les variations journalières des dévalaisons, à travers leurs effets sur le système neuroendocrinien qui régule les changements physiologiques, alors que la température et le débit ont aussi un effet direct sur l'initiation de la migration (BYRNE *et al.* 2003).

CHAPITRE 7

PROFILS SAISONNIERS DE DEVALAISON DES POISSONS HOLOBIOTIQUES RHÉOPHILES DANS LA MEUSE A TIHANGE

Les altérations physiques de la Meuse décrites plus haut dans ce travail ont entraîné une modification importante de la communauté de poissons. Les espèces rhéophiles ou à tendance rhéophile, classiquement présentes dans la zone à barbeau originelle, ont progressivement décliné au profit des espèces eurytopiques de la zone à brèmes. Néanmoins, les espèces rhéophiles se sont maintenues dans le fleuve. Cela explique leur seconde position dans la chronologie de ce travail après les migrateurs amphihalins.

1. Introduction

Les Cyprinidae rhéophiles représentent un intérêt écologique majeur dans ce contexte. En effet, le maintien de ces vestiges vivants de l'ancienne ichtyocénose d'une zone à barbeau implique que ces espèces ont probablement développé des stratégies comportementales pour pallier l'altération des habitats, notamment en termes de mobilité. Ceci justifie d'analyser en priorité les données de captures à la CNT les concernant. Les rhéophiles non Cyprinidae seront abordés par la suite dans ce chapitre.

2. Le chevesne (*Leuciscus cephalus*)

2.1. Biologie de l'espèce (PHILIPPART & VRANKEN 1983)

Le chevesne est géographiquement réparti dans l'ensemble de l'Europe et une partie du Proche-Orient, à l'exception du nord de la Scandinavie, de l'Ecosse, de l'Irlande et du sud de l'Italie. La zone d'habitat de cette espèce rhéophile et oxyphile correspond en général aux zones à ombre et à barbeau. Néanmoins, on le rencontre aussi dans les habitats lenticques comme la zone à brème, voire dans les eaux saumâtres et les estuaires. Ainsi, il est observé dans l'ensemble de la Meuse, y compris dans les parties les plus polluées et physiquement altérées en région liégeoise.

La reproduction du chevesne se déroule entre avril et juin, lorsque la température de l'eau atteint 15°C. Les œufs collants adhèrent sur des pierres, dans des zones de courant avec un fond de sable ou de gravier. Dans les milieux lenticques qui ne présentent pas ce type de substrat de reproduction, les chevesnes peuvent effectuer des migrations vers des microhabitats lotiques (pied des barrages par exemple) ou vers des affluents pour frayer. L'incubation des œufs dure 60-80 degrés-jours.

La maturité sexuelle est atteinte à l'âge de 3 ans chez les mâles et 5 ans chez les femelles, qui présentent par ailleurs un dimorphisme de croissance (à 10 ans, la taille moyenne des mâles est de 35 cm contre 42 cm chez les femelles). La femelle présente un taux de fécondité de 57300 ovules par kg de poids corporel. Le succès de la reproduction est variable en fonction des années et dépend principalement de l'évolution de la température de l'eau.

2.2. Répartition temporelle des vagues de dévalaison et taille des poissons

La figure 7.1 montre pour le chevesne la même tendance que pour les captures globales : une alternance saisonnière de dévalaison avec un pic de biomasse au printemps et un pic de nombre en été et en automne. Ce schéma global est bien caractérisé en 2001 et dans une moindre mesure en 2002, années de fortes eaux automnales. Les profils saisonniers de dévalaison sont moins nets en 2003 et 2004, années de sécheresses importantes. Le tableau 7.1 reprend les données de bases par saison hydrologique.

	2001		2002		2003		2004		2005	
	N	Kg	N	Kg	N	Kg	N	Kg	N	Kg
Hiver	29 (12)	21.81	278 (255)	19.093	62 (29)	25.917	37 (30)	9.134	6 (0)	7.480
Printemps	62 (7)	61.233	82 (48)	59.108	24 (1)	29.176	24 (9)	22.653		
Été	3420 (3366)	14.801	133 (99)	6.252	18 (14)	2.120	17 (9)	7.677		
Automne	1791 (1787)	2.587	326 (317)	6.875	6 (4)	3.163	3 (0)	2.421		

Tableau 7.1 : Nombre (total et uniquement des 0+ entre parenthèses) et biomasse de chevesnes capturés par saison hydrologique sur les prises d'eau de la CNT au cours de la période d'étude.

Table 7.1 : Number (total and 0+ only between parenthesis) and biomass of chub caught per hydrological season at the water intakes of the TNPP during the study period.

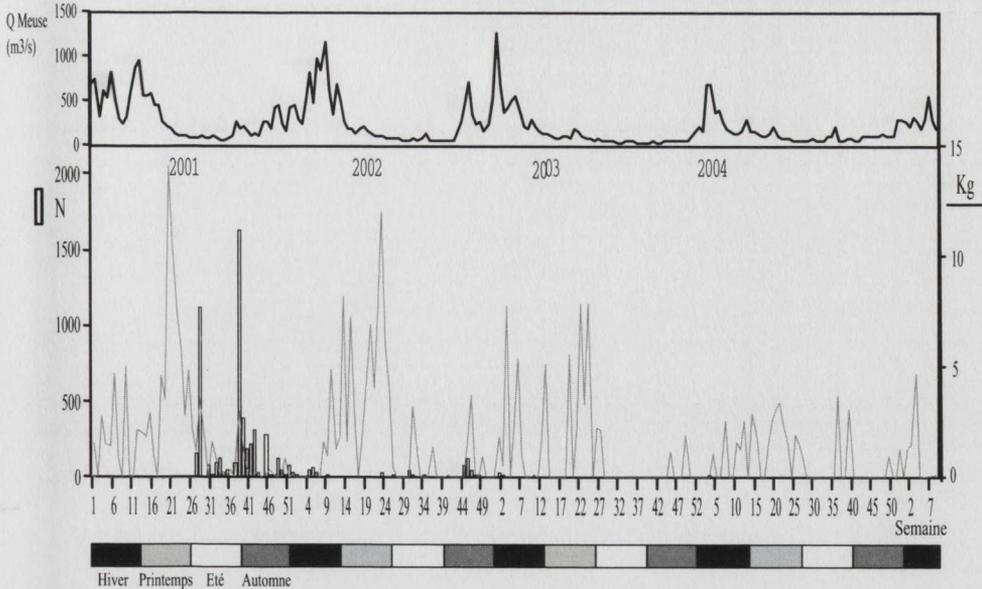


Figure 7.1 : évolution hebdomadaire du nombre (N) et de la biomasse (kg) des chevesnes capturés sur les prises d'eau de la CNT au cours de la période d'étude.

Figure 7.1 : Weekly evolution of the number (N) and biomass (kg) of chub caught on the water intakes at the TNPP during the study period.

Les histogrammes saisonniers des fréquences des tailles de chevesnes capturés en 2001 montrent des différences dans les stades de vie impliqués dans la dévalaison durant l'année (Fig. 7.2). Au cours de l'hiver 2001, sont observés à la fois des individus adultes et des 0+, le nombre de captures étant globalement assez faible (Tableau 7.1). Au printemps 2001, le nombre d'adultes augmente, alors que les 0+ sont toujours présents. Quelques individus de classes d'âges intermédiaires sont également observés. L'évolution de l'Indice Gonado-Somatique (IGS) des femelles capturées durant cette période suggère une reproduction centrée autour des semaines 20 et 21 (Fig. 7.3). La température moyenne de la Meuse pendant ces deux semaines était respectivement de 15.8°C et 16.3°C. C'est la semaine 20 que la température moyenne passe au-delà de 15°C, ce qui correspond au seuil de température de ponte du chevesne (PHILIPPART & VRANKEN 1983), plusieurs pics de reproduction ont pu survenir après la semaine 20, en fonction de la température. Durant l'été 2001, apparaît une vague plus importante de dévalaison, majoritairement constituée par des individus 0+, issus de la reproduction du printemps 2001. L'automne est la période de l'année 2001 au cours de laquelle le plus grand nombre de chevesnes en dévalaison sont capturés, principalement sous la forme de 0+.

Les histogrammes saisonniers des tailles des chevesnes pour l'année 2002 révèlent les mêmes tendances qu'au cours de l'année 2001 (Fig. 7.2). Durant l'hiver, essentiellement des 0+ sont observés, avec quelques adultes. Au printemps, la proportion d'adultes est plus importante. L'évolution de l'IGS des femelles au printemps suggère une semaine de reproduction entre la semaine 18 et 21 (Fig. 7.3). La température de la Meuse passant au-delà de 15°C la

semaine 20. Il est donc probable que la plupart des reproductions se déroulent après cette semaine. L'été voit arriver une vague de dévalaison abondante de 0+, accompagnée par des captures plus sporadiques d'adultes et de stades intermédiaires. Enfin, une seconde vague de 0+ est capturée en automne, période de capture la plus abondante en 2002.

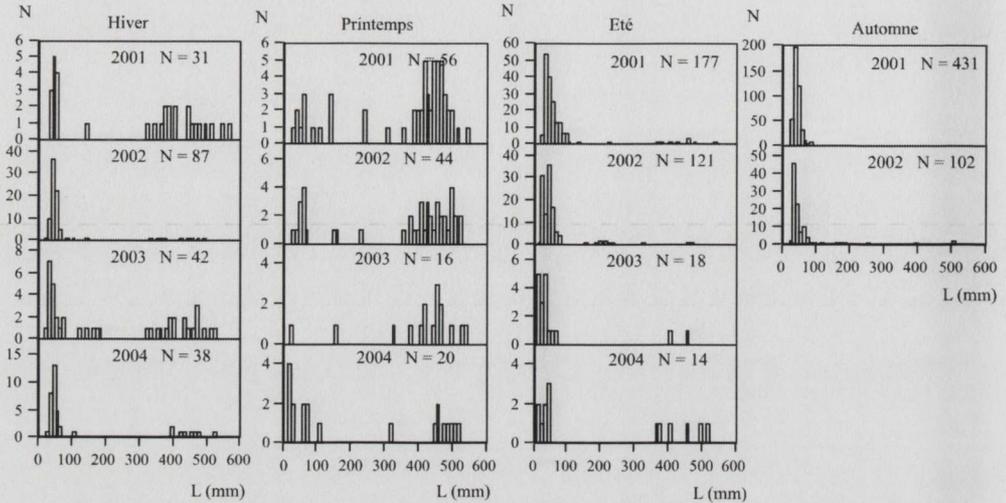


Figure 7.2 : Histogrammes saisonniers des fréquences des tailles (L, mm) de chevesnes mesurés au cours de la période d'étude (intervalles de 10 mm).

Figure 7.2 : Seasonal length histogram (L, mm) of chub caught during the study period (10 mm intervals).

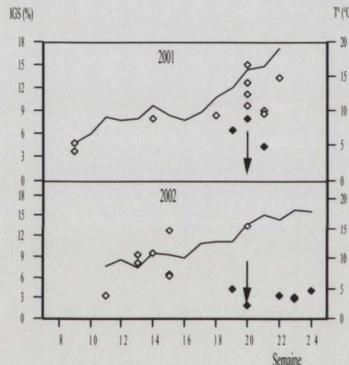


Figure 7.3 : Evolution de la température moyenne hebdomadaire (°C) et de l'Indice Gonado-Somatique (IGS, %) des chevesnes femelles capturées au cours des printemps 2001 et 2002. Les flèches indiquent les semaines probables de reproduction.

Figure 7.3 : Mean weekly evolution of the water temperature (°C) and the Gonado-Somatic Index (IGS, %) of female chub caught during springs 2001 and 2002. Arrows indicate likely spawning weeks.

Les années 2003 et 2004 sont marquées par l'absence de toute vague de 0+ en été, en automne et en hiver, alors que l'évolution de la courbe de la biomasse semble montrer les mêmes tendances saisonnières qu'au cours des deux années précédentes (Fig. 7.1). Les années 2003 et 2004 ont été marquées par une sécheresse importante en été et prolongée en automne, sans augmentation nette de débit durant cette saison.

D'après la description des résultats qui précèdent, l'augmentation du débit de la Meuse au cours de l'automne semble être un élément important favorisant la capture des 0+ de chevesnes. Par ailleurs, sous des conditions de faibles débits en Meuse, le débit de pompage est également plus faible, ce qui pourrait réduire l'attractivité du canal d'aménée de la CNT sur les poissons présents en Meuse. Néanmoins, si le débit de pompage est faible lors de l'étiage de la Meuse, la proportion du débit pompé par rapport au débit de la Meuse est plus importante que lors des crues de la Meuse.

Cette évolution saisonnière des captures de chevesnes au cours de l'année peut être mise en relation avec les profils de mobilité des différents stades de vie impliqués. Les captures d'hiver correspondent à une période de transition entre les captures des 0+ en automne, qui semblent davantage liées aux conditions hydrologiques, et des captures de géniteurs associées à la reproduction au printemps en rapport avec l'accroissement des profils de mobilité de ces individus durant la reproduction. En été, les captures de 0+ sont régulières en 2001 ainsi qu'en 2002 bien que moins importantes cette dernière année. L'abondance de 0+ en bordure des rives de la Meuse durant cette saison, et *a fortiori* sur le bord des berges du canal d'aménée (observation annuelle) peut expliquer ces captures de 0+ en été.

2.3. Corrélations entre les vagues de dévalaison des 0+ de chevesnes et les facteurs environnementaux

Pour vérifier si les vagues de captures des chevesnes 0+ dévalants sont réellement dues aux conditions hydrologiques de la Meuse ou au fonctionnement de la CNT, nous avons analysé la corrélation entre les captures et les données environnementales. Dans ce but, il convient de séparer les captures sur les tambours filtrants de T1, qui donnent une idée instantanée du taux de capture à la CNT, de celles qui sont réalisées dans les conteneurs de dégrillage, qui correspondent à des captures accumulées en continu entre chaque récolte sur des périodes de 48 h à 72 h.

Nous avons utilisé ici le nombre de 0+ capturés par récolte, et non les valeurs hebdomadaires comme pour l'analyse globale du chapitre 5. La transformation des données de captures de chevesnes 0+ par le Log (N+1) n'a pas permis de répondre aux conditions de normalité, étant donné la présence d'un grand nombre de valeurs nulles ou faibles. Par conséquent, nous nous sommes orientés vers une corrélation non paramétrique de Spearman pour tester l'influence des facteurs environnementaux.

Remarque : Dans le cadre de ce travail, nous tenons compte des saisons hydrologiques. Néanmoins, étant donné le rôle majeur que semble avoir le débit de la Meuse sur les profils de dévalaison, pour les analyses statistiques qui vont suivre, il nous a paru plus adéquat d'utiliser l'étiage (débit Meuse < 100 m³/s) et le post-étiage (débit Meuse > 100 m³/s) pour ajuster les saisons aux réelles conditions hydrologiques. Par conséquent, ci-après, les termes « été » et « automne » doivent être considérés selon cette terminologie hydro-écologique.

2.3.1. Captures sur les tambours filtrants

Au niveau des tambours filtrants, le nombre de chevesnes 0+ capturés au cours de la seconde moitié de l'année 2001 (soit l'été et l'automne, principales périodes de captures de 0+) est positivement corrélé avec la turbidité et le débit de la Meuse. Une faible corrélation positive est observée avec le débit pompé par T1 et l'oxygène dissous ainsi qu'avec la température de la Meuse (Tableau 7.2). Les conditions environnementales étant différentes en été et en automne, il est possible qu'elles revêtent une signification biologique différente pour les captures de 0+ durant ces deux périodes. Dès lors, nous avons réalisé les mêmes corrélations que précédemment mais en distinguant l'été et l'automne. Sur la période estivale uniquement (2/07 au 21/09/2001, date de fin d'été), une bonne corrélation positive est observée avec le débit de la Meuse, les corrélations avec la turbidité, le débit pompé par T1 et l'oxygène dissous étant plus faibles. En automne (24/09 au 28/12/2001), des corrélations positives sont observées entre les captures et la turbidité, la température et le débit pompé, et une corrélation négative se marque avec l'oxygène dissous (Tableau 7.2).

T1T	Été-Automne, N = 68		Été, N = 32		Automne, N = 36	
	r _s	P	r _s	P	r _s	P
Q Meuse	0.503	< 0.0001	0.532	0.0027	0.224	0.1843
Q pompé	0.360	0.0032	0.470	0.0088	0.343	0.0423
T° Meuse	-0.257	0.0449	-0.049	0.8033	0.463	0.0070
O₂ Meuse	0.285	0.0259	0.389	0.0472	-0.367	0.0326
Turbidité	0.547	< 0.0001	0.467	0.0174	0.477	0.0079

Tableau 7.2 : Table de corrélation de Spearman entre le nombre de chevesnes 0+ capturés sur les tambours de Tihange 1 en été et en automne 2001 et la moyenne du débit de la Meuse (m³/s) à chaque récolte, le débit moyen journalier pompé (m³/s), la température de l'eau (°C) et l'oxygène dissous (mg/l) au moment de la récolte et la turbidité moyenne journalière (NTU) de la Meuse à chaque récolte.

Table 7.2 : Spearman correlation table between the number of 0+ chub caught on the drums of Tihange 1 during summer and autumn 2001 and the mean River Meuse discharge (m³/s) at each sample, the mean abstracted discharge (m³/s), the water temperature (°C), dissolved oxygen (mg/l) and the mean turbidity (NTU) at each sample.

En 2002, sur la période Été-Automne, le nombre de chevesnes 0+ capturés à T1 est positivement corrélé avec le débit de la Meuse, la turbidité, l'oxygène dissous et le débit pompé (Tableau 7.3). En étudiant la période estivale seule (1/07/02 au 21/10/02, une révision a interrompu les captures en septembre et octobre), le débit et la turbidité de la Meuse ainsi que le débit pompé étaient corrélés avec les captures. Par contre, durant la période automnale (25/10/02 au 6/12/02), une corrélation est observée avec la turbidité et le débit de la Meuse, mais aussi avec la température de l'eau, le débit pompé ne montrant plus d'effet.

T1T	Été-Automne, N = 28		Été, N = 15		Automne, N = 13	
	r _s	P	r _s	P	r _s	P
Q Meuse	0.695	0.0003	0.570	0.0331	0.639	0.0269
Q pompé	0.400	0.0379	0.528	0.0483	-0.337	0.2437
T° Meuse	-0.200	0.2992	0.252	0.3461	0.578	0.0451
O ₂ Meuse	0.507	0.0084	0.287	0.2820	0.041	0.8865
Turbidité	0.671	0.0005	0.551	0.0393	0.674	0.0195

Tableau 7.3 : Table de corrélation de Spearman entre le nombre de 0+ de chevesnes capturés sur les tambours de Tihange 1 en été et en automne 2002 et le débit moyen journalier de la Meuse (m³/s), le débit moyen pompé journalier (m³/s), la température (°C) et la concentration en oxygène dissous (mg/l) au moment de la récolte, et la turbidité moyenne journalière (NTU).

Table 7.3 : Spearman correlation table between the number of 0+ chub caught on the drums of Tihange 1 during summer and autumn 2002 and the mean River Meuse discharge (m³/s) at each sample, the mean abstracted discharge (m³/s), the water temperature (°C), dissolved oxygen (mg/l) and the mean turbidity (NTU) at each sample.

2.3.2. Captures au niveau des dégrilleurs

La même analyse réalisée pour les 0+ capturés sur les grilles de Tihange 2 et 3 montre des résultats différents. Nous avons étudié, pour 2001 et 2002, les corrélations entre d'une part, le nombre de poissons capturés en continu sur les grilles entre chaque récolte (effort de capture de 48h à 72h), et d'autre part, les valeurs moyennes du débit de la Meuse, de la température, de sa turbidité et de son oxygène dissous ainsi que le débit total pompé entre chaque récolte.

En 2001, au cours de la période été-automne (du 2/07/01 au 28/12/01, Tableau 7.4), le nombre de chevesnes 0+ capturés sur les grilles de T2 et T3 est faiblement et négativement corrélé avec le débit moyen de la Meuse et l'oxygène dissous, alors qu'on observe une faible corrélation positive avec la température. Aucune corrélation n'est observée avec le débit total pompé par les deux unités ni avec la turbidité.

Au cours de l'été 2001 (2/07 au 21/09, date de la fin de l'étiage), le nombre de 0+ capturés sur les grilles de T2 et T3 est négativement corrélé avec le débit moyen de la Meuse ainsi qu'avec le débit total pompé par les deux unités. Par contre, aucune corrélation significative n'est observée avec l'oxygène dissous, la température de la Meuse et la turbidité.

En automne, les captures de 0+ sont toujours négativement corrélées avec le débit moyen de la Meuse, mais positivement corrélées avec le débit total pompé par les deux unités. Une corrélation négative est observée entre les captures et l'oxygène dissous de la Meuse alors que celles-ci sont positivement corrélées avec la température de la Meuse. Aucune corrélation avec la turbidité n'est observée.

D'après cette analyse, le débit de la Meuse a la même influence sur les captures de 0+ de chevesne au cours de l'été et de l'automne 2001, avec des captures plus importantes sous des conditions de faibles débits. Par contre, le débit pompé a un effet négatif en été sur le nombre de poissons capturés alors qu'il a un effet positif sur les captures en automne.

T2&3 G	Été-Automne, N = 68		Été, N = 26		Automne, N = 42	
Facteurs	r_s	P	r_s	P	r_s	P
Q Meuse	-0.293	0.0191	-0.498	0.0127	-0.401	0.0134
Q pompé	0.125	0.3190	-0.398	0.0465	0.472	0.0036
T° Meuse	0.332	0.0102	0.279	0.2012	0.571	0.0004
O₂ Meuse	-0.321	0.0128	-0.202	0.3536	-0.517	0.0014
Turbidité	-0.210	0.1154	-0.417	0.0768	-0.232	0.1575

Tableau 7.4 : Table de corrélation de Spearman entre le nombre de chevesnes 0+ capturés sur les grilles de T2 et T3 en été et en automne 2001 et la moyenne du débit de la Meuse (m³/s) entre chaque récolte, le débit total pompé (m³) entre chaque récolte, et les moyennes de la température (°C), de l'oxygène dissous (mg/l) et la turbidité (NTU) de la Meuse entre chaque récolte.

Table 7.4 : Spearman correlation table between the number of 0+ chub caught on the screens of T2 and T3 during summer and autumn 2001 and the mean River Meuse discharge (m³/s) at each sample, the mean abstracted discharge (m³), the water temperature (°C), dissolved oxygen (mg/l) and the mean turbidity (NTU) at each sample.

En 2002, au niveau des grilles de T2 et T3, sur la période Été-Automne, on observe une corrélation positive entre le nombre de chevesnes 0+ capturés et le débit moyen de la Meuse (Tableau 7.5). Sur la période estivale seule (10/06/02 au 23/10/02, date de fin d'étiage), une corrélation positive est observée avec le débit et la température de la Meuse. En automne (25/10/02 au 6/12/02), aucune corrélation n'est mise en évidence.

T2&3 G	Été-Automne, N = 59		Été, N = 45		Automne, N = 14	
Facteurs	r_s	P	r_s	P	r_s	P
Q Meuse	0.341	0.0093	0.388	0,0102	0.157	0.5710
Q pompé	0.033	0.8043	0.091	0,5523	0.143	0.6065
T° Meuse	0.106	0.4431	0.330	0,0419	0.160	0.5629
O₂ Meuse	0.045	0.7389	-0.074	0,6359	-0.235	0.3965
Turbidité	0.186	0.7884	0.258	0,1115	-0.103	0.7323

Tableau 7.5 : Table de corrélation de Spearman entre le nombre de 0+ de chevesnes capturés sur les grilles de T2 et T3 en été et en automne 2002 et la moyenne du débit de la Meuse (m³/s) entre chaque récolte, le débit total pompé (m³) entre chaque récolte, et les moyennes de la température (°C), de l'oxygène dissous (mg/l) et la turbidité (NTU) de la Meuse entre chaque récolte.

Table 7.5 : Spearman correlation table between the number of 0+ chub caught on the screens of T2 and T3 during summer and autumn 2002 and the mean River Meuse discharge (m³/s) at each sample, the mean abstracted discharge (m³), the water temperature (°C), dissolved oxygen (mg/l) and the mean turbidity (NTU) at each sample.

2.3.4. Conclusions

En conclusion, l'analyse des corrélations entre les captures de chevesnes 0+ et les facteurs environnementaux montre d'abord que les tambours filtrants donnent des résultats plus précis étant donné que l'influence des facteurs environnementaux à ce niveau est plus directe que sur les grilles, dont l'effort de capture correspond à des périodes plus longues. Les variables hydrologiques (débit de la Meuse et turbidité) semblent jouer un rôle plus important que la température et l'oxygène dissous sur la dérive des chevesnes 0+. Les différentes variables semblent agir conjointement, avec des degrés différents, sur la dérive des 0+. Il semble d'après les résultats des analyses que le débit de la Meuse montre un effet plus important et semble diriger l'influence des autres facteurs hydrologiques (qui lui sont liés) sur la dérive des 0+. La température et l'oxygène dissous semblent avoir un effet plus ponctuellement, associés à certaines conditions hydrologiques.

Il apparaît également que la dérive estivale et automnale répond différemment aux variables environnementales. Le point suivant poursuit les comparaisons entre ces deux périodes en étudiant la répartition des tailles des 0+.

2.4. Évolution hebdomadaire de la taille moyenne des chevesnes 0+

L'évolution hebdomadaire des captures de 0+ chevesnes montre deux vagues principales de captures en été et en automne (Fig. 7.1). Il s'agit de vérifier si les individus qui composent ces vagues ont une même origine (appartiennent à un même contingent, SECOR 1999) ou, au contraire, des origines différentes et s'exposent à la prise d'eau pour des raisons biologiques différentes (deux contingents différents). Pour cela, nous avons analysé l'évolution hebdomadaire de la taille moyenne des 0+ durant ces deux périodes. Lorsque le nombre de poissons capturés par semaine était supérieur à 30, nous avons réalisé des comparaisons de la taille moyenne hebdomadaire des individus à l'aide du test post-hoc ANOVA de Fisher et du test de *t* pour valeurs non-appariées.

La Figure 7.4 présente l'évolution hebdomadaire de la longueur moyenne des 0+ chevesnes capturés à la CNT (toutes centrales confondues) au cours de l'été et de l'automne 2001 et 2002. Dans un souci de comparaison adaptée aux conditions environnementales des poissons, la période définie comme estivale correspondra aux semaines de débits d'étiage ($< 100 \text{ m}^3/\text{s}$), la période automnale correspondant alors au reste de l'année après le premier pic de débit post-étiage. Selon cette distinction, le débit d'étiage couvre les semaines 26 à 36 en 2001 (débit légèrement supérieur à $100 \text{ m}^3/\text{s}$ la semaine 29) et les semaines 25 à 43 en 2002 (débit légèrement supérieur à $100 \text{ m}^3/\text{s}$ la semaine 35).

Durant l'étiage de 2001, les captures de 0+ sont continues, et l'on peut suivre l'évolution de la croissance estivale des individus de semaines en semaines. Ainsi, les individus capturés en fin d'étiage (semaine 34 : $L = 55.0 \pm 1.7 \text{ m}$) sont significativement plus grands (ANOVA, $F = 37.492$, $DF = 7$, Fisher's PLSD $P < 0.0001$) que ceux qui sont capturés en début d'étiage

(semaine 29 : $L = 34.5 \pm 0.6$ mm). Le débit moyen de la Meuse passe définitivement au-delà de $100 \text{ m}^3/\text{s}$ la semaine 37. Sur la Fig. 7.4, on constate une rupture de la courbe de croissance estivale précisément de la semaine 37 à la semaine 39, avec des individus dont la taille moyenne (semaine 39 : $L = 38.1 \pm 1.2$ mm) est significativement inférieure ($P < 0.0001$) à celle observée en fin de croissance (semaine 34 : $L = 55.0 \pm 1.7$ mm). Les tailles moyennes des semaines 40 à 43 sont significativement inférieures à la taille de la semaine 34 avec le même degré de signification. On n'observe pas de différence significative entre les tailles moyennes des 0+ capturés les semaines 39 à 43. Les effectifs capturés plus tard que la semaine 43 ne permettent pas de comparaison statistique.

En 2002 (Fig. 7.4), l'évolution hebdomadaire de la taille moyenne des 0+ suit une croissance régulière au cours de l'étiage (débit inférieur à $100 \text{ m}^3/\text{s}$) de la semaine 25 à la semaine 42. Le débit augmente définitivement au-delà de $100 \text{ m}^3/\text{s}$ la semaine 43. Aucune récolte n'a été effectuée la semaine 44, mais les tailles moyennes des semaines 45 à 48 sont centrées autour d'une valeur inférieure à celle observée à la fin de l'été. Les effectifs capturés et mesurés étant très faibles au cours de cette période, aucune comparaison statistique entre les tailles moyennes hebdomadaires n'a pu être réalisée. Néanmoins, en regroupant les tailles relatives aux semaines 34-36 d'une part, et aux semaines 45-48 d'autre part, la taille moyenne des 0+ en fin d'étiage ($L = 53.1 \pm 2.2$ mm) est significativement supérieure (Test-t, DL = 78, $P < 0.0001$) à celle des 0+ du début de l'automne ($L = 36.2 \pm 0.7$ mm).

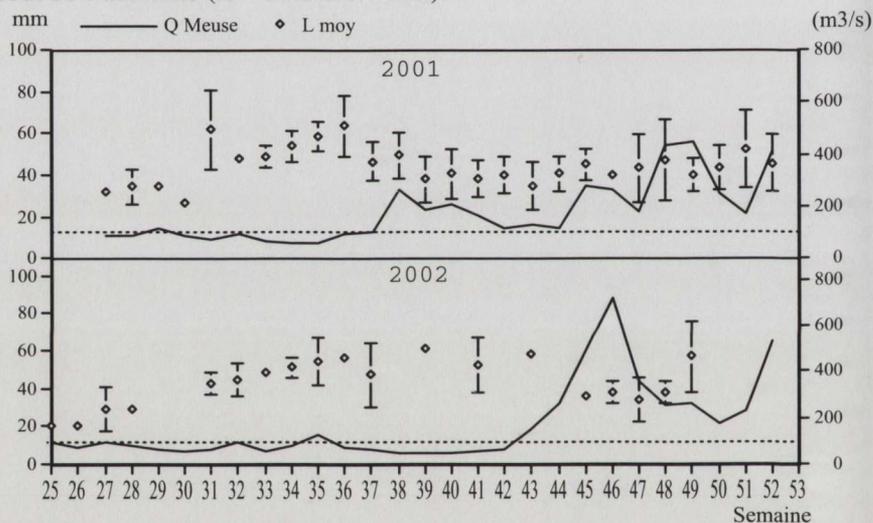


Figure 7.4 : Evolution de la taille moyenne (L moy, mm, $\pm S2$ quand n mesuré ≥ 5) des chevesnes 0+ capturés par semaine et du débit moyen hebdomadaire de la Meuse (m^3/s) au cours des été et automne 2001 et 2002. La ligne en pointillé indique le seuil de $100 \text{ m}^3/\text{s}$ qui marque la transition entre la période d'étiage et de post-étiage. Les semaines pour lesquelles les effectifs mesurés sont ≥ 30 sont marquées par un losange noir plein.

Figure 7.4 : Mean body length evolution (L moy, mm, $\pm S2$ when $n \geq 5$) of 0+ chub caught each week with the mean weekly River Meuse discharge (m^3/s) during summer and autumn 2001 and 2002. The dotted line indicate a threshold of $100 \text{ m}^3/\text{s}$, limit between the summer low water level and the autumn water level. Weeks with more than 30 measured individuals are marked by a black losenge.

En 2003 et 2004, les effectifs de 0+ de chevesnes capturés ne sont pas suffisants pour décrire l'évolution de la taille hebdomadaire des captures.

2.5. Conclusions partielles pour le chevesne

L'analyse des patrons saisonniers des captures des chevesnes a révélé trois vagues principales de dévalaison, qui mettent en évidence des différences entre les stades de vie et les mécanismes biologiques impliqués au cours d'une année hydrologique.

La première vague, printanière, est associée à l'augmentation de la mobilité des géniteurs en période de (post-)reproduction. La seconde vague, estivale, concerne des 0+ qui semblent dériver en continu dans la Meuse au cours de leur croissance, et s'exposent de ce fait sur les prises d'eau. La troisième vague, automnale, concerne toujours des 0+ mais appartenant à un autre contingent que celui suivi en été, et semble correspondre à une dévalaison favorisée par les augmentations nettes de débit post-étiage sous des températures douces, qui les exposent aux prises d'eau.

Bien que ces grands patrons de dévalaison semblent établis, il reste à déterminer la signification biologique de chacun de ces mouvements. En particulier pour les 0+, il s'agit d'expliquer les dévalaisons estivales et automnales dans le contexte de la Meuse canalisée, ainsi que de déterminer ce qui distingue, outre la taille moyenne, les deux contingents de 0+ concernés. C'est pourquoi, dans la discussion relative à ce chapitre, nous formulerons plusieurs hypothèses, que nous tenterons d'étayer au travers de différentes démarches expérimentales dans la seconde partie des résultats, présentée plus loin dans ce travail.

3. Le hotu (*Chondrostoma nasus*)

3.1. Biologie de l'espèce (PHILIPPART & VRANKEN 1983)

En Europe, le hotu est absent du bassin de l'Elbe, des régions situées au sud des Pyrénées et des Alpes, de la Scandinavie et des îles britanniques. Cette espèce, grégaire, est rhéophile et oxyphile, et se rencontre principalement dans la zone à ombre et à barbeau. Le hotu est parfois rencontré dans des zones plus lenticules comme certains lacs, mais jamais en eaux saumâtres. Il est présent dans l'ensemble de la Meuse, bien que sa population soit réduite dans la zone plus polluée de la région liégeoise. Sa reproduction se déroule en mars-avril, lorsque la température de l'eau dépasse 10°C. La reproduction (lithophile) peut être associée à une migration en masse vers des habitats qui ne sont pas colonisés en dehors de la période de reproduction. Les populations de fleuves migrent souvent ainsi dans les affluents à cette période. Les zones de pontes sont peu profondes (< 30 cm) et à courant rapide (\pm 1m/s) pour assurer une bonne oxygénation des œufs. L'incubation des œufs dure 230 degré-jours.

On note un léger dimorphisme sexuel en faveur d'une plus grande croissance pour les femelles, qui atteignent leur maturité sexuelle à 5 ans, contre 4 ans chez les mâles. La fécondité est de 35000 ovules par kg de poids corporel. Le succès de la reproduction est variable en fonction du régime thermique entre la période de ponte et les premiers mois de croissance.

3.2. Répartition temporelle des vagues de dévalaison et taille des poissons

La Fig. 7.5 montre que les captures annuelles de hotus peuvent se répartir selon deux groupes: années de forte abondance en 2001 et 2002, années de faible abondance en 2003 et 2004. Selon une description saisonnière, l'hiver et le printemps semblent correspondre à une capture plus importante au niveau de la biomasse que du nombre, alors que l'été et l'automne sont caractérisés par des pics de nombre mais une faible biomasse correspondante.

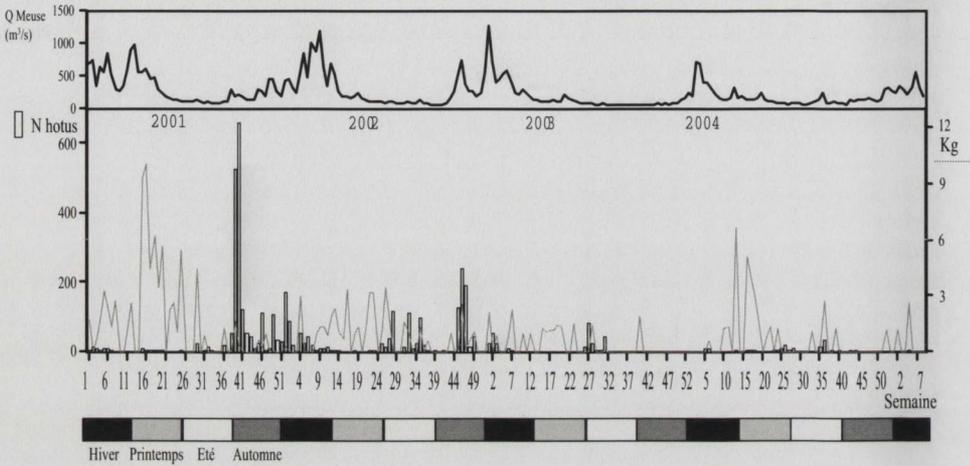


Figure 7.5 : Evolution hebdomadaire du nombre (N) et de la biomasse (Kg) de hotus capturés sur les prises d'eau de la CNT au cours de la période d'étude, en parallèle avec le débit moyen hebdomadaire de la Meuse (m³/s).

Figure 7.5 : Weekly evolution of the number (N) and biomass (kg) of nase caught on the water intakes of the TNPP during the study period, in relation with the mean River Meuse discharge (m³/s).

La Fig. 7.6 présente les histogrammes de taille des hotus capturés à chaque saison. Les données de base sont présentées au Tableau 7.6.

	2001		2002		2003		2004		2005	
	N	Kg	N	Kg	N	Kg	N	Kg	N	Kg
Hiver	63 (43)	18,045	294 (281)	12,399	121 (108)	8,206	36 (28)	10,091	7 (4)	3,865
Printemps	44 (2)	50,737	57 (43)	19,908	23 (13)	9,263	57 (42)	17,046		
Été	660 (652)	8,466	453 (412)	6,619	166 (165)	3,572	69 (65)	5,136		
Automne	1390 (1387)	2,98	635 (628)	5,727	2 (1)	1,95	16 (14)	1,229		

Tableau 7.6 : Répartition du nombre (N) (total et des 0+ uniquement entre parenthèses) et de la biomasse (Kg) de hotus capturés aux cours des différentes saisons hydrologiques de la période d'étude.

Table 7.6 : Number (N total and 0+ between parenthesis) and biomasse (kg) repartition of the nase caught during the different hydrological seasons of the study period.

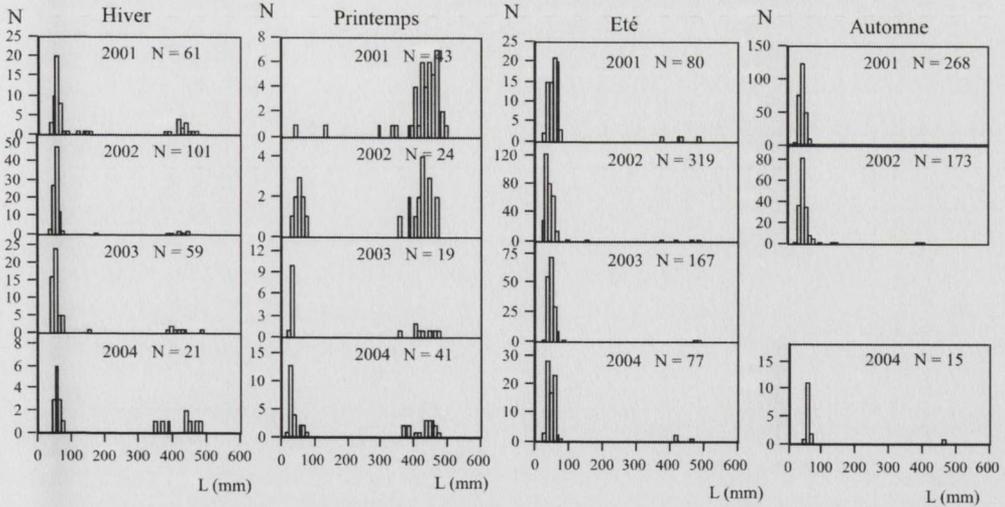


Figure. 7.6 : Histogrammes des fréquences de taille (L, mm) des hotus capturés au cours des différentes saisons de la période d'étude (intervalles de 10 mm).

Figure 7.6 : Length histograms (L, mm) of nase caught during the different seasons of the study period (10 mm intervals).

En hiver 2001, on observe une certaine abondance de la classe 0+, associée à la présence de quelques individus adultes (> 30 cm) qui constituent l'essentiel de la biomasse capturée à cette période. Au printemps 2001, les 0+ disparaissent pratiquement de l'histogramme qui ne compte quasiment que des individus adultes. Ces dernières captures reflètent une augmentation de la mobilité de ces individus au cours de la période de reproduction et notamment une dérive post-reproductive qui semble associée à une importante mortalité naturelle. Le relevé de l'indice gonado-somatique (IGS) chez les femelles capturées mortes indique des valeurs supérieures à 10% entre la semaine 8 et la semaine 15, des IGS variables les semaines 15 à 17, puis de faibles IGS après la semaine 17 (Fig. 7.7). La température moyenne hebdomadaire de la semaine 14 est de 10.7°C, puis oscille entre 9°C et 10 °C pendant 3 semaines (15, 16 et 17) et augmente ensuite progressivement chaque semaine. La semaine 14 pourrait dès lors être la plus importante pour la reproduction du hotu en 2001. Sur la Fig. 7.5, on constate que le pic de biomasse apparaît précisément les semaines 15 et 16 en 2001, ce qui tend à confirmer la reproduction durant ces semaines. La classe des 0+ réapparaît majoritairement au cours de l'été 2001 ainsi qu'en automne, où leur nombre est maximum (Fig. 7.5). Une analyse plus approfondie de la distribution des tailles de 0+ de hotus au cours de ces deux saisons sera réalisée plus loin dans ce travail.

Au cours de l'hiver 2002 (Fig. 7.5), les captures sont fort similaires à celles de l'hiver 2001, avec une prédominance des 0+ et la présence de quelques adultes (Fig. 7.6). La proportion d'adultes devient plus importante au printemps 2002, mais quelques 0+ sont toujours capturés (Fig. 7.6). L'analyse des IGS des femelles confirme l'influence de la reproduction dans la capture

des individus adultes (Fig. 7.7). Il est difficile de situer les semaines probables de reproduction, puisque des IGS faibles apparaissent déjà les semaines 10, 11 et 12. Cette dernière semaine 12, avec une température moyenne proche des 10°C, pourrait être la plus favorable à la reproduction du hotu. Il est possible qu'en fonction du profil thermique du site de reproduction, pouvant être situé dans un affluent car le hotu est un lithophile stricte, la reproduction de 2002 se soit déroulée en plusieurs vagues. L'évolution printanière de la biomasse sur la Fig. 7.5 ne montre pas de pic équivalent à celui observé en 2001. La courbe des températures au printemps 2001 et 2002, montre une augmentation continue au printemps 2001 et une augmentation par paliers au printemps 2002, ce qui peut expliquer le déclenchement de plusieurs vagues de reproduction (Fig. 7.7).

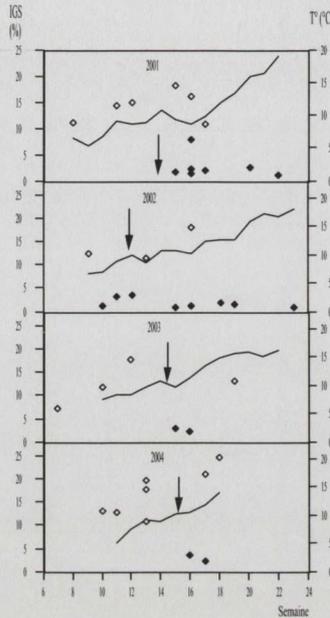


Figure 7.7 : Température moyenne hebdomadaire (°C) et Indice Gonado-Somatique (%) des femelles hotus capturées au cours du printemps de chaque année d'étude. Les points noirs correspondent à des individus ayant pondus. Les flèches indiquent les semaines probables de reproduction en Meuse.

Figure 7.7 : Mean weekly temprature (°c) and Gonado-Somatic Index (IGS, %) of nase females caught during springs of each year of study. Black spots indicates post-spawning females. Arrows indicate the likely weeks of spawning in the River Meuse.

Durant l'été 2002, les 0+ sont encore très majoritaires et plus abondants qu'en été 2001, alors que la distribution des hotus d'automne 2002 est également constituée principalement de 0+, mais dont l'abondance est inférieure comparée à celle de l'automne 2001. Les 0+ qui apparaissent au printemps concernent des captures en fin de printemps issus de la reproduction de 2002 (Fig. 7.5 & 7.6).

Les captures de l'hiver 2003 montrent une dominance des 0+ bien que moins abondants qu'en 2002 (Tableau 7.6). A la fin du printemps, on voit les premiers 0+ arriver (Fig. 7.6). Concernant les adultes, le suivi de l'IGS des femelles indique une possible période de reproduction aux alentours de la semaine 14, durant laquelle la température passe au-delà des 10°C (Fig. 7.7). Au cours de l'été les 0+ sont à nouveau présents en majorité, mais sont moins abondants qu'en 2002 (Tableau 7.6). En revanche l'automne est caractérisé par la quasi-absence de capture de hotus, aussi bien 0+ qu'adultes.

En hiver 2004, très peu de hotus sont capturés, mais plus d'individus sont capturés au printemps 2004 (Fig. 7.5), surtout des 0+ à la fin du printemps et issus de la reproduction 2004 et des géniteurs (Fig. 7.6). Le suivi de l'IGS indique que la période de reproduction pourrait se situer aux alentours des semaines 15, 16 et 17 (Fig. 7.7). C'est au cours de la semaine 15 que la température moyenne passe au-delà des 10°C (Fig. 7.7). Sur la Fig. 7.5, le pic principal de biomasse apparaît après la semaine 15, ce qui tend à confirmer cette période.

3.3. Corrélation entre les vagues de dévalaison des hotus 0+ et les facteurs environnementaux.

La distribution des données de captures des hotus 0+ est similaire à celle des chevesnes 0+, sans atteindre les conditions de normalité, y compris après transformation des données en Log (N+1) et avec beaucoup de valeurs nulles et faibles. C'est pourquoi nous avons choisi également d'utiliser le test de corrélation non-paramétrique de Spearman pour étudier la corrélation entre le nombre de poissons capturés et les facteurs environnementaux.

Remarque : Les périodes été et automne définies pour ces analyses sont identiques à celles qui sont définies précédemment dans le cas du chevesne.

3.3.1. Captures sur les tambours filtrants

Au cours de l'été et l'automne 2001 (automne) (Tableau 7.7), il apparaît que les captures de hotus 0+ sont fortement et positivement corrélées avec le débit de la Meuse ainsi qu'avec la turbidité et plus faiblement avec le débit pompé par T1 et l'oxygène dissous de la Meuse. Une corrélation négative avec la température de la Meuse est également observée. En considérant uniquement la période estivale, les mêmes corrélations sont observées. Cela met en évidence que les captures de hotus 0+ en été sont plus importantes lorsque les valeurs du débit de la Meuse, de la turbidité, du débit pompé et de l'oxygène dissous sont plus hautes par rapport à la moyenne saisonnière. En automne, la turbidité est le facteur qui influence positivement le plus les captures de 0+, suivi par le débit de la Meuse et le débit pompé (Tableau 7.7). Durant cette saison, suite à des pluies, la turbidité en Meuse peut augmenter de manière plus rapide que le débit dont la valeur moyenne est plus élevée, ce qui peut expliquer l'apparente prépondérance de la turbidité.

TIT Facteurs	Été-Automne (N = 65)		Été (N = 28)		Automne (N = 37)	
	r_s	<i>P</i>	r_s	<i>P</i>	r_s	<i>P</i>
Q Meuse	0.750	< 0.0001	0.815	< 0.0001	0.488	0.0034
Q pompé	0.415	0.0009	0.670	0.0005	0.402	0.0158
T° Meuse	-0.462	0.0004	-0.307	0.1501	0.239	0.1575
O ₂ Meuse	0.499	0.0001	0.481	0.0240	-0.121	0.4749
Turbidité	0.758	< 0.0001	0.789	0.0003	0.628	0.0004

Tableau 7.7 : Table de corrélation de Spearman entre le nombre de 0+ de hotus capturés sur les tambours de Tihange 1 en été et en automne 2001 et la moyenne du débit pompé (m³/s) à chaque récolte, le débit moyen de la Meuse (m³/s), et les moyennes de la température (°C), l'oxygène dissous (mg/l) et la turbidité (NTU) de la Meuse à chaque récolte.

Table 7.7 : Spearman correlation table between the number of 0+ nase caught on the drums of T1 in summer and autumn 2001 and the mean River Meuse discharge (m³/s), the mean abstracted discharge (m³/s), the mean water temperature (°C), dissolved oxygen (mg/l) and water turbidity (NTU) at each sample.

L'influence des facteurs environnementaux sur les captures de 0+ en 2002 est similaire à celle en 2001 (Tableau 7.8). Pendant la période été-automne, les captures sont les plus importantes sous de hautes conditions de débit de la Meuse, de turbidité, d'oxygène dissous et de débit pompé, alors qu'une corrélation négative avec la température est observée.

Pendant la période estivale seule, le débit de la Meuse et la turbidité sont les facteurs qui exercent le plus d'influence sur les captures de 0+. En automne, la turbidité, le débit de la Meuse et la température ont une corrélation positive avec le nombre de 0+ capturés.

TIT Facteurs	Été-Automne (N = 35)		Été (N = 22)		Automne (N = 13)	
	r_s	<i>P</i>	r_s	<i>P</i>	r_s	<i>P</i>
Q Meuse	0.759	< 0.0001	0.630	0.0039	0.734	0.0111
Q pompé	0.337	0.0496	0.170	0.4361	0.088	0.7607
T° Meuse	-0.534	0.0022	-0.342	0.1266	0.587	0.0422
O ₂ Meuse	0.526	0.0025	0.049	0.8239	0.393	0.1920
Turbidité	0.750	< 0.0001	0.571	0.0106	0.773	0.0145

Tableau 7.8: Table de corrélation de Spearman entre le nombre de 0+ de hotus capturés sur les tambours de Tihange 1 en été et en automne 2002 et la moyenne du débit pompé (m³/s) à chaque récolte, le débit moyen de la Meuse (m³/s), et les moyennes de la température (°C), l'oxygène dissous (mg/l) et la turbidité (NTU) de la Meuse à chaque récolte.

Table 7.8 : Spearman correlation table between the number of 0+ nase caught on the drums of T1 in summer and autumn 2002 and the mean River Meuse discharge (m³/s), the mean abstracted discharge (m³/s), the mean water temperature (°C), dissolved oxygen (mg/l) and water turbidity (NTU) at each sample.

3.3.2. Captures au niveau des dégrilleurs

Au cours de l'année 2001, aucun facteur environnemental n'influence les captures au niveau des grilles de T2 et T3, ni en été-automne, ni au cours de l'été. Seule la température montre une corrélation positive avec les captures de hotus 0+ au cours de l'automne (Tableau 7.9).

T2&3 G	Été-Automne (N = 66)		Été (N = 25)		Automne (N = 41)	
	r _s	P	r _s	P	r _s	P
Q Meuse	0.102	0.4107	0.137	0.5012	0.001	0.9960
Q pompé	0.175	0.1576	0.101	0.6215	0.199	0.2089
T° Meuse	0.183	0.1532	-0.046	0.8355	0.463	0.0034
O ₂ Meuse	-0.083	0.5148	-0.197	0.3789	-0.247	0.1183
Turbidité	0.156	0.092	0.182	0.4539	0.039	0.8059

Tableau 7.9 : Table de corrélation de Spearman entre le nombre de 0+ de hotus capturés sur les grilles de T2 et T3 en été et en automne 2001 et la moyenne du débit Meuse (m³/s) entre chaque récolte, le débit total pompé (m³) entre chaque récolte, et les moyennes de la température (°C), l'oxygène dissous (mg/l) et la turbidité (NTU) de la Meuse entre chaque récolte.

Table 7.9 : Spearman correlation table between the number of 0+ nase caught on the screens of T2 and T3 in summer and autumn 2001 and the mean River Meuse discharge (m³/s), the mean abstracted discharge (m³/s), the mean water temperature (°C), dissolved oxygen (mg/l) and water turbidity (NTU) at each sample.

Au cours de l'année 2002 en période été-automne, les captures de 0+ sont positivement corrélées avec la température et légèrement avec le débit pompé, une faible corrélation négative étant observée avec l'oxygène dissous de la Meuse (Tableau 7.10).

T2&3 G	Été-Automne (N = 61)		Été (N = 47)		Automne (N = 14)	
	r _s	P	r _s	P	r _s	P
Q Meuse	0.228	0.0772	0.590	< 0.0001	0.141	0.6120
Q pompé	0.264	0.0408	0.142	0.3338	0.590	0.0334
T° Meuse	0.440	0.0009	0.539	0.0004	0.577	0.0375
O ₂ Meuse	-0.301	0.0229	-0.315	0.0389	-0.340	0.2208
Turbidité	0.243	0.0688	0.509	0.0007	0.455	0.1317

Tableau 7.10 : Table de corrélation de Spearman entre le nombre de 0+ de hotus capturés sur les grilles de T2 et T3 en été et en automne 2002 et la moyenne du débit Meuse (m³/s) entre chaque récolte, le débit total pompé (m³) entre chaque récolte, et les moyennes de la température (°C), l'oxygène dissous (mg/l) et la turbidité (NTU) de la Meuse entre chaque récolte

Table 7.10 : Spearman correlation table between the number of 0+ nase caught on the screens of T2 and T3 in summer and autumn 2002 and the mean River Meuse discharge (m³/s), the mean abstracted discharge (m³/s), the mean water temperature (°C), dissolved oxygen (mg/l) and water turbidity (NTU) at each sample.

Pour la période estivale seule, le débit, la turbidité et la température de la Meuse montrent une corrélation positive avec le nombre de 0+ capturés, alors qu'une légère corrélation négative avec l'oxygène dissous est observée. En automne, seuls le débit pompé et la température de la Meuse ont une influence positive.

3.3.3. Conclusions

Comme dans le cas du chevesne, les analyses de corrélation portant sur les captures au niveau des tambours filtrants montrent une meilleure précision dans les corrélations, contrairement à ce qui est observé sur les dégrilleurs. Les conditions hydrologiques de la Meuse, et principalement le débit, semblent jouer un rôle majeur dans les profils de dévalaison des hotus 0+.

3.4. Evolution hebdomadaire de la taille des 0+ de hotus capturés (Fig. 7.8)

Comme dans le cas du chevesne précédemment, nous avons essayé de mieux comprendre la signification biologique des captures de hotus 0+ dévalants en suivant l'évolution de la taille moyenne de ces poissons sur une base hebdomadaire. Nous avons utilisé le test post hoc ANOVA de Fisher pour comparer la taille moyenne au cours des semaines où les effectifs mesurés ≥ 30 .

Au cours de l'année 2001, on observe une croissance progressive des hotus de la semaine 28 à la semaine 38. La taille moyenne des hotus capturés la semaine 29 ($L = 35.4 \pm 0.875$ mm) est significativement inférieure (ANOVA, $F = 29.054$, $DL = 5$, Fisher's PLSD $P < 0.0001$) à celle des hotus capturés la semaine 38 ($L = 54.7 \pm 2.0$ mm). Puis, les tailles moyennes des semaines 39, 40 et 49 sont significativement inférieures à celles de la semaine 38 ($P_s < 0.0001$). Aucune différence significative n'est mise en évidence entre les semaines 38 et 52 ($L = 50.5 \pm 1.1$, $P = 0.0546$). Les autres semaines n'ont pas d'effectif suffisant pour être comparées. La transition des tailles qui se marque la semaine 39 correspond, avec une semaine de décalage, à la première augmentation nette du débit de la Meuse marquant la fin de l'étiage (Fig. 7.8).

Au cours de l'année 2002 (Fig. 7.8), on observe une croissance progressive de la semaine 25 à la semaine 35, qui se traduit par des différences significatives entre les longueurs moyennes aux semaines 25, 27, 28 et 32 et à la semaine 35 (ANOVA, $F = 29.815$, $DL = 10$, Fisher's PLSD $P < 0.0001$ pour chaque comparaison). Sur la figure 7.5, les captures de hotus 0+ augmentent nettement après la semaine 44, ce qui coïncide avec la première augmentation marquée du débit après l'étiage. Par analogie avec la transition de débit observée la semaine 38 en 2001, les semaines 35 à 44 peuvent être considérées comme semaines d'étiage, et les semaines de post-étiages commencent alors la semaine 45. Nous comparons donc les tailles moyennes des hotus après la semaine 44 avec la plus grande taille moyenne de la période d'étiage, soit la semaine 35. Les tailles des hotus capturés les semaines 45, 46 et 47 sont significativement plus petites que celles de la semaine 35 (respectivement $P = 0.0187$,

$P = 0.0004$, $P = 0.0003$), alors qu'il n'y a pas de différence entre les semaines 35 et 49 ($P = 0.2708$). Bien que la réduction de la taille moyenne des hotus 0+ en post-étiage soit moins marquée en 2002 qu'en 2001, elle est néanmoins présente et renforce l'hypothèse de la capture d'un contingent différent de hotus en étiage que durant les premières montées de débit.

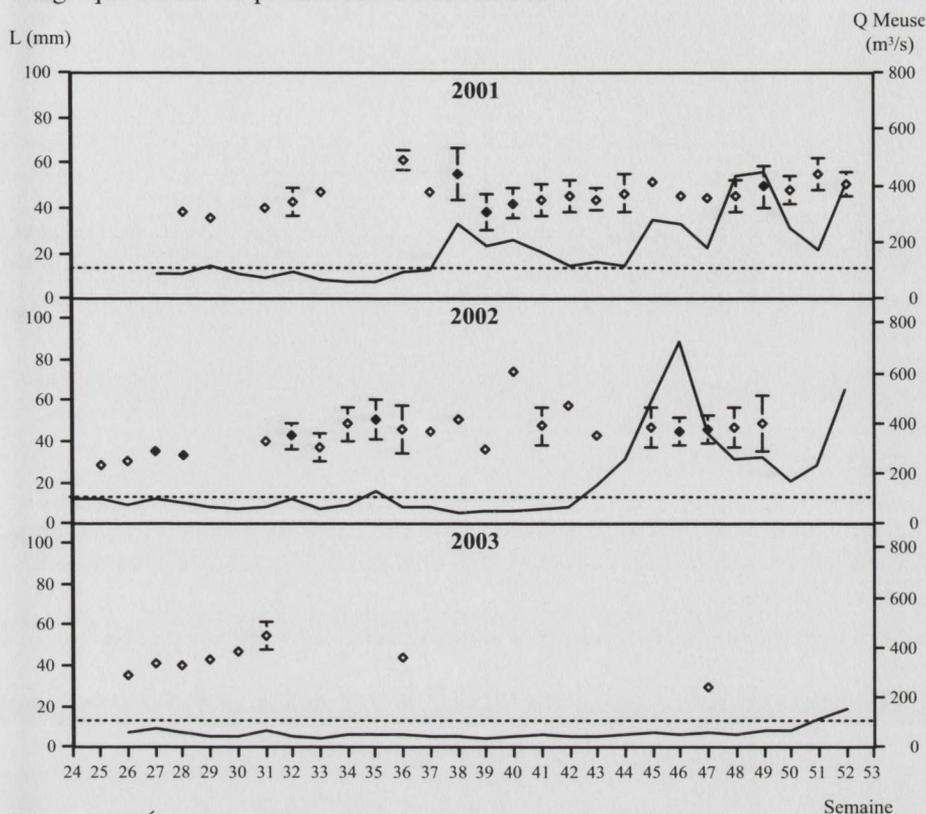


Figure 7.8 : Évolution hebdomadaire de la longueur moyenne (L , mm \pm DS) des hotus 0+ capturés ainsi que de la moyenne du débit de la Meuse au cours des étés et automnes 2001 à 2003. La ligne en pointillé indique la valeur seuil de 100 m³/s sous laquelle est définie la période d'étiage. Les semaines pour lesquelles les effectifs mesurés sont ≥ 30 , sont marquées par un losange noir plein.

Figure 7.8 : Mean body length evolution (L moy, mm, \pm S2 when $n \geq 5$) of 0+ nase caught each week with the mean weekly River Meuse discharge (m³/s) during summer and autumn 2001 to 2003. The dotted line indicate a threshold of 100 m³/s, limit between the summer low water level and the autumn water level. Weeks with more than 30 measured individuals are marked by a black lozenge.

En 2003, les captures de hotus 0+ se sont limitées à la période estivale, aucun poisson n'ayant été capturé en automne. La croissance des hotus 0+ capturés au cours de l'été 2003 est comparable à celle observée les autres années (Fig. 7.8). Il est intéressant de mettre en relation l'absence de capture de hotus 0+ en automne avec l'étiage prolongé de la Meuse tout au long de cette saison, en ce sens que les premières augmentations nettes de débit après l'été 2003

n'apparaissent que la dernière semaine de l'année, et n'induisent pas de dérive apparente des 0+.

En 2004, seuls quelques hotus 0+ ont été capturés au cours de l'été, sans réelle correspondance avec une vague de captures telle qu'observée les autres années. Le débit de la Meuse et par conséquent le débit de pompage au cours de cette année sont restés particulièrement bas, notamment durant l'été et l'automne, ce qui pourrait expliquer ces faibles captures.

3.5. Conclusions partielles pour le hotu

Les patrons saisonniers de dévalaison mis en évidence pour le hotu sont fort similaires à ceux que nous avons décrits au point précédent pour le chevesne. Outre la vague de dévalaison printanière qui concerne des géniteurs en période de reproduction, une vague estivale et une vague automnale (post-étiage) de dévalaison de 0+ sont observées. L'influence des facteurs environnementaux sur l'abondance hebdomadaire des hotus constituant chacune de ces vagues indique qu'elles semblent dépendre principalement des facteurs hydrologiques (débit et turbidité de la Meuse), le débit pompé semblant avoir un effet moins important bien qu'existant, et sans doute expliqué par sa dépendance au débit de la Meuse. Durant la période estivale, il semble que les petites augmentations des facteurs hydrologiques, sans doute consécutives à des pluies, favorisent la dérive des 0+. En automne, les résultats des analyses statistiques mettent en évidence le rôle des augmentations du débit de la Meuse en début de saison, sous des températures plus clémentes.

Ajoutés à l'évolution hebdomadaire des longueurs des hotus 0+ dévalants, ces résultats semblent indiquer que ces deux vagues de 0+ sont composées par des contingents de poissons différents. Il s'agit à présent d'expliquer biologiquement ces différences, tant au niveau des mécanismes de dévalaison qu'au niveau de l'origine de ces 0+ dévalants. Par ailleurs, nous devons également intégrer le degré important de canalisation de la Meuse qui induit probablement des répercussions importantes sur les patrons de mobilité vers l'aval en Meuse. Cette dernière hypothèse est étayée par la capture de hotus 0+ sur la prise d'eau de refroidissement de la centrale de Langerlo, située sur le canal Albert, 65 km en aval de la CNT (VERREYCKEN *et al.* 1990), et qui pourrait refléter le prolongement de la dérive observée dans la Meuse. Ces captures de 0+ étaient les plus importantes au cours des mois d'été et d'automne, ce qui correspond bien à la phénologie de la dérive des 0+ dans la Meuse. L'influence de la canalisation sur les profils de dérive des 0+ sera discutée plus loin dans ce travail.

4. Les autres grands Cyprinidae rhéophiles

4.1. Le barbeau fluviatile (*Barbus barbus*)

4.1.1. Biologie de l'espèce (PHILIPPART & VRANKEN 1983)

L'aire de répartition du barbeau correspond à une bande de l'Europe délimitée au nord par la côte Allemande (Danemark exclu) et au sud par les Pyrénées et les Alpes (bassin du Rhône et du Danube), à l'ouest depuis l'Angleterre jusqu'au bassin du Dniepr en Ukraine à l'Ouest. Le barbeau est un rhéophile qui est réparti strictement dans la zone à barbeau des fleuves et des rivières, à fond caillouteux et où l'eau est fraîche et bien oxygénée. Le barbeau est présent en Meuse, mais avec une faible abondance en raison de la mauvaise qualité du substrat et de la régulation du débit par les barrages (PHILIPPART 1987). Sa reproduction s'étend de fin-avril à mi-juin, quand la température de l'eau atteint 13.5°C (BARAS & PHILIPPART 1999), en plein courant à une faible profondeur (30-40 cm) sur un fond de graviers ou de cailloux propres dans lesquels sont déposés des paquets d'œufs non collants. Pour accéder à ces sites de reproduction, le barbeau peut effectuer une migration de plusieurs centaines de km. On observe un dimorphisme sexuel de croissance en faveur des femelles, qui atteignent leur maturité sexuelle à l'âge de 8 ans contre 3-4 ans chez les mâles. La fécondité est de 12500 ovules par kg de femelle, et le succès de la reproduction dépend des conditions thermiques durant la croissance estivale des 0+.

4.1.2. Description des captures et tailles de poissons

La capture la plus importante de barbeaux a eu lieu les semaines 9 et 10 en 2001 (Fig. 7.9), suite à une chloration du circuit de refroidissement de Tihange 1. Lors d'une chloration d'un circuit de refroidissement, celui-ci est placé en circuit fermé pour éviter de rejeter du Chlore dans la Meuse. Mais au niveau des grilles de Tihange 1, il y a eu un refoulement du circuit chloré vers le canal d'amenée, amenant une concentration importante de Chlore dans le canal d'amenée en aval de Tihange 1. Le résultat en fut la capture, durant plusieurs jours, de barbeaux morts en raison de la concentration létale de Chlore. Il semble donc qu'une population de barbeaux était, au moins à ce moment, établie dans le canal d'amenée en aval de Tihange 1, zone à courant rapide dont l'habitat se limite à un substrat et des rives en béton. Cette population ne contenait que des sub-adultes ou des adultes, mais aucun juvénile (Fig. 7.10). A l'inverse, les barbeaux capturés au cours du reste de la période d'étude sont répartis entre toutes les classes d'âges, des 0+ jusqu'aux plus grands adultes (Fig. 7.10). Les captures des barbeaux ne montrent pas de tendance saisonnière bien marquée, y compris pour les 0+. Etant donné que la grande majorité des individus adultes et sub-adultes semblaient déjà morts en arrivant sur les prises d'eau, il est probable que cela reflète une mortalité naturelle d'individus issus de la Meuse, voire d'affluents proches. Néanmoins en 2002, quelques géniteurs sont capturés en périodes de reproduction. L'IGS moyen des femelles capturées

(mesuré sur les individus déjà morts uniquement) était de 8.3% (min = 2.2%, max = 18.4%), ce qui semble indiquer une capture post-reproduction. Le barbeau est connu pour réaliser une migration de homing post-reproduction en direction de l'aval (BARAS 1990). Au cours de cette migration, certains individus ont pu pénétrer de manière fortuite dans le canal d'aménée.

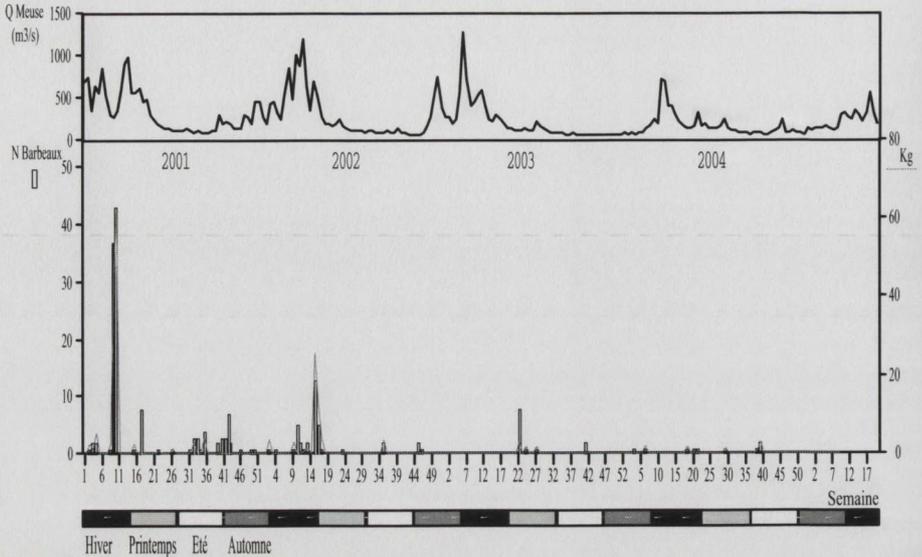


Figure 7.9 : Nombre et biomasse de barbeaux capturés par semaine sur les prises d'eau de la CNT au cours de la période d'étude, en relation avec le débit moyen hebdomadaire de la Meuse.

Figure 7.9 : Weekly number and biomass of barbel caught on the water intakes of the TNPP during the study period, in relation with the mean weekly River Meuse discharge.

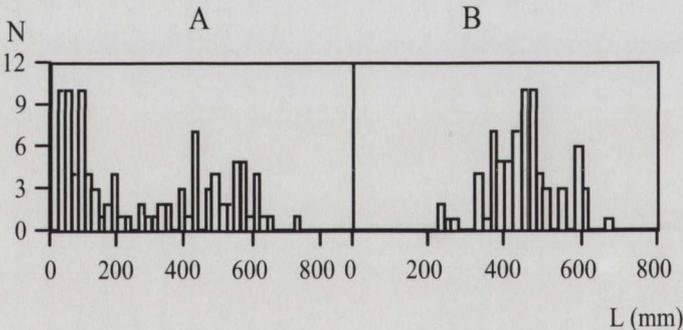


Figure 7.10 : Histogrammes des fréquences des tailles (L, mm) des barbeaux capturés naturellement sur les prises d'eau (A) et lors de la chloration de 2001 (B). Intervalles = 20 mm.

Figure 7.10 : Length histograms (L, mm) of barbel caught naturally on the water intakes (A) and during the 2001 Chlorine reject (B). Intervals = 20 mm.

Pour les 0+, nous expliquons ces captures soit par une dérive accidentelle de quelques individus, soit de la provenance de nos élevages de jeunes

barbeaux à la Station d'Aquaculture de Tihange, dont les rejets d'eaux se font dans le canal d'amenée en amont de T1, principalement en 2001.

	Hiver	Printemps	Été	Automne
2001	86 (3)*	11 (8)	14 (7)	27 (8)
2002	13 (8)	20 (1)	2 (0)	3 (2)
2003	0 (0)	9 (0)	1 (0)	0 (0)
2004	2 (0)	3 (2)	3 (0)	0 (0)

Tableau 7.11 : Nombre de barbeaux (total et de 0+ entre parenthèses) capturés au cours des différentes saisons de la période d'étude. * = effet de la chloration de T1.

Table 7.11 : Number of barbel (total and 0+ between parenthesis) caught during different seasons of the period study. * = Chlorine reject of T1 effect.

4.2. La vandoise (*Leuciscus leuciscus*)

La vandoise est un Cyprinidae rhéophile dont l'habitat correspond à la zone à barbeau, mais on la trouve également dans les fleuves lents et les lacs oxygénés. Elle est recensée dans l'ensemble du cours de la Meuse, en faible abondance. Sa reproduction lithophile a lieu à 9-10°C (PHILIPPART & VRANKEN 1983).

La vandoise est présente occasionnellement au cours des quatre années de suivi à la CNT (Tableau 7.12), tantôt sous forme de 0+ (hiver 2001 et 2002) tantôt sous la forme d'adultes (automne 2001, printemps 2004). A nouveau, le faible effectif de vandoises capturées ne permet pas de décrire des tendances saisonnières dans ces captures. La présence de cette espèce à la CNT suggère à nouveau la contribution démographique des affluents.

Date	L (mm)	2004	
2001		23/01	175
12/01	50	16/02	108
14/02	60	18/02	85
26/11	74	22/03	175
5/12	80 (éch. *4)	31/03	48
14/12	156 - 161	7/04	203
2002		Tableau 7.12 : Date de capture et taille (L, mm) des vandoises recensées à la CNT au cours de la période d'étude. Ech. * n : nombre d'individus mesurés = 1/n ^{ième} du nombre total estimé par sous-échantillonnage. Table 12 : Dates and body length (L, mm) of dace caught at the TNPP over the study period. Ech.*n : number of fish measured = 1/n th of the total number estimated by under-sampling.	
18/02	72		
22/02	38 - 65 (éch. *2)		
4/03	65		
13/03	86		
22/03	70		
10/04	54		
17/05	129		
27/11	74		

5. Les Cyprinidae à tendance rhéophile (et lithophile)

5.1. Le goujon (*Gobio gobio*)

Le goujon est une petite espèce benthique que l'on peut trouver de la zone à truites aux grands fleuves et canaux, les lacs et l'eau saumâtre. Sa reproduction se déroule d'avril à juin sous une température de l'eau de 12-14°C, sur des bancs de graviers fins ou de sable (psammophile). Il est couramment décrit en Meuse (PHILIPPART & VRANKEN 1983).

En 2001, les captures sont régulières au cours de l'hiver et du printemps (Fig. 7.12), et semblent concerner toutes les classes d'âges, des 0+ aux adultes (Fig. 7.11). Elles sont suivies par un pic de captures de 0+ au cours des semaines 28 et 29 en été (Fig. 7.11 & 7.12). En 2002, les captures augmentent progressivement entre la fin de l'hiver et le milieu du printemps (Fig. 7.12), et concernent principalement des individus adultes (Fig. 7.11). Il est probable que ces captures soient associées à une augmentation de la mobilité en période de pré-reproduction, la température de la Meuse n'excédant pas 10°C à ce moment. Il est possible que certains dépôts de sédiments relativement oxygénés en Meuse, voire dans le canal d'amenée, soient utilisés comme substrats de reproduction par cette espèce. Au cours de l'été 2002, quelques captures de 0+ sont observées les semaines 25, 26 et 27 (Fig. 7.11 & 7.12). En 2003 et 2004, les captures sont plus faibles et sont observées plutôt en hiver (Fig. 7.12).

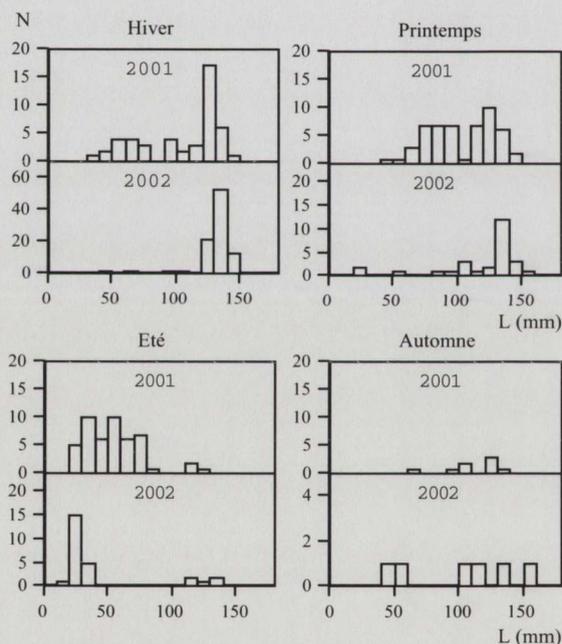


Figure 7.11 : Histogrammes des fréquences des tailles des goujons capturés au cours des différentes saisons des années 2001 et 2002. Intervalles = 10 mm.

Figure 7.11 : Length frequency histogram of gudgeon caught during different seasons over years 2001 and 2002. Interval = 10 mm.

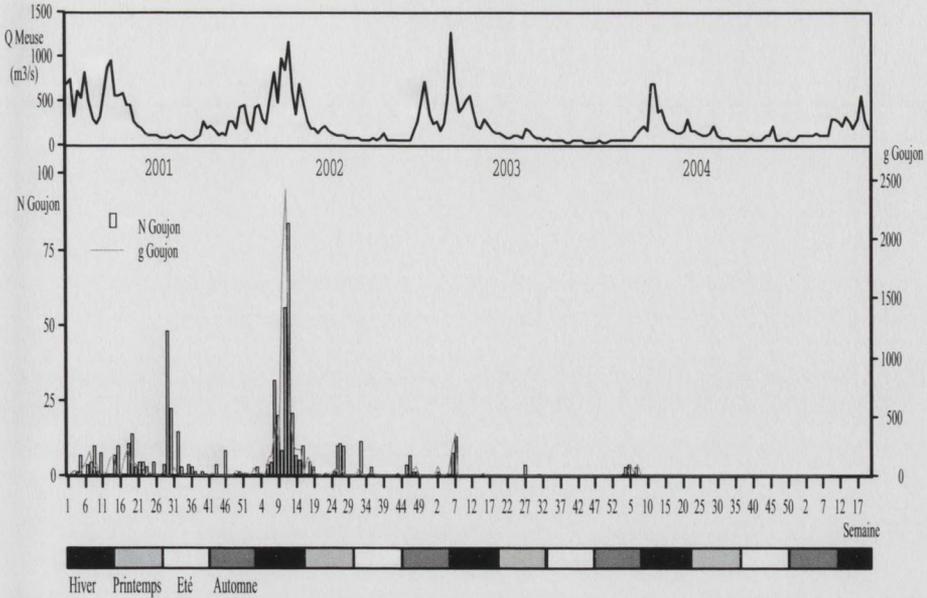


Figure 7.12 : Nombre et biomasse de goujons capturés par semaine sur les prises d'eau de la CNT au cours de la période d'étude, en relation avec le débit moyen de la Meuse.
 Figure 7.12 : Number and biomass of gudgeon caught per week on the water intakes of the TNPP over the study period, in relation with the mean River Meuse discharge.

	Hiver	Printemps	Été	Automne
2001	47	58	106	19
2002	243	39	33	16
2003	24	2	5	0
2004	12	0	0	0

Tableau 7.13 : Nombre de goujons capturés au cours des différentes saisons de la période d'étude.

Table 7.13 : Number of gudgeon caught during the different seasons over the study period.

5.2. Le vairon (*Phoxinus phoxinus*)

Le vairon est un petit Cyprinidae que l'on peut trouver dans presque l'ensemble de l'Europe et à l'est jusqu'au bassin de l'Amour. Ce poisson grégaire colonise une grande variété de milieux à eau fraîche et oxygénée, on peut le rencontrer dans tous les types de cours d'eau dont la qualité est suffisante, mais avec une préférence pour la zone à brème et à barbeau. Il se reproduit sur fond sableux ou graveleux d'avril à juin lorsque la température atteint 10°C (PHILIPPART & VRANKEN 1983).

Seuls 18 vairons ont été capturés à la CNT au cours des 4 années de suivi, 7 en 2001, 3 en 2002, 10 en 2003 et 1 en 2004 (Tableau 7.14). Il est difficile de

dégager des tendances saisonnières des captures pour cette espèce avec si peu d'effectifs. Néanmoins, les captures de petits vairons, probablement 0+, en hiver coïncident avec des hauts débits de la Meuse. Il est possible que ces jeunes subissent sous ces conditions un effet de chasse dans la Meuse même ou ses affluents. Sa présence dans les captures de la CNT est intéressante à considérer en termes de biodiversité et comme indice de bonne qualité écologique du milieu.

Date	N	L (mm)
2001		
10/01	2	32-35
5/02	1	28
12/02	1	28
19/02	1	30
2/05	1	90
5/12	1	26
2002		
22/02	1	40
28/08	2 (éch.)	31
2003		
8/01	8 (éch.)	36
3/02	2 (éch.)	30
2004		
23/02	1	32

Tableau 7.14 : Description des dates et des tailles (L, mm) des vairons capturés au cours de la période d'étude. Ech. = nombre extrapolé par échantillonnage lors de captures très abondantes de poissons.

Table 7.14 : Dates and body length of minnow caught over the study period. Ech. = estimated number by sampling when fish catches were very abundant.

5.3. L'ide mélanote (*Leuciscus idus*)

La répartition géographique de l'ide mélanote dans les années 1970 ne comprenait plus le bassin de la Meuse, et était plutôt centrée sur l'Europe Centrale et de l'Est, ainsi que l'Asie continentale. Cette espèce se rencontre dans les zones à brème et à barbeau, mais migre au printemps vers des zones plus rhéophiles pour la reproduction phytolithophile (PHILIPPART & VRANKEN 1983). Depuis une dizaine d'années, l'ide mélanote est en cours de reconstitution démographique dans la Meuse suite à des repeuplements.

L'ide est une espèce qui a été capturée chaque année, et les captures d'ides sont concentrées au cours de chacun des hivers des quatre années de suivi, surtout durant les pics de débit de la Meuse (Fig. 7.13). Cela tend à indiquer une dévalaison favorisée sous ces conditions. Les individus concernés par ces mouvements sont principalement des adultes ou des subadultes, alors qu'aucun juvénile n'est observé (Fig. 7.14).

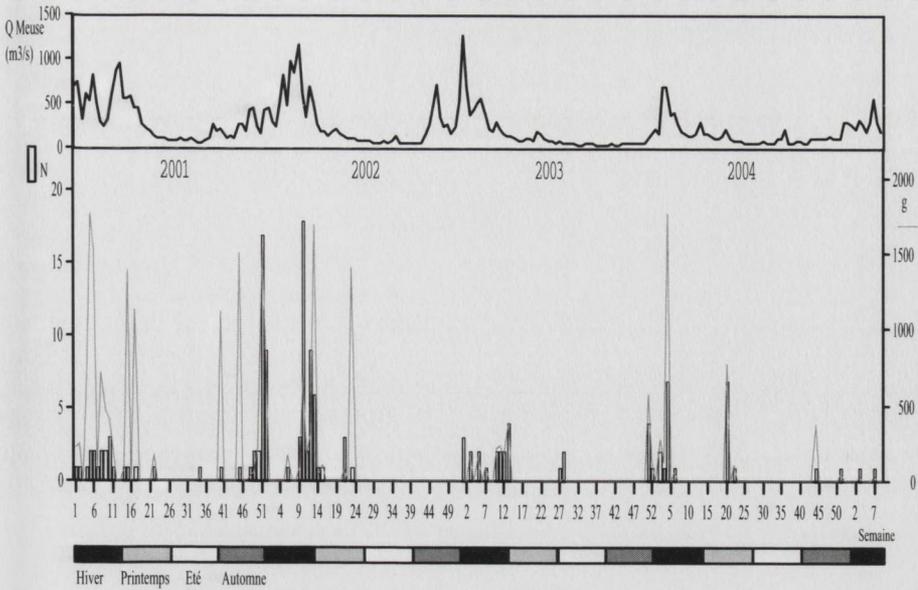


Figure 7.13 : Evolution hebdomadaire du nombre (N) et de la biomasse (g) d'ides mélanotes capturées sur les prises d'eau de la CNT en relation avec le débit moyen hebdomadaire de la Meuse au cours de la période d'étude.

Figure 7.13 : Weekly evolution of the number (N) and the biomass (g) of ide caught on the water intakes of the TNPP in relation with the average weekly discharge of the River Meuse over the study period.

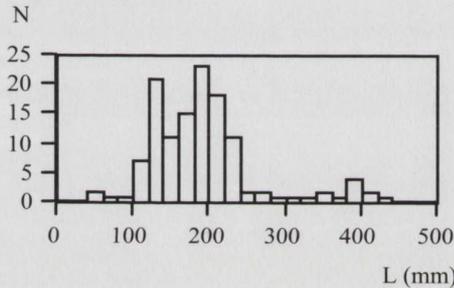


Figure 7.14 : Histogramme des tailles d'ides mélanotes capturées au cours de la période d'étude. Intervalles = 20 mm ; N = 127.

Figure 7.14 : Length frequency histogram of ide caught over the study period. Intervals = 20 mm; N = 127.

Deux hypothèses sont possibles pour expliquer ces déplacements. Dans un premier cas, on assisterait à un déplacement forcé vers l'aval lors des crues qui exposent les poissons aux prises d'eau. On peut se demander alors pourquoi ce déplacement ne touche pas l'ensemble de la population. Il est possible que les 0+ occupent des habitats qui les exposent moins aux risques d'entraînements par les crues. Dans un second cas, il peut s'agir d'un comportement de migration de refuge vers l'aval à la recherche de zones latérales comme le canal d'amenée, qui ne concerne pas les 0+, induisant quelques captures par entraînement sur les prises d'eau. L'ide mélanote étant un poisson benthopélagique

tantôt classifié comme rhéophile tantôt comme limnophile, il est probable que cette espèce ne soit que peu sensible aux crues en raison de comportements adaptés au courant. Quelques individus ont également été capturés au cours du printemps, mais selon une tendance moins marquée.

5.4. L'aspe (*Aspius aspius*)

L'aspe est décrit ici pour ses tendances rhéophiles, nous ne tenons pas compte de son origine allochtone. L'aspe est un Cyprinidae piscivore qui est en cours de naturalisation dans le bassin de la Meuse en provenance des pays d'Europe Centrale et de l'Est (PHILIPPART 2004a). Il vit en eau calme comme les zones à brème et les lacs mais migre au printemps dans les affluents (FREDRICH 2003) pour trouver des substrat caillouteux pour pondre (lithophile).

Au cours des 4 années d'études, nous avons capturé un total de 5 individus, tous juvéniles (Tableau 7.15).

Date	L (mm)	P (g)	Lieu
22/06/01	152	39.1	T3D
23/08/02	82	4.8	T3D
2/06/03	180	82	T3D
21/01/04	126	20	T3D
12/03/04	139	28	T3D

Tableau 7.15 : Caractéristiques des captures d'aspes au niveau des prises d'eau de la CNT au cours de la période d'étude.

Table 7.15 : Asp catch data at the water intakes of the TNPP over the study period.

Il est impossible de dégager une tendance saisonnière pour ces captures d'aspes juvéniles. A l'exception de la capture du 21/01/04 qui se situe au cours d'une période d'augmentation du débit de la Meuse et des captures à la CNT, les autres captures d'aspes ont été réalisées sous des conditions de faible débit de la Meuse. Dès lors, il est difficile pour ces captures d'établir une influence environnementale particulière ou une répartition purement aléatoire de ces captures.

La population d'aspe dans le bief de la Meuse étudié est probablement faible, bien qu'inconnue. En effet, seuls quelques individus adultes de cette espèce ont été capturés dans l'échelle à poissons de Lixhe au cours de leur migration de reproduction durant les dernières années. Néanmoins, le fait que des jeunes soient capturés à la CNT prouve un succès de reproduction de l'aspe dans le bassin du bief de la Meuse concerné, et confirme sa naturalisation.

5.5. Le pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*)

Le pseudorasbora est un petit Cyprinidae exotique provenant de l'Asie (goujon asiatique) naturalisé dans les rivières européennes depuis une quarantaine d'années (GOZLAN *et al.* 2002, PHILIPPART 2004a). Il occupe les eaux courantes froides et se nourrit principalement de petits insectes. La maturité sexuelle apparaît déjà à un an, et la reproduction se déroule dans un nid gardé par les adultes. Cette espèce est considérée comme invasive et semble pouvoir constituer une menace pour les espèces endémiques (WELCOMME 1992, PINDER *et al.* 2005).

Les captures de pseudorasboras sont réparties au cours des quatre années d'étude (Fig. 7.15). Il est difficile d'établir une tendance saisonnière particulière pour ces captures qui se produisent au printemps (2001, 2002 & 2003), en été (2001, 2002 & 2004), en automne (2001, 2002 & 2004) et hiver (2004). Les principales captures ont eu lieu les semaines 17-18 et les semaines 38-39 en 2001, et concernent des individus de taille variée, sans réelle tendance.

Le pseudorasbora est établi dans la Meuse et son affluent la Burdinale. Il est possible que les individus trouvés à Tihange proviennent de ces rivières, soit sous l'influence de conditions hydrologiques extrêmes qui les déplacent vers l'aval, soit par une dispersion progressive vers la Meuse, que cette espèce pourrait coloniser progressivement.

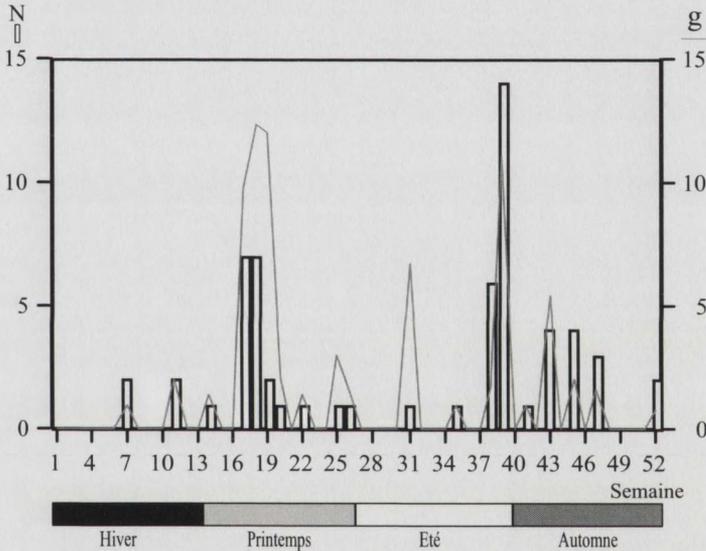


Figure 7.15 : Nombre (N) et biomasse (g) de pseudorasboras capturés chaque semaine au cours des 4 années d'études regroupées.

Figure 7.15 : Number (N)- and biomass (g) of Stone moroko caught during the 4 years of study grouped together.

6. Les autres rhéophiles

6.1. Le chabot (*Cottus gobio*)

Le chabot se répartit dans toute l'Europe à l'exception d'une partie des pays scandinaves et des pays côtiers de la Mer Méditerranée, son extension vers l'Est est limitée par l'Oural. Ce petit poisson sédentaire est un rhéophile strict qui aime l'eau fraîche, mais on peut aussi le trouver parfois dans des fleuves à fond vaseux et pollués. En Meuse, on le trouve fréquemment en Haute Meuse (frontière française, GOFFAUX 2005) et en Grensmaas (PHILIPPART, communication personnelle). Les zones intermédiaires à ces deux milieux ne permettent pas d'échantillonnage précis, sa présence dans la Meuse moyenne est révélée par les résultats de cette étude. Sa reproduction lithophile a lieu vers avril quand la température de l'eau atteint 9-12°C (PHILIPPART & VRANKEN 1983).

Les captures de chabots ont été principalement concentrées au cours de l'année 2002 (Fig. 7.16), quelques autres captures étant observées lors des hauts débits hivernaux pendant les autres années (Tableau 7.16).

2001			2003		
Semaine	N	L (mm)	Semaine	N	L (mm)
2	1	60	10	2 (éch.)	90
3	1	74	13	6 (éch.)	54 - 85 - 57
7	1	52	14	4 (éch.)	44 - 74
9	1	85	19	1	65
10	1	80	20	1	54
12	1	89	21	1	46
15	2	71 - 62	22	1	50
17	1	50	26	1	19
18	1	85	27	1	26
25	1	85	29	1	28
31	1	31	30	1	52
35	2	40 - 78	35	1	55
36	1	42	2004		
44	1	59	Semaine	N	L (mm)
			25	1	20

Tableau 7.16 : Semaine, nombre (N) et tailles (L, mm) des chabots capturés en 2001, 2003 et 2004. Les semaines de chaque année sont séparées selon les saisons : 1-13 = hiver ; 14-26 = printemps ; 17-39 = été ; 40-52 = automne.

Table 7.16: Week (semaine), number (N) and body length (L, mm) of bullhead caught in 2001, 2003 and 2004. Each year's weeks have been grouped following the season : 1-13 = winter, 14-26 = spring, 17-39 = summer, 40-52 = autumn.

En 2001, à part les captures d'hiver qui peuvent éventuellement être mis en relation avec les hauts débits, les captures durant les autres saisons ne montrent pas de tendance précise (Tableau 7.16). En revanche en 2002, entre la fin du printemps (semaine 23) à la fin de la période d'étiage (débit Meuse < 100 m³/s, semaine 43) un total de 1133 chabots 0+ ont été capturés, suggérant une importante dévalaison des jeunes de l'année à cette période (Fig. 7.16).

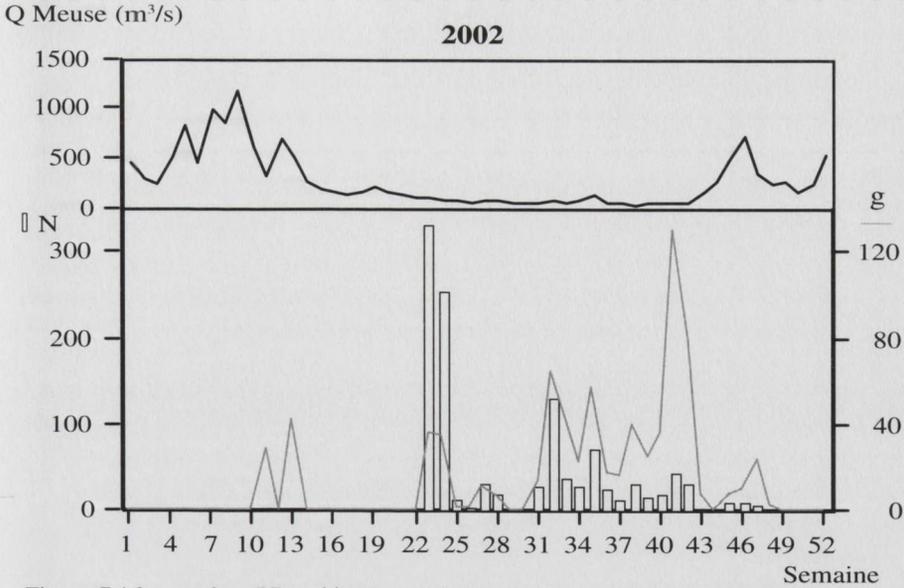


Figure 7.16 : nombre (N) et biomasse (g) des chabots capturés par semaine au cours de l'année 2002, en relation avec le débit moyen hebdomadaire de la Meuse (Q Meuse, m³/s).

Figure 7.16: Number (N) and biomass (g) of bullheads caught per week over year 2002, in relation with the average weekly River Meuse discharge (Q, m³/s).

Pour mieux comprendre la vague de capture estivale de chabots observée au cours de l'été 2002, nous avons suivi l'évolution hebdomadaire de la taille moyenne des chabots capturés au cours de cette période (Fig. 7.17). On observe une croissance continue des chabots capturés au cours de l'été 2002, ce qui indique que ces individus appartiennent à un même contingent de 0+. Comme les zones de reproduction du chabot dans ce secteur de la Meuse canalisée sont probablement limitées, nous avons formulé une première hypothèse d'une origine potentielle d'un affluent situé en amont de la CNT, comme le Hoyoux, la Mehaigne ou encore le Samson.

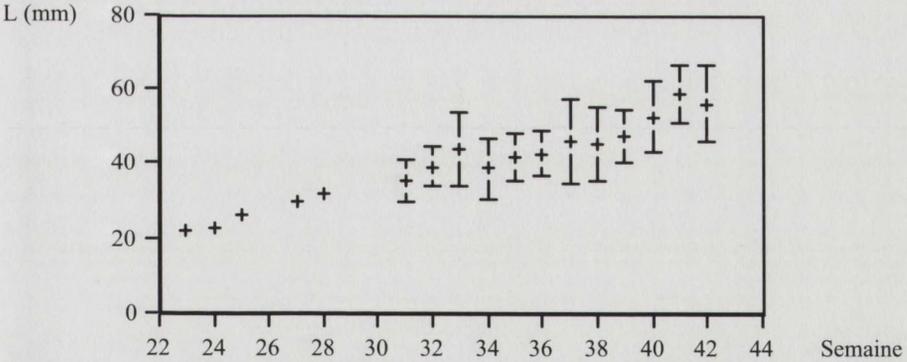


Figure 7.17 : Évolution hebdomadaire de la taille moyenne des chabots 0+ (L, mm ± SE) capturés au cours du printemps et de l'été 2002. N mesurés = 432.

Figure 7.17 : Weekly evolution of the mean body length of 0+ bullheads (L, mm ± SE), caught during spring and summer 2002. N measured = 432.

Toutefois, le fait que les captures de chabots soient continues durant l'été peut aussi indiquer qu'elles ne correspondent pas à une migration de dispersion progressive des 0+ depuis un affluent vers la Meuse. Dans ce cas, nous aurions probablement dû observer un pic de capture moins étalé dans le temps et avec une moins grande variabilité de la taille. Si une telle dispersion vers l'aval d'un contingent de chabots 0+ a en effet pu avoir lieu, il est possible qu'une fraction de ce contingent venant d'affluents se soit installée dans le canal d'aménée, qui fonctionne comme un habitat de rivière artificielle capable d'accueillir en résidence des grandes espèces de rhéophiles comme le barbeau. Les captures de ces chabots à la CNT peuvent dès lors correspondre à un entraînement en continu des poissons établis dans le canal d'aménée, très près des prises d'eau.

Pour vérifier ces hypothèses, nous avons réalisé des corrélations non paramétriques de Spearman entre les facteurs environnementaux et les captures de chabots sur T1 et sur T2-3 durant l'étiage 2002 (Tableau 7.17).

	T1T (N = 24)		T2-3D (N = 47)	
	r_s	P	r_s	P
Q Meuse (m³/s)	0.277	0.1841	-0.036	0.8070
Q pompé (m³/s)	0.113	0.5884	0.149	0.3162
T° (°C)	-0.262	0.2189	0.234	0.1246
O2 (mg/l)	0.259	0.2143	-0.407	0.0076
Turb (NTU)	0.113	0.5884	0.401	0.0071

Tableau 7.17 : Corrélations de Spearman entre le nombre de chabots capturés et le débit de la Meuse (m³/s), le débit pompé (m³/s), la température (°C), l'oxygène dissous (mg/l) et la turbidité (NTU) durant la période d'étiage de 2002.

Table 7.17 : Spearman correlation between the number of bullheads caught and the River Meuse discharge (m³/s), the abstracted discharge (m³/s), the water temperature (°C), the dissolved oxygen (mg/l) and the water turbidity (NTU) during the dry period of 2002.

Sur les tambours de T1, aucune corrélation n'est observée. En revanche, sur les grilles de T2 et T3, on observe une corrélation positive avec la turbidité et négative avec l'oxygène dissous, ce qui suggère que la dévalaison des chabots 0+ est plus importante lorsque la turbidité augmente et que l'oxygène dissous diminue. Étant donné que ni le débit de la Meuse ni le débit pompé ne montrent de corrélation, les résultats de cette analyse statistique ne permettent pas de trancher en faveur d'une des hypothèses citées ci-dessus. C'est pourquoi, plus loin dans ce travail, nous étudierons expérimentalement la contribution potentielle des affluents.

6.2. La petite lamproie (*Lampetra planeri*)

La distribution géographique de la petite lamproie est limitée au sud par la France et l'Italie, à l'ouest par l'Irlande, et s'étend vers le nord est vers les bassins versants dans la Mer du Nord et dans la Mer Baltique. Ce cyclostome rhéophile d'eau douce se trouve principalement de la zone à truite à la zone à barbeau, où il aime les graviers fins et les sédiments propres. Les larves (ammocoètes) vivent enfouies dans les sédiments de 3 à 7 ans. La reproduction lithophile a lieu de mars à juin, après une migration vers l'amont des adultes, qui meurent après la reproduction. Après l'éclosion, les larves dérivent jusqu'à leur habitat de croissance larvaire (PHILIPPART & VRANKEN 1983, WHITE & HARVEY 2003).

Les captures de petites lamproies les plus importantes ont eu lieu au cours du printemps (Fig. 7.18). Elles concernaient des individus de taille adulte, probablement en période de reproduction (Tableau 7.18, Fig. 7.19). La petite lamproie est aussi un pondeur lithophile qui dépose ses œufs dans un lit de gravier en eau courante. Des adultes auraient pu être attirés par le caractère rhéophile artificiel du canal d'amenée au cours de leur migration de reproduction. Il n'est par ailleurs pas impossible que des dépôts de graviers fins y soient présents et permettent la reproduction de cette espèce.

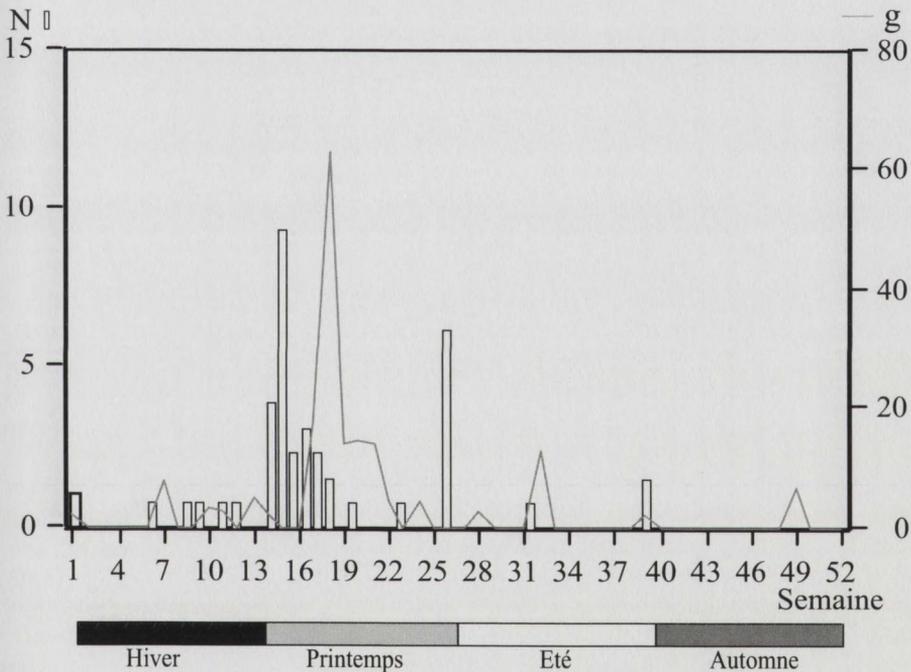


Figure 7.18 : captures hebdomadaires (nombre N et biomasse g) de petites lamproies au cours des 4 années d'études regroupées.

Figure 7.18 : weekly catch (number N and biomass g) of brook lamprey over the 4 years grouped together.

2001		2002		2003		2004	
Sem	N	Sem	N	Sem	N	Sem	N
1	1	10	1 (1)	22	1 (1)	7	1 (1)
17	5	11	1 (1)	28	1	39	1 (1)
18	12	13	1				
19	3	14	1				
20	3	20	1				
21	3	32	8 (8) éch.				
22	1	49	2 (2)				
24	1						

Tableau 7.18 : nombre de petites lamproies (ammocoètes entre parenthèses) capturées au cours des semaines des 4 années d'étude. Les semaines sont encadrées par saison : 1-13 = hiver ; 14-26 = printemps ; 27-39 = été ; 40-52 = automne.

Table 7.18 : number of brook lampreys (ammocoet between parenthesis) caught over weeks of the 4 years of study. Weeks are grouped per season : 1-13 = winter; 14-26 = spring; 27-39 = summer; 40-52 = autumn.

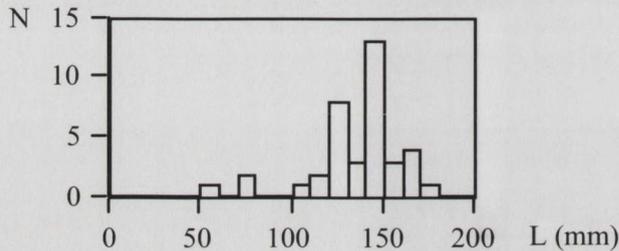


Figure 7.19 : Histogramme des tailles des petites lamproies capturées au cours des 4 années d'étude. Intervalles = 10 mm.

Figure 7.19 : Body length histogram of brook lamprey caught over the 4 years of study. Intervals = 10 mm.

En 2002, 2 ammocoètes sont capturées les semaines 10 et 11 et deux adultes les semaines 13 et 14, d'autres ammocoètes en plus grand nombre sont capturées les semaines 32 et 49. En 2003, une ammocoète est capturée la semaine 28, et un adulte est capturé la semaine 28. En 2004, deux ammocoètes sont capturées les semaines 7 et 39 (Tableau 7.18).

Ces captures d'ammocoètes traduiraient la présence, à proximité des prises d'eau, d'un site d'émergence. Comme pour le goujon, il n'est pas exclu que certains dépôts de sédiments bien oxygénés puissent convenir aux ammocoètes en Meuse, voire dans la partie amont du canal d'amenée où se trouve un grand dépôt de sable. Néanmoins, une dérive d'ammocoètes en Meuse depuis un site plus éloigné voire un affluent, reste une autre hypothèse. Peu d'éléments bibliographiques permettent d'étayer ces hypothèses.

6.3. La loche franche (*Barbatula barbatula*)

L'aire de répartition de la loche franche correspond à toute l'Europe à l'exception de la Scandinavie, l'Écosse, la péninsule Ibérique et l'Italie. Ce petit poisson sédentaire et benthique occupe les zones à truite, ombre et barbeau et les milieux lotiques de la zone à brème, comme l'aval des barrages. Elle est assez résistante aux pollutions organiques, grâce à son mode de respiration intestinal complémentaire. La reproduction a lieu de mars à mai sous des températures de l'eau de 8-10°C sur des frayères sablonneuses (PHILIPPART & VRANKEN 1983)

Quelques loches franches adultes sont capturées au printemps, mais l'essentiel des captures est constitué par deux pics de captures en été, les semaines 28 et 31, essentiellement de 0+ (Fig. 7.20 & 7.21).

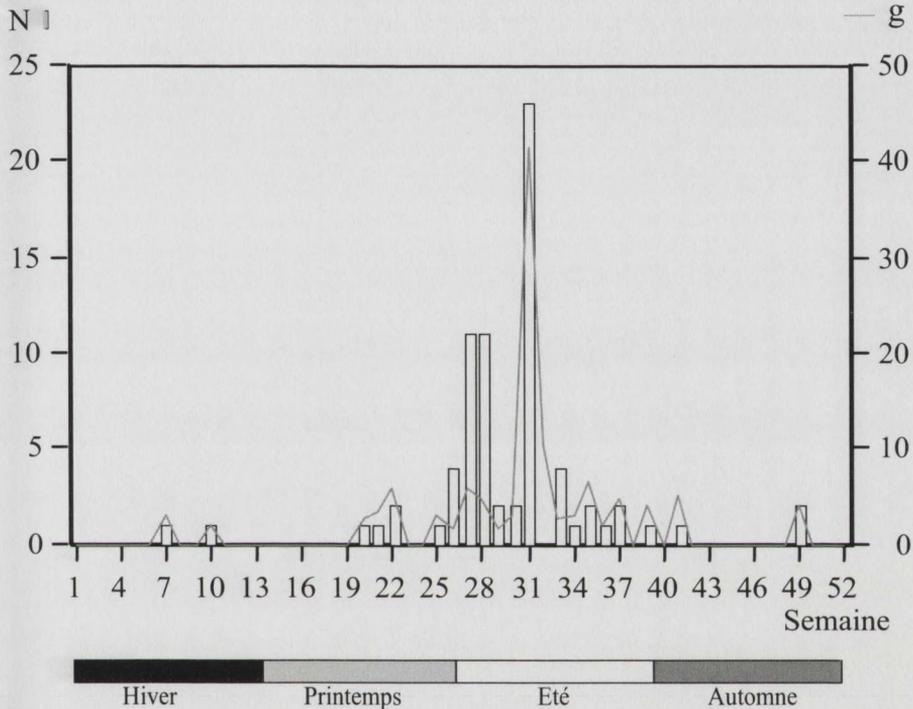


Figure 7.20 : Nombre (N) et biomasse (g) des loches franches capturées au cours des semaines des 4 années regroupées.

Figure 7.20 : Number (N) and biomass (g) of stone loach caught during the weeks of the 4 years grouped together.

En 2002, les captures estivales sont à nouveau composées de deux pics principaux les semaines 27 et 32, et concernent à nouveau les 0+ (30-70 mm, Fig. 7.21). En 2003, seuls quelques 0+ sont capturés au cours de l'été, tandis qu'aucune capture n'est recensée en 2004 (Tableau 7.19).

2001		2002		2003	
Sem	N	Sem	N	Sem	N
7	1	10	1	22	1
20	1	26	2	26	2
21	1	27	9	27	1
22	1	28	1	28	1
25	1	31	1	31	1
27	2	32	17	39	1
28	9	35	1		
29	2	36	1		
30	2	37	2		
31	21	41	1		
34	1	49	2		
35	1				

Tableau 7.19 : nombre de loches franches capturées par semaine au cours des 4 années d'étude. Les semaines sont groupées selon la saison : 1-13 = hiver ; 14-26 = printemps ; 27-39 = été ; 40-52 = automne.

Table 7.19 : number of stone loach caught per week over the 4 years of the study. Weeks are grouped by the season : 1-13 = winter; 14-26 = spring, 27-39 = summer; 40-52 = autumn.

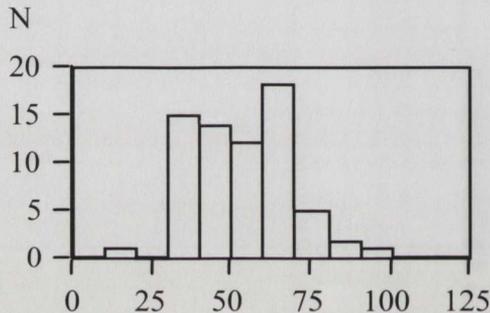


Figure 7.21 : Histogramme des tailles de loches franches capturées au cours de la période d'étude. Intervalles = 10 mm.

Figure 7.21 : Body length histogram of stone loach caught over the study period. Intervals = 10 mm.

Comme pour d'autres espèces rhéophiles décrites plus haut, les captures de loches franches semblent liées à la reproduction ainsi qu'à la dispersion des 0+. La loche occupe souvent des habitats similaires à ceux du chabot. La présence de quelques géniteurs et de 0+ dans les captures à Tihange révèle soit une connexion démographique entre la Meuse et ses affluents, soit la possibilité de reproduction de la loche franche dans certaines zones de la Meuse moyenne.

6.4. La truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*)

La truite arc-en-ciel est originaire du bassin Pacifique de l'Amérique du Nord, et a été introduite en Europe pour la pisciculture à la fin des du 19^e siècle (PHILIPPART 2004a). A ce jour, elle ne semble toujours pas capable de se reproduire dans nos rivières, mais elle a été enregistrée dans certaines rivières d'Europe (Cowx 1997).

Les captures de truites arc-en-ciel sont principalement concentrées durant les printemps 2001 et 2003 (Fig. 7.22). Cette période correspond à celle des repeuplements dans les rivières au début de l'ouverture de la pêche à la truite (3^{ème} samedi de mars chaque année, semaine 11). Ces truites avaient, pour la plupart, les caractères morphologiques des truites issues de pisciculture (nageoires érodées). Ces captures révèlent la présence de cette espèce dans les repeuplements des rivières, malgré leur interdiction de principe. Par ailleurs, la répartition des tailles de ces individus correspond bien à des gabarits de truites arc-en-ciel relâchées dans les rivières (Fig. 7.23).

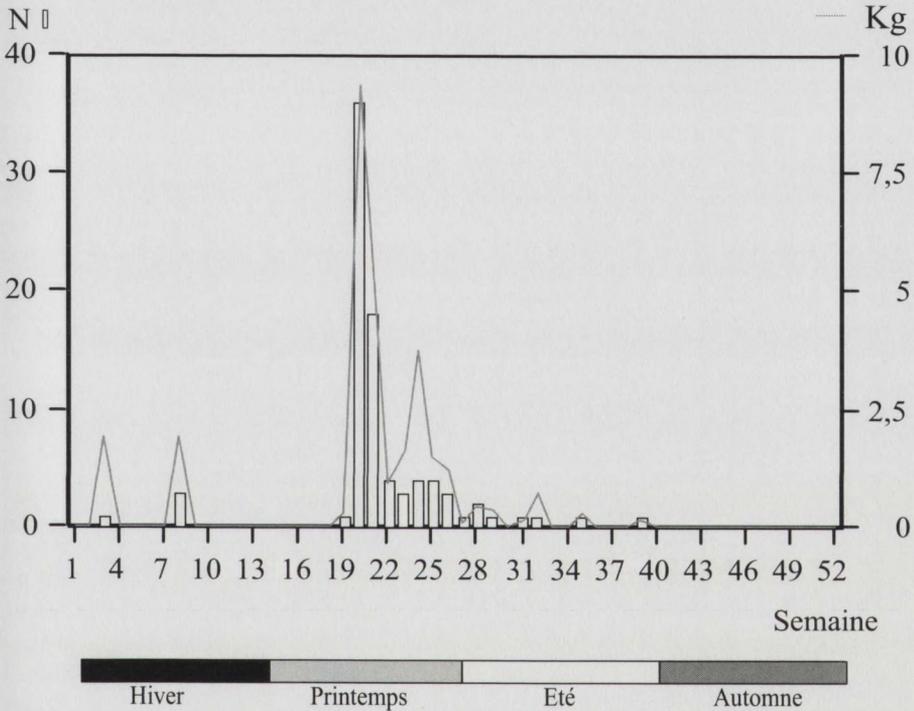


Figure 7.22 : Nombre (N) et biomasse (Kg) des truites arc-en-ciel capturées au cours des semaines des 4 années d'étude regroupées.

Figure 7.22 : Number (N) and biomass (Kg) of rainbow trout caught during weeks of the 4 years of study grouped together.

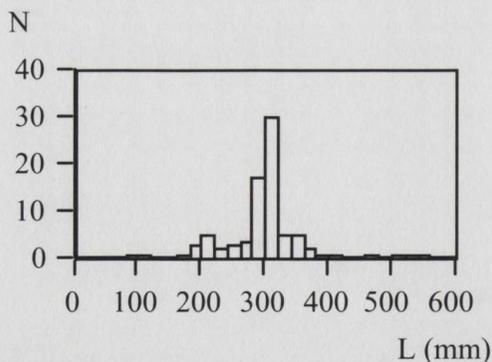


Figure 7.23 : Histogramme des tailles (L, mm) de truites arc-en-ciel capturées au cours de la période d'étude. N = 85. Intervalles = 20 mm.

Figure 7.23 : Body length histogram (L, mm) of rainbow trout caught over the study period. N = 85; Intervals = 20 mm).

Si la période de capture correspond plus ou moins au repeuplement, il est possible également que certains individus jeunes développent des comportements migrateurs, puisque cette espèce présente un écotype migrateur amphihalin naturel dans son milieu d'origine (JONES 1977).

6.5. L'ombre commun (*Thymallus thymallus*)

Un seul ombre commun de 63 mm a été capturé sur les grilles de T2 le 14/06/04. Cette seule capture, d'une importance écologique majeure, souligne la probable contribution des affluents dans les captures de poissons à la CNT, et par conséquent, le rôle potentiel de la Meuse comme axe de migration-dispersion et/ou comme zone de résidence provisoire pour les espèces rhéophiles.

7. Discussion relative aux patrons saisonniers de mobilité des Cyprinidae rhéophiles : cas du chevesne et du hotu

7.1. Patrons annuels de dévalaison

Ces deux espèces de Cyprinidae rhéophiles, vestiges de l'ancienne communauté de poissons de la Meuse avant son altération hydromorphologique, présentent les mêmes patrons globaux de capture à la CNT, reflétant les mêmes profils saisonniers de mobilité vers l'aval dans la Meuse.

Au cours d'une année, la première vague de captures concerne des adultes en période *circum*-reproduction. Le nombre d'adultes capturés augmente progressivement au cours du printemps. Lorsque la température moyenne hebdomadaire de la Meuse dépasse le seuil de reproduction pour ces deux espèces (10°C pour le hotu, 15°C pour le chevesne), on observe en général une capture plus importante de géniteurs, associée à une forte mortalité naturelle de sujets probablement affaiblis par les dépenses énergétiques associées à la migration de reproduction et la reproduction elle-même (les poissons semblent arriver moribonds voire morts sur les prises d'eau). Les captures d'adultes enregistrées avant la reproduction sont probablement associées à une augmentation des comportements de mobilité et d'exploration après l'hiver (HUBER & KIRCHHOFER 1998, HOHAUSOVA *et al.* 2003), en relation avec l'augmentation de leur métabolisme et de leurs besoins énergétiques. Ces mouvements d'exploitation des ressources exposent ces individus au canal d'aménée. Les autres vagues de captures de chevesnes et de hotus à la CNT durant le reste de l'année impliquent principalement les 0+.

Durant les étés 2001 et 2002, des juvéniles ont été capturés régulièrement sur les filtres de la CNT, l'évolution hebdomadaire de la taille moyenne des individus capturés montrant bien la croissance estivale de ces individus. Au niveau des tambours filtrants, où l'on peut avoir une idée du taux instantané de captures, le débit et la turbidité de la Meuse et le débit pompé sont respectivement les trois facteurs qui influencent les captures de 0+. Sous des conditions d'étiage, la turbidité et le débit pompé sont dépendants du débit de la Meuse, par conséquent, il est probable que ce dernier facteur soit déterminant dans les captures de 0+ en été (PAVLOV 1994). Au cours de cette période, les 0+ de Cyprinidae sont massés en bancs le long des berges de la Meuse et du canal d'aménée. Une corrélation entre leur capture et le débit de la Meuse semble indiquer que ces 0+ dérivent le long des berges au gré du courant. Les zones littorales et particulièrement les baies sont les habitats préférés des 0+ de Cyprinidae (COPP 1997 a & b, BARAS & NINDABA 1999 a & b). Chez le hotu, WINKLER *et al.* (1997) suggèrent que les zones de nurseries (baies) des hotus 0+ sont des assemblages dynamiques structurés par des individus immigrés depuis des zones amont et des émigrés vers des zones aval, ce qui indique une propension naturelle à une dérive progressive chez le hotu 0+ au cours de l'été. Dans ce secteur canalisé de la Meuse, l'homogénéité des berges en béton pourrait transformer ces zones littorales en zones de nurseries dérivantes. Les 0+ dérive-

raient alors au gré du courant vu l'absence de bras morts ou de baies naturelles dans lesquelles le courant est nul. Le canal d'aménée étant une prolongation de la Meuse vers l'aval, les variations des captures de 0+ dépendantes du courant de la Meuse reflètent la dérive des 0+ en Meuse. Il faut cependant remarquer que les barbeaux 0+ occupent également les mêmes baies que les chevesnes ou les hotus pour leur croissance (BARAS & NINDABA 1999a), et des populations de géniteurs existent dans certaines zones de la Meuse. Or les barbeaux 0+ ne paraissent pas dériver comme le hotu ou le chevesne à Tihange. Le barbeau est plus benthique et se restreint en général à sa zone à barbeau, sans se disperser vers les milieux lenticules en aval. Dans la Meuse, il est probable que les jeunes barbeaux se concentrent sur des zones bien oxygénées. En conséquence, outre la structure des berges, le comportement et la stratégie de dispersion de l'espèce peuvent aussi influencer l'exposition à une dérive.

7.2. Influence des facteurs biotiques et abiotiques

L'analyse statistique des captures de 0+ sur les grilles de T2 et T3 est plus délicate à interpréter. En effet, en été, les captures de 0+ sur les grilles montrent une corrélation inverse avec le débit de la Meuse et le débit pompé. Au cours de l'étiage estival de la Meuse, les débits pompés par T2 et T3 sont très faibles, puisque les circuits de refroidissement sont alors en recirculation quasi totale. Sous ces conditions, les vitesses de courant à travers les grilles sont quasi nulles, et l'on observe même un refoulement de l'eau chaude vers le canal d'aménée. Le mélange de cette eau chaude refoulée et de l'eau froide du canal d'aménée offre aux 0+ une petite zone d'eau réchauffée et bien oxygénée (présence de nombreuses petites bulles d'air par la recirculation) qui peut attirer les 0+ (observations personnelles). Le fonctionnement automatique du dégrilleur peut alors prélever à chaque cycle de nettoyage une fraction de ces 0+ en place devant les grilles, expliquant une corrélation négative entre le taux de captures et le débit pompé. Enfin, la durée de l'effort de capture sur les grilles (48 h à 72 h) peut aussi masquer l'influence fine des facteurs environnementaux sur ces captures de 0+.

La quasi-absence des chevesnes et des hotus 0+ au cours des étés 2003 et 2004 (à l'exception de l'été 2003 pour le hotu) pourrait s'expliquer par une sécheresse particulièrement marquée au cours de ces deux étés, induisant un débit de la Meuse très faible et des vitesses de courant quasi nulles. Un moins bon succès de reproduction des géniteurs ou une mauvaise survie des 0+ au cours des premiers stades n'est pas exclue, bien que les conditions environnementales, et notamment la température, au cours des différents printemps n'ont pas montré de différence. L'influence de ces différents facteurs environnementaux sur le recrutement des 0+ constitue une étude particulière en soi, qui dépasse le cadre de ce travail. Néanmoins, il apparaît évident que le nombre de poissons 0+ en dévalaison peut être directement influencé par le taux de survie et le recrutement de ceux-ci. Inversement, cette occupation latérale dérivante des berges de la Meuse par les 0+ peut elle aussi affecter le recrutement, positivement (diminution de la pression de densité sur la nurserie, renouvellement permanent de la nourriture) ou négativement (exposition à la prédation, déplacements trop longs de dispersion forcée sans retour possible sur le site d'origine).

Les populations de poissons capturés au cours de l'automne se distinguent de celles de l'été tant par l'effet des facteurs environnementaux sur ces captures que par leur distribution de tailles. Sur les tambours de T1, les captures semblent plus importantes sous des conditions de turbidité élevée et d'eau plus chaude, donc au début de l'automne, et à nouveau soumises au débit pompé. Les concordances entre les pics de 0+ capturés et les premières augmentations nettes du débit de la Meuse après l'étiage peuvent expliquer cela. Les premières pluies d'automne provoquent une augmentation du débit et de la turbidité de la Meuse, et donc du débit pompé. Les augmentations plus importantes et plus tardives dans la saison du débit de la Meuse ne font pas augmenter la turbidité et le débit pompé selon le même ordre de grandeur. Cela indique l'influence principale des facteurs hydrologiques corrélés au débit de la Meuse avec le taux de dérive de 0+ dans la Meuse.

7.3. Mécanismes de la dérive automnale des 0+

Les importantes variations du taux de capture des 0+ durant l'automne semblent refléter des variations de densité des 0+ de ces deux espèces en dérive dans la Meuse au cours de cette saison. Cette augmentation des profils de mobilité vers l'aval des 0+ peut s'expliquer doublement, en fonction d'une approche active ou passive. Dans l'approche active, la mobilité automnale correspondrait à une migration des 0+ vers l'aval, reflétant une migration de refuge hivernale (SCHIEMER & WAIDBACHER 1992, CUNJAK 1996, WIESNER *et al.* 2004). L'aspect actif de ce comportement correspond ici à la sélection de facteurs environnementaux pour entrer en dérive. Dans l'approche passive, les 0+ localisés sur les berges au cours de l'étiage subiraient un effet de chasse et une dérive forcée durant les montées de débit en automne, facilités par le manque d'habitats de refuges latéraux en Meuse (COPP 1997 b). La capture de hotus 0+ sur la prise d'eau de la centrale de Langerlo (VERREYCKEN *et al.* 1990) dans le canal Albert suggère une dispersion en provenance de la Meuse amont, l'aspect canalisé du canal Albert favorisant le prolongement de la dérive. Néanmoins, il faut remarquer l'absence de chevesnes sur cette prise d'eau du canal Albert, plus difficile à interpréter. Une dernière hypothèse peut également être formulée sur la base des deux premières : les 0+ entrent en migration de refuge sous l'influence des conditions environnementales, puis subissent des déplacements forcés longs parce qu'ils n'atteignent pas de zone de refuge en aval, le profil des berges restant le même jusqu'en aval de Lixhe.

Les automnes 2003 et 2004 sont caractérisés par l'absence de captures de 0+, mais aussi par un débit d'étiage de la Meuse prolongé ces deux années jusqu'au début de l'hiver. Les premiers pics de débits post-étiage apparus en hiver semblent induire une moins forte capture de dévalants que les pics de débit d'automne, ce qui laisse entrevoir l'existence d'une fourchette temporelle de sensibilité des 0+ aux facteurs environnementaux pour la dérive en Meuse. Dans ce cas, comme pour la plupart des mécanismes physiologiques sous-jacents aux migrations des poissons, il est possible que cette fourchette temporelle reflète un cycle endocrinien temporel correspondant *grosso modo* à l'automne, et impliquant une hormone particulière comme des hormones thyroïdiennes ou hypophysaires, habituellement impliquées dans la régulation de

ces mécanismes physiologiques (AAS-HANSEN *et al.* 2005, EDELINE *et al.* 2005). Une comparaison de dosages hormonaux des 0+ au cours des différentes saisons pourrait apporter des résultats étayant cette hypothèse.

7.4. Origine des 0+ en dérive

Le fait que les 0+ du chevesne, et dans une moindre mesure du hotu, capturés sous les conditions automnales soient plus petits qu'à la fin de la période estivale nous conduit à formuler deux hypothèses principales pour expliquer l'origine de ces individus.

Dans un premier schéma, l'augmentation de la turbidité et du débit de la Meuse en automne induirait une dérive forcée des 0+, mais sélectivement sur les individus les plus faibles, soit les plus petits. L'origine de ces 0+ dans ce contexte serait la Meuse elle-même. Les captures de 0+ de gardon et de brème commune, au niveau de la prise d'eau de la centrale d'Harculo sur l'Ijssel en Hollande, montrent l'arrivée d'une seconde génération de 0+ à la fin septembre (Haddingerh et al. 1983). Le fait que la brème commune et le gardon effectuent des pontes étalées dans le temps pourrait expliquer l'arrivée de plusieurs générations de 0+ au cours de l'été et l'automne, mais le décalage entre la nouvelle génération observée par les auteurs est de plus de 40 mm, ce qui correspond à une période de croissance plus importante que le temps écoulé entre les pontes étalées des géniteurs. Dans la Meuse belge, l'évolution de la température de l'eau au cours des printemps et été 2001 et 2002 était similaire en amont de la CNT comparé à l'aval de la centrale de Chooz à la frontière française (Fig. 7.24). Par conséquent, il semble que si le contingent de 0+ plus petits observés en automne s'explique par une ponte plus tardive et une croissance plus lente dans la Haute Meuse, la provenance de ce contingent se situerait alors en Haute Meuse française.

Dans un second schéma, ces mêmes conditions hydrologiques induiraient la dérive des 0+ dans les affluents plus froids de la Meuse dont ils sont issus, ce qui conduirait dans la Meuse des contingents de poissons plus petits en provenance des affluents.

Dans les deux cas, les facteurs clés qui semblent agir correspondent aux changements de conditions hydrologiques au début de l'automne, sous des températures encore douces.

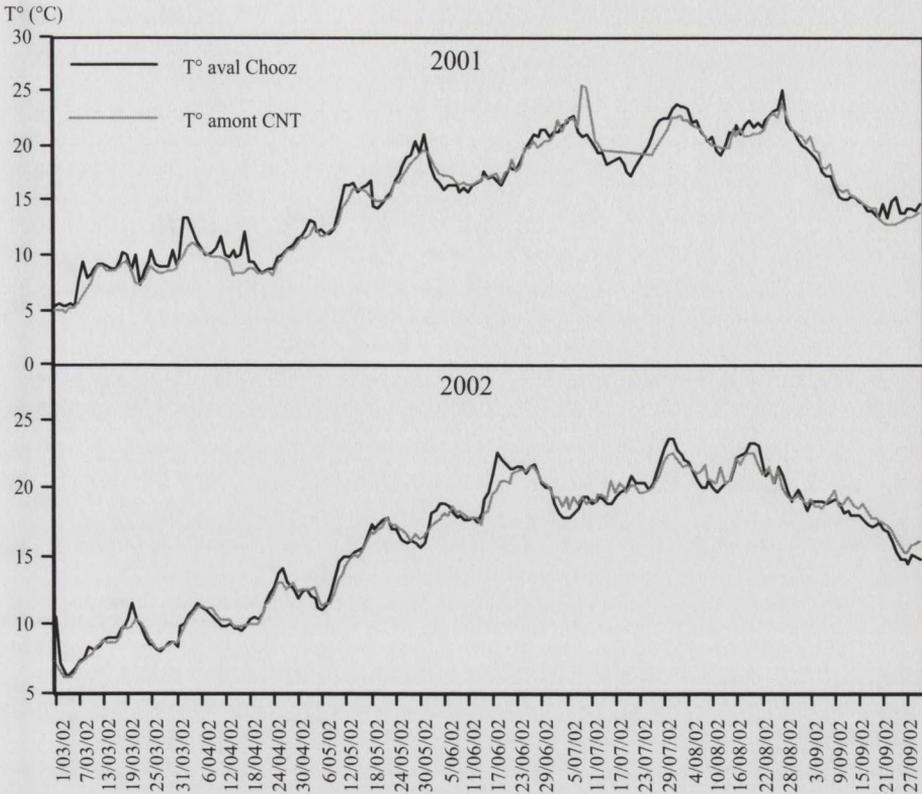


Figure 7.24 : Comparaison entre l'évolution de la température journalière entre les mois de mars et de septembre 2001 et 2002 en Haute Meuse wallonne (aval centrale nucléaire de Chooz) et la Meuse moyenne (amont CNT).

Figure 7.24 : Comparison of the daily water temperature between March and September in 2001 and 2002 in the upper course of the Walloon River Meuse (T° aval Chooz) and upstream the TNPP (T° amont CNT).

Les deux hypothèses, dites actives et passives, expliquant la dérive automnale en Meuse, ainsi que la question de l'origine des poissons interceptés à Tihange ouvrent des perspectives de recherches complémentaires.

La comparaison des taux de captures à la CNT avec un suivi de la dérive des 0+ sur un autre site de la Meuse et dans un de ses affluents est une première voie pour confirmer que les patrons de captures reflètent bien les mouvements des poissons et pour vérifier une concordance avec l'influence environnementale. Par ailleurs, l'utilisation d'un système de capture à mailles plus fines pourrait nous indiquer si l'absence de larves capturées à la CNT est due au maillage trop grand de ses filtres.

L'identification plus précise de l'influence des différents facteurs environnementaux sur les taux de dérive en milieu expérimental artificiel peut également renseigner sur l'importance de chacun d'entre-eux.

Enfin, l'utilisation d'un marqueur naturel des poissons issus d'affluents différents de la Meuse pourrait être utile dans la détermination de l'origine des poissons interceptés à Tihange.

Ces trois volets sont explorés dans le cadre de recherches complémentaires décrites plus loin dans ce travail.

CHAPITRE 8

PROFILS SAISONNIERS DE DEVALAISON DES POISSONS HOLOBIOTIQUES LIMNOPHILES DANS LA MEUSE À TIHANGE

Les espèces limnophiles strictes et à tendance limnophile sont traitées dans ce chapitre. Dans la Meuse canalisée, ces deux catégories sont naturellement les plus abondantes étant donné la haute tolérance de ces espèces aux habitats lenticques physiquement altérés. A ce titre, nous leur conférons une moins grande importance sur le plan écologique qu'aux groupes traités précédemment, ce qui explique notre choix de traiter en dernier lieu ces espèces les plus abondantes.

1. Les espèces limnophiles les plus abondantes

Comme précisé plus haut, la Meuse est une rivière qui correspondait originellement à la zone à barbeau, devenue une zone à brème après sa canalisation. Par ailleurs, ces mêmes modifications humaines du cours d'eau ont entraîné une diminution des zones de reproduction du brochet, et, par conséquent, une réduction de la pression de prédation sur les Cyprinidae limnophiles typiques de la zone à brème. En conséquence, la brème commune, l'ablette commune et le gardon sont devenus les trois espèces les plus abondantes en Meuse. Etant donné leur plus faible intérêt écologique relativement aux Cyprinidae rhéophiles, seule une description des profils de capture sera réalisée ici. Nous détaillerons d'abord la composition des populations de ces trois espèces, puis nous examinerons brièvement le cas des autres limnophiles.

1.1. La brème commune (*Abramis brama*)

La répartition géographique de la brème commune occupe l'ensemble de l'Europe et est limitée par l'Oural, les Pyrénées et les Alpes. Ce grand Cyprinidae est typique des eaux lentes (limnophile), y compris celles de la zone à barbeau. On la trouve aussi dans les lacs et les estuaires. Cette espèce est particulièrement tolérante aux variations physico-chimiques de l'eau et aux altérations physiques des habitats. Néanmoins, son mode de reproduction est assez restreint. En effet, la ponte se fait sur des végétaux (phytophile), mais aussi parfois sur des fonds de graviers, lorsque l'eau atteint 16-18°C (PHILIPPART & VRANKEN 1983).

Comme pour l'analyse des profils de mobilité de toutes les espèces confondues, l'étude de la brème commune révèle une forte différence des captures entre les années 2001-2002 et 2003-2004. L'évolution hebdomadaire du nombre de brèmes capturées semble principalement liée à l'évolution du débit de la Meuse dans un contexte saisonnier favorable (Tableau 8.1, Fig. 8.1).

	2001	2002	2003	2004
Hiver	263	1775	371	108
Printemps	700	753	158	189
Été	1166	147	8	12
Automne	3953	336	3	21

Tableau 8.1 : nombre de brèmes communes (toutes classes d'âge confondues) capturées par saison au cours des 4 années d'étude.

Table 8.1 : number of common bream (without age distinction) caught per season over the 4 years of study.

En 2001, l'hiver montre la présence de 0+, 1+ et d'adultes, avec peu de stades intermédiaires (Fig. 8.2). Une première légère augmentation des captures a lieu au cours du printemps et concerne, comme la courbe de la biomasse le suggère (Fig. 8.1), des individus adultes (> 25 cm, Fig. 8.2). Il s'agit de la vague de captures des géniteurs en période de post-reproduction, associée à un haut taux de mortalité naturelle. Cette mortalité correspond probablement à l'élimination des classes d'âges les plus vieilles, avec une majorité d'individus > 40 cm (Fig. 8.2). A titre comparatif, la taille moyenne des brèmes communes capturées en remontée dans l'échelle à poissons d'Ampsin (données personnelles) au cours de ce printemps 2001 (373.6 ± 3.2 mm) est significativement inférieure (Test-t, DL = 575, $P < 0.0001$) à celle des brèmes capturées à la CNT (409.0 ± 2.8 mm). Au cours de cette période, on observe aussi la capture d'individus plus petits, peut être des 2+ de première maturité (10-20 cm, Fig. 8.2). Les captures de brèmes communes en été 2001 sont très faibles à l'exception des dernières semaines de l'été qui voient arriver en nombre (Fig. 8.1) les premiers 0+ accompagnés de quelques adultes (Fig. 8.2). Dès le début de l'automne 2001, conjointement à la première augmentation du débit de la

Meuse après l'étiage, se produit une vague importante de captures de 6 semaines consécutives (Fig. 8.1). L'histogramme des tailles relatif à ces individus révèle l'appartenance majoritaire de ce contingent à la classe 0+ (Fig. 8.2). Ensuite plusieurs vagues de captures se succèdent à la fin de l'automne 2001 et au début de l'hiver 2002, une certaine synchronie avec les pics successifs de débit étant observée pour ces captures, à l'exception du pic principal de débit de 2002 observé de la semaine 5 à la semaine 12 (Fig. 8.1).

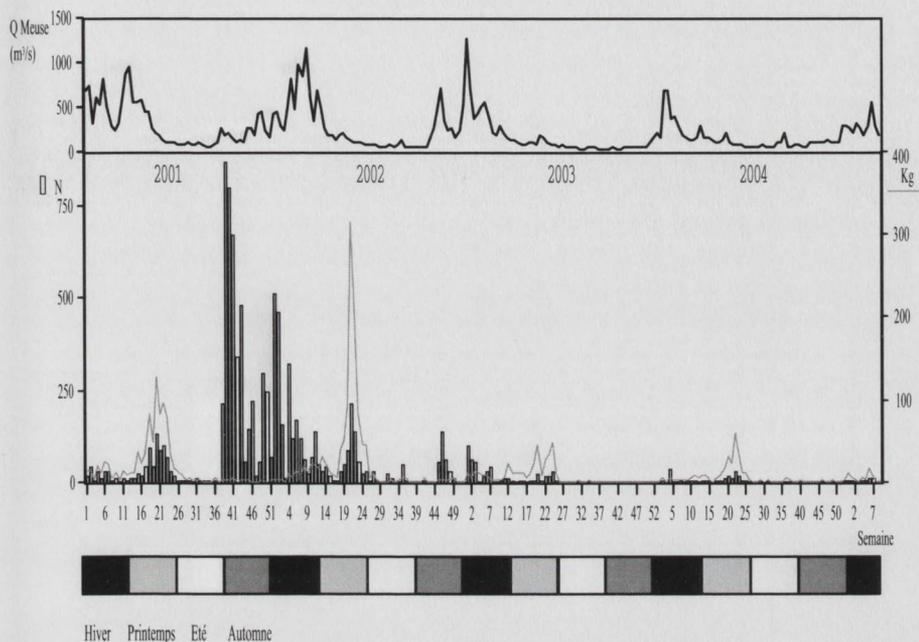


Fig 8.1 : Nombre (N) et biomasse (Kg) de brèmes communes capturées par semaine au cours de la période d'étude, en relation avec le débit moyen hebdomadaire de la Meuse.

Fig 8.1. Number (N) and biomass (Kg) of common bream caught per week during the study period, in relation with the average weekly River Meuse discharge.

En 2002, on observe la même répartition saisonnière. En hiver, la suite des 0+ dévalants de l'automne 2001 est présente avec quelques adultes, mais plus de 1+ (Fig. 8.2). Au printemps, le pic de biomasse situé entre les semaines 18 et 23 concerne toujours la capture d'individus adultes en période de reproduction (Fig. 8.1). L'histogramme des tailles relatif à ces captures du printemps 2002 est fort comparable à celui de 2001, avec une majorité de poissons qui correspondent à des classes d'âges plus vieilles, ce qui explique la forte mortalité naturelle observée au cours de cette période (Fig. 8.2). Durant le reste de l'année, le nombre de brèmes communes est plus faible, puis une légère augmentation est observée en automne, au moment de la première montée de débit après l'étiage (semaines 45-48), mais le nombre de 0+ de brèmes capturées au cours de cette période est faible comparé à 2001 (Tableau 8.1). Aucune récolte n'a été réalisée au cours des trois dernières semaines de 2002.

Les premières récoltes de 2003 marquent la fin des captures de 0+ de l'automne 2002, accompagnés de quelques 1+ (Fig. 8.2). La courbe de la biomasse durant le printemps 2003 révèle une très faible capture de brèmes sur les prises d'eau de la CNT. Elles sont principalement centrées entre les semaines 17 et 25 (Fig. 8.1) et concernent majoritairement des adultes (Fig. 8.2). Le pic automnal de captures de juvéniles n'est pas présent, mais quelques captures sont néanmoins observées au début 2004 lors d'une augmentation du débit (Fig. 8.1).

Durant le printemps 2004, les géniteurs sont à nouveau assez abondants, mais il est intéressant de noter la présence de juvéniles (10-20 cm) probablement issus de la classe 1+ et 2+, et peut-être capturés au moment de leur première maturation sexuelle (Fig. 8.2). Durant l'automne 2004, aucune capture de 0+ n'a été observée. Les débits d'automne 2004 sont restés au niveau de leur valeur à l'étiage jusqu'en début 2005, période durant laquelle les captures de brèmes communes, et notamment de 0+, sont restées quasi nulles.

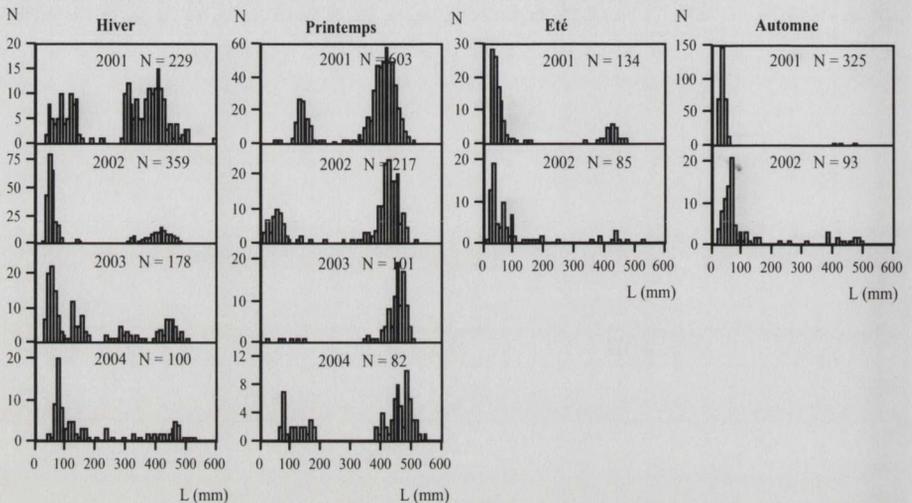


Figure 8.2 : Histogrammes des tailles des brèmes communes capturées au cours des différentes saisons de la période d'étude. Intervalles = 10mm.

Fig 8.2 : Body length histogram of common bream caught during the different seasons of the study period. Interval = 10 mm.

1.2. Le gardon (*Rutilus rutilus*)

La répartition géographique du gardon couvre toute l'Europe, et est délimitée par l'Oural, les Pyrénées et les Alpes. Ce poisson de taille moyenne à caractère limnophile se rencontre dans tous les types de milieux, des zones calmes de la zone ombre jusqu'à la zone à brèmes, les lacs et les estuaires. Il est très tolérant aux variations physicochimiques et aux dégradations physiques des habitats. Sa ponte se fait d'avril à juin, quand l'eau atteint 12-15°C, et il peut pondre sur de nombreux substrats (phytolithophiles), y compris le béton (PHILIPPART et VRANKEN 1983).

L'évolution des captures hebdomadaires du gardon sur les prises d'eau de la CNT est similaire à celle des autres cyprinidés limnophiles typiques de la zone à brèmes (Fig. 8.3). Au cours des années 2001 et 2002, on distingue deux principales vagues de captures : une augmentation de la biomasse au printemps associée à la capture de géniteurs en période de reproduction suivie de pics successifs du nombre de gardons 0+ capturés au cours des coups d'eau d'automne et dans une moindre mesure en hiver. Vu le protocole mis en place au début de l'étude, peu de mesures individuelles des tailles de gardon ont été prises au cours des années 2001 et 2002. Par conséquent, les histogrammes des tailles au cours de ces deux années sont moins précis que ceux des années 2003 et 2004 (Fig. 8.4). Nous compléterons ces histogrammes avec des estimations de longueur sur la base des poids moyens de gardons capturés à chaque récolte.

	2001	2002	2003	2004
Hiver	1358	10735	3645	3678
Printemps	1601	1075	314	556
Été	9990	2010	243	44
Automne	33052	15236	13	25

Tableau 8.2 : Nombre de gardons (toutes classes d'âge confondues) capturés par semaine au cours des différentes saisons de la période d'étude.

Table 8.2 : number of roach (without age distinction) caught per season over the 4 years of

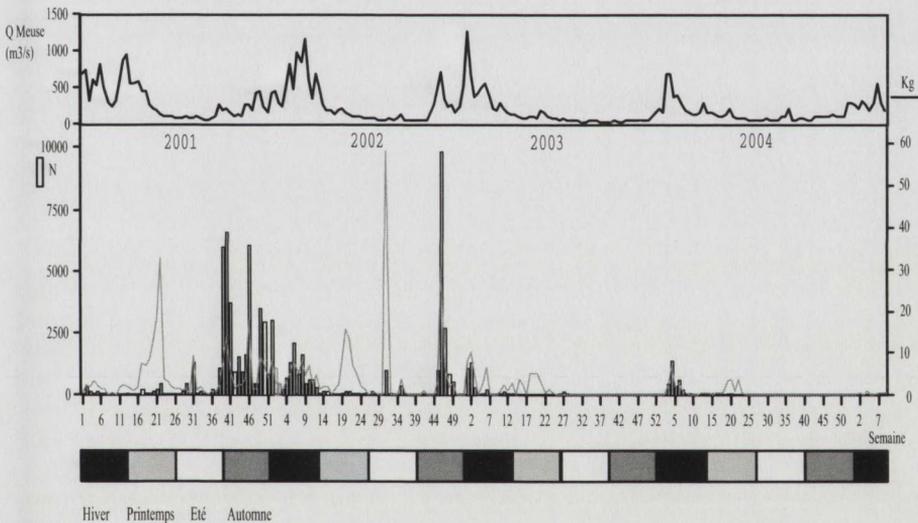


Fig. 8.3 : Nombre (N) et biomasse (Kg) de gardons capturés chaque semaine au cours des 4 années d'étude, en relation avec le débit moyen hebdomadaire de la Meuse.

Figure 8.3: Number (N) and biomass (Kg) of roach caught per week during the study period, in relation with the average weekly River Meuse discharge.

En 2001, les gardons capturés en hiver sont répartis parmi les différentes classes d'âges (Fig. 8.4). L'augmentation de la biomasse au printemps correspond à la capture d'individus adultes (Fig. 8.3) dont le poids moyen est de 82.3g. Sur la base de la courbe de relation poids-longueurs établie avec des gardons capturés au cours des années 2003 et 2004, ce poids équivaut à une longueur moyenne de 142 mm. En été, l'essentiel du nombre de poissons est capturé au cours des dernières semaines, lors des premières augmentations du débit de la Meuse (Fig. 8.3), les 0+ sont majoritaires à cette saison (Fig. 8.4). En automne 2001, plusieurs vagues de captures importantes apparaissent (Fig. 8.3). Le poids moyen des gardons capturés est de 2.4g, équivalent à une longueur d'environ 72 mm, attribuable à des sujets 0+.

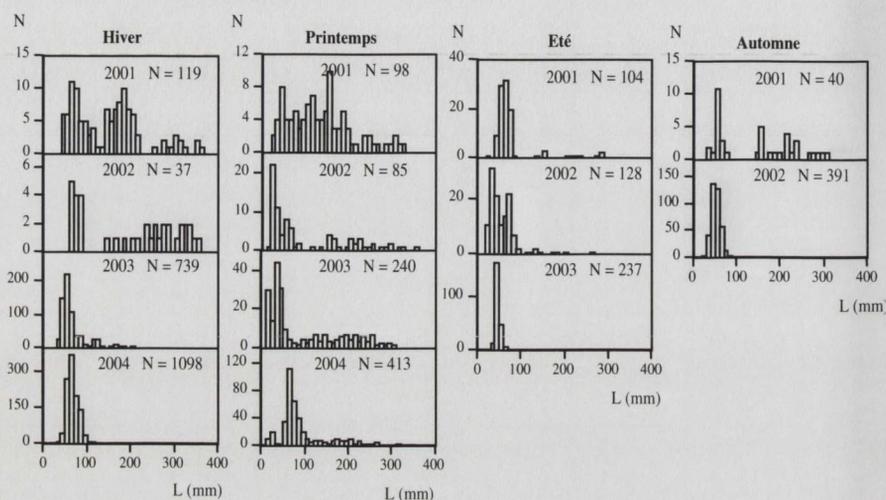


Figure 8.4 : Histogrammes des tailles (mm) des gardons capturés au cours des différentes saisons de la période d'étude. Intervalles = 10 mm.

Figure 8.4 : Body length histograms of roach caught during the different seasons of the study period. Interval = 10 mm

L'année 2002 présente le même profil de dévalaison, avec un grand nombre de 0+ capturés au cours de l'hiver, dans la continuité des vagues de dévalaison d'automne (Fig. 8.3). L'augmentation de la biomasse durant le printemps correspondant à la capture d'individus adultes, d'une taille moyenne estimée de 181 mm. Les premiers 0+ apparaissent également à la fin de cette saison (Fig. 8.4). En été, une augmentation importante de la biomasse apparaît la semaine 31, alors que les profils de captures sont normalement assez faibles à cette période. Cela correspond à une capture importante de poissons au niveau des tambours de T1. L'évolution des paramètres physico-chimiques ne semble pas montrer de valeurs anormales en cette semaine. Il est possible qu'une chloration de T1 soit à l'origine d'une mortalité plus forte de poissons résidents dans le canal d'aménée, augmentant ainsi la biomasse capturée. Le reste des captures est constitué par des 0+ en cours de croissance (Fig. 8.4). Au cours de

l'automne 2002 la principale vague de capture de gardons a lieu au moment de la première augmentation nette du débit en automne (semaines 44-49), avec des poissons appartenant à la classe d'âge 0+ (Fig. 8.4).

L'hiver 2003 prolonge les captures des 0+ de l'automne 2002, mais en moins grande abondance que l'hiver 2002 (Tableau 8.2). Au cours du printemps (semaine 17-22) on distingue une augmentation de la biomasse, mais nettement plus faible que celle observée durant 2001 et 2002 (Fig. 8.3). L'histogramme des tailles des individus capturés au cours de cette saison montre la présence des premiers 0+ principalement capturés au cours de la semaine 22, et le reste des individus répartis dans toutes les classes d'âges supérieures (Fig. 8.4). Il n'est pas sûr que la classe 1+ soit déjà impliquée dans la reproduction, à l'exception de quelques mâles précoces, mais au-delà de 2+, il est certain que la majorité des gardons participent à la reproduction (PHILIPPART & VRANKEN 1983).

Le reste de l'année 2003 est caractérisé par des captures très faibles, jusqu'aux premières semaines de l'hiver 2004 où une légère augmentation du nombre et de la biomasse survient au moment du premier pic de débit post-étiage de la Meuse (Fig. 8.3). L'histogramme des tailles des individus impliqués dans cette capture montre qu'ils ont une taille (66.2 ± 0.4 mm) plus élevée (Test-t, DL = 1461, $P < 0.0001$) qu'en automne 2002 (51.2 ± 0.5 mm), les comparaisons avec l'automne 2003 étant impossibles en raison du manque d'effectif (Fig. 8.4). Ces individus semblent appartenir à une même classe d'âge, probablement celle des 0+. La vague des 0+ capturés en automne 2002 était centrée autour de 50 mm. Il est possible que la croissance estivale des 0+ de 2003 ait été plus importante qu'en 2002 sous l'influence d'une température significativement plus chaude en été 2003 qu'en été 2002 (semaines 27-39 ; 2003 : 21.9 ± 0.5 °C ; 2002 : 19.9 ± 0.3 °C ; Test-t, DL = 90, $P = 0.0009$), ce qui peut résulter en des individus plus grands en hiver 2004. La température moyenne rencontrée en automne 2003 n'étant pas plus chaude qu'en automne 2002, une croissance prolongée en automne en 2003 n'est pas envisageable pour expliquer la différence de taille interannuelle observée.

Le reste de l'année 2004 est caractérisé par l'habituelle augmentation de la biomasse au printemps qui, comme pour l'année 2003, est très faible par rapport à 2001 et 2002. L'histogramme des individus capturés au cours de ce printemps montre l'apparition de la classe 0+, l'abondance de la classe 1+, puis un groupe au-delà de la classe 2+, correspondant aux géniteurs (Fig. 8.4).

1.3. L'ablette commune (*Alburnus alburnus*)

La répartition géographique de l'ablette commune est similaire à celles du gardon et de la brème commune. Ce petit Cyprinidae grégaire occupe principalement les eaux lentes de la zone à brème (limnophile) et les habitats lenticulaires de la zone à barbeaux ou encore les lacs. Il est assez résistant à la pollution organique. La reproduction se déroule d'avril à juin, lorsque la température de l'eau atteint 15°C, et est précédée d'une migration. La ponte peut s'effectuer

sur une large gamme de substrats, y compris artificiels comme le béton (PHILIPPART & VRANKEN 1983).

Le profil des captures des ablettes communes en dévalaison au cours des 4 années sur les prises d'eau de la CNT est assez comparable à celui décrit pour le gardon (Fig. 8.5). Bien que les pics de biomasse soient moins marqués que pour le gardon, le printemps est la période où des individus de poids moyen les plus grands sont capturés. Etant donné que la différence de poids entre une ablette commune adulte et un juvénile n'est pas aussi importante que chez les espèces plus grandes comme le gardon ou la brème commune, le pic de biomasse habituellement décrit au printemps n'est pas autant marqué chez l'ablette commune.

	2001	2002	2003	2004
Hiver	6053	8599	3284	802
Printemps	1838	505	75	298
Été	1218	1727	241	29
Automne	9236	3765	21	314

Tableau 8.3 : Nombre d'ablettes communes (toutes classes d'âge confondues) capturées au cours des différentes saisons de la période d'étude.

Table 8.3: Number of common bleak (all ages together) caught during the different seasons of the study period.

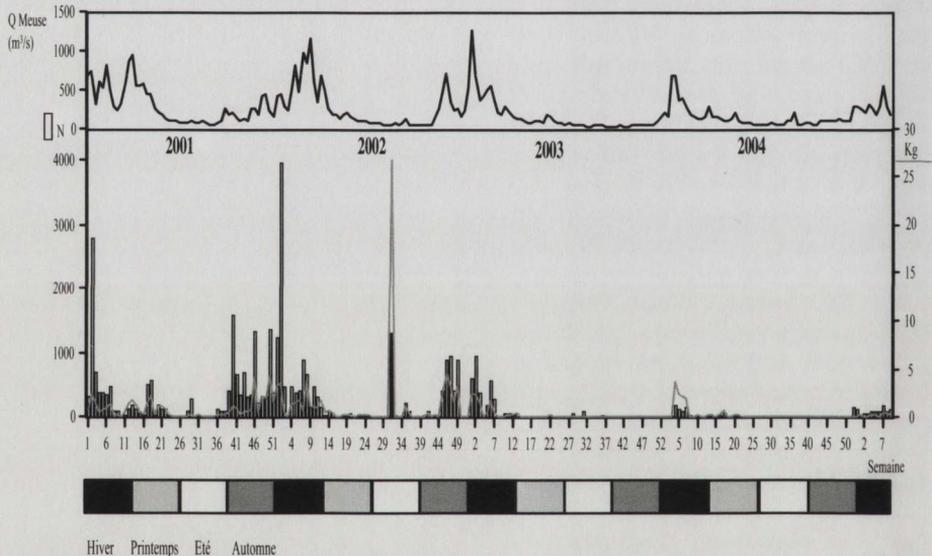


Figure 8.5 : : Nombre (N) et biomasse (Kg) d'ablettes communes capturées au cours des semaines de la période d'étude, en relation avec le débit moyen hebdomadaire de la Meuse durant la même période.

Figure 8.5 : Number (N) and biomass (Kg) of common bleak caught per week over the study period, in relation with the average weekly discharge of the River Meuse over the same period.

Peu de mesures individuelles de longueur d'ablettes ont été prises en 2001 et 2002 ce qui explique l'absence de certains histogrammes saisonniers des tailles. Néanmoins, ces derniers mettent en évidence certaines tendances, comme la présence d'une majorité d'individus adultes en hiver et au printemps 2001 (Fig. 8.6). Pour les individus capturés au cours de l'été et de l'automne 2001, nous renvoyons ici à l'histogramme des tailles de l'été 2003 et de l'automne 2002 qui présentent une situation fort comparable à l'été et l'automne 2001, avec une majorité de 0+ en dévalaison, accompagnés d'autres classes d'âges supérieures (Fig. 8.6).

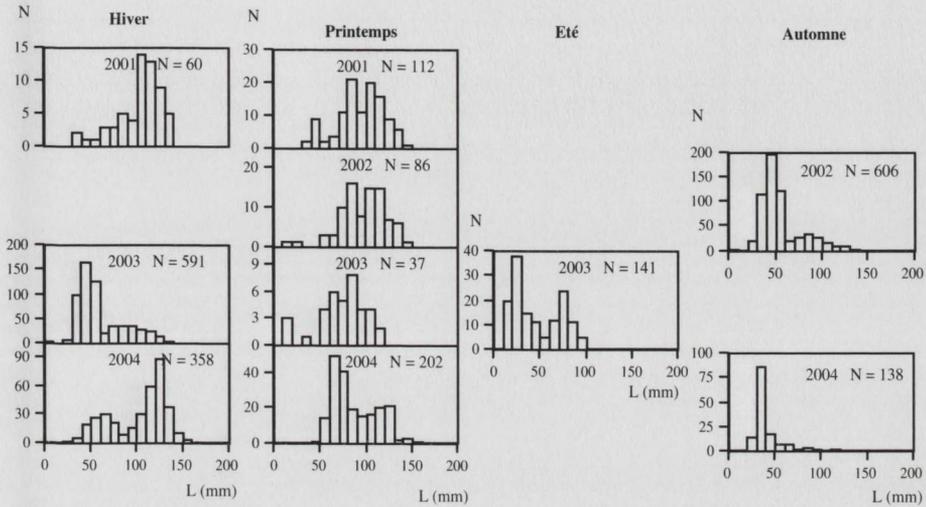


Figure 8.6 : Histogrammes des tailles des alettes communes capturées au cours des différentes saisons de la période d'étude. Certaines saisons manquent en raison d'un effectif mesuré trop faible. Intervalles = 10 mm.

Figure 8.6: Body length histograms of common bleak caught during the different seasons of the study period. Some seasons are lacking due to a low number of fish measured. Interval = 10 mm.

Les individus capturés au cours du printemps 2002 présentent la même distribution des tailles qu'en 2001, ce qui montre bien la similitude des tendances des captures observées au cours de ces deux années. La plupart de ces poissons ont été probablement impliqués dans la reproduction 2002. La fin du printemps voit aussi arriver les premiers 0+ (Fig. 8.6). L'été 2002, comme pour 2003, est constitué majoritairement de 0+. Durant l'automne 2002, la majorité des alettes capturées appartiennent aussi à la classe des 0+ (3-6 cm) et les classes d'âges supérieures (> 6 cm) sont présentes en plus faible abondance (Fig. 8.6). L'apparition du pic d'effectifs en automne 2002, comme aussi en 2001, correspond à une première augmentation nette du débit de la Meuse après l'étiage, ce qui semble indiquer un rôle important de ce facteur dans la dévalaison des 0+ après la période estivale et leur exposition aux prises d'eau (Fig. 8.5).

Seules quelques ablettes ont été capturées au cours du printemps 2003, avec une moins grande abondance d'adultes comparé aux deux années précédentes. Ce faible taux de captures se maintient tout le reste de l'année 2003, y compris durant l'automne, caractérisé par une prolongation du débit d'étiage estival.

Quelques captures sont observées durant les premières semaines de 2004 en hiver, au moment de la première augmentation nette du débit de la Meuse depuis l'été 2003 (Fig. 8.5). Au cours de cette période, on observe un groupe de 0+ de taille moyenne (64.9 ± 1.5 mm) plus grande (Test-t, DL = 691, $P < 0.0001$) que celle des 0+ observée en automne 2002 (50.7 ± 0.7). Cette différence est similaire à celle décrite chez le gardon. La même explication d'une croissance plus importante des 0+ durant l'été plus chaud de 2003 qu'en 2002 est retenue. Néanmoins, il est intéressant de noter que les individus $> 0+$ sont plus abondants durant cet épisode de captures, ce qui pourrait correspondre à une influence différente du débit de la Meuse sur la composition par taille des ablettes dévalantes durant l'hiver comparé à l'automne (Fig. 8.6). Le reste de l'année 2004 présente le même profil de captures qu'en 2003, mais aussi le même profil hydrologique en Meuse, alors que le débit de pompage varie avec une nette augmentation à la fin de l'été, sans effet sur les captures. Ce n'est qu'au cours des premières augmentations du débit de la Meuse après l'étiage (semaine 51 et 52 de 2004 et hiver 2005) que les captures d'ablettes augmentent quelque peu.

2. Les piscivores limnophiles

Nous considérons ici le cas particulier des poissons carnassiers de la Meuse, dont l'écologie et le rôle de régulateurs des populations dans le contexte altéré de la Meuse est important. Bien que le carnassier principal avant les modifications humaines du cours d'eau était le brochet, celui-ci a régressé à cause de la disparition des végétaux inondés lors des crues (substrats typiques de reproduction), conséquence de la canalisation des berges et de la régulation du débit par les barrages. Les autres carnassiers, comme la perche, et plus récemment, le sandre et le silure, sont dès lors d'une importance majeure comme prédateurs des espèces de poissons ultra-abondantes telles que le gardon, la brème commune et l'ablette commune (LAMMENS *et al.* 1992). L'objectif de ce sous-chapitre est de vérifier s'il est possible d'interpréter des éléments de l'écologie des poissons prédateurs de la Meuse à travers leurs captures en dévalaison sur les prises d'eau de la CNT.

2.1. Le brochet (*Esox lucius*)

La répartition géographique du brochet concerne globalement l'ensemble de la zone tempérée de l'hémisphère nord. En Europe, cette espèce a subi un déclin généralisé. Ce grand prédateur solitaire apprécie les « trous » profonds et lents à végétation que l'on peut rencontrer dans chaque zone de rivière. Les lacs et les estuaires conviennent aussi à son habitat. Après une

migration (OVIDIO & PHILIPPART, 2005), les femelles pondent sur des végétaux (phytophile) en février-avril, lorsque la température de l'eau atteint 6-7°C (PHILIPPART & VRANKEN 1983).

Au cours des 4 années de suivi à la CNT, seulement 18 brochets ont été recensés sur les prises d'eau. Les captures de brochets ont lieu principalement à la fin de l'automne, et en hiver (Fig. 8.7). Les IGS mesurés sur les femelles trouvées mortes sur les filtres en hiver étaient de 17.5% et de 16.8% respectivement les semaines 9 et 11 de 2001, et de 19.7% et de 9,7% respectivement les semaines 8 et 13 de 2002. Cela indique que les femelles capturées avant la semaine 13 semblaient être en pré-reproduction, alors que la femelle capturée la semaine 13 (dernière semaine de mars) était visiblement en post-reproduction.

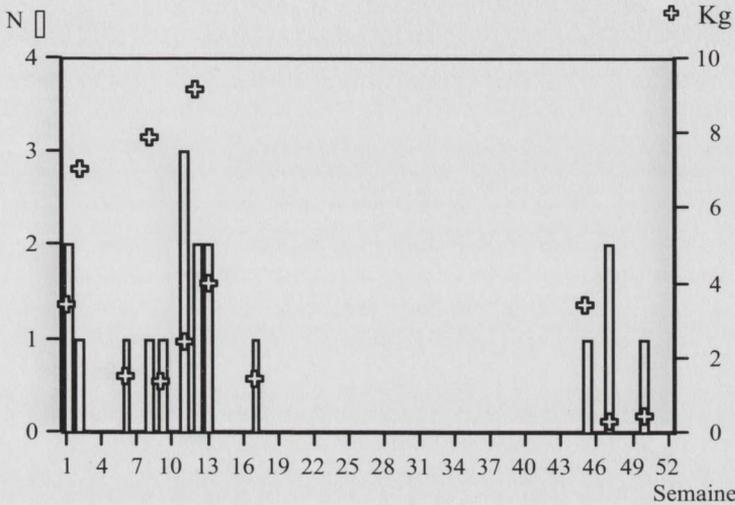


Figure 8.7 : Nombre (N) et biomasse (Kg) de brochets capturés au cours des 4 années d'études regroupées. Les 4 saisons de l'année sont distinguées.

Figure 8.7: Number (N) and biomass (Kg) of pike caught over the 4 years grouped together. The seasons of the year are distinguished.

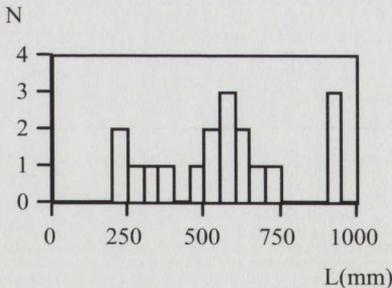


Figure 8.8 : Histogramme des tailles de brochets capturés au cours des 4 années d'études. N = 18. Intervalles = 50 mm

Figure 8.8: Body length histogram of pike caught over the 4 years of study. N = 18. Interval = 50 mm.

Le brochet montre une activité et une mobilité importante en période de reproduction, et peut effectuer des migrations vers l'amont de plus de 10 km (OVIDIO & PHILIPPART 2005). Au cours de ces migrations de reproduction, il est probable que le brochet, comme beaucoup d'autres espèces, exprime un comportement explorateur. Les bras morts et les noues sont particulièrement recherchés par ceux-ci pour la reproduction. Devant la rareté de ce genre d'habitats dans la Meuse moyenne, il est possible que quelques brochets aient été attirés par le canal d'amenée de la CNT considéré comme un bras mort. Au cours de cette exploration, ces individus ont pu alors être piégés sur les prises d'eau, ce qui explique une concentration plus importante des captures en fin d'hiver. Les brochets capturés durant l'automne sont plus petits et correspondent à des jeunes provenant de manière naturelle ou artificielle (repeuplements) de la Meuse ou d'affluents proche de la CNT, comme la Mehaigne. Le faible nombre de brochets capturés par rapport à l'abondance des proies potentielles que sont les milliers d'alevins de la Meuse souligne la probable faible abondance naturelle de cette espèce dans la Meuse, dont la survie est menacée par l'absence d'habitats de qualité.

2.1. La perche fluviatile (*Perca fluviatilis*)

La perche fluviatile est répartie sur la quasi-totalité des régions tempérées et froides de l'Europe et de l'Asie. On la retrouve dans des eaux lentes (limnophile) ou dans les secteurs calmes des zones à barbeau, mais elle peut également vivre dans les lacs et les estuaires. Elle est assez tolérante à la pollution, et cette espèce est parfois utilisée comme un indicateur d'altération du milieu (WOLTER & VILCINSKAS 1997). La perche est d'ailleurs l'espèce la plus abondante recensée sur la prise d'eau de Langerlo dans le canal Albert (VERREYCKEN *et al.* 1990), milieu à 100% artificiel. Dans nos régions, la perche se reproduit en mars-avril, quand la température de l'eau atteint 8-10°C. Les œufs sont agglomérés dans des rubans que la femelle enroule autour de branchages (PHILIPPART & VRANKEN 1983).

Les captures des perches sur les prises d'eau de la CNT sont très régulières au cours des quatre années de suivi, à l'inverse des captures de Cyprinidae pour lesquels on pouvait distinguer les années 2001-2002 à fort effectifs et les années 2003-2004 à faibles effectifs. Bien qu'une proportion inconnue (et peut être importante en fonction des saisons) des perches puisse provenir de la pisciculture du CEFRA-ULg, des tendances saisonnières des captures des perches sont néanmoins observées (Fig. 8.9). L'évolution de la biomasse capturée par semaine révèle chaque année un petit pic de la biomasse à la fin de l'hiver et au début du printemps, correspondant à la capture de géniteurs en période de pré- et post-reproduction. L'autre principale tendance concerne le plus grand nombre d'individus capturés au cours de la fin du printemps et de l'été, surtout au cours des trois dernières années de l'étude. Ces pics de captures concernaient des jeunes issus de la reproduction de l'année (Fig. 8.10).

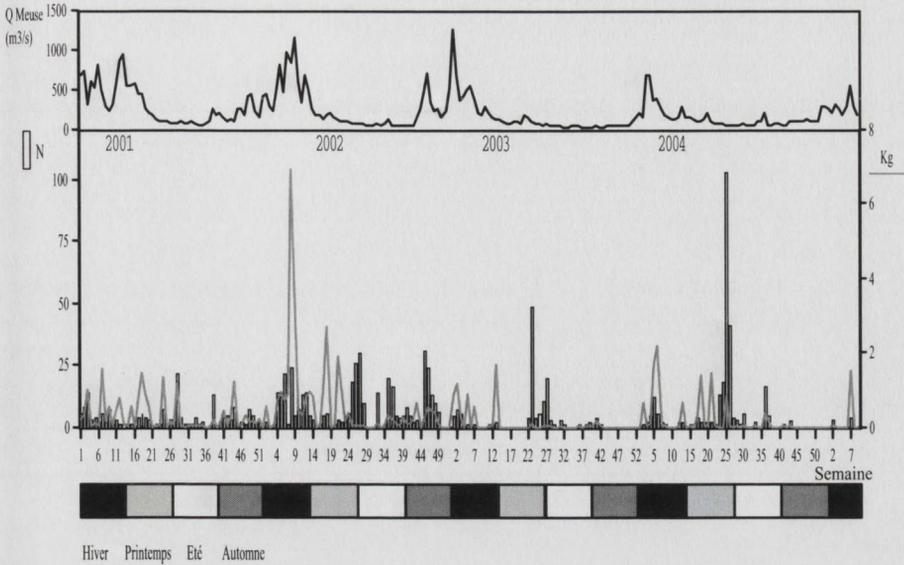


Figure 8.9 : Nombre (N) et biomasse (Kg) des perches capturées chaque semaine au cours des 4 années d'étude, en relation avec le débit moyen hebdomadaire de la Meuse.

Figure 8.9: Number (N) and biomass (Kg) of perch caught each week over the 4 years of study, in relation with the average weekly River Meuse discharge.

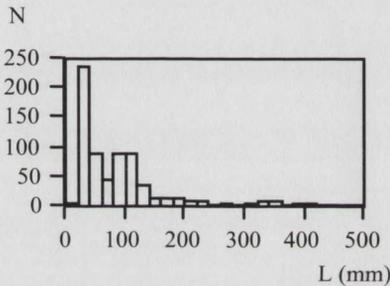


Figure 8.10 : Histogramme des tailles de perches capturées au cours de la période d'été. N = 695. Intervalles = 20 mm.

Figure 8.10 : Body length histogram of perch caught during the study period. N = 695. Interval = 20 mm.

Il semble que cette espèce présente un profil de dévalaison plus prononcé pour les plus jeunes stades 0+ à la fin du printemps et le début de l'été, ainsi que pour les géniteurs à la fin de l'hiver. Comme les Cyprinidae 0+ peuvent être abondants dans le canal d'aménée, cette zone pourrait faire partie du domaine vital de certaines perches, qui prennent alors le risque de s'exposer aux prises d'eau pour chasser, ce qui entraîne un entraînement aléatoire pour cette espèce.

2.3. Le sandre (*Sander lucioperca*)

Le sandre, originaire de l'Europe centrale et de Scandinavie, a été introduit en Belgique au début du siècle passé et est maintenant naturalisé dans nos eaux (PHILIPPART 2004a). Ce Percidae peut effectuer des migrations pour sa reproduction (phytophile sur un nid) qui se produit en général d'avril à mai. Après la reproduction, les mâles restent à proximité de leur nid pour ventiler les œufs durant l'incubation (JEPSEN *et al.* 1999).

La répartition annuelle des captures de sandre se caractérise par une moins grande abondance numérique en 2003 et 2004 qu'en 2001 et 2002, par contre les profils de biomasse sont similaires entre les années (Fig. 8.11). Nous décrivons dès lors plus en détail les mouvements relatifs aux années 2001 et 2002.

En hiver de ces deux années, les captures sont relativement faibles (Tableau 8.4) et concernent principalement des 0+ et quelques adultes (Fig. 8.12).

	2001	2002	2003	2004
Hiver	30	48	22	17
Printemps	82	148	5	4
Été	88	16	4	2
Automne	102	73	5	3

Tableau 8.4 : Nombre de sandre capturés (toutes classes d'âge confondues) au cours des différentes saisons de la période d'étude.

Table 8.4 : Number of pikeperch (all year classes together) caught during each seasons of the study period.

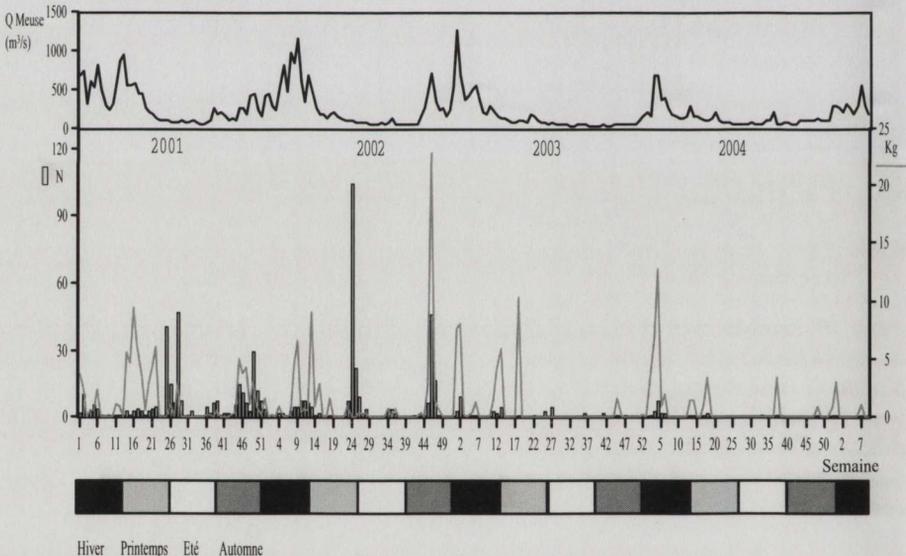


Figure 8.11 : Nombre (N) et biomasse (Kg) de sandres capturés chaque semaine au cours de la période d'étude, en relation avec le débit moyen hebdomadaire de la Meuse.

Figure 8.11: Number (N) and biomass (Kg) of pikeperch caught per week during the study period, in relation with the mean weekly discharge of the River Meuse.

Les captures du printemps 2001, associées à une forte biomasse concernent les géniteurs en période de pré- et post-reproduction, quand les comportements de mobilité et d'exploration du sandre sont plus importants (KOED *et al.* 2000), alors qu'aucun géniteur n'est capturé au printemps 2002 (Fig. 8.11). C'est aussi à la fin de cette saison que l'on peut observer les premiers 0+ (Fig. 8.12), qui semblent particulièrement exposés aux prises d'eau de la CNT entre les semaines 25 à 29 en 2001 et 23 à 26 en 2002.

Les jeunes sandres commencent leur régime piscivore à une petite taille (30 mm) et se nourrissent principalement de gardons ainsi que de conspécifiques plus petits (FRANKIEWICZ *et al.* 1996). L'abondance de Cyprinidae 0+ dans le canal d'aménée au cours de la période estivale pourrait attirer les jeunes sandres vers cette zone, particulièrement favorable à leur croissance.

Les captures automnales de sandres correspondent à des individus répartis entre les 0+, quelques sub-adultes et des adultes (Fig. 8.12). L'augmentation des captures en automne coïncide avec l'arrivée en masse des 0+ Cyprinidae au moment des premières hausses de débit automnales. Un accroissement des captures de sandres sur les prises d'eau de la CNT durant cette période (Fig. 8.11, Tableau 8.4) pourrait être le résultat de l'effet de facteurs environnementaux sur l'augmentation de l'exposition aux prises d'eau à travers une mobilité accrue vers l'aval. Néanmoins, la présence de nombreuses proies dans l'estomac des individus capturés (observations ponctuelles sur les individus morts) peut aussi indiquer un comportement de prédation adapté à celui de ses proies (KOED *et al.* 2000). Cette dernière hypothèse est étayée par des données de radio-pistages de 3 sandres capturés sur les prises d'eau de la CNT au printemps 2001, radio-marqués, et relâchés dans le canal d'aménée, en amont de T1 dans la zone élargie. Ces 3 poissons ont regagné la Meuse, et deux ont ensuite été ponctuellement repérés l'un dans la plume de rejet d'eau chaude de T2, l'autre en aval du canal de fuite de la centrale hydroélectrique du barrage d'Andenne, 15 km en amont de la CNT (CHOCHA MANDA, 2001). Ces observations indiquent que ces individus colonisaient des endroits favorables à la chasse, et le fait qu'aucun des 3 individus marqués n'ait été entraîné à nouveau dans le canal d'aménée peut indiquer que leur capture fut accidentelle lors d'une chasse dans le canal d'aménée.

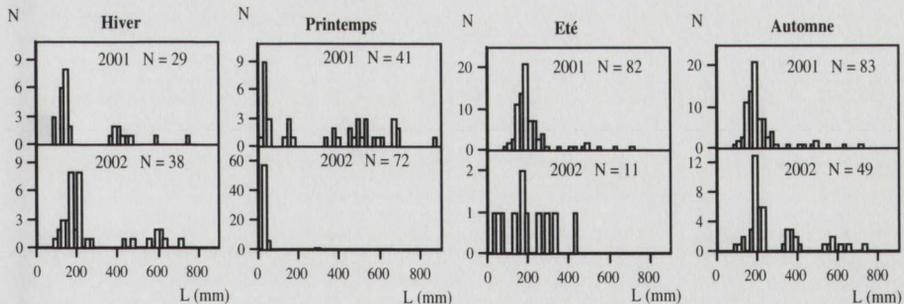


Figure 8.12 : Histogrammes des tailles de sandres capturés au cours des années 2001 et 2002. Intervalles = 20mm.

Figure 8.12 : Body length histogram of pikeperch caught during years 2001 and 2002. Intervals = 20 mm.

2.4. Le silure glane (*Silurus glanis*)

Le silure a un comportement principalement benthique et aime utiliser des caches (naturelles ou artificielles) pour s'y réfugier. Très peu d'informations sont disponibles quant à sa reproduction et à sa mobilité. Quelques individus adultes ont été capturés en remontée dans l'échelle de Lixhe. Il semble qu'il soit en cours de recolonisation dans la Meuse, suite à une disparition de nos eaux au cours de la période de mini-glaciation observée au cours des derniers siècles (PHILIPPART 2004a).

Seules deux captures de silure ont été recensées au cours des quatre années d'étude. La première a eu lieu la semaine 42 en 2001 et concernait un jeune de 19 cm. La seconde a eu lieu la semaine 47 en 2002 et portait sur un individu de 20 cm de long. Au cours de l'année 2005 lors d'un sauvetage ponctuel, hors données traitées ici, un individu de 77 cm a été capturé le 29 mars (semaine 13).

Ce faible niveau de capture du silure résulte soit des faibles effectifs naturels de cette espèce en Meuse, soit de comportements particuliers les exposant peu aux prises d'eau.

Au cours des dernières années, les pêcheurs locaux de carnassiers se sont tournés progressivement vers la pêche du silure. Régulièrement, des poissons trophées sont mentionnés dans la presse, ce qui autorise à penser que le silure présente une certaine abondance dans la Meuse, bien que sans doute toujours faible relativement à la brème commune ou au gardon.

3. Les autres espèces limnophiles de grande taille

3.1. La brème bordelière (*Abramis bjoerkna*)

La répartition géographique de la brème bordelière est similaire à celle de la brème commune. Plus petite en taille maximale que cette dernière, la brème bordelière présente des caractéristiques écologiques qui lui sont similaires (PHILIPPART & VRANKEN 1983).

Comme chez la brème commune, les captures de brèmes bordelières sont principalement observées au cours des deux premières années d'étude, alors que seulement 7 individus ont été capturés en 2003 et 2004. Aussi, nous ne présenterons que les données de captures des années 2001 et 2002 (Fig. 8.13).

Plusieurs vagues de dévalaison peuvent être décrites au cours de cette période. Une première vague correspond aux captures hivernales d'individus réparties entre les semaines 3-11 en 2001 ainsi qu'entre la semaine 51 en 2001 et la semaine 13 en 2002, sous des conditions de haut débit de la Meuse et de température croissante.

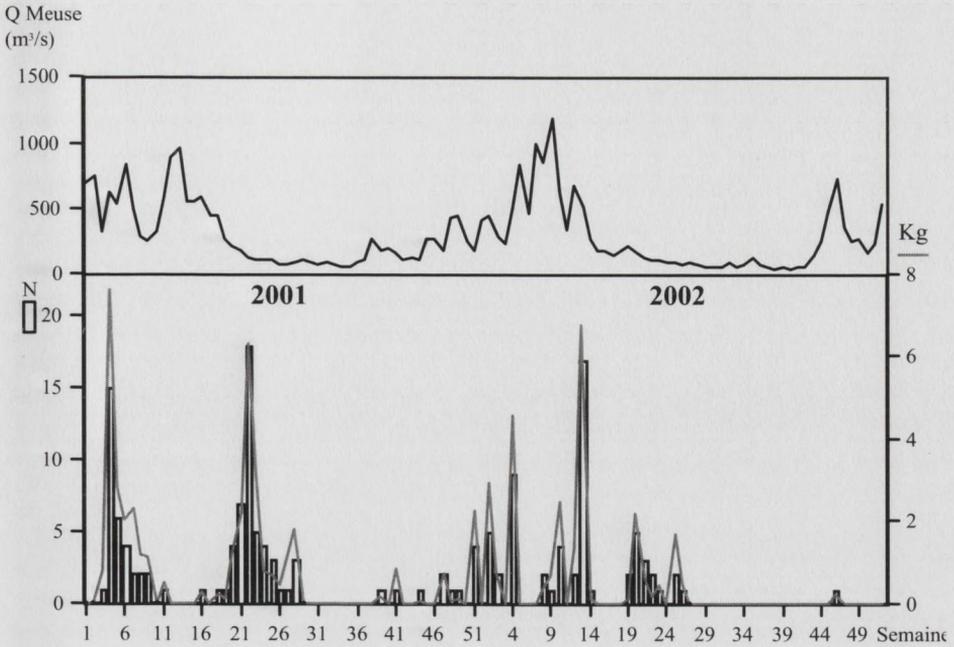


Figure 8.13 : Nombre (N) et biomasse (Kg) de brèmes bordelières capturées chaque semaine au cours des années 2001 et 2002, en relation avec le débit moyen hebdomadaire de la Meuse.

Figure 8.13 : Number (N) and biomass (Kg) of silver bream caught per week during years 2001 and 2002, in relation with the mean weekly discharge of the River Meuse.

Ces captures concernent principalement des individus adultes en cours de maturation des gonades en vue de la reproduction (Fig. 8.14). Ces poissons peuvent être soumis à un déplacement forcé vers l'aval en Meuse sous l'influence des hauts débits, ce qui les expose aux prises d'eau, mais ces captures peuvent aussi refléter une mobilité accrue de la brème bordelière en période hivernale, ou en pré-reproduction.

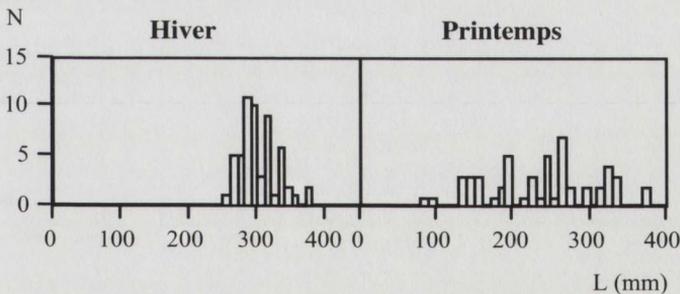


Figure 8.14 : Histogrammes des tailles des brèmes bordelières capturées au cours des hivers (N = 56) et des printemps (N = 52) 2001 et 2002. Intervalles = 10 mm.

Figure 8.14 : Body length histogram of silver bream caught during winters (N = 56) and springs (N = 52) during 2001 and 2002. Intervals = 10 mm.

Chez la brème commune et bordelière, MOLLS (1999) a observé des changements ontogéniques d'utilisation de l'habitat entre le cours principal de la rivière et les bras morts, les adultes utilisant les bras morts au printemps pour la reproduction, alors que les jeunes les quittent pour grandir dans la rivière principale. Par conséquent, les captures des brèmes bordelières adultes durant les fortes eaux hivernales et au printemps pourraient correspondre respectivement à une migration de refuge vers un bras calme et à une migration de reproduction vers un bras mort. Dans les deux cas, de tels mouvements peuvent les conduire vers les prises d'eau. L'absence de brèmes bordelières de classes de taille intermédiaires peut provenir d'un comportement d'évitement des eaux calmes et peu profondes pour limiter l'exposition à la prédation aux sandres, mais aussi aux cormorans (MOLLS 1999 ; GRIFT *et al.* 2001). Pour les stades 0+, nous ne pouvons pas écarter l'hypothèse d'une confusion avec les 0+ de brèmes communes, comptabilisés comme tels.

Les faibles captures de 2003 et 2004 par rapport aux deux années précédentes semblent confirmer le rôle du débit de la Meuse dans la dévalaison de brèmes bordelières. Néanmoins, si la capture d'adultes en période de reproduction correspond à un comportement de migration vers le canal d'amenée, il est étonnant d'observer si peu de captures au cours des printemps 2003 et 2004. Il est donc fort probable que ces comportements soient influencés également par d'autres facteurs environnementaux.

3.2. Le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*)

L'aire de répartition géographique du rotengle est similaire à celle de la brème commune ou encore du gardon. Ce poisson grégaire fréquente la zone à brème ou les eaux calmes de la zone à barbeau. On le trouve aussi en lac et en eau saumâtre. La reproduction se passe en mai-juin, lorsque l'eau atteint 18°C, et la ponte se fait sur des plantes immergées (PHILIPPART & VRANKEN 1983).

En 2001 et 2002, 79 rotengles ont été capturés contre seulement 10 en 2003 et 2004, c'est pourquoi nous ne décrivons que les deux premières années d'étude (Fig. 8.15).

Les quelques périodes où les dévalaisons de rotengles sont plus fréquentes correspondent aux crues hivernales et au printemps. Ce schéma de mobilité, commun avec d'autres espèces de Cyprinidae, met à nouveau en évidence l'importance des conditions hydrologiques et de la période de reproduction sur les captures de cette espèce. Les poissons concernés sont plutôt des sub-adultes (de première maturation sexuelle) et des adultes, la classe 0+ étant moins présente (Fig. 8.16).

La littérature ne propose que peu d'informations sur la mobilité du rotengle. Il est probable que cette espèce, typique des eaux lentes, est susceptible d'être sensible aux crues. Par ailleurs, sa mobilité en période de reproduction est sans doute accrue dans ce bief de la Meuse pour rechercher un substrat de ponte strictement végétal.

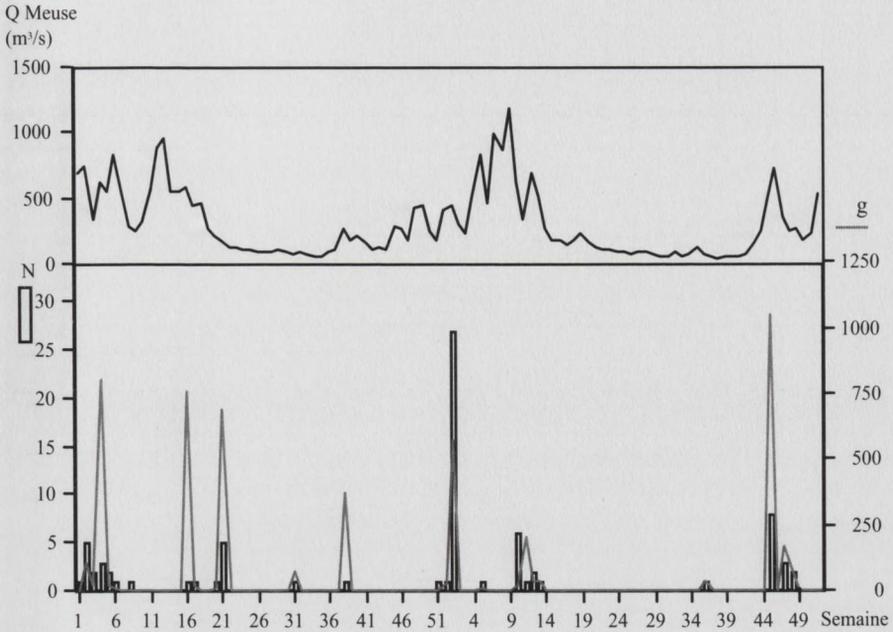


Figure 8.15 : Nombre (N) et biomasse (g) des rotengles capturés chaque semaine au cours des années 2001 et 2002, en relation avec le débit moyen hebdomadaire de la Meuse.
 Figure 8.15 : Number (N) and biomass (g) of rudd caught per week during years 2001 and 2002, in relation with the mean weekly discharge of the River Meuse.

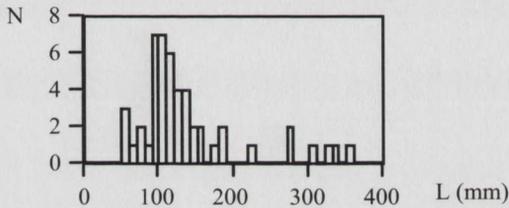


Figure 8.16 : Histogrammes des tailles des rotengles capturés au cours de la période d'étude (N = 49). Intervalles = 10 mm.
 Figure 8.16 : Body length histogram of rudd caught during the study period (N = 49). Intervals = 10 mm.

3.3. La carpe commune (*Cyprinus carpio*)

Espèce originaire des régions d'Asie tempérée, la carpe a progressivement été introduite dans l'ensemble de l'Europe d'abord par les Romains et ensuite par les moines au Moyen Age. Actuellement, la carpe est présente dans l'ensemble de l'Europe à l'exception des zones les plus froides. Ce Cyprinidae de grande taille est typique des zones à brème et des lacs et est fort tolérant aux variations physico-chimiques du milieu. Sa reproduction a lieu de mai à juillet lorsque la température de l'eau atteint 18-20°C, sur des végétaux immergés (PHILIPPART & VRANKEN 1983).

Les principaux pics de captures de carpes dévalantes apparaissent pendant les hauts débits de la Meuse d'hiver 2001 (semaines 1-6) et 2002 (semaines 4-9) (Fig. 8.17). Les carpes capturées au cours de l'hiver présentent une homogénéité de taille (Fig. 8.18) qui pourrait être expliquée en partie par des repeuplements. Cette hypothèse est argumentée par certaines caractéristiques de poissons d'élevage (peau et nageoires abîmées) que présentaient ces individus.

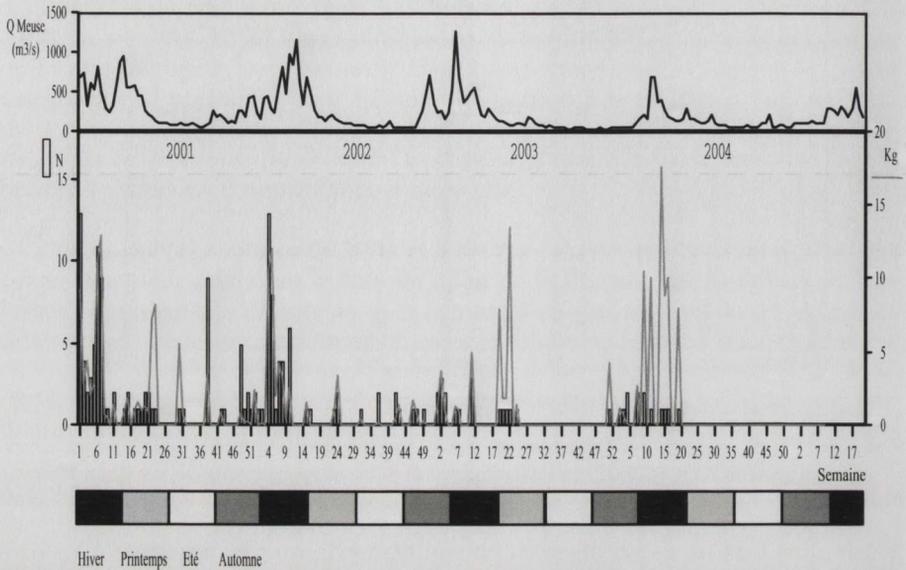


Figure 8.17 : Nombre (N) et biomasse (Kg) des carpes communes capturés chaque semaine au cours de la période d'étude, en relation avec le débit moyen hebdomadaire de la Meuse.

Figure 8.17 : Number (N) and biomass (Kg) of common carp caught per week during the study period, in relation with the mean weekly discharge of the River Meuse.

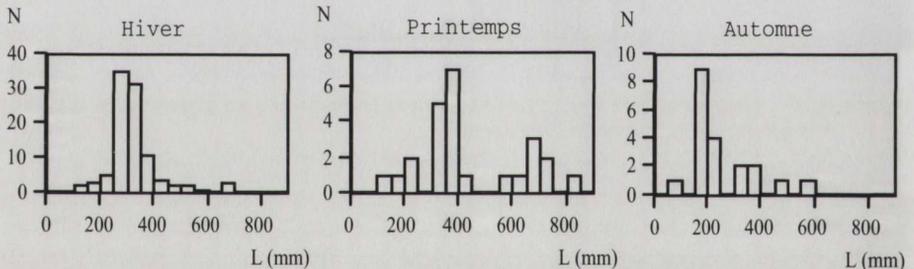


Figure 8.18 : Histogrammes saisonniers des tailles des carpes capturées au cours des 4 années d'étude. N Hiver = 99, N Printemps = 25, N Automne = 20. Intervalles = 50 mm.

Figure 8.18 : Seasonal body length histograms of carp caught during the 4 years of study. N winter = 99, N spring : 25, N autumn = 20. Intervals = 50 mm.

Comme pour beaucoup d'espèces, il est possible que ces individus, se retrouvent dans le canal d'aménée sous l'influence des hauts débits de la Meuse en période hivernale. Il est difficile de dire si c'est le déplacement forcé dû à ces débits qui expose les carpes au canal d'aménée ou si cela correspond à une migration de refuge vers une zone calme.

Durant les autres périodes de l'année, il faut noter les captures printanières de quelques individus de grande taille avec des poids allant de 2 à 17 kg (Fig. 8.18). Chaque année dans l'échelle de Lixhe, des grosses carpes sont capturées en migration de reproduction au printemps. Par conséquent, il est probable que cette espèce dévale les cours d'eau en période de post-reproduction, ce qui peut les exposer aux prises d'eau. Par ailleurs, ayant investi beaucoup d'énergie dans les comportements de reproduction, il est aussi possible que des individus âgés et affaiblis soient alors naturellement conduits à l'état moribond vers les prises d'eau de la CNT entre autres.

Parmi les autres captures de carpes communes, plus sporadiques, nous avons aussi noté quelques 0+ dont l'origine est incertaine étant donné la proximité avec des piscicultures élevant cette espèce.

3.4. La tanche (*Tinca tinca*)

La tanche est répartie géographiquement dans l'ensemble de l'Europe excepté les zones les plus au nord. Ce grand Cyprinidae limnophile est typique des eaux stagnantes à fond vaseux, et apprécie la végétation. Elle est tolérante aux variations physico-chimiques du milieu. Sa reproduction, phytophile, se produit de mai à juillet sous des températures de l'eau de 18-20°C (PHILIPPART & VRANKEN 1983).

Les captures de tanches dévalantes ont été assez rares au cours du suivi à la CNT. Essentiellement concentrées durant les périodes hivernales (Fig. 8.19) et principalement composées d'adultes.

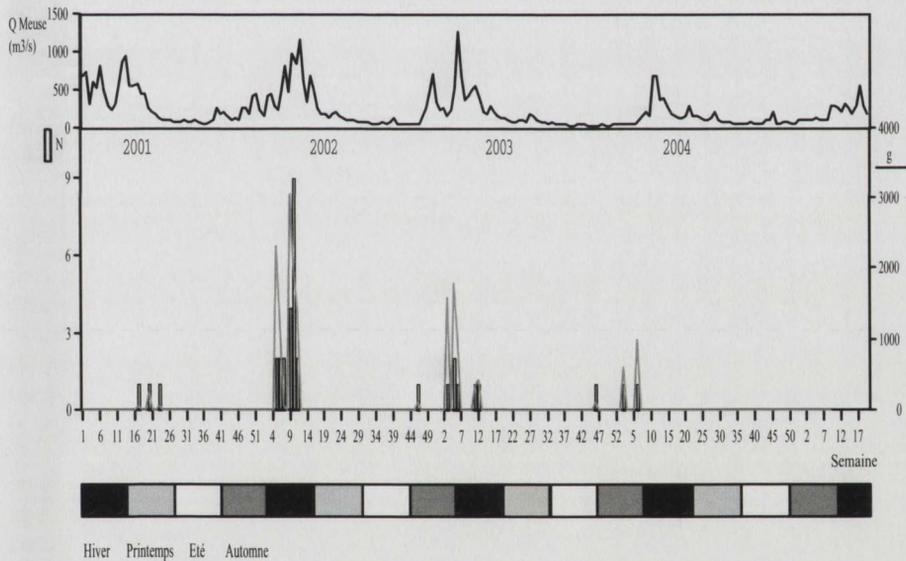


Figure 8.19 : Nombre (N) et biomasse (g) des tanches capturées chaque semaine au cours de la période d'étude, en relation avec le débit moyen hebdomadaire de la Meuse.

Figure 8.19 : Number (N) and biomass (g) of tench caught per week during the study period, in relation with the mean weekly discharge of the River Meuse.

Étant donné son attrait pour les bras latéraux calmes, sa capture sur les prises d'eau lors des crues hivernales pourrait correspondre à une migration de refuge dans le canal d'aménée considéré comme un bras calme. Toutes les classes d'âge semblent concernées par ces captures (Fig. 8.20).

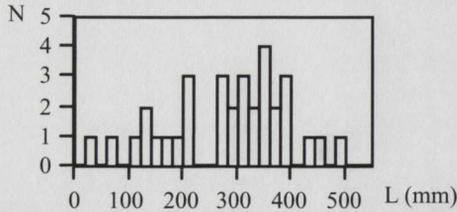


Figure 8.20 : Histogramme des tailles des tanches capturées au cours des 4 années d'étude. Intervalles = 20 mm.

Figure 8.20 : Body length histogram of tench caught during the 4 years of study. Intervals = 20 mm.

3.5. Le carassin (*Carassius carassius*)

Les captures de carassins dévalants à la CNT sont principalement concentrées entre la fin de l'hiver et le début du printemps, au cours de pics de débit en 2001 et 2002 (Fig. 8.21). Seulement quelques individus sont observés et sous des conditions moins contrastées en 2003 et 2004.

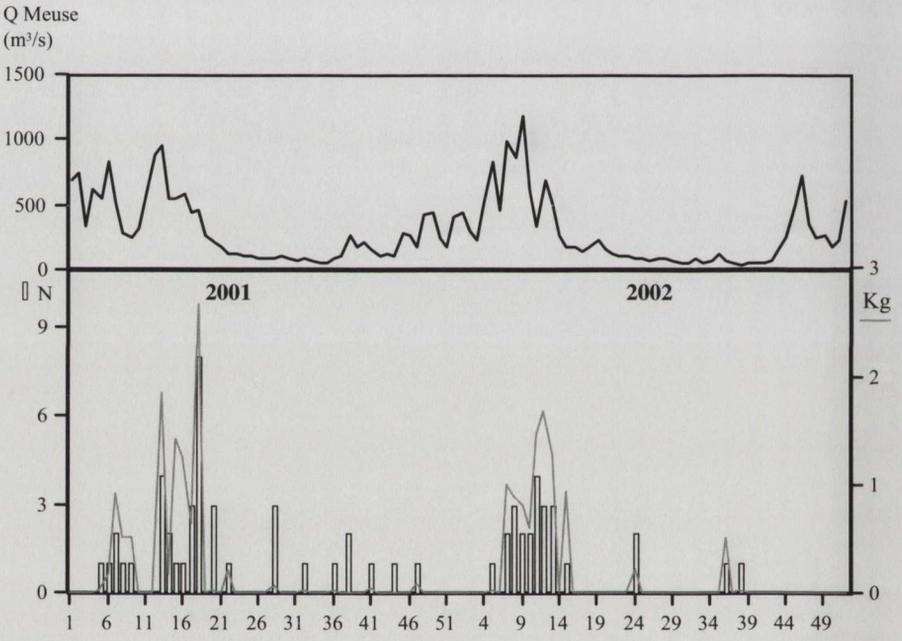


Figure 8.21: Nombre (N) et biomasse (Kg) de carassins capturés chaque semaine au cours des années 2001 et 2002, en relation avec le débit moyen hebdomadaire de la Meuse.

Figure 8.21 : Number (N) and biomass (Kg) of Crucian carp caught per week during years 2001 and 2002, in relation with the mean weekly discharge of the River Meuse.

Comme ces captures concernent principalement des individus adultes, il est possible que le canal d'aménée soit utilisé comme une zone de refuge lors des crues par des individus qui ne craignent pas l'exposition à la prédation inhérente à cette zone en raison de leur taille adulte. Peu d'informations sur le comportement du carassin en milieu naturel sont disponibles dans la littérature. Nous n'excluons pas la possible confusion de quelques individus avec des gibèles dans nos déterminations sur le terrain.

3.6. La gibèle (*Carassius auratus gibelio*)

Deux gibèles ont été capturées au cours des 4 années d'études à la CNT, une la semaine 17 en 2001 et la seconde la semaine 1 en 2003. Cette espèce, principalement originaire des piscicultures extensives d'étangs, est occasionnellement présente en Meuse suite à des repeuplements ou des fuites de pisciculture. Leur capture à la CNT ne représente pas un intérêt écologique particulier.

4. Les autres espèces limnophiles de petite taille

4.1. La grémille (*Gymnocephalus cernuus*)

La répartition géographique de la grémille couvre la quasi totalité de l'Europe jusqu'au bassin de la mer d'Aral. Elle est absente dans le sud-ouest de la France, dans la péninsule Ibérique et en Italie. Ce Percidae limnophile benthique occupe préférentiellement les cours d'eaux lents et les eaux stagnantes. Cette espèce est tolérante aux dégradations des habitats (LAPPALAINEN & KJELLMAN 1998). Sa reproduction (rubans d'œufs, phytophile) se fait en avril-mai lorsque la température de l'eau est de 10-15°C (PHILIPPART & VRANKEN 1983).

Comme pour beaucoup d'autres espèces, les captures de grémilles dévalantes au cours des quatre années d'études à la CNT se sont principalement produites en 2001 et 2002 (Fig. 8.22).

Chacune de ces deux années, une première vague de captures se produit durant l'hiver, des semaines 2 à 6 en 2001 et des semaines 5 à 10 en 2002, deux périodes coïncidant avec des pics de débit de la Meuse. Des captures abondantes sont aussi observées les semaines 49 à 52 en 2001 et la semaine 45 en 2002, également en période d'augmentation du débit de la Meuse. Une troisième période de captures se situe au cours des printemps 2001 et 2002, probablement associée à l'augmentation de la mobilité en période de reproduction.

Les facteurs exposant le plus les grémilles aux prises d'eau de la CNT semblent être le débit de la Meuse et la reproduction. Néanmoins, la quasi-absence de grémille en 2003 et 2004, y compris durant les crues hivernales, ne confirme pas cette hypothèse. Il est difficile de discuter les raisons de l'absence de cette espèce en 2003 et 2004 étant donné le manque d'informations concernant ses profils de mobilité dans d'autres situations.

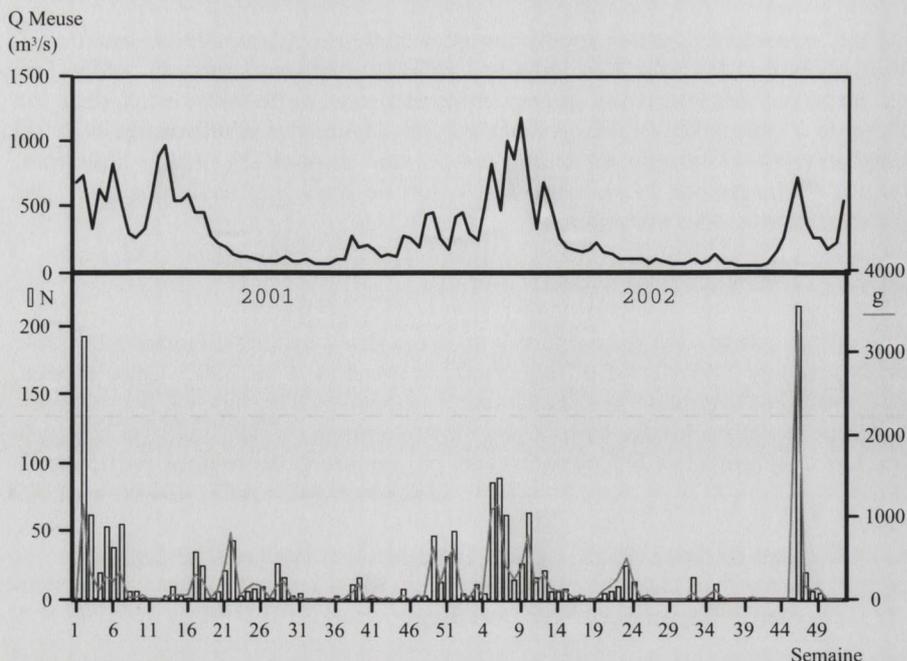


Figure 8.22 : Nombre (N) et biomasse des grémilles capturées chaque semaine des années 2001 et 2002, en relation avec le débit moyen hebdomadaire de la Meuse.

Figure 8.22 : Number (N) and biomass of ruffe caught per week during years 2001 and 2002, in relation with the mean weekly discharge of the River Meuse.

4.2. L'épinoche (*Gasterosteus aculeatus*)

La répartition géographique de l'épinoche correspond aux zones littorales du nord de l'Europe aux zones méditerranéennes, et est absente du bassin du Danube, du centre de l'Espagne et du sud de l'Italie et de la Grèce. Ce poisson présente plusieurs écotypes : une forme dulçaquatique sédentaire et une forme marine littorale anadrome. En rivière, on peut la trouver potentiellement dans tous les habitats lents de chaque zone. Elle montre une haute tolérance écologique. La reproduction a lieu en avril-juillet lorsque la température de l'eau atteint 14-18°C, la femelle pond ses œufs dans un nid (ariadnophile) fabriqué par le mâle (PHILIPPART & VRANKEN 1983). Cette espèce n'est que très peu observée en Meuse malgré sa haute tolérance pour les conditions d'habitats (GOFFAUX 2005).

Au cours des 4 années de suivi à la CNT, un total de 76 épinoches ont été capturées, ce qui confirme la probable faible représentation de cette espèce en Meuse. Ces captures, essentiellement concentrées en 2001 et 2002, étaient principalement réparties au cours des périodes été-automne de ces deux années (Fig. 8.23).

Il est difficile de dégager une relation particulière entre ces captures et les facteurs environnementaux, bien que certains pics de captures aient lieu pendant les pics de débit. Il est aussi possible que ces individus proviennent d'affluents proches et arrivent en Meuse sous l'influence des facteurs environnementaux locaux, dont les variations ne sont pas visibles en Meuse.

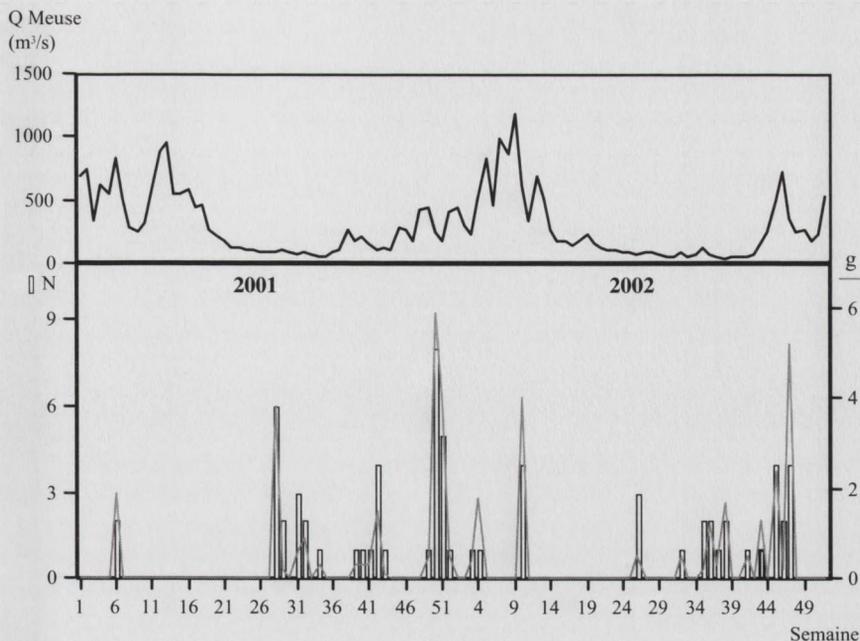


Figure 8.23 : Nombre (N) et biomasse (g) des épinoches capturées au cours des semaines des années 2001 et 2002, en relation avec le débit moyen hebdomadaire de la Meuse.
 Figure 8.23 : Number (N) and biomass (g) of three-spined stickleback during years 2001 and 2002, in relation with the mean weekly discharge of the River Meuse.

4.3. L'épinochette (*Pungitius pungitius*)

La répartition géographique de l'épinochette est similaire à celle de l'épinoche à l'exception de la zone littorale méditerranéenne. Son écologie est similaire à celle de l'épinoche (PHILIPPART & VRANKEN 1983).

Seules 3 épinochettes ont été capturées en 2001, les semaines 8, 28 et 29, ces deux dernières semaines coïncidant avec celles de la capture d'épinoches. En 2002, 8 épinochettes ont été capturées la semaine 32, semaine où une épinoche a également été capturée. Aucune épinochette n'a été capturée au cours des deux dernières années d'études. Les captures d'épinochettes semblent plutôt anecdotiques, mais il est intéressant de constater une certaine concordance avec les captures d'épinoches, dont elle est proche.

4.4. La bouvière (*Rhodeus sericeus*)

Outre sa répartition géographique en Extrême-Orient, la bouvière présente une seconde aire de répartition en Europe, limitée à l'ouest par les bassins de la Meuse et du Rhône, à l'est par le bassin du Dniepr et au sud par le bassin du Danube. Elle est absente des pays scandinaves. Ce petit poisson grégaire colonise les eaux stagnantes envasées. Sa reproduction se déroule en avril-juin lorsque la température de l'eau atteint 15-20°C. (PHILIPPART & VRANKEN 1983). La bouvière pond ses œufs dans les moules d'eau douce, avec une préférence pour les espèces suivantes : *Unio pictorum*, *Unio tumidus*, *Anodonta anatina*,

Anodonta cygnea (MILLS & REYNOLDS 2002), ainsi que sur d'autres espèces de moules, mais ne semble pas pondre dans *Dreissena polymorpha* (Balon 1962) très abondante dans le canal d'aménée de la centrale (observations personnelles). *Unio pictorum* est par contre recensé en faible quantité dans le bief de Tihange (zone de Gives, données mises à disposition par VANDENBOSSCHE 2005) et dès lors, la reproduction de la bouvière dans ce secteur de la Meuse est envisageable.

Les captures de bouvière à la CNT montrent une plus grande abondance au cours des deux premières années d'étude que durant les deux années suivantes, et réapparaît ensuite à nouveau début 2005 (Fig. 8.24).

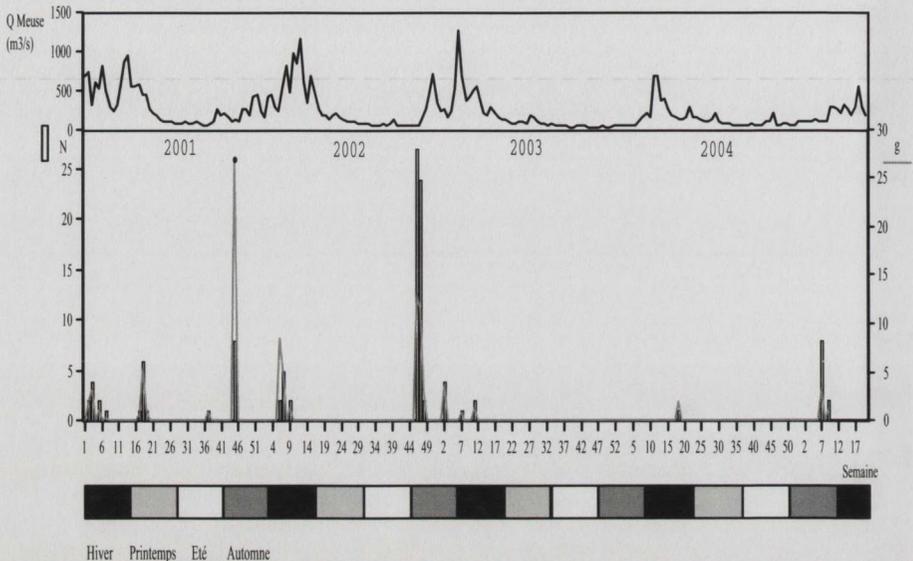


Figure 8.24 : Nombre (N) et biomasse (g) de bouvières capturées chaque semaine de la période d'étude en relation avec le débit moyen hebdomadaire de la Meuse.

Figure 8.24 : Number (N) and biomass (g) of bitterling caught per week during the study period, in relation with the mean weekly discharge of the River Meuse.

Certaines de ces captures ont lieu au cours de pics de débit de la Meuse comme au cours des semaines 1 à 5 en 2001, 5 à 8 et 45 à 48 en 2002, 2 et 7 en 2003 et de la semaine 7 en 2005. Il semble donc que les crues hivernales favorisent plus cette espèce à la dévalaison vers les prises d'eau de la CNT. Les capacités de nage de ce poisson étant faibles, surtout en période de basse température où son métabolisme est réduit, il est possible que les bouvières capturées durant ces conditions résultent d'un déplacement forcé dans la Meuse sous un « effet de chasse » dû aux crues hivernales. L'origine de ces individus pourrait alors correspondre à la Meuse elle-même (espèce recensée en Haute-Meuse, GOFFAUX 2005) ou peut être certains de ses affluents.

Les autres captures de bouvières sont principalement observées aux alentours de la période de reproduction printanière. Il est possible que certaines des espèces de moules d'eau douce mentionnées ci-dessus soient présentes dans le

canal d'aménée et dans ce cas une reproduction de bouvière dans cette zone n'est pas à exclure, ce qui pourrait expliquer la capture d'individus en période de reproduction. La taille moyenne des bouvières capturées au cours du printemps 2001 est de 39.5 mm (Fig. 8.25), ce qui correspond à des individus ayant la taille de maturité, puisque celle-ci est décrite à partir de 30-35 mm (SMITH *et al.* 2004).

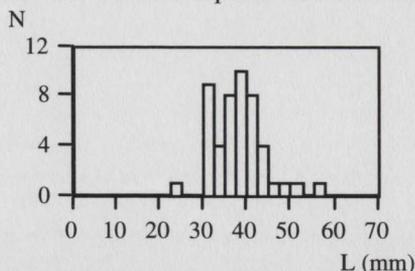


Figure 8.25: Histogramme des tailles des bouvières capturées au cours de la période d'étude. N = 48. Intervalles = 2 mm.

Figure 8.25 : Body length histogram of bitterling caught during the study period. N = 48. Intervals = 2 mm.

5. Discussion relative aux limnophiles

Les patrons de dérive des 3 espèces les plus abondamment capturées à Tihange (ablette commune, brème commune et gardon) sont très proches du patron global décrit dans le chapitre 5. La dérive globale de ces espèces semble elle aussi influencée par les conditions hydrologiques, puisqu'on peut distinguer les années 2001 et 2002 de fortes captures en nombre, et les années 2003 et 2004 de plus faibles captures, alors que l'évolution de la biomasse indique chaque année une vague de dérive de géniteurs. Les informations les plus complètes pour cet aspect concernent la brème commune. Une apparente mortalité naturelle importante des géniteurs capturés a été observée au cours de chaque printemps. L'évolution des histogrammes des tailles des géniteurs capturés au cours des printemps 2001 à 2004 montre un décalage progressif de la taille des géniteurs vers des valeurs plus grandes, alors que leur nombre se réduit d'année en année. Cela suggère qu'une classe d'âge abondante pourrait être progressivement éliminée par mortalité naturelle après les efforts énergétiques dépensés dans la reproduction. Par ailleurs, en 2001, la comparaison des tailles des brèmes en migration de reproduction interceptées dans l'échelle à poisson d'Ampsin avec celles capturées en dévalaison à Tihange indique que celles-ci sont plus grandes. Nous pensons donc que les plus vieilles brèmes communes impliquées dans la reproduction se laissent dériver à l'état moribond en Meuse, ce qui les expose particulièrement aux prises d'eau. Les plus jeunes géniteurs effectuent probablement des mouvements post-reproduction actifs vers des zones de croissance estivale. Il est cependant possible que les plus grosses brèmes communes n'arrivent pas à franchir l'échelle Denil du barrage d'Ampsin, ce qui pourrait aussi expliquer la différence de taille entre les deux stations de contrôle.

Pour les trois espèces considérées, le nombre de 0+ capturés en dérive durant l'été est faible proportionnellement à leur abondance globale dans les captures, ce qui conduit à penser que ces 0+ de Cyprinidae limnophiles sont moins exposés à la dérive que les Cyprinidae rhéophiles au cours de l'été. Dans le Haut-Rhône, OLIVIER (1992) a observé une répartition similaire sur les prises d'eau d'une centrale. Les 0+ de gardon, de brème commune et d'ablette commune étaient moins nombreux que pour le sandre, le hotu ou encore la tanche. Cette dérive plus faible des 0+ limnophiles est difficile à interpréter. Dans le canal Alblert, sur la prise d'eau de la centrale de Langerlo (VERREYCKEN *et al.* 1990), l'ablette commune et le gardon représentaient respectivement 34.1% et 13.1% du nombre de poissons capturés, alors que l'abondance relative de la brème commune n'était que de 0.1%. Le plus grand nombre de gardons était capturé en novembre-décembre, et en juillet pour l'ablette. Malheureusement, les auteurs ne précisent pas l'évolution mensuelle de la taille moyenne de ces espèces.

Au cours des automnes 2001 et 2002, les 0+ de ces 3 espèces montrent des patrons de dérive qui semblent, comme pour les Cyprinidae rhéophiles, dépendant des conditions hydrologiques. Mais, relativement aux 0+ de gardon et d'ablette, les brèmes 0+ sont en abondance beaucoup plus faible. WIESNER *et al.* (2004) ont observé une abondance relative plus faible de la brème commune en dérive automnale dans un affluent du Danube que l'abondance relative de la population de brème commune dans cette rivière, la tendance étant inverse pour le gardon et l'ablette. Ces deux dernières espèces semblent donc beaucoup plus exposées à la dérive en automne que la brème commune. Dans le Rhin, les 0+ et les 1+ de brèmes communes quittent les zones riveraines durant le printemps pour résider dans la rivière même jusqu'à l'âge de maturité sexuelle (MOLLS, 1999, GRIFT *et al.* 2001). Cela peut suggérer que cette espèce soit moins exposée à la dérive en rivière, par un comportement benthique.

L'ablette et le gardon montrent une forte propension à la dérive automnale qui est attribuée à un changement d'habitat associé à la réduction de la température de l'eau (WIESNER *et al.* 2004). A Tihange, l'augmentation du débit post-étiage durant l'automne (phase de décroissance thermique de l'eau) semble favorable à cette migration en masse, qui semble pouvoir se prolonger dans le canal Albert. Néanmoins, l'influence potentielle de la structure des berges de la Meuse sur une migration transformée en dispersion forcée peut aussi s'appliquer pour ces espèces.

CHAPITRE 9

PROFILS JOURNALIERS DE DÉVALAISON DES POISSONS DANS LA MEUSE À TIHANGE

Après avoir caractérisé les profils annuels et saisonniers des dévalaisons des poissons dans la Meuse à Tihange, un dernier niveau d'analyse concerne l'évolution des profils de captures durant le nyctémère sous des conditions hydrologiques et temporelles variables.

1. Introduction

Comme les juvéniles constituent la grande majorité du nombre de poissons capturés en dévalaison dans la Meuse à Tihange, nous avons décidé d'échantillonner quasi mensuellement au cours de cycles de 24 h en 2003, uniquement au niveau des tambours filtrants de T1, piège le plus efficace pour ce groupe de poissons. Envisager des récoltes au niveau des dégrilleurs des autres unités sur des périodes de 24h n'était pas envisageable pour des raisons de sécurité et de difficultés pratiques.

2. Présentation des résultats de base

Les tableaux 9.1 (détails) et 9.2 (synthèse) présentent les résultats des récoltes des poissons sur un tambour filtrant de T1 au cours de 11 périodes de 24 h entre le 6/11/02 et le 28/09/04. Pour chacun des cycles, nous avons rapporté le nombre de poissons capturés en 20 minutes de récolte sur le tambour filtrant (cf. partim Matériels et Méthodes) par 1000 m³ d'eau pompée, de manière à obtenir une densité de poissons par unité de volume d'eau filtrée. Le protocole de récolte est schématisé à la Fig. 9.1, et l'ensemble des cycles de 24 h réalisés est présenté à la Fig. 9.2.

Tableau 9.1 : Bilan du nombre de poissons récoltés (N) et de leur longueur moyenne (L ± SE, mm) au cours de chaque cycle de 24 h à T1 de novembre 2002 à septembre 2004. Les espèces sont encadrées selon leur appartenance aux groupes écologiques suivants (du haut vers le bas : migrateur amphihalal, rhéophile stricts, à tendance rhéophile, à tendance limnophile, limnophiles stricts, Cyprinidae indéterminé).

Table 9.1 : *Synthesis of the number of fish sampled (N) and their mean body length (L ± SE, mm) during each 24h cycle conducted at T1 from November 2002 to September 2004. Species are framed following their belonging to ecological groups (from up to down) : amphihalal migrators, strictly rheophilous, rheophilic tendency, limnophilic tendency, strictly limnophilous, undetermined Cyprinidae*

	nov-02		déc-02		jan-03		mars-03		avr-03		mai-03		juin-03		juil-03		déc-03		sep-04		Total		
	N	L	N	L	N	L	N	L	N	L	N	L	N	L	N	L	N	L	N	L	N	L	
Anguille	2	49.5	1	58																			1
Chabot	91	41.8 ± 0.6	10	43.5 ± 2.1	6	44.2 ± 2.6																	4
Hotu																							1
Lamproie P																							63
Chevesne	49	33.7 ± 0.9	4	39.5	3	42																	57
Goujon	4	44.5																					9
Ide																							1
Pseudorasb.	1	54	1	51																			2
Vairon	1	37																					1
Brème c	37	55.8 ± 3.3	10	46.0 ± 7.7	25	54.5 ± 4.3	1	51															86
Epinochette																							1
Gardon	1073	44.9 ± 0.6	74	50.8 ± 1.9	157	50.1 ± 0.7	53	57.4 ± 3.0	10	121.8 ± 25.0	8	81.9 ± 13.0	3	33.3	4	58	9	84.3 ± 18.1					1391
Perche	5	87.2 ± 3.6			3	78.7																	9
Ablette	137	53.7 ± 1.6	696	41.2 ± 0.4	503	46.7 ± 0.5	81	50.2 ± 1.0	7	59.1 ± 3.2	2	53.5	2	28	2	34	1	89					1432
Brème b																							1
Bouvière	4	33.3	1	34	1	42																	6
Carassin			1	55																			1
Grémille	6	82.5	5	88.2 ± 2.1	1	88	1	77	1	103	4	110.8	1	110				92					20
Saandre	2	153.5												3	45								5
Tanche																							2
Cyp. Ind.			1																				1
Total	1412		804		700		136		25		27		21		9	13							3149

Tableau 9.2 : Données des captures et des facteurs environnementaux au cours des cycles de récoltes de 24h réalisés à T1. N tot = nombre total de poissons capturés sur 24h. N moy = nombre moyen de poissons capturés par échantillonnage de 20 minutes ± SE. QT1 = débit pompé par T1 (m³/s). N/1000 m³ = nombre moyen de poissons capturés par 1000 m³ filtré ± SE. QM = débit de la Meuse (m³/s). Turb = turbidité (NTU). T° = température (°C).

Table 9.2 : Sampling data and environmental factors during the 24 h sampling procedures conducted at T1. N tot = total number of fish caught per 24 h. N moy = mean number of fish caught per 20 minute sample ± SE. QT1 = mean abstracted discharge at T1 (m³/s). N/1000 m³ = mean number of fish caught per 1000 m³ of filtrated water ± SE. QM = River Meuse discharge (m³/s). Turb = water turbidity (NTU). T° = temperature (°C).

Date	N tot	N moy	QT1 (m ³ /s)	N/1000m ³	QM (m ³ /s)	Turb (NTU)	T° (°C)
6/11/02	1412	176.5 ± 47.5	31.2	9.4 ± 2.6	382.0	95	11.0
10/12/02	804	57.4 ± 11.6	24.8	3.8 ± 0.7	183.7	12	5.0
21/01/03	702	50.1 ± 12.6	29.0	2.8 ± 0.6	433.8	19	5.6
18/03/03	137	9.8 ± 4.0	27.8	0.6 ± 0.3	166.2	8	8.3
22/04/03	25	1.8 ± 0.4	16.6	0.2 ± 0.04	85.8	6	13.7
20/05/03	27	1.9 ± 0.5	33.5	0.1 ± 0.02	236.0	22	15.2
26/06/03	21	1.5 ± 0.6	11.5	0.2 ± 0.08	61.3	11	22.4
22/07/03	9	0.6 ± 0.3	10.4	0.1 ± 0.06	41.9	8	24.3
30/09/03	0	0	7.0	0	29.6	6	18.1
16/12/03	13	0.9 ± 0.3	8.9	2.4 ± 2.0	134.1	12	5.8
28/09/04	2	0.1 ± 0.1	17.1	0.02 ± 0.02	80.6	14	15.8

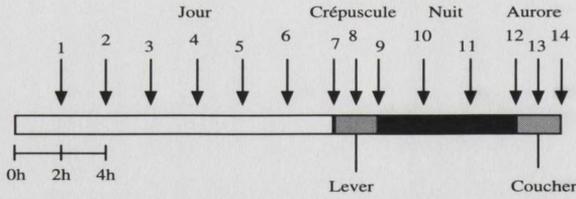


Figure 9.1: Protocole de récolte tenu au cours des cycles de 24 h de décembre 2002 à septembre 2004.

Figure 9.1 : Sampling procedure during the 24 h cycles conducted from December 2002 to September 2004.

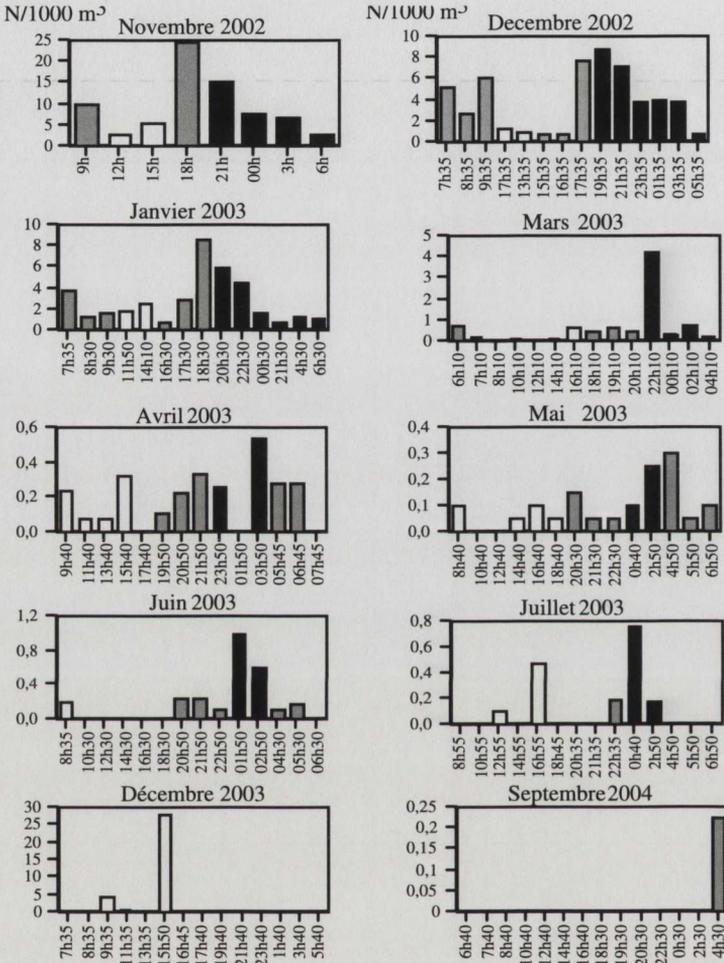


Figure 9.2 : Densités de poissons (N/1000 m³) observées sur les tambours filtrants de T1 au cours des cycles de récolte de 24H entre novembre 2002 et septembre 2004. Les colonnes blanches correspondent aux récoltes de jours, les colonnes grises aux récoltes du crépuscule et de l'aurore, et les colonnes noires aux récoltes de nuit.

Figure 9.2 : Fish density (N/1000 m³) observed on the filtering drums of T1 during the 24 h sampling cycles conducted from November 2002 and September 2004. White columns are sample during daylight, grey columns are samples during dusk and dawn and black columns are night samples.

3. Description des captures journalières mois par mois

3.1. Novembre 2002

Le protocole de capture lors de ce premier cycle était un peu différent de celui appliqué par la suite (Fig. 9.1), puisque dans ce cas nous avons réalisé une récolte toutes les 3h durant 24h, soit un total de 8 récoltes. Au cours de ce cycle, la densité de poissons décroît entre l'aurore et la journée, est maximale durant le crépuscule puis diminue progressivement au cours de la nuit (Fig. 9.2). Comme la période crépusculaire semble cruciale, lors des cycles suivants nous avons réalisé une récolte toutes les deux heures. En plus, à l'aurore et au crépuscule (2h autour du lever et du coucher du soleil), nous avons réalisé 3 récoltes toutes les heures, suivant le protocole journalier de récoltes défini par la Fig. 9.1.

Une importante biodiversité est associée à ce premier cycle de fortes captures, avec un total de 13 espèces capturées en 24h (Tableau 9.1). Outre la prédominance du gardon et de l'ablette commune, il est intéressant de souligner l'abondance du hotu et du chevesne au stade 0+. Le reste des espèces est réparti entre les différents limnophiles de la Meuse (brème commune, grémille, perche et sandre) et un mélange de limnophiles et de rhéophiles probablement en provenance des affluents (bouvière, goujon, chabot, pseudorasbora et vairon).

3.2. Décembre 2002

Au cours de ce cycle, la densité de poissons durant l'aurore est relativement haute, pour ensuite diminuer fortement durant la journée. La densité augmente fortement en fin de crépuscule, lorsque l'obscurité est presque établie, et atteint un maximum en début de nuit. Ensuite, elle diminue progressivement durant le reste de la nuit (Fig. 9.2).

Comme lors du cycle précédent, la biodiversité est importante, mais à l'inverse du mois de novembre, l'ablette commune est plus abondante que le gardon. Le hotu reste la troisième espèce recensée en abondance, les autres espèces étant présentes en faible abondance (Tableau 9.1).

3.3. Janvier 2003

L'évolution de la densité au cours du cycle de janvier 2003 montre une faible valeur durant l'aurore et la journée, une augmentation nette et progressive au cours du crépuscule avec un maximum à la fin du crépuscule, puis une diminution progressive durant la nuit (Fig. 9.2). A la diminution mensuelle du nombre de poissons capturés au cours des cycles est associée une diminution de la biodiversité, puisqu'un total de 9 espèces est recensé au cours de ce cycle. A nouveau, l'ablette commune et le gardon prédominent. La brème commune est ici plus abondante que le hotu, les autres espèces étant moins abondantes. Il faut noter la présence d'une espèce rare, l'épinochette (Tableau 9.1).

3.4. Février 2003

En raison d'une grève généralisée sur le site de la CNT durant tout le mois de février, il n'a pas été possible de réaliser un cycle de 24h au cours de ce mois.

3.5. Mars 2003

La densité moyenne de poissons au cours du cycle de mars 2003 est globalement faible, quelle que soit la période de la journée. Un seul pic est observé au cours du début de la nuit. La valeur de ce pic est néanmoins inférieure aux valeurs rencontrées au cours des mois précédents (Fig. 9.2). Seules quatre espèces sont recensées au cours de ce cycle, essentiellement les espèces typiquement limnophiles de la Meuse (Tableau 9.1).

3.6. Avril 2003

Il est difficile de dégager des tendances au cours de ce cycle, étant donné le faible nombre de poissons capturés (Fig. 9.2). Dès lors, de faibles variations du nombre de poissons peuvent apporter des changements importants de densité qu'il est délicat d'attribuer à une répartition temporelle plutôt qu'à des variations aléatoires. Au cours de ce cycle printanier, il faut remarquer la présence de deux nouvelles espèces : la tanche et la lamproie de Planer (Tableau 9.1). Bien que leur capture soit faible, elle est probablement liée à une influence saisonnière sur la dévalaison et l'exposition de ces espèces aux prises d'eau.

3.7. Mai 2003

Les densités de poissons au cours de ce cycle sont en moyenne aussi faibles qu'en avril. Une augmentation progressive est observée au cours de la nuit avec un maximum au début de l'aurore, mais comme pour le mois précédent, il est délicat d'attribuer ces variations à une influence temporelle (Fig. 9.2). Au sein du faible effectif observé au cours de ce mois, la diversité en espèces est assez pauvre, avec 6 espèces (Tableau 9.1).

3.8. Juin 2003

Les captures lors de ce cycle sont principalement constituées de 0+ issus de la reproduction de 2003. Les captures sont faibles voire nulles au cours de la journée, du crépuscule et de l'aurore, alors qu'elles présentent un maximum au cours de la nuit (Fig. 9.2). Bien que l'effectif soit très faible, le caractère nocturne des captures de 0+ apparaît ici de manière précise. Parmi ce faible effectif de 0+ de l'année, le hotu est le plus abondant alors que le goujon montre la même abondance que le gardon (Tableau 9.1).

3.9. Juillet 2003

Au cours de ce mois, le maximum de densité est observé au cours de la nuit, la plupart des récoltes étant nulles aux autres moments de la journée (Fig.

9.2). Bien que les captures nocturnes correspondent à ce qui est observé le mois précédent, on ne peut parler clairement d'une tendance nocturne marquée avec d'aussi faibles effectifs. La diversité spécifique au cours de ce cycle est pauvre (5 espèces), mais on notera cependant la présence du chabot (Tableau 9.1).

3.10. Août 2003

Comme les captures hebdomadaires sur les tambours filtrants étaient nulles au cours du mois d'août, aucun cycle de 24h n'a été réalisé au cours de ce mois.

3.11. Septembre 2003

Comme en août, aucune capture de poisson n'a été enregistrée au cours des récoltes hebdomadaires. Néanmoins, nous avons réalisé un cycle de 24h pour vérifier que les captures étaient effectivement bien nulles au cours du nyctémère, ce qui fut le cas.

3.12. Octobre – novembre 2003

Face à des captures hebdomadaires toujours nulles sur les tambours filtrants au cours de ces deux mois, nous n'avons pas procédé à des récoltes de 24h étant donné que la densité de poissons était probablement nulle, comme pour le mois de septembre 2003.

3.13. Décembre 2003

Bien que toujours en conditions hydrologiques d'étiage identiques depuis août 2003, nous avons néanmoins réalisé un dernier cycle de 24h pour clôturer l'année. Les captures de ce cycle révèlent une forte densité durant la journée qu'il convient de relativiser (Fig. 9.2). Le débit pompé au cours de ce cycle étant très faible durant la journée, et sous de telles conditions, les vitesses de courant quasi nulles au niveau de l'entrée de la prise d'eau rendent cette zone attractive pour des poissons du canal d'amenée qui y trouvent un abri. L'augmentation de la densité est le résultat de la capture de quelques poissons sous un débit de pompage proche de zéro. Ce cycle ne peut donc pas être considéré comme différent des résultats obtenus en septembre 2003.

Les espèces capturées au cours de ce cycle correspondent bien à la répartition globale des dévalants à cette période, avec la présence de l'anguille au stade argentée, et de l'ide, habituellement capturée au cours de l'hiver (Tableau 9.1).

3.14. Septembre 2004

L'automne 2004 ayant les mêmes caractéristiques hydrologiques que l'automne 2003, nous avons réalisé un seul cycle au cours de cette période, qui montre bien que les captures au cours du nyctémère en période de faible débit de la Meuse sont quasi nulles (Fig. 9.2). Seules deux espèces ont été observées, le hotu et le gardon (Tableau 9.1).

4. Analyse statistique globale des résultats

Vu le faible nombre de données (11 cycles) nous avons choisi de réaliser des régressions non-paramétriques entre la densité moyenne de poissons capturés au cours de chaque cycle ($N/1000 \text{ m}^3$) avec les valeurs moyennes journalières des facteurs environnementaux.

Quand on considère l'ensemble des 11 cycles de 24h, le nombre moyen journalier de poissons capturés par 1000 m^3 filtré est positivement corrélé avec le débit de la Meuse et négativement avec la température de la Meuse. Le débit pompé et la turbidité étant sans effet (Tableau 9.3).

$Y = N/1000\text{m}^3$	$Q_M (\text{m}^3/\text{s})$	$Q_{T1} (\text{m}^3/\text{s})$	Turb (FAU)	$T^\circ (\text{°C})$
r_s	0.743	0.530	0.076	-0.707
P	0.0188	0.0940	0.8202	0.0254

Tableau 9.3 : Résultats de la corrélation de Spearman entre la densité de poissons capturés au cours des échantillons de 20 minutes durant les cycles et les facteurs environnementaux. Q_M = débit Meuse (m^3/s), Q_{T1} = débit pompé par T1 (m^3/s), Turb = turbidité (FAU), $N = 11$.

Table 9.3 : Spearman correlation between fish density caught per 20 minute samples during the 24 h cycles and environmental factors. Q_M = River Meuse discharge (m^3/s), Q_{T1} = abstracted discharge by T1 (m^3/s), Turb = water turbidity (FAU), $N = 11$.

Cela indique qu'outre les variations journalières en faveur d'une plus grande densité de poissons au cours de la nuit, la densité globale de poissons dévalants au cours de 24 h est plus importante lorsque le débit moyen de la Meuse est plus haut et que la température moyenne du fleuve est plus basse. Comme les données environnementales couvrent quasiment les 4 saisons d'une année, ces conditions sont atteintes lors des augmentations de débit en période froide (automne-hiver). Comme pour l'analyse des données saisonnières, il apparaît que les conditions hydrologiques sont les principaux facteurs influençant la dévalaison des poissons, particulièrement en automne, ce qui les expose aux prises d'eau.

5. Patrons spécifiques de la dérive journalière

Au cours des trois premiers cycles de 24h réalisés de novembre 2002 à janvier 2003, plusieurs espèces ont été capturées en nombre suffisant que pour pouvoir comparer l'évolution de leurs effectifs et de leur taille moyenne au cours du nyctémère.

5.1. Novembre 2002 (Figure 9.3)

Au cours de ce cycle, l'ablette montre un minimum de densité de capture (N capturés / 1000 m^3 filtré) pendant la journée et un maximum à l'aurore et au crépuscule, la densité nocturne montrant une valeur intermédiaire. La taille moyenne des alettes capturées varie significativement entre les périodes de la

journée (ANOVA, $F = 11.304$, $DL = 2$, $P < 0.0001$). La taille au crépuscule est significativement plus grande que durant l'aurore et la nuit, les autres comparaisons n'étant pas significatives (pas assez d'effectif durant le jour).

Le gardon montre un pic de densité au crépuscule, des densités intermédiaires à l'aurore et pendant la nuit et une valeur minimale la journée. La taille moyenne des gardons diminue progressivement au cours des cycles de 24h (ANOVA, $F = 6.409$, $DL = 3$, $P = 0.0003$), avec des différences significatives entre l'aurore et la nuit et entre le jour et la nuit.

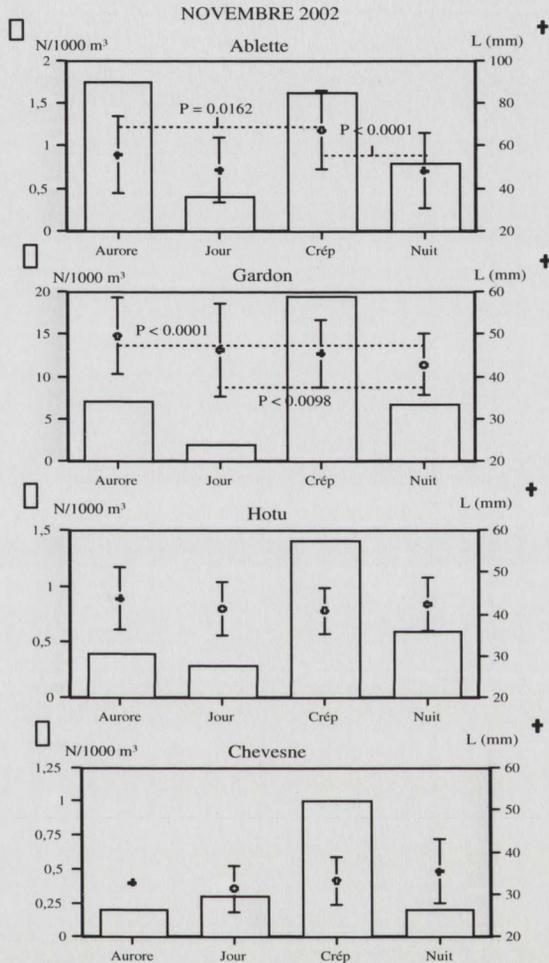


Figure 9.3 : Densité (N/1000 m³) de capture et longueur moyenne des poissons capturés sur les tambours filtrants de T1 au cours des différentes périodes du cycle de 24h réalisé en novembre 2002. Les différences significatives entre les longueurs sont indiquées (Fisher's PLSD).

Figure 9.3 : Catch density (N/1000 m³) and mean body length of fish caught on the filtering drums of T1 during the different periods of the day of the 24 h sample conducted in November 2002. Significant differences between body length are indicated (Fisher's PLSD).

La densité des hotus capturés montre le même profil que chez le gardon. La comparaison des tailles entre le crépuscule et la nuit, seules périodes dont l'effectif permet une comparaison statistique, ne montre pas de différence significative entre la taille moyenne à ces deux périodes.

Enfin, comme chez les autres espèces, c'est durant le crépuscule que la densité de chevesnes est la plus importante, les densités au cours des autres périodes restant assez faibles. Malheureusement, l'effectif de chevesnes trop faible ne permet pas une comparaison statistique entre les tailles moyennes aux différentes périodes de la journée.

5.2. Décembre 2002 (Figure 9.4)

La densité capturée d'ablettes est minimale le jour, maximale la nuit et à l'aurore, et intermédiaire au crépuscule. Au niveau de la comparaison des tailles entre les différentes périodes de la journée (ANOVA $F = 1.869$, $DL = 3$, $P = 0.1298$), seule une différence significative est observée entre le crépuscule et la nuit.

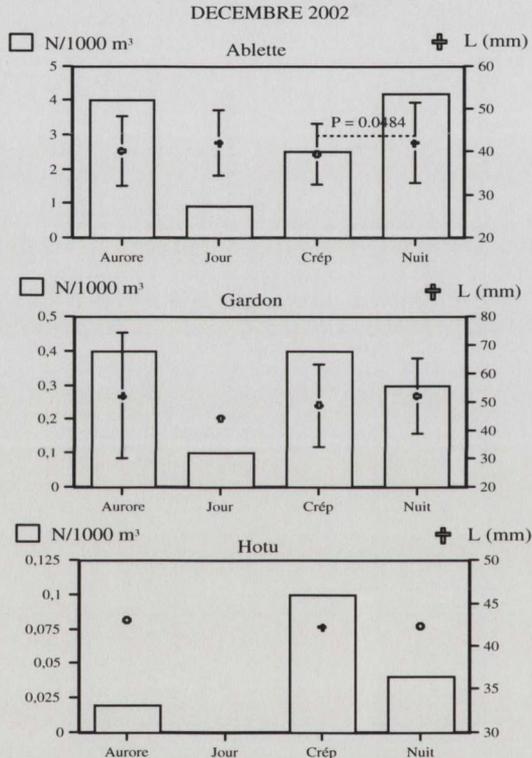


Figure 9.4 : Densité (N/1000 m³) de capture et longueur moyenne des poissons capturés sur les tambours filtrants de T1 au cours des différentes périodes du cycle de 24h réalisé en décembre 2002. Les différences significatives entre les longueurs sont indiquées (Fisher's PLSD).

Figure 9.4 : Catch density (N/1000 m³) and mean body length of fish caught on the filtering drums of T1 during the different periods of the day of the 24 h sample conducted in December 2002. Significant differences between body length are indicated (Fisher's PLSD).

Pour le gardon, les densités durant les deux périodes de transition sont maximales, la densité nocturne est intermédiaire alors que le minimum est observé durant le jour. Aucune différence significative entre les tailles moyennes n'a pu être mise en évidence entre les différentes périodes de la journée.

Enfin chez le hotu, bien que les densités soient globalement faibles durant ce mois, il faut noter l'absence de cette espèce dans les captures pendant le jour, et un maximum observé au crépuscule. Les effectifs de hotu capturés au cours de ce cycle ne permettent pas une comparaison statistique entre les tailles moyennes.

5.3. Janvier 2003 (Figure 9.5)

Au cours de ce cycle, l'ablette montre un maximum de densité de capture au crépuscule, alors que les densités durant les autres périodes de la journée sont similaires. La taille moyenne des ablettes capturées à l'aurore est significativement inférieure aux tailles au crépuscule et la nuit, une différence significative étant également observée entre le jour et le crépuscule (ANOVA $F = 3.218$, $DL = 3$, $P = 0.0231$).

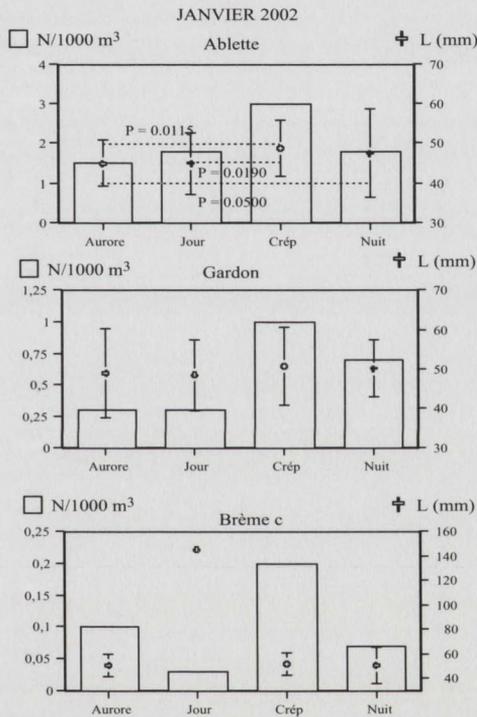


Figure 9.5 : Densité (N/1000 m³) de capture et longueur moyenne des poissons capturés sur les tambours filtrants de T1 au cours des différentes périodes du cycle de 24h réalisé en janvier 2003. Les différences significatives entre les longueurs sont indiquées (Fisher's PLSD).

Figure 9.5 : Catch density (N/1000 m³) and mean body length of fish caught on the filtering drums of T1 during the different periods of the day of the 24 h sample conducted in January 2003. Significant differences between body length are indicated (Fisher's PLSD).

Chez le gardon, la densité de captures est faible durant l'aurore et le jour, maximale au crépuscule et intermédiaire la nuit. Aucune différence significative entre les tailles observées n'a été mise en évidence.

Enfin, chez la brème commune, bien que l'effectif correspondant soit faible, on observe également un maximum de densité de captures au crépuscule. Des comparaisons de taille n'ont pas pu être réalisées pour cette espèce.

6. Discussion relative aux profils journaliers de la dévalaison des 0+

Les 11 cycles de 24 h de récolte réalisés sur les tambours filtrants de T1 au cours de l'année 2002 et 2003 ont mis en évidence une densité maximale de poissons par 1000 m³ filtrés au cours des phases crépusculaires et nocturnes. Plus précisément, ces captures étaient maximales entre une et trois heures après le coucher du soleil. Ce type de répartition journalière a été observé chez les stades larvaires et juvéniles d'autres espèces.

a) Chez les Salmonidae

Les suivis *in situ* de la dérive des 0+ Salmonidae ont montré une répartition journalière nocturne (Elliot 1966, Godin 1982, THORPE *et al.* 1988) et surtout concentrée durant la première partie de la nuit (JOHNSTON 1997). Cette tendance nocturne semble être admise comme une stratégie comportementale pour éviter la prédation. Ces comportements de dérive nocturne ont été confirmés en milieux artificiels (CRISP 1991, CRISP & Hurley 1991, BARDONNET *et al.* 1993). En conditions expérimentales, les premiers mouvements vers l'aval après l'émergence chez la truite, le saumon atlantique et l'ombre commun sont principalement nocturnes (BARDONNET *et al.* 1993). Il semble que la perte progressive de repères visuels soit à l'origine de cette dérive nocturne, car la présence de marques phosphorescentes dans le substrat retarde la dérive en début de nuit, le taux total de dérive nocturne n'étant pas affecté (BARDONNET 1993). Néanmoins, la perte de la rhéotaxie à l'obscurité (PAVLOV 1994) peut également avoir un effet sur la dérive des 0+ de Salmonidae, de même que l'obscurité pourrait être considérée comme le facteur clé initiant la dispersion vers l'aval (BARDONNET 2001).

b) Chez les Cyprinidae

La dérive des larves de Cyprinidae est principalement nocturne (PEÑÁZ *et al.* 1992, PAVLOV 1994 ; JURAJDA 1998 ; REICHARD *et al.* 2001, 2002 a&b, 2004 ; COPP *et al.* 2002 ; OESMANN 2003 ; Zitek *et al.* 2004b), avec comme résultat une exposition plus limitée à la prédation. La perte de rhéotaxie sous des conditions de faible luminosité (absence de repères visuels à l'obscurité ou sous une forte turbidité) est principalement décrite comme le mécanisme déclencheur de la dérive chez les larves de Cyprinidae (PAVLOV 1994). Les 0+ de Cyprinidae s'exposent différemment à la dérive selon leur développement

ontogénique. En particulier, le passage au stade juvénile semble particulièrement important. Ainsi, les juvéniles de gardon utilisent progressivement des repères tactiles pour s'orienter par rapport au substrat et aux végétaux, ce qui leur permet d'éviter la dérive dépendante d'une réponse opto-motrice au stade larvaire (PAVLOV *et al.* 1981). Les juvéniles de chevesne, vandoise, hotu et barbeau montrent une occupation transitoire journalière entre les zones latérales et le courant principal, en fonction de la température, des ressources alimentaires, des capacités de nage et de l'exposition à la prédation (BARAS & NINDABA 1999a&b). Les coups d'eau d'hiver induisent une dérive vers des zones de refuge hivernal dans lesquels se constituent des bancs mixtes de juvéniles des différentes espèces de Cyprinidae (BARAS *et al.* 1995).

La répartition journalière des dévalaisons observée à la CNT confirme que les captures de poissons juvéniles 0+ reflètent des comportements de mobilité de ceux-ci. Dans le Haut-Rhône, le suivi de la dérive des 0+ sur une prise d'eau de centrale montre le même patron journalier pour la majorité des espèces, avec une dérive maximale en début de nuit (OLIVIER, 1992). La tendance crépusculaire et nocturne observée est sans doute, comme pour les stades larvaires, une manière de dériver en réduisant les risques de prédation. Il est difficile de déterminer si la perte de repères visuels induit une dérive des juvéniles comme au stade larvaire, ou si le poisson entre délibérément en dérive sous ces conditions. Le fait que l'on puisse voir des différences significatives entre les tailles des 0+ capturés à différentes périodes de la journée traduit l'existence d'une possible stratégie comportementale associée à la dérive. Ainsi, en novembre 2002, on observe une taille moyenne minimale des gardons et des ablettes au cours de la nuit. L'attente de conditions stables d'obscurité pourrait être favorisée chez les individus les plus petits et potentiellement plus vulnérables à la prédation. Par ailleurs chez l'ablette, la différence entre la taille moyenne observée au crépuscule et la nuit en décembre 2002 est inverse de celle enregistrée en novembre 2002. Durant ce dernier cycle, le débit moyen de la Meuse était de $382 \text{ m}^3/\text{s}$ pour une turbidité moyenne de 95 NTU. En décembre 2002, le débit moyen de la Meuse était de $137 \text{ m}^3/\text{s}$ pour une turbidité de 12 NTU. Cette valeur de turbidité correspond à une eau assez claire, et les juvéniles les plus grands, donc les plus visibles, pourraient préférer les périodes nocturnes pour dériver sous de telles conditions. En janvier 2002, la taille moyenne des ablettes juvéniles capturées est maximale au crépuscule et minimale à l'aurore. Au cours de cette nuit, on a observé une augmentation progressive de la température de 0.4°C entre le début de la nuit et l'aurore. Il est possible qu'au cours des mois d'hiver où la température est la plus froide, il y ait une influence de la température sur la taille des 0+ en dérive, l'influence de la prédation étant moindre sous des températures moyennes inférieures à 6°C . La dérive serait alors plus influencée par l'activité globale des poissons, dépendante de la température de l'eau. Néanmoins il est difficile d'envisager qu'un réchauffement de l'ordre de 0.4°C en eau froide corresponde à une augmentation significative de l'activité chez les 0+. A notre connaissance, aucune étude n'a étudié la variation du métabolisme sous de si faibles transitions de température. Remarquons enfin que dans l'étude d'OLIVIER (1992), il n'a pas été pos-

sible de détecter une chronologie différente des captures au cours du nyctémère en fonction de la taille du poisson.

La dérive automnale des juvéniles de Cyprinidae est beaucoup moins documentée que la dérive larvaire, mais les quelques études qui s'y intéressent ont montré que la plupart des espèces de Cyprinidae qui exhibent une dérive larvaire sont également concernées par une dérive automnale des juvéniles. Dans un canal tributaire du Danube, les espèces présentes en grande abondance (ablette, gardon) ou en faible abondance (chevesne) dans la dérive larvaire montrait une abondance relative similaire dans la dérive automnale des juvéniles (Wiesner et al. 2004). Le changement d'habitat à la fin de l'automne est habituellement relié au besoin de trouver un habitat de refuge hivernal adéquat et à la chute de température (Schiemer & Waidbacher 1992, Cunjak 1996, Lucas & Baras 2001, Wiesner et al. 2004).

Le débit de la Meuse est le seul facteur qui influence significativement la densité des poissons en dévalaison capturés sur les tambours de la CNT. Cela souligne à nouveau l'importance de ce facteur hydrologique sur les mouvements de dérive des poissons et principalement des 0+ dans la Meuse, et leur exposition aux prises d'eau de la CNT.

RESULTATS : DEUXIEME PARTIE

PROSPECTIONS EXPERIMENTALES POUR TENTER DE VERIFIER LES HYPOTHESES CONCERNANT L'INFLUENCE DES FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX SUR LES PATRONS DE DEVALAISON ET L'ORIGINE DES POISSONS INTERCEPTES A LA CNT

Dans la première partie des résultats, nous avons décrit et discuté les patrons annuels, saisonniers et journaliers de la dérive des poissons dans la Meuse. Nous avons formulé différentes hypothèses quant à l'effet des variables environnementales sur les mécanismes de dévalaison-dérive dans le contexte de la Meuse canalisée. Par ailleurs, la question de l'origine des poissons et la contribution potentielle des affluents dans la composition du flux dévalant de poissons a également été abordée. Dans cette deuxième partie, nous présentons des nouveaux résultats expérimentaux dans le but d'étayer les différentes hypothèses formulées.

CHAPITRE 10

OBSERVATIONS DE LA DÉRIVE DES POISSONS 0+ DANS UN AFFLUENT CYPRINICOLE DE LA MEUSE HUTOISE : LA MEHAIGNE

Ce chapitre décrit le suivi de la dérive des poissons 0+ dans la basse Mehaigne au cours des années 2003 et 2004. Les patrons de dévalaison des 0+ et l'influence des variables environnementales sont abordés. Nous comparerons ces résultats aux observations faites dans la Meuse à la CNT afin de mettre en évidence une éventuelle correspondance entre ces deux sites.

1. Introduction

La contribution potentielle des affluents aux populations de poissons dévalants interceptés dans la Meuse à la CNT a été avancée pour plusieurs espèces. En effet, pour les espèces reproductrices lithophiles, les sites de pontes dans la Meuse même sont probablement réduits. Par ailleurs, lors de pêches électriques réalisées dans la basse Mehaigne au cours des printemps 2003 et 2004, nous avons observé un grand nombre de Cyprinidae (gardon, chevesne, vandoise, hotu) qui semblaient venir de la Meuse pour la reproduction. Au printemps 2003, un total de 664 gardons matures en pré-reproduction capturés dans la basse Mehaigne ont été marqués au moyen d'un point d'élastomère derrière l'œil (données non présentées ici). Nous avons recapturé un seul de ces gardons marqués (mâle spermiant de 261 mm) sur les prises d'eau de la CNT en période de reproduction. Cette capture unique révèle l'utilisation de la Mehaigne par des gardons géniteurs durant la reproduction, et une dévalaison en Meuse à par-

tir de cet affluent. Par conséquent, pour une espèce plus exigeante en substrat de reproduction comme le hotu, un comportement similaire est envisageable.

Etant donné que les premiers 0+ de Cyprinidae rhéophiles, principalement le hotu et le chevesne, sont capturés au stade de juvénile (> 20 -25 mm) dans la Meuse à la CNT, il nous a paru intéressant de suivre le profil de dévalaison des stades larvaires de ces espèces dans la basse Meuhaigne pour observer une éventuelle correspondance entre ces mouvements et ceux observés en Meuse, tant durant la période estivale, que durant les dévalaisons plus importantes observées à la fin de l'étiage en automne. Nous pensons ainsi apporter de nouveaux arguments pour étayer à l'hypothèse selon laquelle des 0+ dévalant en Meuse sont originaires de la Basse Meuhaigne.

2. Site d'étude, matériels et méthodes

2.1. Site d'étude

La Meuhaigne, longue de 65.6 km, couvre un bassin versant de 360 km², et se jette dans la Meuse 4 km en amont de la ville de Huy. Au cours des 5 dernières années, le débit moyen de la Meuhaigne était de 2.96 m³/s. Sa communauté de poissons dans ses 4 derniers km (Tableau 10.1) est relativement stable d'année en année (J.C. PHILIPPART, données non publiées). Au cours des années 2003 et 2004, nous avons réalisé un suivi de la dérive des 0+ en Meuhaigne, à l'aide d'un filet à dérive. De manière à collecter un maximum de données, nous avons disposé notre filet en basse Meuhaigne, au niveau du dernier radier avant le ralentissement du courant, 2 km en amont de la confluence avec la Meuse. Ce site est localisé à Wanze, dans le bras droit d'une île (cf. Chapitre 3, point 4.1). La figure 10.1 illustre le régime hydrologique de la rivière à la station de Moha au cours des années 2001 à 2004 (Source : SETHY, Région Wallonne).

Nom vernaculaire	Nom scientifique	N	%
Gardon	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	1139	62,5
Chevesne	<i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	307	16,8
Goujon	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	145	8,0
Ablette commune	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	70	3,8
Vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	52	2,9
Hotu	<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	35	2,0
Truite commune	* <i>Salmo trutta</i> (Linnaeus, 1758)	29	1,9
Barbeau	<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	9	0,5
Chabot	<i>Cottus gobio</i> (Linnaeus, 1758)	9	0,5
Brème bordelière	* <i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	5	0,3
Rotengle	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	4	0,2
Carpe	* <i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	3	0,2
Tanche	* <i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	3	0,2

Ombre commun	<i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758)	2	0,1
Ide mélanote	<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	2	0,1
Brème commune	* <i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	2	0,1
Carassin	* <i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	2	0,1
Ablette spirilin	<i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch, 1782)	1	0,1
Grémille	* <i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,1
Brochet	<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	1	0,1
Anguille	* <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,1
Loche franche	<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)	1	0,1
			1823

Tableau 10.1 : Abondances absolue et relative des espèces de poissons adultes échantillonnées par pêche électrique dans les 4 derniers km de la Mehaigne avant la confluence avec la Meuse. Les astérisques indiquent les espèces qui ne contribuent probablement pas à la dérive des 0+ au printemps en raison de leur occupation dans des zones situées en aval du point d'échantillonnage de dérive, de leur reproduction automnale, ou de leur statut de migrateur catadrome.

Table 10.1 : Absolute and relative abundance of adult fish species sampled by electrofishing in the 4 lower km of the River Mehaigne before its confluence with the River Meuse. Asterisks indicate species that do probably not contribute to 0+ spring drift due to their occupation in downstream habitats to the sampling site, their autumnal reproduction or their catadromous migratory status.

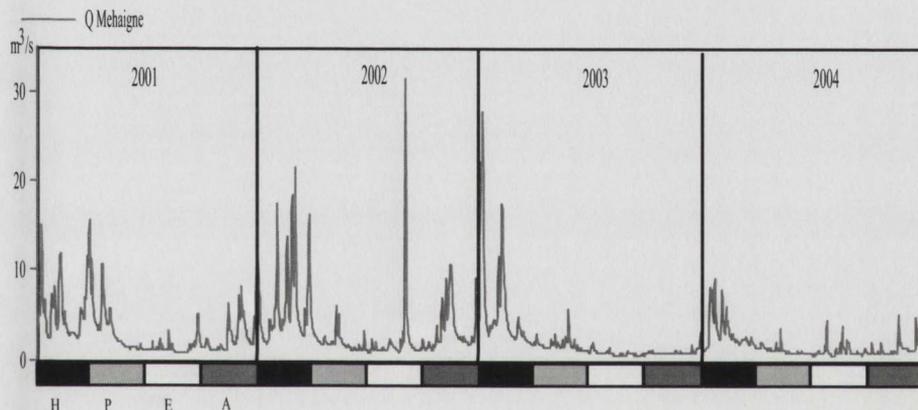


Figure 10.1 : Evolution du débit moyen journalier (Q Mehaigne, m³/s) de la Mehaigne enregistré à la station de Moha au cours des années 2001 à 2004. H = Hiver, P = Printemps, E = Eté et A = Automne. Source : SETHY, Région Wallonne.

Figure 10.1 : Mean daily discharge of the River Mehaigne (Q Mehaigne, m³/s) recorded at the Moha Station during years 2001 to 2004. H : Winter, P = Spring, E = Summer, A = Autumn. Source : SETHY, Walloon Region.

2.2. Protocole de capture

Le filet à dérive utilisé a une ouverture de 30 cm x 30 cm, une forme conique d'1m de profondeur, et un maillage de 500 microns pour le suivi estival et un maillage de 2 mm pour le suivi en automne. Le filet était disposé sur

le substrat, en bordure d'une veine de courant, à 1m de la rive gauche, et couvrait toute la hauteur d'eau (**photo 10.1**). La largeur de la rivière à cet endroit est de 10 m. Après chaque échantillonnage, le filet était vidé et l'ensemble du substrat était conservé dans du formaldéhyde 5% pour l'examen le lendemain au laboratoire, comme l'identification des 0+ était difficile la nuit sur le terrain. La densité de dérive est définie comme le nombre d'individus comptés par 1000 m³ d'eau filtrée dans le filet ($n/1000m^3$). La méthode d'identification des larves, basée sur la collection de photos numériques de référence et l'utilisation de la clé de PINDER (2001) est décrite dans le point 5 du Chapitre 3.

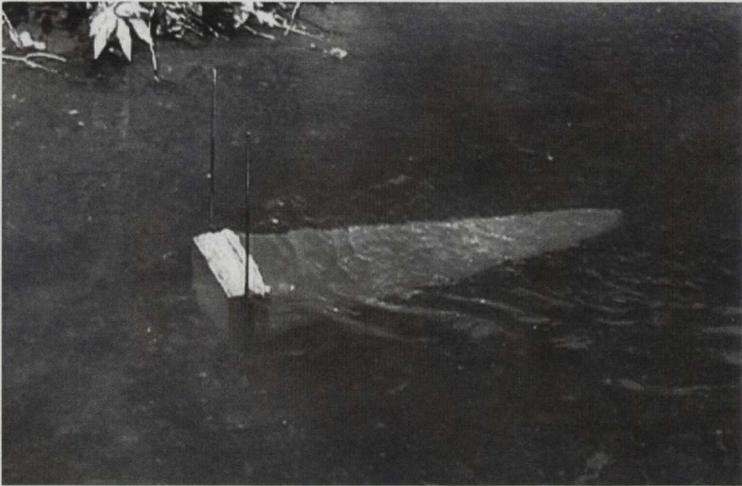


Photo 10.1 ; Vue du filet à dérive en place sur le site d'échantillonnage de la dérive des 0+ en basse Meuse.

Photo 10.1 : View of the drift net installed at the 0+ drift sampling site in the low River Meuse.

Pour notre protocole saisonnier, nous avons échantillonné la dérive 3 jours par semaine, avec des intervalles de 2 à 3 jours entre les récoltes du 15 mai au 31 juillet (31 dates), et du 26 septembre au 28 novembre (21 dates) en 2003. Comme une larve a été capturée dès le premier jour de récolte en 2003, la période d'étude a été élargie du 21 avril au 31 juillet en 2004 (39 dates) alors qu'aucune récolte n'a été réalisée en automne cette année. Comme il est connu que la dérive des 0+ est plus intense au crépuscule et la nuit (BARDONNET *et al.* 1993, PAVLOV 1994, REICHARD *et al.* 2001), nous avons réalisé 3 récoltes consécutives de 20 minutes durant la première heure après le coucher du soleil. De cette manière, nous avons préféré utiliser un réplicat temporel de 3 échantillons durant une heure à la place d'utiliser des réplicats longitudinaux ou verticaux durant la même période, tel qu'habituellement réalisé dans d'autres études. De plus, à 5 occasions chaque année durant l'été, nous avons récolté 14 échantillons sur une période de 24h, avec un échantillon de 20 minutes toutes les deux heures durant la journée et la nuit, et un échantillon à chaque heure durant l'aurore et le crépuscule (Fig. 10.2).

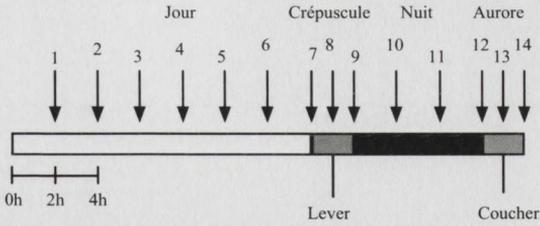


Figure 10.2. Protocole d'échantillonnage appliqué durant les cycles de récoltes de 24 heures en Mehaigne en 2003 et 2004. Les flèches indiquent les moments d'échantillonnage durant les 4 périodes de la journée, calquées sur le lever et le coucher du soleil. Chaque échantillonnage dure 20 minutes.

Figure 10.2 : Sampling procedure conducted during the 24 h cycles in the River Mehaigne in 2003 and 2004. Arrows indicate sampling time during the 4 periods of the day, based on the sunrise and the sunset. Each sample lasted 20 minutes.

Une mesure de la vitesse du courant au centre du filet était prise au début et à la fin de chaque récolte à l'aide d'un courantomètre (FLO-MATE 2000, Marsh-McBirney, Inc.) afin de connaître le débit filtré. Par ailleurs, une mesure de la turbidité (FAU) a été réalisée avant chaque récolte au spectrophotomètre (HACH, DR-2010). Enfin, un logger de température (Onset Stow Away® Temp) a enregistré les valeurs horaires de la température de l'eau à Moha, 5 km en amont de la station de Wanze. L'intensité lumineuse était enregistrée (en Lux) à l'aide d'un logger (Onset StoAway® LI) toutes les 5 minutes. La nuit était considérée comme la période d'obscurité stable entre les intensités croissantes et décroissantes des périodes de transition. Au cours du crépuscule, la lumière passait de > 1000 Lux une heure avant le coucher du soleil à < 0.1 Lux une heure après le coucher du soleil. Le même profil est observé dans le sens inverse au cours de l'aurore. Par conséquent, le dernier échantillon du crépuscule et le premier de l'aurore étaient toujours sous des conditions lumineuses inférieures à 1 Lux.

L'influence des facteurs environnementaux sur la densité de dérive a été examinée en utilisant des corrélations non paramétriques de Spearman. Les différences entre les densités de dérive ont été comparées par des tests de Kruskal-Wallis et de Mann-Whitney. Les différences entre les valeurs moyennes des variables environnementales et les longueurs moyennes des poissons (TL, ± 0.5 mm) ont été comparées par des ANOVA couplées à des tests de Fisher's PLSD.

3. Résultats

3.1. Profils saisonniers de dérive

3.1.1. Période printemps-été

Au cours des échantillonnages réalisés durant les printemps-été de 2003 et 2004, le gardon et le chevesne étaient les espèces les plus abondantes, bien que le chevesne était moins abondant en 2004. (Tableau 10.2). D'autres espèces comme l'ablette commune, la vandoise et le barbeau étaient présentes occasionnellement. Durant les deux années, la densité moyenne des larves a augmenté significativement (Kruskall-Wallis test, $P = 0.0017$, $H = 12.472$, $df = 2$) du premier au troisième échantillon de 20 minutes durant la première heure après le coucher du soleil (échantillon 1 = 39.2 ± 12.3 poissons/1000m³, échantillon 2 = $81.9 \pm 20.1/1000$ m³, échantillon 3 = $165.1 \pm 39.3/1000$ m³). Nous avons donc utilisé la densité moyenne des 3 échantillons du crépuscule pour la suite des analyses et des graphiques.

	2003					2004					
T° (°C)	16.7 ± 0.2					14.8 ± 0.2					
Q Mehaigne (m ³ /s ¹)	1.3 ± 0.1					1.1 ± 0.1					
Turb (FAU)	22.3 ± 5.0					18.0 ± 4.0					
Echantillonnages saisonniers											
Espèce	Ts stades	L1	L2	L3	L4	Ts stades	L1	L2	L3	L4	L5
Gardon	74.5 (449)	74.4	25.6			83.0 (331)	87.2	12.8			
Chevesne	17.9 (108)	61.1	35.2	3.7		5.5 (22)	43.5	21.7	21.7	8.7	4.3
Ablette commune	1.0 (6)	33.3	66.7			1.3 (5)	100				
Vandoise						0.3 (1)		100			
Barbeau	0.5 (3)	33.3			66.7	0.3 (1)			100		
Indéterminés	6.1 (37)					9.8 (39)					
N	603	403	157	4	2	399	303	48	6	2	1
DD moy (n 1000m ⁻³)	152.7 ± 49.1					105.2 ± 25.8					
Cycles de 24 h											
Espèce	Ts stades	L1	L2	L3	L4	Ts stades	L1	L2	L3	L4	L5
Gardon	41.4 (135)	45.9	54.1			77.5 (165)	75.8	24.2			
Chevesne	41.7 (136)	2.2	95.6	2.2		16.0 (34)	79.4	20.6			
Ablette	7.1 (23)	56.5	43.5			0.5 (1)	100.0				
Barbeau	1.8 (6)			50.0	50.0	1.4 (3)		33.3	66.7		
Epinoche	0.3 (1)	100.0									
Indéterminé	7.7 (25)					4.6 (10)					
N	326	79	213	6		326	153	48	2		

Table 10.2. T° moyenne de l'eau (T° ± SE), débit moyen (Q Mehaigne ± SE) et turbidité de l'eau (Turb ± SE) du 15/05/03 au 31/07/04. Densité moyenne de dérive (DD moy ± SE), abondance relative (%) et absolue (entre parenthèses) des larves des espèces de poissons dans la Mehaigne estimées par 3 échantillons hebdomadaires entre le 15/05 et le 31/07/03 et le 21/04 et le 31/07/04, ainsi que par 5 cycles de 24 heures réalisés en 2003 et 2004, en relation avec les stades de développement larvaires (L1-L5) tels que définis par PINDER (2001).

Table 10.2 : Mean water temperature (T° ± SE), mean river discharge (Q Mehaigne ± SE) and mean water turbidity (Turb ± SE) from 15th May to 31st July 2003 and 2004. Mean drift density (DD moy ± SE), relative (%) and absolute (between parenthesis) abundance of larval fish species in the River Mehaigne estimated by 3 samples per week between 15th May to 31st July 2003 and 2004, and by 5 24-h cycles conducted in 2003 and 2004, in relation with larval stages (L1-L5) as defined by Pinder (2001).

En 2003, la plus grande densité de dérive a été observée le 6 juin (Figure. 10.3a). Ce pic est apparu quelques jours après une montée significative de la température de l'eau (+ 4°C), et 10 jours après un pic de débit de la Mehaigne. Un second pic de dérive est apparu le 27 juin, après une légère augmentation de la température. Le troisième pic principal de dérive est apparu le 7 juillet, deux jours après une diminution de la température de l'eau associée à une augmentation du débit de la rivière. La densité de dérive est restée relative-ment faible durant le reste de la période d'étude.

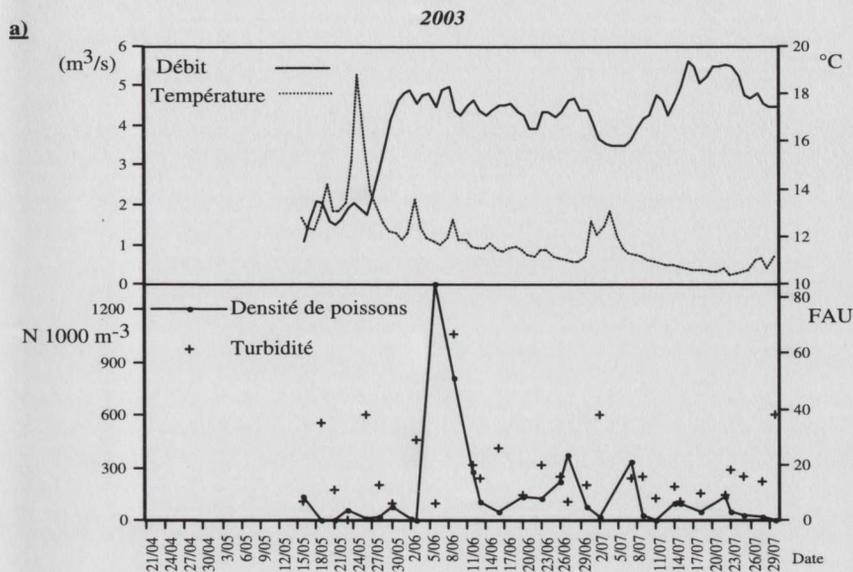


Figure 10.3a : Débit moyen de la Mehaigne (m^3/s), température moyenne ($^{\circ}C$) et densité moyenne de dérive ($n/1000m^3$) dans la Mehaigne du 15 mai au 31 juillet 2003 (a)

Figure 10.3a : River Mehaigne mean discharge (m^3/s), mean water temperature ($^{\circ}C$) and mean fish drift density ($n/1000m^3$) from 15th May to 31st July 2003 (a)

En 2004, la plus haute densité de dérive a été observée le 4 juin (Figure. 10.3b), sous une augmentation progressive de la température de l'eau et des conditions stables de débit et de turbidité. Durant les semaines suivantes, la densité de dérive a montré à 5 reprises des montées de densité de dérive conjointes à des augmentations successives de la température. En ne considérant que la période allant du 7 juin au 5 juillet, une corrélation positive est observée entre la densité de dérive et la différence journalière de température ($T^{\circ}_j - T^{\circ}_{j-1}$) (corrélation de Spearman, $r_s = 0.762$, $P = 0.0115$). Il n'a pas été possible d'échantillonner le 23 juillet en raison d'une forte augmentation du débit de la Mehaigne liée à un orage local. La dérive est restée faible durant le reste de la période d'étude.

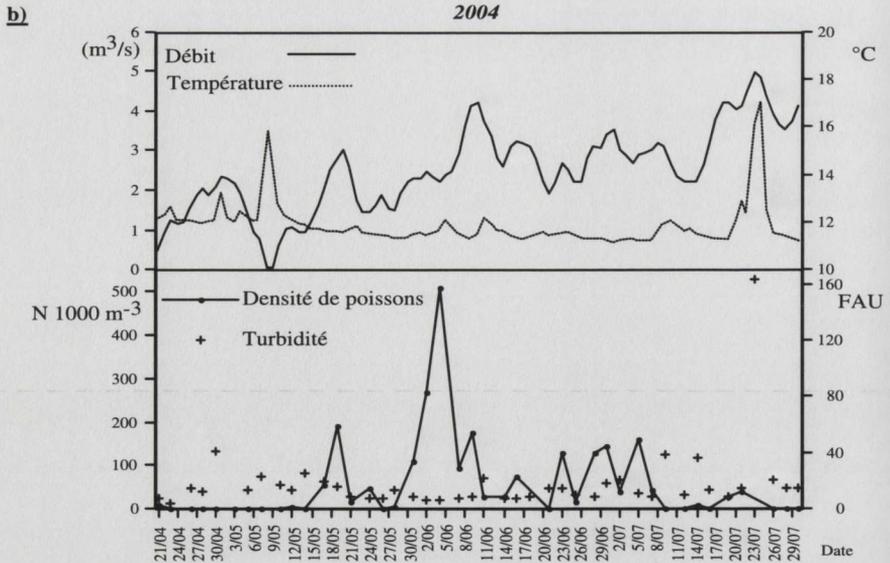


Figure 10.3a : Débit moyen de la Meuse (m^3/s), température moyenne ($^{\circ}\text{C}$) et densité moyenne de dérive ($\text{n}/1000\text{m}^3$) dans la Meuse du 21 avril au 31 juillet 2004 (b).

Figure 10.3a : River Meuse mean discharge (m^3/s), mean water temperature ($^{\circ}\text{C}$) and mean fish drift density ($\text{n}/1000\text{m}^3$) from 21st April to 31st July 2004 (b).

Lorsque l'on compare la période d'étude commune aux deux années (15 mai au 31 juillet, Tableau 2), on n'observe pas de différence entre la densité moyenne de dérive (Mann-Whitney U-test, $P = 0.2370$), le débit ou la turbidité, mais la température moyenne était significativement inférieure (ANOVA, $F = 17.046$, $df = 60$, $P = 0.0001$) en 2004 qu'en 2003.

3.1.2 .Suivi de la dérive automnale en 2003

Entre le 26/09/03 et le 26/11/03, un total de 21 échantillonnages a été réalisé durant la première heure après le coucher de soleil. Chaque échantillonnage comprenait 3 récoltes de 20 minutes (Tableau 10.3). Au cours de cette période d'étude, seulement 3 poissons furent capturés : un chevesne de 25 mm au cours de la seconde récolte du 17/10/03, un barbeau de 45 mm lors de la deuxième récolte du 22/10/03, et un second barbeau de 38 mm durant la dernière récolte du 29/10/03.

Date	Récolte 1				Récolte 2				Récolte 3			
	V start	V Stop	Turb	N	V start	V Stop	Turb	N	V start	V Stop	Turb	N
26/09/03	0,47	0,36	5	0	0,3	0,23	9	0	0,37	0,23	8	0
3/10/03	0,54	0,22	1	0	0,5	0,18	8	0	0,45	0,22	9	0
8/10/03	0,64	0,24	11	0	0,47	0,38	4	0	0,57	0,34	22	0
10/10/03	0,59		7	0	0,58	0,5	15	0	0,57	0,5	12	0
13/10/03	0,53	0,52	7	0	0,76	0,78	3	0	0,54	0,5	6	0
15/10/03	0,43	0,49	1	0	0,46	0,5	4	0	0,5	0,47	5	0
17/10/03	0,96	0,87	/	0	0,53	0,47	/	1	0,51	0,43	/	0
20/10/03	/	/	4	0	0,88	0,51	1	0	0,88	0,45	2	0
22/10/03	0,58	0,5	6	0	0,56	0,48	10	1	0,56	0,47	6	0
24/10/03	0,58	0,46	6	0	0,54	0,45	10	0	0,73	0,47	7	0
27/10/03	0,55	0,48	/	0	0,53	0,47	11	0	0,55	0,48	12	0
29/10/03	0,68	0,89	0	0	0,53	0,67	0	0	0,42	0,87	0	1
3/11/03	0,48	0,46	1	0	0,48	0,46	2	0	0,49	0,46	3	0
5/11/03	1,36	0,89	1	0	0,6	0,87	3	0	0,8	0,76	4	0
10/11/03	0,62	0,49	3	0	0,53	0,5	0	0	0,53	0,54	0	0
12/11/03	1,19	0,88	6	0	0,54	0,41	6	0	0,51	0,78	0	0
14/11/03	0,53	0,59	7	0	0,96	0,5	11	0	0,55	/	8	0
17/11/03	0,43	0,42	9	0	0,47	0,44	8	0	0,5	0,44	6	0
19/11/03	0,53	0,51	/	0	0,79	0,56		0	0,51	/	/	0
26/11/03	0,47	0,44	7	0	0,54	0,49	7	0	0,55	0,48	10	0
28/11/03	0,46	0,45	14	0	0,49	0,46	27	0	0,61	0,54	16	0

Tableau 10.3 : Nombre (N) de poissons capturés et facteurs mesurés (V_i = vitesse initiale, V_f = vitesse finale, Turb = turbidité en FAU) au cours des 3 récoltes de 20 minutes réalisées durant la première heure après le coucher du soleil dans la Mehaigne au cours de l'automne.

Table 10.3 : Number of fish caught (N) and measured factors (V_i = initial water velocity m/s, V_f = final velocity m/s, Turb = turbidity FAU) for each of the 20 minute samples conducted during the first hour after the sunset in the River Mehaigne during Autumn 2003.

Au cours de cette période d'étude, les conditions hydrologiques en Mehaigne sont restées assez constantes et sèches (Fig. 10.4). Par conséquent, il est difficile de mettre en relation ces trois captures de poissons 0+ avec une influence environnementale particulière ou par un artefact d'échantillonnage.

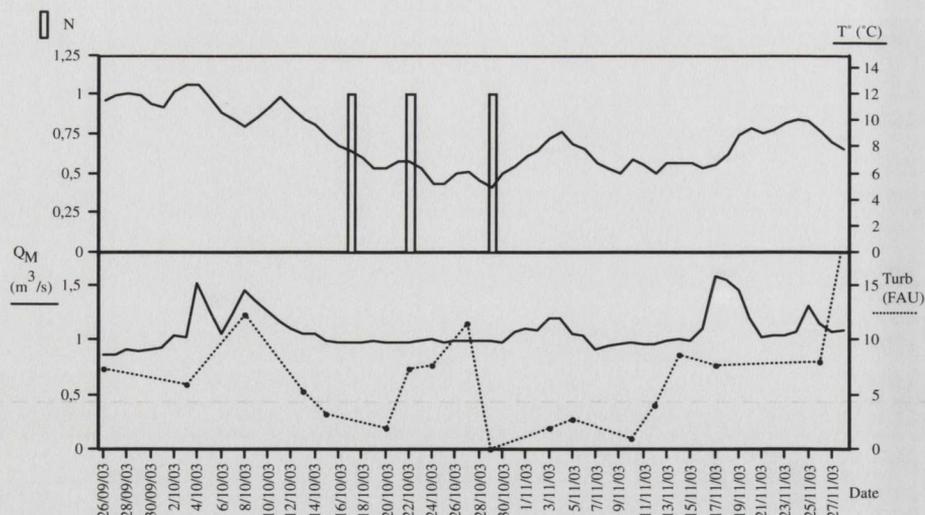


Figure 10.4 : Nombre de poissons 0+ capturés (N) en dérive dans la Meuse au cours de l'automne 2003. T° = température moyenne journalière ($^{\circ}\text{C}$), Q_M = débit moyen journalier de la Meuse (m^3/s), Turb = turbidité de la Meuse à chaque récolte.

Figure 10.4 : Number of 0+ fish (N) caught while drifting in the River Meuse during Autumn 2003. T° = mean daily temperature ($^{\circ}\text{C}$), Q_M = mean river discharge (m^3/s), Turb = water turbidity at each sample (FAU).

3.2. Profils journaliers de dérive

En 2003, le gardon et le chevesne étaient les espèces les plus abondantes avec une répartition quasiment égale (Tableau 10.2), alors que le gardon était plus abondant que le chevesne en 2004, le barbeau et l'ablette étant à nouveau en faible abondance.

Tous les cycles de 24 heures des deux années ont révélé les mêmes patrons journaliers de dérive (Fig. 10.5), avec des densités de dérive plus faibles durant le jour que l'aurore et la nuit (Fig. 10.6 : Kruskal-Wallis test, $P < 0.0001$, $H = 42.06$; $df = 3$), alors les densités de l'aurore et de la nuit n'étaient pas différentes (M-W, $P = 0.2772$). Cependant, sous des conditions similaires de luminosité, la densité moyenne était significativement plus importante à la fin du crépuscule (échantillon 9, intensité lumineuse décroissante < 1 lux) que durant le début de l'aurore (échantillon 12, intensité lumineuse croissante < 1 lux) (M-W, $P = 0.0233$) au cours des deux années.

Figure 10.6 : Graphique en boîtes de la densité moyenne de larves en dérive ($N/1000 \text{ m}^3$) durant les 4 périodes de la journée des 10 cycles de 24 heures réalisés en 2003 et 2004. La ligne dans la boîte correspond au percentile 50, les extrémités de la boîte correspondent aux percentiles 25 et 75, et les barres d'erreurs correspondent aux percentiles 10 et 90. Les cercles indiquent les valeurs en dehors des barres d'erreurs, n = nombre total d'échantillons pour chaque période de la journée.

Figure 10.6 : Box and whiskers plots of mean larval fish drift density ($N/1000 \text{ m}^3$) during the 4 periods of the day of the ten 24h cycles conducted in 2003 and 2004. The centre line denotes the median value, the box encloses the inner two quartiles, error bars indicate the 90th and the 10th percentile, and indicate outliers, n = total number of samples collected during each period of the day.

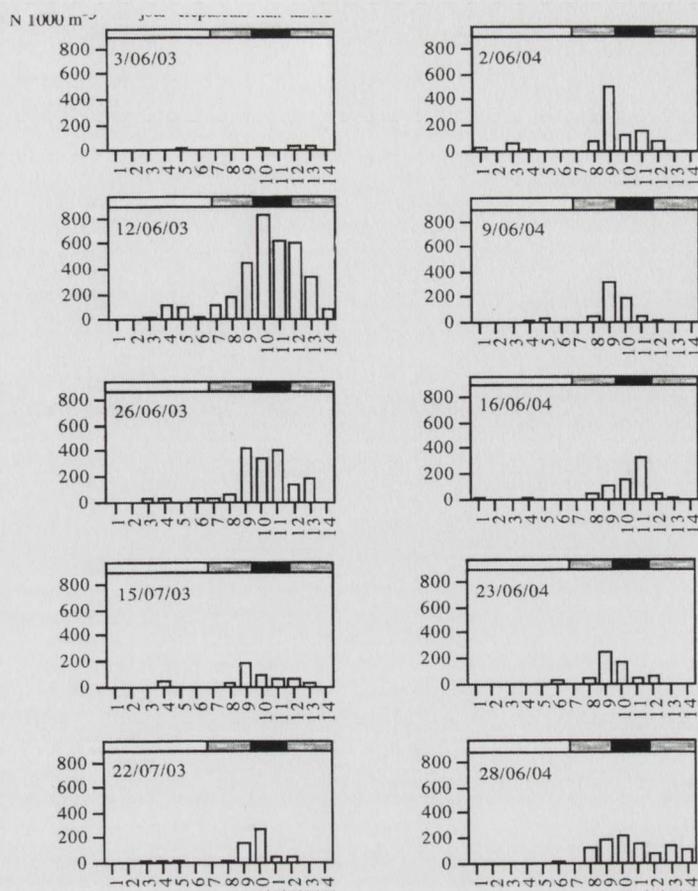


Figure 10.5. Densité moyenne des larves en dérive ($N/1000\text{ m}^3$) récoltées au cours des 14 échantillons de chaque période de 24 heures en 2003 et 2004.

Figure 10.5 : Mean density of drifting larvae ($N/1000\text{ m}^3$) collected during 14 samples of each 24-h period in 2003 and 2004.

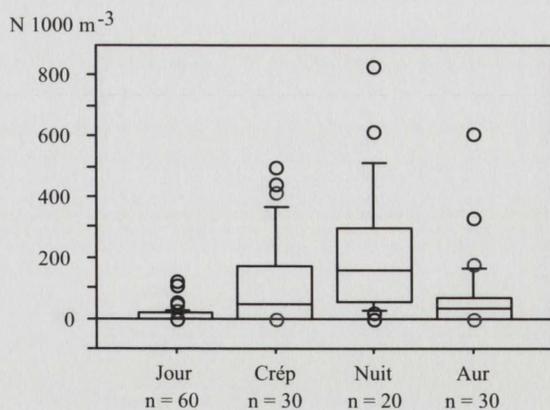


Figure 10.6

En 2003 (Fig. 10.7), nous n'avons pas observé de différence significative entre les densités de gardon en dérive durant les 4 périodes de la journée (K-W, $df = 3$, $P = 0.1647$), mais bien en 2004 ($P < 0.0001$). La densité moyenne de dérive du chevesne (Fig. 10.7) variait significativement entre les périodes de la journée en 2003 ($P = 0.0014$) et en 2004 ($P = 0.0095$).

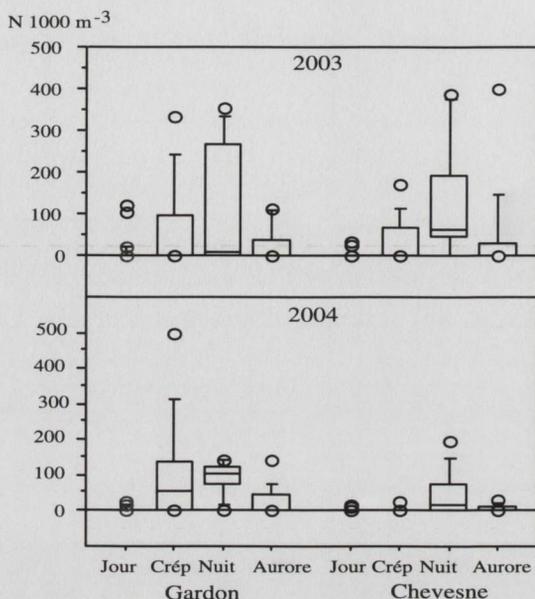


Figure 10.7. Graphique en boîtes de la densité moyenne des larves ($N/1000\text{ m}^3$) de gardon et de chevesne durant les 4 périodes de la journée des 5 cycles de 24 heures réalisés en 2003 et en 2004. Les boîtes sont délimitées par les percentiles 25 et 75, avec le percentile 50 à l'intérieur, les barres d'erreur indiquent les percentiles 10 et 90, les cerclés étant les valeurs en dehors des barres d'erreurs. Le nombre d'échantillon est le même que pour la figure 10.6.

Figure 10.7 : Box and whiskers plots of the mean larval drift density ($N/1000\text{ m}^3$) of roach and chub during the 4 periods of the day of the ten 24h cycles conducted in 2003 and 2004. The centre line denotes the median value, the box encloses the inner two quartiles, error bars indicate the 90th and the 10th percentiles, and \circ indicate outliers. The number of sample was the same than in figure 10.6.

En ce qui concerne la taille des poissons, lorsque l'on associe les données des deux années ensemble (Table 10.4), la taille moyenne des larves de gardon en dérive était significativement plus grande (ANOVA, $F = 15.430$; $df = 240$) à l'aurore que durant le jour, le crépuscule et la nuit (Fisher PLSD, $P_s < 0.0002$), alors qu'elles étaient significativement plus petites durant le crépuscule que la nuit ($P = 0.0120$). Les larves de chevesne étaient significativement plus petites ($F = 3.396$, $df = 135$) durant la nuit que le crépuscule ($P = 0.0185$) et l'aurore ($P = 0.0156$), alors qu'aucune différence dans la longueur moyenne des chevesnes n'a été observée entre le crépuscule et l'aurore ($P = 0.5603$).

	Gardon			Chevesne		
	N	TL (mm)	SE	N	TL (mm)	SE
Aurore	40	7.112	0.132	33	9.076	0.173
Jour	17	6.147	0.299	5	8.400	0.731
Crépuscule	96	6.000	0.085	14	9.286	0.172
Nuit	91	6.324	0.090	87	8.511	0.129

Tableau 10.4 : Longueur totale moyenne (TL, mm) et erreur standard (SE) des gardons et des chevesnes capturés dans les échantillonnages de dérive en Mehaigne durant les 4 périodes de la journée des années 2003 et 2004 combinées.

Table 10.4 : Mean total length (TL, mm) and standard error (SE) of roach and chub caught in the drift samples in the River Mehaigne during the 4 periods of the day of years 2003 and 2004 combined 24h cycles.

4. Discussion des résultats relatifs à la dérive des 0+ dans la Mehaigne

Les profils de dérive des 0+ observés dans la Mehaigne ont concerné exclusivement des stades larvaires de Cyprinidae au cours des suivis des printemps et étés 2003 et 2004, alors que des juvéniles de ce groupe apparaissent vers la fin juin dans la Meuse sur les prises d'eau de la CNT. La Mehaigne est une rivière plus froide que la Meuse, et par conséquent, la reproduction des espèces printanières y est plus tardive, et la croissance des juvéniles plus lente. L'apparition des stades juvéniles dans la Mehaigne est donc probablement retardée par rapport à leur apparition en Meuse. Toutefois, nos résultats ne nous permettent pas d'exclure la présence de juvéniles de Cyprinidae dans la Mehaigne pendant l'été.

La dérive des 0+ de Cyprinidae en rivière (principalement le gardon, le chevesne, le hotu, la vandoise) est principalement décrite au stade larvaire (PEÑÁZ *et al.* 1992 ; PAVLOV 1994 ; PERSAT & OLIVIER 1995 ; HOFER & KIRKCHHOFFER 1996 ; JURAJDA 1998 ; DE GRAAF *et al.* 1999 ; REICHARD *et al.* 2001, 2002 a & b ; COPP *et al.* 2002 ; OESMANN 2003 ; Zitek *et al.* 2004 a & b) et est associée à la recherche des zones de nurseries latérales comme les baies ou les plaines d'inondation (LUCAS & BARAS 2001). Les 0+ de Cyprinidae sont fréquemment rencontrées durant le printemps et l'été dans ce type d'habitat idéal pour la croissance larvaire. La dérive des jeunes larves de Cyprinidae en rivière est plus abondante à proximité des berges que dans le courant principal (BROWN & ARMSTRONG 1985, PEÑÁZ *et al.* 1992, REICHARD *et al.* 2004) ce qui pourrait faciliter l'accès aux nurseries à ces individus à capacité de nage réduite. Au cours de leur développement larvaire puis juvénile, les individus vont soit alterner l'occupation de l'habitat entre les zones calmes et le courant principal soit se disperser plus bas vers de nouveaux habitats (BARAS & NINDABA 1999 a & b). REICHARD *et al.* (2004) ont mis en évidence une corrélation positive entre la taille 0+ des Cyprinidae en dérive et leur distance latérale par rapport à la berge, ce qui indique une occupation spatiale différente en fonction des capacités de nage liées à la taille. Cette dispersion latérale dépendante des capacités de nage met en évidence l'élément actif de la dérive passive (PAVLOV 1994).

Dans la Meuse, l'absence de juvéniles durant les suivis estivaux pourrait indiquer une occupation des zones de nurseries durant cette période, sans dérive vers d'autres zones de croissance. La dérive trophique vers les zones de nurseries concernerait principalement les stades larvaires. Néanmoins, comme les capacités de nages des juvéniles sont meilleures que celles des larves, il est possible que l'efficacité du filet à dérive utilisé soit moindre pour ces individus, qui ont la possibilité éventuelle de ressortir activement du piège. Ce constat peut également être réalisé pour le suivi automnal de la dérive en 2003. Sur la période de suivi, seuls trois juvéniles de Cyprinidae ont été capturés (un chevesne et deux barbeaux). Cette faible capture peut être mise en relation soit avec le débit faible et constant de la Meuse durant la période d'étude soit avec une efficacité limitée du piège pour les stades juvéniles (possibilité d'échappement actif).

En Meuse, une bonne corrélation positive a été observée entre l'évolution de la température et les pics successifs de dérive larvaire au cours du printemps et de l'été. Ce facteur n'a pas montré d'influence particulière sur la dérive estivale des juvéniles dans la Meuse à la CNT, ce qui suggère une influence environnementale différente sur la dérive selon le stade de développement et/ou la structure morphologique de la rivière. La répartition journalière de la dérive larvaire en Meuse montre une densité maximale en fin de crépuscule et en début de nuit. Ce profil journalier de dérive est également observé au cours des cycles de récoltes de 24 h en automne 2002 et hiver 2003 à la CNT. Chez les stades larvaires et juvéniles, les premières heures de la nuit se révèlent être importantes dans l'activation des mécanismes qui engendrent la dérive.

La dérive des larves de Cyprinidae est principalement nocturne (PEÑÁZ *et al.* 1992, PAVLOV 1994 ; JURAJDA 1998 ; REICHARD *et al.* 2001, 2002 a&b, 2004 ; COPP *et al.* 2002 ; OESMANN 2003 ; ZITEK *et al.* 2004b), avec comme avantage une exposition plus limitée à la prédation. La perte de rhéotaxie sous des conditions de faible luminosité (absence de repères visuels à l'obscurité ou sous une forte turbidité) est principalement décrite comme le mécanisme déclencheur de la dérive chez les larves de Cyprinidae (PAVLOV 1994). Sous des conditions de turbidité importantes, notamment lors de hausses rapides du débit, on a observé une disparition de la répartition journalière de la dérive, qui devient alors continue au cours du nyctémère (REICHARD *et al.* 2001). Lorsque le débit augmente (à l'exception de crues importantes) et donc aussi la vitesse de courant, sans que la turbidité soit affectée, on n'observe pas d'augmentation de la densité de 0+ de Cyprinidae en dérive, ce qui montre bien le rôle déterminant de la turbidité (CARTER & READER 2000 ; REICHARD & JURAJDA 2004).

Le fait qu'on observe des différences de tailles chez les larves de gardon et de chevesne entre les différentes périodes de la journée (explication biologique donnée dans l'article au point 3.1) tend à indiquer que, déjà au stade larvaire, la dérive peut être un mouvement actif, au moins dans la sélection des périodes de la journée.

CHAPITRE 11

OBSERVATIONS PONCTUELLES DE LA DÉRIVE DES POISSONS 0+ DANS LA MEUSE AU NIVEAU DU BARRAGE D'ANDENNE

Pour tenter de mieux comprendre la signification biologique des profils de dérive des poissons 0+ observés dans la Meuse à la CNT, nous avons entrepris un suivi comparatif dans une station de la Meuse située plus en amont, au barrage d'Andenne. Nous avons donc ponctuellement réalisé des suivis nocturnes de la dérive au filet au cours de la seconde moitié de l'année 2004.

1. Rappel des méthodes

Entre le 28 mai 2004 et le 17 février 2005, un total de 20 suivis nocturnes de la dérive ont été réalisés ponctuellement au niveau de la prise d'eau de l'échelle à poissons située en rive gauche du barrage d'Andenne sur la Meuse. Nous avons utilisé pour ces captures deux filets à dérive de tailles et de mailles différentes. Le premier filet à dérive a un encadrement en bois de 75 cm x 25 cm, et un filet en nylon de 10 mm de maillage, en cône, de 1.5m de profondeur. Pour les récoltes, ce filet était glissé dans les deux rainures latérales de l'entrée de l'échelle à poissons du barrage d'Andenne, dans lesquelles se glissent normalement les planches qui règlent le débit d'entrée. Dans l'encadrement de ce premier filet était disposé un second filet, identique à celui utilisé dans la Mehaigne (0.3 m x 0.3 m d'ouverture, filet nylon 2 mm de maille en cône d'1m de profondeur). En entrant dans les filets, l'eau tombait en cascade dans le premier bassin-compartment de l'échelle, ce qui ne permettait pas aux poissons capturés de s'échapper des filets. Le contrôle des poissons se fait par vidange des filets dans une manne d'eau une fois la récolte terminée. Le filet

était placé ponctuellement vers 18h, et relevé le lendemain matin vers 8h30, ce qui permettait de réaliser une récolte continue durant la soirée et la nuit. Au début et à la fin de chaque récolte, des mesures de vitesses de courant et de hauteur d'eau à l'entrée des filets étaient réalisées de manière à connaître le débit filtré, en postulant que les variations de débit étaient continues entre le début et la fin de la récolte, ce qui n'est pas toujours le cas étant donné la régulation irrégulière du débit.

2. Résultats

2.1. Piégeages en dévalaison

Au cours des récoltes totalisant un effort de piégeage d'environ 300 heures, nous avons capturé 60 poissons 0+ dans le filet à fines mailles et 8 poissons dans le filet à grandes mailles (tableau 11.1). Sur les 60 sujets 0+, 42 larves n'ont pas pu être identifiées car elles étaient trop abîmées par les fortes turbulences dans le piège.

Date	Durée	H _i	V _i	H _f	V _f	N (2 mm)	Vol filtré (m ³)	N/1000 m ³	N (10mm)
27-28/05/04	14h30	15	0,483	5	0,193	6	638,1	9,4	1
3-4/06/04	14h15	10	0,338	20	0,628	3	1226,6	2,4	0
8-9/06/04	15h15					Bcp oeufs			1
10-11/06/04	15h	12	0,396	12	0,396	13	769,8	16,9	0
15-16/06/04	14h45	15	0,483	15	0,483	7	1154,1	6,1	0
21-22/06/04	15h15	20	0,628	2	0,106	0	1051,8	0,0	2
23-24/06/04	15h15	15	0,483	15	0,483	0	1193,3	0,0	3
29-30/06/04	15h30	5	0,193	5	0,193	5	161,5	31,0	0
1-2/07/04	14h45	7	0,251	5	0,193	13	216,8	60,0	0
13-14/07/04	14h45	7	0,251	7	0,251	6	279,9	21,4	0
15-16/07/04	15h30	20	0,5	20	0,6	0	1841,4	0,0	0
20-21/07/04	15h	10	0,28	17	0,47	1	874	1,1	0
27-28/07/04	14h30	10	0,338	15	0,483	1	831,9	1,2	0
3-4/08/04	15h15	28	0,73	30	1,04	6	4252,6	1,4	0
30/09-1/10/04	14h25	10	0,43	18	0,59	0	1161,5	0,0	0
7-8/10/04	14h45	18	0,7	12	0,28	0	1271,2	0,0	0
9-10/11/04	14h45	12	0,4	20	0,8	0	1656,7	0,0	0
18-19/11/04	15h30	10	0,338	15	0,483	0	889,3	0,0	1
20-21/12/04	15h30	27	0,831	15	0,483	0	1370,3	0,0	0
16-17/02/05	16h45	5	0,3	0	0	0	135,7	0,0	0
Total						61			8

Tableau 11.1 : Nombre de poissons capturés (N) dans les filets de dérive installés au barrage d'Andenne entre mai 2004 et février 2005. H_i-V_i = hauteur (cm) et vitesse (m/s) initiales à l'entrée du filet, H_f - V_f = hauteur (cm) et vitesse finales (m/s) à l'entrée du filet.

Table 11.1 : Number of fish caught (N) in the drift nets installed at the Andenne Dam from Mai 2004 to February 2005. H_i-V_i = water level (cm) and velocity (m/s) in the net at the beginning of the sampling; H_f-V_f = same data at the end of the sampling.

Parmi les 18 larves identifiées, le gardon et le hotu sont prédominants (Tableau 11.2). La densité de poissons en dérive ($N/1000\text{ m}^3$ filtré) était maximale le 2/07, sous des conditions stables de débit de la Meuse et de turbidité (Fig. 11.1). Il semble donc que ce pic ne soit pas expliqué par des facteurs environnementaux précis. Une dérive consécutive à une éclosion est plus probable. Durant le reste de l'été et l'automne, la dérive est quasi nulle dans le piège.

Espèce	N	L (mm)
Gardon	8	$12 \pm 3,2$
Hotus	8	$30,8 \pm 4,3$
Perche	1	8,5
Chabot	1	38
Indéterminés	42	$12 \pm 3,4$

Tableau 11.2 : Nombre, espèces et longueur moyenne (\pm SD) des poissons 0+ capturés dans le petit filet à dérive du barrage d'Andenne durant la période d'étude.

Table 11.2 : Species, Number (N) and mean body length (L, mm) of fish caught in the small mesh drift net at the Andenne dam during the study period.

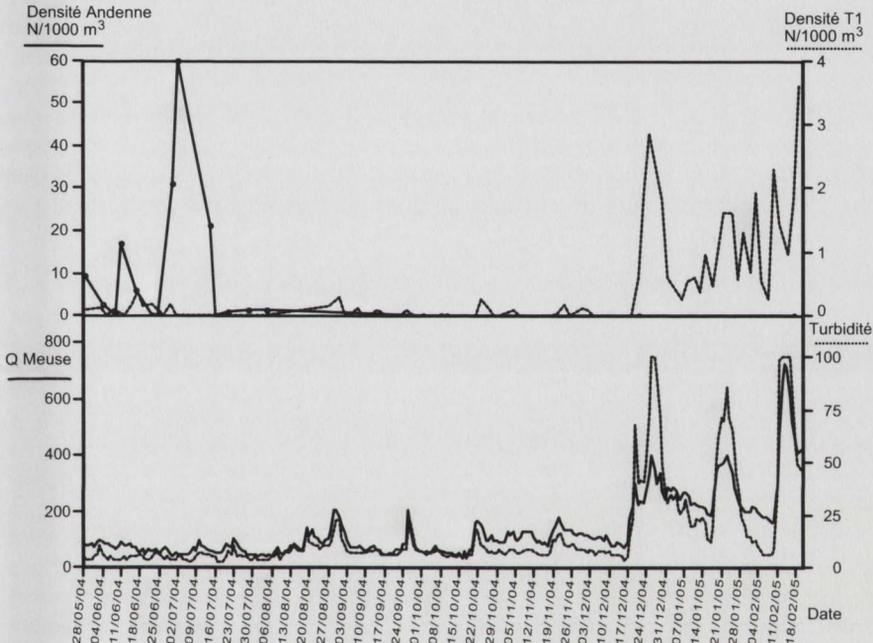


Figure 11.1 : Densité des poissons ($N/1000\text{ m}^3$) capturés dans le filet à dérive de la prise d'eau de l'échelle d'Andenne (axe Y) comparée avec la densité ($N/1000\text{ m}^3$) observée sur les tambours filtrants de T1 (axe YY) entre mai 2004 et février 2005, en relation avec le débit et la turbidité journaliers de la Meuse.

Figure 11.1 : Fish density ($N/1000\text{ m}^3$) caught in the drift net at the water intake of the Andenne dam fish ladder (Y axis) compared with the fish density ($N/1000\text{ m}^3$) observed on the filtering drums of T1 (YY axis) between May 2004 and February 2005, in relation with the mean daily discharge (m^3/s) and turbidity (FAU) of the River Meuse.

2.2. Comparaison avec les observations sur les tambours filtrants à la CNT (Fig. 11.1)

La densité de poissons 0+ capturés sur les tambours filtrants à T1 au cours de la période comprise entre le 28 mai 2004 et le 17 février 2005 ne suit absolument pas le même profil que celui observé au barrage d'Andenne. A Tihange, on constate une densité très faible et souvent nulle durant l'été et l'automne, sous des conditions basses de débit de la Meuse. La densité augmente rapidement et montre un premier pic le 23 décembre, au moment de la première augmentation nette depuis l'été du débit de la Meuse et de la turbidité. Après ce pic, la densité retombe rapidement, oscille jusqu'à la mi-février et atteint un maximum le 18 février, consécutivement à un pic maximal de débit Meuse. Ce profil met clairement en évidence l'influence du débit de la Meuse sur la dérive des poissons.

Les tambours filtrants dont le maillage est de 4 mm laissent probablement passer à travers une partie des larves. Par ailleurs, l'épuisette utilisée en sortie du tambour filtrant a un maillage de 10 mm, ce qui ne permet pas de retenir les larves. Ceci pourrait expliquer l'absence de pic de larves à Tihange en mai 2004, contrairement à ce qui est observé à Andenne à ce moment. En revanche, au cours des augmentations de débit observées en décembre et en février, aucune capture n'est observée dans le filet d'Andenne alors que de nombreuses captures se produisent à Tihange. La très faible prise d'eau de l'échelle à poissons d'Andenne par rapport au débit de la Meuse n'était peut-être pas suffisante pour détourner des poissons sous ces conditions de haut débit.

3. Discussion

Les relevés ponctuels nocturnes réalisés au filet à dérive à la prise d'eau de l'échelle à poissons du barrage d'Andenne ont principalement permis de mettre en évidence une dérive larvaire estivale, concernant surtout le gardon et le hotu (premier stade juvénile) comme espèces principales. Étant donné que ce suivi n'était pas permanent, il est impossible de mettre en évidence statistiquement une influence environnementale particulière. Le pic de captures de larves observé à la fin juin 2004 est probablement influencé par une éclosion massive des œufs de gardons dans les jours précédents. Par conséquent, la température pourrait être le principal facteur influençant la dérive larvaire en Meuse, par son action sur le déclenchement de la ponte, l'incubation et l'éclosion des œufs des espèces à reproduction printanière, comme c'est le cas pour la dérive larvaire en Mehaigne. Les captures de 0+ dans le filet d'Andenne sont restées nulles durant les relevés d'automne et d'hiver, y compris durant les périodes de hauts débits de la Meuse et de hautes captures de 0+ à la CNT.

La comparaison du système de piégeage classique qu'est le filet à dérive et des filtres de la prise d'eau de la CNT comme outils d'échantillonnage des dévalants indique la limite de ces deux outils. Le filet à dérive à fine maille est efficace pour étudier la dérive des jeunes stades, alors que le maillage plus

large des filtres des prises d'eau de la CNT ne permet pas de suivre leur capture. Il est probable que ces 0+ passent à travers les filtres et subissent un réchauffement mortel dans le circuit de recirculation. A l'inverse, au cours des hauts débits d'automne et d'hiver, le suivi à la CNT permet d'observer une bonne corrélation entre la densité de poissons capturés et l'augmentation des conditions hydrologiques en Meuse. Sous ces conditions, les captures dans le filet de dérive sont nulles, probablement en raison d'une prise d'eau très faible par rapport au débit de la Meuse, en comparaison avec le volume d'eau filtrée considérable à Tihange. Des suivis de la dérive des 0+ au filet en grande rivière (l'Elbe) ont déjà été entrepris avec une bonne efficacité durant le printemps et l'été (OESMANN 2003), mais ces techniques ne sont pas applicables à des conditions élevées de débit, contrairement à l'utilisation des prises d'eau de centrales. Par ailleurs, elles impliquent la mise en œuvre de moyens considérables (bateaux chalutiers).

La densité observée des larves en dérive dans la Meuse à la hauteur du barrage d'Andenne est comprise entre 0 et 60 individus/1000 m³ filtré. A titre comparatif, dans l'Elbe, le taux de dérive larvaire observé en surface dans des filets à dérive était compris entre 0 et 368 individus/1000 m³ (OESMANN 2003). La comparaison de ces résultats avec les nôtres indique un ordre de grandeur similaire du taux de dérive larvaire, sur deux rivières comparables en taille et en communauté de poissons. Cela tend à indiquer une certaine validité de notre système d'échantillonnage de la dérive larvaire au niveau de la prise d'eau d'Andenne, à l'inverse du suivi automnal de la dérive des juvéniles sur la même station

CHAPITRE 12

UTILISATION DE LA COMPOSITION MICROCHIMIQUE DES OTOLITHES DES POISSONS COMME MARQUEUR D'ORIGINE DES POPULATIONS ISSUES DU BASSIN DE LA MEUSE : APPROCHE PRÉLIMINAIRE SUR LE CHABOT

Un dernier problème à traiter en relation avec les résultats des dévalaisons observées dans la Meuse à Tihange concerne l'origine des poissons interceptés. Pour certaines espèces reproductrices lithophiles comme le hotu et le chabot, nous avons émis l'hypothèse d'une dévalaison de 0+ en provenance d'affluents de la Meuse. Nous avons alors exploré les différents marqueurs naturels susceptibles de discriminer les populations de poissons issues de différents affluents de la Meuse. La microchimie des otolithes nous est apparue comme une méthode intéressante et ce chapitre présente les résultats préliminaires d'une étude de discrimination microchimique de populations de chabots.

1. Introduction

Dans la discussion des résultats relatifs aux captures de 0+ sur les filtres de la CNT, nous avons émis l'hypothèse que des poissons comme le hotu, le chevesne ou le chabot pouvaient être originaires des affluents de la Meuse. Afin de vérifier cette hypothèse, nous avons exploré les différentes techniques existantes pour déterminer l'origine des poissons interceptés à la CNT au moyen d'un marqueur naturel, représentatif de la rivière d'origine. Parmi les différentes structures naturelles des poissons (génétique, biochimie enzymatique, morphologie,...) susceptibles d'être utilisées comme marqueur d'un contingent de population, la composition microchimique des pièces calcifiées du poisson est assimilée à un enregistreur continu de l'influence de facteurs endogènes et exogènes sur leur matrice calcique (THRESHER 1999, PANFILI *et al.* 2002). Les otolithes se différencient des autres pièces osseuses par le fait qu'ils ne sont pas intégrés au *turn over* métabolique du poisson (CAMPANA *et al.* 2000, CAMPANA & THORROLD 2001), ce qui implique que leur croissance est continue et qu'ils ne sont en principe pas résorbés par l'organisme. Cette propriété confère aux otolithes le statut de « boîte noire » (LECOMTE-FINIGER 1999). Les teneurs des éléments en trace dans l'otolithe reflètent les caractéristiques physiques et chimiques de l'environnement du poisson associées à sa physiologie (PANFILI *et al.* 2002). A ce titre, l'analyse des empreintes otolithiques des éléments en trace représente un marqueur naturel de groupe (THORROLD *et al.* 1997, CAMPANA *et al.* 2000), y compris pour discriminer les aires natales de reproduction des poissons de rivière (THORROLD *et al.* 1998).

L'objectif de notre étude est de déterminer si la technique de discrimination des contingents de poissons par l'analyse microchimique des otolithes est potentiellement efficace à l'échelle du bassin versant de la Meuse wallonne. Dans le but de favoriser une influence maximale du milieu sur la composition des otolithes, le chabot a été choisi comme modèle biologique car il s'agit d'une espèce dont les profils de mobilité sont probablement limités à l'échelle des affluents, à l'exception d'une dispersion éventuelle vers l'aval des rivières et notamment vers la Meuse, ce qui constitue l'hypothèse soulevée par nos résultats de captures à la CNT.

2. Sites d'échantillonnage

Pour réaliser cette étude, nous avons prélevé des échantillons de chabots dans différentes rivières du bassin de la Meuse liégeoise et hutoise (Tableau 12.2).

Le Hoyoux et le Samson ont été choisis étant donné leur proximité en amont de la CNT. L'Amblève et l'Ourthe ont été choisies arbitrairement en espérant mettre en évidence un contraste marqué des empreintes otolithiques des éléments en trace (Fig. 12.1).

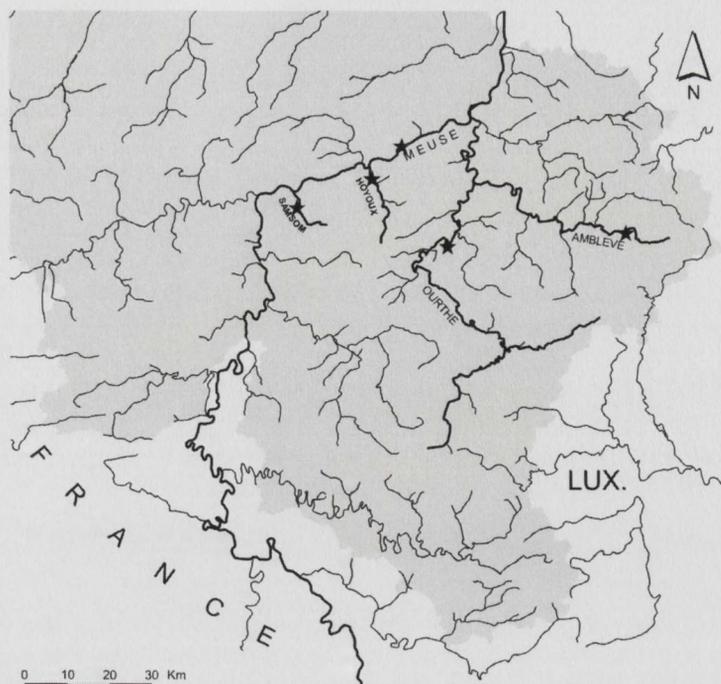


Figure 12.1 : Carte de localisation des sites de prélèvements (représentés par une étoile noire) des chabots dans le bassin de la Meuse wallonne.

Figure 12.1 : Location map of bullhead sampling sites (black stars) within the Walloon River Meuse basin.

Les chabots ont été pêchés à l'électricité sur les différents sites. Les poissons ont été euthanasiés en utilisant d'abord une première dilution 2-phénoxyéthanol (2 ml/l) pour obtenir une lente anesthésie, puis en doublant la dose d'anesthésique ce qui minimise le stress subi par le poisson lors de l'euthanasie. Ensuite, les chabots de chaque lot ont été gardés au congélateur avant les dissections.

3. Prélèvement des otolithes et analyses ICPMS

Une fois le chabot décongelé, la dissection et le prélèvement des otolithes se sont réalisés sous une hotte à air pulsé de manière à limiter les risques de contamination des échantillons par l'air ambiant. Une fois la calotte crânienne et le cerveau enlevés, nous avons extrait les Sagittae gauche et droit au sein de leur cavité, en utilisant des pinces en céramique, ce qui évite toute contamination métallique des otolithes. Ceux-ci ont été ensuite libérés des tissus adhérents et rincés à l'eau MilliQ, séchés puis stockés à sec dans des tubes de polystyrène de 5 ml avant analyse. Tous les outils qui entrent en contact avec les otolithes ont été lavés préalablement à l'acide nitrique, et nous avons utilisé des gants en latex non poudrés lors de la dissection.

Les analyses microchimiques ont été réalisées en collaboration avec G. Bologne et le Prof. J.C. Duchesne du Laboratoire de Pétrologie et de Géochimie Endogène de l'Université de Liège. Après dissolution dans 5 ml d'acide nitrique 4% (HNO₃ 69% VWR pour usage électronique), les échantillons ont été analysés par ICP-MS (Inducted Coupled Plasma Mass Spectrometry) sur un appareil « VG Elemental Plasma Quad PQ2 ». Les conditions opératoires sont reprises dans VANDER AUWERA *et al.* (1998). Des solutions standard Aldrich (pour absorption atomique) ont été utilisées pour la calibration. ¹¹⁵In + ¹⁸⁷Re + ²⁰⁹Bi ont été ajoutés à chaque échantillon et utilisés comme standard interne pour la correction de la dérive. Les isotopes choisis pour la détermination de chaque élément sont ²⁶Mg, ⁵²Cr, ⁵⁵Mn, ⁵⁷Fe, ⁶⁶Cu, ⁶⁶Zn, ⁸⁶Sr et ¹³⁵Ba. La limite de détection (LDD), qui varie pour chaque élément, est donnée dans le Tableau 12.2.

4. Résultats des analyses

4.1. Comparaison entre les empreintes des otolithes gauche et droit

La première série d'analyses concerne des otolithes de chabots 0+ capturés sur les grilles de T2 au cours de l'été 2002. Étant donné que la littérature ne mentionne pas encore d'analyse microchimique des otolithes chez cette espèce, nous avons d'abord comparé les teneurs des éléments en trace entre les otolithes gauche et droit des différents poissons.

Parmi les éléments détectés en concentration suffisante, soit le Mg, le Cr, le Mn, le Cu, le Zn, le Sr et le Ba, aucune différence significative (test non paramétrique de comparaison appariée « Wilcoxon signed rank ») n'a été mise en évidence entre les deux otolithes (Tableau 12.1 ; Fig. 12.2). En conséquence, pour les autres analyses, nous avons analysé en même temps les deux otolithes d'un même poisson pour augmenter la masse analysée pour les sujets plus petits.

	Gauche	Droit
N_a	13	13
L	57.8 ± 2.8	57.8 ± 2.8
P_o (mg)	1.39 ± 0.14	1.46 ± 0.14
Mg	52.7 ± 8.76 26.3 0	48.5 ± 8.7 25.4 7.7
Cr	12.7 ± 1.5 25.4 100	13.8 ± 1.9 24.7 92.3
Mn	5.6 ± 0.9 4.8 2.3	6.1 ± 1.1 4.6 30.8
Fe	767 ± 34.6 434 0	788 ± 57.8 437 0
Cu	8.9 ± 1.7 12.3 69.2	9.2 ± 1.7 12.0 61.5
Zn	42.1 ± 10.5 34.1 30.8	38.9 ± 10.0 33.8 23.1
Sr	256 ± 19.3 0.9 0	258 ± 18.0 0.9 0
Ba	8.7 ± 3.4 4.7 15.4	4.8 ± 0.4 4.6 30.8

Tableau 12.1 : Nombre d'échantillons analysés (N_a), longueur moyenne des chabots (L, mm ± SE) et poids moyen des otolithes analysés (P_o, mg ± SE) en Meuse. Pour chaque élément : **concentrations moyennes** (PPM ± SE), limite moyenne de détection (PPM) et pourcentage d'analyses sous la limite de détection.

Table 12.1 : Number of analysed samples (N_a), mean bullhead body length (L, mm ± SE) and mean body weight of analysed otolith (P_o, mg ± SE) in the River Meuse. For each element, mean concentration (PPM ± SE), mean limit of detection (PPM) and percentage of samples below the detection limit are presented.

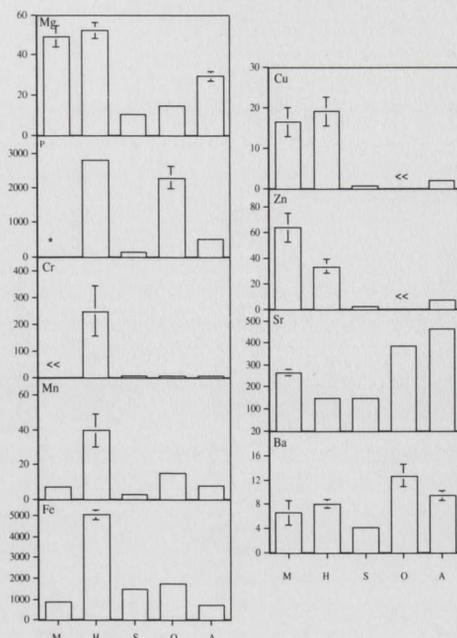


Figure 12.2 : Concentrations (PPM \pm SE) des éléments en trace dans les otolithes de chabots issus de 5 rivières différentes : M = Meuse, H = Hoyoux, S = Samson, O = Ourthe, A = Amblève.

Figure 12.2 : Mean concentrations (PPM \pm SE) of trace elements analysed in bullhead otoliths originating from 5 different rivers : M = Meuse River, H = Hoyoux River, S = Samson River, O = Ourthe River, A = Amblève River.

4.2. Comparaisons entre les différentes rivières échantillonnées

Neuf éléments en trace ont été principalement détectés par l'analyse ICPMS dans les otolithes des chabots issus des différentes rivières d'origine (Fig. 12.2). Trois éléments, le Cr, le Mn et le Fe, présentent un pic de concentration particulièrement prononcé dans le Hoyoux, comparé aux teneurs des autres rivières (Tableau 12.2). En excluant le Hoyoux des comparaisons, la concentration en Cr ne montre pas de différence entre les rivières. En revanche, la concentration en Mn est plus importante dans l'Ourthe que dans le Samson (ANOVA, $F = 14.908$, Fisher PLSD $P = 0.0021$). La teneur en Fe est plus haute dans l'Ourthe que dans les autres rivières (ANOVA, $F = 192.846$, Fisher PLSD $P < 0.05$), plus haute dans le Samson que dans la Meuse et l'Amblève ($P < 0.001$), alors qu'aucune différence entre les teneurs en Fe de ces deux dernières rivières n'est observée.

Le P n'a pas été analysé dans la Meuse, mais sa concentration dans les otolithes des chabots montre des différences significatives entre les autres rivières (ANOVA, $F = 24.068$, $P < 0.0001$). Dans le Hoyoux et l'Ourthe, les teneurs en P des otolithes étaient hautes en comparaison avec celles des échantillons de l'Amblève et du Samson (Fig. 12.2).

Les concentrations en Mg sont aussi différentes entre les rivières d'origine (ANOVA, $F = 37.742$, $P < 0.0001$). Il n'y a pas de différence significative entre les deux teneurs maximales observées dans la Meuse et le Samson, mais les valeurs de ces deux rivières sont significativement supérieures aux autres ($P_s < 0.001$). La concentration dans l'Ambève est supérieure ($P_s < 0.01$) aux deux concentrations observées dans l'Ourthe et le Samson qui sont statistiquement similaires.

Le Cu et le Zn montrent, d'une manière générale, les mêmes variations significatives entre les différentes rivières (Cu : $F = 12.991$, $P_s < 0.05$; Zn : $F = 21.707$, $P_s < 0.01$). Les teneurs de ces deux éléments étant globalement faibles et souvent inférieures à la limite de détection (Tableau 12.1), il est délicat de les utiliser pour des comparaisons précises entre les rivières. Le même constat peut être fait pour le Ba (Tableau 12.2).

	Meuse	Hoyoux	Samson	Ambève	Ourthe
N_a	35	17	29	19	29
L	57.8 ± 2.8	33.0 ± 0.6	65.8 ± 1.1	70.4 ± 1.5	61.3 ± 1.5
P_o (mg)		0.78 ± 0.03	4.16 ± 0.21	3.57 ± 0.34	3.31 ± 0.28
Mg	49.7 ± 4.7 25.7 2.9	52.1 ± 3.8 33.6 0	10.5 ± 0.8 6.1 0	29.3 ± 2.4 13.3 5.3	14.7 ± 0.9 8.8 13.8
P	/	/	154.8 ± 28.4 52 0	515.0 ± 53.8 206 10.5	2292 ± 315.8 871 6.9
Cr	22.4 ± 8.4 26.8 94.3	249.3 ± 94.7 25.6 52.9	11.1 ± 0.5 7.5 0	8.4 ± 0.9 5.02 5.3	8.5 ± 0.8 5.8 24.1
Mn	6.8 ± 0.9 4.9 28.6	39.7 ± 9.7 8.5 0	2.9 ± 0.2 1.6 0	8.2 ± 0.8 2.96 0	15.3 ± 1.4 3.3 0
Fe	861 ± 44.4 506 0	5048 ± 227 757 0	1474 ± 91.0 147 0	712.1 ± 42.0 114 0	1756 ± 53.9 204 0
Cu	13.7 ± 2.3 13.5 51.4	19.1 ± 3.5 6.6 0	0.7 ± 0.1 0.7 34.5	2.0 ± 0.6 1.31 42.1	< 5.4 100
Zn	55.4 ± 8.3 43.3 20.0	33.7 ± 5.4 21.4 23.5	2.1 ± 0.2 1.6 24.1	7.5 ± 2.5 3.21 26.3	< 3.6 100
Sr	262 ± 11.6 1.0 0	149.4 ± 3.3 2.0 0	149.8 ± 3.4 0.5 0	463.1 ± 7.7 0.12 0	387.5 ± 6.2 0.406 0
Ba	6.0 ± 1.3 5.2 40.0	8.0 ± 0.7 8.0 35.3	4.2 ± 0.3 2.9 13.8	9.4 ± 0.8 7.43 31.6	12.7 ± 1.8 6.1 27.6

Tableau 12.2 : Nombre d'échantillons analysés (N_a), longueur moyenne des chabots (L, mm ± SE) et poids moyen des otolithes analysés (P_o, mg ± SE) en relation avec leur rivière d'origine. Pour chaque rivière, les concentrations moyennes (PPM ± SE), la limite moyenne de détection (PPM) et le pourcentage d'analyses sous la limite de détection sont présentés pour les principaux éléments détectés. / = pas d'analyse réalisée, < = concentration trop faible.

Table 12.2 : Number of analysed samples (N_a), mean bullhead body length (L, mm ± SE) and mean otolith weight (P_o, mg ± SE) in respect with their river of origin. For each element, mean concentrations (PPM ± SE), mean detection limit (PPM) and percentage of samples below the limit of detection are presented. / = no analysis conducted, < = to low concentration.

Le dernier élément détecté est le Sr, dont la bonne stabilité et la forte concentration (Tableau 12.2) met en évidence des différences significatives entre les rivières ($F = 297.893$, $P < 0.0001$). Sur la base de cet élément, on peut regrouper les 5 sites d'origine en 3 groupes (Fig. 12.3). Le premier regroupement concerne l'Ourthe et l'Ambève, qui présentent les plus hauts taux de Sr, bien que statistiquement différents ($P < 0.0001$). Le deuxième regroupement est constitué par le Hoyoux et le Samson qui présentent les valeurs les plus faibles, significativement non différentes. Enfin, la Meuse présente une concentration intermédiaire ($P_s < 0.0001$) entre les deux autres groupes.

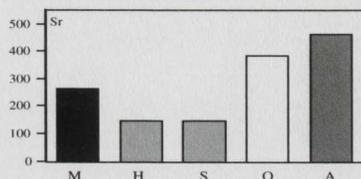


Figure 12.3. Comparaison des teneurs (ppm) en Sr dans les otolithes des chabots issus de la Meuse (M), le Hoyoux (H), le Samson (S), l'Ourthe (O) et l'Ambève (A). Les différences significatives sont visualisées par les différences de couleur entre les colonnes correspondant à chaque rivière.

Figure 12.3 : Comparison of Sr concentrations (PPM) in otoliths of bullhead caught in the River Meuse (M), Hoyoux (H), Samson (S), Ourthe (O) and Ambève (A). Significant differences are showed by the color differences between columns of each river.

Le Sr, le Fe et le Mn sont les trois éléments dont les teneurs semblent suffisantes pour réaliser des comparaisons fiables entre les populations de chabots des différentes rivières. Aussi nous avons réalisé une ACP sur les individus des différentes rivières basée sur les teneurs en ces 3 éléments (Fig. 12.4).

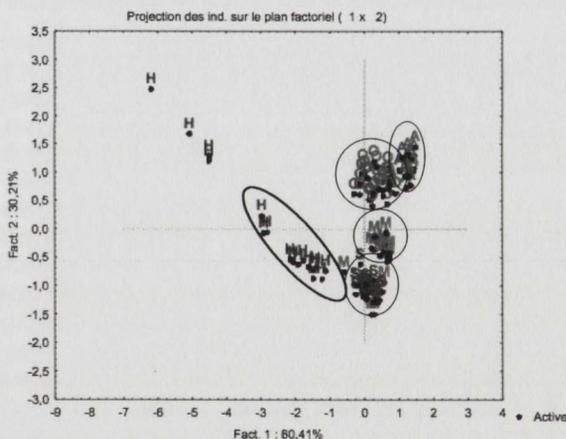


Figure 12.4. : Répartition spatiale par Analyse à Composantes Principales (ACP) de l'ensemble des échantillons ($n = 129$) issues des cinq rivières étudiées sur la base des concentrations en Fe, Mn et Sr.

Figure 12.3 : Spatial distribution of all the samples ($n=129$) from the 5 rivers as revealed by an PCA based on Fe, Mn and Sr concentrations.

5. Discussion

5.1. Aspects méthodologiques

La congélation des poissons entiers durant une période variable avant le prélèvement des otolithes est considérée comme une pratique qui n'affecte pas la composition microchimique de ceux-ci. Toutefois, MILTON & CHENERY (1998) ont montré que la congélation des poissons entiers pouvait induire un léger effet sur quelques éléments (Na, Mg, Co et Ba) mais ils soulignent que la plus grande source de variabilité provient de la zone de l'otolithe analysé, problème qui ne concerne pas notre étude étant donné que nous avons utilisé l'entièreté des otolithes. La conservation à sec des otolithes après dissection est une méthode neutre pour l'analyse (MILTON & CHENERY 1998). Bien que nous ayons pris les précautions habituelles pour éviter toute contamination lors des différentes étapes de préparation des otolithes (utilisation de pinces non-métalliques, nettoyage de tous les instruments à l'acide nitrique, rinçage des otolithes dans de l'eau MilliQ, dissection sous hotte à air pulsé), on ne peut exclure un risque de contamination quand on travaille à l'échelle du PPM (THRESHER 1999). Face à cette incertitude peu étudiée, nous nous rangeons à la majorité des résultats publiés étant donné que nous avons utilisé un protocole de dissection et d'analyse commun à la plupart des études. A nouveau, ces incertitudes concernent surtout les analyses à ablation laser (LA-ICPMS) qui concernent des fractions d'otolithes. Enfin, PROCTOR & THRESHER (1998) indiquent que les manipulations classiques de préparations des otolithes pour les analyses induisent des effets sur les éléments en concentration les plus faibles, moins sur des éléments comme le Sr. Nous n'avons aucune information sur un effet potentiel de la solution euthasiant (2-phénoxyéthanol) sur la teneur des éléments en trace des otolithes.

5.2. Différentiation géographique microchimique

5.2.1. Cas des éléments en trace non discriminants

La matrice de base des otolithes est composée de carbonate de calcium (CaCO_3). L'otolithe est un composé relativement pur, puisqu'il semble que la proportion d'impuretés inorganiques représente moins de 1% de la masse de l'otolithe (PANFILI *et al.* 2002). Les compositions des éléments en trace dans les otolithes sont en général similaires parmi les téléostéens (DEGENS *et al.* 1969). La composition microchimique de l'otolithe est, d'une part, influencée par l'endolymphe dans laquelle il baigne (THRESHER 1999) et, d'autre part, est également influencée par les facteurs environnementaux dans le processus complexe de formation de l'otolithe, acellulaire, et dépendant de l'endolymphe (PANFILI *et al.* 2002). Le suivi des teneurs des éléments sur différentes stations de la rivière Sagami au Japon et ses affluents a permis de montrer des variations saisonnières dans la teneur des éléments dues aux variations du débit ainsi qu'à des apports anthropogéniques (IWASHITA & SHIMAMURA 2003).

Une revue de la littérature montre qu'un certain nombre d'éléments sont plus souvent utilisés comme outil de discrimination (Tableau 12.3), parmi lesquels le Sr et le Ba sont très souvent retenus pour déceler des déplacements de poissons le long du gradient halin formé par les rivières, les estuaires et la mer (THORROLD *et al.* 1997, CAMPANA *et al.* 2000).

I											VIII						
	IIA											III A	IV A	VA	VIA	VII A	
Li	Be											B	C	N	O		
Na	Mg	IIIB	IVB	VB	VIB	VII B	VIII B		IB	II B		Al	Si	P	S	Cl	
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn			As	Se	Br	
Rb	Sr	Y	Zr		Mo					Ag	Cd		Sn				
Cs	Ba										Hg	Tl	Pb	Bi			
	Ra																

Lanth.	La																
Actinides		Th		U													

Tableau 12.3 : Distributions dans le tableau périodique des éléments reportés dans la littérature comme discriminant significativement entre des stocks, des populations ou des individus dans différents sites en milieu marin (Repris de PANFILI *et al.* 2002).

Table 12.3 : Distributions among the periodic table of elements reported in the literature as discriminant between fish stocks, populations of individuals in different sites in marine environment. (from PANFILI *et al.* 2002).

Deux éléments, le P et le Fe, montrent des variations importantes parmi les espèces marines (THRESHER 1999). Les différences en P semblent être réelles et non dues à un biais dans les méthodes d'analyses, et ne sont pas clairement expliquées par les auteurs qui les mentionnent. Les variations en Fe indiquent plutôt des contaminations (SIE & THRESHER 1992).

Dans notre étude, les comparaisons des teneurs des éléments en trace dans les otolithes de chabots ont montré des différences significatives selon les rivières d'origine des échantillons analysés.

Les concentrations de certains éléments ont révélé l'influence de perturbations anthropogéniques des rivières wallonnes concernées. C'est le cas du Fe, du Cr et du Mn qui sont particulièrement abondants dans le Hoyoux. Le site de prélèvement des chabots dans cette rivière est proche d'industries sidérurgiques, particulièrement abondantes dans le passé dans ce secteur (HOUBRECHTS & PETIT 2004). Il est possible que l'analyse de chabots issus de parties plus en amont du Hoyoux aurait donné des résultats différents, ce qui pourrait être vérifié par de nouvelles analyses ICPMS. Mais nous avons choisi d'échantillonner dans le bas Hoyoux en raison de l'hypothèse émise d'une connexion démographique entre le Hoyoux et la Meuse. Les secteurs échantillonnés dans l'Ourthe et le Samson ont également connu un passé industriel sidérurgique, mais moins développé que dans le Hoyoux (HOUBRECHTS & PETIT 2004). En conséquence, la prise en compte du Fe, du Cr et du Mn comme marqueurs naturels des rivières est délicate étant donné l'influence potentielle d'anciennes activités sidérurgiques, pas toujours bien localisées mais en général abondantes dans les bassins des rivières de Wallonie. Néanmoins, ces éléments peuvent contribuer à discriminer des contingents différents en relation avec d'autres éléments. La littérature ne men-

tionne pas l'utilisation du Fe comme élément discriminant de stocks de poissons, mais d'autres éléments d'origine anthropogénique comme le Pb ont un potentiel discriminant dans des milieux contaminés (SPENCER *et al.* 2000).

Conformément à ce qui est mentionné dans la littérature, nous avons observé des variations significatives entre les concentrations en P, qu'il est difficile d'interpréter. Le P est naturellement piégé dans les structures osseuses, qui servent de réserve de P à l'organisme (à l'exception de l'otolithe non résorbable). Ces variations de P peuvent indiquer des différences dans le métabolisme de stockage du P. THRESHER (1999) mentionne une influence probable de différents facteurs comme la température, le stress, la maturité sexuelle, le régime alimentaire ou d'autres variables environnementales. Une influence des activités agricoles (engrais, lisiers,...) sur la teneur du P dans les rivières n'est pas à exclure dans certaines zones de Wallonie. Malgré cette variabilité peu expliquée, le P est utilisé comme un des éléments discriminants des stocks de poissons (SEVERIN *et al.* 1995, TZENG *et al.* 2005).

Parmi les autres éléments révélés par l'analyse ICPMS, le Cu et le Zn semblent suivre la même évolution de concentration parmi les différents lots d'otolithes analysés. Néanmoins, en raison d'un pourcentage important de concentrations inférieures à la LDD, il est délicat d'utiliser ces deux éléments pour des comparaisons précises. Le Zn a été utilisé comme marqueur de migrations de l'omble chevalier *Salvenilus alpinus* vers les milieux estuariens et marins, mais aussi comme un marqueur de croissance estivale pour des populations de lac, l'absorption du Zn provenant uniquement de la nourriture dans les milieux non anthropisés (HALDEN *et al.* 2000). Le Cu et le Zn étaient fréquemment sous la limite de détection dans des otolithes d'alose américaine *Alosa sapidissima* provenant de trois rivières natales différentes (THORROLD *et al.* 1998).

Le Mg présente des concentrations suffisantes pour être considéré comme un élément potentiellement marqueur naturel des rivières d'origine. Selon les résultats relatifs à cet élément, le contingent de chabots de la Meuse semble proche de celui du Hoyoux. Cependant, la différence de concentration en Fe entre le Hoyoux et la Meuse semble exclure un lien entre la Meuse et le bas Hoyoux. Une dérive de chabots 0+ depuis le haut Hoyoux jusqu'en Meuse nous paraît peu probable. Sur la base de l'utilisation de plusieurs éléments dont le Mg, IANELLI (1997) rapporte une discrimination géographique correcte à 85% entre des stocks de saumons Sockeye *Oncorhynchus nerka* provenant d'Alaska et de l'Etat de Washington, malgré des concentrations inférieures à la limite de détection nominale (Rayons X). Avec le Cd, le Mg a donné également une fiabilité de 89% pour attribuer des juvéniles de soles *Solea solea* provenant d'estuaires différents (DE PONTUAL *et al.* 2000).

Le Ba présente un trop grand pourcentage de données proches ou inférieures à la LDD pour pouvoir être utilisé avec précision dans les comparaisons inter rivières. Dans la majorité des études auxquelles nous faisons référence dans ce chapitre, cet élément est pourtant très souvent discriminant, tant en eau douce

qu'en milieu marin. Il est difficile de discuter la cause de cette faible teneur en Ba comparé aux autres études, normalement en relation directe avec la géochimie des lits des rivières.

5.2.2. Cas du Sr, élément discriminant

La concentration du Sr dans les otolithes a souvent été utilisée comme marqueur du milieu marin, de l'eau douce et des migrations amphihalines (THORROLD *et al.* 1997 ; THORROLD *et al.* 1998, THRESHER 1999, CAMPANA *et al.* 2000, HALDEN *et al.* 2000, KAFEMANN *et al.* 2000, SECOR & ROOKER 2000, VOLK *et al.* 2000). Chez les otolithes du saumon atlantique, on a observé des différences entre les teneurs en Sr dans les stries de croissance correspondant à l'eau douce qui reflètent des variations locales de Sr en raison de la géologie ou de la pollution (Friedland *et al.* 1998). THORROLD *et al.* (1998) ont montré que sur la base de 3 éléments (Sr, Ba, Mg) il était possible d'attribuer les aloses pré-migrantes à leur rivière natale connue avec une précision de 80 à 90%. Chez plusieurs espèces de Salmonidae du Pacifique, on a observé des teneurs en Sr plus importantes dans les otolithes de 0+ issus de femelles qui mûrissent en mer que chez les 0+ issus de femelles vivant exclusivement en eau douce (VOLK *et al.* 2000). L'évolution du rapport Sr/Ca a également permis de mettre en évidence des différences d'âge de métamorphose entre des stocks différents d'*Anguilla marmorata*, suggérant des recrutements plus rapides chez certains stocks (ARAI *et al.* 2002). Enfin, chez des espèces euryhalines comme la brème commune, le gardon et le sandre, l'analyse du Sr : Ca permet de mettre en évidence des différences individuelles dans les migrations au sein d'habitats en eaux saumâtres (KAFEMANN *et al.* 2000), avec, au sein d'une même espèce, un groupe d'individus qui se déplacent longitudinalement de manière plus importante entre la rivière et l'estuaire qu'un second groupe plus sédentaire au niveau de l'estuaire.

La comparaison des concentrations en Sr parmi les échantillons de chabots des différentes rivières wallonnes permet d'associer plusieurs regroupements qui correspondent par ailleurs à une certaine proximité géographique. Ces résultats suggèrent qu'il n'y aurait pas de lien entre le contingent de la Meuse et ceux des deux affluents les plus proches en amont, le Hoyoux et le Samson. Etant donné qu'il est difficile d'imaginer une dérive de longue distance pour les 0+ de chabots en Meuse depuis des affluents plus lointains, cette étude nous conduit à envisager l'existence d'une population de chabots installée dans la Meuse même. Le chabot est présent dans la Haute Meuse (GOFFAUX 2005), et il a été observé en 1999 en dévalaison à travers les turbines hydroélectriques du barrage de Linne en Meuse hollandaise (HADDERINGH et BRUIJSE 2002). Sa présence en Meuse implique qu'une espèce lithophile comme le chabot aurait développé une certaine plasticité dans ses exigences en substrat de reproduction. Cette hypothèse est renforcée par des observations ponctuelles de la présence d'œufs de hotus collés sur les graviers accumulés dans certaines échelles à poissons (PONCIN *et al.* 1990), ce qui montre qu'une espèce sensée être strictement lithophile peut manifester une certaine plasticité dans ses exi-

gences. Certains habitats artificiels en Meuse comme les radiers au pied des barrages pourraient être utilisées par le chabot comme substrat de ponte alternatif.

5.3. Conclusions et perspectives

L'objectif initial, qui était d'essayer de discriminer des stocks de poissons provenant d'affluents différents dans le bassin versant de la Meuse a été rempli. L'utilisation de la microchimie de l'otolithe a montré qu'elle permettait de discriminer des poissons issus d'affluents de la Meuse proches les uns des autres, à l'échelle du bassin versant de la Meuse. Dans le cas particulier des chabots 0+ interceptés à Tihange, cette analyse a permis d'exclure le Hoyoux et le Samson comme site de naissance de ces 0+ dévalants, en avançant une nouvelle hypothèse d'une population mosane, étayée par quelques observations de chabots dans d'autres stations de la Meuse.

Ces résultats préliminaires ouvrent des perspectives intéressantes de discrimination des poissons dévalants. Pour valider la technique avec une plus grande confiance, nous pourrions comparer les empreintes microchimiques de smolts de saumon atlantique interceptés dans la Meuse à Tihange avec les smolts capturés en dévalaison dans les affluents d'origine comme le Samson. Par ailleurs, nous avons également formulé l'hypothèse d'une origine possible des affluents de la Meuse pour les hotus 0+ dévalants interceptés à Tihange. Les affluents les plus probables seraient la Mehaigne, la Lesse et la Semois. Des analyses d'otolithes de 0+ prélevés dans ces rivières et sur les prises d'eau de la CNT pourraient être réalisées dans ce but.

CHAPITRE 13 :

DISCUSSION GÉNÉRALE

1. Introduction

Pour rappel, voici les problèmes biologiques que nous avons tenté d'éclaircir dans le cadre de ce travail. L'objectif de ce chapitre sera de discuter si les résultats obtenus au travers de la démarche scientifique suivie ont permis de répondre à ces hypothèses.

- La récolte des poissons sur prises d'eau est une méthode valable d'échantillonnage des poissons en grand fleuve.
- La plupart des espèces de l'ichtyofaune de la Meuse réalisent des migrations vers l'aval, à des stades de vie divers et sous des conditions environnementales variées. Il existe des connexions démographiques entre les affluents et la Meuse.
- Les modifications anthropiques de la Meuse ont des conséquences sur les patrons de dévalaison des poissons.

Nous concluons ce chapitre en proposant des mesures de protection des poissons en dévalaison au niveau des prises d'eau industrielles.

2. Le suivi des captures de poissons sur les prises d'eau de la CNT : une méthode valable scientifiquement ?

Le suivi des captures de poissons sur les prises d'eau de la CNT a permis d'obtenir de nouvelles informations sur la communauté de poissons à Tihange, qu'il convient de comparer avec les autres sources de données ichtyologiques de la Meuse.

2.1. Comparaison de la biodiversité recensée à Tihange avec les autres données disponibles sur la Meuse wallonne (Tableau 13.1)

Les données bibliographiques les plus récentes sur la composition de la communauté des poissons dans la Meuse concernent, d'une part, une campagne de recensements par pêche électrique et aux filets maillants dans la Haute Meuse (zone de Heer-Agimont) dans le cadre de la mise au point d'un Indice Biotique Poissons européen (GOFFAUX 2005), et d'autre part, les contrôles réguliers des échelles (ancienne et nouvelle) du barrage de Lixhe par l'équipe du LDPH - ULg (PHILIPPART & RIMBAUD 2005).

2.1.1. Richesse en espèces

La première approche a permis de recenser 24 espèces, la seconde 31 espèces, et notre étude 33 espèces (Tableau 13.1) par rapport à un total de 36 espèces mises en évidence par les 3 méthodes. D'un point de vue qualitatif, il apparaît donc que le suivi des poissons sur les prises d'eau de la CNT apporte le maximum d'informations sur les espèces présentes dans la Meuse. L'avantage offert par cette technique s'explique de deux manières. En premier lieu, le canal d'amenée de la CNT, par sa taille et sa morphologie, détourne particulièrement bien le flux des poissons en dévalaison dans la Meuse à proximité de la rive droite. Or, la dévalaison semble concerner toutes les espèces, à un moment donné de leur cycle de vie. En deuxième lieu, le volume d'eau de la Meuse dérivé dans le canal d'amenée est important. En moyenne sur les 4 années d'étude, le débit moyen pompé était de 44.1 m³/s. Sur un intervalle de 48h entre deux récoltes, le débit total pompé est en moyenne de 7 620 480m³. En rapportant ce volume à l'échelle de la Meuse, qui a une section moyenne de 600 m² (100 m x 6 m) dans cette zone canalisée, le volume d'eau filtrée sur 48 h correspond à 12.7 km de rivière. Bien qu'il est important de distinguer une population de poissons en mouvement dans un volume d'eau avec une population en place, les pêches scientifiques à l'électricité et aux filets maillants ne peuvent couvrir un volume d'habitat équivalent. Le suivi des échelles à poissons est également une source performante d'informations pour recenser le nombre d'espèces présentes. Un tel outil permet d'intercepter les poissons en cours de migration vers l'amont, mouvement réalisé par la majorité des espèces au moment de leur reproduction. Sur la période 1999-2004, le nombre total de poissons capturés dans les deux échelles de Lixhe était de 63974, soit moins de la moitié du nombre échantillonné à la CNT (149 597).

Néanmoins, nous devons remarquer que les techniques classiques de pêche scientifique et les contrôles des échelles recensent quelques espèces absentes dans les captures à Tihange. L'able de Heckel et l'ablette spirilin parmi les espèces autochtones, la perche soleil et le poisson-chat américain parmi les espèces allochtones sont absents des données de Tihange. A l'exception de l'ablette spirilin, les 3 autres espèces ont été capturées uniquement en très petit nombre à Lixhe. En revanche, les contrôles à la CNT ont mis en évidence des espèces non capturées par les autres techniques comme l'ombre commun (0+),

l'épinochette, la petite lamproie ainsi que le pseudorasbora (allochtone). Ces espèces sont *a priori* très rares en Meuse, et leur petite taille (à l'exception de l'ombre commun) ne leur permet pas soit de remonter les échelles à poissons, soit d'être retenues par le piège de capture à larges barreaux. Enfin, la pêche à l'électricité et aux filets maillants dans la Haute Meuse ne présente pas une efficacité maximale sur les petites espèces benthiques comme la petite lamproie. Il faut donc tenir compte, dans les différentes sources de données, de la sélectivité de chacune des méthodes utilisées sur la taille des poissons et sur les espèces.

ESPECE	Tailfer 1988-1994 Prignon et al. 1998	Heer-Agimont Goffaux 2005	Meuse Liégeoise Philippart et al. 1988	Monsin 1988-1996 Philippart 2000	Lixhe 1999-2004 Philippart et al. 2005	Tihange 2001-2004 Sonny 2006
Migrateurs						
<i>Anguilla anguilla</i>	1673	P	1296	7421	14999	455
<i>Salmo salar</i>					15	25
Rhéophiles						
<i>Alburnus bipunctatus</i>	3	P		8	83	
<i>Barbatula barbatula</i>		P	8	1	1	90
<i>Barbus barbus</i>	422	P	17	149	94	188
<i>Chondrostoma nasus</i>	2296	P	157	13	171	4094
<i>Cottus gobio</i>		P			+	1221
<i>Lampetra planeri</i>						49
<i>Leuciscus cephalus</i>	3198	P	332	3753	258	6310
<i>Leuciscus idus</i>	9	P		42	32	147
<i>Leuciscus leuciscus</i>	1973	P	38	7	33	28
<i>Phoxinus phoxinus</i>		P	3		7	20
<i>Salmo trutta</i>	404	P	13	32	75	670
<i>Thymallus thymallus</i>	5					1
Ubiquistes ou limnophiles						
<i>Abramis bjoerkna</i>	6853	P		185	926	161
<i>Abramis brama</i>	1297	P	276	3012	8971	9908
<i>Alburnus alburnus</i>		P	9549	7578	22509	37984
<i>Carrasius auratus gibelio</i>					4	2
<i>Carrasius carassius</i>	4		7	2	2	90
<i>Cyprinus carpio</i>	1	P	57	1	63	170
<i>Esox lucius</i>		P	26		4	18
<i>Gasterosteus aculeatus</i>			59	8	4	76
<i>Gobio gobio</i>	312	P	833	12	76	608
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	12	P	17	19	4	1766
<i>Leucaspis delineatus</i>					1	
<i>Perca fluviatilis</i>	734	P	475	19	250	984
<i>Pungitius pungitius</i>						11
<i>Rhodeus sericeus</i>		P	1	1	2	102
<i>Rutilus rutilus</i>	138518	P	5356	2281	15002	83526
<i>Sander lucioperca</i>	10	P		1	5	656
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	50	P	617	33	43	90
<i>Silurus glanis</i>					5	2
<i>Tinca tinca</i>	17	P	1030	1	154	30
Non-indigène						
<i>Aspius aspius</i>					13	5
<i>Ictalurus melas</i>			4		1	
<i>Lepomis gibbosus</i>	1		4	12	1	
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	41		2		7	85
<i>Pseudorasbora parva</i>						59
<i>Salvenilus fontinalis</i>	13			1	3	
NOMBRE ESPECE	23	24	25	25	32	34

Tableau 14.1 : Comparaison des espèces autochtones, allochtones et naturalisées (fond grisé) recensées dans la Meuse par échantillonnage classique (pêche électrique + filet) et contrôle d'échelles à poissons avec les espèces recensées en dévalaison à la CNT.

Table 13.1 : Comparison of native, non native and naturalised (grey) species monitored in the River Meuse by classical sampling methods (electro-fishing & fish nets) and fish ladders controls with species recorded during downstream migration at the TNPP.

2.1.2. Abondance relative des espèces

Une plus grande différence entre les 3 techniques est observée quand on considère l'abondance relative des espèces de poissons. Cela reflète aussi en partie la localisation géographique des 3 sites d'études. Dans la Haute Meuse, les espèces dominantes sont des eurytopes et des rhéophiles, soit par ordre d'abondance : le gardon, le goujon, le chevesne, l'ablette, le hotu, la perche, la grémille, le barbeau. Les limnophiles comme les brèmes et la tanche ainsi que les rhéophiles strictes comme le chabot sont plus rares (GOFFAUX 2005). Cette communauté de poissons pourrait être qualifiée de « à tendance zone à barbeau ». A Lixhe, sans compter l'anguille, les espèces les plus abondantes sont : l'ablette, le gardon, la brème commune, la brème bordelière, le chevesne, la perche, le hotu, et la tanche, les autres espèces étant plus rares (PHILIPPART & RIMBAUD 2005). Cette communauté s'apparente plutôt à celle d'une zone à brème, avec néanmoins la présence de quelques rhéophiles. A la CNT, les espèces les plus abondantes sont le gardon, l'ablette commune, la brème commune, le chevesne, le hotu, la grémille et le chabot. Cette communauté se caractérise par une transition entre la zone à barbeau et la zone à brème.

2.1.3. Bilan des données de la Meuse

Le cumul des 3 techniques d'échantillonnage évoquées porte à 36 le nombre d'espèces recensées dans la Meuse wallonne. Bien que des différences mineures existent entre ces 3 sites d'études, il semble que la Meuse wallonne comprenne globalement une ichtyofaune qui la situe à un statut intermédiaire entre une zone à barbeau et une zone à brème. Par conséquent, si la canalisation de la Meuse l'a physiquement transformée en zone à brème artificielle, le maintien de certaines espèces rhéophiles révèle non seulement une bonne qualité de l'eau, mais aussi le fait que ces espèces ont développé de nouveaux comportements d'utilisation de l'habitat pour s'y maintenir. Un monitoring de la biodiversité des poissons en Meuse devrait inclure systématiquement ces 3 techniques, qui par ailleurs se complètent bien géographiquement : pêches scientifiques dans la Haute-Meuse correspondant physiquement plus à une zone à barbeau, contrôles continus des poissons dévalants sur les prises d'eau de la CNT, contrôles continus des poissons en remontée dans les échelles de Lixhe à la frontière hollandaise.

2.2. Représentativité de la biodiversité des captures sur les prises d'eau dans d'autres milieux

L'utilisation des captures de poissons sur des prises d'eau comme méthode d'échantillonnage scientifique a été éprouvée à plusieurs reprises sur des sites situés dans des milieux variés.

Sur les 122 espèces de poissons connues sur la côte anglaise et galloise, HENDERSON (1989) en recense 118 sur plusieurs prises d'eau de refroidissement de centrales, soulignant la haute représentativité de la biodiversité entraînée sur les prises d'eau par rapport au milieu marin et estuarien.

Milieu	Site	N espèces sur prises d'eau	N espèces total	Référence
Marin	Côte sud UK	118	122	HENDERSON 1989
Estuaire	Medway (Kent)	X	X+2	VANDENBROEK 1979
	Mewedehaven	17	30	HADDERINGH <i>et al</i> 1983
	Amer	21	30	
	Escaut (Doel)	28	34	Maes <i>et al</i> 2001
Rivière	Meuse (Maas & Claus)	13	30	HADDERINGH <i>et al</i> 1983
	Waal (Gelderland)	23	30	
	Ijssel (Harculo)	24	30	
	Meuse (Linne)	21	36	HADDERINGH & BRUIJS 2002
	Canal Albert	36	39	VERREYCKEN <i>et al</i> 1990
	Rhône français	27	32	OLIVIER 1992

Tableau 13.2 : Comparaisons du nombre d'espèces de poissons observées sur des prises d'eau par rapport à la biodiversité existante dans différents milieux en Europe.

Table 13.2 : Comparisons between the number of fish observed at water intakes with the existing fish diversity in different sites in Europe.

VAN DEN BROEK (1979) a comparé des échantillonnages de poissons sur des prises d'eau dans un estuaire avec des échantillonnages au chalut et a observé qu'à l'exception de deux espèces, toutes étaient capturées par les deux méthodes. Dans le delta commun à la Meuse et au Rhin, 17 espèces sur 30 ont été recensées à la centrale de Mehedehaven et 19 à la centrale de Amer (HADDERINGH *et al.* 1983). MAES *et al.* (2001) ont comparé la biodiversité des poissons entraînés sur les prises d'eau de la centrale de Doel dans l'estuaire de l'Escaut avec celle des poissons recensés par une campagne d'échantillonnages. Sur un total de 34 espèces de poisson recensées, ils en comptaient 30 par la technique d'échantillonnage au chalut et 28 sur la prise d'eau, avec 24 espèces communes aux deux méthodes. Par ailleurs, l'abondance des poissons sur les prises d'eau était 5 fois plus grande que dans les chaluts.

Dans le canal Albert à la centrale de Langerlo près de Genk, une importante biodiversité de poissons a été recensée tant sur les filtres de la prise d'eau que dans le canal d'amenée de la centrale et le canal Albert (VERREYCKEN *et al.* 1990).

Sur des prises d'eau de centrales électriques classiques situées dans le bassin de la Meuse et du Rhin aux Pays-Bas, HADDERINGH *et al.* (1983) ont recensé un total de 30 espèces, parmi lesquelles seules 13 ont été observées sur les centrales de Maas et Claus le long de la Meuse. Cette faible biodiversité observée par rapport à la communauté potentielle de poissons dans cette zone de la Meuse peut s'expliquer par des échantillonnages trop ponctuels sur une trop courte période d'étude (24h de récoltes/mois sur un an). Par ailleurs, la disposition des prises d'eau de ces deux centrales, dans des bras morts, loin du courant principal de la Meuse, n'expose pas les poissons dévalants à celles-ci. Dans la Meuse hollandaise, au barrage de Linne, un total de 21 espèces de poissons a été recensé en dévalaison par capture au filet à la sortie d'une turbine de la centrale hydroélectrique (HADDERINGH & BRUIJS 2002). Le nombre d'espèces réellement présentes dans ce secteur de la Meuse est sans doute similaire à celui observé à Lixhe vu la proximité de ces deux sites.

Le suivi des captures des poissons sur la prise d'eau de refroidissement de la centrale Saint-Alban-du-Rhône/Saint-Maurice-l'Exil dans le Haut Rhône français a révélé un plus petit nombre d'espèces de poissons (27 espèces) que celui recensé (32 espèces) par 10 années de campagne de pêches scientifiques dans plusieurs stations de cette zone (OLIVIER 1992). Dans ce cas, la plus grande échelle spatio-temporelle prise en compte par les pêches scientifiques explique, selon l'auteur, cette différence de diversité. Néanmoins, les captures à cette centrale ont mis en évidence des espèces non recensées par pêche scientifique, comme la petite lamproie et l'able de Heckel, deux espèces considérées comme très rares. Pourtant, la prise d'eau de refroidissement de cette centrale est plus importante que celle de la CNT (débit de 120 m³/s en fonctionnement normal), et son canal d'amenée s'oriente parallèlement à la rivière comme à la CNT, déviant donc probablement aussi efficacement les poissons en dévalaison.

2.3. Relation entre les profils de captures sur les filtres de prises d'eau et les patrons réels de dévalaison des poissons

En rivière, les déplacements des poissons vers l'aval sont particulièrement importants chez les jeunes stades, et la plus grande majorité des espèces de rivière ont incorporé la dérive des 0+ dans leur cycle de migration (PAVLOV 1994). C'est PAVLOV (1969) qui le premier associa le taux d'entraînement des jeunes poissons sur les stations de pompage aux rythmes saisonniers de dérives des différentes espèces. CARTER & READER (2000) ont comparé la biodiversité des 0+ en dérive dans la rivière Trent à celle des 0+ capturés sur les prises d'eau d'une centrale située sur cette même rivière. Ils ont observé une diversité similaire selon les deux techniques, avec le gardon et la brème commune comme espèces dominantes.

Dès lors, l'échantillonnage des poissons sur les prises d'eau s'est révélé être une technique efficace pour mettre en évidence des profils de mobilité vers l'aval. OLIVIER (1992) présente une série d'avantages liés à cette technique : stabilité géographique, constance du débit pompé, peu de sources d'artefact, pas limité par des conditions extrêmes d'hydrologie. Par contre, ce même auteur précise que cette technique ne permet pas de donner une bonne estimation de la quantité de poissons en dérive par unité de volume.

La majorité des études sur les prises d'eau en rivière ont montré la correspondance entre le phénomène d'entraînement et la dérive des poissons, en se focalisant principalement sur les 0+ (MARCY 1973, GRIMES 1975, LESLIE *et al.* 1979, PAGE *et al.* 1979, HADDERINGH *et al.* 1983, 1988, BROWN & ARMSTRONG 1985, OLIVIER 1992, PAVLOV 1994, CARTER & READER 2000). Chez les Cyprinidae, la dérive des 0+ est observée sur les prises d'eau essentiellement durant les premières semaines de vie (maximum en juin-juillet en Europe) et diminue ensuite progressivement pour rester bas durant le reste de la première année de vie (BROWN & ARMSTRONG 1985, OLIVIER 1992, CARTER & READER 2000). Durant cette période de dérive estivale, l'influence des facteurs hydrologiques comme le débit et la turbidité est peu claire (OLIVIER 1992), voire nulle

(CARTER & READER 2000). En revanche, l'influence du cycle nyctéméral et plus précisément de la luminosité sur la dérive est directement observée sur les prises d'eau, avec un plus grand nombre d'individus capturés durant la nuit. Les mécanismes biologiques sous-jacents ont déjà été discutés au chapitre 9 de ce travail.

Notre étude, dont les résultats de dérive estivale correspondent à ceux observés dans d'autres rivières, mettent en évidence des pics de dérive des 0+ plus importants durant les hausses automnales du débit de la Meuse que durant l'été, au moins au cours des années 2001 et 2002. Cette observation n'a pas été faite, selon nos connaissances, sur d'autres sites en rivière.

2.4. Conclusion : validation de la méthode

En conclusion, il apparaît que les données biologiques apportées dans notre étude peuvent être utilisées comme une source de données rigoureuses à exploiter sur le plan de l'écologie scientifique. La technique de récolte sur les prises d'eau, quel que soit le milieu aquatique concerné, a fait l'objet d'une validation scientifique attestée par les publications qui traitent de ce sujet. Dans notre cas, nous avons vu que la biodiversité observée était supérieure à celle établie au moyen de campagnes de pêches scientifiques et de contrôles d'échelles à poissons dans la Meuse wallonne. La méthode du suivi des captures de poissons sur des prises d'eau devrait être adoptée comme une méthode scientifique complémentaire de suivi (monitoring) de l'évolution de la biodiversité et de la qualité écologique de l'ichtyofaune de la Meuse.

Nous avons également vu que les rythmes annuels, saisonniers et journaliers des captures de poissons sur les prises d'eau de Tihange pouvaient être mis en relation statistique avec les caractéristiques hydrologiques de la rivière (débit, turbidité, température), avant de subir l'influence directe du pompage de l'eau par la CNT. En conséquence, cette étude a permis de mettre en évidence l'influence de certains facteurs environnementaux sur des formes de déplacements vers l'aval qui font partie de la stratégie migratoire des espèces de poissons.

3. Nouvelles données acquises sur le comportement de mobilité des poissons dans la Meuse

Les résultats apportés par cette étude mettent en évidence un nouvel aspect de l'écologie comportementale des poissons dans les grands fleuves canalisés. En plus du fait que la biodiversité ichtyologique de la Meuse qui s'avère meilleure que le potentiel d'accueil offert par ses habitats peu variés et de faible qualité, il apparaît que la Meuse est un couloir de déplacements vers l'aval commun à beaucoup d'espèces. La caractérisation de ces grandes vagues de dévalaison au cours d'une année hydrologique met en évidence des mécanismes de mobilité active et passive encore peu décrits.

3.1. Modèle global de la mobilité vers l'aval des poissons en Meuse (espèces de passages vs espèces résidentes)

Au cours d'une année hydrologique, les principales vagues successives de dévalaison des poissons de la Meuse se décrivent de la manière suivante (Fig. 13.1):

Au printemps : Dévalaison des géniteurs de Cyprinidae en période de post-reproduction, avec élimination naturelle des poissons les plus âgés. C'est aussi à cette période que les smolts de Salmonidae (saumon atlantique et truite de mer) réalisent la phase catadrome de leur cycle de migration. Vers la fin du printemps, on peut voir apparaître les premiers 0+ des espèces les plus précoces comme le hotu.

En été : Dérive des 0+ de Cyprinidae rhéophiles (chevesne et hotu), de Percidae (perche, sandre) et de Cottidae (chabot).

En automne : Dévalaison en masse de 0+ de Cyprinidae initiée par la première montée de débit de la Meuse après l'étiage. Lorsque cette montée se produit tard dans l'automne ou au cours de l'hiver suivant (cf. situations en 2003 et 2004), la dévalaison des 0+ de Cyprinidae (surtout les rhéophiles) ne se produit pas. Les mêmes conditions hydrologiques influencent de la même manière les vagues de migration catadrome des anguilles argentées.

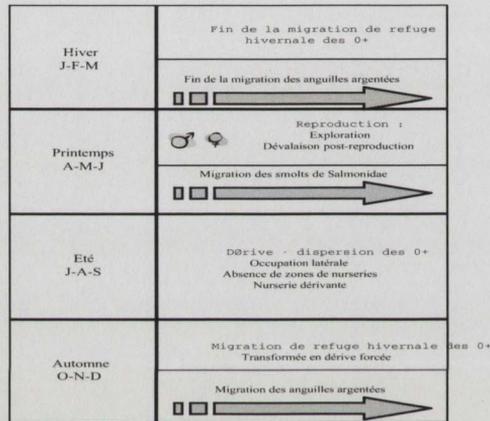


Figure 13.1 : Schémas globaux des principales migrations vers l'aval observées dans la Meuse à Tihange.

Figure 13.1 : Main downstream migration patterns observed in the River Meuse at Tihange.

Nous allons examiner à présent chacun de ces phénomènes plus en détail.

3.2. La dévalaison post-reproduction printanière

Les études basées sur les récoltes des poissons sur les prises d'eau ne mentionnent en général pas cette forme de captures, qui selon toute logique, devrait s'observer ailleurs. Etant donné que ce phénomène est directement lié à la reproduction printanière des poissons, l'intérêt de son étude peut paraître moins important. Cependant, il est intéressant de comparer les données de

dévalaison des poissons géniteurs en post-reproduction et les données de remontée des mêmes espèces dans les échelles à poissons en période de pré-reproduction, par exemple au barrage d'Amspin pour la Meuse à Tihange. Cette comparaison a pu être réalisée pour la brème commune, étant donné les effectifs importants capturés avec chacune des méthodes. Les brèmes capturées en dévalaison étaient en moyenne significativement plus grandes de près de 4 cm que celles capturées en remontée dans l'échelle Denil du barrage d'Amspin. Les plus grandes brèmes communes sont peut-être trop grandes pour franchir les échelles Denil du barrage d'Amspin et ne sont donc pas capturées en remontée, ce qui ne les empêche toutefois pas d'être impliquées dans les reproductions. Par ailleurs, l'état souvent moribond des brèmes capturées en dévalaison indique que les vieilles brèmes affaiblies se laissent dériver et arrivent alors passivement sur les prises d'eau. A l'inverse, les géniteurs plus jeunes se laisseraient moins dériver en post-reproduction, et migreraient plus activement vers leur habitat estival, ce qui les exposerait moins aux prises d'eau latérales comme à la CNT.

3.3. Dérive estivale

3.3.1. Quelles espèces et stades de vie sont impliqués ?

Le suivi des captures des poissons à la CNT en été a mis en évidence une majorité numérique de 0+ de Cyprinidae. Chaque année, le gardon, l'ablette, le hotu, le chevesne et la perche sont les espèces les plus abondantes. Néanmoins, il faut noter une abondance totale des 0+ plus grande en 2001 et 2002 qu'en 2003 et 2004. Ces différences sont à mettre en relation, soit avec la variabilité du recrutement des 0+ au cours de ces années (facteurs biotiques), soit avec d'autres facteurs abiotiques (hydrologie, température, ... cf. Discussion du chapitre 7). En 2002, il faut remarquer la présence du chabot, seconde espèce la plus abondante après le gardon.

3.3.2. Signification biologique

La dérive estivale des 0+ Cyprinidae est un phénomène décrit principalement au stade larvaire durant les premières semaines de vie, et présenté comme un mode de dispersion depuis les zones de pontes vers des zones de nurseries situées plus en aval (PAVLOV 1994, LUCAS & BARAS 2001, REICHARD *et al.* 2001, 2002 a & b, COPP *et al.* 2002). Dans l'Ourthe, une fois sur les zones de nurseries, correspondant à des baies peu profondes en milieu naturel, les juvéniles de Cyprinidae rhéophiles occupent les baies durant la journée et se déplacent vers des radiers proches durant la nuit (Fig. 13.2, BARAS & NINDABA 1999 a&b). Cette stratégie d'occupation associe un évitement de la prédation à un nourrissage et une croissance optimisée. Néanmoins, ces résultats ne permettent pas de savoir si les individus qui regagnent les baies le matin sont les mêmes que ceux qui les ont quittés la veille au soir. Dans les rivières naturelles où les baies sont fréquentes, une dérive pas-à-pas pourrait être réalisée de baie en baie durant la nuit. Des changements de densités de hotus 0+ dans les nurseries ont en effet suggéré un assemblage dynamique dans ces habitats, structurés par des immigrations depuis l'amont et des émigrations vers l'aval (WINKLER *et al.* 1997).

La dérive larvaire des 0+ n'a pas été mise en évidence sur les prises d'eau de la CNT, mais nous avons montré qu'elle était effectivement présente dans la Meuse, grâce au suivi ponctuel de la dérive des 0+ au barrage d'Andenne. Ce mouvement de dispersion qui s'inscrit directement dans le cycle migratoire des poissons est donc également réalisé dans la Meuse. Mais que se produit-il en absence de zones de nurseries adéquates ?

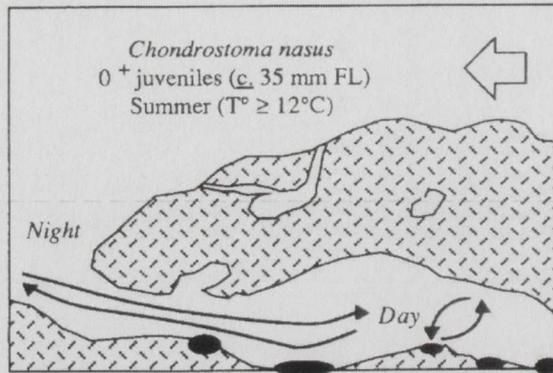


Fig. 13.2 : Schéma de la dynamique journalière d'occupation d'une baie latérale par des hotus 0+ durant l'été. FL = Longueur à la fourche. Repris de BARAS & NINDABA (1999b).

Figure 13.2 : Pattern of the daily dynamic occupation of a lateral bay by 0+ nase during summer. FL = Fork length. From Baras & Nindaba 1999b.

La capture de juvéniles 0+ durant tout l'été à la CNT ne correspond apparemment pas à une dérive qu'on observe dans les rivières naturelles. Toutefois dans le Haut Rhône français, grande rivière moyennement altérée, les 0+ de gardon, de chevesne et de hotu sont capturés durant tout l'été, après un pic de capture variable en fonction de l'espèce (OLIVIER 1992). Ainsi dans cette rivière, un pic de capture de hotus (23.5 mm de taille moyenne) est observé en début juillet, suivi de captures plus faibles d'individus durant le reste de l'année (Fig. 13.3). A Tihange, la capture de hotus est plus régulière, sans révéler un pic estival de dérive. Chez le chevesne dans le Haut-Rhône, on observe un pic maximal de dérive en début août (25 mm de taille moyenne) bien que les premiers chevesnes apparaissent dès la fin juin, avec l'apparition progressive d'une seconde cohorte plus jeune vers la fin juillet (OLIVIER 1992). A Tihange, on observe un pic de dérive des 0+ de chevesne vers la mi-juillet, puis une dérive régulière jusqu'à la fin de l'été, avec une croissance homogène des individus capturés sans apparition d'une cohorte plus jeune. La dérive du gardon dans le Haut Rhône est très faible durant toute la période estivale, alors que dans la Meuse à Tihange elle est la plus abondante.

Les différences entre les données d'OLIVIER (1992) et les nôtres peuvent s'expliquer par un échantillonnage moins intensif pour l'étude dans le Rhône, avec un échantillonnage toute les 2 semaines contre 3 par semaine. Par conséquent, les réels pics de dérive des 0+ dans le Rhône ont peut-être été manqués. Néanmoins, s'il existe des petites différences, on peut quand même souligner une certaine proximité entre ces deux résultats de dérive en grand fleuve.

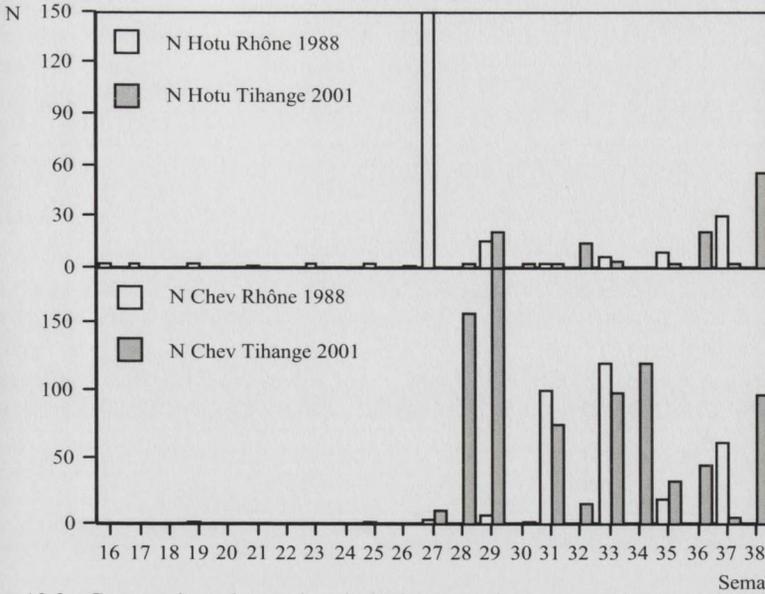


Figure 13.3 : Comparaison du nombre de 0+ hotus et chevesnes capturés sur la prise d'eau de la centrale de Saint-Alban sur le Haut-Rhône (OLIVIER 1992) avec ceux capturés à Tihange.

Figure 13.3 : Comparison of the number of 0+ nase caught at the water intake of the Nuclear Power Plant of Saint Alban along the Upper Rhone River (OLIVIER 1992) with those caught at the TNPP.

Les observations sur la dévalaison dans le Haut Rhône (OLIVIER 1992, PENAZ *et al.* 1992) et dans la Meuse montrent une dérive des 0+ juvéniles en été, contrairement à ce qui se produit dans les plus petites rivières où elle ne concerne que des stades larvaires, comme l'indiquent notre suivi dans la Mehaigne et d'autres études (REICHARD *et al.* 2001, 2002 a & b, COPP *et al.* 2002, SONNY *et al.* 2006a). Les patrons de dérive des 0+ semblent donc différents dans les grands cours d'eau régulés de ceux des petites rivières naturelles. Ce phénomène apparaît comme si la disparition des baies latérales dans les cours d'eau canalisés empêchait les 0+ de se « fixer » à ce genre d'habitat de nurserie durant leur croissance estivale. Le Haut-Rhône étant moins canalisé que la Meuse à Tihange, cela peut expliquer une dérive moins régulière des 0+ dans ce fleuve que dans la Meuse moyenne, où les baies latérales sont totalement absentes. Comme cité dans la discussion du chapitre 7, pour expliquer les captures de 0+ en été, nous avons avancé deux hypothèses :

(1) Les 0+ de Cyprinidae utilisent le début du canal d'amenée comme une zone latérale de croissance, leur concentration induisant une dérive progressive (densité-dépendante) vers les filtres des stations de pompage et donc une capture en continu durant toute la période de croissance. Cette dérive est par ailleurs favorisée par la perte de repères visuels lors d'augmentation de la turbidité en Meuse.

(2) Étant donné la disparition totale des baies latérales naturelles, zones recherchées par les 0+ pour leur croissance estivale, ceux-ci se concentrent naturellement le long des berges durant cette période. La faible vitesse de courant le long des berges induit une dérive progressive et passive du poisson, d'autant plus que l'homogénéité de la structure des berges (béton) offre peu de repères visuels aux poissons pour se maintenir. L'augmentation de la turbidité accroît cette perte de repères visuels et donc la dérive.

Nous pensons que ces deux explications interfèrent. L'utilisation des zones latérales, comme des baies sans courant pour la croissance des 0+ en été, a été démontrée pour beaucoup d'espèces de Cyprinidae (COPP 1992, COPP 1997 a & b, BARAS & NINDABA 1999 a & b). Le canal d'amenée de la CNT serait donc peut-être exploité comme une zone de nurserie après une dérive le long des murs de berge en Meuse canalisée. Néanmoins, sa structure est tout aussi homogène que les berges de la Meuse et de plus, le courant d'eau y augmente progressivement au fur et à mesure que le poisson s'y engage. Dès lors, la dérive en Meuse est prolongée dans le canal d'amenée. Selon ce raisonnement, la dérive estivale des juvéniles en Meuse est favorisée par l'altération des habitats de berge.

3.3.3. D'où viennent et où vont les poissons 0+ en dérive estivale ?

L'existence d'une dérive estivale continue dans la Meuse depuis les stades larvaires jusqu'à la fin de l'été soulève la question de l'origine de tous ces poissons interceptés sur les prises d'eau à Tihange ainsi que leur devenir dans la Meuse en aval de la CNT.

a) D'où viennent les 0+ en dérive ?

Parmi les espèces concernées par la dérive estivale des 0+, on note une bonne abondance du chevesne (2001 et 2002), du hotu (2001, 2002 et 2003) et du chabot (2002). Si le chevesne est certainement capable de trouver des substrats de ponte en Meuse moyenne, les guildes de reproduction du hotu et du chabot ne correspondent pas vraiment à des habitats présents en Meuse. Nous avons pensé, de prime abord, que ces poissons étaient originaires d'affluents locaux, comme la Mehaigne pour le hotu et le Hoyoux (voire le Samson) pour le chabot. Les secteurs proches de la confluence avec la Meuse de ces deux rivières hutoises présentent également une certaine canalisation qui pourrait expliquer une dérive des 0+ issus de populations localisées près de la confluence. C'est pour vérifier cette hypothèse que nous avons réalisé un suivi de la dérive des larves et des juvéniles au filet dans la basse Mehaigne au cours des étés 2003 et 2004. Les résultats obtenus indiquent que les hotus 0+ capturés à la CNT au cours de l'été ne proviennent probablement pas de la Mehaigne. En effet, en été 2003, le hotu était quasiment absent des espèces recensées en dérive dans la Mehaigne, alors qu'il était majoritaire à la CNT. Par ailleurs, les tailles des gardons 0+ capturés durant la même période en Mehaigne et à la CNT montrent des différences importantes, en raison d'une température plus

froide en Mehaigne (entre 2°C et 5°C de différence). Il en aurait été de même si ces hotus provenaient de la Mehaigne. Dans le cas des chabots, nous avons comparé les empreintes microchimiques des individus capturés en Meuse au cours de l'été 2002 avec celles d'individus prélevés dans le Hoyoux et le Samson. Les teneurs de certains éléments dans les otolithes de poissons issus de ces rivières, notamment le Fe et le Sr, se différencient de celles du lot de la Meuse, excluant l'hypothèse d'une origine possible dans ces deux affluents et conduisant à admettre leur origine dans la Meuse même.

Dans le bief de la Meuse qui concerne nos recherches (Barrage Andenne - Barrage Ampsin), une section de quelques centaines de mètres de la rive gauche est sous la forme d'une plage à pente douce formée par des graviers. Bien que les vitesses de courant y soient faibles, il est possible que certaines espèces lithophiles puissent y pondre. Néanmoins, nous n'avons pas pu vérifier la présence effective d'œufs. Par ailleurs, la présence d'œufs de hotus a déjà été observée dans les bassins d'échelles à poissons de la Meuse, notamment à Tailfer en 1990 (PONCIN *et al.* 1990). Cela indique qu'à défaut de sites de ponte adéquats, le hotu peut sélectionner un site alternatif qui remplit partiellement les conditions normalement requises en milieu naturel. Dans le cas de l'échelle à poissons, une vitesse de courant adéquate et un bon niveau d'oxygénation sont probablement les facteurs qui y favorisent la ponte du hotu. Il est possible qu'un substrat de graviers suffisamment oxygéné puisse également être utilisé à défaut d'une vitesse de courant adéquate. Pour le chabot, il est plus difficile de coloniser momentanément les échelles à poissons qui sont peu adaptées aux espèces à comportement benthique. Bien que cette espèce soit encore plus exigeante que le hotu pour ses guildes d'habitats et de reproduction, certaines zones localisées de ce bief de la Meuse, comme le pied des barrages par exemple, pourraient être utilisées par le chabot pour sa reproduction et/ou sa résidence. Remarquons enfin que le chabot est normalement recensé en Haute Meuse (GOFFAUX, 2005) et qu'il a été observé récemment en aval du barrage hydroélectrique de Lixhe, à plus de 10 m de profondeur (PHILIPPART, communication personnelle). Ajoutées à nos résultats, ces deux dernières données tendent à confirmer le chabot dans la liste des espèces résidentes dans l'entièreté de la Meuse wallonne.

b) Où vont les poissons en dérive estivale ?

Après avoir discuté l'origine des poissons en dérive estivale dans la Meuse à Tihange, examinons la suite de leur dérive en aval de la CNT. La structure des berges de la Meuse en aval de la CNT est entièrement canalisée jusqu'au barrage de Lixhe, près de la frontière hollandaise, où la Meuse retrouve un profil semi-naturel proche de celui d'une zone à barbeau. Par conséquent, nous pensons que les 0+ peuvent dériver au moins jusque dans cette zone de la Meuse. Mais nous ne disposons pas d'un suivi de la densité des 0+ dans cette zone de la Meuse pour étayer cette hypothèse. Néanmoins, DE VOCHT *et al.* (2002) mentionnent, parmi les 0+ recensés dans la Grensmaas à la frontière avec les Pays-Bas, la présence de rhéophiles comme le chabot, le che-

vesne ou encore le hotu. L'occupation des différents habitats par les 0+ suggère qu'au moins le chevesne et le gardon dérivent en nombre durant l'été.

Cette hypothèse de dérive forcée sur une longue distance dans la Meuse est étayée par la capture d'une grande biodiversité de poissons sur la prise d'eau de la centrale de Langerlo, 65 km en aval de Tihange, dans le canal Albert, dérivation de la Meuse. Parmi les 36 espèces recensées sur ce site, la présence de certaines espèces indique une origine obligée de la Meuse étant donné le caractère artificiel de cet habitat. C'est le cas pour les hotus 0+, dont 588 individus ont été capturés principalement durant l'été 1990 (VERREYCKEN *et al.* 1990). La capture de quelques smolts de saumon atlantique prouve que cette dérivation de la Meuse peut détourner une fraction des poissons en cours de migration vers l'aval.

3.3.4. Implication de la dérive estivale pour le recrutement des juvéniles

Pour les espèces les plus sensibles aux altérations physiques de la Meuse comme le hotu, notre explication de la dérive estivale devrait avoir un effet de « vidange » des populations installées en amont, puisque le retour vers l'amont par les géniteurs n'est apparemment pas assuré sur la base des suivis dans l'échelle d'Ampsin (PHILIPPART 2002). Bien que l'on mentionne une certaine abondance numérique des 0+ du hotu et du chevesne, en été et particulièrement en automne, il faut garder en mémoire que les populations de ces deux espèces ne représentent respectivement que 4.2% et 2.7% (proportion majoritairement constituée par les 0+), du nombre total de poissons capturés, l'abondance relative des autres Cyprinidae rhéophiles étant très faible (< 0.5%). En Haute Meuse, les 0+ de Cyprinidae rhéophiles sont plus abondants, 6.2% pour le hotu, 18.6% pour le chevesne et 4.1% pour le barbeau (GOFFAUX 2005). Il apparaît que l'abondance des Cyprinidae rhéophiles présente à Tihange un déficit par rapport à la Haute Meuse frontalière, dont la structure des habitats est plus naturelle et où le recrutement des Cyprinidae rhéophiles est meilleur.

La dérive estivale des 0+ dans la Meuse canalisée peut contribuer à fragiliser les populations de chevesne et de hotu. Il est probable qu'en fonction du débit estival et des sites de reproduction des poissons, la propension à dériver varie d'une année à l'autre, entraînant des fluctuations des populations dans la Meuse en amont de la CNT. D'après nos résultats, la dérive estivale a été plus importante et probablement plus longue en 2001 et 2002 qu'en 2003 et 2004. Lors des deux premières années, la dérive estivale a pu entraîner une dispersion irréversible et donc une diminution directe du recrutement des juvéniles dans les zones amont. Dans cette perspective, les classes d'âges de 2001 et 2002 ne participeront que faiblement à la reproduction plus tard (LUSK *et al.* 1997). Le plus faible taux de dérive observé au cours des étés 2003 et 2004, durant lesquels les débits d'étiage étaient particulièrement faibles, a peut-être induit un meilleur recrutement.

Dans la Meuse en amont de Tihange, certains bras morts non navigués dans les îles (île de Gives, île Vas-t'y-Frotte, île de Dave, ...) et, dans une moindre mesure, dans les anciens bras morts devenus des noues (7 espèces limnophiles recensées au stade 0+ dans les noues de Waulsort et de Tailfer, TANS 2000) peuvent servir de nurseries pour les 0+. Comme la superficie de ces zones et par conséquent les ressources alimentaires exploitables sont limitées, il est possible que la sur-densité des 0+ dans ces nurseries entraîne une dérive d'une fraction de la population, qui devient alors une dispersion densité-dépendante. Ainsi, TANS (2000) a observé que les alevins quittaient la noue de Waulsort en juin-juillet, alors que ceux de la noue de Tailfer y restaient jusqu'en automne. La limitation de ressources alimentaires (densité zooplanctonique) plus importante dans la noue de Waulsort est avancée pour expliquer cette sortie précoce des 0+, qui peut s'accompagner d'une migration vers l'aval. On voit donc que le recrutement sera toujours physiquement limité par la superficie exploitable par les 0+ durant la phase cruciale de croissance estivale.

Dans d'autres rivières le profil canalisé favorise également la dérive des 0+, comme dans le delta du Danube où l'on observe une grande quantité de larves d'espèces sténohalines en dérive forcée jusque dans les zones estuariennes où elles meurent (ZAMBRIBORSHCH & TAN CHIN 1973).

3.4. La dérive automnale

3.4.1. Quelles espèces et stades de vie impliqués ?

La dérive automnale a été particulièrement marquée en 2001 et 2002, et absente durant les années 2003 et 2004. Les poissons principalement concernés par ces vagues de dérives automnales sont majoritairement les 0+ de Cyprinidae limnophiles (gardon, ablette commune, brème commune) et rhéophiles (chevesne et hotu), mais aussi des Percidae (perche, grémille et sandre) et les anguilles argentées. Le cas particulier des anguilles argentées est discuté plus loin dans ce chapitre.

3.4.2. Signification biologique ?

La mobilité vers l'aval des 0+ observée durant l'automne était dépendante des facteurs hydrologiques de la Meuse, et principalement du débit, ce qui nous a conduit à qualifier les captures automnales de 0+ comme « hydro-dépendantes ». En effet, la première vague de déplacement vers l'aval des 0+ coïncide avec la première montée significative du débit après la période d'étiage, durant une fourchette temporelle correspondant largement à l'automne. Ainsi, les augmentations hivernales du débit post-étiage en 2003 et 2004 n'ont pas entraîné de captures similaires à celles observées dans les mêmes circonstances hydrologiques durant les automnes 2001 et 2002. Nous avons expliqué cette vague massive de déplacements automnaux de deux manières.

(1) Sous l'influence du débit de la Meuse agissant comme facteur stimulant, les 0+ de Cyprinidae entrent en migration de refuge vers l'aval, pour rejoindre des zones de refuges normalement situées vers l'aval de la rivière par rapport aux sites de reproduction et de nurseries (BARAS & NINDABA 1999 a & b, LUCAS & BARAS 2001).

(2) L'augmentation importante du débit au début de l'automne, sous des températures toujours douces, provoque une dérive forcée des 0+ exposés à un fort courant à un moment où ils ne se trouvent pas encore dans leur habitat d'hivernage.

Il faut remarquer, comme pour la dérive estivale, la présence du chevesne et du hotu dans la composition spécifique des 0+. Par ailleurs, au cours des automnes 2001 et 2002, on observe, chez ces deux espèces, une distribution de la taille moyenne des 0+ en dérive inférieure à celle des 0+ dérivant à la fin de l'été, suggérant le déplacement d'un contingent différent de 0+. Cette différence peut s'expliquer : soit par l'influence des vitesses de courant sur des 0+, à capacités de nage plus réduites, de se maintenir en place à cause d'une taille inférieure à une certaine valeur ; soit par une provenance d'un milieu plus froid à croissance estivale plus réduite que la Meuse moyenne, c'est-à-dire les affluents ou la Haute Meuse française. Le suivi de la température printanière et estivale en Haute Meuse wallonne était similaire à celui de la Meuse moyenne (cf. Chap. 7).

Pour essayer de mieux comprendre l'influence des différents facteurs (taille des poissons, débit et vitesse de courant, profil canalisé de la rivière) impliqués dans la dérive automnale des 0+, nous avons tenté de maîtriser ces facteurs hydrologiques en rivière artificielle et de voir l'influence de chacun de ces facteurs sur la dérive de 0+ chez le chevesne. Malheureusement, cette expérience a souffert d'une mise en place longue et d'un protocole mal adapté aux caractéristiques du système expérimental utilisé. Aussi, les résultats obtenus ne permettent pas d'apporter beaucoup de réponses. Néanmoins, il semble qu'une vitesse de courant accrue dans la rivière artificielle augmente le taux de dérive, sans qu'il y ait une tendance d'effets plus marqués sur des poissons de plus petite taille.

La succession des vagues de dérive observées au cours des différents pics de débit en automne pourrait révéler le passage de contingents d'origines différentes. L'augmentation du débit de la Meuse est directement tributaire des affluents. Lors de conditions pluvieuses, le débit des affluents peut augmenter différemment d'un bassin versant à l'autre, et les « effets de chasse » peuvent s'y produire à différents moments. En milieu canalisé, certains auteurs décrivent que la dérive automnale peut atteindre des grandes distances étant donné l'homogénéité des berges (ZAMBRIBORSHCH & TAN CHIN, 1973 WIESNER *et al.* 2004). Par conséquent, les affluents d'origine de ces 0+ pourraient se situer assez loin en amont de la CNT, par exemple la Lesse et la Semois. Ces affluents pourraient ainsi alimenter à différents moments les populations de 0+

en migration en Meuse. Toutefois, il est probable que cela ne concerne que les populations établies dans le bas des affluents, étant donné que ces rivières nettement moins altérées physiquement que la Meuse possèdent des zones d'hivernage utilisables par les poissons, qui devraient leur éviter une dispersion massive dans la Meuse. Le manque d'études de ce phénomène dans d'autres rivières ne permet pas d'étayer nos hypothèses par des comparaisons avec les autres grands fleuves européens canalisés. Une étude de comparaisons d'empreintes microchimiques d'otolithes de 0+ prélevés dans ces zones pourraient apporter des réponses au sujet de l'origine de ce contingent automnal.

En conclusion, nous considérons que les mouvements vers l'aval des 0+ observés en automne correspondent à des migrations d'hivernage stimulées par le débit de la Meuse, mais qui sont prolongées artificiellement en dérive de longue distance étant donné le manque de zones de refuge latérales dans le fleuve canalisé.

3.4.3. Pour aller où ?

On peut alors se poser des questions sur le devenir de ces 0+ dispersés par les pics de débit, du fait que la Meuse est canalisée jusqu'à la frontière avec les Pays-Bas. Le secteur frontalier de la Meuse, appelé Grensmaas, long de 40 km, présente des habitats moins altérés, et certaines zones sont restées quasiment non perturbées, avec des alternances de radiers et de pools plus profonds, où les 0+ Cyprinidae rhéophiles trouvent des zones de nurserie et de refuge adéquates (DE VOCHT *et al.* 2002, DE VOCHT & BARAS 2005). Il est possible que les 0+ déplacés puissent trouver des zones de refuge hivernal dans ce secteur, lequel aurait, dans ce cas, dû supporter des densités de 0+ très importantes au cours des hivers 2001-2002 et 2002-2003. Aucune mesure *in situ* n'a été réalisée sur ce site durant l'hiver pour étayer cette hypothèse.

3.4.4. Implication de la dérive automnale sur le recrutement des juvéniles

Comme nous venons de le mentionner, les déplacements des poissons 0+ vers l'aval durant l'automne peuvent correspondre à des dérives de longue distance, la Grensmaas étant le premier secteur de la Meuse en aval qui offre des habitats de refuge potentiels. Pour ces 0+ déplacés, il n'y a pas de retour possible sous la forme d'une migration de longue distance vers l'amont, lors des périodes de reproduction par exemple, en raison de la présence des barrages peu franchissables entre la Grensmaas et la Meuse moyenne. Pour les individus dispersés dans le canal Albert, le retour vers l'amont n'est possible que par le franchissement des écluses. Il est probable que la dispersion des 0+ durant l'automne affecte directement le recrutement des espèces installées en amont de la CNT. Dans d'autres rivières d'Europe, le mauvais recrutement des hotus 0+ associé à une perturbation des habitats de nurseries induit un vieillissement de la population de géniteurs, susceptible d'entraîner une extinction locale (LUSK *et al.* 1997).

Dans une rivière altérée comme la Meuse, dont la continuité fluviale est entravée, le maintien démographique d'une espèce vulnérable comme le hotu pourrait passer par une dispersion des 0+ sur de longues distances, assurant entre autre un brassage génétique, et évitant ainsi des dérives géniques entre des populations séparées (GIBBS 2001, JAGER *et al.* 2001, MORITA & YOKOTA 2002), mais aussi pour assurer un maintien des populations sur le cours inférieur qui offre naturellement moins d'habitats de reproduction. Aucun élément bibliographique de stratégie de dispersion des hotus 0+ en milieu fragmenté ne permet d'étayer cette hypothèse.

Sur ces 4 années d'études, nous avons vu que la dérive automnale des 0+ était réduite en 2003 et 2004 en raison d'un débit d'étiage prolongé jusqu'à l'hiver. Par conséquent, les cohortes de 0+ de ces deux années sont probablement restées dans les zones amont proches de leurs nurseries, ce qui pourrait favoriser un bon recrutement des jeunes dans les zones amont durant ces années. Cette oscillation entre bon et mauvais recrutement est sans doute à l'origine d'une population de géniteurs dont l'abondance des différentes classes d'âge est irrégulière. Les données de démographie du hotu dans l'Ourthe indiquent un mode de recrutement basé sur quelques succès de reproduction, la plupart des reproductions étant vouées à l'échec en raison des conditions climatiques souvent défavorables en mars-avril (PHILIPPART 1980). Cette stratégie semble similaire dans la Meuse. Selon ce raisonnement, comme le débit de la Meuse est resté à des valeurs d'étiage également durant tout l'automne 2005, on devrait observer un bon recrutement des Cyprinidae, en particulier les rhéophiles, au cours de ces 3 dernières années (2003 à 2005). Le suivi démographique futur de ces espèces, en amont, au travers de contrôles d'échelles à poissons de la haute Meuse ou de campagnes annuelles d'échantillonnages, pourrait apporter des éléments pour étayer cette hypothèse.

CHAPITRE 14

PERSPECTIVES D'APPLICATIONS : REDUCTION DES IMPACTS DES ACTIVITES HUMAINES SUR LA DEVALAISON DES POISSONS EN MEUSE

1. Introduction

Les patrons de mobilité vers l'aval des poissons de la Meuse s'intègrent globalement dans le cycle de migration commun à la plupart des espèces. Néanmoins, la canalisation du fleuve et le développement d'activités industrielles le long de ses rives induisent des perturbations plus ou moins graves dans les profils de dévalaison, qui peuvent entraîner, selon les espèces concernées, des répercussions démographiques. D'une part, en fonction des conditions hydrologiques, les 0+ en dérive forcée peuvent être déplacés sur des grandes distances sans retour possible, en raison de la présence de barrages infranchissables ou de la dérivation dans un milieu cul-de-sac comme le canal Albert. La conséquence est un impact potentiel sur le recrutement des 0+ certaines années. D'autres part, l'exposition aux prises d'eau industrielles (centrales électriques thermiques et hydrauliques) qui peut induire des mortalités, et mettre particulièrement en péril l'équilibre démographique des espèces migratrices anadromes comme la truite de mer et le saumon atlantique et catadromes comme l'anguille européenne.

Existe-t-il des obligations légales en Europe et en Wallonie en rapport à cet impact environnemental réel ?

Récemment, l'Union Européenne a émis la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE), texte légal qui impose aux états membres d'atteindre à l'horizon 2015 le « **Bon potentiel écologique** ». A chaque pays membre de traduire ce texte dans des obligations légales concrètes qui visent cet objectif. Le bon potentiel écologique est caractérisé par 3 mots clés : processus, dynamique et réversibilité. On peut définir comme sain un écosystème dont les **processus** fonctionnels maintiennent la **dynamique** physique et biologique, assurant la **réversibilité** des perturbations naturelles ou anthropiques (WASSON 2001). En

Wallonie, le Code wallon de l'Eau assure la transposition de la DCE, et en ce qui concerne la protection des poissons migrateurs, seule « la libre circulation des poissons » doit être assurée.

2. Cas des migrateurs en phase catadrome

Avant d'examiner le cas des dérives forcées des 0+, le problème des mortalités des poissons migrateurs par les prises d'eau industrielles nous paraît écologiquement prioritaire à évoquer dans la logique de ce chapitre.

a) L'anguille argentée

Le statut démographique actuel des différentes espèces d'anguilles est au déclin, et ce constat est valable dans l'ensemble de l'Europe, mais aussi sur d'autres continents (DEKKER 2000, FEUNTEUN 2002, DEKKER 2003, WIRTH & BERNATCHEZ 2003, LAFAILLE *et al.* 2005). A Lixhe, les données de remontées annuelles de jeunes anguilles jaunes prévoient une extinction pour 2010 (PHILIPPART *et al.* 2005).

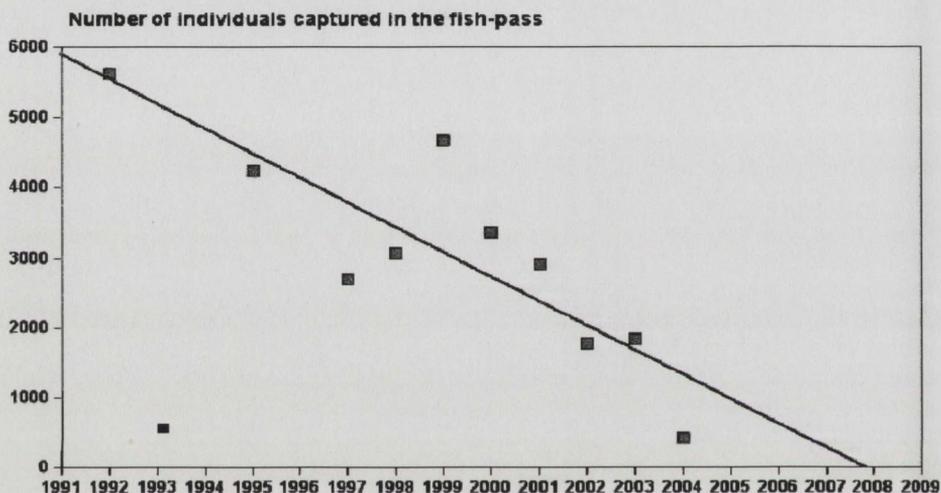


Fig. 14.1 : Nombre d'anguilles capturées par année dans l'ancienne échelle de Lixhe depuis 1991 à 2005 (d'après PHILIPPART *et al.* 2005)

Figure 14.1 : Number of eels caught per year in the old Lixhe fish ladder from 1991 to 2005 (from PHILIPPART *et al.* 2005).

Comme nous l'avons dit plus tôt dans ce travail, l'Union Européenne vient de placer l'anguille sur la liste rouge des espèces en voie d'extinction (BELPAIRE *et al.* 2003).

Les dommages physiques occasionnés aux poissons sur les prises d'eau de centrales sont des sources majeures de mortalité pour beaucoup d'espèces migratrices amphihalines (PHILIPPART *et al.* 2002). C'est particulièrement le cas chez l'anguille adulte (argentée) en route vers sa zone de reproduction en mer.

La mortalité de l'anguille liée au passage dans une turbine Kaplan (4.2m de diamètre pour 83.4 tours par minute, tpm) sur le Nekar (Allemagne) a été estimée à 50% de la population dévalante (BERG 1986). A la centrale de Linne (4 turbines Kaplan de 4 m de diamètre, 88 tpm) sur la Meuse néerlandaise, le pourcentage d'anguilles mortellement blessées a été estimé à 13% en 1990 (22,8% pour les anguilles argentées en automne) et à 16% en 1999 (HADDERINGH & BAKKER 1998, HADDERINGH & BRUIJS 2002). Sur le site de la centrale de Haandrik (1 turbine Kaplan de 2m de diamètre, 150 tpm) sur la Vecht néerlandaise, les mêmes auteurs ont observé un taux de blessures mortelles de 24%, nettement plus élevé qu'à la centrale de Linne à cause de la structure de la turbine, plus petite, avec donc moins d'espace entre les pales et une vitesse de rotation plus rapide. Les turbines de centrales hydroélectriques de la Meuse belge ont des caractéristiques (diamètre de 3.55 m à 5.6 m, vitesse de rotation de 65.2 tpm à 120 tpm, source : www.spe.be) voisines de celles qui sont décrites dans les études précitées et l'on peut raisonnablement considérer que la mortalité des anguilles argentées y soit comprise entre 10% et 50% du nombre de poissons qui traversent les turbines. Le passage successif à travers les 6 centrales hydroélectriques de la Meuse wallonne pourrait induire une mortalité cumulée de 70%, en prenant 20% par passage de centrale, chiffre observé sur le site néerlandais de Linne (HADDERINGH & BRUIJS 2002), le plus proche de la Meuse liégeoise. En ajoutant l'impact des centrales néerlandaises sur la Meuse, nous obtenons une mortalité cumulée proche des 90%. Remarquons qu'il est question, dans un futur proche, d'équiper 9 barrages de la Haute Meuse avec des turbines hydroélectriques. A cela il faut ajouter les mortalités des anguilles sur les prises d'eau de refroidissement des centrales thermiques, et spécialement à la CNT où environ 200 individus sont tués chaque année, fraction inconnue de la population dévalante dans la Meuse à la hauteur de la CNT.

b) Les Salmonidae

A côté de l'anguille, sont également affectés par le passage dans les turbines hydroélectriques les jeunes salmonidés (smolts de truite de mer et de saumon atlantique) en route vers leur zone de grossissement en mer ou dans la partie basse des cours d'eau (COUTANT & WHITNEY 2000). En général, sur des centrales de faible chute, la mortalité des smolts est assez faible et varie entre 5 à 20 % pour les turbines Kaplan (LARINIER & TRAVADE 1999a). Des études nord-américaines révèlent les mêmes taux de mortalité (6.1%, MATHUR *et al.* 1996, 3 à 8% CADA & RINEHART 2000). On considère que cette relativement faible mortalité des salmonidés au stade de smolt lors du passage dans les grandes turbines est due à leur petite taille (environ 10-15 cm).

La taille et la vitesse de rotation des turbines Kaplan de la Meuse doit induire des mortalités similaires à celles qui sont observées sur des sites à caractéristiques équivalentes. Si l'on prend 5% de mortalité par passage de turbine en Meuse, le même calcul que pour l'anguille nous conduit à une mortalité cumulée en Meuse wallonne de 26%. A cela s'ajoute l'impact des prises d'eau de refroidissement, notamment à Tihange où l'on capture une dizaine d'individus par année. Pour une espèce dont le maintien démographique dans la Meuse

dépend des efforts de restauration au travers des repeuplements dans les rivières wallonnes par le programme saumon 2000 (PHILIPPART *et al.* 1994), il apparaît que l'impact cumulé de ces prises d'eau provoque une surmortalité qui n'est pas compensée naturellement, puisque le retour des géniteurs est lui aussi entravé par des barrages néerlandais encore non équipés de nouvelles échelles à poissons ainsi que par la pêche illégale dans l'estuaire !

3. Cas des poissons 0+ en dérive forcée

3.1. Incidence démographique des dérives forcées par la structure des habitats

Nous avons considéré que la structure canalisée des berges de la Meuse engendre des altérations des patrons de dévalaison des poissons 0+. En été, il semble que la canalisation induise une dérive constante des 0+ en cours de croissance estivale, alors qu'en milieu naturel ces poissons occupent des baies latérales sans dériver. En automne, la dévalaison de refuge semble être transformée en dispersion à longue distance vu le manque de refuges latéraux, avec un déplacement probablement irréversible des populations vers l'aval.

Il convient toutefois de relativiser ces effets en tenant compte de l'apparente abondance et diversité des poissons de la Meuse. Bien que les Cyprinidae limnophiles (le gardon, l'ablette commune et dans une moindre mesure la brème commune) sont concernés par ces déplacements forcés, surtout en automne, leur abondance naturelle dans la Meuse ne semble pas menacée par la structure modifiée des berges, parfois en place depuis près d'un siècle. La résilience de ces espèces eurytopes leur permet de se maintenir sans problème apparent dans la Meuse (EVRARD & MICHA 2003). Le cas des Cyprinidae rhéophiles est sans doute différent. L'abondance numérique de ces deux espèces parmi les dévalants ne concerne que des 0+ et quelques adultes, alors qu'on n'observe pas d'individus des classes intermédiaires. Les observations sur la dérive estivale et automnale des 0+ de ces deux espèces nous conduisent à penser que la majorité des jeunes de l'année pourraient ne pas participer au recrutement dans le bief de la Meuse dont ils sont issus. Par conséquent, nous pensons que la démographie de ces deux espèces, et particulièrement du hotu moins résilient que le chevesne, est en déséquilibre permanent depuis la modification des berges, comme c'est le cas dans la plupart des cours d'eau aménagés d'Europe (LUSK 1995, FREYHOF 1997a, KAPPUS *et al.* 1997). En fonction des conditions hydrologiques, ces populations alternent entre des années de bon et de mauvais recrutement, comme toutes les espèces, mais en restant toujours sous le seuil d'abondance démographique qu'elles devraient potentiellement présenter dans ce secteur de la Meuse, jadis zone à barbeau. Ce constat s'applique probablement à toutes les espèces à tendance rhéophile (GARNER & CLOUGH 1996, LUSK *et al.* 1998, PENCZAK & KRUK 2000).

3.2. À quel niveau faut-il envisager une action de restauration ?

Pour les espèces rhéophiles lithophiles, l'objectif d'une action de restauration démographique devrait consister à limiter les risques de dérive forcée et à augmenter le succès de reproduction. Pour atteindre cet objectif, les actions à prendre doivent viser des réaménagements des habitats adéquats de ponte et de nurserie des 0+. La difficulté principale serait d'établir les références écologiques pour ces habitats et de tendre au mieux vers ces références.

a) Habitats de pontes

La restauration de sites de reproduction est une première action envisageable. Sur la Sava en Slovénie, un chenal artificiel de 140 m de long a été aménagé dans la rive droite de la rivière, en aval de la retenue de Medvode, pour offrir une zone de reproduction disponible de 500 m² aux espèces lithophiles (PEŇÁZ *et al.* 1995). Durant la période de reproduction, les auteurs ont observé jusqu'à 60 hotus géniteurs par m², mais aussi la présence d'une douzaine d'autres espèces, parmi lesquelles la truite, l'ombre, le brochet, et la plupart des grands Cyprinidae, à l'exception des brèmes.

Cet exemple de restauration d'habitats lotiques au sein d'un milieu fluvial artificialisé montre l'importance de ces zones non seulement pour les espèces reproductrices lithophiles, mais aussi pour les autres. L'observation de pontes de hotus fixées sur des graviers posés sur le fond en béton des bassins de l'échelle à poissons de Tailfer (PONCIN *et al.* 1990) est la preuve que l'aspect lotique d'un milieu, même artificiel, est un caractère de choix pour la reproduction des espèces lithophiles. Dans la Meuse, ce genre de zones lotiques pourrait être aménagé. L'ancien projet de la rivière de contournement du barrage d'Ampsin aurait pu, en plus de servir de passage aux migrateurs vers l'amont ou vers l'aval, servir d'habitat de reproduction pour beaucoup d'espèces de poissons. La création de chenaux de reproduction est également envisageable sur le parcours de la Meuse, en profitant des importantes hauteurs de chutes aux nombreux barrages présents sur le fleuve. La résidence de barbeaux dans le canal d'aménée de la CNT révélée lors d'une chloration indique qu'un écoulement plus rapide de l'eau même sur un substrat en béton est attractif pour les rhéophiles.

b) Habitats de nurseries

La caractérisation de nurseries de 0+ de Cyprinidae rhéophiles en milieu naturel est renseignée dans de nombreuses études (FREYHOF 1997b, WINKLER *et al.* 1997, BARAS & NINDABA 1999a & b, KAMLER & KECKEIS 2000). Sur le Danube en Autriche, KECKEIS *et al.* (1997) mentionnent que 10% des berges restées naturelles constituent une zone de nurserie importante pour les hotus 0+ en raison de la présence de bancs de graviers et de baies. D'une manière générale, le bilan de ces différentes études indique que des baies de faible profondeur, avec un substrat sablonneux ou graveleux et la présence de végétaux,

situées à proximité d'un courant plus important dans le cours principal de la rivière, constituent des nurseries où la densité de 0+ peut dépasser 500 individus par m² (BARAS & NINDABA 1999 a & b). Ce type d'habitat permet au poisson de budgétiser le temps d'utilisation des ressources disponibles, en alternant son occupation des baies, plus chaudes (croissance, évitement de la prédation), avec le courant principal (prédation sur les invertébrés en dérive). En haute Meuse en amont de Namur, plusieurs habitats de ce type existent encore le long des rives des îles naturelles et dans les bras non-navigables.

4. Mesures de protection des poissons en dévalaison au niveau des prises d'eau industrielles

4.1. Aperçu des techniques disponibles

Dans les solutions technologiques développées pour réduire l'impact des prises d'eau sur les poissons migrateurs (TAFT 2000), deux principales voies de recherche émergent. D'une part, des réductions des sources directes de mortalité sont envisagées. Le concept récent de turbines « amies des poissons » (CADA & RINEHART 2000), qui limitent les risques de contact entre les poissons et les pales est très en vogue dans le monde des turbiniers. Mais le rendement de production électrique de ces turbines est discuté, et de plus, ce système n'est pas applicable aux prises d'eau de refroidissement. D'autre part, beaucoup de nouvelles technologies se basent sur l'émission de stimuli qui modifient le comportement des poissons et les éloignent des prises d'eau vers des voies de passage alternatives. Étant donné que ces techniques, qualifiées de barrières comportementales, sont applicables aussi bien aux prises d'eau hydroélectriques que de refroidissement présentes sur la Meuse, nous détaillerons uniquement ce volet dans le contexte de ce travail.

4.1.1. Les barrières lumineuses

Les barrières lumineuses les plus souvent utilisées sont les lampes stroboscopiques et les lampes à vapeur de mercure, ces dernières semblant moins efficaces. L'efficacité de la barrière lumineuse dépend de la vitesse du courant, du moment de la journée, de la turbidité de l'eau ainsi que de la disposition spatiale des sources lumineuses. Certains facteurs biologiques interviennent également, comme l'âge du poisson, ses conditions physiologiques et son état de motivation dans la réponse de l'individu face au stimulus lumineux (POPPER & CARLSON, 1998). Les lampes stroboscopiques montrent une certaine efficacité pour repousser les anguilles (70-80%) et les saumoneaux (43%) (BROWN 2000). Les écrans lumineux répulsifs (lampes immergées, éclairage continu) fournissent des résultats concluants sur l'anguille en dévalaison (HADDERINGH *et al.* 1992). L'illumination artificielle de la prise d'eau de Bergum sur le Bergumermeer aux Pays-Bas durant la nuit a réduit significativement l'entraînement de 99% pour la grémille, 97% pour la perche et 74 % pour le sandre, les

autres espèces dont l'anguille étant moins affectées (HADDERINGH 1982). Les lampes à vapeur de mercure ont un effet attractif efficace sur les salmonidés (GOSSET & TRAVADE 1999) et un effet répulsif sur les anguilles (HADDERINGH & SMYTHE 1997). En grand fleuve, l'efficacité de la lumière comme répulsif est tributaire des conditions hydrologiques, et plus particulièrement de la turbidité de l'eau.

4.1.2. Les barrières acoustiques (pour une synthèse, voir Popper & Carlson 1998)

La répulsion des poissons par émission de stimuli acoustiques montre des résultats variables en fonction de la gamme de sensibilité de l'espèce et de la fréquence utilisée. Les émissions supérieures à 50 Hz semblent peu efficaces pour les Salmonidae (KNUDSEN *et al.* 1992), alors que les infrasons ont montré une répulsion effective chez les salmonidés, les anguilles argentées (KNUDSEN *et al.* 1994, SAND *et al.* 2000, SAND *et al.* 2001) et le gardon (KARLSEN *et al.* 2004). Les systèmes utilisant les sons de plus haute fréquence (20 – 600 Hz) montrent une grande efficacité de répulsion chez les Clupeidae de mer, atteignant 94.7% chez *Clupea harengus* et de 87.9% chez *Sprattus sprattus*, mais des réductions non significatives chez l'anguille (MAES *et al.* 2004). Les ultrasons (> 20 000 Hz) sont efficaces sur les Clupeidae d'eau douce comme les aloses américaines (ROSS *et al.* 1996). Mais les autres familles de poissons ne répondent pas bien à la gamme d'émission haute fréquence.

4.1.3. Les barrières électriques

L'efficacité de ce dispositif semble en général assez faible et dépend de la conductivité et de la profondeur de l'eau (efficacité supérieure en eau peu profonde). De plus ce système présente un risque réel pour les personnes et autres animaux à proximité du dispositif (POPPER & CARLSON, 1998). Un essai en France a montré un taux de répulsion sur le saumon variant de 5 à 28% (GOSSET & TRAVADE 1999).

4.2. Mise au point d'une barrière acoustique prometteuse à la CNT (SONNY *et al.* 2006b)

4.2.1. Introduction

Parallèlement à notre étude écologique et dans le cadre d'une convention de recherche commandée par la société Laborelec, nous avons testé une barrière comportementale destinée à réduire le nombre de poissons capturés sur la prise d'eau de la CNT. Parmi les différentes techniques disponibles, nous avons retenu le principe d'émission à infrasons qui semblait amener le plus haut potentiel d'efficacité de répulsion, notamment sur l'anguille argentée et les smolts de saumon atlantique (SAND *et al.* 2000, 2001).

Comme le nombre d'anguilles et de smolts capturés chaque année à la CNT est faible, il était difficile d'envisager une expérience centrée uniquement sur ces deux espèces à Tihange. Aussi, nous avons conduit des expériences de répulsion sur différentes espèces (dont des Cyprinidae et des Percidae) dans un lac norvégien et au niveau de la prise d'eau de la centrale nucléaire de Tihange, en utilisant l'échosondage comme méthode d'observation du comportement des poissons.

4.2.2. Matériels et Méthodes

L'émetteur d'infrasons

L'émetteur utilisé est une version modifiée d'un modèle déjà décrit précédemment (SANS *et al.* 2001). En simple, l'émetteur génère des mouvements d'eau au moyen de deux pistons symétriques dans un cylindre remplis d'air. La fréquence émise par les pistons au cours de nos expériences était de 16 Hz.

Le système de monitoring

Un echosondeur Simrad EY 60 avec un faisceau de 7° d'ouverture (split-beam) de 200 kHz a été utilisé pour observer les poissons à la fois dans le lac et au niveau de la prise d'eau. La puissance de transmission, la longueur de la pulsation et la fréquence de la pulsation étaient respectivement de 100 W, 64 μ s et de 3-5 Hz. Avant les expériences, l'échosondeur a été calibré en utilisant une cible standard de 200 kHz, selon la méthode recommandée (Foote 1982, Foote *et al.* 1987).

Tests dans le lac Borrevan

Les premiers tests ont été effectués dans le lac Borrevan, situé en Norvège à environ 100 km au sud d'Oslo, au cours du mois de septembre 2003 et 2004. Le lac Borrevan est un lac eutrophe, dont les espèces dominantes dans la zone pélagique sont le gardon, le rotengle, l'ablette commune. D'autres espèces sont également présentes comme la perche et le brochet, mais avec une plus faible abondance. La température de l'eau durant les expériences était de 15°C en 2003 et de 8°C en 2004. L'échosondeur était monté sur un tripode placé dans le lac près de la rive, avec le faisceau acoustique pointant vers le large. La profondeur à cet endroit était de 2.5m et celle de l'échosondeur de 1m. L'émetteur d'infrasons était installé à une distance de 27 m de l'échosondeur en 2003 et 17 m en 2004, les profondeurs à ces localisations étant respectivement de 4 m et 3 m. L'émetteur était suspendu à un bateau 1 m sous la surface. L'échosondeur était ajusté pour que l'émetteur d'infrasons soit au centre du faisceau acoustique, dans le même axe.

Les poissons ont montré une migration verticale marquée au cours de la tombée de la nuit. Juste après le crépuscule, les poissons montaient vers la surface et y formaient des bancs denses. Durant ces heures, l'activité des poissons était très forte. Plus tard dans la nuit l'activité diminuait mais la densité de pois-

sons en surface restait importante.

Pour étudier la réaction des poissons et d'éventuelles accoutumances, nous avons suivi trois différentes procédures de stimulation :

- 1) durant la période de haute activité, une émission de 30 s était répétée toutes les 3-4 minutes ;
- 2) durant la période de faible activité, les infrasons n'étaient pas émis tant que les poissons aient retrouvé une distribution normale en surface après la précédente stimulation ;
- 3) l'émetteur d'infrasons était branché en continu entre 16.00 et 08.00 heures.

Pour quantifier la densité de poissons, nous avons mesuré le volume de distribution acoustique de retour (S_v , mesuré en dB re 1 m^{-1}). Le S_v était comparé avant et durant les stimulations. Pour les tests toute la nuit, le S_v était mesuré toutes les heures dans toute la longueur du faisceau acoustique entre l'échosondeur et l'infrason.

Tests à la Centrale Nucléaire de Tihange

Des essais de répulsion des poissons ont été conduits sur le site de la CNT entre décembre 2003 et janvier 2004. Comme la première station de pompage se trouve 300 m en aval de la jonction du canal d'amenée avec la Meuse, il est probable qu'aucun son de basse fréquence ne soit propagé depuis les pompes vers la Meuse, en raison de la faible propagation des infrasons dans des milieux peu profonds (ROGER & COX 1988).

Deux unités infrasons ont été fixées sur les montants du 8^{ème} des 12 corridors qui composent la prise d'eau (Fig. 14.2). Les unités étaient orientées perpendiculairement à l'axe du canal, et se trouvaient à 2.6 m de profondeur. A l'intérieur du canal d'amenée, le même échosondeur que décrit plus haut était disposé en aval du corridor 2 à 1m de profondeur, pointant le faisceau vers l'autre rive du canal. Le faisceau acoustique couvrait toute la hauteur d'eau du corridor 4 au corridor 12, ce qui correspond à une distance d'observation égale à 54 m. Le nombre de poissons traversant le faisceau en entrant dans le canal a été compté à la sortie de chaque corridor durant des séquences on/off d'émissions d'infrasons de 20 minutes, entre 1 h avant le coucher du soleil et 2 h après. Durant toute la durée de l'étude, nous avons poursuivi les contrôles de captures des poissons sur les filtres de la CNT.

Durant les deux mois d'étude, le débit de la Meuse est resté à son niveau d'étiage à l'exception de la dernière semaine de janvier. Comme les rythmes d'entraînement des poissons suivent le profil du débit de la rivière, nous avons du concentrer nos observations durant cette dernière semaine, au cours de laquelle le débit moyen de la Meuse était de $628 \pm 167 \text{ m}^3/\text{s}$, et la température moyenne de l'eau de $4.1 \pm 0.6^\circ\text{C}$. Le débit moyen de pompage était de $48.7 \pm 1.9 \text{ m}^3/\text{s}$, ce qui résulte en une vitesse moyenne du courant à chaque corridor qui varie de 0.17 m/s à 0.28 m/s. Ces données étaient enregistrées toutes les 3

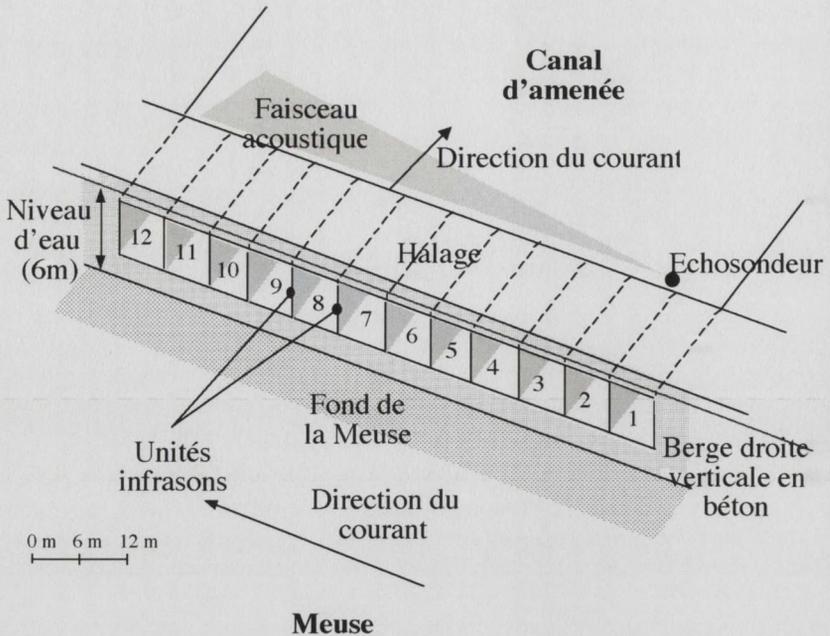


Figure 14.2 : Vue latérale schématique du dispositif expérimental installé sur la prise d'eau de la CNT dans la rive droite de la Meuse. Deux unités infrasons sont fixées à mi-profondeur sur les montants du corridor 8, l'échosondeur permet de compter les poissons entrant du corridor 4 au corridor 12.

Figure 14.2 : Schematic lateral view of the entrance of the cooling canal of the TNPP, located on the right bank of the River Meuse. Two infrasound units are attached to the concrete walls of corridor 8. We were able to count the fish entering in corridor 4 to corridor 12 thanks to the echosounder beam.

heures par Electrabel (à l'exception des vitesses de courant).

Comme le nombre de poissons comptés était faible durant les séquences ON/OFF, nous avons utilisé le test de comparaison non-paramétrique de Wilcoxon. De plus, un test de puissance post-hoc pour test de t pairé ($\alpha = 0.05$, $\beta = 0.05$) a été utilisé pour vérifier que le nombre d'observations était suffisant pour détecter des différences significatives entre les deux traitements. Comme le test de Wilcoxon est environ 20% moins puissant que le test de t pour variables paires, nous avons augmenté les résultats du test post-hoc de 20%.

4.2.3. Résultats

Lac Borrevan

Des réponses de fuite des poissons ont été obtenues à chaque stimulation (Fig. 14.3). Durant les périodes de haute activité des poissons (crépuscule), les poissons sont rapidement (15 -30 s) revenus dans la zone entourant la source à infrasons lorsque celle-ci était à l'arrêt. La distance maximale de réaction, obtenue

nue à la troisième stimulation de la Fig. 14.3, était d'environ 12 m. Le Sv est alors passé de plus de -30 dB re 1 m⁻¹ avant la stimulation, à moins de -65 dB re 1 m⁻¹ durant la stimulation. Durant la période de faible activité (tard dans la nuit), une réponse de fuite similaire a été observée, mais les poissons ne revenaient pas dans la zone autour de la source avant 5 à 10 minutes. La réponse systématique des poissons à chaque stimulation indique que l'accoutumance

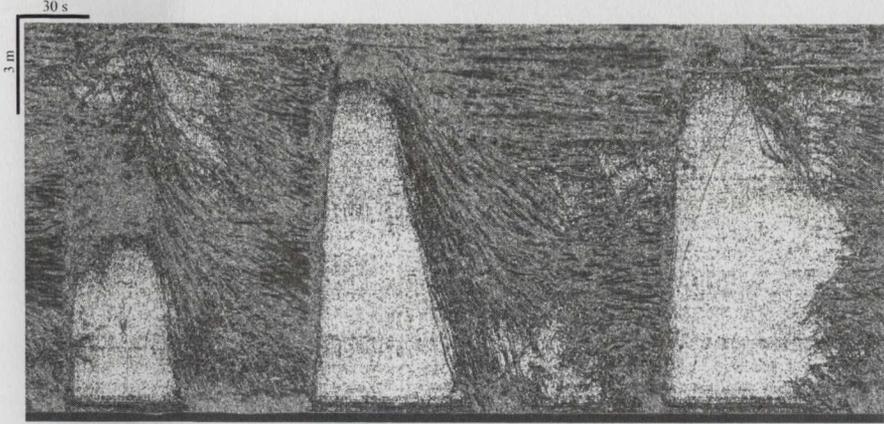


Figure 14.3. Echogramme montrant la réaction des poissons dans le lac Borrevan à 3 stimulations infrasons successives de 30 s, répétées toutes les 2-3 minutes. Les barres horizontales sous l'échogramme marquent les périodes de stimulation infrasons. Cet enregistrement a été réalisé durant le crépuscule lorsque les poissons sont les plus actifs. Les couleurs indiquent la puissance des échos, avec le bleu comme plus faible et le rouge comme plus fort. L'écho du projecteur infrasons correspond à la bande rouge épaisse au bas de l'échogramme.

Figure 14.3 : Echogram showing the reaction of fish in Lake Borrevann to three successive 30 s infrasound stimulations repeated every 2-3 minutes. Horizontal bars below the recording mark indicate the periods with sound. The echogram was recorded during dusk, when the fish are most active. The pseudocolours indicate target strength, with blue as the weakest and red as the strongest echoes. Echoes from the infrasound projector can be seen as the red band in the lower part of the echogram.

aux stimuli infrasons n'était pas présente durant cette série de tests.

Durant la nuit, lorsque les infrasons n'étaient pas en fonctionnement, un grand nombre de poissons étaient répartis près de la surface dans la zone qui entoure la source infrasons (Fig. 14.4). Le Sv était supérieur à -39 dB re 1 m⁻¹ durant la nuit entière, dans toute la zone d'observation entre l'échosondeur et la source infrasons. Lorsque la source fonctionnait en continu durant la nuit entière, seulement quelques poissons ont été occasionnellement observés durant de courtes périodes aux alentours de la source (Fig. 14.4). La puissance d'écho de ces poissons était forte, ce qui indique des poissons de grande taille. Le Sv est resté sous les -62 Db re 1 m⁻¹ durant la nuit complète dans toute la zone d'observation, ce qui n'indique pas d'accoutumance. Malheureusement, ces observations préliminaires qualitatives ont été réalisées durant une trop courte

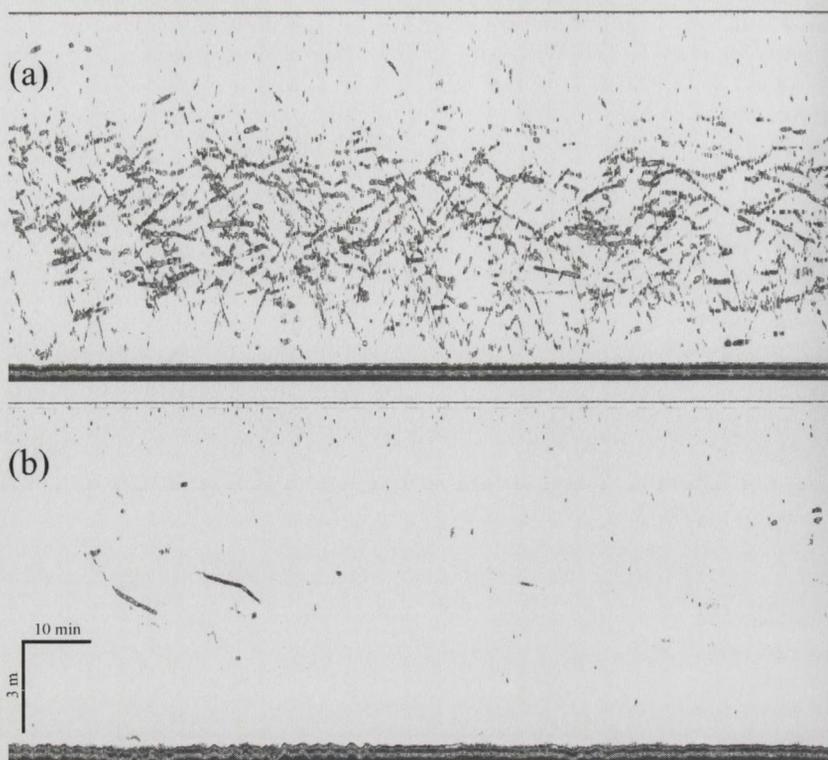


Figure 14.4. Echogrammes du lac Borrevan montrant l'effet à une exposition continue d'infrasons. La distribution des poissons entre l'échosondeur et l'unité infrasons a été enregistrée entre 16.00 et 08.00 heures durant des nuits successives, avec l'unité infrasons en route en continu ou éteinte. (a) Extrait d'enregistrement d'une heure aux alentours de minuit, au cours de la nuit sans infrasons. (b) Enregistrement similaire la nuit suivante mais avec émission continue d'infrasons. L'échosondeur était positionné à 17m de l'unité infrasons. Les échogrammes sont présentés avec un TGV de 40 log et un seuil inférieur de Sv de -60 dB re 1 m^{-1} .

Figure 14.4 : Echograms from Lake Borrevan showing the effect of continuous infrasound exposure. Fish distribution between the echosounder transducer and the infrasound projector was recorded between 16.00 and 8.00 hours for successive nights with the projector either running continuously or turned off. (a) Sample recording (colour coded) for 1 hr around midnight during the night when the projector was turned off. (b) Comparable recording the following night, when the projector was turned on.

période pour permettre une analyse statistique.

Centrale Nucléaire de Tihange

Entre le 20 et le 27 janvier 2004, 16 séquences on-off ont été réalisées. Chaque séquence consistait en une période de 20 minutes avec infrasons (ou sans) immédiatement suivi d'une seconde période de 20 minutes sans (ou avec). Un total de 689 poissons traversant le faisceau acoustique entre les corridors 4 et 12 ont été observés durant ces séquences. La Figure 14.5 présente des

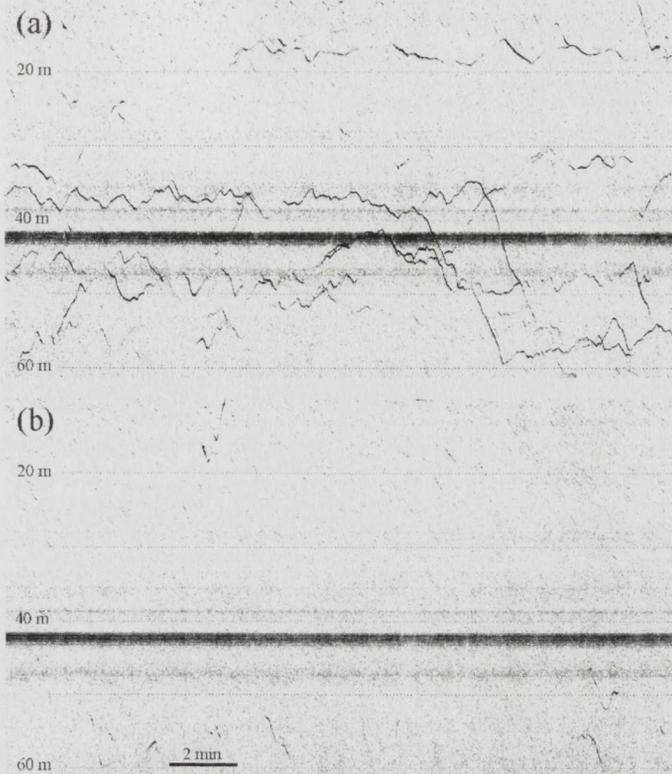


Figure 14.5. Echogrammes montrant la distribution des poissons juste en aval de l'entrée du canal d'amenée de la CNT. Les enregistrements (échelle grisée) couvrent une séquence de deux périodes successives de 20 minutes sans infrasons (a) et avec infrasons (b). La distance de l'échosondeur, positionné à la distance zéro en dehors du graphique, est marqué sur l'axe Y de la figure. La bande grise à une distance d'environ 42 m de l'échosondeur est provoquée par un objet stationnaire sur le fond du canal.

Figure 14.5 : Echograms showing fish distribution just behind the entrance corridors of the cooling water canal at the TNPP. The recordings (grey scale) cover a sequence of two successive 20 min periods with the projectors either turned off (a) or running (b). The distance from the transducer is marked on the Y axis of figure. The dark band in the upper part of the recordings indicates strong echoes from reflecting surfaces in the vicinity of the transducer. The grey band at a distance of about 42 m from the transducer is caused by a stationary object on the bottom of the canal.

échogrammes d'une séquence on/off, mettant en évidence une réduction marquée du nombre de poissons durant la période on.

Pour chaque corridor, le nombre de poissons entrant dans le canal d'amenée avec et sans infrasons a été comparé (Fig. 14.6). Comparé aux périodes off, le nombre moyen de poissons diminuaient significativement (Test de Wilcoxon, $N = 16$) de 82% ($P < 0.005$), 86% ($P < 0.005$), 57% ($P < 0.05$) et de 44% ($P < 0.05$) dans les corridors 6, 7, 8 et 11 respectivement, alors que des réductions non significatives ont été observées dans les autres corridors. La compilation des données de l'ensemble des corridors (de 4 à 12), soit une lar-

Nombre de poissons

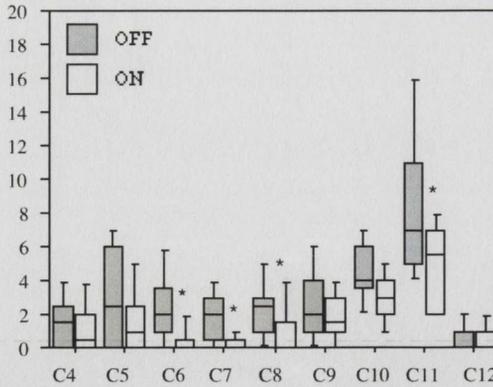


Figure 14.6. Graphique en boîte (10^{ème}, 25^{ème}, 50^{ème}, 75^{ème} et 90^{ème} percentile) du nombre de poissons entrant dans les corridors 4 à 12 de la prise d'eau de la CNT durant des séquences successives de 20 minutes d'infrasons on/off. Les astérisques indiquent une réduction significative ($P < 0.05$) du nombre de poissons durant la période on comparé à la période off. $N = 16$ pour les périodes on et off. Un total de 689 poissons ont été observés.

Figure 14.6 : Box plot (10th, 25th, 50th, 75th and 90th centile) of the number of fish entering the corridors 4-12 of the cooling water intake of the TNPP during sequences of 20 min infrasound ON-OFF periods. Asterisks indicate a significant reduction ($P < 0.05$) of fish number during ON periods relative to OFF periods. $N = 16$ for both ON and OFF periods for each corridor. A total of 689 fish were recorded.

geur totale de 54 m, montre une réduction significative de 47.9% ($P < 0.001$).

L'analyse post hoc révèle que 16 observations sont suffisantes pour détecter des réductions supérieures à 80% dans les corridors 6 et 7, mais ne confirma pas les réductions observées dans les autres corridors (Tableau 1). Le nombre d'observations est également suffisant pour confirmer la réduction

Red.	C 4	C 5	C 6	C 7	C 8	C 9	C 10	C 11	C 12	Total
40%	133,2	117,6	67,2	58,8	72	80,4	39,6	37,2	489,6	9,6
50%	85,2	75,6	43,2	38,4	45,6	51,6	25,2	24	313,2	7,2
60%	58,8	52,8	30	26,4	32,4	36	18	16,8	217,2	6
70%	43,2	38,4	21,6	19,2	24	26,4	13,2	12	159,6	4,8
80%	33,6	30	16,8	14,4	18	20,4	9,6	9,6	122,4	4,8
90%	26,4	22,8	13,2	12	14,4	15,6	8,4	7,2	96	4,8
100%	21,6	19,2	10,8	9,6	12	13,2	6	6	78	3,6

Tableau 1 : Analyse post hoc de puissance sur un test de t apparié pour estimer le nombre d'observations nécessaires dans chaque corridor pour détecter des réductions significatives (α & $\beta = 0.05$) de 40% à 100% du nombre de poissons durant les périodes on comparé aux périodes off. Les résultats de ce test sont augmentés de 20% pour ajuster l'analyse à la puissance du test de Wilcoxon.

Table 14.1 : Power post hoc analysis on a paired t-test to estimate the number of observations required in each corridor to detect significant reductions (α & $\beta = 0.05$) of 40% to 100% of fish during infrasound ON periods compared to OFF periods. The results are increased by 20% to adjust the analysis to the lower power of the Wilcoxon analysis.

observée pour la largeur totale de la prise d'eau.

Entre les 20 et le 27 janvier 2004, un total de 1301 poissons, appartenant à 4 familles et 15 espèces, ont été échantillonnés sur les filtres des prises d'eau de la CNT. Parmi ces poissons, 93.2% sont des cyprins limnophiles (gardon 75.6%, ablette commune 13.7%, brème commune 3.9%). D'autres espèces ont également été recensées comme l'anguille européenne argentée et le chevesne.

4.2.4. Discussion

Les tests réalisés dans le lac Borrevann ont permis d'établir que des signaux intenses d'infrasons constituent un répulsif effectif pour les Cyprinidae, comme il l'a été établi précédemment pour les jeunes Salmonidae et l'anguille européenne argentée (SAND *et al.* 2001). De plus, aucune accoutumance n'a pu être observée tant pour les courtes que les longues expositions. Dans cette série de tests, l'utilisation d'autres fréquences infrasons n'a pas été testée, cependant, la fréquence de 16 Hz utilisée se situe dans la gamme optimale de répulsion des smolts de saumon.

La distance effective de la source infrasons est difficile à établir sur la base de nos tests. Bien que les poissons se sont écartés de la source jusqu'à une distance de 10 m, cela pourrait correspondre à une réponse secondaire des poissons aux poissons fuyant la zone proche de la source. Chez les juvéniles de saumon Atlantique, le seuil de réaction spontanée de fuite a été précédemment estimé à 0.01 m/s^2 dans des essais en laboratoire avec des stimuli de 12 Hz. A une distance de 10 m de la source, le degré d'accélération durant les tests sur le terrain est grossièrement estimé à un ordre de grandeur sous cette valeur. Il est possible que les poissons non perturbés dans leur milieu naturel montrent des seuils de sensibilité inférieurs pour les réactions de fuites inférieures à ceux de poissons captifs en laboratoire. De plus, plusieurs autres facteurs peuvent intervenir avec la réaction des poissons, comme la période de l'année, la période de la journée, ou encore les conditions physiologiques et comportementales du poisson.

Dans l'ensemble de tests d'exposition de courte ou de longue durée aux infrasons, il est intéressant de noter qu'aucune accoutumance n'a été observée. Le niveau d'accélération est d'autant plus haut que l'on est proche de la source infrasons, et l'absence d'accoutumance pourrait s'expliquer par la haute intensité d'infrasons produite causant un inconfort à une courte distance. Certains poissons plus grands (probablement des brochets), ont cependant été brièvement observés à proximité de la source durant les tests de longue durée. La nage des poissons produit naturellement des infrasons, et donc une haute sensibilité aux infrasons peut être importante dans les interactions proies-prédateurs. Le développement d'une barrière acoustique pour les poissons basée sur l'émission d'infrasons repose sur la notion que des fortes réactions d'évitement aux infrasons ont évolué comme une protection contre les prédateurs. En conséquence, les poissons top prédateurs pourraient être moins effrayés, voire temporairement attirés, par les infrasons.

Au niveau de la prise d'eau de la CNT, la diminution significative du nombre de poissons entrant dans le canal était plus importante pour les corridors en amont des sources infrasons qu'en aval (Fig. 5). Cette répartition asymétrique ne s'explique pas clairement. Les vitesses de courant varient entre les différents corridors, de 0.05 m/s dans le corridor 1 à 0.27 m/s dans le corridor 12. Cependant, du corridor 6 au 12, la vitesse moyenne varie moins que du corridor 1 au 5. Les valeurs de vitesse dans le corridor 9 et 10, où des réductions non significatives ont été observées, étaient similaires à celles des corridors 7 et 8 qui ont montré des effets significatifs. Une vitesse de 0.25 m/s est équivalente à 4 longueurs de corps d'un gardon de 6 cm, poissons qui constituaient le plus grand nombre des poissons entrant dans le canal durant cette période. PUGH *et al.* (1970) ont montré que l'utilisation d'une barrière électrique pour guider les jeunes salmonidés n'était fonctionnelle que lorsque les vitesses de courant étaient inférieures à 0.3 m/s. Le comportement d'évitement chez *Morone americana* (Gmelin) face à des lampes stroboscopiques était également réduit sous de fortes vitesses de courant (0.5 m/s) en milieu expérimental (SAGER *et al.* 2000). Ces résultats soulignent l'importance des vitesses de courant dans l'efficacité des barrières comportementales.

Les poissons suivent le courant principal et approchent de la prise d'eau par le côté amont. Quand ils atteignent la zone de répulsion, ils s'écartent vers le courant principal de la rivière, et peuvent être en plus haute densité face aux corridors situés en aval des sources infrasons. Un tel effet pourrait expliquer partiellement l'effet asymétrique de répulsion observé. A une température de l'eau de 5°C, ce qui correspond à la situation durant les essais à Tihange, le métabolisme de gardon est réduit et ses capacités de nage en sont affectées. Cela peut accroître l'effet asymétrique de la répulsion.

Comme observé dans le lac Borrevann, il est supposé que plusieurs espèces et familles de poissons, et de différentes classes d'âges, montrent des réponses de fuite aux infrasons utilisés. Les Cyprinidae constituaient 93% du nombre total de poissons échantillonnés sur les filtres de la CNT entre le 20 et le 27 janvier 2004. Par conséquent, les résultats combinés du lac Borrevann et à la CNT indiquent une forte réponse de fuite des Cyprinidae aux infrasons. La conclusion est moins claire pour les autres espèces de poissons durant nos tests. Ajoutés à la liste des espèces pour lesquelles une forte réponse de fuite a été observée précédemment, c'est-à-dire les smolts de saumon Atlantique (KNUDSEN *et al.* 1992, 1994), les juvéniles de saumon Pacifique du genre *Oncorhynchus* (KNUDSEN *et al.* 1994) et l'anguille européenne argentée (SAND *et al.* 2001), il est raisonnable de déduire que les infrasons peuvent être utilisés dans des barrières acoustiques efficaces. De plus, aucune accoutumance n'a pu être observée ni dans les tests du lac Borrevann ni à la CNT, ce qui est un point crucial dans l'usage potentiel d'une barrière acoustique permanente basée sur l'émission d'infrasons. La bonne efficacité de répulsion dans les corridors 6 et 7 révèle que pour la prise d'eau de la CNT, une unité infrasons tous les 12 m (6 unités au total) pourrait être suffisant pour réduire fortement le nombre de pois-

sons de toutes les espèces exposées. Il est bien sûr prérequis que pour qu'un système de répulsion soit efficace, le poisson soit capable de fuir la zone de courant qui l'entraîne vers la prise d'eau, et puisse éventuellement la contourner au moyen de passes. Des expériences futures pourraient nous permettre d'optimiser la position et le nombre d'unité infrasons requis sur d'autres sites, en fonction de la morphologie de la prise d'eau, la vitesse de courant, la température moyenne, les espèces concernées et leur distribution de population.

Plusieurs aspects de la méthode présentée doivent être améliorés ou clarifiés avant d'envisager une installation définitive. Certaines parties sensibles de la source infrasons tombent parfois en panne durant des opérations continues de longue période (> 1 semaine), et des améliorations techniques sont nécessaires. Bien que les humains ne soient pas perturbés acoustiquement par ces signaux, des vibrations peuvent être transmises à travers des structures en béton et peuvent créer un inconfort pour les gens vivant à proximité. De plus, les effets d'exposition aux infrasons sur l'oreille interne du poisson devraient être étudiés. Enfin, la possibilité d'un effet écologique néfaste à proximité de l'installation doit également retenir l'attention.

CHAPITRE 15 : CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

1. Conclusions

Cette étude avait pour objectif de caractériser les patrons de mobilité vers l'aval des poissons dans la Meuse à Tihange. Au cours de cette étude, nous avons décrit les espèces et les stades de vie impliqués dans ces mouvements. Pour les Cyprinidae rhéophiles, espèces qui présentent un déficit démographique dans la Meuse, nous avons analysé plus en profondeur les mouvements de dérive des 0+ et constaté que l'état d'altération des berges de ce fleuve entraînait des dérives forcées durant la période de croissance estivale et surtout durant les fortes eaux automnales. La dispersion à longue distance consécutive à ces mouvements est, selon nous, à l'origine d'un faible recrutement des jeunes de la cohorte concernée, ce qui accentue le déséquilibre démographique chez ces espèces.

Bien qu'il soit possible que les affluents contribuent aux populations des poissons dévalant en Meuse, nous pensons que l'essentiel des poissons interceptés à Tihange proviennent de la Meuse même, y compris pour des espèces rhéophiles lithophiles comme le chabot, dont l'étude de la microchimie de l'otolithe a infirmé la provenance d'affluents proches.

Au travers des résultats acquis par cette étude, il nous est désormais possible de prédire les mouvements de dévalaison des poissons de la Meuse sur la base des conditions hydrologiques, mais aussi d'estimer l'impact des prises d'eau industrielles sur ces déplacements. Cette connaissance acquise permet de pouvoir proposer, tant aux gestionnaires qu'aux utilisateurs de l'eau, des mesures de protection de l'ichtyofaune et de restauration écologique adéquate des habitats.

2. Perspectives

Depuis plus d'un siècle, l'utilisation de la Meuse comme support d'activités industrielles s'est développée sans guère tenir compte des impacts sur la biodiversité de la faune et de la flore (Micha 1975). Aujourd'hui, l'heure est au constat. La quasi totalité des poissons grands migrateurs ont disparu (PHILIPPART 2004b, 2005), et beaucoup d'espèces de poissons sont en déséquilibre démographique. Pourtant, l'économie sous-jacente à ces activités humaines dépendantes de la rivière est trop importante pour être remise en question. Notre étude sur la dévalaison des poissons dans la Meuse nous a placé au cœur du débat, au travers des dommages (mortalité, blessures) causés aux poissons par leur entraînement vers les prises d'eau industrielles associées à la production électrique par voie thermique et hydraulique. Or, la production d'hydroélectricité est de plus en plus favorisée au nom de la promotion du développement, tout à fait justifiée, des énergies renouvelables. Il existe donc une contradiction évidente et majeure entre, d'une part, la volonté de développer davantage la production d'hydroélectricité, et d'autre part, l'objectif des Directives européennes Flore Faune Habitat - Natura 2000 et Directive Cadre sur l'Eau - DCE qui est de préserver ou de rétablir un bon état ou potentiel écologique des eaux de surface, notamment en termes de faune des poissons.

Face à un tel constat, plusieurs types de perspectives apparaissent :

a) Perspectives de recherche scientifique

Il existe encore de nombreuses voies de recherches qui peuvent être entamées dans le prolongement de notre étude. Une meilleure connaissance de l'écologie et de la démographie des poissons Cyprinidae rhéophiles, et notamment des 0+, dans la Meuse est nécessaire pour mieux établir leur statut actuel. Le hotu est un modèle biologique de choix dans cette perspective.

Un suivi du comportement des poissons migrateurs en migration de dévalaison dans la Meuse nous paraît également indispensable. Bien que beaucoup d'informations existent pour d'autres rivières, les comportements de ces poissons dans la Meuse, et notamment à l'approche des obstacles que sont les prises d'eau, doivent être caractérisés dans chaque bassin hydrographique, comme le suggère la disparité des résultats obtenus par des études écologiques similaires sur des sites différents.

b) Perspectives en termes de gestion de l'eau

Le retour à un bon potentiel écologique de la Meuse, tel que défini par la DCE, est un défi qui peut se concrétiser tout en favorisant le rendement économique des activités industrielles qui dépendent de ce cours d'eau. La dualité entre les protecteurs inconditionnels de la nature et les industries aveugles aux problèmes environnementaux appartient au passé. L'application des contraintes environnementales envisagées par la DCE implique un compromis entre le monde de l'écologie et celui de l'industrie. Le succès des applications de ces

directives passera par une synergie entre les acteurs de ces deux mondes, qui ensemble pourront intégrer les problèmes écologiques dans les impératifs économiques, et développer ainsi des solutions technologiques les mieux adaptées. Par exemple, la mise au point d'une barrière comportementale efficace, potentiellement applicable à l'ensemble des prises d'eau des centrales de la Meuse, est un exemple de technologie environnementale qui associe la conservation des espèces et le rendement de la production électrique. Mais il appartient aussi aux gestionnaires des cours d'eau d'être les mieux informés possible sur l'ensemble des impacts environnementaux qui mettent en péril l'objectif de la DCE, ainsi que sur les états de référence vers lesquels les programmes de restauration doivent tendre. Dans notre étude, la restauration d'habitats de reproduction et de nurseries sont des exemples d'actions de restauration qu'il nous paraît indispensables à explorer.

Bibliographie

- AARESTRUP, K.; NIELSEN, C. & KOED, A. 2002. Net ground speed of downstream migrating radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and BROWN trout (*Salmo trutta* L.) smolts in relation to environmental factors. *Hydrobiologia* **483** (1-3): 95-102.
- AAS-HANSEN, O.; VIJAYAN, M.M.; JOHNSEN, H.K.; CAMERON, C. & JORGENSEN, E.H. 2005. Resmoltification in wild, anadromous Arctic char (*Salvelinus alpinus*): a survey of osmoregulatory, metabolic, and endocrine changes preceding annual seawater migration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **62**(1): 195-204.
- ALERSTAM, T.; HEDENSTRÖM, A. & AKESSON, S. 2003. Long-distance migration : evolution and determinants. *Oikos* **103**: 247-260.
- AMOROS, C. & ROUX, A.L. 1988. Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. In Schreiber, K.F. (Ed.). *Connectivity in Landscape Ecology. Proc. 2nd Internat. Seminar International Assoc. Landscape Ecol. Münster Geograph, Arbeiten* 29, Münster, Germany.
- ANDRES, S.; RIBEYRE F.; TOURENCG, J.-N. & BOUDOU, A. 2000. Interspecific comparison of Cadmium and Zinc contamination in the organs of four fish species along a polymetallic pollution gradient (Lot River, France). *The Science of the Total Environment* **248**: 11-25.
- APARICIO, J.M. 2000. Differences in the diets of resident and non-resident Kestrels in Spain. *Ornis Fennica* **77**(4): 169-175.
- ARAI, T. ; MARUI, M. ; OTAKE, T. & TSUKAMOTO, K. 2002. Inshore migration of a tropical eel, *Anguilla marmorata*, from Taiwanese and Japanese coasts. *Fisheries Sciences* **68** : 152-157.
- ARAUJO-LIMA, C.A.R.M. & Oliveira, E.C. 1998. Transport of larval fish in the Amazon. *Journal of Fish Biology* **53**, 291-306.
- BAKER, C.F. 2003. Effect of adult pheromones on the avoidance of suspended sediment by migratory banded kokopu juveniles. *Journal of Fish Biology* **62**: 386-394.
- BALON, E.K. 1962. Note on the number of Danubian bitterlings developmental stages in mussels. *Vestn. Cesk. Spol. Zool.* **26**: 250-256.
- BARAS, E. & CHERRY, B. 1990. Seasonal activities of female barbel *Barbus barbus* (L.) in the River Ourthe (Southern Belgium), as revealed by radio tracking. *Aquat. Living. Resour.* **3**: 283-294.
- BARAS, E.; LAMBERT, H. & PHILIPPART, J.C. 1994a. A comprehensive assessment of the failure of *Barbus barbus* (L.) through a fish pass in the canalised River Meuse (Belgium). *Aquatic Living Resources* **7**:181-189.
- BARAS, E.; SALMON, B. & PHILIPPART, J.C. 1994b. Evaluation de l'efficacité d'une méthode d'échantillonnage par nasses des anguilles jaunes (*Anguilla anguilla* L.) en migration dans la Meuse. *Bull. Fr. Pêche et Piscic.* **335**: 7-16.
- BARAS, E.; NINDABA, J. & PHILIPPART, J.C. 1995. Microhabitat used in a 0+ rheophilous cyprinid assemblage: quantitative assessment of community structure and fish density. *Bull. Fr. Pêche Pisc.* **337-338-339**: 241-247.
- BARAS, E. & NINDABA, J. 1999a. Diel dynamics of use by riverine young-of-the-year *Barbus barbus* and *Chondrostoma nasus* (Cyprinidae). *Arch. Hydrobiol.* **146**, 431-448.

- BARAS, E. & NINDABA, J. 1999b. Seasonal and diel utilisation of inshore microhabitats by larvae and juveniles of *Leuciscus cephalus* and *Leuciscus leuciscus*. *Environmental Biology of Fishes* **56**: 183-197.
- BARAS, E. & PHILIPPART, J.C. 1999. Adaptive and evolutionary significance of a reproductive thermal threshold in *Barbus barbus*. *Journal of Fish Biology* **55**, 354-375.
- BARAS, E. & LUCAS, M.C. 2001. Impact of man's modifications of river hydrology on the migration of freshwater fishes: a mechanistic perspective. *Ecohydrology & Hydroecology*, Vol. 1 N°3: 291-304.
- BARDONNET, A. 1993. Use of visual landmarks by young trout (*Salmo trutta*) during their diel downstream post-emergence displacement in experimental channels. *Journal of Fish Biology* **43**: 375-384.
- BARDONNET, A. 2001. Spawning in swift water currents: implications for eggs and larvae. *Large Rivers* **12** (2-4), *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **135/2-4**: 271-291.
- BARDONNET, A. ; GAUDIN, P. & PERSAT, H. 1991. Microhabitats and diel downstream migration of young grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Freshwater Ecology* **26**(3) : 365-376.
- BARDONNET, A.; GAUDIN, P. & THORPE, J.E. 1993. Diel rhythm of emergence and first displacement downstream in trout (*Salmo trutta*), Atlantic salmon (*Salmo salar*) and grayling (*Thymallus thymallus*). *Journal of Fish Biology* **43**: 755-762.
- BARRETT, J.C. 1992. Turbidity-induced changes in reactive distance of rainbow trout. *Transactions of the American Fisheries Society* **121**: 437-443.
- BARTOSOVA, S.; JURAJDA, P.; ONDRACKOVÁ, M.; REICHARD, M. (2002). Importance of lentic waterbodies as fish nurseries in the flood plain of the Dyje River. *Ecohydrology and Hydrobiology* **1**: 347-353.
- BEALL, E.; DUMAS, J.; CLAIREAUX, D.; Barriere, L. & Marty, C. 1994. Dispersal patterns and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) juveniles in a nursery stream. *ICES J. mar. Sci.* **51**: 1-9.
- BEHRMANN-GODEL, J. & ECKMANN, R. 2003. A preliminary study of the migration of silver European eel (*Anguilla anguilla* L.) in the River Mosel, Germany. *Ecology of Freshwater Fish* **12**(3) : 196-202.
- BELL, W.J. 1991. Searching Behaviour. The behavioural Ecology of Finding Resources. London : Chapman & Hall.
- BELPAIRE, C.; GOEMANS, G.; VAN THUYNE, G.; VERREYCKEN, H. & MAES, J. 2003. Eel fisheries and management in Flanders, Belgium: Status and Trends. International Eel Symposium, Quebec 10-15 August 2003.
- BERG, R. 1986. Fish passage through Kaplan turbines at a power plant on the River Neckar and subsequent eel injuries. *Vie Milieu* **36**(4): 307-310.
- BERTHOLD, P. 2001. Bird migration. A general survey, 2nd ed.-Oxford Univ. Press.
- BERTIN, L. 1951. Les anguilles. Variation, croissance, euryhalinité, toxicité, hermaphroditisme juvénile et sexualité, migrations, métamorphoses. Payot, Paris : 188pp.
- BILLEN, G.; DÉCAMPS, H.; GARNIER, J.; BOËT, P.; MEYBECK, M. & SERVAIS, P. 1995. Atlantic river systems of Europe. In: Ecosystems of the world, Cushing, C.E.; Cumins, K.W. & Minshall (eds), Elsevier: 389-418.
- BOHLIN, T.; DELLEFORS, C. & FAREMO, U. 1993. Timing of sea-run BROWN trout (*Salmo trutta*) smolt migration: effects of climatic variation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **50**: 1132-1136.

- BOUBÉE, J.A.; DEAN, T.L.; WEST, D.W. & BARRIER, R.F.G. 1997. Avoidance of suspended sediment by the juvenile migratory stage of six New Zealand native fish species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater research* **31**: 61-69.
- BOUCHARD, P.; CHAPPAZ, R.; CAVALLI, L. & BRUN, G. 1998. Influence of environmental variables on the growth of *Leuciscus cephalus* (Linnaeus 1766), in the River Durance, south-east France. *Annales de Limnologie* **34**(2): 193-200.
- BROWN, R. 2000. The potential of strobe lighting as a cost-effective means for reducing impingement and entrainment. *Environmental Science & Policy*, **3**(1), 405-416.
- BROWN, A.V. & ARMSTRONG, M.L. 1985. Propensity to drift among various species of fish. *Journal of Freshwater Ecology* **3**: 3-17.
- BYRNE, C.J.; POOLE, R.; ROGAN, G.; DILLANE, M. & WHELAN, K.F. 2003. Temporal and environmental influences on the variation in Atlantic salmon smolt migration in the Burrishoole system 1970-2000. *Journal of Fish Biology* **63**: 1552-1564.
- CADA, G.F. & RINEHART, B.N. 2000. Hydropower R&D : Recent advances in turbine passage technology. U.S. Department of Energy, Idaho Operations Office, 33pp.
- ÇALTA M. 2000. Morphological development and growth of chub, *Leuciscus cephalus* (L.), larvae. *J. Appl. Ichthyol.* **16**: 83-85.
- CAMPANA, S.E.; CHOUINARD, G.A.; HANSON, J.M.; FRÉCHET, A. & BRATTEY, J. 2000. Otolith elemental fingerprints as biological tracers of fish stocks. *Fisheries Research* **46**: 343-357.
- CAMPANA, S.E. & THORROLD, S.R. 2001. OTOLITHS, increments, and elements : keys to a comprehensive understanding of fish populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58** : 30-38.
- CARLSEN, K.T.; BERG, O.K FINSTAD, B. & HEGGBERGET, T.G. 2004. Diel periodicity and environmental influence on the smolt migration of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, Atlantic salmon, *Salmo salar*, and BROWN trout, *Salmo trutta*, in northern Norway. *Environmental Biology of Fishes* **70** (4): 403-413.
- CARTER, K.L. & READER, J.P. 2000. Patterns of drift and power station entrainment of 0+ fish in the River Trent, England. *Fisheries Manag. Ecol.* **7**: 447-464.
- CHOCHA MANDA, A. 2001. Etude de la biologie du sandre (*Stizostedion lucioperca* L.) à l'aide des captures sur les filtres des prises d'eau de refroidissement des Centrales de Tihange. Travail de fin d'études (DES), Université de Liège, 30pp.
- COPP G.H. 1990: Shifts in the microhabitat of larval and juvenile roach, *Rutilus rutilus* (L.), in a floodplain channel. *J. Fish Biol.* **36**: 683-692.
- Copp, G.H. 1992. Comparative microhabitat use of cyprinid larvae and juveniles in a lotic floodplain channel. *Environmental Biology of Fishes* **12**: 189-200.
- Copp, G.H. 1997 a. Microhabitat use of fish larvae and 0+ juveniles in a highly regulated section of the River Great Ouse. *Regulated Rivers : Research and Management* **13** : 267-276.
- Copp, G.H. 1997 b. Importance of marinas and off-channel water bodies as refuges for young fishes in a regulated lowland river. *Regulated Rivers : Research & Management* **13**, :303-307.
- COPP G.H. & CELLOT B. 1988: Drift of embryonic and larval fishes, especially *Lepomis gibbosus* (L.) in the Upper Rhône River. *J. Freshwat. Ecol.* **4**: 419-424.

- Copp, G.H.; FAULKNER, H.; DOHERTY, S.; WATKINS, M.S. & MAJECKI, J. 2002. Diel drift behaviour of fish eggs and larvae, in particular barbel, *Barbus barbus* (L.), in an English chalk stream. *Fisheries Management and Ecology* **9**: 95-103.
- COUTANT; C.C; & WHITNEY, R.R. 2000. Fish behavior in relation to passage through hydropower turbines: a review. *Transactions of the American Fisheries Society* **129**: 351-380.
- COWX, I.G. 1997. L'introduction d'espèces de poissons dans les eaux douces européennes : succès économiques ou désastres écologiques ? *Bull. Fr. Pêche Piscic.* **344/345** : 57-77.
- CRISP, D.T. 1991. Stream channel experiments on downstream movement of recently emerged trout, *Salmo trutta* L., and salmon, *S. salar* L. III. Effects of developmental stage and day and night upon dispersal. *Journal of Fish Biology* **36**: 371-381.
- CRISP, D.T. & HURLEY, M.A. 1991. Stream channel experiments on downstream movement of recently emerged trout, *Salmo trutta* L., and salmon, *S. salar* L. II. Effects of constant and changing velocities and on day and night upon dispersal rate. *Journal of Fish Biology* **39**: 363-370.
- CUNJAK, R.A. 1996. Winter habitat of selected stream fishes and potential impacts from land-use activity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53** (Suppl1): 267-282.
- DEELDER, C.L. 1954. Factors affecting the migration of the silver eel in Dutch inland waters. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* **20** : 177-185.
- DE GRAAF G. J., BORN A. F., UDDIN A. M. & HUDA S. 1999: Larval fish movement in the River Lohajang, Tangail, Bangladesh. *Fisheries Management and Ecology* **6**: 109-120.
- DEKKER, W. 2000. The fractal geometry of the European eel stock. *ICES Journal of Marine Science* **57** : 109-121.
- DEKKER, W. 2003. Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla* ? *Fisheries Management and Ecology* **10**(6) : 365-376.
- DELFORGE, D.; PRIGNON, C. & MICHA, J.-C. 2002. Characterization of the different phenotypes of migratory trout (*Salmo trutta* L.) in the river Meuse. Poster presented at the 9th Belgian Congress of Zoology, 8-9 november 2002, Antwerp, Belgium.
- DEGENS, E.T.; DEUSER, W.G. & HAEDRICH, R.L. 1969. Molecular structure and composition of fish otoliths. *Mar. Biol.* **2**: 105-113.
- DEMPSEY, C.H. 1988. Ichthyoplankton entrainment. *Journal of Fish Biology*, **33** (Suppl. A): 93-102.
- DE PONTUAL, H.; LAGARDÈRE, F.; TROADEC, H.; BATEL, A.; DÉSAUNAY, Y. & KOUTSIKOPOULOS, C. 2000. Otoliths imprinting of sole (*Solea solea*) from the Bay of Biscay: a tool to discriminate individuals from nursery origins. *Oceanologica Acta* **23** : 497-513.
- DE VOCHT, A. & BARAS, E. 2003. Effect of hydropeaking on migrations and home range of adult barbel (*Barbus barbus*) in the River Meuse. In: Spedicato, M.T.; Lembo, G. & Marmulla, G. (eds.): *Aquatic telemetry: advances and applications. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe*. Ustica, Italy, 9-13 June 2003, Rome, FAO/COISPA. 2005. 295pp.
- DE VOCHT, A.; VAN BELLEGHEMN F.; BARAS, E. & PHILIPPART, J.C. 2002. Comparative microhabitat use of 0+ juvenile fish in the Border Meuse. *Proceedings on the First International Scientific Symposium on the River Meuse*, November 27-28, 2002, Maastricht, Netherlands. Edité par la Commission Internationale de la Meuse (CIM), Liège.

- DURIF, C. 2003. La migration d'avalaison de l'anguille européenne *Anguilla anguilla* : caractérisation des fractions dévalantes, phénomène de migration et franchissement d'obstacles. Thèse de doctorat, Université de Toulouse II : 348pp.
- EDELIN, E.; BARDONNET, A.; BOLLIET, V.; DUFOUR, S. & PIERRE, E. 2005. Endocrine control of *Anguilla anguilla* glass eel dispersal: Effects of thyroid hormones on locomotor activity and rheotactic behavior. *Hormones and Behavior* **48**(1): 53-63.
- ELLIOT, J.M. 1966. Downstream movements of trout fry (*Salmo trutta*) in a Dartmoor stream. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **23**, 157-159.
- EVRARD, G. & MICHA, J.C. 2003. Dynamique de population du gardon en Meuse namuroise après arrêt des repeuplements. Presses Universitaires de Namur, 32pp.
- FAULKNER, H. & COPP, G.H. 2001. A model for accurate drift estimation in streams. *Freshwater Biology* **46**, 723-733.
- FEUNTEUN, E. 2002. Management and restoration of European eel population (*Anguilla anguilla*) : an impossible bargain. *Ecological Engineering* **18** : 575-591.
- FLECKER A.S., TAPHORN D. C., LOVALL B. A. & FEIFARBEB B.P. 1991: Drift of characin larvae, *Bryconamericus deuterodonoides*, during the dry season from Andean piedmont streams. *Environ. Biol. Fish.* **31**: 197-202.
- FRANKIEWICZ, P. ; DABROWSKI, K. & ZALEWSKI, M. (1996). Mechanism of establishing bimodality in a size distribution of age-0 pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.) in the Sulejów Reservoir, Central Poland. *Ann. Zool. Fennici* **33** : 321-327.
- FREDRICH, F. 2003. Long-term investigations of migratory behaviour of asp (*Aspius aspius* L.) in the middle part of the Elbe River, Germany. *J. Appl. Ichthyol.* **19**:294-302.
- FREYHOF, J. 1997a. Remarks on the status of *Chondrostoma nasus* in the River Rhine. *Folia Zoologica* **46**(Suppl. 1) : 61-66.
- FREYHOF, J. 1997b. Age-related longitudinal distribution of nase, *Chondrostoma nasus* in the River Sieg, Germany. *Folia Zoologica* **46**(Suppl. 1) : 89-96.
- FRIEDLAND, K.D.; REDDIN, D.G.; SHIMUZU, N.; HAAS, R.E. & YOUNGSON, A.F. 1998. Strontium : Calcium ratios in Atlantic salmon (*Salmo salar*) otoliths and observations on growth and maturation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **55**: 1158-1168.
- GALE, W.F. & MOHR, H.W.Jr. 1978. Larval fish drift in a large river with a comparison of sampling methods. *Trans. Am. Fish. Soc.* **107**(1): 46-55.
- GALVEZ, M. & MICHA, J.-C. 1987. Introduction, extension et répartition du sandre (*Stizostedion lucioperca*) en Belgique. *Tribune de l'eau* **521** : 33-42.
- GARNER P. 1999: Swimming ability and differential use of velocity patches by 0+ cyprinids. *Ecol. Freshwat. Fish* **8**: 55-58.
- GARNER, P. & Clough, S. 1996. Habitat use by dace, *Leuciscus leuciscus* (L.), in a side channel of the River Frome, England. *Fisheries Management and Ecology* **3**: 349-352.
- GERKING, S.D., 1959. The restricted movement of fish populations. *Biol. Rev.* **34**, 221-242.
- GIBBS, J.P. 2001. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. *Biological Conservation* **100**: 15-20.
- GODIN, J.G.J. 1982. Migrations of salmonid fishes during early life history phases: daily and annual timing. In *Proceedings of the Salmon and Trout Migratory Behavior Symposium* (Brannon, E.L. & Salo, E.O. eds), pp. 22-50. Seattle: University of Washington.

- GOFFAUX, D. 2005. Etude de la structure et du fonctionnement des assemblages ichthyologiques en grands cours d'eau en appui au développement de méthodes d'évaluation de leur qualité écologique. Thèse de doctorat, Presse Universitaire de Namur (ed.), 200 pp.
- GOSSET, C. & Travade, M. 1999. Etude de dispositifs d'aide à la migration de dévalaison des Salmonidés : barrières comportementales. *Cybium* **23**(1): 45-66.
- GOZLAN, R.E.; Pinder, A.C. & Shelley, J. 2002. Occurrence of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in England. *Journal of Fish Biology* **61**:298-300.
- GRIFF, R.E.; BUIJSE, A.D.; KLEIN BRETELER, J.G.P.; VAN DENSEN, W.L.T.; MACHIELS, M.A.M. & BACKX, J.J.G. 2001. Migration of bream between the main channel and floodplain lakes of the lower River Rhine during the connection phase. *Journal of Fish Biology* **59**, 1033-1055.
- GRIMES, C.B. 1975. Entrapment of fishes on intake water screens at a stream electric generating station. *Chesapeake Science* **16** (3): 172-177.
- HADDERINGH, R.H. 1978. Mortality of young fish in the cooling water system of Bergum Power Station. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und angewandte Limnologie*, **20** : 1827-1832.
- HADDERINGH, R.H. 1982. Experimental reduction of fish impingement by artificial illumination at Bergum Power Station. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* **67**: 887-900.
- HADDERINGH, R.H.; VAN AERSSSEN, G.H.F.M.; GROENEVELD, L.; JENNER, H.A. & VAN DER STOEP, J.W. 1983. Fish impingement at power stations situated along the rivers Rhine and Meuse in The Netherlands. *Hydrobiological Bulletin* **17**(2): 129-141.
- HADDERINGH, R.H.; KOOPS, F.B.J. & VAN DER STOEP, J.W. 1988. Research on fish protection at Dutch thermal and hydropower stations. *Kema Scientific & Technical Report* **6**(2) : 57-68.
- HADDERINGH, R.H.; VAN DER STOEP, J.W. & HABRAKEN, J.W.P.M. 1992. Deflecting eels from water inlets of power stations with light. *Ir. Fish. Invest. Ser. A (Freshw.)* **36**: 80-89.
- HADDERINGH, R.H. & SMYTHE, A.G. 1997. Deflecting eels from power stations with light. *Kema Scientific & Technical Reports*, 7pp.
- HADDERINGH, R.H. & BAKER, H.D. 1998. Fish mortality due to passage through hydroelectric power stations on the Meuse and the Vecht Rivers. In: *Fish migration and fish bypasses*. M. Jungwirth; Schmutz, S. & Weis, S., Oxford, Fishing News Book: 315-328.
- HADDERINGH, R.H.; VAN AERSSSEN, G.H.F.M.; DE BEIJER, R.F.L.J. & VAN DER VELDE, G. 1999. Reaction of silver eels to artificial light sources and water currents: an experimental deflection study. *Regulated Rivers: Research & Management* **15** : 365-371.
- HADDERINGH, R.H. & BRUIJS, M.C.M. 2002. Hydroelectric power stations and fish migration. *Tribune de l'eau*, N°619-620/5-6 Sept/Oct – Nov/Déc 2002 & 621/1 Janv/Fév 2003: 89-97.
- HALDEN; N.M.; MEJIA, S.R.; BABALUK, J.A.; REIST, J.D.; KRISTOFFERSON, A.H.; CAMPBELL, J.L. & TEESDALE, W.J. 2000. Oscillatory zinc distribution in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) otoliths: the results of biology or environment? *Fisheries Research* **46**: 289-298.

- HANSKI, I. 1999. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. *Oikos* **87**(2): 209-219.
- HARALDSTAD, O.; VØLLESTAD, L.A. & JONSSON, B. 1985. Descent of European silver eel, *Anguilla anguilla* L., in a Norwegian watercourse. *Journal of Fish Biology* **26**: 37-41.
- HARO, A.; CASTRO-SANTOS, T. & BOUBÉE, J. 2000. Behavior and passage of silver-phase American eels in a Georgia River. *Transactions of the American Fisheries Society* **113** (2): 132-141.
- HARVEY, B.C. 1987. Susceptibility of young-of-the-year fishes to downstream displacement by flooding. *Transactions of the American Fisheries Society* **116**: 851-855.
- HENDERSON, P.A. 1989. On the structure of the inshore fish community of England and Wales. *J. mar. biol. Ass. UK.* **69** (1): 145-163.
- HOFER K. & KIRCHHOFER A. 1996: Drift, habitat choice and growth of the nase (*Chondrostoma nasus*, Cyprinidae) during early life stages. In: A. KirchHofer & D. Hefti (eds), *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*, Birkhäuser Verlag, Basel/Switzerland: 269-278.
- HOHAUSOVA, E.; COPP, G.H. & JANKOVSKY, P. 2003. Movement of fish between a river and its backwater: diel activity and relation to environmental gradients. *Ecology of Freshwater Fish* **12** : 107-117.
- HORVÁTH, L.; TAMÁS, G. & SEAGRAVE, C. 1992. Carp and pond fish culture. Fishing News Books, 155pp.
- HOUBRECHTS, G. & PETIT, F. 2004. Etude de la dynamique fluviale des rivières ardennaises grace aux scories métallurgiques. *De la Meuse à l'Ardenne* **36**: 57-68.
- HUBER, M. & KIRCHHOFER, A. 1998. Radio telemetry as a tool to study habitat use of nase (*Chondrostoma nasus* L.) in medium-sized rivers. *Hydrobiologia* **371/372**: 309-319.
- HUET, M. 1949. Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles dans les eaux courantes. *Schweiz. Z. Hydrol.* **11**: 332-351.
- HVIDSTEN, N.A. 1985. Yield of silver eel and factors effecting downstream migration in the stream Imsa, Norway. *Institute of Freshwater Research* **62**: 75-85.
- IANELLI, J. 1997. X-ray spectroscopic elemental analysis of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) otoliths at different life history stages as a potential stock identification tool. In: Thresher, R.E.; Mills, D.J.; Proctor, C.H. Ianelli, J.N. (Eds.), *Proceedings of the International Symposium on Skeletal Microanalysis of Marine Fish Stocks*. CSIRO Marine Laboratories Report 230, Hobart, Australia, pp 74-75.
- Ims, R.A. 1995. Movement patterns related to spatial structures. In: Mosaic landscapes and ecological processes (Ed. by L.H. Fahrig, L. Fahrig & G. Merriam), pp. 85-109. London: Chapman & Hall.
- IWASHITA, M. & SHIMAMURA, T. 2003. Long-term variations in dissolved trace elements in the Sagami River and its tributaries (upstream area), Japan. *The Science of the Total Environment* **312**: 167-179.
- JAGER, H.I.; CHANDLER, J.A.; LEPLA, K.B. & VAN WINKLE, W. 2001. A theoretical study of river fragmentation by dams and its effects on white sturgeon populations. *Environmental Biology of Fishes* **60**: 347-361.
- JANSEN, W.; KAPPUS, B.; BOHMER, J. & BEITER, T. 1999. Fish communities and

- migrations in the vicinity of fishways in a regulated river (Enz, Baden-Württemberg, Germany). *Limnologica* **29**(4): 425-435.
- JEPSEN, N.; KOED, A. & OKLAND, F. 1999. The movement of pikeperch in a shallow reservoir. *Journal of Fish Biology* **54**(5): 1083-1093.
- JOHNSTON, T.A. 1997. Downstream movements of young-of-the-year fishes in Catamaran Brook and the Little Southwest Miramichi River, New Brunswick. *Journal of Fish Biology* **51**: 1047-1062.
- JOHNSTON T. A., GABOURY M.N., JANUSZ R. A. & JANUSZ L.R. 1995: Larval fish drift in the Valley River, Manitoba: influence of abiotic and biotic factors, and relationships with future year-class strengths. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **52**: 2423-2431.
- JONES, D.E. 1977. A study of cutthroat-steelhead in Alaska. In : Anadromous Fish Studies, Vol. 18, AFS 42-5 : 1-77. Alaska Dep. Fish Game, Sport Fish. Div., P.O. Box 3-2000, Juneau, AK99802.
- JORRY, S. 2003. Etude de la dérive printanière des jeunes poissons Cyprinidae de l'année dans un petit affluent de la Meuse : la Mehaigne. Mémoire de Maîtrise en Biologie, Université de Liège, 48pp.
- JOYCE, M.P. & HUBERT, W.A. 2004. Spawning ecology of finespotted snake river cutthroat trout in spring streams of the Salt Valley, Wyoming. *Western North American Naturalist* **64**(1): 78-85.
- JUNGWIRTH, M. 1998. River continuum and fish migration – Going beyond the longitudinal river corridor in understanding ecological integrity. In: *Fish migration and fish bypasses*, Jungwirth, M.; Schmutz, S. & Weiss, S. (eds), Fishing News Books-Blackwell Science, Oxford : 19-32.
- JURAJDA P. 1998: Drift of larval and juvenile fishes, especially *Rhodeus sericeus* and *Rutilus rutilus*, in the River Morava (Danube basin). *Arch. Hydrobiol.* **141**(2): 231-241.
- KAFEMANN, R.; Alderstein, S. & Neukamm, R. 2000. Variation in otolith strontium and calcium ratios as an indicator of life-history strategies of freshwater fish species within a brackish water system. *Fisheries Research* **46**: 313-325.
- KAMLER, E. & Keckeis, H. 2000. Reproduction and early life history of *Chondrostoma nasus*: implications for recruitment (a review). *Polskie Archiwum Hydrobiologii* **47**(1): 73-85.
- KAPPUS, B.M.; JANSEN, W.; BÖHMER, J. & RAHMANN, H. 1997. Historical and present distribution and recent habitat use of nase, *Chondrostoma nasus*, in the lower Jagst River (Baden-Württemberg, Germany). *Folia Zoologica* **46**(Suppl. 1): 51-60.
- KARLSEN, H.E.; PIDDINGTON, R.W.; ENGER, P.E. & SAND, O. 2004. Infrasound initiates directional fast-start escape responses in juvenile roach *Rutilus rutilus*. *The Journal of Experimental Biology* **207**: 4185-4193.
- KECKEIS, H.; WINKLER, G.; FLORE, L.; RECKENDORFER, W. & SCHIEMER, F. 1997. Spatial and seasonal characteristics of 0+ fish nursery habitat of nase, *Chondrostoma nasus* in the River Danube, Austria. *Folia Zoologica* **46** (1): 133-150.
- KESTEMONT, P.; GOFFAUX, D.; BREINE, J.; BELPAIRE, C.; DE VOCHT, A.; PHILIPPART, J.C.; BARAS, E.; ROSET, N.; DE LEEUW, J. & GÉRARD, P. 2002. Fishes of the River Meuse: biodiversity, habitat influences and ecological indicators. Proceedings of the First International Scientific Symposium on the River Meuse, November 27-28,

- Maastricht, Netherlands. Commission Internationale de la Meuse (Ed.), Liège: 84-90.
- KNUDSEN, F.; ENGER, P.S. & SAND, O. (1992). Awareness reactions and avoidance responses to sound in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Biology* **40** : 523-534.
- KNUDSEN, F.; ENGER, P.S. & SAND, O. 1994. Avoidance responses to low frequency sound in downstream migrating Atlantic salmon smolt, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Biology* **45** : 227-233.
- KNUDSEN, F.; SCHRECK, C.B.; KNAPP, S.M.; ENGER, P. & SAND, O. 1997. Infrasound produces flight and avoidance responses in Pacific juvenile salmonids. *Journal of Fish Biology* **51** : 824-829.
- KOED, A.; MEJLHEDE, P., BALLEBY, K. & AARESTRUP, K. (2000). Annual movement and migration of adult pikeperch in a lowland river. *Journal of Fish Biology*, **57**, 1266-1279.
- KOBLICKAJA, A.P. 1981. Key for identifying young freshwater fishes. Moscow: Light and food Industrial Publishing House, 208pp.
- KUBECKA, J.; SEDA, J.; DUNCAN, A.; MATENA, J.; KETELAARS, H.A.M. & VISSER, P. 1998. Composition and biomass of the fish stocks in various European reservoirs and ecological consequences. *International Review of Hydrobiology* **89**: 559-568.
- LAFAILLE, P.; BRIAND, C.; FATIN, D.; LAFAGE, D. & LASNE, E. 2005. Point sampling the abundance of European eel (*Anguilla anguilla*) in freshwater areas. *Archiv fur Hydrobiologie* **162**(1): 91-98.
- LAMMENS, E.H.R.R.; FRANK-LANDMAN, A.; MCGILLAVRY, P.J. & VLINK, B. 1992. The role of predation and competition in determining the distribution of common bream, roach and white bream in Dutch eutrophic lakes. *Envir. Biol. Fishes* **33**: 195-205.
- LANGFORD, T.E. 1981. The movement and distribution of sonic-tagged coarse fish in two British rivers in relation to power station cooling –water outfalls. In: *Proceedings of the 3rd International Conference on Wildlife Biotelemetry* (ed. F.M. Long), 197-232. University of Wyoming, Laramie.
- LAPPALAINEN, J. & KJELLMAN, J. 1998. Ecological and life history characteristics of ruffe (*Gymnocephalus cernuus*) in relation to other freshwater fish species. *J. Great Lakes Res.* **24**(2): 228-234.
- LARINIER, M. & TRAVADE, F. 1999a. The development and evaluation of downstream bypasses for juvenile salmonids at small hydroelectric plants in France. In: Odeh, M. (ed.), *Innovations in Fish Passage Technology*, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland: 25-42.
- LARINIER, M. & TRAVADE, F. 1999b. Downstream migration: Problems and facilities. *Bull. Fr. Pêche Pisc.* **353-354** : 181-210.
- LECOMTE-FINIGER, R. 1999. L'otolithe : la boîte noire des Téléostéens. *Année Biol.* **38**: 107-122.
- LESLIE, J.K.; KOZOPAS, R. & HYATT, W.H. 1979. Considerations of entrainment of larval fish by a St Clair River, Ontario power plant. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* **868**: 1-20.
- LOBON-CERVIA, J. & CARRASCAL, M. 1992. Seasonal timing of silver eels in a Cantabrian stream. *Archives of Hydrobiology* **125**(1): 121-126.

- LOWE, R.H. 1952. The influence of light and other factors on the seaward migration of the silver eel (*Anguilla anguilla* L.). *Journal of Animal Ecology* **21**: 275-309.
- LUCAS, M.C. & BARAS, E. (2001). Migration of Freshwater Fishes. Blackwell Science Oxford, 420 pp.
- LUSK, S. 1995. The status of *Chondrostoma nasus* in waters of the Czech Republic. *Folia Zoologica* **44** (1): 1-8.
- LUSK, S.; POVZ, M. & PENAZ, M. 1997. Changes in the age structure of spawning shoals of *Chondrostoma nasus* in the Medvode reservoir (River Sava, Slovenia). *Folia Zoologica* **46** (1): 97-101.
- LUSK, S.; LUSKOVA, V.; HALACKA, K.; SLECHTA, V. & SLECHTOVA, V. 1998. Trends and production of a fish communities of the barbel zone in a stream of the Czech Republic. *Folia Zoologica* **47** (1): 67-72.
- MAES, J.; PAS, J.; TAILLIEU, A.; VAN DAMME, P. & OLLEVIER, F. 2001. Sampling of fish and crustaceans at the cooling water intake of an estuarine power plant: a comparison with stow net fishery. *Arch. Fish. Mar. Res.* **49**(1): 1-10.
- MAES, J.; TURNPENNY, A.W.H.; LAMBERT, D.; NEDWELL, J.R.; PARMENTIER, A. & OLLEVIER, F. 2004. Field evaluation of a sound system to reduce estuarine fish intake rates at a power plant cooling water inlet. *Journal of Fish Biology* **64**: 938-946.
- MAIER, K.J. 1997. On the nase, *Chondrostoma nasus* spawning area situation in Switzerland. *Folia Zoologica* **46** Suppl. 1 : 79-88.
- MARCY, B.C. 1973. Vulnerability and survival of young Connecticut River fish entrained at a nuclear power plant. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **30** : 1195-1203.
- MATHUR, D.; HEISEY, P.G.; EUSTON, E.T.; SKALSKI, J.R. & HAYS, S. 1996. Turbine passage survival estimation for Chinook salmon smolts (*Onchorhynchus tshawytscha*) at a large dam on the Columbia River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**: 542-549.
- MAURITZEN, M.; DEROCHE, A.E.; PAVLOVA, O. & WIIG, O. 2003. Female polar bears, *Ursus maritimus*, on the Barents Sea drift ice : walking the treadmill. *Animal Behaviour* **66**: 107-113.
- MCGRATH, C.J., O'LEARY, D.P.; SHARKEY, P.J. & MURPHY, D.F. 1979. An experimental electrical guidance system for eels at Killaloe eel weir on the River Shannon. *Rapport des procès verbaux des Réunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* **174**: 22-31.
- MICHA, J.-C. 1975. Pourquoi des poissons dans nos rivières ? *Les Naturalistes Belges* **56** : 61-72.
- MICHA, J.C; & BORLÉE, M.C. 1989. Recent historical changes on the Belgian Meuse. In : Petts G.E. (Ed.): Historical change of large alluvial rivers : Western Europe. John Wiley & sons Ltd, Londres, UK, 269-295.
- MILLS, S. & REYNOLDS, J.D. 2002. Host species preferences by bitterling, *Rhodeus sericeus*, spawning in freshwater mussels and consequences for offspring survival. *Animal Behaviour* **63**: 1029-1036.
- MILTON, D.A. & CHENERY, S.R. 1998. The effect of otolith storage method on the concentrations of elements detected by laser-ablation ICPMS. *Journal of Fish Biology* **53**: 785-794.

- MOLLS, F. 1999. New insights into the migration and habitat use by bream and white bream in the floodplains of the River Rhine. *Journal of Fish Biology* **55**, 1187-1200.
- MORINVILLE, G.R. & RASMUSSEN, J.B. 2003. Early juvenile bioenergetic differences between anadromous and resident brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60** (4): 401-410.
- MORITA, K. & YOKOTA, A. 2002. Population viability of stream-resident salmonids after habitat fragmentation: a case study with white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) by an individual based model. *Ecological Modelling* **155**: 85-94.
- NATHAN, R.; PERRY, G.; CRONIN, J.T.; STRAND, A.E. & CAIN, M.L. 2003. Methods for estimating long-distance dispersal. *Oikos* **103**, 261-273.
- NIELSEN, C.; AARESTRUP, K.; NORUM, U. & MADSEN, S.S. 2003. Pre-migratory differentiation of wild BROWN trout into migrant and resident individuals. *Journal of Fish Biology* **63**: 1184-1196.
- NIELSEN, C.; AARESTRUP, K.; NORUM, U. & MADSEN, S.S. 2004. Future migratory behaviour predicted from premigratory levels of gills Na⁺/K⁺-ATPase activity in individual wild BROWN trout (*Salmo trutta*). *The Journal of Experimental Biology* **207**: 527-533.
- NORTHCOTE, T.G. 1984. Mechanisms of fish migration in rivers. In: *Mechanisms of Migration in Fishes* (eds J.D. McCleave, J.J. DODSON & W.H. Neill), pp 317-355. Plenum, New York.
- OBERDORFF, T.; Guégan, J.F. & Huguény, B. 1995. Global scale patterns of species richness in rivers. *Ecography* **18**: 345-352.
- OESMANN S. 2003: Vertical, lateral and diurnal drift patterns of fish larvae in a large lowland river, the Elbe. *J. Appl. Ichthyol.* **19**: 284-293.
- OLIVIER, J.M. 1992. Rythmes de derive des alevins en milieu fluvial. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard – Lyon I: 129pp.
- OVIDIO, M. 1999. Cycle annuel d'activité de la truite commune (*Salmo trutta* L.) adulte : étude par radio-pistage dans un cours d'eau de l'Ardenne belge. *Bull. Fr. Pêche et Piscic.* **352** : 01-18.
- OVIDIO, M. & PHILIPPART, J.C. 2005. Long range seasonal movements of northern pike (*Esox lucius* L.) in the barbel zone of the River Ourthe (River Meuse basin, Belgium). In: Spedicato, M.T.; Lembo, G. & Marmulla, G. (eds), *Aquatic telemetry: advances and applications*. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe. Ustica, Italy, 9-13 June 2005, FAO/COISPA, Rome: 191-202
- PAGE, T.L.; NEITZEL, D.A. & GRAY, R.H. 1979. Comparative fish impingement at two adjacent water intakes on the Mid-Columbia River. *Fourth National Workshop on entrainment and impingement* : 257-266.
- PANFILI, J.; DE PONTUAL, H.; TROADEC, H. & WRIGHT, P.J. 2002. Manuel de sclérochronologie des poissons. IRD Editions, 463pp.
- PAVLOV, D.S. 1969. Entrapment of fish fingerlings in pumping installations as related to features of their behaviour and orientation in the stream of water. *Problems of Ichthyology*, **9**: 237-243.
- PAVLOV, D.S. 1994. The downstream migration of young fishes in rivers: mechanisms and distribution. *Folia Zool.* **43**(3): 193-208.

- PAVLOV, D.S., PAKHORUKOV, A.M., KURAGINA, G.N., NEZDOLII, V.K., NEKRASOVA, N.P., BRODSKIY, D.A. & ERSLER, A.L. 1978: Some features of the downstream migrations of juvenile fish in the Volga and Kuban rivers. *J. Ichthyol.* **41**: 133-179.
- PAVLOV, D.S.; NEZDOLII, V.K.; CHODOREVSKAYA, R.P.; OSTROVSKII, M.P. & POPOVA, I.K. 1981. Pokatnyia migratsiia molodi ryb v rekach Volga i Ili (Downstream migration of fish fry in Volga and Ili rivers. *Nauka, Moscow*, 320 pp. (*In Russian*).
- PAVLOV, D.S.; LUPANDIN, A.I. & KOSTIN, V.V. 1999. Downstream migration of fish through dams of hydroelectric power plants. Russian Academy of Science, 249 pp.
- PEÑÁZ M., ROUX A.L., JURAJDA P. & OLIVIER J.M. 1992: Drift of larval and juvenile fishes in a by-passed floodplain of the upper River Rhône, France. *Folia Zool.* **41**(3): 281-288.
- PEÑÁZ, M.; LUSK, S.; & POVZ, M. 1995. Age and size structure of nase spawning shoals into the artificial spawning canal on the River Sava at Mavcice, Slovenia. *Folia Zoologica* **44** (1): 35-42.
- PEÑÁZ, M.; BARUS, V. & PROKES, M. 1999. Changes in the structure of fish assemblages in a river used for energy production. *Regulated Rivers: Research and Management* **15**: 169-180.
- PERSAT H. & OLIVIER J. M. 1995: The first displacement in the early stages of *Chondrostoma nasus* under experimental conditions. *Folia Zool.* **44**: 43-50.
- PENCZAK, T. & KRUK, A. 2000. Threatened obligatory riverine fishes in human-modified Polish rivers. *Ecology of Freshwater Fish* **9** (1-2): 109-117.
- PHILIPPART, J.C. 1980. Démographie du hotu, *Chondrostoma nasus* (Linné) Teleostei : Cyprinidae) dans l'Ourthe (Bassin de la Meuse, Belgique). *Annales Soc. R. Zool. Belg.* – T.**110** – fasc. 3+4. 199-219.
- PHILIPPART, J.C. 1987. Démographie, conservation et restauration du barbeau fluviatile, *Barbus barbus* (Linné) (Teleostei, Cyprinidae) dans la Meuse et ses affluents. Quinze années de recherches.
- PHILIPPART, J.-C. 1990. Conservation et restauration des habitats des poissons en rivières. Actes du Colloque « Gérer la Nature ? », *Travaux de la Conservation de la Nature*, **15/2** : 671-690.
- PHILIPPART, J.C. 2002. Neuf années (1988-1996) d'observations sur la remontée des poissons dans les échelles Denil au barrage d'Ampsin-Neuville en Meuse liégeoise. Rapport interne LDPH.
- PHILIPPART, J.C. 2004a. Pêche et conservation de la Nature en Région wallonne : espèces indigènes et non indigènes. In : La gestion piscicole, Natura 2000 et la Directive Cadre sur l'Eau. *Actes du Colloque GIPPA*, Liège, 17 Février 2004, 72-102.
- PHILIPPART, J.C. 2004b. Restauration de la biodiversité: le cas des poissons migrateurs dans la Meuse., pp.75-84. Dans Franklin, A., M. Peeters & J. Van Goethem (eds). Actes du Symposium. Dix ans après Rio. Quel avenir pour la biodiversité en Belgique ? *Bulletin de l'Institut royal des Sciences naturelles de Belgique*, Biologie, Vol **73** Suppl.203, 139 pp.
- PHILIPPART, J.C. 2005. Le voyage périlleux des poissons grands migrateurs dans la Meuse. APAMLG asbl, Liège, 56 pages.
- PHILIPPART, J.C. & VRANKEN, M. 1983. Atlas des poissons de Wallonie. *Cahiers d'Ethologie Appliquée* **3**: 395pp.

- PHILIPPART, J.C. & SONNY, D. 2002. Vers une production d'hydroélectricité plus respectueuse du milieu aquatique et de sa faune. Journées d'Etude du Cebedeau, *Tribune de l'eau* **619-620**/5-6, sept/oct – nov/déc 2002 & **621**/1 janv/fév 2003: 165-175.
- PHILIPPART, J.C.; GILLET, A. & MICHA, J.C. 1988. Fish and their environment in large European river ecosystems. – The River Meuse. *Sciences de l'eau* **7**: 115-154.
- PHILIPPART, J.C.; MICHA, J.C.; BARAS, E.; PRIGNON, C.; GILLET, A. & JORIS, S. 1994. The Belgian project Meuse Salmon 2000 – 1st results, problems and future-prospects. *Water Science & Technology* **29**(3): 315-317.
- PHILIPPART, J.C.; RIMBAUD, G.; OVIDIO, M. & GILLET, A. 2002a. Biodiversity of fish in the Belgian River Meuse, as revealed by the monitoring of fishpasses at the Visé Lixhe Dam. Workshop on Migration and Free Circulation of Fish in Flanders, Brussels, 14th June 2002.
- PHILIPPART, J.-C., SONNY, D. et V. RAEMAKERS . 2002b. Impact mécanique des prises d'eau et turbines sur les poissons en Meuse Liégeoise. Journées d'Etude du Cebedeau, *Tribune de l'eau* **619-620**/5-6, sept/oct – nov/déc 2002 & **621**/1 janv/fév 2003: 98-110.
- PHILIPPART, J.C. et G. RIMBAUD, 2005. L'efficacité de la nouvelle grande échelle à poissons du barrage de Visé –Lixhe sur la Meuse. Eléments du suivi scientifique 1999-2004. Rapport du LDPH-ULg, juin 2005, 23 pages.
- PHILIPPART, J.C.; SONNY, D. & OVIDIO, M. 2005. A 12-year study of the upstream migration of *Anguilla anguilla* in a fish-pass in the River Meuse reveals a dramatic decrease of the stock in Belgium. *Symposium Fish and Diadromy in Europe. Ecology, Management, Conservation*, Bordeaux 20 March-1 April 2005, Abstracts Book, p 19.
- PHILLIPSONROY, J.E.; JOLLY, C.J.; NYSTROM, P. & HEMMALIN, H.A. 1992. Migration of male hamadryas baboons into anubis groups in the Awash National-Park, Ethiopia. *International Journal of Primatology* **13**(4): 455-476.
- PINDER, A.C. 2001. Keys to larval and juvenile stages of coarse fishes from fresh waters in the British Isles. Freshwater Biological Association, Scientific publication N°60, Sutcliffe, D.W. (ed.), 136 pp.
- PINDER, A.C.; GOZLAN, R.E. & BRITTON, J.R. 2005. Dispersal of the invasive topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* in the UK: a vector for an emergent infectious disease. *Fisheries Management and Ecology* **12**: 411-414.
- PONCIN, P.; PHILIPPART, J.C.; MÉLARD, C. & GILLET, A. 1990. Note sur une expérience de reproduction artificielle et d'alevinage du hotu (*Chondrostoma nasus*). Perspectives pour le repeuplement des rivières. *Cahiers d'Ethologie appliquée* **10**(2) : 161-168.
- POPPER, A.N. & CARLSON, T.J. 1998. Application of sound and other stimuli to control fish behavior. *Transactions of the American Fisheries Society* **127** : 673-707.
- PRIGNON, C.; MICHA, J.C. & GILLET, A. 1998. Biological and environmental characteristics of fish passage at the Tailfer dam on the Meuse River, Belgium. In : Jungwirth, M.; Schmutz, S. & Weiss, S. (eds.). *Fish Migration and Fish Bypasses*, Oxford, Fishing News Books, Blackwell Science Ltd: 69-84.
- PRIGNON, C.; MICHA, J.C.; RIMBAUD, G. & PHILIPPART, J.C. 1999. Rehabilitation efforts for Atlantic salmon in the Meuse basin area. Synthesis 1983-1998. *Hydrobiologia* **410**: 69-77.

- PROCTOR, C.H. & THRESHER, R.E. 1998. Effects of specimen handling and otolith preparation on concentration of elements in fish otoliths. *Marine Biology* **131** : 681-694.
- PROKES, M. & PEÑÁZ, M. 1980: Early development of the chub *Leuciscus cepahlus*. *Acta. Sc. Nat. Brno* **14**: 1-40.
- REICHARD M., JURAJDA P. & VÁCLAVIK R. 2001: Drift of larval and juvenile fishes: a comparison between small and large lowland rivers. *Large Rivers* 12 (2-4), *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 135/2-4: 373-389.
- REICHARD M., JURAJDA P. & ONDRACKOVÁ M. 2002a: Interannual variability in seasonal dynamics and species of drifting young-of-the-year fishes in two European lowland rivers. *J. Fish Biol.* **60**: 87-101.
- REICHARD M., JURAJDA P. & ONDRACKOVÁ M. 2002b: The effect of light intensity on the drift of young-of-the-year cyprinid fishes. *J. Fish Biol.* **61**: 1063-1066.
- REICHARD, M.; JURAJDA, P. & SMITH, C. 2004. Spatial distribution of drifting fishes in a shallow lowland river. *Arch. Hydrobiol.* **159** (3): 395-407.
- REICHARD, M. & JURAJDA, P. 2004. The effects of elevated river discharge on the downstream drift of young-of-the-year cyprinid fishes. *Journal of Freshwater Ecology* **19**(3): 465-471.
- ROBINSON, A.T., CLARKSON, R.W. & FORREST, R.E. 1998: Dispersal of larval fishes in a regulated river tributary. *Trans. Amer. Fish. Soc.* **127**: 772-786.
- ROSS, Q.E.; DUNNING, D.J.; MENEZES, J.K.; KENNA, M.J., Jr. & TILLER, G. 1996. Reducing impingement of alewives with high-frequency sound at a power plant intake on Lake Ontario. *North American Journal of Fisheries Management* **16**: 548-559.
- SAND, O.; ENGER, P.S.; KARLSEN, H.E.; KNUDSEN, F. & KVERNSTUEN, T. 2000. Avoidance responses to infrasound in downstream migrating European silver eels, *Anguilla anguilla*. *Environmental Biology of Fishes* **57** : 327-336.
- SAND, O.; ENGER, P.S.; KARLSEN, H.E. & KNUDSEN, F. 2001. Detection of infrasound in fish and behavioural responses to intense infrasound in juvenile salmonids and European silver eels: a minireview. *American Fisheries Society Symposium* **26**: 183-193.
- SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J. & MARGULES, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* **5**: 18-32.
- SCHIEMER, F. & WAIDBACHER, H. 1992. Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In P.J. Boon, P. Calow & G.E. Petts (eds) *River Conservation and Management*: 363-382. J. Wiley, London.
- SECOR, D.H. 1999. Specifying divergent migrations in the concept of stock: the contingent hypothesis. *Fisheries Research* **43**: 13-34.
- SECOR, D.H. & ROOKER, J.R. 2000. Is otolith strontium a useful scalar of life cycles in estuarine fishes? *Fisheries Research* **46**: 359-371.
- SEVERIN, K.P.; CARROLL, J. & NORCROSS, B.L. (1995). Electron microprobe analysis of juvenile walleye Pollock, *Theragra chalcogramma*, otoliths from Alaska: a pilot stock separation study. *Environ. Biol. Fishes* **43**: 269-283.
- SIE, S.H. & THRESHER, R.E. 1992. Micro-PIXE analysis of fish otoliths: methodology and evaluation of first results for stock discrimination. *Internat. J. PIXE* **2**: 357-380.

- SINHA, V.R.P. & JONES, J.W. 1975. The European Freshwater Eel. Liverpool University Press, 137pp.
- SMITH, C.; REICHARD, M.; JURAJDA, P. & PRZYBYLSKI, M. 2004. The reproductive ecology of the European bitterling (*Rhodeus sericeus*). *J. Zool., Lond.* **262**: 107-124.
- SONNY, D.; RAEMAKERS, V. & PHILIPPART, J.-C. 2002. Etude de l'incidence des prises d'eau des centrales électriques sur les poissons de la Meuse : Cas de la centrale nucléaire de Tihange et de la centrale TGV de Seraing. Rapport d'étude à Laborelec, Janvier 2002.
- SONNY, D.; JORRY, S.; WATTIEZ, X. & PHILIPPART, J.C. 2006a. Inter-annual and diel patterns of the drift of cyprinid fishes in a small tributary of the Meuse River, Belgium. *Folia Zoologica* **55**(1), 75-85.
- SONNY, D.; KNUDSEN, F.R.; ENGER, P.S.; KVERNSTUEN, T. & SAND, O. 2006b. Reactions of cyprinids to infrasound in a lake and at the cooling water inlet of a nuclear power plant. *Journal of Fish Biology*, **69** : 735-748.
- SPENCER, K.; SHAFER, D.J.; GAULDIE, R.W. & DECARLO, E.H. 2000. Stable lead isotope ratios from distinct anthropogenic sources in fish otoliths: a potential nursery ground stock marker. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A* **127**: 273-284.
- SPINDLER, T. 1988. Bestimmung der mitteleuropäischen Cyprinidenlarven. *Oesterreichs Fischerei* **41**: 75-79.
- STARKIE, A. 2003. Management issues relating to the European eel, *Anguilla anguilla*. *Fisheries Management and Ecology* **10** (6): 361-364.
- SWEKA, J.A. & HARTMAN, K.J. 2001. Effects of turbidity on prey consumption and growth in brook trout and implications for bioenergetics modelling. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58**: 386-393.
- TAFT, E.P. 2000. Fish protection technologies: a status report. *Environmental Science & Policy* **3**: S349-S359.
- TANS, M. 2000. Utilisation de noues de la Meuse en tant que sites de reproduction et de nurserie par les poissons du fleuve. Thèse de doctorat, Presses Universitaires de Namur, 337pp.
- TELLERIA, J.L. & PEREZ-TRIS, J. 2004. Consequences of the settlement of migrant European Robins *Erithacus rubecula* in wintering habitats occupied by conspecific residents. *Ibis* **146**(2): 258-268.
- THERIAULT, V. & DODSON, J.J. 2003. Body size and the adoption of a migratory tactic in brook charr. *Journal of Fish Biology* **63**(5): 1144-1159.
- THRESHER, R.E. 1999. Elemental composition of otoliths as a stock delineator in fishes. *Fisheries Research* **43**: 165-204.
- THORPE, J.E.; MORGAN, R.I.G.; PRESTWELL, D. & HIGGINS, P.J. 1988. Movement rhythms in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Biology* **33**: 931-940.
- THORROLD, S.R.; JONES, C.M. & CAMPANA, S.E. 1997. Response of otolith microchemistry to environmental variations experienced by larval and juvenile Atlantic croaker (*Micropogonias undulatus*). *Limno. Oceanogr.* **42**: 102-111.
- THORROLD, S.R. JONES, C.M.; CAMPANA, S.E.; McLAREN, J.W. & LAM, J.W.H. 1998. Trace element signatures in otoliths record natal river of juvenile American shad (*Alosa spadisima*). *Limnology and Oceanography* **43**(8): 1826-1835.

- THRESHER, R.E. 1999. Elemental composition of otoliths as a stock delineator in fishes. *Fisheries Research* **43**: 165-204.
- TZENG, W.N.; SEVERIN, K.P.; WANG, C.H. & WICKSTRÖM, H. 2005. Elemental composition of otoliths as discriminator of life stage and growth habitat of the European eel, *Anguilla anguilla*. *Marine and Freshwater Research* **56**: 629-635.
- VANDEBOSSCHE, J.P. 2005. Bivalves de la Meuse wallonne en aval de la confluence avec la Sambre. Qualité biologique des cours d'eau de Wallonie. Rapport. Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois. Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement, Ministère de la Région wallonne. Gembloux.
- VAN DEN BROEK, W.L.F. 1979: A seasonal survey of fish populations in the Lower Medway Estuary, Kent, based on power station trash screens. *Est. Coast. Mar. Sci.* **9**(1): 1-15.
- VAN DENSEN, W.L.T. & HADDERINGH, R.H. 1982. Effects of entrapment and cooling water discharge by the Bergum Power station on 0+ fish in the Bergumermeer. *Hydrobiologia* **95**: 351-368.
- VANDER AUWERA, J., BOLOGNE G., ROELANDTS, I., DUCHESNE J.C. (1998). Inductively coupled plasma-mass spectrometric (ICP-MS) analysis of silicate rocks and minerals. *Geologica Belgica* **1**: 49-53.
- VERREYCKEN, H.; BELPAIRE, C. & OLLEVIER, F. 1990. Studie naar de impact van het inzuigen van koelwater door de Electrabel centrale te Langerlo op de vispopulatie van het Albertkanaal en de Kolenhaven. Studierapport in opdracht van Electrabel, 170pp.
- VOLK, E.C.; BLAKLEY, A.; SCHRODER, S.L. & KUEHNER, S.M. 2000. Otolith chemistry reflects migratory characteristics of Pacific salmonids: using otolith core chemistry to distinguish maternal associations with sea and freshwaters. *Fisheries Research* **46** : 251-266.
- VØLLESTAD, L.A.; JONSSON, B.; HVIDSTEN, N.A.; NAESJE, T.F.; HARALDSTAD, Ø. & RUUD-HANSEN, J. 1986. Environmental factors regulating the seaward migration of European silver eels (*Anguilla anguilla*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.***43**: 1909-1916.
- VRIESE, F.T.; SEMMEKROT, S. & RAAT, A.J.P. 1994. Assessment of spawning and nursery areas in the River Meuse. *Wat. Sci. Tech.* **29**(3): 297-299.
- WASSON, J.G. 2001. Objectif 2015 "Bon Etat Ecologique": les enjeux scientifiques et opérationnels de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Colloque Hydroécologie d'EDF, 14-15 Juin 2001, Chinon, France.
- WELCOMME, R.L. 1992. A history of international introductions of inland aquatic species. *ICES Marine Science Symposia* **194**: 3-14.
- WHITE, J.L. & HARVEY, B.C. 2003. Basin-scale patterns in the drift of embryonic and larval fishes and lamprey ammocoetes in two coastal rivers. *Environmental Biology of Fishes* **67**: 369-378.
- WICKSTRÖM, H.; WESTIN, L. & CLEVESTAM, P. 1996. The biological and economic yield from a long-term stocking experiment. *Ecology of Freshwater Fish* **5** : 140-147.
- WIESNER C., UNFER G., ZITEK A. & SCHMUTZ S. 2004: Drift of juvenile freshwater fish in late autumn in a Danube tributary. In : García de Jalón Lastra & Vizcaino Martínez P. (eds), Proceedings of the Fifth International Symposium on Ecohydraulics, Aquatic Habitats : Analysis & Restoration, Vol. 1, IAHR, Madrid, Spain, September 12-17 2004: 117-123.

- WINKLER, G.; KECKEIS, H.; RECKENDORFER, W. & SCHIEMER, F. 1997. Temporal and spatial dynamics of 0+ *Chondrostoma nasus*, at the inshore zone of a large river. *Folia Zoologica* **46** (1): 151-168.
- WIRTH, T. & BERNATCHEZ, L. 2003. Decline of North Atlantic eels: a fatal synergy? *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* **270** (1516): 681-688.
- WOLTER, C. & VILCINSKAS A. 1997. Perch (*Perca fluviatilis*) as an indicator species for structural degradation in regulated rivers and canals in the lowlands of Germany. *Ecology of Freshwater Fish* **6**: 174-181.
- WOLTER, C.; MINOW, J.; VILCINSKAS, A. & GROSCH, U.A. 2000. Long-term effects of human influence on fish community structure and fisheries in Berlin waters: an urban water system. *Fisheries Management and Ecology* **7**: 97-104.
- ZAMBIBORSHCH, F.S. & TAN CHIN, N. 1973. The descent of fish larvae into the sea through the Kiliya arm of the Danube. *Voprosy Ichthyologii* **13** : 103-108 (in Russian).
- ZITEK A., SCHMUTZ S., UNFER G. & PLONER A. 2004a: Fish drift in a Danube sidearm-system : I. Site, inter- and intraspecific patterns. *J. Fish Biol.* **65**: 1319-1338.
- ZITEK A., SCHMUTZ S., UNFER G. & PLONER A. 2004b: Fish drift in a Danube sidearm-system: II. Seasonal and diurnal patterns. *J. Fish Biol.* **65**: 1339-1357.

REMERCIEMENTS

Ce travail est le fruit de soutiens, d'aides et de collaborations qui m'ont été précieuses lors de la réalisation de cette thèse, de la part d'un grand nombre de personnes que je tiens tout particulièrement à remercier ici.

Je voudrais tout d'abord remercier le Dr. J.-C. PHILIPPART, qui m'a accueilli voici 5 ans au sein de son laboratoire, d'abord comme assistant de recherche puis comme boursier FRIA. La liberté de travail et la confiance que vous m'avez témoignées au long de ces années m'ont permis d'acquérir, je l'espère, une démarche scientifique satisfaisante. Je retiens également de votre enseignement la notion de « stratégie » que vous maîtrisez particulièrement bien tant dans vos démarches scientifiques que dans la gestion d'une équipe de recherche. J'espère pouvoir m'en inspirer dans le futur. Enfin, je vous remercie également pour la guidance lors de la finalisation de cette recherche.

Mais un laboratoire, c'est aussi une équipe !

Merci, Mic, pour avoir partagé ton bureau avec moi, et pour avoir toujours répondu présent chaque fois que je t'ai demandé conseil. Merci pour l'amitié qui s'est également développée entre nous, particulièrement au 23 Mille sur les bords de la Patapédia !

Merci, Yvan, d'avoir toujours bien voulu accepter de m'aider sur le terrain, avec une motivation et une bonne humeur toujours égales. Les élevages qu'on a lancés ensemble ont eu la chance d'être bichonnés par un zootechnicien d'une telle compétence, un expert sans pareil !

Merci, Gilles, d'avoir également contribué en pratique ponctuellement à mes recherches. Tout comme Yvan, tu as toujours été présent pour moi. En travail comme en amitié, tu donnes sans compter, quel honneur pour un doctorant !

Merci, Billy, avec qui j'ai partagé le même parcours depuis 6 ans. Que de moments et d'expériences vécues, parfois même risquées lors des cours de conduite... Tu as toujours été présent pour me donner des coups de main ponctuels tant à la centrale de Tihange qu'en Mehaigne ou dans les élevages, malgré un emploi du temps très chargé par tes propres recherches.

Valérie, je ne t'oublie pas, merci de m'avoir supporté pendant près de deux ans comme collègue, et pour avoir contribué à la collecte des données si précieuses à la réussite de ce travail.

Je tiens également à remercier le Dr. C. MÉLARD et toute l'équipe du CEFRA pour l'accueil à la Station d'Aquaculture de Tihange, la mise à disposition des installations piscicoles et les aides ponctuelles.

Merci au Dr. E. BARAS, pour les conseils stratégiques suggérés régulièrement au cours de la progression des recherches entreprises. Son départ de la Station d'Aquaculture de Tihange a créé un vide dans le labo.

Merci aux étudiants dont les mémoires et travaux de fin d'études ont contribué à la collecte de données pour ce travail. Auguste, Sami, Sabrina, Xavier, vous avez fait preuve d'un travail rigoureux dont cette thèse, je l'espère, est digne.

Je remercie également Electrabel pour la bonne collaboration durant toutes ces années et en particulier Mr. C. LAMINE, directeur du département environnement de la centrale nucléaire de Tihange, qui m'a toujours soutenu et guidé dans mes démarches au sein de ce labyrinthe géant qu'est la centrale. Merci aussi aux services généraux, vous êtes tellement nombreux à m'être

venus en aide pour les récoltes (Willy, Pierrot, Philippe R. & D., Christian, Alain, Claude, Michel, Eric, Henri, Pascal, Jacques,...). Merci aussi à quelques membres de Technubel (Rudy, John, Yves). Merci à l'équipe des plongeurs d'Interbat.

Merci à Mr. DUVIVIER et Mme L. VERELST de la société Laborelec, à l'origine de l'étude sur le site de la Centrale de Tihange.

Merci à mes collègues norvégiens, le Prof. Olav SAND, les Prof. Per ENGER et Torstein KVERNSTEUN de l'Université d'Oslo, et le Dr. Frank KNUDSEN de la société SIMRAD, pour cette fructueuse collaboration internationale. J'ai été honoré par la confiance que vous avez placée dans mes démarches expérimentales.

Merci au Dr. M. LABONNE et toute l'équipe du Laboratoire de Sclérochronologie des Animaux Aquatiques de l'IRD de Brest, pour leur accueil et l'apprentissage dont j'ai bénéficié durant mon séjour sur place.

Je remercie aussi le Prof. J.C. DUCHESNE et Mr. G. BOLOGNE pour les analyses microchimiques des otolithes conduites au sein du Laboratoire de Pétrologie et de Géochimie Endogène de l'Université de Liège.

Merci à Murielle LOUVET et au Prof. J.P. THOMÉ de l'Unité d'Ecologie Animale et d'Ecotoxicologie de l'Université de Liège pour la mise à disposition de leurs infrastructures lors des dissections de chabots.

Merci au Dr. A. BARDONNET et l'équipe de l'INRA de St-Pée-sur-Nivelles. Mes deux séjours chez vous ont éclairé ma stratégie de travail. Merci également d'avoir accepté d'être dans le Jury de cette thèse.

Merci au Prof. P. PONCIN pour l'accueil au sein de l'Unité du Comportement de l'ULg et la mise à disposition des installations expérimentales.

Merci aux autres membres du Jury, le Prof. J.C. MICHA des FUNDP, le Dr. P. GÉRARD de la Région Wallonne, le Prof. P. VANDEWALLE l'ULg.

Je tiens aussi à remercier les membres des différentes institutions qui m'ont fourni diverses aides, comme Mr. DIERRICKX Ir. du SETHY MET, Mr. ROENEN Ir. Directeur des voies hydrauliques de Liège, et F. SENTE de la DNF-SP.

Merci à ma famille, et en particulier mes parents. Confiance, soutien, aide et amour, voilà les mots clé de l'aboutissement de mon parcours étudiant, qui est votre récompense avant d'être la mienne. Merci pour toutes ces années de bonheur au sein du noyau familial, merci pour les coups de main lors de la conception et de la fabrication des filets à dérive, merci de m'avoir laissé carte blanche lors de mon deuxième cycle, sans jamais me demander de justifier mes erreurs. Merci d'avoir toujours été là en toute circonstance pour moi, merci, merci, merci.

Je pense également aux personnes rencontrées au cours de mes séjours à l'étranger, Eric, Julien, Eva, Mathieu, Julie, Claudine, Ted, Georg, Jan, Martin, et celles et ceux que j'oublie sans doute.

Enfin, merci à tous mes amis de toujours, le groupe des 8, des 14 et Cie, pour tous les « à côté » de cette thèse, et tous ces moments d'extrême bonheur ensemble !

Et juste pour moi... merci les gars !

RECOMMANDATIONS AUX AUTEURS

Conditions de publication

Abstraction faite des articles sollicités par la rédaction, et sous réserve d'acceptation du manuscrit par celle-ci,

1. Être titulaire d'un abonnement à titre personnel, ou être présenté par un laboratoire ayant souscrit un abonnement à titre institutionnel;
2. Participer aux frais de composition et d'impression au prorata du nombre de pages publiées, au tarif de 200 FB/page.

Présentation du manuscrit

■ Un titre composé de quelques mots sera plus attractif qu'un titre trop long. Suivra éventuellement un sous-titre. L'(les) auteur(s) sera(seront) désigné(s) par le prénom en entier et le nom. L'adresse de contact — privée et/ou de service — sera détaillée.

■ Un titre en anglais et un résumé en anglais puis en français accompagneront un article dont le plan se déroulera comme suit : Introduction • Matériel et Méthodes • Résultats • Discussion • Conclusion • Remerciements ; ou sera personnalisé, pour des ouvrages plus particuliers — les titres et sous-titres seront alors clairement désignés et au besoin numérotés...

■ Les noms latins de genres et d'espèces, les locutions latines seront en italique ou soulignés.

■ Le manuscrit sera dactylographié sur papier de format A4 (21 x 29,7), au recto de chaque feuille, interligne minimum de 1,5 et avec une marge d'au moins 3 cm. Chaque page sera numérotée. L'emplacement approximatif souhaité des tableaux et figures sera signalé dans la marge. Pour plus de lisibilité, ménagez un espace entre les paragraphes.

■ Faites la mise en page la plus simple possible. Mais n'hésitez pas à utiliser les options suivantes :

— l'indice, l'exposant et l'italique ;

— le soulignement ;

— la fonction Majuscule ou, de préférence, Petites capitales pour les noms de personnes (pour autant que vous en disposiez) mais surtout pas la touche majuscule de votre clavier maintenue enfoncée pour encoder les titres et noms d'auteurs, sauf, bien entendu, pour leurs initiales.

N.B. Une page de Cahier, sans figure, compte approximativement 3000-3500 caractères.

Figures et illustrations

■ Les figures, graphiques, cartes, planches, tableaux seront également présentés sur feuilles séparées de format A4. Veillez, dans la mesure du possible, à fournir des documents de la meilleure qualité qui soit et à bien respecter l'orthogonalité. Ces figures seront numérotées

en chiffres arabes, et les tableaux en chiffres romains. Les légendes ou chiffres faisant partie d'une illustration seront suffisamment grands pour permettre une éventuelle réduction. En effet, le format définitif Cahiers est le suivant :

Page Cahier 16/24 cm

Texte sur la page 12/19,2

Tenez compte du fait qu'une figure réduite sera de meilleure qualité qu'une figure agrandie.

■ A défaut de l'encodage des figures sur disquette, l'encre de Chine noire convient parfaitement pour leur réalisation ... (évités les grisés au crayon — préférez une trame, pas trop serrée, ou des hachures).

■ Les légendes des tableaux, figures, photographies, diapositives, etc. seront également présentées sur feuille séparée (*hors texte*).

Bibliographie

Les références citées dans le texte devront toutes être données dans la liste bibliographique. Les références seront données dans le texte par nom d'auteur(s) et date de publication. Dans la liste, elles seront présentées de façon complète, comme indiqué dans les exemples ci-dessous. Il s'agit d'un :

ouvrage :

GÉROUDET P. (1982). — *Limicoles, gangas et pigeons d'Europe*. Delachaux et Niestlé. Neuchâtel-Paris, 240 p.

article :

SAINT-JALME M., B.K. FOLLET et J.C. GUYOMARC'H (1986). — La reproduction chez la caille des blés (*Coturnix c. coturnix*). II. Evolution saisonnière des performances sexuelles des adultes en captivité. *Gibier Faune sauvage*, 3 : 261-280.

article ou chapitre dans un ouvrage :

MASON W.A. (1968). — Early social deprivation in the nonhuman primates : implications for human behavior. 70-101 in : Glass D.C. (Ed.) : *Biology and Behavior : environmental influences*. Rockefeller University Press, New York.

■ Une copie sur disquette sera fournie dès notification de l'acceptation du manuscrit (Macintosh ou IBM compatible, traitement de texte Word, éventuellement Wordstar, Wordperfect, MacWrite ou fichiers ASCII •

figures : — TIF, EPS (avec en-tête TIF), WMF (< 64 Ko), LOTUS-PIC, WMF (Window fichier MétaFile) et tableaux XLS (pour les utilisateurs de IBM compatible) ; — Mode point (images PAINT), TIFF (au trait ou en niveaux de gris), PICT, EPS (Encapsulated PostScript) noir et blanc (pour les utilisateurs de Macintosh).

Cordialement vôtre,
les Cahiers d'Ethologie

ALTA 325438

