Institutional Repository - Research Portal
Dépôt Institutionnel - Portail de la Recherche
researchportal.unamur.be
University of Namur

THESIS / THÈSE

MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES

Essais d'échantillonnage quantitatif de quelques espèces piscicoles en Meuse moyenne supérieure

Trepant, Geneviève

Award date:
1988

Awarding institution:
Universite de Namur

Link to publication

General rights
Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy
If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Download date: 02. May. 2026

FACULTÉS UNIVERSITAIRES N.D.DE LA PAIX
NAMUR
FACULTÉ DES SCIENCES

Essais d'échantillonnage quantitatif de quelques espèces piscicoles en Meuse moyenne supérieure.

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

Geneviève TREPANT
1988

Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix
Faculté des Sciences
rue de Bruxelles 61, B-500 **NAMUR**
Tél. 081/22.90.61 Télex 59222 Facman-b Téléfax 081-23.03.91

ESSAIS D'ECHANTILLONNAGE QUANTITATIF DE QUELQUES ESPECES PISCICOLES EN MEUSE MOYENNE SUPERIEURE.

Geneviève TREPANT

RESUME

Ce document fait état des divers modèles de dénombrement de populations piscicoles ainsi que des techniques de pêche applicables dans un grand cours d'eau. Une expérience de marquage nous a permis de fournir une estimation préliminaire des stocks de chevaines (*Leucicus cephalus cephalus L.*) et de perches (*Perca fluviatilis L.*) pour un bief de la Meuse Moyenne Supérieure. Sur base des lacunes présentées par notre protocole expérimental, des perspectives sont proposées.

ABSTRACT

This paper shows the different methods for estimating the fish populations' size and the fishing gears usable in a large river. A mark-recapture experiment gives us a preliminary stock's estimation of the chub (*Leucicus cephalus cephalus L.*) and perch (*Perca fluviatilis L.*) in a level of the upper River Meuse. Based on the lacuna in our experimental scheme, steps will be proposed.

Mémoire de Licence en Sciences Biologiques
Septembre 1988
Laboratoire d'écologie des Eaux Douces
Promoteur : Prof. J.-C. MICHA

"... le terrain, objet de multiples étonnements, source de quelques vérités simples et de doutes, de joies profondes mais aussi de certaines révoltes".

J. Verneaux, 1973.

La rédaction de ce mémoire met un terme à quatre années d'étude, et c'est non sans un peu d'émotion que je tiens à témoigner ma reconnaissance à toutes les personnes qui, d'une manière ou d'une autre, m'ont permis d'être qui je suis maintenant.

Je tiens particulièrement à remercier Monsieur Micha pour la supervision de mon travail et Alain Gillet pour sa disponibilité, ses "coups de pouces", ses conseils et sa sympathie.

Merci à tous ceux qui m'ont aidée ou remplacée sur le terrain: merci surtout à André Evrard pour sa participation régulière et indispensable.
Les conseils et encouragements de l'équipe d'écologie m'ont été précieux.

Je remercie sincèrement Yves, Anne, Jean-Marc, Khalil et les amis pour leur confiance, leur soutien et leurs coups de main.
Mes remerciements vont également à A. et J. Fourniret pour leur aide à la mise au net de ce manuscrit.

Enfin, un grand merci à mes parents de m'avoir donné toutes les chances de réussir une carrière scientifique.

INTRODUCTION 1

Liste des symboles utilisés

1. EVALUATION DE LA DENSITE et BIOMASSE DES PEUPLEMENTS PISCICOLES.

1.1. Evaluation directe. 2

1.1.1. Prélèvement total de la population. 2

1.1.1.1. Empoisonnement.
1.1.1.1.1. Roténone, technique d'échantillonnage.
1.1.1.1.2. Emploi de la roténone dans un grand cours d'eau.
1.1.1.1.3. L'antimycine comme instrument d'échantillonnage.
1.1.1.2. L'assèchement.

1.1.2. Prélèvements partiels du peuplement. 5

1.1.3. Dénombrement de stocks par évaluation électronique. 6
1.1.3.1. Principes des techniques électroniques.
1.1.3.2. Les compteurs à résistivité (resistivity counter).
1.1.3.3. Les compteurs acoustiques.
1.1.3.4. Applications, avantages et utilisations de ces compteurs.

1.2. Evaluation de la densité à partir de l'efficacité de pêche. 9

1.2.1. Principes. 9

1.2.2. Estimation de densité par la méthode du maximum de vraisemblance. 10
1.2.2.1. Plusieurs échantillons successifs : *modèle de Moran-Zippin.*
1.2.2.2. Deux captures à efforts constants : *modèle de Seber-Lecren.*

1.2.3. Estimation de la densité par une régression linéaire. 11
1.2.3.1. La relation "capture par effort-captures cumulées" : *méthode de Leslie.*

1.2.3.2. La relation " capture par effort-efforts cumulés" : *variante de De Lury.*
1.2.4. Sources d'erreurs systématiques. 12

1.2.5. Alternative de De Lury:combinaison "marquage-capture par unité d'effort". 13

1.2.6. Cas particuliers : plusieurs types d'efforts de pêche ou données relatives à une partie de l'effort. 13

1.2.7. Applications de ces modèles dans un grand réservoir. 14
1.2.7.1. Techniques de pêche au filet.

1.2.7.1.1. Les chaluts (trawls).
1.2.7.1.2. Les sennes (seines).
1.2.7.1.3. Les filets maillants (gill nets).
1.2.7.1.4. Les trémails (trammel nets).
1.2.7.2. Pêche à l'electricité.
1.2.7.3. Pièges à poissons.
1.2.7.3.1. Les installations de comptage dans les passes à poissons.
1.2.7.3.2. Les pièges pour les espèces anadromes.
1.2.7.3.3. Les nasses et les verveux (traps and fyke nets).
1.2.7.4. Les statistiques de pêche à la ligne.

1.3. Evaluation par marquage-recapture. 23

1.3.1. Principes des méthodes de marquage-recapture (MRR) 23

1.3.2. La technique de marquage. 23
1.3.2.1. Mutilation d'une nageoire.
1.3.2.2. Application de marques externes.
1.3.2.3. Choix d'une technique de marquage.

1.3.3. Un marquage, une recapture : méthode de Petersen ou de Lincoln. 25
1.3.3.1. Estimation de Petersen ou index de Lincoln.
1.3.3.2. Modalités d'application de la "méthode Petersen".
1.3.3.3. Biais statistiques du modèle.
1.3.3.4. Usages et évaluation de la méthode.

1.3.4. Le multiple marquage recapture d'une population close : méthode de Schnabel. 29
1.3.4.1. Moyenne des estimations de Petersen.
1.3.4.2. Estimation de Schnabel corrigée.
1.3.4.3. Formule de Schumacher et Eshmeyer.
1.3.4.4. Modalités d'application de la "méthode Schnabel".
1.3.4.5. Usages et évaluation du marquage-recapture multiple.

1.3.5. Modèles déterministes : taux de survie constant. 32

1.3.6. Modèles stochastiques : taux de survie variable. 33

1.3.7. Choix de la méthode. 34

2. ESTIMATION DES STOCKS ET DYNAMIQUE DE POPULATION 35

2.1. Fluctuations naturelles des populations piscicoles. 35

2.2. Utilisation des marquages en dynamique 37

3. PRESENTATION DES ESPECES ETUDIEES 38

3.1. Le gardon (*Rutilus rutilus* L.). 38

3.2. Le Chevaine (*Leuciscus cephalus cephalus* L.) 38

3.3. Le brochet (*Esox Lucius* L.). 39

3.4. La perche (*Perca fluviatilis* L.). 40

3.5. Synthèse des expériences de marquage-recapture effectuées sur les espèces étudiées.

4. PRESENTATION DE LA MEUSE 41

4.1. Sa géographie. 41

4.2. Son bassin versant. 41

4.3. Ses aménagements. 41

4.4. Son hydrologie. 42

4.5. Sa physicochimie. 42

4.6. Sa faune piscicole. 43

4.7. Sa gestion piscicole.

5. MATERIEL ET METHODES. 45

5.1. Description des sites étudiés dans le bief de Waulsort.

5.2. Organisation des pêches expérimentales. 46

5.3. Organisation des vidanges de bâtardeaux. 47

5.4. Le marquage des poissons. 48

5.5. La mesure des poissons. 48

5.6. Traitement des données. 48

5.6.1. La relation "poids-longueur".

5.6.2. Estimation de la densité et de la biomasse par M.R.R.

6. RESULTATS : PRESENTATION ET DISCUSSION 50

6.1. Resultats issus des vidanges de bâtardeaux. 50
6.1.1. Description des données. 50
6.1.2. Discussion. 50

6.2. Evaluation de la population par marquage-recapture. 51

6.2.1. Conditions de travail. 51

6.2.2. Efficacité de la pêche electrique. 52

6.2.3. Evaluation du stock de perches à Waulsort. 52
6.2.3.1. Observation concernant les recaptures.
6.2.3.2. Estimation du nombre et de la densité de la population.
6.2.3.3. Estimation de la biomasse absolue et par hectare du peuplement.

6.2.4. Estimation de la taille du stock de chevaines à Waulsort. 55
6.2.4.1. Le marquage collectif.
6.2.4.2. Estimation du nombre et de la densité du stock.
6.2.4.3. Evaluation de la biomasse absolue et par hectare du peuplement.

6.2.5. Estimation du stock de brochets. 56

6.2.6. La population de gardons à Waulsort. 56

6.2.7. Discussion. 57

7. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES 61

8. BIBLIOGRAPHIE 64

ANNEXES

INTRODUCTION.

"La connaissance de la dynamique des populations ichtyologiques des fleuves et grandes rivières présente un intérêt majeur en raison des potentialités de ces milieux et des dégradations dont ils sont actuellement le siège (pollution, dragage, navigation). Les données dans ce domaine sont encore très fragmentaires en raison des difficultés particulières des études. Les différents moyens de capture ont une efficacité relativement faible et la plupart des espèces semblent manifester un comportement erratique."
Telle est la conclusion d'une étude menée sur la Seine en 1973 par Allardi et al. (1974). Telle est aussi la problématique qui sous-tend ce travail.
En effet, les aménagements hydrauliques de la Meuse, et sa gestion piscicole jusqu'à présent peu rationnelle influent sur les populations piscicoles que ce soit au niveau de leur distribution, composition ou au niveau de leur abondance. Il devient donc pressant d'évaluer les ressources ichtyologiques du fleuve afin de quantifier les altérations du milieu et de contrôler l'évolution des stocks de poissons déversés.

Ce mémoire s'inscrit dans le cadre d'un programme à long terme qui consiste en une évaluation quantitative de l'ichtyocénose mosane par marquage-recapture. L'intérêt porté pour un secteur de la Haute-Meuse réside principalement dans la bonne préservation du site et dans la forte densité de pêcheurs qui collaborent à cette étude. Le choix des espèces s'inscrit dans un plan de travail décidé par les Universités de Liège et de Namur. Il se justifie entre autre par la valeur récréative de ces poissons et par leur position dans la chaîne trophique : le gardon est omnivore, la perche et le brochet sont carnassiers. Par ailleurs, ces espèces font l'objet de repeuplements réguliers. Suite au succès des expériences de marquage, le chevaine s'est ajouté à la liste préétablie.

Sur base d'une analyse bibliographique, ce document vise surtout à clarifier et à évaluer les diverses possibilités d'estimations et d'échantillonnage mis à la disposition de toute personne qui entreprend une évaluation quantitative d'un stock piscicole.

Dans un second temps, des résultats préliminaires seront discutés et des perspectives proposées.

1. EVALUATION DE LA DENSITE ET DE LA BIOMASSE DES PEUPLEMENTS PISCICOLES

L'effectif d'une population s'exprime indifféremment en terme de densité - nombre d'individus par unité de surface - ou de biomasse - kg de poissons par unité de surface.
Pour évaluer l'importance du peuplement d'un plan d'eau, l'investigateur dispose de techniques classées en deux groupes principaux. Les unes tendent à totaliser l'entièreté de la population grâce à un procédé de pêche très peu sélectif. Les autres estiment les stocks piscicoles à partir de statistiques relatives aux échantillons prélevés dans la population étudiée : il s'agit des méthodes basées sur l'efficacité de pêche et des techniques de marquage-recapture.

1.1. Evaluation directe.

1.1.1. Prélèvement total de la population.

1.1.1.1. Empoisonnement.

Les toxiques pour poissons s'emploient normalement lors des aménagements des pêcheries afin de détruire les populations piscicoles indésirables. Les objectifs sont soit de remplacer un peuplement entier par des espèces convoitées, soit de contrôler les effectifs d'un système surpeuplé. En outre, de tels poisons peuvent également être utilisés pour échantillonner des populations difficilement capturables par les autres techniques de pêche.

1.1.1.1.1. Roténone, technique d'échantillonnage.

Parmi les nombreuses substances ichtyotoxiques naturelles ou de synthèse, la roténone est préférentiellement employée. Elle présente, en effet, les avantages d'avoir une action spécifique sur les animaux à respiration branchiale et trachéenne et de perdre assez rapidement sa toxicité. Une émulsion contenant 5 % de roténone est généralement utilisée à une dilution de 0.5 p.p.m., concentration létale minimum, mais cette valeur varie en fonction de la température et de la chimie de l'eau. En eau courante, la toxicité de la roténone est neutralisée par du permanganate de potassium déversé en aval de la zone à empoisonner. La procédure générale est exposée par Hall (1974).

Les difficutés inhérentes à cette technique sont, d'une part une répartition homogène du poison de manière à tuer la totalité des poissons et d'autre part la récupération des cadavres d'autant moins discernables s'ils coulent et si la turbidité de l'eau est importante. De plus, étant donné la sensibilité plus grande des petits poissons, il faut y ajouter un effet de prédation. Aussi, pour les estimations de densité, un facteur de correction peut être calculé à partir du coefficient d'efficacité d'une pêche aussi intensive que possible. Les résultats définitifs dépendent donc de l'exactitude de ce coefficient qui n'est réelle que si les opérateurs ont acquis une grande connaissance du milieu et une parfaite maîtrise de la technique utilisée. Un autre contrôle effectué est un couplage entre l'emploi de la roténone et une expérience de marquage.
Dans certains lacs de Finlande, une technique de quadrats permet d'estimer le nombre de poissons gisant sur le fond. Ceux-ci sont récoltés par des plongeurs (Sumari, 1974).

Afin de comparer les résultats obtenus par empoisonnement, Lambou et Stern (1958) ainsi que Swingle (1958) ont souligné l'importance d'une standardisation de la méthode : ceci en se servant d'un "filet-barrage" (de mailles égales à 2,54 cm^2) qui délimiterait la zone échantillonnée et recueillerait les spécimens asphyxiés emportés par le courant, et en joignant aux données une description précise du protocole expérimental.
Ce système d'échantillonnage est valable pour définir l'ichtyomasse, la présence ou l'absence d'une espèce et l'équilibre proportionnel de groupes d'espèces alors qu'elle s'avère moins sûre s'il s'agit de déterminer l'importance des classes d'âge en raison des larges variations observées d'un site à l'autre (Davies et al,1974). Selon Hall (1974), les limitations de la méthode sont l'incapacité d'estimer avec précision l'abondance des poissons de fond et l'impossibilité d'utiliser les échantillons pour des études alimentaires. Ces données voient leurs applications aux problèmes d'exploitation piscicole et aux évaluations des programmes en cours sur l'environnement.

Tableau I *: Inventaire des vidanges de la noue du Colébi (station de recherche forestière et hydrobiologique de Groenendaal) (Les données complètes sont exposées en annexe).*

	PROPORTIONS EN NOMBRE (%)								PROPORTION EN POIDS (%)							
ANNEES	1959	1962	1971	1974	1977	1980	1983	1986	1959	1962	1971	1974	1977	1980	1983	1986
ESPECES																
gardon	79.8	87	64.3	56.8	49.3	91.7	83.5	48.4	49.6	43.1	34.2	37.4	37.2	18.3	35.1	16.3
rotengle			2.6	1.7	0.3	0.2	0.02	0.03			1.5	3.2	2.6	1.7	2.1	0.3
tanche	3.2	0.2	0.3	0.3	0.2	0.7	0.06	0.3	24.1	15.8	18.3	19.5	8.4	45.8	7.1	32.7
brème	1.7	2.8	12	7	27	0.4	8.6	16.4	5.3	15.1	21.8	15.5	25.6	18.4	28.1	16.2
chevaine	0.06	0	0.5	0.8	0.01	0.2	0.1	0.4	0.4	0	1.1	1.3	-	-	2.9	5.7
ablette	1.5	0.3	7.9	22.3	8.8	1.7	2.3	3.1	0.9	-	2.4	4.5	2.8	0.7	3.1	5.3
goujon	1.9	0.3	10.1	4.8	0.3	0.2	1.4	0.3	1	-	3.2	1.4	0.07	0.06	0.8	0.2
perche	6.1	8.5	1.5	1.2	1.2	2.4	0.8	1.9	9.5	13.7	4.8	2.6	8.2	4.5	5.7	4.1
brochet	0.08	0.08	0.08	0.1	0.07	0.1	0.02	0.03	6.7	11.4	10.3	11.8	10	7.3	2.8	3
grémille	0.3	0.7	0.6	4.2	0.07	1.7	3.1	28.5	0.3	0.9	0.6	1.6	0.09	1.4	12	14.4
sandre	0	0	0	0	0.01	0.09	0.01	0.5	0	0	0	0	-	0.1	0.2	1.4
divers	5.36	0.12	0.12	0.8	12.7	0.6	0.1	0.1	2.2	0	1.8	1.2	5.04	1.74	0.1	0.4

1.1.1.1.2. Emploi de la roténone dans un grand cours d'eau.

Selon Hoccut et al. (1974), l'emploi de la roténone, du "filet-barrage" (91 x 3,6 m) disposé en travers du cours d'eau et du permanganate de potassium est une méthode d'échantillonage fiable dans une rivière large. La difficulté majeure est de prévoir les quantités de poison et de neutralisant adéquates.
Dans la New River, un volume de roténone à 5 % égal au cinquième du flux total semble fournir un prélèvement représentatif de la population piscicole.

Les restrictions sont les suivantes. En raison du courant, les poissons ne peuvent être récupérés par bateau ou par plongée ; le filet est donc placé dans des eaux accessibles aux opérateurs : ceci n'exclut pas l'échantillonage de zones profondes en amont du filet. Holden et Railt ainsi que Hoccut et al. (1974) suggèrent quelques améliorations pratiques du protocole (diminuer de 30 m. la longueur du filet, collecter les animaux directement en aval avec des filets de profondeur).

1.1.1.1.3. L'antimycine comme instrument d'échantillonnage.

L'antimycine, puissant inhibiteur respiratoire, s'est avéré efficace pour supprimer toute espèce de poissons (de l'oeuf à l'adulte). Elle est toxique à des degrés différents pour chaque espèce piscicole; elle ne provoque pas de réaction d'évitement et se dégrade rapidement. Elle se prête donc bien à un traitement spécifique ainsi qu'à la réduction contrôlée des populations d' espèces visées (Antonioni et Baumann, 1974).

1.1.1.2. L'assèchement.

La mise à sec d'endroits de petite dimension concentre les poissons dans une aire restreinte, ce qui facilite leur capture. Connaissant la surface initiale et le nombre d'individus ainsi que leur poids, il est aisé de déterminer la densité et la biomasse de ces populations. La mortalité due aux manipulations est faible. Cependant, des précautions s'imposent afin d'éviter toute sous-estimation provenant d'un prélèvement incomplet (Daget,1971). Si un sous-échantillonage est nécessaire, l'introduction de nouvelles erreurs doit être prise en considération.

De telles études ont été effectuées dans un bras mort de la Meuse, la noue du Colébi, située en bordure du fleuve et en communication permanente avec lui. Elle couvre une superficie de 0,327 hectares. Les résultats obtenus sont présentés au tableau I. Remarquons deux choses :
- La faune piscicole des noues est fort semblable à celle de la Meuse mais l'abondance relative des taxons diverge certainement en raison du caractère lentique du milieu : les espèces rhéophiles

***Tableau III** : Inventaires piscicoles dans l'ancien canal Charleroi - Bruxelles.- (Gérard et Timmermans, 1985).*

Inventaire n°3. 1984. (2ha02).

Espèce	Nombre	Poids kg	Longueur min.-max. cm
Cyprinidae			
GARDON	22.672	616,1	11-32
BREME	2.253	182,6	13-46
CARPE	13	58,5	24-73
TANCHE	27	16,5	15-42
ABLETTE	5	0,3	18-20
ROTENGLE	4	0,6	22-27
Esocidae			
BROCHET	10	0,6	15-34
Percidae			
PERCHE	1.100	34,4	12-34
SANDRE	32	44,6	25-74
GREMILLE	3.079	48,6	9-13
Anguillidae			
ANGUILLE	*	*	*
TOTAL	29.195	1.002,5	-

Inventaire n°1. 1982. (2ha14).

Espèce	Nombre	Poids kg	Longueur min.-max. cm
Cyprinidae			
GARDON	16.969	450,5	7-36
BREME	1.154	371,7	8-37
CARPE	49	217,5	36-76
TANCHE	44	16,7	5-42
ABLETTE	5	0,3	16-19
Esocidae			
BROCHET	30	21,5	32-72
Percidae			
PERCHE	151	6,3	8-34
SANDRE	29	49,8	47-61
GREMILLE	11	0,2	11-13
Anguillidae			
ANGUILLE	1	0,1	27
TOTAL	18.443	1.134,6	-

Inventaire n°2. 1983. (2ha96).

Espèce	Nombre	Poids kg	Longueur min.-max. cm
Cyprinidae			
GARDON	79.782	1.708,6	7-29
BREME	4.681	575,0	7-42
CARPE	18	94,1	42-70
TANCHE	188	39,0	4-38
ABLETTE	72	2,7	6-16
GOUJON	2.874	37,3	5-14
Esocidae			
BROCHET	11	11,9	25-80
Percidae			
PERCHE	6.041	101,5	7-25
SANDRE	13	20,3	18-67
GREMILLE	2.581	38,8	6-12
Anguillidae			
ANGUILLE	13	10,5	45-93
TOTAL	96.274	2.639,7	-

* = non déterminé.

(chevaine, hotu) sont, en effet très peu représentées. Le gardon domine.
- La population de la noue est principalement formée de petits poissons âgés d'un ou deux étés.

Les valeurs élevées trouvées pour la biomasse proviennent du fait que le milieu étudié servt de frayère et de refuge (Huet et Timmermans, 1960). La densité de peuplement de bras mort est d'ailleurs toujours largement supérieure à celles des eaux courantes. Bourlière (1962), à partir de données venant des U.S.A., cite des moyennes de 625 kg./ha. pour les bras morts et 187,5 kg./ha. pour les rivières.

1.1.2. Prélèvements partiels du peuplement.

Les méthodes signalées ci-dessus peuvent être appliquées dans quelques secteurs de vastes plans d'eau. Toutefois, étant donné la variabilité des paramètres morphologiques de tels écosystèmes et les contraintes liées au matériel de pêche, la notion de peuplement moyen pour l'ensemble d'un fleuve a peu d'intérêt. De plus, la variabilité des résultats d'échantillonnages partiels reflètera à la fois l'hétérogénéité des biotopes et de leurs peuplements en même temps que l'effet du hasard.

Dans son étude sur le peuplement des rivières de l'Indiana, Gerking (1949) a choisi et délimité des sections de maximum 30 mètres de long et 14 de large avec des filets à mailles fines (6-7 mm.). Les poissons étaient capturés par 10 à 15 coups de senne successifs afin d'avoir un coefficient d'efficacité de pêche d'au moins 90 %. Le poids et l'effectif des espèces présentes variaient d'un secteur à l'autre et dans un même secteur d'une pêche à l'autre. Cependant, une corrélation significative (+ 0,866) entre la biomasse et le volume d'eau surmontant les fonds de plus de 60 cm a été mise en évidence.

La mise à sec de bâtardeaux construits à l'occasion des aménagements de la Meuse fournit également une idée de la densité et ichtyomasse de la rivière. Ces chiffres peuvent, néanmoins, paraître peu représentatifs de la population présente avant les travaux, et être forts dépendants de l'emplacement du bâtardeau. Aussi, une généralisation des données obtenus en cette circonstance semble dangereuse.

Lors de la transformation des anciennes écluses, l'assèchement presque complet de biefs entiers a été réalisé dans l'ancien canal de navigation "Charleroi-Bruxelles" : l'inventaire est exposé au tableau III. La population y paraît déséquilibrée : la forte densité des cyprins résulterait d'un manque de voraces.

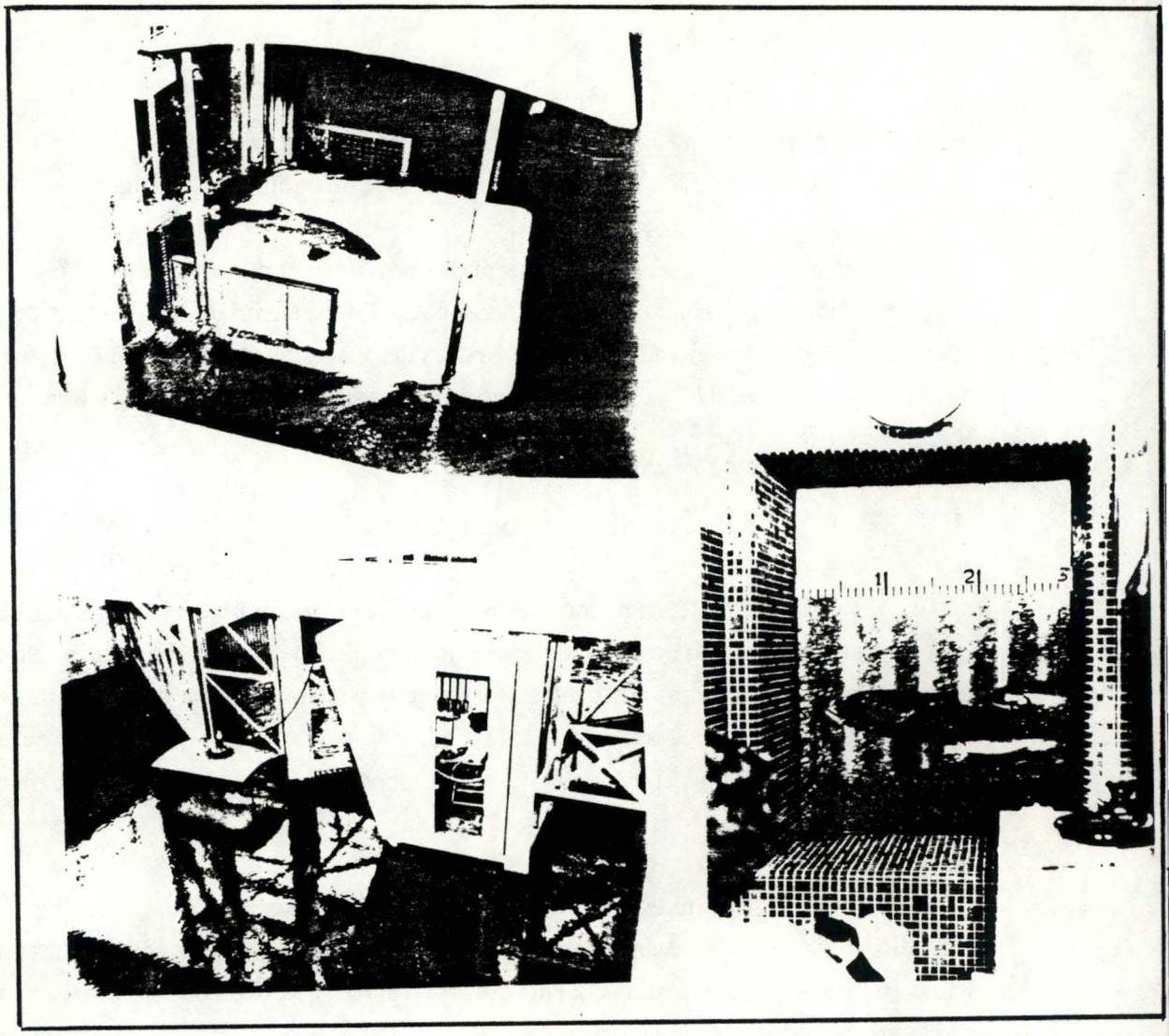


***Fig. 1** : Stations de comptage visuel d'espèces anadromes au niveau des échelles à poissons installées aux barrages des fleuves Columbia et Snake (USA). - (Trefethen et Collins 1974)*

1.1.3. Dénombrement de stocks par évaluation électronique.

Antérieurement, estimer l'effectif des populations anadromes supposait une observation directe dans les échelles à poissons (fig 1), des enquêtes aériennes, des expéditions de plongée ou l'analyse statistique des prises commerciales. Les méthodes visuelles sont, cependant, très onéreuses en main d'oeuvre, limitées dans le temps (10 minutes par heure lors des 12 à 16 heures de clarté par jour), sensibles aux conditions climatiques et sujettes aux erreurs d'extrapolation et de mauvaise identification des animaux (Trefethen et Collins, 1974). Lawson (1974) estime à 64 % le pourcentage d'erreur en comparant les données d'une équipe d'observateurs à celle d'un compteur électronique. Les chiffres de captures, quant à eux, ne s'appliquent qu'à une fraction de la population lorsque la pêche est autorisée. De plus, ils ne reflètent pas nécessairement le nombre de géniteurs remontant les cours d'eau vu la variabilité des efforts de pêche et de son efficacité (Dunkley et Shearer, 1982).

Actuellement, un intérêt croissant se manifeste pour les techniques de surveillance électronique de la migration des poissons. Elles permettent, en effet, le dénombrement des juvéniles migrant vers la mer et des adultes retournant frayer dans leur rivière natale. Ceci constitue la clé de la gestion de ces espèces (principalement les saumons de l'Atlantique et du Pacifique). De plus, elles autorisent la détermination des facteurs écologiques intervenant dans le processus de migration.

Une description détaillée des principaux types de compteurs est présentée par Mc Grath (1974).
Nous nous limiterons aux principes des deux techniques les plus courantes, à savoir les procédés acoustiques et électriques, et à l'appréciation de leur efficacité.
Des techniques de détection magnétique et électromécanique sont présentées respectivement par Trefethen et Collins (1974) et par Mc GRATH (1974).

1.1.3.1. Principes des techniques électroniques.

Le dénombrement du poisson comporte la perception de différences physiques entre le poisson et l'eau dont, principalement, les variations de densité et de conductivité détectées via l'interruption d'un faisceau lumineux (circuit fermé de télévision), la modulation de l'énergie acoustique (méthodes hydroacoustiques) ou les changements de résistivité (compteurs à résistivité). Enfin, suivant le concept de l'effet Doppler, le potentiel de mouvement de l'animal constitue également une source électrique détectable en rivière (sonar Doppler).

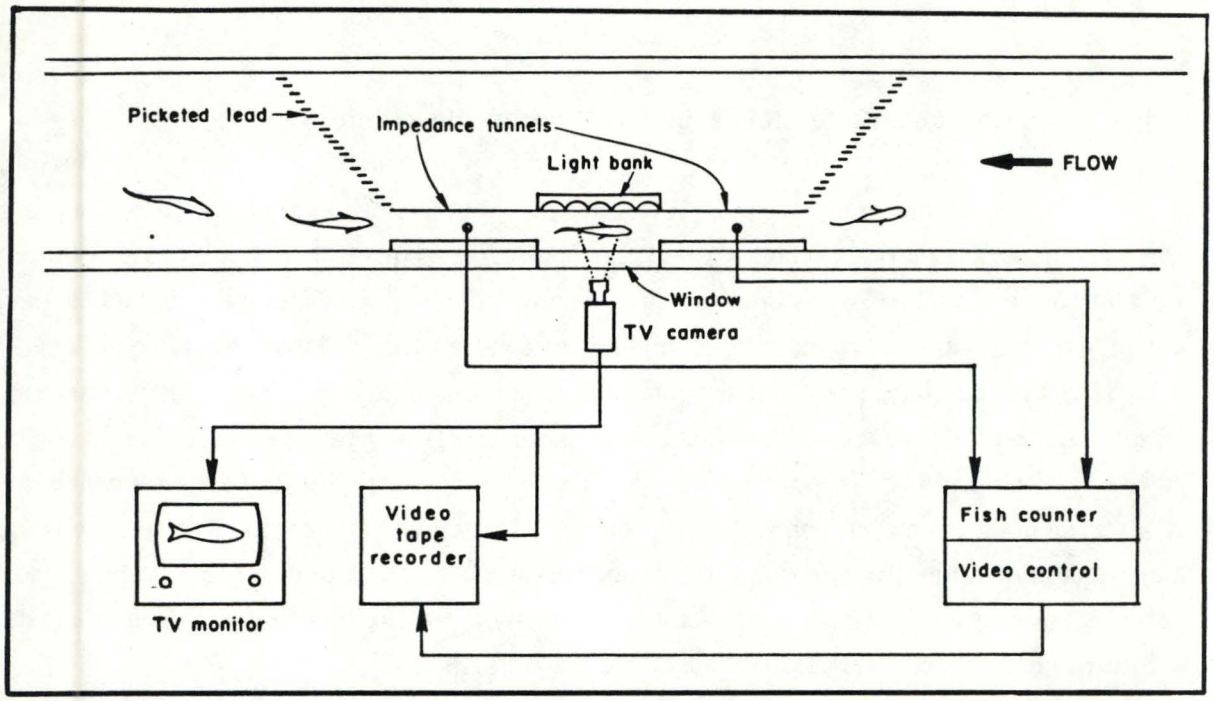


Fig. 2 : Diagramme d'une station de comptage automatique (CCTV). - (Hellawell et al. 1974)

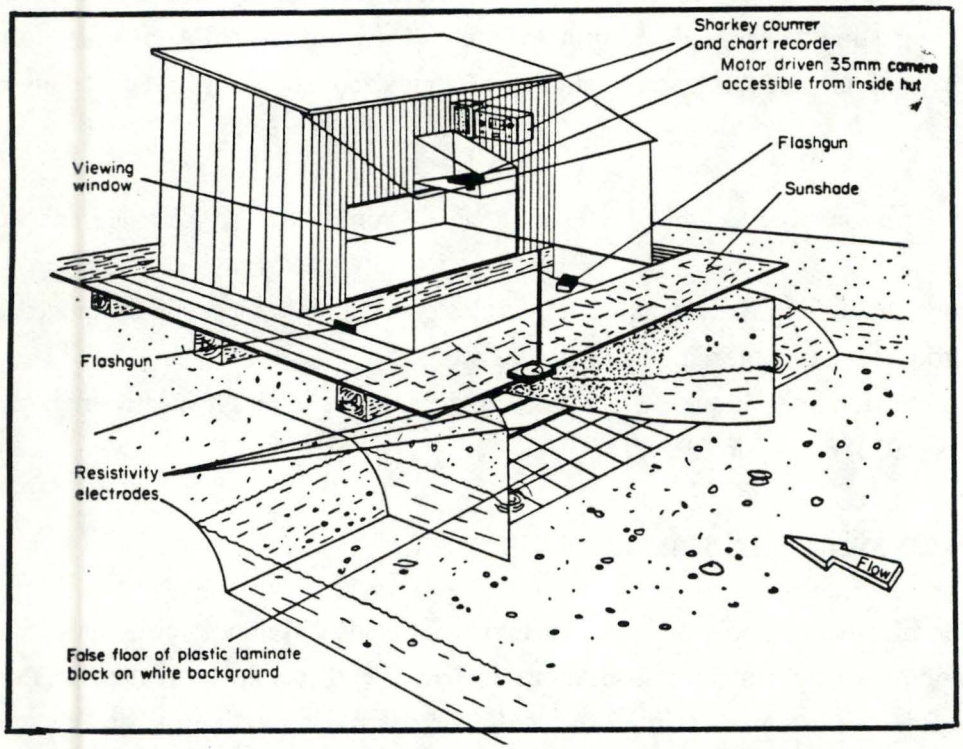
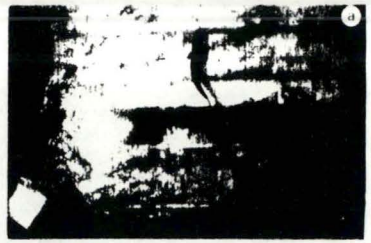
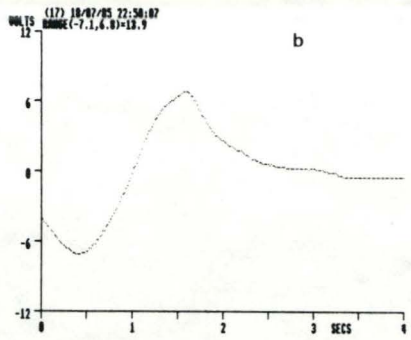


Fig. 3 : Vue schématique de la partie amont d'une station de comptage intégrant un compteur à résistivité, un enregistreur et un équipement audiovisuel et de matériel auxiliaire. - (Hellawell et al, 1974)

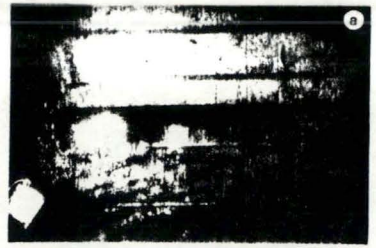
1.1.3.2. Les compteurs à résistivité (Resistivity counter).

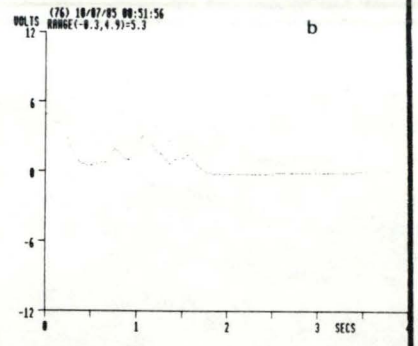
Le compteur de poissons basé sur la résistivité, mis au point par Lethlean et modifié pour son usage en chenaux ouverts (Walker et Beach, 1974) est probablement une des techniques les plus effectives pour entreprendre une évaluation de stock (Beaumont et al, 1986). Les inconvénients sont liés non seulement à la présence de vagues de surface, de végétaux, débris ou autres objets traversant le compteur, présence qui falsifie les inventaires mais inconvénients liés surtout aux fluctuations de la conductivité de l'eau qui affectent sérieusement la précision de la méthode (Beach et Walker, 1974; Walker et Beach, 1974; Dunkley et Shearer, 1982; Beaumont et al, 1986). En effet, une augmentation de la décharge du fleuve s'accompagne nécessairement d'une réduction de la conductivité et d'un accroissement de la sensibilité du compteur si bien que des poissons non perçus auparavant interviennent dans l'inventaire du peuplement. De plus, dans de telles conditions, les déplacements vers l'aval seront sous-estimés tandis que les migrations vers l'amont seront exagérées car les poissons remontant le courant nagent plus près des électrodes que ceux qui descendent la rivière (Walker et Beach, 1974; Dunkley et Shearer, 1982). Mais une nouvelle génération de compteurs N.S.H.E.B. (North of Scotland Hydro Electric Board) M.K.X. s'ajuste automatiquement aux changements de conductivité.
Afin de reconnaître les erreurs de comptages ou, en d'autres termes afin d'évaluer la précision de la technique, des contrôles visuels ont été réalisés : les uns sont directs , les autres sous forme de photographies ou de films (on utilise alors un "closed-circuit television" ou C.C.T.V. (fig 2 et 3) . Pour un compteur adapté aux chenaux ouverts et en ne considérant que les poissons de plus ou moins 50 cm., Mc Grath (1974) cite une concordance moyenne de 98 à 100 % tandis que Lawson (1974) donne une précision de 90 %. Hellawell et al.(1974) observent au plus 2 % d'erreurs, 95 % des individus énumérés étant des salmonidés. Le C.C.T.V. a l'avantage de fournir une vérification indépendante de la sensibilité de l'appareil mais reste, tout comme les autres types d'observations, impraticable lorsque la turbidité est forte à moins d'y incorporer des cellules sensibles aux infrarouges (Dunkley et Shearer, 1982) ou aux U.V. (Beaumont et al., 1986). Ces alternatives sont coûteuses. Aussi Beaumont et al.(1986) ont confronté un enregistrement par microordinateur des signaux électriques avec des photographies. Ils en déduisent la possibilité de corriger les données à partir des déformations générées par les saumons ou autres objets (fig 4). Néanmoins, la corrélation entre la différence de tension et la longueur du poisson demeure incertaine. La discrimination des tailles voit pourtant son importance dans la distinction des saumons par rapport à la majorité des espèces vivant dans la rivière (Dunkley et Shearer, 1982). L'amplitude des complications citées est spécifique à chaque site de comptage. Elle dépend d'une série de facteurs dont les plus influants sont la profondeur à laquelle le poisson traverse le compteur et la présence de poissons errant à proximité de la zone de comptage (Lawson, 1974; Hellawell et al., 1974; Dunkley et Shearer, 1982). La non-détection d'un organisme peut résulter de son appartenance à un banc ou de sa position non perpendiculaire aux



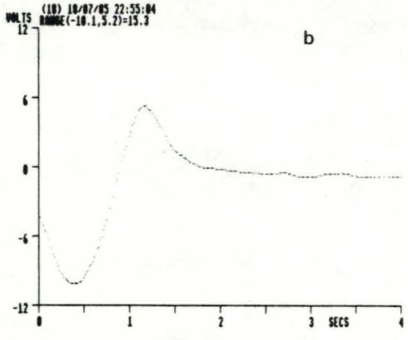


(a) Photograph and (b) computer trace of a salmon ascending the counter.

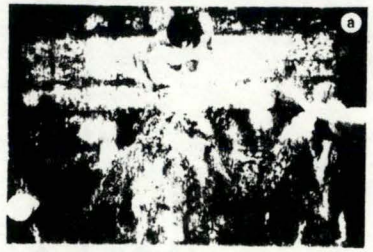


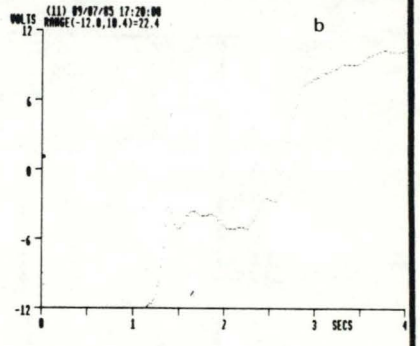


(a) Photograph and (b) computer trace of an eel ascending the counter.

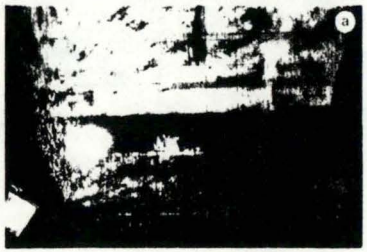


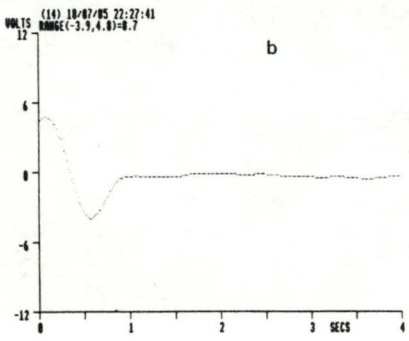
. (a) Photograph and (b) computer trace of a salmon ascending the counter.



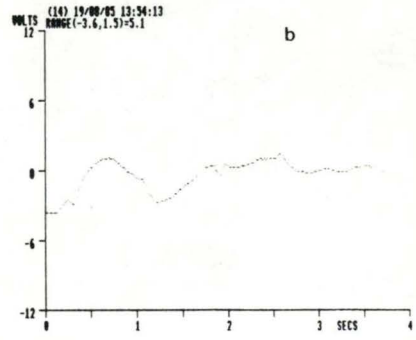


(a) Photograph and (b) computer trace of children playing on the flume.





. (a) Photograph and (b) computer trace of a salmon descending the counter. (Note that it is apparently actively swimming downstream and not being passively carried downstream tail first.)



(a) Photograph and (b) computer trace of a weed mat descending the flume. Registered as an upstream count by the fish counter.

***Fig. 4** : Photographies obtenues par un CCTV en correspondance avec l'enregistrement des signaux électriques générés dans le compteur à résistivité par différents organismes . - (Beaumont et al 1986)*

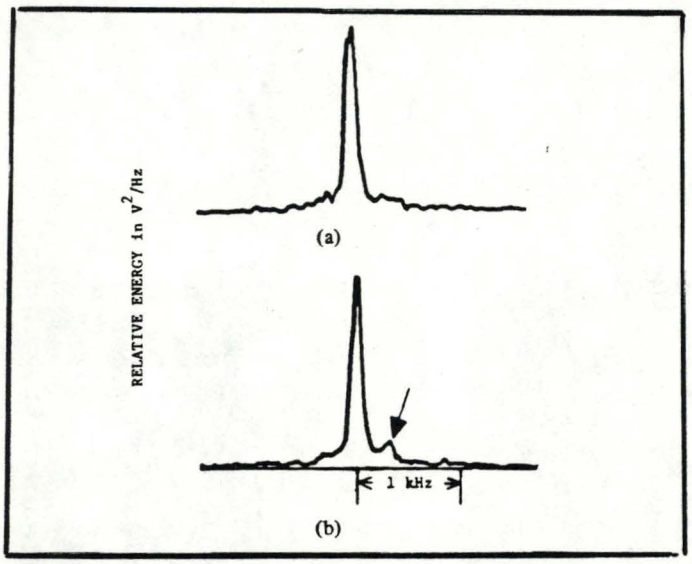


Fig. 5 : Enregistrement de données acoustiques où (a) correspond au spectre de réverbération et (b) au spectre de l'écho renvoyé par un poisson : le pic de Doppler est indiqué par la flèche. - (Dahl et Mathisen 1984)

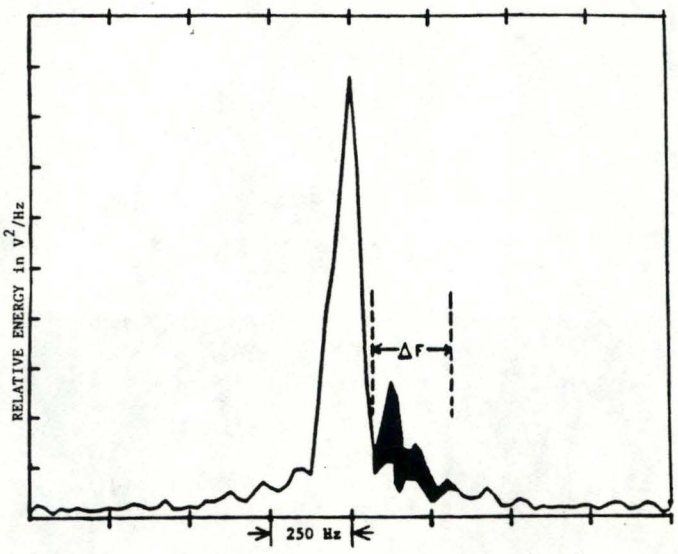


Fig. 6 : Spectre renvoyé lors d'un passage continu de poissons. L'aire noircie représente l'énergie produite par l'effet Doppler. - (Dahl et Mathisen 1984)

électrodes, biais favorisés dans les chenaux plus larges.

1.1.3.3. Les Compteurs acoustiques.

Egalement conçu pour être employé dans des chenaux ouverts et larges, un compteur basé sur la capacité de détecter la présence d'un poisson dans un faisceau acoustique dirigé au travers du fleuve semble, dans la plupart des conditions, apporter une solution au dénombrement des populations anadromes (Braithwaite, 1974). Pourtant, la forte réflexion provenant des bulles d'air et des matières solides en suspension rend ce type de sonar inadéquat dans des rapides turbulents et en période de crue. Mais, même dans ces conditions, il paraît malgré tout possible, selon Braithwait (1974), de repérer des sphères de 20 cm. de diamètre, ce qui équivaut à la force dégagée par un saumon moyen .

La présence d'"autochtones errants", la non-discrimination des débris inanimés par rapport aux organismes vivants ainsi que les réverbérations du fond et de la surface rendent facilement ineffectif un écho-sondage simple (Braithwait, 1974; Dahl et Mathisen, 1984). Le site de comptage se situera donc là où le flux d'eau est trop élevé pour les poissons résidants en quête de nourriture.

Le sonar Doppler, quant à lui, se montre prometteur pour pallier les bruits de fond gênants et la confusion des objets traversant le compteur. L'approche classique de détection par ce genre de sonar est d'accroître la différence entre les échos issus d'objets stationnaires et ceux provenant de cibles mobiles, via une augmentation de la fréquence utilisée ou de la durée de l'impulsion qui réduit la largeur du spectre des échos individuels (Biosonics, 1987; Hendershot et al., 1987). La présence ou l'absence d'un poisson peut donc être déterminée par la quantité d'énergie observable dans la bande du spectre correspondant à celui-ci (fig 5). Selon Mathisen et al. (1987) les données obtenues avec le sonar Doppler se comparent aisément aux comptages visuels. Maintenant que le problème de détection individuelle est en principe résolu, les ennuis créés par un passage continu d'espèces grégaires subsistent. Une hypothèse raisonnable veut que la biomasse des poissons traversant le compteur soit proportionnelle à l'énergie totale représentée dans la largeur du spectre de Doppler (fig 6) mais des recherches sont toujours en cours (Dahl et Mathisen, 1983 et 1984; Biosonics, 1987).

Notons, pour terminer, que dans la plupart des stations en fonction, le faisceau acoustique ne parcourt qu'une portion de la largeur du cours d'eau. Aussi, les suppositions faites au sujet des migrations dans la zone non sondée décident de la précision des estimations effectuées. L'emploi d'un appareillage envoyant plusieurs rayons acoustiques de manière à couvrir toute la section de la rivière fournit des inventaires redondants.

1.1.3.4. Applications, avantages et utilisations de ces compteurs.

Outre les conclusions tirées par les biologistes sur les populations anadromes (dénombrement des juvéniles et géniteurs, caractérisation de la migration), les résultats fournis par ces techniques hydroacoustiques peuvent également être exploités pour l'élaboration et l'évaluation des mécanismes qui détournent les poissons en migration au niveau des barrages (Biosonics, 1987).
Aucune règle ne peut décréter un compteur comme étant plus efficace. En effet, le choix d'un système de comptage dépend essentiellement des caractéristiques de la rivière et du poisson à étudier (espèce et taille). De plus, dans sa description d'un site de dénombrement de Grande-Bretagne, Bussel (1974) insiste sur l'importance d'un entretien et d'un calibrage réguliers des appareils. Il fait également remarquer l'endommagement de la station par un vandalisme inconscient ou délibéré.

Par rapport aux expériences classiques de marquage et d'effort de capture, ces compteurs ont l'avantage d'être plus rapides mais leur validité, bien qu'estimée au-delà de 90 % reste difficilement contrôlable (Bussel, 1974). Les compteurs électroniques paraissent donc très prometteurs mais restent, actuellement, limités à la détection des seules espèces anadromes. Aussi, ne doit-on pas dénigrer les "bonnes vieilles méthodes".

1.2. Evaluation de la densité à partir de l'efficacité de pêche.

Lorsqu'on considère une technique de pêche comme moyen d'échantillonnage, il est essentiel d'en connaître l'efficacité et la sélectivité ; ce qui n'est pas uniquement imputable au type de matériel et à son mode d'utilisation. Le comportement du poisson et les conditions d'environnement interviennent également. Ajoutons qu'en ce qui concerne l'efficience d'un procédé de pêche, l'importance d'une capture (C) n'est pas significative par elle-même car elle dépend de la chance obtenue lors du déploiement d'un certain effort de pêche (E). La capture est donc proportionnelle à l'effort fourni et à la densité du peuplement piscicole. Ce raisonnement sous-entend toutes les méthodes exposées dans ce chapitre.

1.2.1. Principes.

Les modèles proposés partent du principe que l'efficacité de pêche ou, en d'autres termes, le rapport capture/effort (C/E) varie avec l'effectif de la population présente au moment de la prise.

Sur le terrain, ces méthodes consistent à effectuer plusieurs pêches successives dans un même secteur avec un effort de pêche rigoureusement constant et sans remettre les poissons à l'eau, de manière à réduire significativement le rapport *C/E*. Il est dès lors possible d'estimer le stock à tout moment, en fonction de la diminution de *C/E*. Notons qu'on utilise invariablement le nombre ou le poids des poissons selon les données disponibles.

1.2.2. Estimation de densité par la méthode du maximum de vraisemblance.

1.2.2.1. Plusieurs échantillons successifs : modèle de Moran-Zippin.

Basée sur les hypothèses d'une population close, d'une capturabilité identique pour chaque poisson et pour chaque échantillon, l'estimation de *N* s'exprime par l'équation :

$$N^* = C\ k\ /\ (1-k)$$

avec *z*, la probabilité de ne pas être pris (*1-p*);
C, la somme totale des captures et
k, le nombre de pêches.

Pour trouver la valeur de z qui concorde le mieux avec les observations C_i, Moran et Zippin résolvent itérativement l'égalité suivante :

$$[z^*/(1-z^*)] - [kz^{*k}/(1-z^{*k})] - [\Sigma(i-1)C_i/C] = 0$$

1.2.2.2. Deux captures à effort constant : Modèle de Seber et Le Cren.

La méthode de Seber et Le Cren constitue, en fait, un cas particulier du modèle de Moran et Zippin. Ils proposent, en 1967, une évaluation de la densité à partir de deux prélèvements successifs effectués avec un effort de pêche constant. Ils estiment la capturabilité par le rapport :

C_1/N pour le premier échantillon et par

$C_2/(N-C_1)$ pour le deuxième.

Si cette probabilité de capture reste identique au cours de l'expérience, alors :

$$N^* = C_1^2 / (C_1-C_2).$$

Les variances estimées pour N^* et p^* sont :

$$v^*(N^*) = C_1^2 C_2^2 (C_1+C_2) / (C_1-C_2)^4 \quad et$$
$$v^*(p^*) = C_2 (C_1+C_2) / C_1^3$$

Rappelons que ces calculs ne s'appliquent qu'à une population close. Un épuisement rapide du milieu doit donc être assuré : ceci n'est envisageable que dans un cadre expérimental et avec du matériel puissant capable de prélever une proportion importante de la population, 50 % étant l'optimum (Seber et Lecren, 1967).

Pour Otis et al.(1978 in Raleigh et Short, 1981), au moins 4 échantillons sont indispensables à une évaluation fiable de la population.

1.2.3. Estimation de la densité par une régression linéaire.

1.2.3.1. La relation "capture par effort- captures cumulées" : méthode de Leslie.

Leslie suppose la capturabilité constante pour tous les individus et la considère proportionnelle à l'effort fourni.

Aussi: $p_i = q f_i$ où

p_i représente la capturabilité;

q, le coefficient de capturabilité et;

f_i, l'effort pour le $i^{ème}$ échantillon.

Dans ces conditions, une proportion constante q du peuplement sera prélevée à chaque pêche. Les captures successives par unité d'effort sont donc exprimées par l'équation :

$$C_i/E_i = q (N_o-K_i)$$

avec : K_i désignant les prises cumulées avant la $i^{ème}$ pêche et

N_o, l'effectif initial de la population.

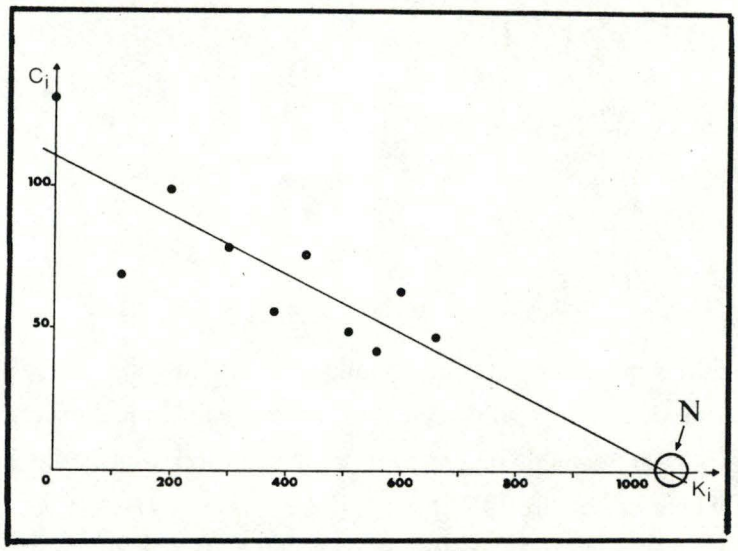


***Fig. 7** : Evaluation de l'effectif d'une population par la méthode de Leslie. Les captures C sont portées en ordonnée et les captures cumulées en abscisse. - (Daget 1971)*

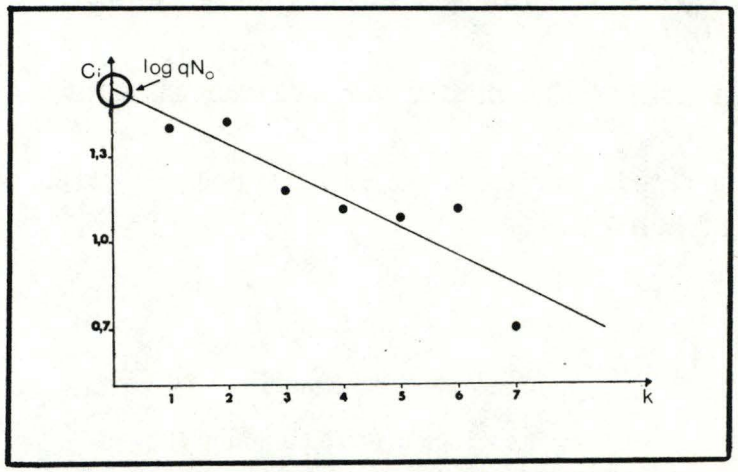


***Fig. 8** : Evaluation de l'effectif d'une population par la méthode de Delury. Les efforts cumulés sont portés en abscisse et le logarithme des captures en ordonnée. - (Daget 1971)*

Si l'effort de pêche est effectivement invariable au cours de l'expérience, C_i seul peut être considéré.

Sur un graphique où les captures (C_i) sont portées en ordonnée et les captures cumulées (K_i) en abscisse, une droite de régression est tracée : elle est de pente q et coupe l'axe des X au point d'abscisse N (fig 7).

Les limites de confiance sont formulées par De Lury (1951) et correspondent aux racines de l'équation:

$$N^2\ (q^2 - tp.S^2_{CiKi}.C_{22}) - 2\ (q^2.No - tp^2.S^2_{CiKi}.C_{12})N + (q^2.No^2 - tp^2.S^2_{CiKi}.C11) = 0$$

où : $C11 = \sum K_i / n\ SCE\ K_i$

$C12 = \sum K_i / n\ SCE\ k_i$

$C22 = 1 / SCE\ K_i$

tp = la valeur de t correspondant à une probabilité P pour k-2 degrés de liberté.

k = nombre de pêches.

1.2.3.2. La relation "capture par effort-effort cumulé" : variante de De Lury.

La variante consiste à calculer l'équation de régression, non plus à partir de C/E mais de leur logarithme en base 10. Il en résulte que sur un graphique où les captures successives sont portées en ordonnée et les efforts cumulés en abscisse, on obtient une droite de pente 0.4343 q et dont l'intersection avec l'axe Y est le log $q\ N_o$ (fig 8).

Cependant, les mesures des efforts de pêche effectifs sont généralement moins précises que les statistiques de captures : la droite de régression aura donc tendance à sous-estimer q et surévaluer N_0 (Ricker, 1975). Aussi, préfèrera-t-on la procédure de Leslie à celle de De Lury.

1.2.4. Sources d'erreurs systématiques.

Une capturabilité instable est sans doute la source d'erreurs la plus considérable (Ricker 1975). Elle varie en effet avec les saisons et les changements comportementaux du

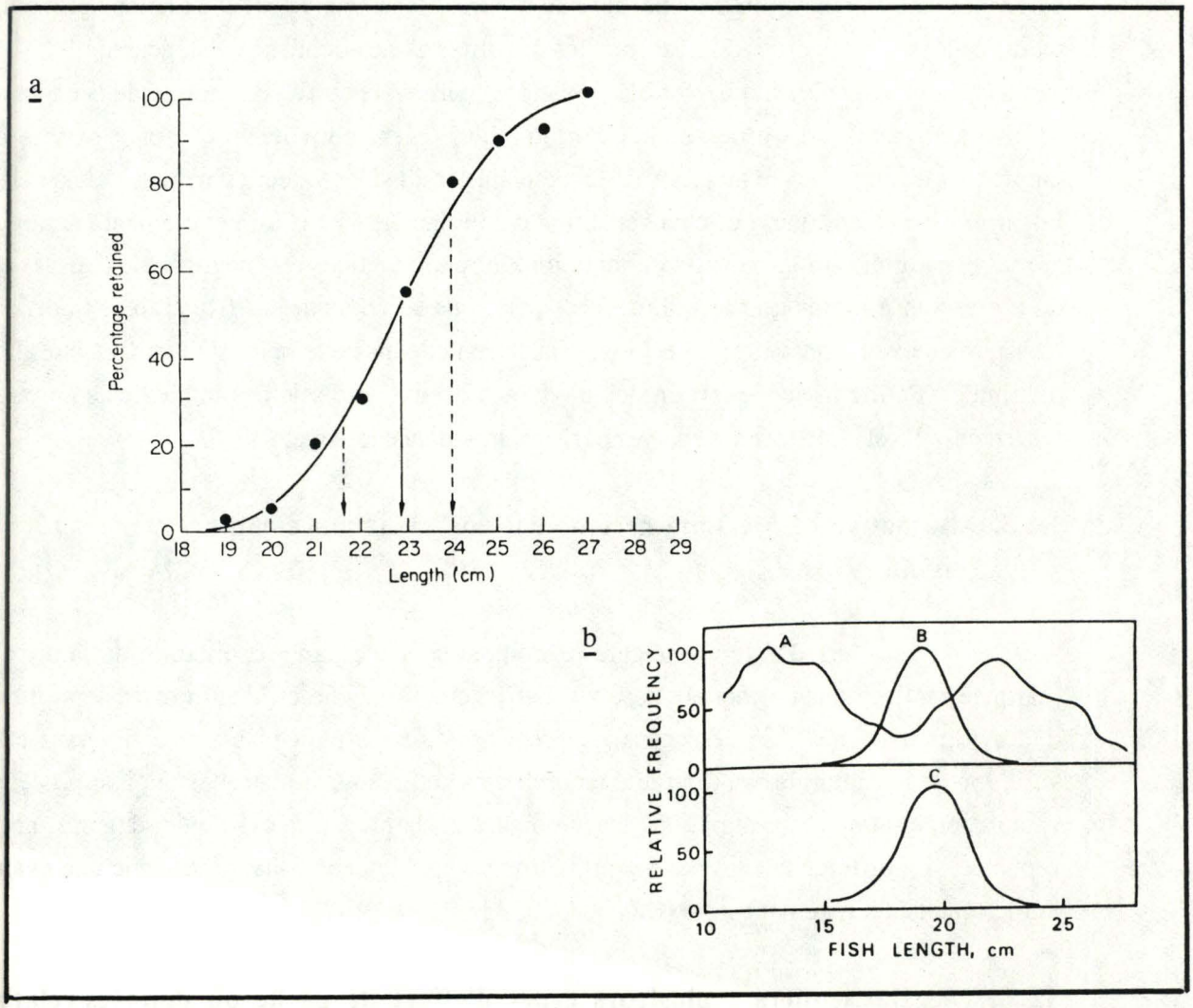


***Fig. 9** : Courbe de sélectivité par rapport à la taille*
*(**a**), pour un chalut. - (Pope,1966 in Lagler 1968)*
*(**b**), pour un filet maillant. B représente la courbe de sélectivité tandis que A symbolise la distribution de taille de la population. - (Baranov 1948 in Hellawell 1965)*

poisson qui en découlent. Il existe également des variations individuelles, certains poissons étant plus vulnérables et donc plus vite pêchés que d'autres. Chacune de ces fluctuations provoque des modifications du rapport *C/E* indiscernables des effets d'une abondance changeante.
Moins graves mais plus fréquentes, les variations journalières ou à court terme de la capturabilité augmentent la dispersion des points d'un graphe. Occasionnellement, il est possible de les rapprocher d'autres facteurs mesurables et de réajuster ainsi les valeurs obtenues (Ricker, 1975).
Enfin, il est évident que tout changement survenu dans l'effectif du peuplement (recrutement, mortalité naturelle, émigration ou immigration) introduit un biais non négligeable dans les calculs de régression à moins que les gains et les pertes ne se compensent (Raleigh et Short, 1981). Aussi, mieux vaut concentrer les efforts de pêche en un laps de temps réduit et dans une aire bien délimitée. Pourtant, sur le terrain, les modalités d'application de ces méthodes sont rarement respectées. Il est donc essentiel de vérifier leur importance relative.

1.2.5. Alternative de De Lury : combinaison " marquage-capture par unité d'effort".

En 1951, De Lury suggère de comparer, d'une part, l'estimation de la population marquée réalisée par un modèle basé sur l'efficacité de pêche et, d'autre part, le nombre réel d'individus marqués. Une discordance entre ces chiffres peut résulter de diverses causes : variation de la capturabilité, mortalité naturelle, mortalité due au marquage et à la procédure de capture, émigration et immigration. Néanmoins, dans la plupart des cas, une seule raison s'avère probable. La différence entre les valeurs estimées et calculées constituera donc une évaluation numérique de l'effet en question (Ketchen, 1953 in Ricker, 1975).

1.2.6. Cas particuliers : plusieurs types d'effort de pêche ou données relatives à une partie de l'effort.

Il est fréquent que plusieurs types de matériel de pêche soient employés dans l'exploitation d'une population piscicole ou que les statistiques disponibles soient partielles. Le traitement de telles données est explicité par De Lury (1951) qui suppose plusieurs types d'efforts, chacun associé à une capturabilité de stock propre.
Le rapport C_i / f_i est alors fonction de :

$$q.No - \bar{q}.K_i$$

avec : f_i : un effort de pêche donné;

q : la capturabilité lui correspondante;

$\bar{q}$:la pente de la droite de Leslie, droite qui intègre l'ensemble des statistiques d'exploitation.

Si les données disponibles ou intéressantes, ne concernent qu'un procédé de pêche f_i alors :

f'_i et q'_i reprennent les observations non détaillées.

1.2.7. Applications de ces modèles dans un grand réservoir.

La technique d'échantillonnage et la représentativité du prélèvement par rapport à la population intéressée dépendent du respect des six règles énumérées ci-dessous et des précautions prises lors de l'élaboration du programme d'investigation.

Les six principes consistent en :

1- une notion de l'hydrographie du milieu étudié (forme du bassin, caractéristiques de l'eau ou, en d'autres mots, de tous les facteurs affectant la distribution des espèces et la mise en oeuvre du matériel de pêche considéré.

2- une connaissance de l'espèce envisagée (distribution des poissons par habitat et par stade de développement).

3- une connaissance de l'éventail des techniques de pêches utilisables afin de choisir la plus adaptée aux conditions de travail et aux buts de l'expérimentateur. (Trop souvent, le programme d'échantillonnage doit être ou est entrepris en fonction du matériel disponible.)

4- une idée de la sélectivité de la méthode de pêche. En effet, la plupart des pêches sont sélectives si bien que l'échantillon n'est pas représentatif de l'intégralité de la population étudiée. La sélectivité résulte de facteurs extrinsèques (construction et manipulation du matériel de pêche), intrinsèques (différences comportementales inter ou intraspécifiques variant avec le sexe, la taille, l'habitat, la saison, etc...) et de leur interaction. Pour entreprendre l'évaluation qualitative de cette sélectivité, on compare tout d'abord les histogrammes de fréquences de taille provenant de prélèvements effectués dans une même aire mais avec deux techniques de pêches différentes. Une courbe portant en abscisse la taille du poisson et en ordonnée la proportion d'individus capturés représente la sélectivité par rapport à la taille (fig 9). Le tracé de ces courbes est présumé normal (ou gaussien) bien que diverses exceptions soient observées (Lagler,1968). Pour une estimation quantitative de la selection opérée par l'engin utilisé, un marquage couvrant toute la game de longueurs présentes dans la population piscicole naturelle est effectué. (Les méthodes de marquage sont discutées au chapitre 1.3.) Les proportions des différentes classes de taille recapturées par

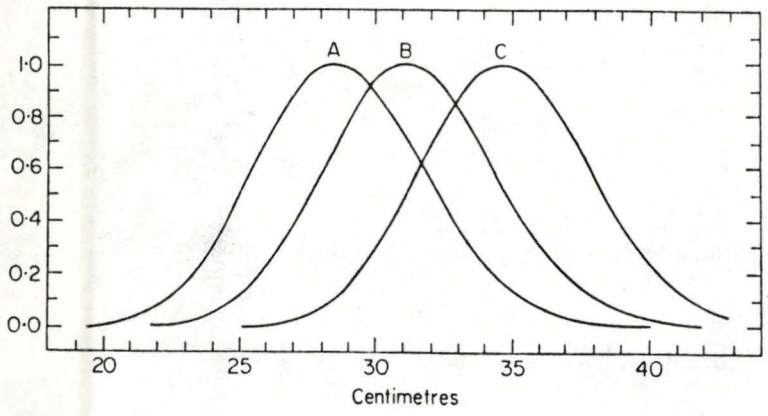


Fig. 10 *: Courbes de sélectivité pour 3 filets de mailles différentes. Ordonnée : efficacité de capture par rapport à la prise maximale fournie par chaque filet .*
Abscisse :longueur totale du poisson. - (Lagler 1968)

Tableau IV *: Résumé des diverses catégories d'échantillonnage de peuplements piscicoles. Les méthodes les plus effectives et les plus couramment utilisées sont précédées d'un astérisque). - (Lagler 1968)*

Handling	
Yielding fish alive	*Yielding fish dead*
Removal of water (as by *drawdown or pumping)	Removal of water
Anaesthesia	*Chemofishing
Hook-and-line fishing (angling, long-lining, trolling)	Hook-and-line fishing
Hand capture	Spearing, gaffing
Concussion (stunning effect)	Concussion (rupturing effect)
*Electrofishing	Electrocution
Active netting (dip nets, *seines, *trawls)	Active netting (*trawls)
Passive netting (gill nets or trammel nets when run continuously)	Passive netting (*gill nets, *trammel nets)
Impounding (*traps, weirs, set-back or swing nets)	

Sensing
Direct sensing (by fish watching, skin or free diving with or without snorkel, *SCUBA, or helmet, or by observing from aircraft or from submerged chambers or underwater craft)
Remote sensing (photography; television; radar; sonar; 'electric-eye'; infra-red)

Special methods for young fish
*Plankton nets and other plankton samplers; fine-mesh handnets, seines and *trawls; weirs; fish stomachs

Tableau V *: Synthèse des principaux moyens de captures utilisés en eaux douces. ('X' réfère à des méthodes de plus grande utilité, tandis que 'm' dénote une efficacité moindre.) - (Lagler 1968)*

	METHODES										
Habitat	Poisons	Pêche à l'électricité	Senne de plage	Senne tournante	Chalut			Filet maillant	Trémail	Verveux	Nasses
					Fond	Profondeur moyenne	Surface				
Petits cours d'eau	X	X	X	-	-	-	m	-	-	m	X
Grandes rivières	X	X	X	-	-	-	m	X	X	X	X
Lacs :	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
zone côtière	-	X	X	-	m	m	m	X	X	X	X
zone de surface	-	-	-	X	-	-	X	X	X	-	m
zone intermédiaire	-	-	-	-	-	X	-	X	X	-	-
fond	-	-	-	-	X	-	-	X	X	-	X

cette technique fournit une mesure directe de sa sélectivité (Lagler, 1968). Le peuplement total peut alors être estimé en divisant chaque catégorie de l'échantillon par le facteur de sélectivité approprié. Certaines précautions doivent cependant être prises pour les valeurs extrêmes de la courbe. Aussi, mieux vaut combiner plusieurs méthodes de pêche afin d'assurer un prélèvement plus représentatif de la population, d'aplatir ainsi la courbe et d'en augmenter la précision (fig 10). Notons que la sélection s'exprime souvent en termes de longueur mais elle peut également agir sur d'autres caractères dont certains sont étroitement corrélés avec la taille (âge, maturité par exemple).

5- une notion des modalités de sous-échantillonnage d'une quantité importante de poissons provenant d'une pêche commerciale.
6- des mesures précises, claires et complètes. Les limites de résolution des instruments et traitements statistiques doivent être mentionnées.

Nombre de techniques de pêche servent à l'évaluation des peuplements piscicoles : les tableaux IV et V reprennent les principales catégories en usage dans différents types de réservoirs continentaux. Nous limiterons nos commentaires aux méthodes appliquées dans les grandes rivières.

1.2.7.1. Techniques de pêche au filet.

Deux groupes de filets se distinguent, les uns étant "passifs", les autres "actifs". De manière caricaturale, une pêche active va chercher le poisson (senne, chalut de surface) tandis que les méthodes passives attendent le poisson (filet maillant, trémail, pièges et verveux). Une illustration en est donnée à la figure 11 ; leur description et leur maniement sont détaillés par Brandt (1974), Nedelèc (1980) ainsi que par les auteurs qui les utilisent.

1.2.7.1.1. Les chaluts (trawls). (fig 12)

Les avantages des chaluts résident dans les quantités de poissons capturés et dans une estimation directe du stock piscicole. Celle-ci s'évalue à partir du taux de prises moyen, de la vitesse moyenne de touage, du diamètre de l'ouverture et de la superficie échantillonnée estimée (Lamarque, 1974; Turner, 1974). Cette estimation suppose que les hypothèses suivantes soient vérifiées :

- L'ensemble des traits de chalut doit reflèter le peuplement moyen du milieu.
- L'efficacité du filet est constante.

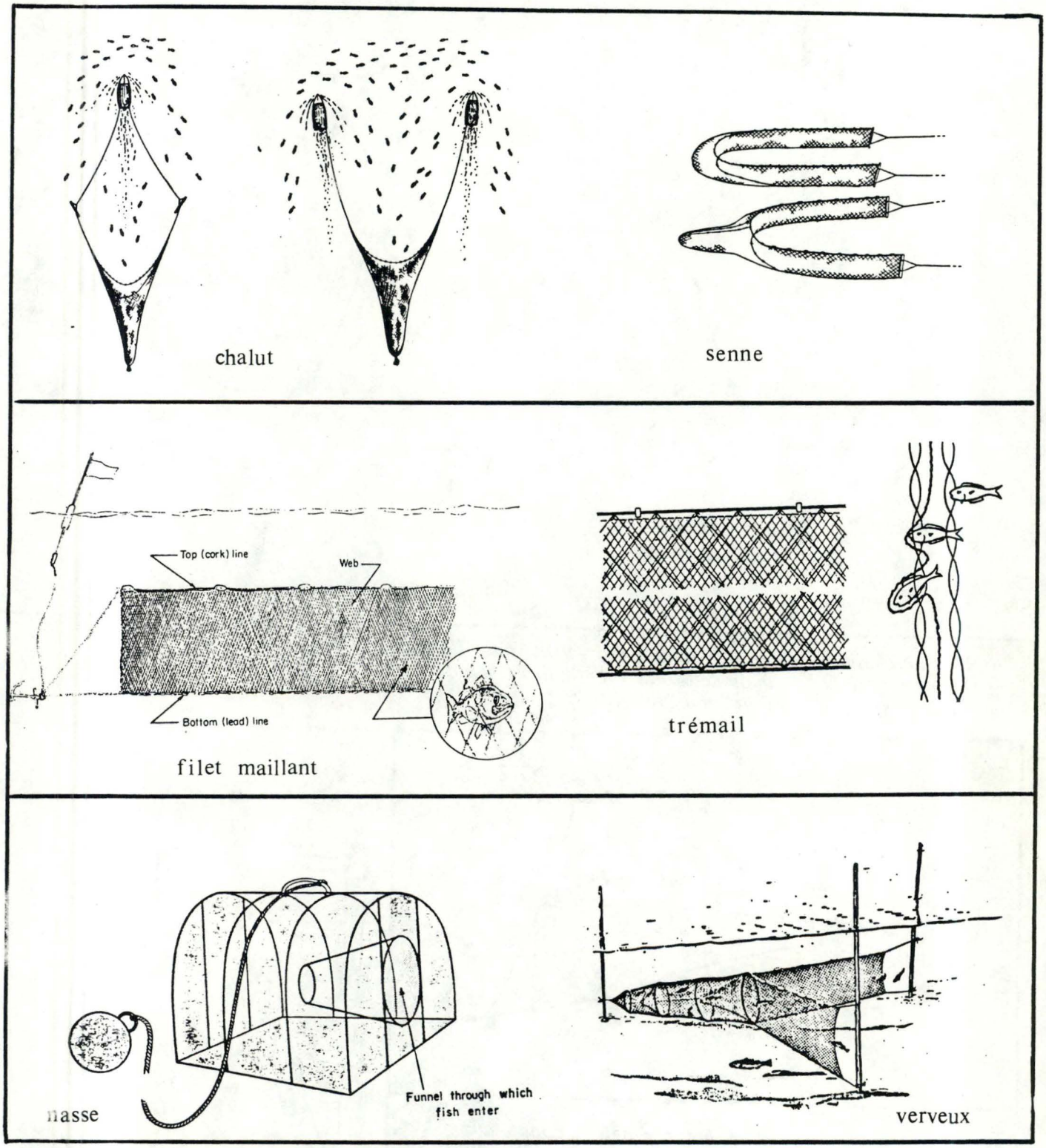


Fig. 11 : Ensemble des techniques de pêche utilisables dans un grand cours d'eau.

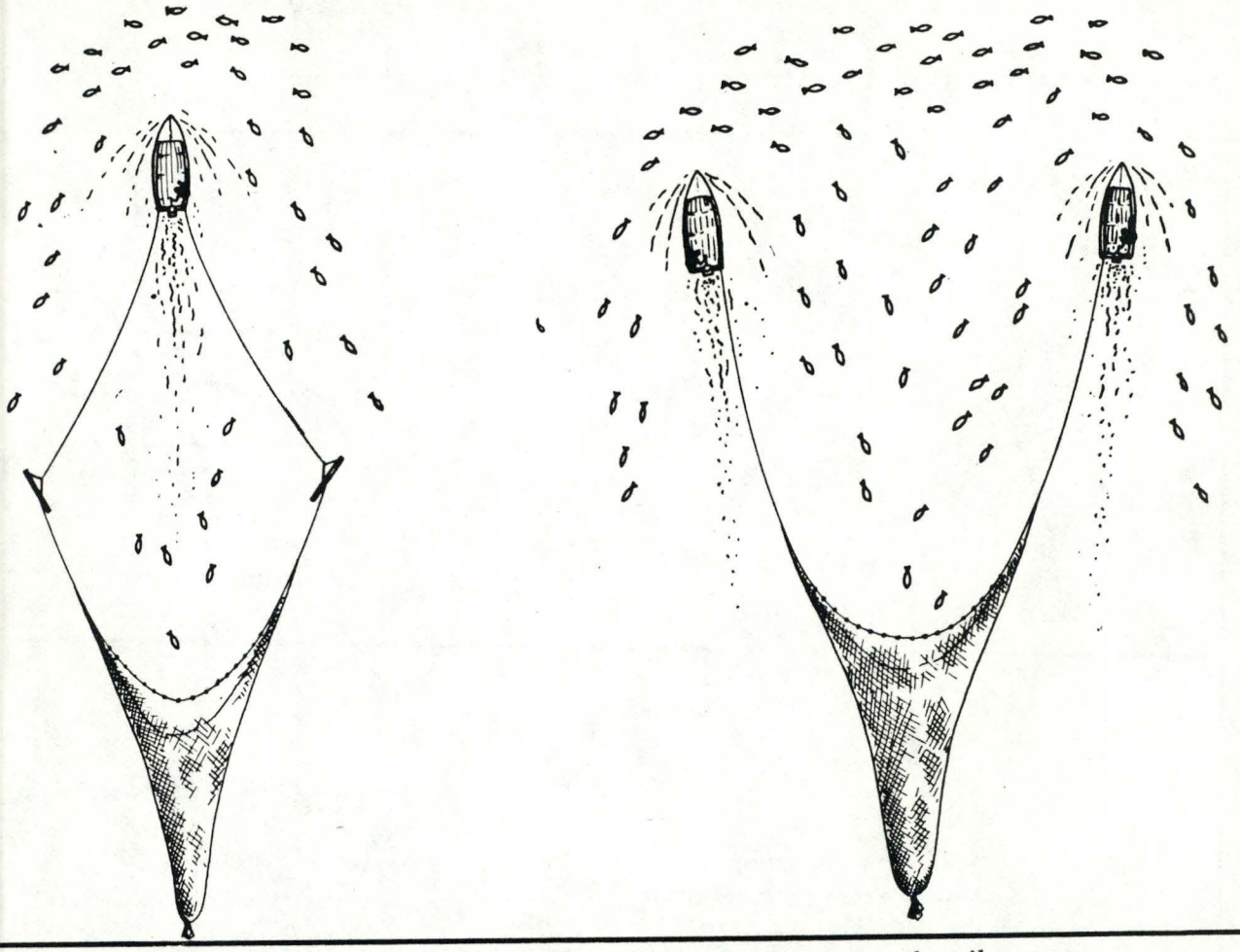


Fig. 12 : Le chalut : filet terminé en un cul-de-chalut qui s'élargit vers l'avant par des ailes. Les chaluts sont tirés par un ou deux bateaux et utilisés, selon le type, sur le fond ou dans les eaux médianes. - (Noël et Ben Yami 1980)

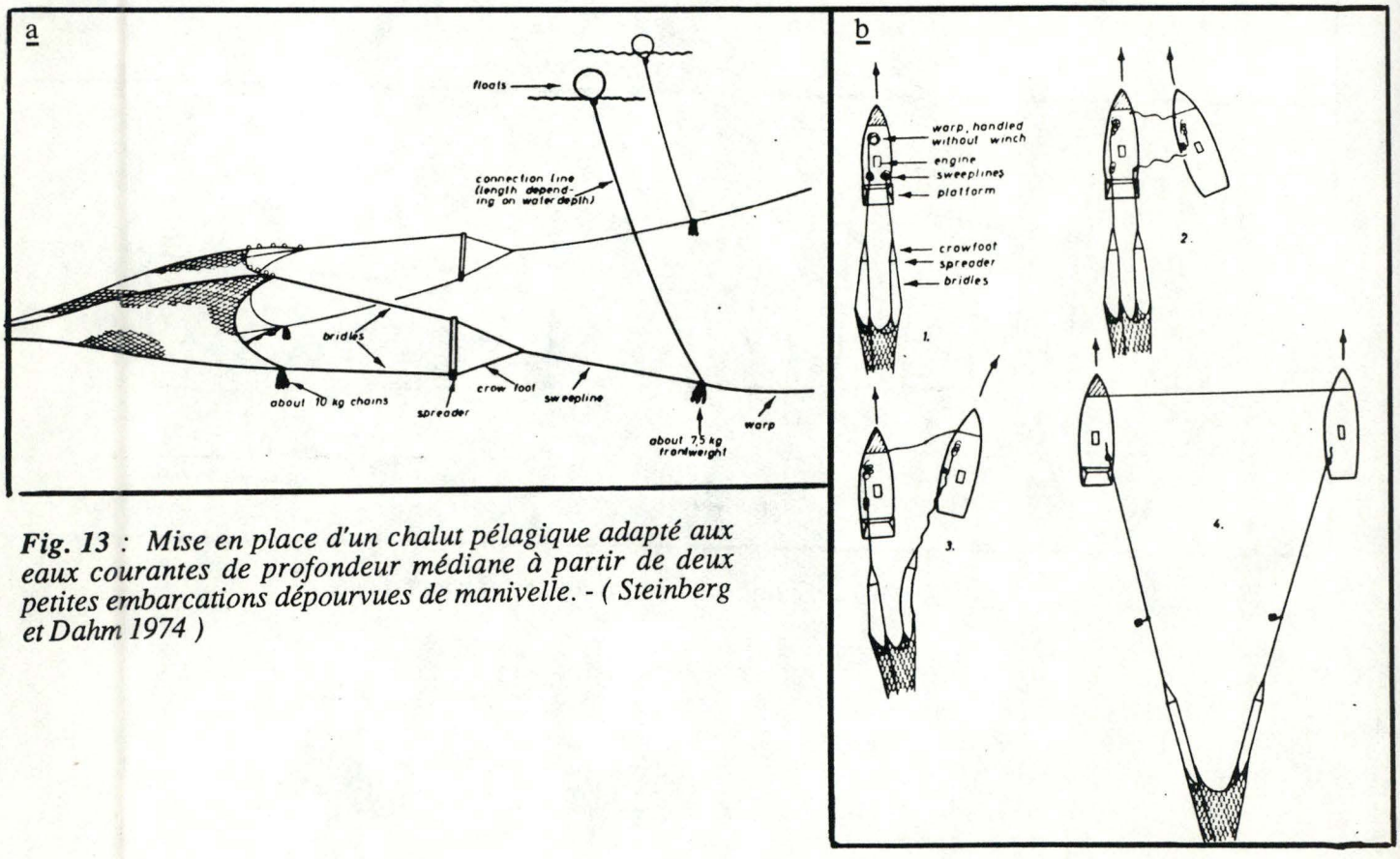


Fig. 13 : Mise en place d'un chalut pélagique adapté aux eaux courantes de profondeur médiane à partir de deux petites embarcations dépourvues de manivelle. - (Steinberg et Dahm 1974)

- Il n'y a pas de déplacement des populations étudiées durant la pêche.

Remarquons que l'emploi d'un chalut à boeufs permet de capturer davantage de poissons que le chalut à panneaux, en raison de la plus grande surface balayée par le filet et de l'absence de bruit dans l'axe de celui-ci.
Le développement de petits chaluts spécialisés pour une collection rapide et efficiente des poissons dans les rivières s'avère donc attrayant (Northcote, 1974). C'est dans cette optique que Steinberg et Dahm (1974) exposent une méthode de chalutage démersal et pélagique utilisant deux embarcations de faible puissance (fig 13). Selon eux, employer des écho-sondeurs qui localisent le poisson et décrivent les conditions locales améliore les données du prélèvement (Steinberg et Dahm,1974; Noël et Ben Yami,1980) (fig. 14).
Les inconvénients du chalutage sont surtout matériel et financier (nécessité de 2 bateaux fonctionnels, consommation considérable en carburant). De plus, cette technique ne s'utilise que dans un milieu sans obstacle ou sur un fond lisse. Notons que, dans la plupart des cas, il est indispensable de vérifier le fond, en le ratissant avec des filins lestés (Noël et Ben Yami,1980). En outre, depuis quelques années, les chaluts pélagiques de surface constituent peu à peu le matériel adéquat pour échantillonner les juvéniles et les invertébrés planctoniques (Lagler, 1968; Thorne et al., 1974).

La sélectivité du chalut est influencée par le modèle du filet, la largeur de la maille, le diamètre de l'ouverture, le flux d'eau le traversant et par la vitesse de remorquage. Elle est peu prononcée.

1.2.7.1.2. Les sennes (seines). (fig 15)

Les sennes sont largement répandues dans l'exploitation commerciale des eaux intérieures. Les plus petits modèles peuvent être déployés en rivière à partir de la berge ou d'une embarcation fixe (Mann, 1974; Micha et al., 1974; Northcote, 1974; Raymond et Collins, 1974; Micha et De Moffarts, 1975; Timmermans,1985).

Les modalités d'application de cette technique sont doubles : les fonds consolidés et en pente douce sont nécessairement dépourvus d'obstacles et le courant est faible (Le Cren et al. 1974).
Les sennes sont, comme les chaluts, peu sélectives vis à vis des espèces capturées bien que les poissons de grandes tailles y échappent plus facilement en raison de la lenteur du relevage du filet (Brandt 1974). La faible sélectivité des sennes constitue l'avantage majeur de cette technique et justifie son emploi même lorsque son efficacité n'est pas maximale (Le Cren et al., 1974). Efficient, ce mode de pêche permet d'établir un indice utile de la densité relative et absolue des stocks de poissons (Léopold et Korulczyk, 1974).

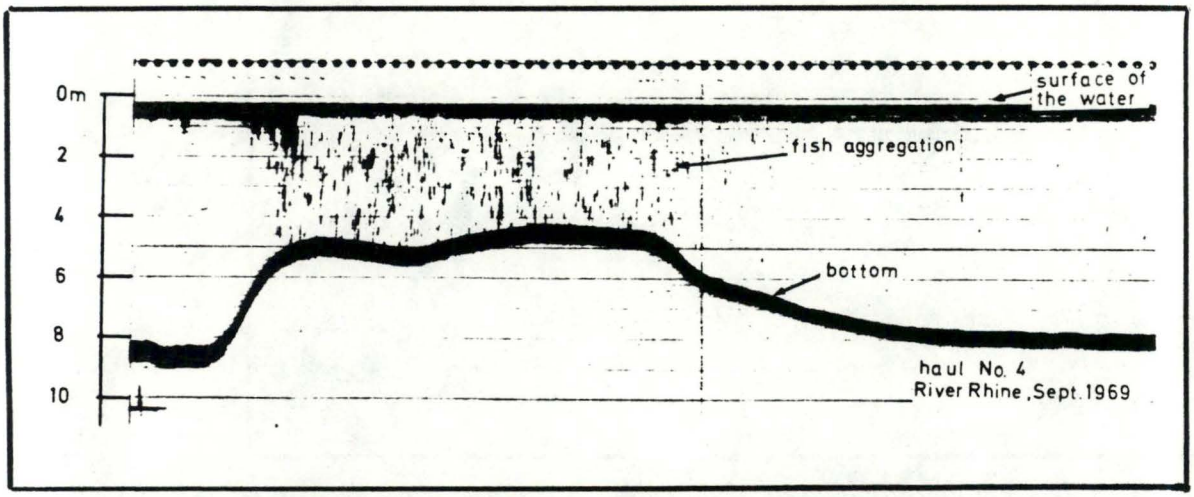


Fig. 14 : Echosondage réalisé dans le Rhin montrant l'accumulation de poissons dans les zones les moins profondes du fleuve, ainsi que l'allure du fond.- (Steinberg et Dahm 1974)

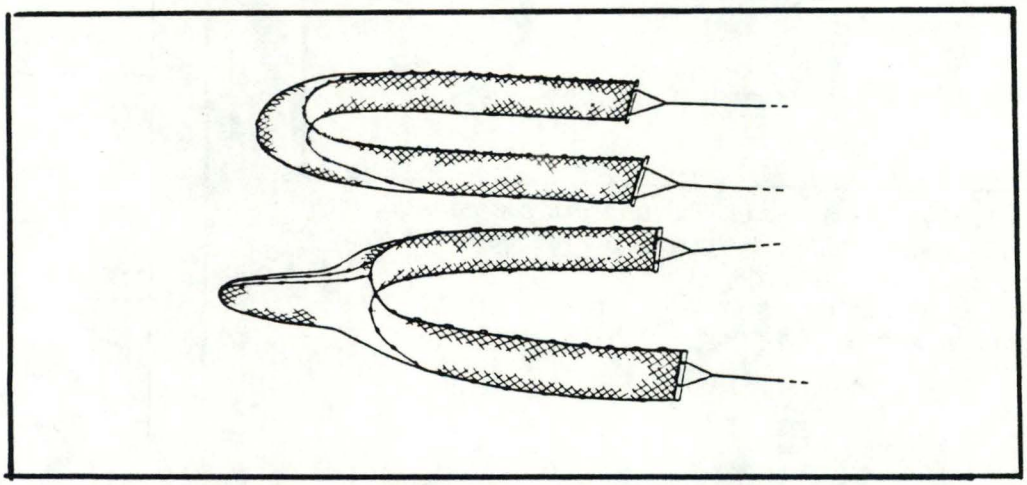


Fig. 15 : Sennes de plage : filets généralement utilisés dans les eaux peu profondes et hissés à partir de la berge : le fond et la surface jouent le rôle de barrières empêchant le poisson de s'échapper de l'aire délimitée par la senne. - (Nédelec 1982)

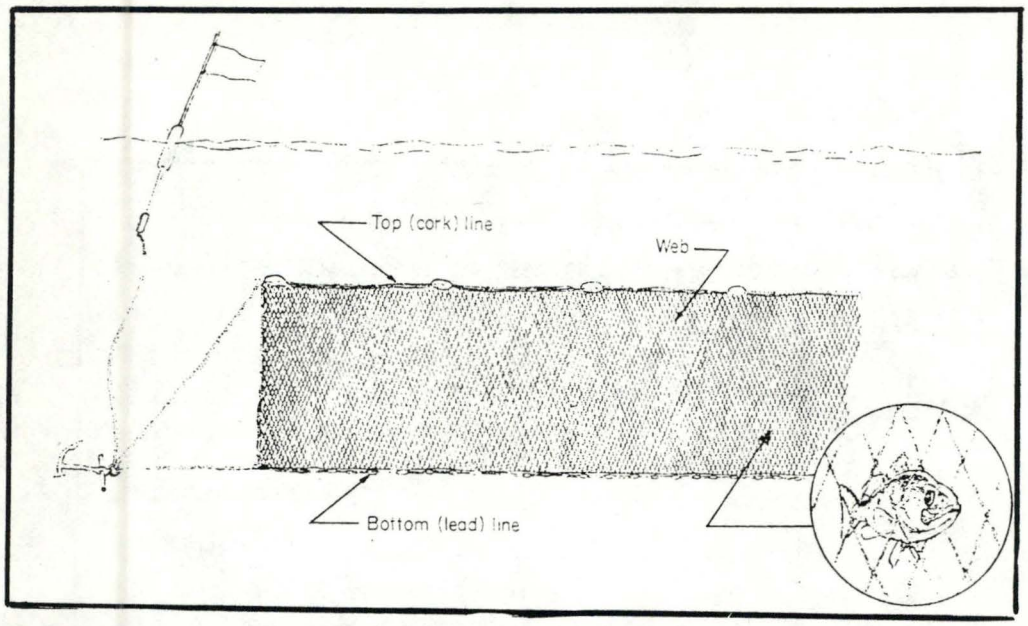


Fig. 16 : Filets maillants : engins de pêche maintenus dans un plan vertical sur le fond ou à une certaine profondeur via un jeu de poids et de flotteurs. Le poisson engagé dans une maille se retrouve coïncé par les ouïes, enserré par la maille ou emmêlé dans le filet. - (Lagler 1968)

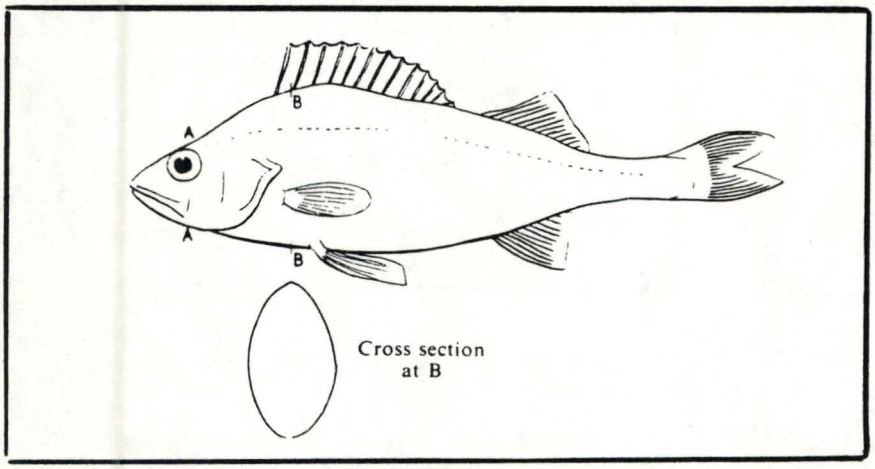


Fig. 17 : Schéma illustrant la sélection exercée par un filet maillant vis-à-vis de la taille. Une perche, par exemple, est retenue partout entre A et B ; la circonférence en A détermine la taille maximale du poisson capturable tandis que la circonférence en B en définit la taille minimale. - (Kipling 1959)

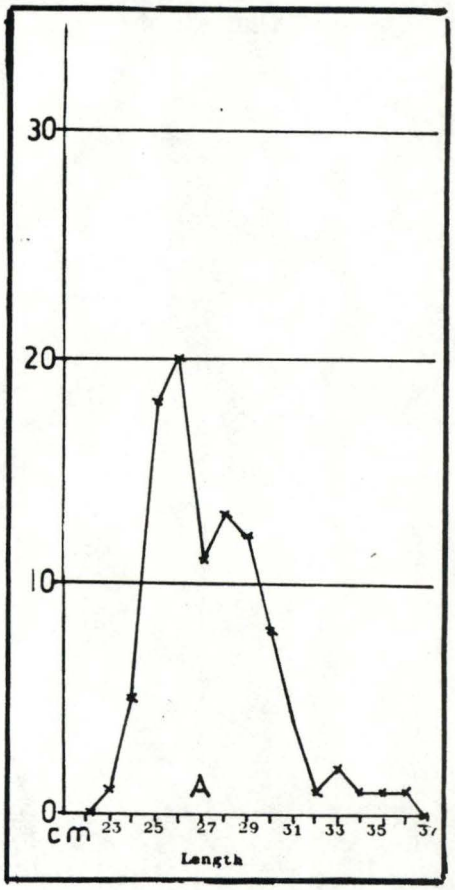


Fig. 18 : Courbe de sélectivité obtenue pour le gardon . - (Von Brandt 1974)

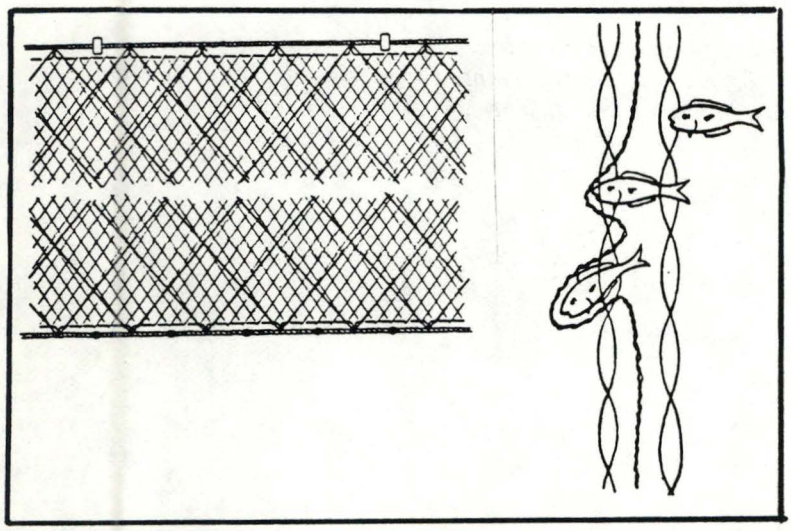


Fig. 19 : Trémail : filet fixe constitué de 3 filets superposés, les deux extérieurs sont de maillage plus large que le troisième qui est plus lâche et où le poisson s'emmêle. - (Nédelec 1982)

Enfin, par rapport aux filets maillants, les sennes endommagent nettement moins l'animal (Le Cren et al., 1974; Mraz et Threinen,1955).

1.2.7.1.3. Les filets maillants (gill nets). (fig 16)

Les filets maillants constituent des engins simples et peu coûteux au départ ; de même, leurs fonctionnement et entretien sont peu onéreux. Ils s'emploient dans une vaste gamme d'habitats du moment que l'eau n'est pas encombrée d'obstacles immergés ou de végétation flottante. Les profondeurs échantillonnées par les filets varient entre leur hauteur et 50 mètres (Brandt,1974; Léopold et Korulczyk,1974). Le courant ne doit pas être excessif car les mouvements du filet en diminuent l'efficacité. Ce matériel peut également servir à une pêche active. Dans une rivière, Hager et Halsband (1965 in Brandt,1974) associent l'emploi de la pêche électrique et d'un filet maillant tiré de manière à ce qu'il capture les poissons s'échappant loin de la berge.
Ce type de pêche est efficient pour la majorité des espèces piscicoles d'eau douce mais particulièrement pour les cyprins, perches, brêmes, brochets. Les salmonidés sont aussi capturés par ces filets (Brandt,1974).

La grande sélectivité des filets maillants due à la dimension de la maille et à la silouhette du poisson est bien connue et a fait l'objet d'une littérature abondante (Mc Combie et al, 1969; Brandt,1974; Hamley, 1975). Elle est explicitée à la figure 17. Cependant, selon Brandt (1974) et Hamley (1975), on oublie parfois que le matériel n'est sélectif que pour les poissons pris dans les mailles par les ouïes et non pour les plus gros organismes qui s'y emmêlent, d'où un décalage vers la gauche de la courbe de sélectivité (fig 18). En effet, les grands spécimens s'empêtrent facilement dans des petites mailles tandis que l'emmêlement des petits poissons dans des mailles larges est rare. Dans leurs exposés, Hamley (1975) et Brandt (1974) reprennent systématiquement l'impact de la structure du matériel, des propriétés du matériau du filet et de la méthode d'utilisation sur la sélectivité et l'efficacité de prise des filets maillants. Pour obtenir des échantillons représentatifs de la population, il convient donc d'utiliser un lot de filets de maillages gradués placés à des intervalles définis (Lagler,1968; Vanderpuyen,1974; Northcote,1974). Le spectre couvert par cet arrangement est en effet plus large que celui assuré par un seul filet.
Outre la sélectivité, un effet de saturation intervient : la prise par unité de temps n'augmente pas proportionnellement avec le temps de pose. De plus, les poissons déjà capturés peuvent effrayer les nouveaux arrivants ou être attaqués par des espèces carnassières (Le Cren et al.,1974).

1.2.7.1.4. Les trémails (trammel nets). (fig 19)

Les trémails s'utilisent à peu près de la même manière et dans les mêmes conditions que les filets maillants malgré leurs principes de capture divergents. Ils sont toutefois moins

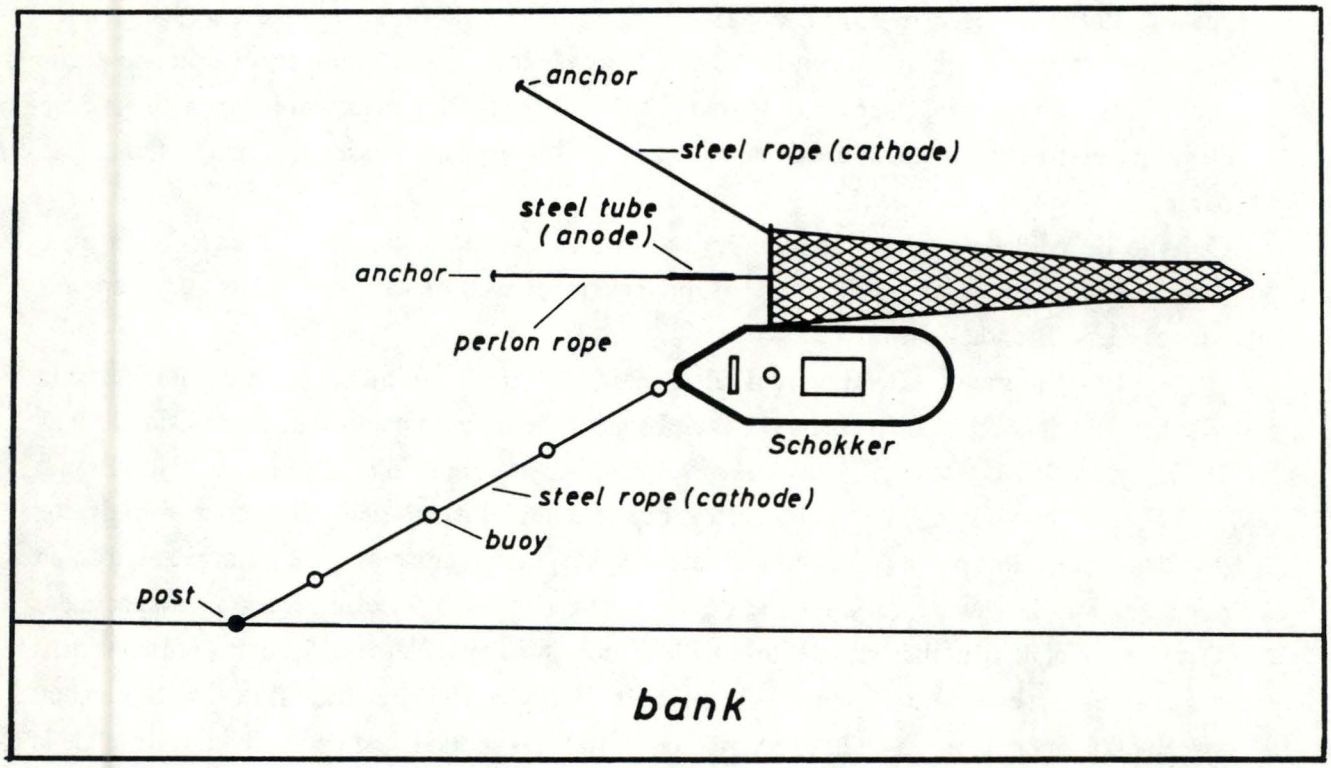


Fig. 20 : Montage d'un verveux electrifié. - (Halbsband 1974)

sélectifs et leur construction comme leur démaillage sont plus coûteux et moins aisés. Notons que dans les lacs, les filets emmêlants dits "filets maillants à cadre" se révèlent généralement plus effectifs que les trémails malgré leur sélectivité plus élevée et leur structure complexe (Brandt 1974, Bacalbasa et Dobrovici 1974). En outre, le trémail est également employé dans une pêche active : une certaine surface est entourée par des trémails. On effraye alors le poisson de manière à ce qu'il se précipite vers les filets, le relevage du filet se fait immédiatement après. Les trémails utiliés conjointement avec les filets hissés peuvent aussi fournir un supplément aux données acquises par la dernière méthode en capturant les poissons en fuite (Léopold et Kurulczyk,1974; Brandt 1974)

1.2.7.2. Pêche à l'électricité.

Les engins de pêche à l'électricité sont statiques ou actifs.

- Les engins statiques servent essentiellement à rabattre le poisson vers l'une ou l'autre technique de capture ou de comptage. Ainsi, pour diriger les migrateurs vers des trappes ou des compteurs électroniques, Hartley et Weiss (1974) ont mis au point des écrans de dérivation qui consistent en des rangées d'électrodes plongeant dans l'eau, orientées obliquement dans la rivière et alimentées par des pulsions dont la tension et la durée dépendent de la conductivité de l'eau. Quant à Halsband (1974), il décrit des verveux électrifiés ancrés dans la rivière et sur la berge par des câbles d'acier agissant comme cathodes ; l'anode également fixée est un tube d'acier situé devant le filet et dans son axe (fig. 20).

- Contrairement aux instruments statiques, les engins mobiles comptent sur les effets électrotaxique ou tétanique du courant électrique : l'électrotaxie conduit le poisson vers l'anode et la tétanie le prive de mouvements.

La méthode de pêche électrique classique se pratique généralement avec une anode manipulable et une cathode statique. Elle nécessite la possibilité d'approcher le poisson dans un rayon maximum de 2 à 3 mètres là où il existe des abris (Mann,1974; Lamarque et al.,1974). Aussi, dans les grands réservoirs, la pêche à l'électricité s'effectue le long des berges à partir d'une embarcation. Dans ce cas, bien que le poisson puisse s'enfuir devant les pêcheurs, les auteurs qui appliquent cette technique sont assez satisfaits des résultats (Micha et al., 1974 ; Mann, 1974 ; Micha et de Moffarts, 1975 ; Glova et al.,1985 ; Rousseau et al., 1985). Prospecter des secteurs fixes ne constitue pas un obstacle majeur à l'estimation non biaisée d'un population mais un échantillonnage aléatoire reste, malgré tout, préférable (King et al., 1981).

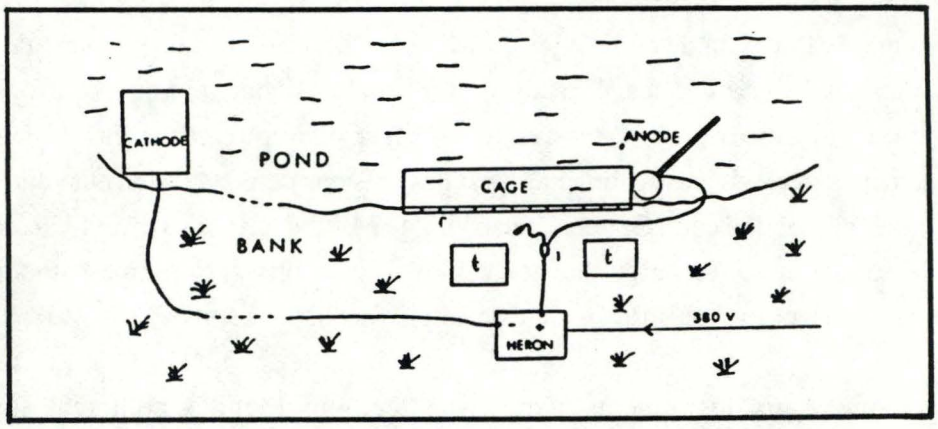


Fig. 21 : Dispositif permettant, selon Regis et al. (1981), d'évaluer l'efficacité de la pêche electrique (t = bassin de stockage; r = planche graduée).

***Tableau VI** : Comparaison entre l'estimation de N provenant de plusieurs passages successifs à l'electricité (Ne) et l'effectif total (Nt) (Ne + les individus empoisonnés à la roténone), et les résultats obtenus par les méthodes statistiques de Leslie et Ricker.- (Zalewski, 1983)*

Number of fish	Fish length (mm)	Ne	Nt	Leslie & Davis	De Lury	Ricker
66	> 40	29	54	40	30	36
	< 40	9	12	12	10	12
274	> 40	40	105	43	35	44
	< 40	51	169	–	–	
4149	> 40	2145	2717	2351	2145	2500
	< 40	399	1432	401	334	439

Un chalut électrifié de 80 cm. d'ouverture permet , selon Gerdeaux et Jestin (1979), d'échantillonner de façon simple, rapide et sans investissement considérable, le fond d'un lac. Moyennant quelques adaptations, ce même type d'engin procure un échantillonnage sélectif et quantitatif des anguilles (Freytag et Horn, 1974 ; Boonstra et Deelder, 1974). Il est certain que l'électrification du chalut a amélioré considérablement son efficacité : elle permet en effet la capture d'espèces piscicoles difficilement pêchées par les engins ordinaires et, par surcroît, à des époques où elles ne sont habituellement pas capturables (Lamarque 1974, Freytag et Horn 1974).

L'emploi de l'électricité réduit fortement la sélectivité des outils de pêche. On considère que probablement 90 % des espèces sont récoltées (Lamarque 1974). Cependant, l'efficience de la technique dépend :

- du type et des valeurs du courant (Halsband, ?)
- de la sensibilité des différentes espèces au courant électrique (Zalewski, 1983)
- de l'orientation du poisson dans le champ électrique (Régis et al., 1981)
- des conditions topographiques telles que profondeurs, conductivité, présence de courant d'eau, turbidité,etc...

De plus, pour un même courant et une même espèce, l'efficacité de la pêche diminue avec la dimension du poisson (Junge et Libosvarsky 1965 ; Philippart, 1979a ; Zalewski, 1983). A cela, s'ajoute une diminution de la capturabilité de certaines espèces telles que le gardon, le goujon, le rotengle et la truite au fur et à mesure des pêches successives (Stott, 1975 ; Cross et Stott, 1975 ; Philippart, 1977) (Cette période réfractaire durerait entre 3 et 24 heures.)
C'est en raison de l'extrême variabilité de l'efficacité de la méthode et de cette résistance à l'électronarcose que Cross et al. (1975) et Zalewski (1983) déconseillent l'emploi de la pêche électrique pour une estimation basée sur les captures par effort dans des petits cours d'eau : le tableau VI en témoigne.
Par ailleurs, Régis et al. ont, en 1981, mis au point une méthode destinée à évaluer l'efficacité de la pêche électrique. Elle permet d'apprécier le rayon d'attraction de l'anode grâce au matériel présenté à la figure 21 (cage en plastique ne déformant pas le champ électrique, planche graduée tous les 25 cm. et une trentaine de poissons de même espèce et de taille similaire). Les auteurs proposent alors d'établir des tables fournissant la distance efficace d'attraction à partir de la taille du poisson et des conditions de température de l'eau, principaux facteurs déterminant l'efficience de la technique. Une méthode comparable était déjà exposée en 1960 par Vibert.
Pour terminer, ajoutons que la pêche à l'électricité endommage rarement les poissons. Toutefois, pour les espèces sensibles, un revêtement de l'anode par une toile métallique protégeant l'animal d'un potentiel trop élevé est recommandé (Lamarque et al. 1974).

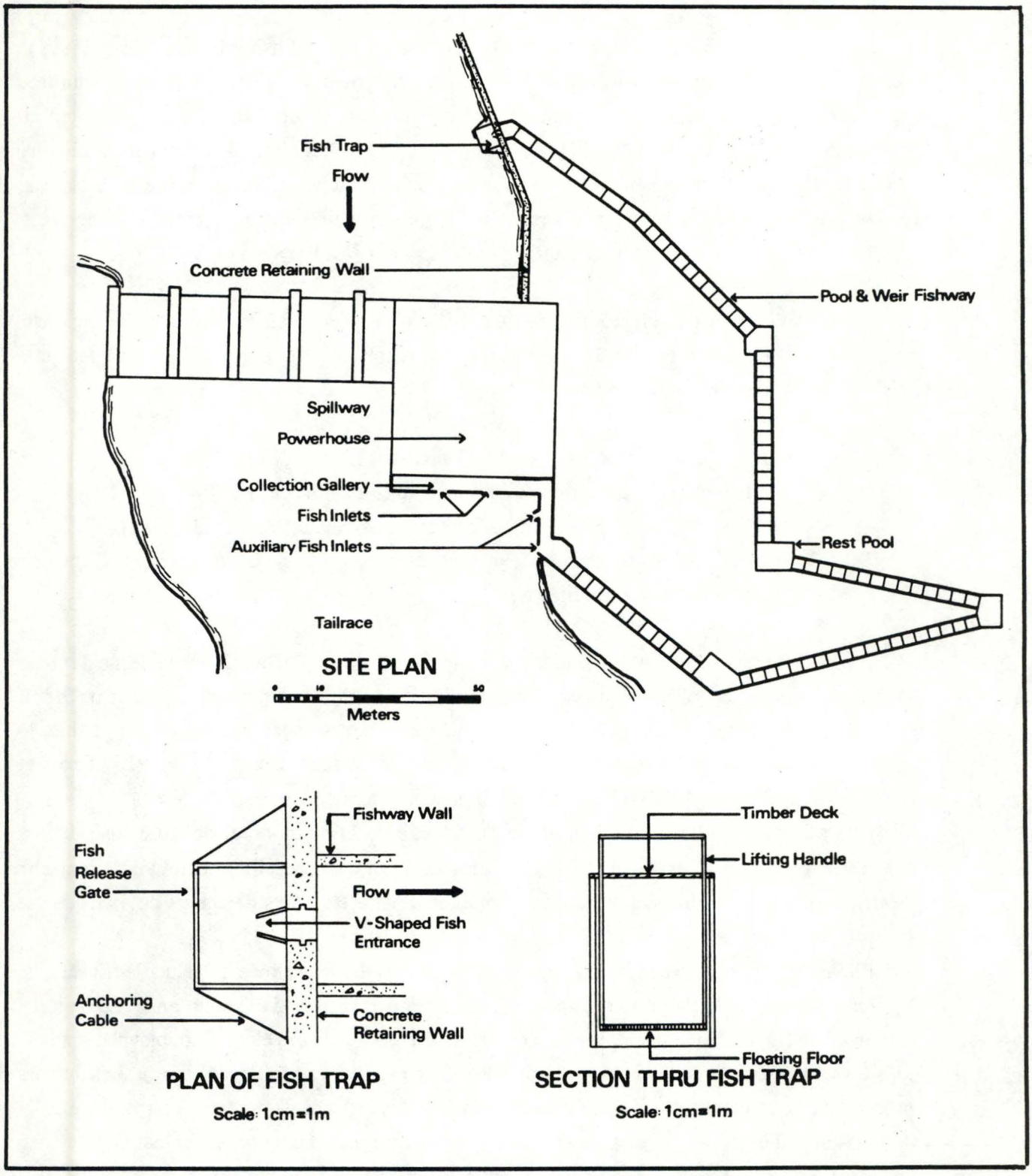


Fig. 23 : Plan reprenant l'emplacement d'un barrage, d'une passe à poissons et d'une trappe sur la rivière Tobique (Canada). Des détails de la trappe sont mentionnés. - (Ruggles 1974)

1.2.7.3. Les pièges à poissons (traps).

Les trappes (ou pièges) ont un mode d'action passif : leur structure est, en effet agencée de sorte qu'un animal qui y pénètre ne puisse pas s'en échapper.

1.2.7.3.1. Les installations de comptage dans les passes à poissons.

Indépendamment des compteurs automatiques, des installations ont parfois été aménagées dans les passes à poissons afin de dénombrer et identifier les espèces migratrices qui les remontent.
En aval, ces systèmes se composent généralement d'une entrée étroite empêchant les poissons de rebrousser chemin et en amont, d'une sortie équipée d'une grille relevée au moment voulu. Souvent, une manivelle permet de soulever un faux plancher en vue d'examiner ou de collecter les animaux ramenés à la surface (fig 23). Ruggles (1974) décrit une trappe temporaire et une série d'autres installations ; les principes sont similaires mais des modifications ont été apportées en fonction des plans des échelles à poissons et des conditions particulières spécifiques à chaque site.
Selon la diversité des espèces, l'amplitude des migrations et de l'efficacité des passes à poissons, ce type de piège sera considéré comme instrument de comptage ou comme moyen d'echantillonnage. Ruggles (1974) attire l'attention sur la nécessité de minimiser le nombre d'individus maniés afin de réduire le stress imposé à la population.

1.2.7.3.2. Pièges pour les espèces anadromes.

Les pièges destinés aux espèces anadromes se composent de trappes associées ou intégrées dans une barrière à poisson, barrière qui s'étend sur une section plus ou moins grande de la rivière en fonction de la largeur de celle-ci (fig 24). Dresser de tels barrages en travers d'un cours d'eau n'est pas toujours praticable en raison des débris qui obstruent les ouvertures et qui, sous la pression hydrique, provoque l'écroulement du montage. Aussi, certains scientifiques ont proposé des alternatives : écrans électriques, déflecteurs dits "louver screen" et crible mobile. Une illustration en est donnée à la figure 25. Ces différentes possibilités sont discutées par Ducharme (1972 in Ruggles 1974), Mc Grath (1974), Raymond et Collins (1974).
Les barrières à poissons, qu'elles soient temporaires ou permanentes capturent un grand nombre d'organismes anadromes qui peuvent être échantillonnés afin de déterminer les paramètres qualitatifs de la reproduction (rapport des sexes, composition en âge du banc, etc...). Si tous les individus sont piégés, le scientifique dispose d'informations fiables sur l'abondance des géniteurs, la production de tacons, le taux de recrutement et de mortalité. Si, par contre, seulement une fraction du peuplement est prélevée, l'extrapolation à la totalité de celui-ci doit être

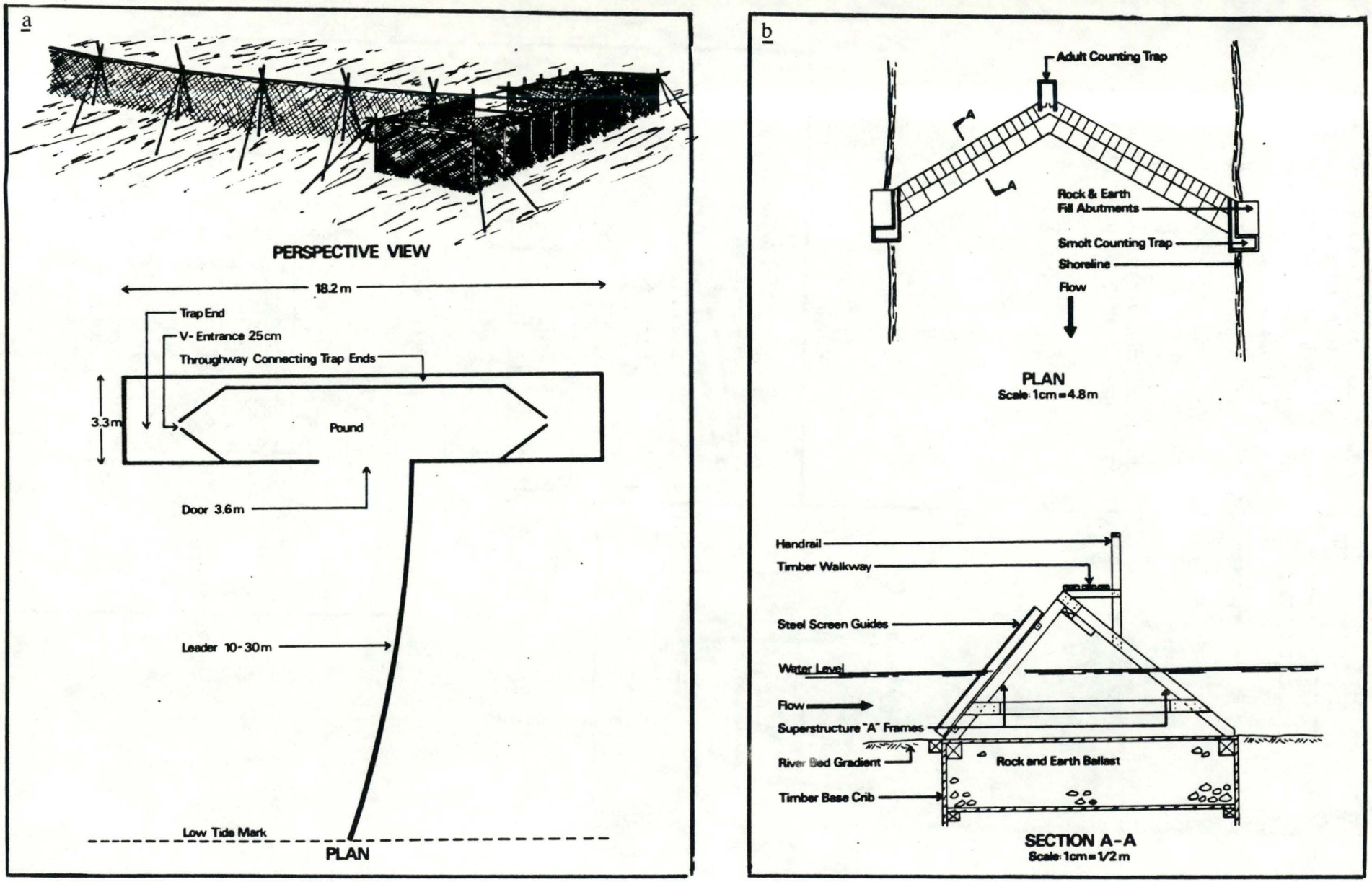


Fig. 24 a : Trappe destinée à piéger les saumons atlantiques adultes. - (Ruggles 1974)
b : Barrière de comptage dressée pour inventorier les poissons migrant vers l'amont ou l'aval de la rivière. - (Ruggles 1974)

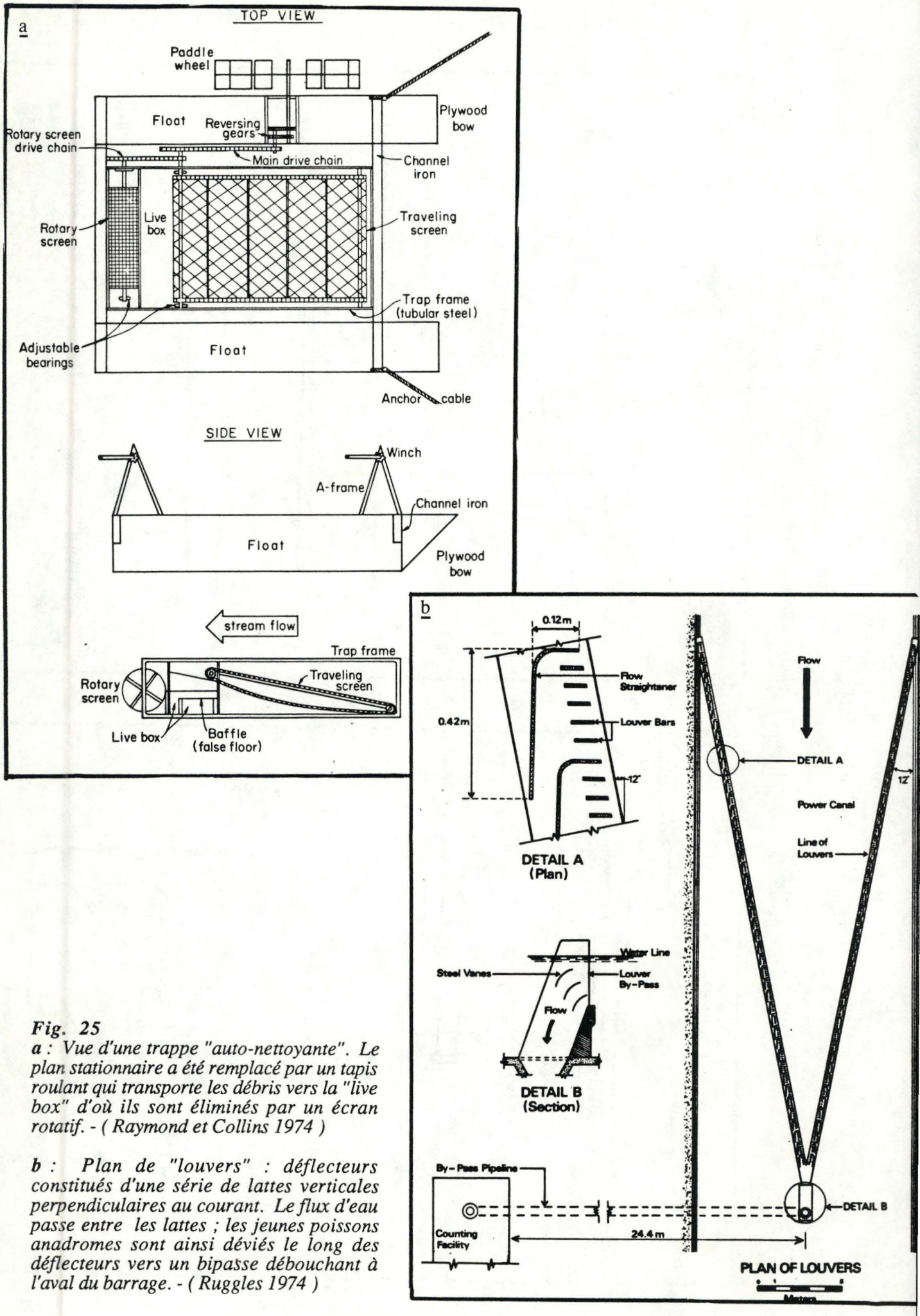


Fig. 25

a : *Vue d'une trappe "auto-nettoyante". Le plan stationnaire a été remplacé par un tapis roulant qui transporte les débris vers la "live box" d'où ils sont éliminés par un écran rotatif. - (Raymond et Collins 1974)*

b : *Plan de "louvers" : déflecteurs constitués d'une série de lattes verticales perpendiculaires au courant. Le flux d'eau passe entre les lattes ; les jeunes poissons anadromes sont ainsi déviés le long des déflecteurs vers un bipasse débouchant à l'aval du barrage. - (Ruggles 1974)*

précautionneuse. Néanmoins, dans ce cas, il est possible d'obtenir des données satisfaisantes à propos des fluctuations du stock pourvu que

- l'effort de pêche soit constant
- le piège soit installé durant toute la période de migration
- le matériel ne soit pas sélectif.

Par ailleurs, l'investigateur a parfois tendance à oublier qu'une barrière à poisson mal conçue et mal utilisée peut porter préjudice aux populations anadromes : empêcher les déplacements vers l'amont peut provoquer une redistribution des géniteurs en aval du barrage avec des risques d'un surpeuplement de cette zone (Mc Grath,1974). Notons enfin que l'emploi de telles techniques nécessitent un financement considérable.

1.2.7.3.3. Les nasses et les verveux (traps and fyke nets). (fig 26)

Par opposition aux autres types de pièges, les nasses et les verveux se relèvent individuellement. La dimension des mailles et le diamètre de l'ouverture déterminent la sélectivité du matériel.

Les nasses les plus usuelles sont désignées "perch traps". Comme leur nom l'indique, elles capturent essentiellement des perches matures avec une tendance à sélectionner les mâles (Bagenal,1972); secondairement, elles piègent les brochets. Les "perch traps" sont généralement placées dans des lacs lors de la période de reproduction des perches mais Mann (1974) les utilisent aussi dans des courants rapides encombrés de macrophytes.
Les nasses s'emploient ordinairement lors d' expériences de marquage en raison de leur efficacité incomparable (Mc Grath,1974). Leur utilisation pour recapturer les individus bagués est cependant compromis par la diminution d'efficacité de capture après la période de reproduction et par le stress subi par l'animal (Jensen,1974a; Craig,1974 a et c). Ces trappes ne conviennent pas non plus pour les estimations de densité basées sur les statistiques de capture par unité d'effort à cause de leur grande variabilité et de leur sélectivité (Stott,1970). En outre, si aucune autre alternative n'est envisageable et si les nasses s'avèrent être le seul moyen de disposer d'animaux, mieux vaut installer des séries de plusieurs pièges (5 à 10 suivant les auteurs) à des endroits différents du réservoir étudié afin d'y échantillonner tous les biotopeset de considérer un laps de temps acceptable (8 semaines par exemple)(Bagenal,1972; Craig, 1974 c). De plus, tous les auteurs s'accordent pour dénoncer le braconnage. A son actif, la nasse possède un coût relativement bas. Récemment, Fisher et Herrod (1986) ont mis au point une nasse moins sélective par rapport à la taille des poissons capturés grâce à un système de tiges qui maintiennent l'ouverture conale béante tant qu'un animal de grande taille ne déséquilibre pas le montage lors de

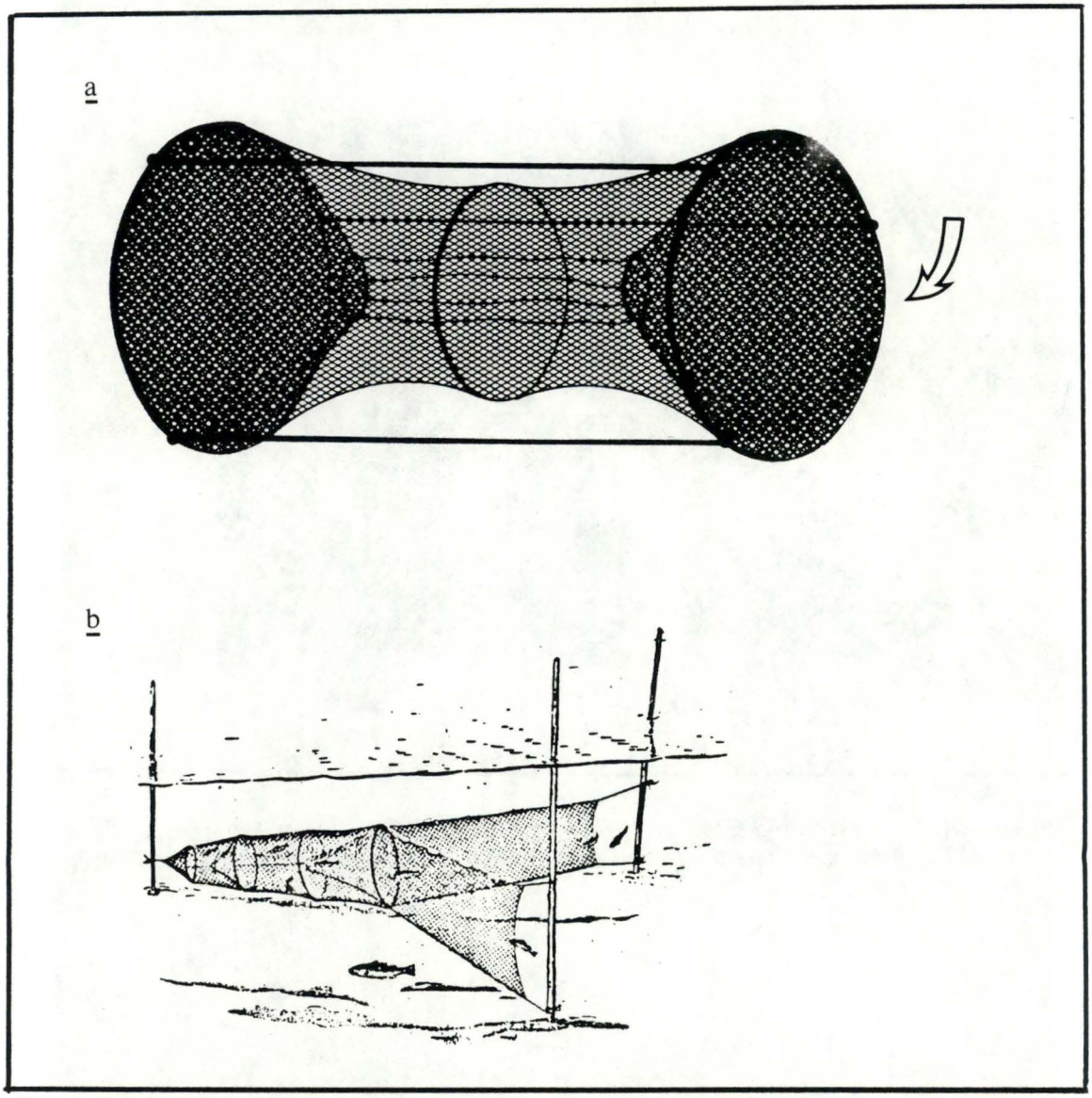


Fig. 26
a *: Schéma d'une "perch trap". - (Stott 1970)*
b *: Verveux : sorte de nasse fixée sur le fond par des pieux et complétée par des ailes permettant de guider le poisson vers l'entrée du piège. - (Nédelec 1982)*

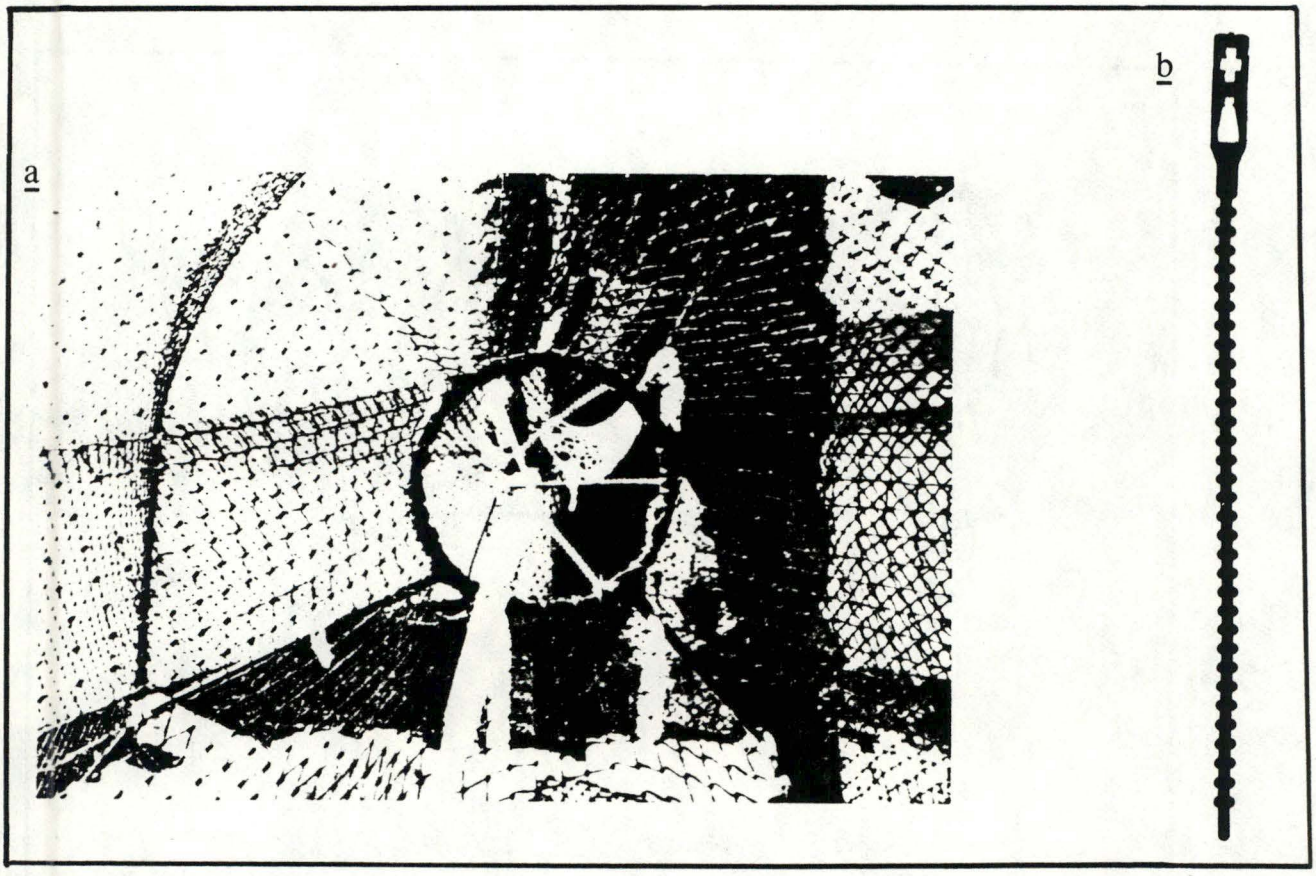


Fig. 26' : (a) : Nasse modifiée par Fisher et Herrod (1986) après le passage d'un grand poisson. (b) : Silhouette d'une tige plastique maintenant l'ouverture béante.

son passage. (fig.26').

Les verveux sont installés en série ou individuellement dans des eaux peu profondes. En rivières, ils capturent surtout les anguilles et, en plus petite quantités, les gardons, brochets, vandoises et goujons. Utilisés en groupes et disposés aléatoirement dans le milieu, les verveux constituent une des rares techniques qui fournit des estimations de densité fiables pour les anguilles (Moriarty,1974). Leur maniement est moins aisé que celui des nasses.

1.2.7.4. Les statistiques de pêche à la ligne

L'analyse des prises enregistrées auprès des pêcheurs consiste à suivre l'évolution du nombre de pêcheurs, des captures moyennes par unité de temps, des prélèvements annuels ainsi que leur composition spécifique. Une évaluation plutôt intuitive du stock pêchable en est alors déduite et les mesures de gestion piscicole prises en conséquence. En effet, les auteurs constatent un parrallélisme entre la taille des captures et la modification de la taille légale ou l'augmentation du coût du permis de pêche. L'importance des repeuplements artificiels peut également être observée. La comparaison des captures par effort de pêche calculées dans divers réservoirs peut servir de référence pour juger de la validité d'un type d'aménagement (Crisp et Robson, 1982).
La précision des données laisse cependant souvent à désirer, ce qui rend leur interprétation très délicate. Aussi, est-il préférable de se baser sur des statistiques obtenues lors des concours de pêche (Ayton, 1976 ; Cowx et al., 1986) ou sur des enquêtes rigoureuses (Steinmetz, 1988). Certaines fédérations de pêcheurs exerce un contrôle stricte des captures (Alabester 1986) tandis que d'autres recrutent des volontaires parmi leurs membres pour assurer la surveillance des quantités de poissons prélevés (Green, 1985).

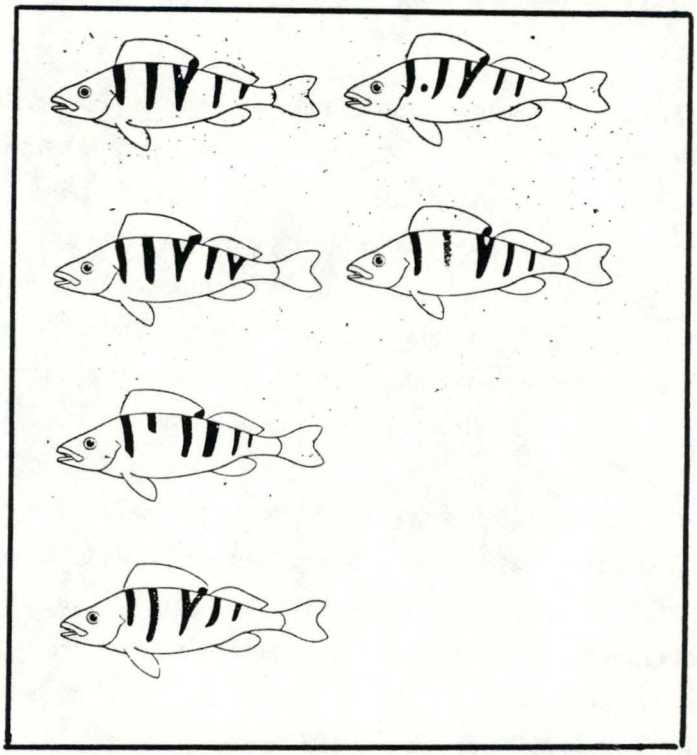


Fig. 27 :Différents patterns de reconnaissance des perches en fonction de leurs bandes transversales noires (Mitchell et al., 1982)

1.3. Evaluation par marquage-recapture

1.3.1. Principes des méthodes de marquage-recapture (M.R.R.)

Le principe de la technique est simple. Des poissons vivants sont capturés, marqués et retournés à l'eau afin de rejoindre les membres de la population dont ils proviennent. Lors de prélèvements ultérieurs effectués dans la même aire, le nombre d'individus marqués recapturés peut fournir, en plus de l'estimation de la taille du peuplement, diverses informations sur les migrations, le recrutement, les taux de croissance, les taux de mortalité naturel et d'exploitation.
Les techniques décrites ci-dessous partent toutes du concept que tous les éléments de la population ont une même probabilité d'être capturés durant un échantillonnage aléatoire; l'importance de l'écart existant entre l'idéal statistique et la réalité est difficilement discernable. Par contre, il est certain que plus grande est la proportion de marqués dans la population, plus fiable sera l'estimation de son effectif. Les biologistes entreprendront donc, dans la mesure du possible, leurs marquages lors de repeuplements ou lors de la reproduction de l'espèce étudiée.

1.3.2. La technique de marquage.

Les individus de certaines espèces sont identifiables grâce à des caractères propres. Ainsi, les perches se différencient par le dessin de bandes transversales noires (fig 27) (Michel et al, 1982). Le marquage artificiel est néanmoins indispensable lorsque l'observation concerne une population entière.

Une technique de marquage idéale permet une reconnaissance individuelle du poisson sans provoquer de modifications de la croissance, de la mortalité, du comportement ou de la probabilité de capture de l'animal par des prédateurs ou par les engins de pêche. La mutilation d'une nageoire et la fixation de bagues externes au niveau de l'os ou du muscle sont les plus courantes. Des marques internes, subcutanées et des transmetteurs d'ultrasons permettent également de suivre individuellement les organismes tandis que des procédés de marquage collectif exploitent l'incorporation de composés fluorescents, radioactifs et colorés. Le choix de la méthode sera fonction des buts et de la durée de l'expérience, de l'espèce étudiée comme de l'équipement et du financement dont dispose le laboratoire.

1.3.2.1. Mutilation d'une nageoire.

Simple, rapide, requérant peu de matériel, la coupure d'une nageoire est la technique de marquage la plus répandue. Le membre regénère plus vite et plus complètement chez les jeunes organismes, chez les poissons à rayon épineux et pour les nageoires médianes

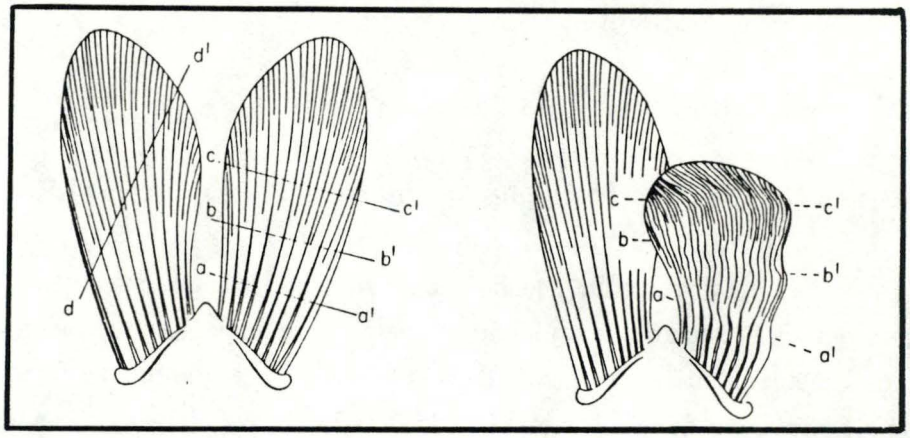


Fig. 28 : Patterns de régénération d'une nageoire pelvienne coupée annuellement chez une truite. Une section selon d-d' provoque une génération maximale et une distorsion minimale. - (Stuart 1958 in Laird et Stott 1968)

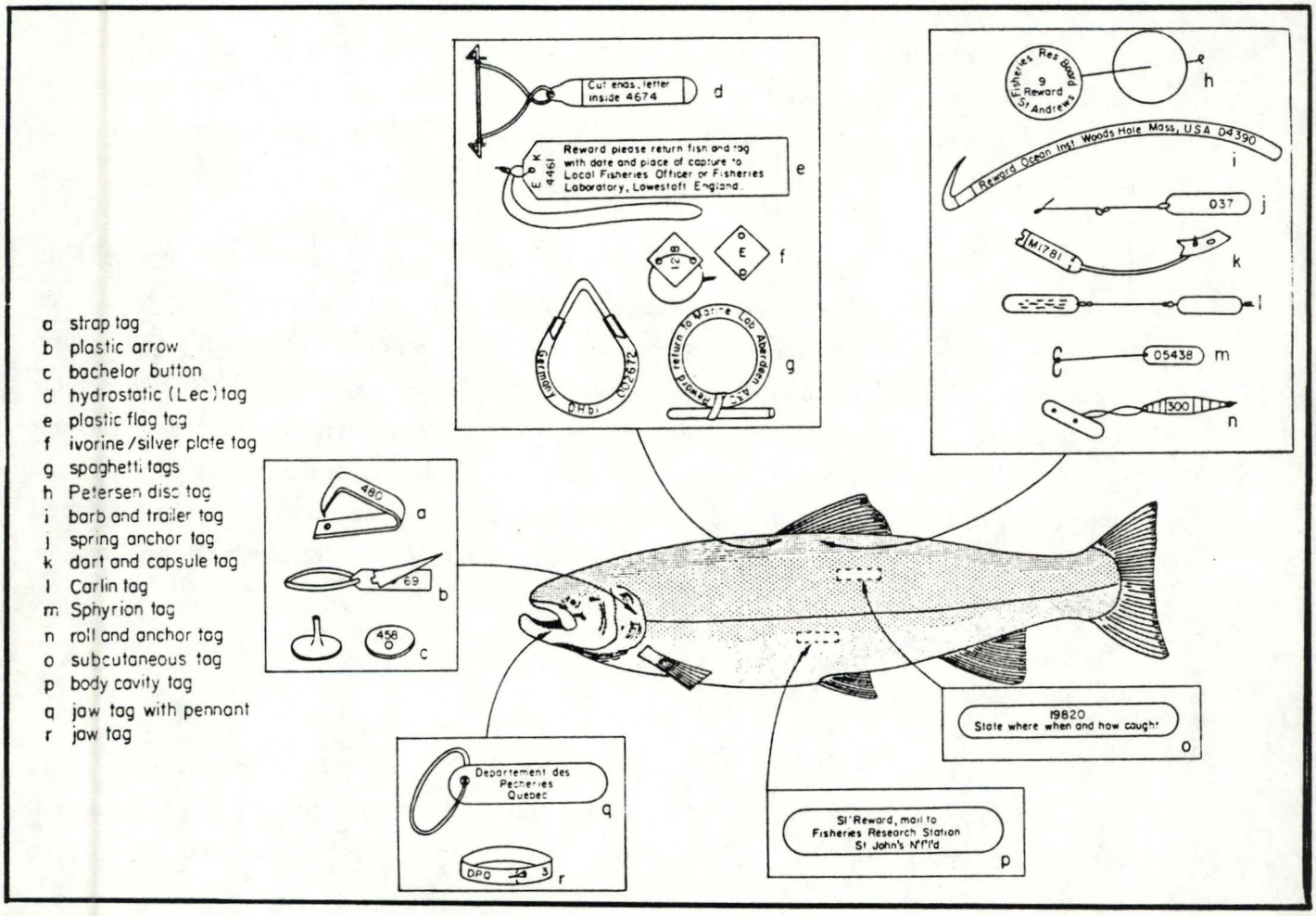


Fig. 29 : Diagramme montrant les principaux types de bagues et leur site d'attache . - (Laird et Stott 1968)

mais reste, néanmoins plus ou moins déformé (fig 28). L'endommagement d'une nageoire peut affecter la mobilité de l'animal (Ricker,1958 in Buck et Thoits,1965) mais de nombreuses observations supposent une adaptation rapide du poisson à la perte d'une nageoire. Un test proposé par Buck et Thoits (1965) consiste à comparer les estimations basées sur le total des poissons marqués (plusieurs types de combinaisons étant considérées) et celles calculées à partir d'un seul type de marquage. Une influence du comportement provoquerait une surestimation significative pour la deuxième valeur. Cependant, certains auteurs constatent que sectionner un membre lors de la reproduction peut accroître la mortalité (Laird et Stott,1968). Dans une autre expérience réalisée sur différentes espèces, la mortalité semble plus élevée pour des individus dont deux nageoires sont mutilées (Ricker,1949 in Cormack,1968).

1.3.2.2. Application de marques externes.

Cette technique est largement utilisée et l'éventail des bagues utilisées est grand, les plus courantes étant le disque de Petersen, la marque Lea et de Carlin ainsi que les agraphes métalliques (strap tags) (fig 29). Quel que soit le site d'attache de la bague, la fixation doit être plus ou moins permanente. Ainsi, pour évaluer le taux de perte immédiat des bagues et la mortalité due aux manipulations de capture et de marquage, on maintient les animaux marqués sous contrôle dans des bacs ou des filets de rétention pendant quelques heures (Holden et Raitt,1974; Jensen,1974 b) ou quelques jours (Steiner et Pechlaner,1974; Tamura, 1954). L'emploi d'un narcotique augmente fortement le taux de mortalité (Koops,1974).
Un autre obstacle considérable concerne le retour des marques par les pêcheurs. Certaines études rapportées par Cormack (1968) révèlent que le nombre de bagues retournées est proportionel à la récompense mise en jeu. C'est pouquoi les chercheurs planifient généralement un système de primes lorsque l'expérience se déroule dans une aire de pêche (Goubier, 1969 et1970; Vostradovsky,1974; Hislop,?)

1.3.2.3. Choix d'une technique de marquage.

Choisir une technique de marquage est un compromis pour lequel aucune règle ne peut être établie. Cinq paramètres sont pris en compte :

- Les objectifs de l'expérience.
- La durée de l'épreuve.
- Le matériel disponible pour récupérer le poisson.
- Le type (à savoir l'espèce, la taille, le stade de développement) et le nombre de poissons considérés.
- Le personnel, les finances et l'équipement utilisable pour le marquage.

Les buts de l'expérience sont certainement prioritaires. Ainsi, pour augmenter les chances de recapture, mieux vaut utiliser les procédés de marquage collectif rapides et non traumatisants. L'incorporation de composés fluorescents et radioactifs donnent de bons résultats à long terme mais requièrent un matériel de détection sophistiqué (Strange et Kennedy,1982). L'immersion des animaux dans des colorants vitaux teint le poisson pour une période de quelques jours.

En outre, chaque type de marquage individuel a ses mérites (Laird et Stott 1968; Holden et Raitt,1974). La coupure de nageoires et la cautérisation à froid (sur les poissons à petites écailles et sur les salmondés) sont probablement les plus durables (Howard et Collins 1974, L'Abbée-Lund et VØllestad 1984).

En l'absence de connaissances préliminaires, le choix d'un type de marquage est beaucoup plus délicat : le retour des différentes marques peut varier considérablement selon les espèces, le type de marquage qui affecte plus ou moins la "recapturabilité" et la mortalité du poisson (cfr plus loin), la couleur de la bague (le jaune étant le moins visible pour le prédateur dans les eaux continentales tempérées (Laid et Stott in Bagenal 1968) et la taille de la bague. En effet, plus celle-ci est grande, plus le pourcentage de reprise est élevé (Goubier,1969 et1970; Cuinat et Casubon, 1963 in Goubier,1970).

1.3.3. Un marquage, une recapture : méthode de Petersen ou de Lincoln

La situation est simple. Une population close de taille inconnue N est étudiée ; M individus sont marqués. De cette population, un échantillon de n organismes, dont m sont marqués, est prélevé.

1.3.3.1. Estimation de Petersen.

Basée sur la présomption que, dans l'échantillon, la proportion entre poissons marqués et non marqués est semblable à celle existant dans la population, l'estimation de l'effectif total est exprimée par l'équation :

$$N^* = n M / m.$$

Pour déterminer l'intervalle de confiance, on calcule la variance de :

$$1 / N^{*} \, (m\,(n-m) / M^2 n^3)$$

car elle est distribuée symétriquement (Ricker 1975, Daget 1971).

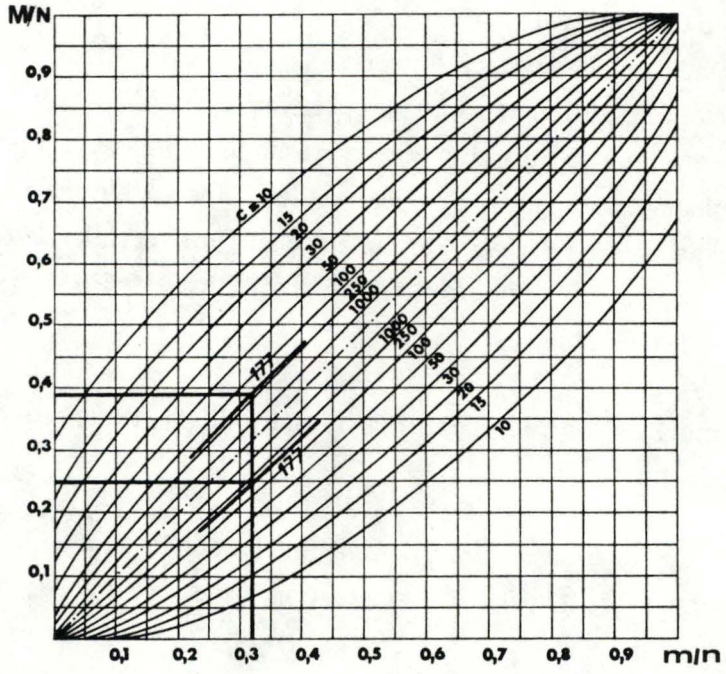


Fig. 30 : Abaques de Clopper et Pearson (1934) donnant l'intervalle de sécurité d'une estimation par la méthode de Petersen.

En 1951, Chapman et Bailey (1951) proposent des estimations moins biaisées de N. Considérons

$$N^*_c = (M+1)\,(n+1) / (m+1).$$

Pour définir les limites de confiance, il est généralement plus simple de partir des abaques établies par Clopper et Pearson (1934) pour un seuil de probabilité de 0,05. Elles donnent m / M en fonction de n et m / n, m étant traitée comme une variable binomiale (fig30).
L'échantillonnage inverse qui consiste à fixer à priori le nombre de recaptures aboutit à une estimation plus fiable de N avec un effort de pêche moins conséquent que l'échantillonnage direct. Cependant, si aucun ordre de grandeur ne peut être attribué à N avant l'expérience, le choix de m et M risque d'être erroné, si bien que la variabilité de n sera extrêmement large. Déterminer le nombre de poissons non marqués peut constituer une solution (Chapman in Cormack,1968).

1.3.3.2. Modalités d'application de la méthode Petersen.

Ce raisonnement n'est acceptable que si certaines conditions sont remplies.
A savoir :

1) Les animaux ne perdent pas leur bague.
2) Les individus marqués sont distinctement reconnaissables.
3) Soit la population est réellement close; soit il n'y a ni recrutement, ni immigration et la mortalité ainsi que l'émigration affectent également les poissons marqués et non marqués; soit enfin, on connaît les estimations de la mortalité et du recrutement avant de mener l'expérience.
4) L'échantillonnage est aléatoire vis-à-vis des individus marqués si bien que chaque animal a la même chance d'être recapturé. S'il existe, dans la population, des classes (de taille, de comportement, etc...) ayant des probabilités différentes de capture, les organismes marqués recapturés appartiennent à ces classes dans la même proportion que celles-ci appartiennent à la population.

1.3.3.3. Biais statistiques du modèle.

Quel que soit le modèle appliqué, pour $N > 100$, un biais négatif affecte l'estimation N^* sauf si $M + n > N$ ou $M\,n > 4\,N$ (loi empirique établie par Robson et Regier (1964)). Néanmoins, N étant inconnu, il est plus commode de se référer au nombre de recaptures (m). En effet, si le rapport M /N est faible, Youngs et Robson (1968) et Ricker (1975) considère la probabilité de biaiser l'évaluation négligeable lorsque m égale 3-4 ou plus. Robson et Régier

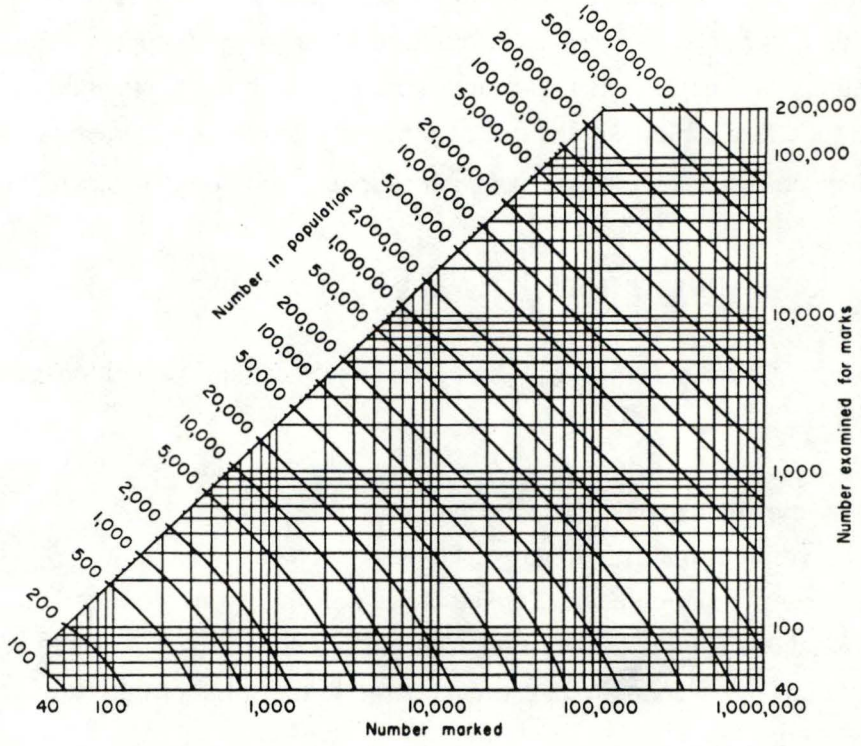


Fig. 31 : Graphique proposé par Robson et Chapman (1964) pour déterminer les valeurs de M et n indispensables à une estimation de Petersen qui, dans 95 % des cas, n'excèdera pas de 25 % la taille réelle de la population.

(1964) ont, quant à eux intégré le biais statistique et l'erreur d'échantillonnage dans des graphiques qui déterminent les valeurs de M et n indispensables à une estimation de fiabilité connue. De fait, si le rapport n/M est respecté (parfois impossible), cette estimation sera entâchée d'une erreur qui, 95 fois sur 100, ne dépassera pas soit 50 %, 25 % ou 10 % de l'effectif réel en fonction du graphe adopté (fig31).

L'effet du recrutement peut être éliminé en ne considérant que certaines classes d'âge, si celles-ci se distinguent au niveau de la longueur sans quoi, des données sur le taux de croissance s'utilisent à cette même fin (Ricker 1975, Kipling et Lecren 1974; Jensen, 1974 b).
Pour de longues expériences, Parker (1955) suggère de porter en fonction du temps les valeurs de

m / n,

$\log m / n$ ou

arc sin $\sqrt{(m / n)}$

de façon à obtenir une droite de régression dont l'ordonnée à l'origine correspond à une estimation corrigée de la population initiale.
Le taux de perte des marques peut être calculé en attachant deux bagues aux poissons étudiés par la formule :

$$m_s / (m_s + m_d)$$

m_s, nombre de spécimens ne portant qu'une bague et

m_d le nombre d'individus doublement marqués.

L'estimation de la population devient :

$$4\, m_d\, M\, n / (2\, m_d + m_s)^2$$ (Cormak 1968).

Kipling et Lecren (1974) , Shearer (1974) et Thorpe (1974) vérifient ainsi la disparition des marques.
Une différence de vulnérabilité entre individus marqués et non marqués est difficilement discernable de la mortalité due au marquage en raison de la faible quantité de recaptures et des grandes marges d'erreur dérivant de l'échantillonnage qui rendent délicate la mise en évidence d'une erreur systématique (Ricker,1975).
Si dans la population ou dans l'aire prospectée, il y a discontinuité de certains caractères (une variation de capturabilité avec la taille, une distribution hétérogène des efforts de pêche ou des animaux marqués), une subdivision de l'échantillon élimine l'erreur d'échantillonnage et évite une sous-estimation de l'effectif s'étendant de 10 à 30 % (Timmermans, 1957; Ricker, 1975).

Tableau VII : Estimation de Petersen par M.R.R. au moyen de sennes comme techniques d'échantillonnage en comparaison avec la population réelle observée après assèchement ou empoisonnement au roténone (Etudes effectuées dans de petits étangs). - (Buck et Thoits 1965).

Species	Population Estimate*	Population Check†	Percent Error	Reference
Black bullhead *Ictalurus melas*	300	1,350	78	Carlander and Lewis 1948
Black bullhead	800	1,964	59	Fredin 1950
Black bullhead	434	586	26	Fredin 1950
Goldfish *Carassius auratus*	562	906	38	Fredin 1950
Orange-spotted sunfish *Lepomis humilis*	891	783	12	Carlander and Moorman 1956
Bluegill	2,220	1,863	16	Carlander and Moorman 1956
Bluegill	799	956	16	Carlander and Moorman 1956
Bluegill	494	510	3	Carlander and Moorman 1956
Black bullhead	378	10,638	96	Carlander and Moorman 1956
Black bullhead	5,436	11,751	54	Carlander and Moorman 1956
Black bullhead	999	5,125	81	Carlander and Moorman 1956
Black bullhead	5,370	5,631	4	Carlander and Moorman 1956
Black bullhead	1,625	5,621	71	Carlander and Moorman 1956
Black bullhead	5,603	5,621	1	Carlander and Moorman 1956
Black bullhead	1,611	5,621	71	Carlander and Moorman 1956
Black bullhead	2,730	5,867	53	Carlander and Moorman 1956
Largemouth bass	57	59	3	Carlander and Moorman 1956
White crappie *Pomoxis annularis*	153	143	7	Carlander and Moorman 1956
Golden shiner *Notemigonus crysoleucas*	303	290	4	Carlander and Moorman 1956
Bluegill	9,700	7,565	28	Isaac and Bond 1963

1.3.3.4 Usages et évaluation de la méthode

La méthode de Lincoln est fort utilisée par les biologistes pour fournir une estimation simple, raisonnable et intuitive de la taille d'une population comme le témoignent entre autres Thorpe (1974), Micha et de Moffarts (1975) et Jensen (1974 b). Cormack (1968) s'étonne du succès de cette méthode face à ce qu'il appelle la désillusion qui débuta par certains résultats aberrants de Petersen lui-même.

Le tableau VII souligne le pourcentage d'erreurs présent lors d'estimations de densité par marquage-recapture : sur les 20 données, seulement 6 se situent en dessous de 10 %, 9 dans les 25 % et l'erreur moyenne des 20 observations est de 38 %. Il s'agit principalement de sous-estimations. D'autres études utilisant des "fyke nets" ou des secousses électriques rapportées par Buck et Thoits (1963) possèdent une marge d'erreur similaire. Ces résultats semblent donc indiquer que les conditions nécessaires à une bonne expertise sont rarement satisfaites même si , à priori, elles semblent remplies.

Une des causes les plus largement reconnues est une capturabilité différente des poissons marqués et non marqués (Cormack 1968, Ricker 1975, Buck et Thoits 1963, Kipling et Lecren 1974 et Tamura 1954). Quatre explications sont plausibles : une distribution hétérogène des poissons (phénomène de homing), une capturabilité meilleure de l'individu marqué, une plus grande susceptibilité de certains spécimens à être pris et enfin, un "apprentissage" leur faisant éviter le matériel de pêche. En effet, Vostradovsky (1974) démontre que la plupart des espèces tempérées font preuve d'un instinct territorial bien défini et conclut que ce comportement rend l'utilisation du marquage-recapture difficile pour déterminer la densité absolue de la population d'un grand réservoir. De même, Gerking (1959) insiste sur l'échantillonnage aléatoire de ce type de population. C'est aussi pour ces raisons que certains scientifiques (Waters 1960, et Wester 1963 in Buck et Thoits 1963) suggèrent de réduire ce biais en employant deux outils de pêche différents pour les deux prélèvements.

Une mortalité différentielle produite par une capturabilité plus grande des organismes porteurs d'une marque Carlin (Jensen,1974) ou d'une "flag-tag" (Sternes et Pechlanes, 1974) pour des filets maillants est suspectée. Pourtant, aucune différence significative entre les estimations par M.R.R. et par les méthodes indépendantes de celles-ci n'est observée, si bien, que cette source d'erreur peut, selon eux, être éliminée.

Notons qu'une mortalité "artificielle" supplémentaire due aux manipulations du poisson induisent une surestimation du peuplement (Steiner et Pechlaner 1974). D'autre part, Krumholz (1944 in Cormack 1968) remarque qu'une estimation de marquage-recapture calculée à partir de données relatives à l'ensemble des espèces concorde avec l'inventaire réalisé par empoisonnement : si les mêmes données sont analysées séparément (ce qui paraît pourtant constituer la procédure adéquate vu la capturabilité différente des espèces), la somme des N^* est double de l'effectif observé.

Dans les milieux soumis à la pression d'une pêche récréative, l'expérience de

M.R.R. doit être menée en collaboration avec les pêcheurs, afin de perdre un minimum d'information concernant les bagues. Ceci nécessite une campagne de sensibilation quelque peu publicitaire et la distribution systématique de formulaires à renvoyer par les pêcheurs. De plus, quelques auteurs ont montré que la valeur de la récompense offerte pour les retours des marques conditionnait en grande partie la réussite de l'association "scientifique-pêcheur à la ligne" (Lark et Janssen,1945 & Paulik, 1961 & Geis, 1960 in Cornack 1968). Les renseignements restent néanmoins incomplets. Pourtant, à partir de telles données , Timmermans (1967) et Cuinat & Casaubon (1963) ont suivi l'évolution de stocks de poissons provenant de repeuplement.

Les méthodes de M.R.R. sont explicitement employées pour déterminer l'efficacité d'un matériel de pêche. Lamarque (1974) mentionne la mise au point d'une expérience de type Petersen pour vérifier l'efficience des pêches à l'electricité, tandis que Raymond et Collins (1974) étudient l'efficacité des trappes pour mesurer la taille des populations migratrices de Salmonidae.

En zone tempérée, pour l'aménagement d'une pêcherie d'un grand réservoir, l'estimation de Petersen est suffisamment précise mais impraticable. Les inconvénients en sont : limite d'utilisation à une brève période de l'année durant laquelle toute la population étudiée est capturable ; elle est laborieuse et les résultats sont rétrospectifs. Aussi cherche-t-on à corréler ces données à une série d'index acquis par des moyens plus rapides et plus simples (Thorpe 1974).

Enfin, une technique de marquage-recapture simple permet d'évaluer les déplacements en fonction des saisons et de la période de reproduction (Goubier 1964 et1970; Koops 1974) et le taux de migration. De tels travaux trouvent leur intérêt lorsqu'il s'agit de démontrer un processus de "homing" (Trefethen et Collins, 1974; Goldspink 1976) d'évaluer l'efficacité d'echelles à poissons (Fernet 1984) ou d'étudier l'effet des barrages sur la migration et la survie des juvéniles de certaines espèces anadromes (Howard et Collins 1974). Le calcul du pourcentage de survie est basé sur la différence des taux de recaptures entre les poissons marqués témoins relâchés en amont d'une rivière et un lot de poissons contrôle également marqués mais déversés à une courte distance en amont de chaque barrage.

En bref, le problème de l'estimation de Petersen réside plutôt dans l'inadéquation de l'échantillonnage que dans le raisonnement mathématique.

1.3.4. Le multiple marquage-recapture d'une population close : méthode de Schnabel.

Cette méthode consiste à faire plusieurs pêches successives, toutes suivies de marquage et de remise à l'eau des poissons marqués. Dès la seconde pêche, le nombre de

poissons marqués et repris est noté. Soit n_i, le nombre d'individus capturés au jour i ; m_i, le nombre d'organismes marqués et repris au jour i et M_i, l'effectif total des animaux marqués avant le $i^{ème}$ prélèvement.

1.3.4.1. Moyenne des estimations de Petersen.

Les résultats de chaque pêche sont l'objet d'une estimation par la méthode Petersen : leur moyenne fournit une évaluation de N et l'écart par rapport à celle-ci une appréciation de la déviation standard. Dans ces calculs, chaque valeur de N^* a le même poids quel que soit son degré de fiabilité : ceci constitue le principal inconvénient de la technique. Une variabilité observée et non théorique en est l'avantage majeur (Ricker 1975).

1.3.4.2. Estimation de Schnabel corrigée.

Supposant un échantillonnage binomial, Schnabel propose, en 1938, l'estimation suivante :

$$N_i^* = \Sigma(n_i M_i) / \Sigma m_i$$

comme une approximation de la valeur de N donnée par la méthode du maximum de vraisemblance.
Pour une somme totale des recaptures (Σm_i) relativement faible, on peut calculer les limites de confiance en traitant ce paramètre comme une variable de Poisson. Pour des sommes plus élevées, l'évaluation de la variance se réfère généralement à celle de $1/N_i^*$ qui a une distribution presque normale

$$(V^*(1/N_i^*) = \Sigma m_i / (\Sigma n_i M_i)^2).$$

Pour obtenir les limites de l'intervalle de sécurité, on multipliera la racine carrée de la variance par la valeur i de la courbe normale correspondant à $(k-1)$ degrés de liberté, k étant le nombre de pêches.

Afin de réduire le biais négatif présent lorsque le rapport $n_i M_i/N$ est trop faible, Chapman (1952) propose

$$N_{ip}^* = \Sigma (n_i M_i) / \Sigma (m_i + 1)$$

avec une variance approximative de $N^2 (1 + (2N/\Sigma n_i M_i)) / \Sigma n_i M_i$.

1.3.4.3. Formule de Schumacher et Eshmeyer.

Une droite déterminée par la méthode des moindres carrés qui passe par l'origine et dont les coordonnées sont m_i/n_i sur M_i possède une pente de

$$1/N_i^* = \Sigma (m_i M_i) / \Sigma (m_i M_i^2).$$

Le calcul de l'intervalle de confiance s'effectue également pour une valeur de i correspondant à $(k-1)$ degrés de liberté.

1.3.4.4. Modalités d'application de la "méthode de Schnabel".

Les conditions requises pour la théorie de Schnabel sont identiques à celles de Petersen. Or, puisque l'échantillonnage s'étend sur un laps de temps plus long, le recrutement et la mortalité constituent des erreurs d'une importance particulière d'où l'existence de modèles déterministes et stochastiques pour le calcul de la mortalité totale.

1.3.4.5. Usages et évaluation du marquage-recapture multiple.

La méthode de Schnabel s'impose lorsque l'efficacité du matériel de pêche utilisé est insuffisante, que ce soit pour des raisons topographiques (Holcik et Pivnicka 1974) ou techniques (Daget 1971, Pivnicka et Kriksunov 1984).

Alors que la méthode de Lincoln présente l'avantage de réduire les possibilités de variation des densités durant l'expérimentation et de connaître ses limites (Robson et Regier 1964), la formule de Schnabel permet, par cumulation d'estimations individuelles, d'apprécier les fluctuations du taux de recapture (Cormack 1968, Holcick et Pivnicka 1974).

Néanmoins, en plus des restrictions présentées pour la méthode de Petersen, deux problèmes inhérents au multiple marquage-recapture sont posés.

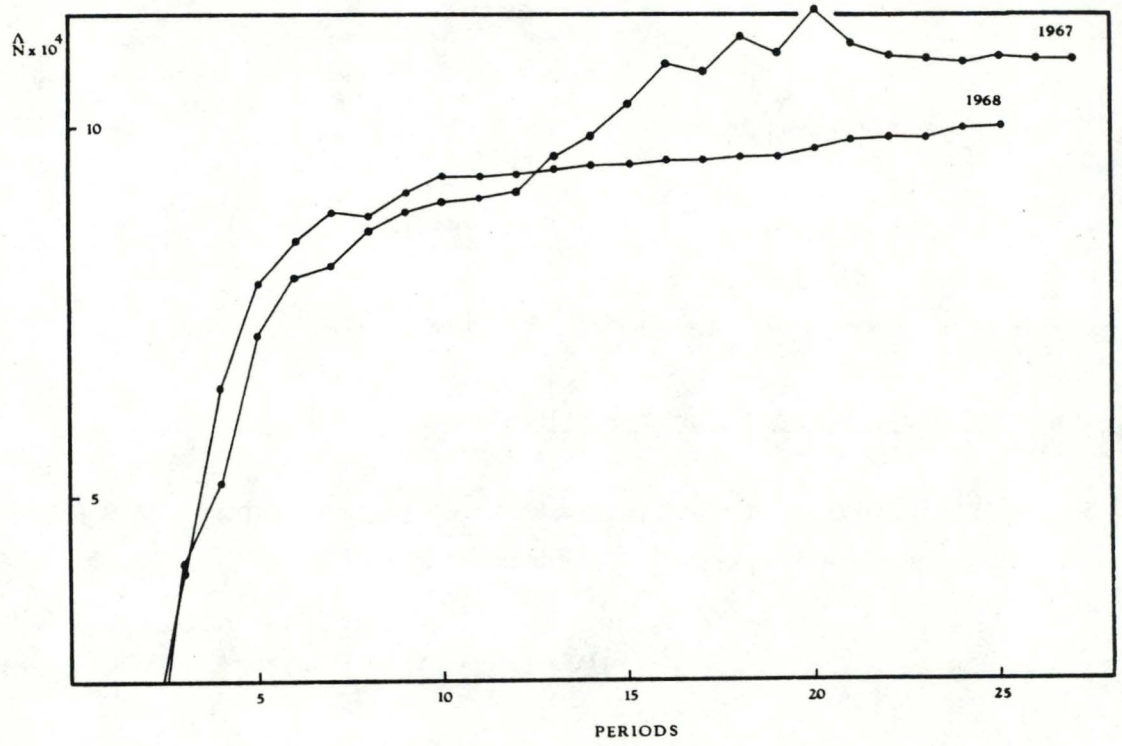


***Fig. 32** : Evolution de l'évaluation d'une population de perches en fonction du temps pour deux années successives.*
Abscisse : périodes hebdomadaires
Ordonnée : nombre - (Holcik et Pivnicka 1974)

Principe de la méthode proposée par Williams (1965).

Le nombre de poissons marqués et recapturés à diverses distances du lieu de déversement est enregistré pendant 7 semaines (Un intervalle de temps plus long pourrait introduire une variable temps complexe). Ces données ne reflètent cependant pas fidèlement la tendance réelle du poisson à migrer pour deux raisons : la chance de reprendre un organisme marqué dans un site précis est proportionnelle à la taille de l'échantillon examiné et est d'autant plus importante si une quantité importante d'animaux marqués sont relâchés à cet endroit.
Prenant ces arguments en considération, les données sont modifiées de manière à supposer qu'un même nombre d'individus sont marqués et observés pour les recaptures dans chaque site. Les chiffres de distribution ainsi obtenus sont alors utilisés pour calculer approximativement l'aire occupée par un certain pourcentage de la population marquée ; ce qui permet une estimation de densité exprimée en poissons par m^2 de la surface de la rivière.

Le premier réside dans l'accroissement des valeurs de N^* au cours du temps pour la majorité des espèces et surtout pour les plus abondantes (fig 32). Ceci se comprend par une mortalité augmentée des poissons marqués, par un recrutement ou par un produit *(n m)* faible qui ne reflète pas l'amplitude de la population (Holcick et Pivnicka 1974, Micha et de Moffarts 1975, Ricker 1975). Aussi, pour une espèce largement représentée, mieux vaut accomplir une estimation de densité selon Schnabel sur un court laps de temps durant la phase active du poisson, à savoir la période de reproduction (Pivnicka 1984). Jensen (1974 b) fait pourtant remarquer l'éventualité d'une "grossière" sous-estimation du nombre de géniteurs due à un recrutement continuel dans la population féconde et à une émigration continue des individus reproduits. Par contre, pour des peuplements moins nombreux, une prolongation de l'épreuve est obligatoire.
Le deuxième problème provient de l'influence des changements d'activité des poissons sur une évaluation à long terme, ces fluctuations étant consécutives aux modifications des paramètres écologiques du milieu (Kosikowaka, 1974). En effet, la vulnérabilité d'un même groupe d'âge peut varier tout au long de l'année si bien que N^* s'en trouve considérablement biaisé.

Malgré les sources d'erreurs citées, certains auteurs ont montré une comparaison favorable entre les estimations de Schnabel et celles de Petersen réalisées après empoisonnement à la roténone (Calander et Moorman 1956 in Daget 1971, Jensen 1974 b) et avec une méthode basée sur le coefficient d'exploitation (Pivnicka et Kriksumov 1984). Williams (1965) décrit une combinaison de travaux basés sur le M.R.R. et sur la dispersion du peuplement dans le but d'obtenir des estimations de densités lorsque la population observée est libre de s'éloigner de l'aire d'étude (cfr. encadré).

D'une manière générale, lorsque la pratique s'écarte quelque peu des modalités d'application de la méthode, l'estimation de Schnabel s'en trouve plus biaisée que celle de Petersen.
En outre, si une mortalité immédiate due au marquage est suspectée, mieux vaut suivre le protocole de Schnabel qui permet de vérifier certaines divergences par rapport à l'idéal.

1.3.5. Modèles déterministes : taux de survie constant.

Ces théories constituent un développement du principe de la méthode de Lincoln qui tient compte des facteurs de natalité, de mortalité et de migrations en procurant, à partir de la sous-population des individus marqués, une valeur au taux de survie qu'on considère constant au cours de l'expérience.
Ces modèles mathématiques regroupent chronologiquement les méthodes positive et négative de Jackson (1948), les calculs de Fisher et Ford, tous deux démentis par le traitement des données par la technique du maximum de vraisemblance de Chitty et Leslie (1951 in Cormack 1968) suivi de celui de Bailey (1951), le "triple-catch". Le modèle le plus général est celui de Jolly (1963).
Les méthodes déterministes ont été largement utilisées pour évaluer la taille et le taux de survie

Tableau VIII *: Synthèse des modèles déterministes : principes, suppositions et paramètres estimés . - (modifié à partir de Blower et al. 1981).*

MODELES	PRINCIPES	Nbre d'échantillons	GAIN	PERTE	PARAMETRES ESTIMES
JACKSON positif	Consiste à marquer un grand nombre d'animaux en une fois. Lors de chacune des captures subséquentes, la proportion d'individus marqués est retenue	3 ou plus	constant	Variable	- N pour chaque échantillon, exepté le dernier - Taux de dilution constant - Pertes entre chaque estimation de N
négatif	Comporte le déversement d'organismes marqués à plusieurs occasions successives, le nombre de re-capture étant enregistré lors d'un échantillonnage intensif final.		variable	constante	- N pour chaque échantillon hormis le premier - Taux de survie constant - Gains entre chaque estimation de N
FISHER & FORD	Estime un taux de survie moyen à partir du laps de temps séparant la mise à l'eau et la recapture la plus récente de l'animal.	3 ou plus	variable	constante	- N pour chaque échantillon hormis le premier - Taux de survie constant - Gains entre chaque estimation de P.
BAILEY (triple-catch)	Réduit le nombre de prélèvements à 3	3	constant	constante	- N(i+2) - Taux de survie constant - Taux de dilution constant
JOLLY 1963	Consiste à puiser dans une population N avec Mi individus marqués, un échantillon de taille fixée 'ni' dont 'mi' a "une histoire de capture" connue grâce à un marquage individuel.	3 ou plus	constant	constante	- N de la population - Taux de survie constant - Taux de dilution constant

d'une population. Elles ont parfois été adaptées à certains cas particuliers. Actuellement, appliquer ce style d'analyse, alors que des modèles stochastiques plus simples fournissent de meilleurs résultats, devient déconseillé (Cormack, 1968; Blower et al.,1981). Aussi le tableau ci-contre reprend uniquement les principes et conclusions des divers raisonnements.

1.3.6. Modèles stochastiques : taux de survie variable.

La théorie générale de ces modèles fut proposée en 1965 indépendamment par Seber et Jolly. Jolly (1965) introduit la correction sous la forme de M_i*, nombre d'individus marqués susceptibles d'être recapturés ultérieurement. Ainsi,

$$N_i^* = n_i\, M_i^* / m_i \quad (i = 1, 2, \ldots, k\text{-}1)$$

et $$M_i^* = s_i\, (Z_i/R_i) + m_i \quad (i = 1, 2, \ldots k\text{-}1)$$

où s_i est le nombre des n_i organismes marqués et relâchés ; Z_i, le nombre d'individus marqués avant le temps i, non capturés au jour i mais qui seront pris par la suite et où R_i est la proportion de s_i qui sera recapturée ultérieurement.

Le taux de survie δ_i est représenté par l'équation :

$$\delta_i^* = M_i^*+1 / M_i^*-m_i+s_i \quad (i = 0, 1, \ldots k\text{-}2),$$

M_i*- m_i+s_i équivalant au total des animaux marqués dans la population immédiatement après t_i. L'immigration est symbolisée par I_i, nombre des nouveaux spécimens non marqués en vie dans la population au temps t_{i+1}.

$$I_i^* = N_{i+1} - {}_i^*\,(N_i^* - n_i + s_i) \quad (i = 1, 2, \ldots k\text{-}2).$$

La probabilité de capture se calcule par le rapport :

$$n_i/N_i^* = m_i/M_i^* = p_i^*.$$

L'expression des variances et covariances de N_i^*, δ_i^* *et* I_i^* est donnée par Jolly (1965).
Les formules de Jolly sont applicables pour un nombre considérable de recaptures. Pour des résultats restreints, Seber (1965) proposa une estimation non biaisée de M_i :

$$M_{is}^* = Z_i (n_i+1) / (R_i+1) + (m_i+1).$$

Les valeurs de $N_{is}^*, \delta_{is}^*, I_{is}^*, p_{is}^*$ étant les mêmes fonctions de M_{is}^* que N_i^*, δ_i^*, I_i^* et p_i^* le sont de M_i^*.

Selon Parr (1965 in Cormack 1968) qui a confronté les modèles déterministes et la méthode de Jolly-Seber, cette dernière tire profit d'un maximum de l'information contenue dans les données et se révèle la plus efficiente lorsque les conditions d'application de base sont satisfaites. Dans le cas contraire, les méthodes moins fines sont plus adéquates.

Outre ce modèle, la méthode exposée par Ricker en 1975 et celle de Robson et Seber (in Ricker 1975) permettent également de calculer le taux de survie à partir d'expérience de marquages effectués au début de la période de pêche. Les valeurs de δ_i seront obtenues différemment lorsque le marquage se prolonge tout au long de l'année (Ricker 1975). Hormis les illustrations proposées par les auteurs de ces théories, peu de travaux ont suivi les modèles stochastiques.

1.3.7. Choix de la méthode.

Le scientifique qui planifie une étude sur la taille d'une population cherche à ménager ses efforts pour obtenir un maximum d'informations sur le peuplement en question. Il est néanmoins pratiquement impossible de déterminer, sur le terrain, la validité d'une méthode vu que l'effectif réel de la population, les gains et les pertes sont inconnus.

Une fois la méthode de M.R.R. adoptée, une variété de possibilités s'offre à l'investigateur. Elles divergent de par le protocole expérimental requis, les suppositions faites au sujet du taux de survie, démarche statistique et de par leur efficacité relative différente à diverses intensités d'échantillonnage ; les deux premiers critères étant fonction de l'espèce étudiée.
En pratique, deux types de problèmes surgissent généralement : le premier, une erreur d'échantillonnage d'autant plus aigue que les données sont insuffisantes, le deuxième, une non compatibilité entre les données obtenues et celles requises pour un modèle particulier. En outre, conseiller les chercheurs n'est pas aisé car les problèmes de prélèvements sont aussi variés que les populations étudiées.

2. ESTIMATION DES STOCKS ET DYNAMIQUE DE POPULATION

Il est bien connu qu'une population piscicole n'est pas une entité figée, ayant une structure permanente et des caractéristiques démographiques immuables, indépendantes de l'environnement. Ceci est également vrai pour un peuplement non touché par les activités humaines : les fluctuations se démarquent alors par rapport à un état d'équilibre climax propre à tout milieu statistiquement stable.
La dynamique de population a pour objet de décrire ces modifications, d'en rechercher les causes et, si possible, d'indiquer les moyens de maîtriser celles-ci afin de promouvoir une politique d'aménagement raisonné. Elle porte sur trois paramètres : la densité, la répartition et la structure du peuplement. Elle est régie par l'interaction de phénomènes antagonistes, les uns réduisant l'effectif du stock (mortalité, émigration), les autres l'augmentant (natalité, immigration). Simultanément, la biomasse croît et décroît en fonction du bilan qui résulte de l'évolution du nombre et du poids des recrues et des morts ainsi que de la croissance pondérale des survivants.

Ce chapitre n'a pas la prétention d'exposer les modèles appliqués en dynamique mais vise simplement à intégrer l'estimation de stocks dans un contexte plus large. Notre étude concernant une population assimilable à un peuplement inexploité (Philippart 1975), nous limiterons nos commentaires aux variations naturelles de l'effectif d'un stock.

2.1. Fluctuations naturelles des populations piscicoles.

Comprendre les processus ultimes de la dynamique de population débute toujours par l'explication des variations de densité, de biomasse et de production, ce qui nécessite la connaissance des paramètres suivants : croissance linéaire et pondérale, déplacement et stabilité spatiale, fécondité, survie, mortalité et élimination ainsi que les éléments structurels du stock : âges, sexe, statut social, stade de maturation sexuelle (Craig 1974, Philippart 1981, Kipling 1983).

D'un point de vue général, deux types de mécanismes affectent les peuplements piscicoles, les uns sont dépendants de la densité, les autres en sont indépendants.
Une mortalité consécutive à une densité trop élevée n'influence que faiblement l'effectif d'un stock si ce n'est pour certains salmonidés ou pour les populations juvéniles de quelques cyprinidés (Mathews 1971).
Par contre, de fortes variations dans l'occurrence d'une classe d'âge donnée s'observent fréquemment. Elles coïncident, dans la plupart des cas, avec une hausse de la température moyenne de l'eau immédiatement après l'éclosion des oeufs mais le processus reste mal connu (Mann 1979).

L'attention des dynamiciens s'est portée sur les relations "oeufs-recrutement" ou plus communément "stock-recrutement". En effet, il existe un lien étroit mais complexe entre le nombre d'oeufs et l'état du stock exprimé en nombre ou en poids de femelles matures.
Kitchell et al. (1974), Larraneta (1981), Daget (1981) et Shepherd (1982) soulignent cependant la non-adaptation des modèles théoriques classiques et la nécessité de faire intervenir des facteurs environnementaux judicieusement sélectionnés. L'étude de Kipling (1983) sur le brochet *Esox lucius L.* en témoigne. De fait, selon Kipling, les variations de densité, de biomasse et de production de cette espèce sont corrélées à l'abondance relative des différents groupes d'âge, elle-même fortement influencée par la température de l'eau présente lors des six premiers mois de l'animal.
L'augmentation du nombre de poissons s'associe souvent à un taux de croissance réduit et s'explique apparemment par une disponibilité de nourriture bien que la croissance puisse également être directement affectée par la température.

Pour le biologiste des pêches, les variations exposées ci-dessus posent un problème d'interprétation de résultats issus d'études à court terme. Aussi, bien que les années climatiquement exceptionnelles soient rares, une expérience menée sur plusieurs années permet de couvrir une gamme plus étendue de conditions climatiques et de construire dès lors des modèles prédictifs.

Pour la gestion piscicole, la connaissance de ces fluctuations naturelles contribue à une politique d'aménagement appropriée. Les autorités pourront juger de l'aspect temporaire d'une situation et de la nécessité de rempoissonner lorsque le recrutement est faible, elles pourront également évaluer l'effet à long terme des changements de l'effort de pêche ou de la taille légale du poisson pêchable (Dunning et al., 1982 ; Gulland, 1984).

2.2. Utilisation des marquages en Dynamique

Les techniques de marquage permettent d'évaluer :

-l'effectif d'une population à un instant donné;
-ses paramètres de mortalité naturelle et par pêche;
-les facteurs de croissance;
-l'étendue et les schémas de migration.

Remarquons, néanmoins, que l'étude de la croissance via un marquage est utile uniquement lorsque les méthodes ordinaires sont inadéquates car l'effet perturbateur d'une bague sur le taux de croissance rend l'extrapolation des résultats à la population entière risquée (Philippart 1975, Garcia 1976). Un marquage collectif influe nettement moins sur la croissance et permet d'en suivre l'évolution dans les premiers groupes d'âge souvent reconnaissables par leur taille.

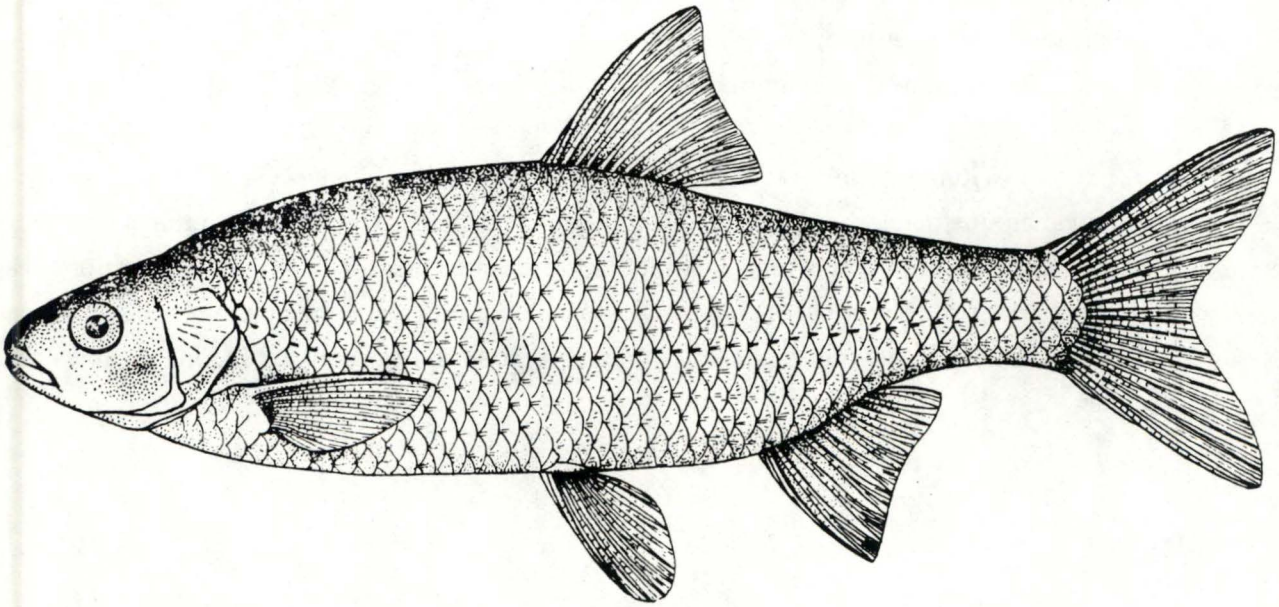


Fig. 33 : Le gardon : Rutilus rutilus L. - (Spilman 1961)

3. PRESENTATION DES ESPECES ETUDIEES.

(d'après Spillman 1961 et Vostradovsky 1973)

3.1 Le gardon *(Rutilus rutilus L.)*

Classe	:	Téléostéens
Ordre	:	Cypriniformes
Famille	:	Cyprinidés
Genre	:	*Rutilus* Rafinesque 1820
Espèce	:	*Rutilus rutilus L.* (1766)

Rutilus rutilus est assez polymorphe, ce qui lui a valu des dénominations différentes alors qu'il s'agissait de variétés dépendantes des conditions locales. Sa nageoire dorsale s'implante en avant des nageoires ventrales (Fig.33). La bouche est relativement petite, en position terminale et les dents pharyngiennes s'implantent sur un seul rang.

Très répandu dans toute l'Europe et l'Asie du nord, le gardon abonde dans les courants lents et dans les eaux stagnantes à fond vaseux. Il se plaît dans les eaux riches en végétaux immergés.

Juvénile, le gardon est omnivore ; adulte, il est omnivore à tendance herbivore.

Selon la température de l'eau (minimum 15 °C), cette espèce se reproduit de la fin du mois de mar jusqu'au début mai. Les oeufs (20 à 100000) sont déposés sur les végétaux submergés ou sur des enrochements lorsque la flore est rare.

Le gardon est très apprécié par les pêcheurs.

3.2. Le Chevaine (*Leuciscus cephalus cephalus* L.)

Classe	:	Téléostéens
Ordre	:	Cypriniformes
Famille	:	Cyprinidés
Genre	:	*Leuciscus* Cuvier 1817
Espèce	:	*Leuciscus cephalus* L., 1766
Sous espèce	:	*Leuciscus cephalus cephalus* L., 1766

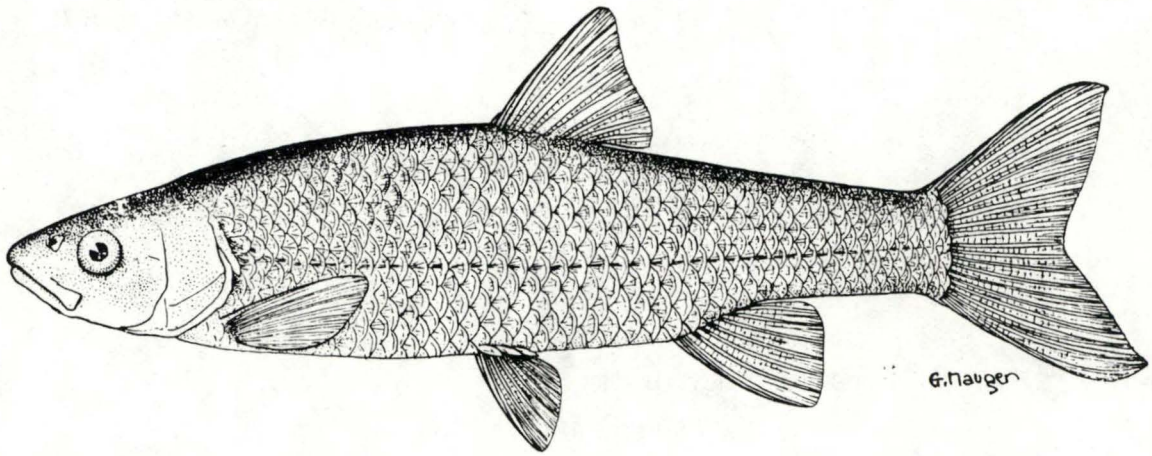


Fig. 34 : Le chevaine : Leuciscus cephalus cephalus L. - (Spilman 1961)

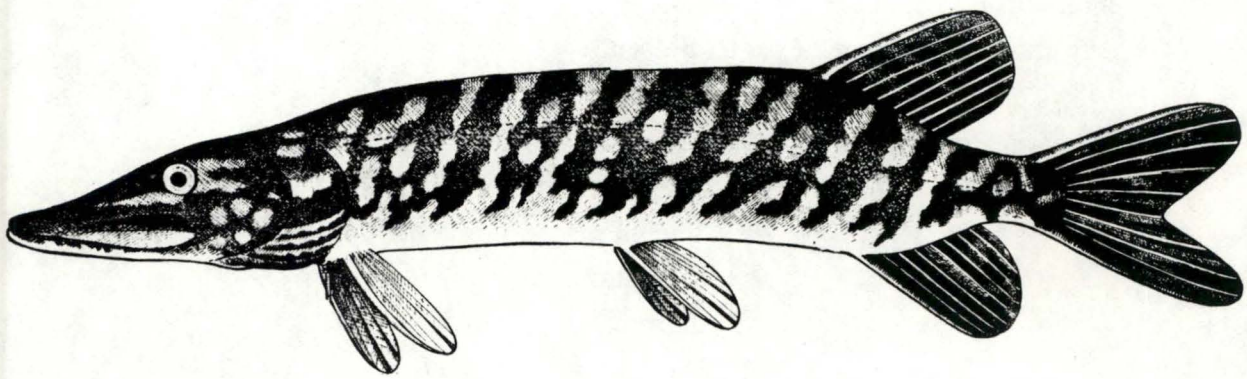


Fig. 35 : Le brochet : Esox Lucius L. - (La Hulotte)

Espèce largement répandue dans les eaux courantes de la majeure partie de l'Europe centrale et méridionale, le Chevaine possède un corps couvert de grandes écailles argentées; sa tête est large et arrondie, sa nageoire caudale faiblement échancrée, tandis que les pelviennes et l'anale sont de teinte jaune orangé, pouvant virer au rose vif (fig.34). Ce sont des poissons omnivores voraces et carnassiers à l'occasion (Spillman, 1961). Ils vivent volontiers groupés et se reproduisent lorsque la température de l'eau dépasse 15 °C (mai-juin).

3.3 Le brochet (*Esox lucius L.*)

Classe : Téléostéens
Ordre : Salmoniformes
Famille : Esocidés
Genre : *Esox*
Espèce : *Esox lucius L.* (1758)

La silhouette du brochet est caractéristique : nageoire dorsale refoulée à l'arrière de l'animal, tête et museau larges avec une bouche très échancrée pourvue de canines bien développées. La teinte verdâtre du corps taché de jaune lui permet de se camoufler dans les milieux herbeux qu'il affectionne (fig 35).

Largement distribué dans la zone tempérée froide de l'hémisphère nord, le brochet se trouve surtout dans les eaux calmes. C'est un carnassier solitaire et casanier. Il se nourrit d'abord d'invertébrés mais très tôt de poissons et d'autres vertébrés. Les Brochets d'un an pratiquent un cannibalisme modulé par les conditions de températures et de niveau; ceci constituerait un mécanisme de régulation de la force des classes d'âge chez cette espèce (Kipling et Frost, 1970; Forkin et al.,1983). Cette espèce est très convoitée, que ce soit pour l'alimentation, que pour la pêche récréative ou comme facteur de régulation écologique d'espèces indésirables.

Pour sa reproduction, le brochet recherche des zones couvertes de végétation, généralement de faible profondeur, se réchauffant vite et qui se situent dans la plaine d'inondation des cours d'eau (Souchon,1983). Le frai a lieu dès janvier-avril dans les régions méridionales et aux mois de mai et juin dans les régions les plus septentrionales lorsque la température avoisine 7-10 °C (Alassio, 1983). A la suite d'interventions directes sur le milieu et d'aménagements des zones humides connexes, les sites propices au frai sont raréfiés; la reproduction naturelle est dès lors compromise et les potentialités de l'espèce réduite. Aussi, des ésocicultures se mettent en place et des repeuplements sont effectués. Les déversements d'alevins à résorption sont toutefois inéfficaces, et ceux de Brochets d'un ou deux étés sont honéreux si l'on tient compte des taux de recapture relativement faible par les pêches (Des Clers et Allardi,1983; Grimm,1983). Le peu de connaissance sur la biologie de l'espèce ne permet donc pas d'assoir de méthodes rationnelles de

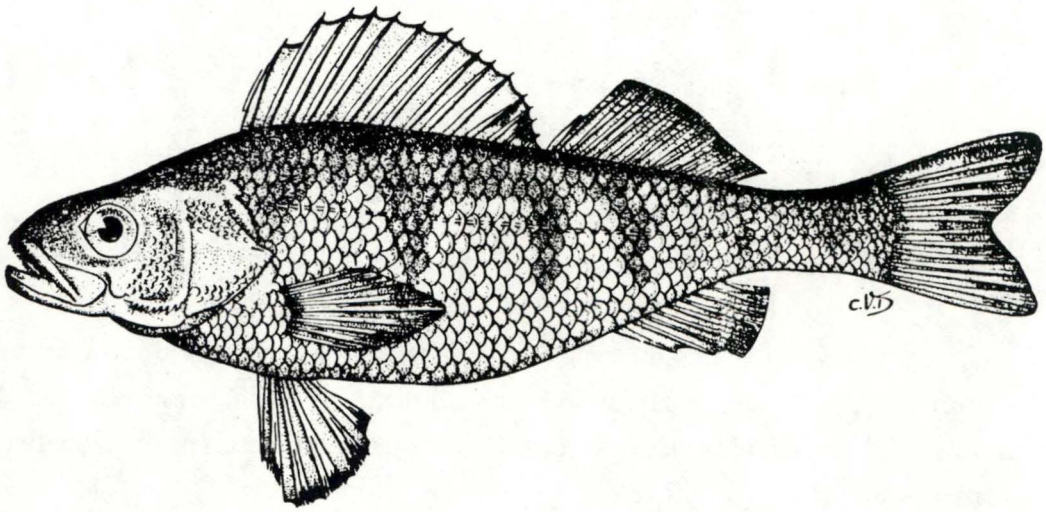


Fig. 36 : La perche : Perca fluviatilis L. - (modifiée à partir de Spillman 1961)

gestion des populations de brochets. Pourtant, peu à peu, dans les milieux de la pêche et dans la communauté scientifique, une tendance visant à privilégier une gestion plus écologique du brochet (avec, entre autres protection, conservation, voire implantation de frayères naturelles) se développe (Billard,1983; Souchon,1983; Delvingt,1988).

3.4. La perche *(Perca fluviatilis L.)*.

Classe : Perciformes Téléostéens
Ordre : Percoïdes Salmoniformes
Famille : Percidés Esocidés
Tribu des Percini Bonaparte, 1831
Genre : *Perca Esox*
Espèce : *Perca fluviatilis L.* (1758)

La perche offre une silhouette particulière. La première nageoire dorsale épineuse et séparée de la seconde occupe une position avancée ; le corps est assez élevé dans sa partie antérieure avec une nuque épaisse. La coloration verte plus ou moins foncée de la partie dorsale se prolonge en 5 à 9 stries sombres jusqu'au ventre blanchâtre. Les nageoires ventrales, anale et caudale sont orangées, ourlées de rouge sang (fig. 39).
La perche se retrouve dans toute l'Europe et l'Asie du nord. En hiver, les perches se réfugient dans les eaux profondes. En été, les juvéniles affectionnent les berges : les grands spécimens préfèrent plutôt les eaux profondes, moins chaudes et plus oxygénées Philippart, 1977). Ce sont des poissons sociaux : les jeunes individus vivent en bancs tandis que les adultes évoluent en cercles restreints.
D'après une étude du régime alimentaire menée en Haute-Meuse par Leroy (1987), les juvéniles se nourrissent de crustacés et de larves alors que les adultes consomment des macroinvertébrés et des poissons dont 25 % d'ablettes.
Les perches sont généralement territoriales sauf lors de la reproduction : elles effectuent alors des migrations afin de trouver le site de frai idéal. Celui-ci a lieu sur les berges en avril ou mai lorsque les températures atteignent 13-14 °C.

3.5. Synthèse des expériences de marquage-recapture effectuées sur les espèces étudiées

Les tableaux suivants reprennent , pour chaque espèces (exepté le chevaine, pour lequel peu d'informations a pu être rassemblé), les données de densité et de biomasse rapportées par divers auteurs.

Tableau IX *: Présentation synthétique des tentatives de dénombrements des population de gardons.*

AUTEURS	LOCALISATION DE L'ETUDE		TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE	TECHNIQUE DE MARQUAGE	METHODE STATISTIQUE	DENSITE ET BIOMASSE			DISCUSSION PROPOSEE PAR LES AUTEURS
	LIEU	CARACTERISTIQUES				date	densité (nbr/ha)	biomasse (kg/ha)	
Williams 1965	Tamise (GB)	long. du secteur : 4,2 km. largeur du secteur : 40-80 m. profondeur moy. : 3 m. canalisé	**sennes** pendant 7 semaines	**mutilation** de deux nageoires pelviennes ou pectorales selon le site.	**Formule de Schumacher et Eschmeyer** en tenant compte de la dispersion des gardons (17 % émigrent.) **Méthode basée sur l'efficacité de pêche** calculée à partir de la proportion d'individus marqués placés dans le filet et recapturés (38 %).		*10000-13000* *15500* *10400* *5800*	*192*	-Malgré les larges intervalles de confiance (7000-21500) pour la première méthode, les variation d'abondance reflètent, selon les auteurs, des différences entre secteurs. -83 % des organismes restent dans un rayon de 75 m. Des pourcentages similaires ont été rapportés par Stott (1961). -Des efficacités de 15 et 25 % sont citées par Allen (1951) et Stott.
Holcik et Pivnika 1972	Résevoir de Klicava (Tchécoslovaquie)	superficie : 67 ha. profondeur moy. : 15 m. isolé	**trappes, filets maillants trémails** de différentes mailles	**?**	**Méthode de Schnabel.**	1957 1964 1967 1968 1970	*75 (7,3 %)* *7105 (86 %)* *1720 (75,5 %)* *3450 (84,5 %)* *918 (76,9 %)*	*7,4 (12,6 %)* *106 (70 %)* *165 (84 %)* *126 (78 %)* *92 (74 %)*	-Les chiffres entre parenthèses représentent le pourcentage de la population étudiée par rapport au peuplement total. -Seules les données obtenues à partir de 67 correspondent à une population stabilisée.
Sumari 1974	10 lacs finlandais	superficie : 0,6-64 ha. oligo ou mésotrophiques dont beaucoup contiennent de l'humus.	**empoisonnement** (roténone)	-	**Technique de quadrats** pour estimer les poissons gisant sur le fond.			*8,5-94,7* *moy. :42,1*	-La quantité de poissons coulés varie de 5,2 à 47,9 kg/ha avec une moyenne de 14,4 kg/ha.
Micha et de Moffart 1975	La Sambre (B)	profondeur du secteur : 2,34 m largeur du secteur : 32 m. pas de circulation fluviale	**pêche électrique**	**?**	**3 efforts de captures** **Formule de Petersen corrigée**		*830-1291* *5482*	*14,9-23* *987*	-"Ces chiffres sont loin d'être satisfaisants et ne constituent qu'une première approche des densités."
Goldspink 1976	Tjeukemeer (Pays-Bas)	superficie : 2130 ha profondeur moy. : 1,5 m biotopes peu diversifiés riche en nutriments	**verveux, serie de filets maillants**	**mutilation** d'un nageoire pelvienne					-Une transplantation réciproque entre 2 lieux de reproduction séparés de 3,3 km montre une tendance à retourner vers le site initial.
1979				Les poissons marqués sont déversés un peu avant le frai.	**Formule de Petersen corrigée**		*585*		-La méthode de marquage est bonne. - Le déversement de poissons marqués introduits est plus effectif qu'un marquage d'animaux indigènes.
Pivnicka et Kriksunov 1984	Résevoir de Klicava (Tchécoslovaquie)	superficie : 67 ha. profondeur moy. : 15 m. isolé	**sennes**	**mutilation** d'un nageoire pectorale ou dorsale suivant les	**Méthode de Schnabel** faisant intervenir le taux d'exploitation.	1977-83	*349-839*	*90,6-138,2*	-L'estimation de Schnabel simple se compare aisément avec ces valeurs. -Ces chiffres concernent les gardons âgés de

Tableau X : Présentation synthétique des tentatives de dénombrements des population de brochets.

AUTEURS	LOCALISATION DE L'ETUDE		TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE	TECHNIQUE DE MARQUAGE	METHODE STATISTIQUE	DENSITE ET BIOMASSE			DISCUSSION PROPOSEE PAR LES AUTEURS
	LIEU	CARACTERISTIQUES				date	densité (nbr/ha)	biomasse (kg/ha)	
Kipling et Frost **1970**	Windermere (GB)	superficie : 67 ha profondeur moy. : >10 m.	trappes, filets maillants, sennes	marques métalliques -fixées dans l'opercule -fixées dans la mâchoire supérieure	Formule de Paleihmo Population virtuelle	1944-63	*3-8* *moy : 5*	*3,6-9,5* *moy : 6,2*	-Les bagues attachées dans la mâchoire sont plus durables et ne provoquent pas de modification de croissance. -Les estimations ne portent que sur les zones ayant une profondeur inférieure à 10 m. (risque d'une légère surestimation) -Ces chiffres se comparent aisément avec les données obtenues pour 59 lacs exploités par la pêche sportive (9 kg/ha) et pour 30 lacs non exploités (6,1 kg/ha) des USA. (Moyle, Kuehn et Loch Choin 1948)
Holcik et Pivnicka **1972**	Résevoir de Klicava (Tchécoslovaquie)	superficie : 67 ha. profondeur moy. : 15 m. isolé	trappes, filets maillants, trémails de différentes mailles	?	Méthode de Schnabel.	1957 1967 1968 1970	*8 (0,7 %)* *100 (0,2 %)* *56 (0,03 %)* *357 (0,2 %)*	*10,5 (17,9 %)* *156 (2,1 %)* *87,4 (0,8 %)* *585 (1,9 %)*	-Les chiffres entre parenthèses représentent le pourcentage de la population étudiée par rapport au peuplement total. -Seules les données obtenues à partir de 67 correspondent à une population stabilisée.
Koops **1974**	La Trave (GB)	largeur : 20-25 m profondeur moy. : 0,8-1,2 m fond sableux et herbeux	pêche à la ligne	"flag tag"	Formule de Petersen corrigée		*14-31*		-La plupart des brochets sont capturés dans la zone où ils ont été remis lors du marquage. -Après 12 mois, 55 % des individus perdent annuellement leur bague.
Sumari **1974**	23 lacs finlandais	superficie : 0,6-64 ha. oligo ou mésotrophiques dont beaucoup contiennent de l'humus.	empoisonnement (roténone)	-	Technique de quadrats pour estimer les poissons gisant sur le fond.			*0,1-7,4* *moy. :2,1*	-La quantité de poissons coulés varie de 0,2 à 2,4 kg/ha avec une moyenne de 0,4 kg/ha.
Le Louarn et Bagnillère **1985**	Le Scorff (F)	rivière à Salmonidés bief de profondeur variant de 0,6 à 3 m. 2 frayères	pêche électrique	mutilation d'une nageoire. coloration au bleu d'alcyan	Méthode de Seber et Le Cren	1976-78 1975-81 1975-78	*59-206* *35-177* *0-114*		-Ces données couvrent 3 secteurs et comprennent la classe d'âge 0+. -Les densités restent toujours faibles et très variables.
Lehtonen **1986**	Western golf de Finlande		pêche à la ligne	-	Méthode basée sur l'efficacité de pêche		*- 1,26 %/an*		-La diminution du nombre de brochet s'accompagne d'un accroissement de taille.

***Tableau XI** : Présentation synthétique des tentatives de dénombrements des population de perches.*

AUTEURS	LOCALISATION DE L'ETUDE		TECHNIQUE D'ECHANTILLONNAGE	TECHNIQUE DE MARQUAGE	METHODE STATISTIQUE	DENSITE ET BIOMASSE			DISCUSSION PROPOSEE PAR LES AUTEURS
	LIEU	CARACTERISTIQUES				date	densité (nbr/ha)	biomasse (kg/ha)	
Williams 1965	Tamise (GB)	long. du secteur : 4,2 km. largeur du secteur : 40-80 m. profondeur moy. : 3 m. canalisé	**sennes** pendant 7 semaines	**mutilation** de deux nageoires pelviennes ou pectorales selon le site.	**Méthode de Schnabel** en tenant compte de la dispersion des perches (15 % émigrent) -dispersion égale à celle des gardons		*20-500*	*23*	-Cette estimation est probablement trop faible vu la mobilité plus restreinte des perches
					-dispertion égale au double de la surface balayée par la senne.		*100-2590*		-Chiffre sans doute trop élevé vu la sousestimation de la dispersion
					Estimation à partir de la proportion des perches par rapport à celle des gardons dans une prise au filet réalisée dans une population connue de gardons.		*900-1100* *1200* *700*		-Cette méthode n'est pas connue pour être biaisée.
Holcik et Pivnicka **1972**	Réservoir de Klicava (Tchécosolvaquie)	superficie : 67 ha. profondeur moy. : 15 m. isolé	**trappes, filets maillants, trémails** de différentes mailles	**?**	**Méthode de Schnabel.**	1957 1964 1967 1968 1970	*890 (88,4 %)* *650 (7,6 %)* *408 (18 %)* *377 (9,2 %)* *56 (12,4 %)*	*33,7 (57 %)* *24,6 (16,2 %)* *9,2 (4,8 %)* *9,2 (5,7 %)* *9,1 (5,3 %)*	-Les chiffres entre parenthèses représentent le pourcentage de la population étudiée par rapport au peuplement total. -Seules les données obtenues à partir de 67 correspondent à une population stabilisée.
Jensen 1974	lac novégien	superficie : 34,4 ha. lac forestier	**trappes** lors de la période de frai.	**mutilation** d'une nageoire.	**Méthode de Schnabel**		*267-553*		-L'estimation de Schnabel n'a apparemment pas été fortement biaisée par l'émigration du stock de géniteurs durant l'expérience.
			empoisonnement (roténone)		**Formule de Petersen corrigée**		*388*		
Kipling et Le Cren 1974	Windermere (GB)	superficie : 67 ha profondeur moy. : >10 m.	**trappes**	**marques Petersen agraphes métalliques** dans l'os pré-operculaire			-	-	-L'agraphe métallique est plus satisfaisante mais l'impossibilité d'estimer la mortalité due au marquage rend l'estimation inacceptable.
Sumari 1974	32 lacs finlandais	superficie : 0,6-64 ha. oligo ou mésotrophiques dont beaucoup contiennent de l'humus.	**empoisonnement** (roténone)	-	**Technique de quadrats** pour estimer les poissons gisant sur le fond.			*1,8-26,2* *moy : 11,9*	-La quantité de poissons coulés varie de 0 à 8,6 kg/ha avec une moyenne de 3,1 kg/ha.
Micha et de Moffarts 1975	La Sambre (B)	profondeur du secteur : 2,34 m largeur du secteur : 32 m. pas de circulation fluviale	**pêche électrique**	**?**	**Méthode de Schnabel.**		*26*	*17*	-"Ces chiffres sont loin d'être satisfaisants et ne constituent qu'une première approche des densités."

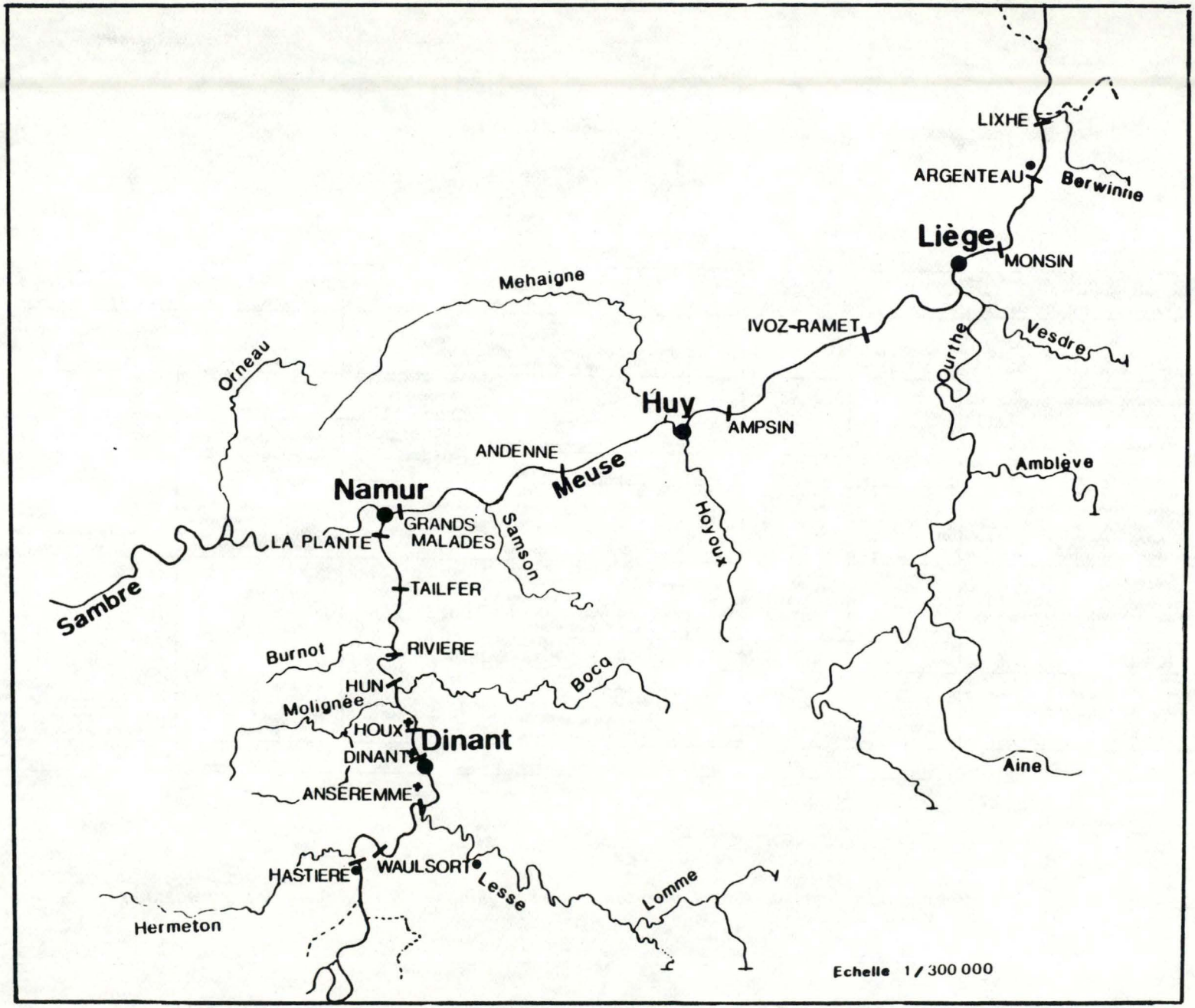


Fig. 37 : Cartographie de la Meuse et localisation actuelle des barrages. - (Micha 1985)

4. PRESENTATION DE LA MEUSE.

4.1. Sa géographie.(fig 37)

Française d'origine, la Meuse prend sa source sur le plateau de Langres à 402 mètres d'altitude. Elle parcourt 925 km. dont 492 en France, 194 en Belgique et 239 aux Pays-Bas avant de se jeter dans la mer du Nord au sud de Rotterdam.
Son bassin versant couvre 36011 km^2 dont 13489 en Belgique, soit 40 % du bassin et 44 % de la superficie du pays.
De l'amont vers l'aval, la Meuse collecte les eaux de la Chiers, la Semois, la Lesse, la Sambre, l'Ourthe, la Rur et le Niers. On appelle Meuse moyenne inférieure, le tronçon "Namur-Liège" par opposition à la Meuse moyenne supérieure qui s'étend de la frontière franco-belge à Namur.

4.2. Son bassin versant.

Une bonne partie du bassin mosan repose sur des terrains calcaires. Il est l'objet d'une agriculture importante susceptible de contaminer indirectement les eaux de la Meuse par des pesticides et des agents eutrophisants (d'Udekem d'Acoz 1987). Les régions de Charleroi et de Liège se caractérisent par une densité humaine élevée et une forte concentration de complexes industriels d'où les risques d'eutrophisation et de pollutions organique et chimique.

4.3. Ses aménagements.

Le cours de la Meuse a été profondément modifié. Les aménagements actuels visent 3 objectifs : permettre la navigation de bateaux de 9000 tonnes dans la Meuse moyenne inférieure et de 1350 tonnes dans la Haute-Meuse (diminution du nombre d'écluses), lutter contre les inondations (augmentation des profondeurs, régularisation du lit mineur) et enfin, produire de l'électricité (Verniers 1988, Borlée 1988).
De ce programme de modernisation, résultent :

- le remplacement des anciens barrages par de nouvelles installations à vannes électromécaniques;
- une consolidation des berges;
- une rectification du cours de la Meuse.

Ces travaux sont actuellement en cours en Meuse moyenne suppérieure : 4 barrages sont terminés, 3 en construction et 2 en projet.

4.4. Son hydrologie.

La Meuse est une rivière à régime pluvial des zones tempérées : ses débits présentent un maximum en hiver (février) et un minimum en été (juillet-septembre) (fig 38). La moyenne annuelle avoisine 200 m^3 par seconde à Tailfer et 300 à Liège. Néanmoins, malgré les aménagements, les variations journalières du débit sont spectaculaires (Vereestraeten 1972). Les variations annuelles sont plus marquées pour les débits moyens d'hiver en raison des crues exceptionnelles.

4.5. Sa physicochimie.

Les eaux de la Meuse correspondent au type "calcaire riche" (PH supérieur à 7.5 et dominance des ions calcium et bicarbonates) (fig 39). La composition chimique naturelle de l'eau est très variable et plus ou moins altérée par les apports de rejets pollués. La qualité de la Meuse moyenne supérieure est bonne (indice diatomique - classe 1B ou 2 - qualité satisfaisante - Descy 1985). Par contre, en aval, les apports de la Sambre perturbent cette qualité mais c'est principalement dans la région liégeoise qu'elle est la plus faible (déficit en oxygène, métaux lourds, sels divers, indice diatomique - classe 3 - pollution moyenne à grave - Descy 1985 et van Craenenbroek 1988). Le tableau XII ainsi que la figure 40 en témoignent. Notons que la richesse en nitrates entraîne momentanément des blooms phytoplanctoniques entraînant des variations extrêmes de la teneur en oxygène.

Le régime thermique naturel de la Meuse est, sur la majeure partie de son cours, modifié par l'adjonction d'effluents réchauffés des industries, des centrales classiques et des centrales nucléaires de Chooz et de Tihange (Philippart et al., 1988).
A Tailfer (35 km.), le profil des températures journalières relativement stable en début d'année, augmente progressivement à partir de février pour atteindre un maximum en juillet - août (fig. 41).

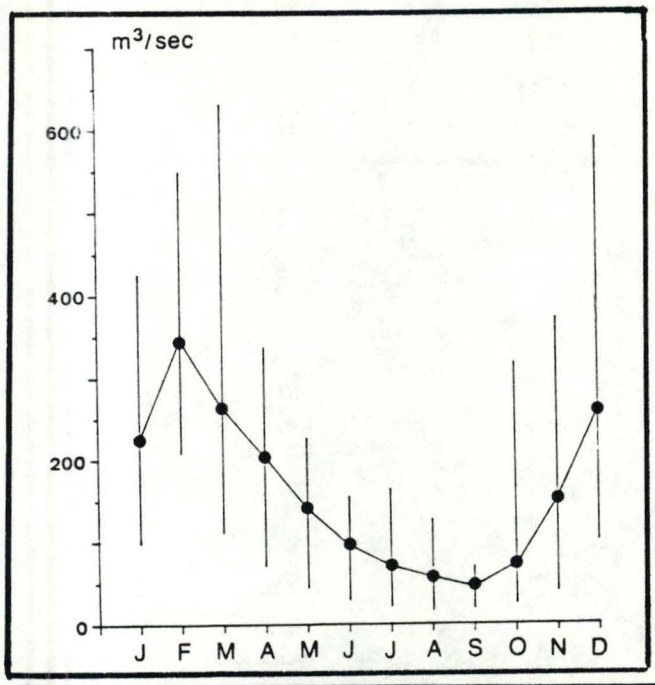


Fig. 38 : Débits mensuels moyens de la Meuse à Ampsin-Neuville pour la période 1971-1979 . - (Philippart et al. 1988)

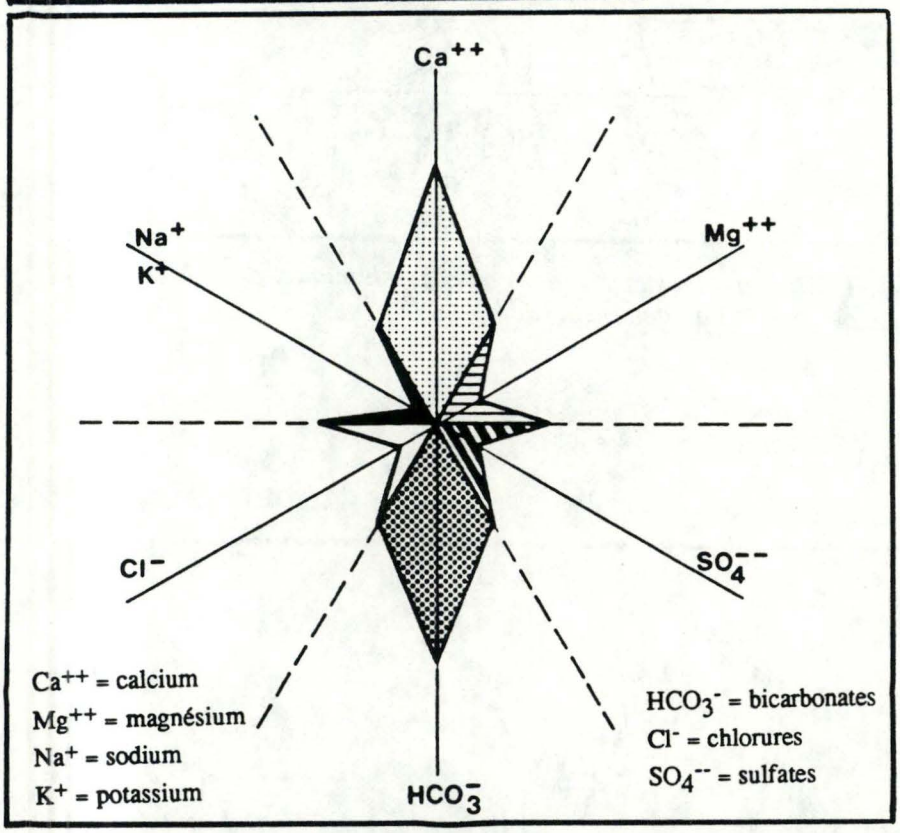


Fig. 39 : Diagramme ionique de l'eau à Heer-Agimont (frontière franco-belge). - (Pilette 1988)

***Tableau XII**: Concentration de quelques polluants dans les eaux de la Haute Meuse et de la Meuse moyenne supérieure. - (Van Craenenbroeck et al. 1983)*

Distance de la source	Station	Turbidité FTU	3H Bq/l	TOC mg/l	extinction des UV à 254 nm 1/m	PCB ng/l	AOCL µg/l	Cl- mg/l	Na+ mg/l	Fe mg/l	Mn mg/l	As µg/l	Cd µg/l	Zn mg/l	No3- mg/l	Po4-3 mg/l
340	Remilly-Aillicourt	7.5	9	2	4	2.2	6.3	15	7	0.15	0.04	<1	0.2	1.01	0.07	0.01
360.6	Donchery (après la confluence avec la Chiers)	8.5	13	2.9	10	-	83.7	31	17	0.52	0.04	1	0.4	0.00	0.016	0.12
420	Laifour (après la confluence avec la Semois)	8.75	11	3.9	8	-	-	26	14	0.50	0.08	2	0.56	0.03	0.24	0.36
484	Agimont (frontière francobelge)	10.9	61	3.3	8	36.4	51.4	27	16	0.86	0.1	2	1.1	0.06	0.25	0.43
500	Anseremme	10.1	30	3.1	8	-	-	27	17	0.63	0.1	1	0.4	0.05	0.22	0.40
520	Profondeville	7.2	45	3.2	8	-	-	26	14	0.52	0.9	1	0.3	0.04	0.21	0.40

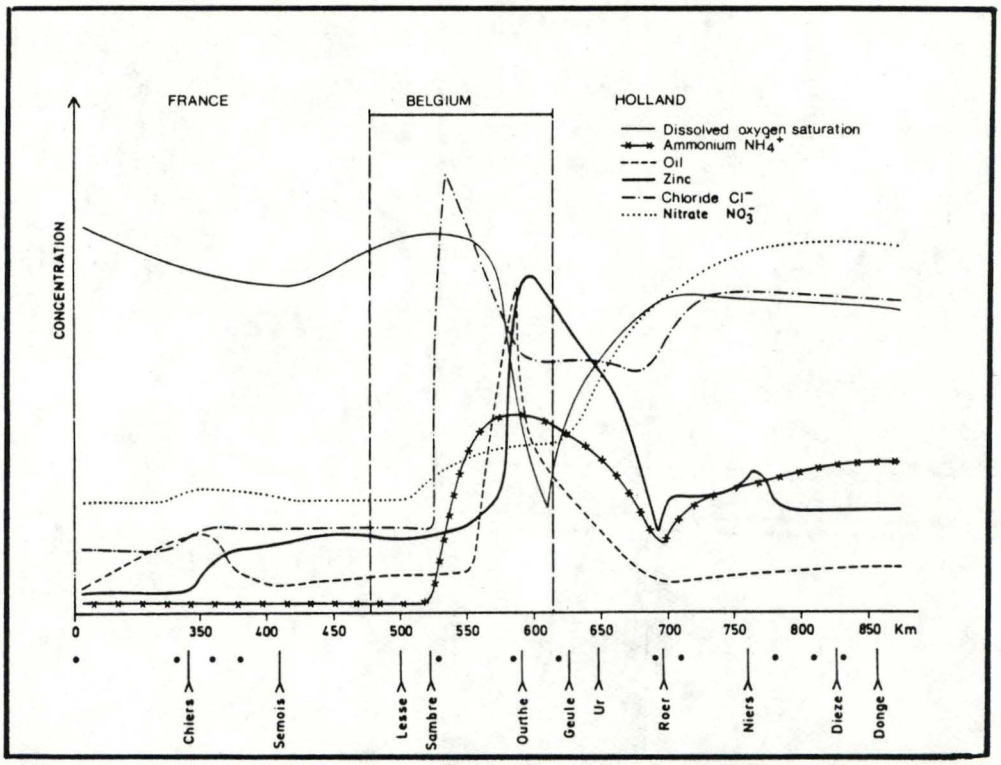


Fig. 40 : Profil longitudinal des caractéristiques physico-chimiques de la Meuse en automne 1982 . - (Van Craenenbroek et Van den Boss 1983)

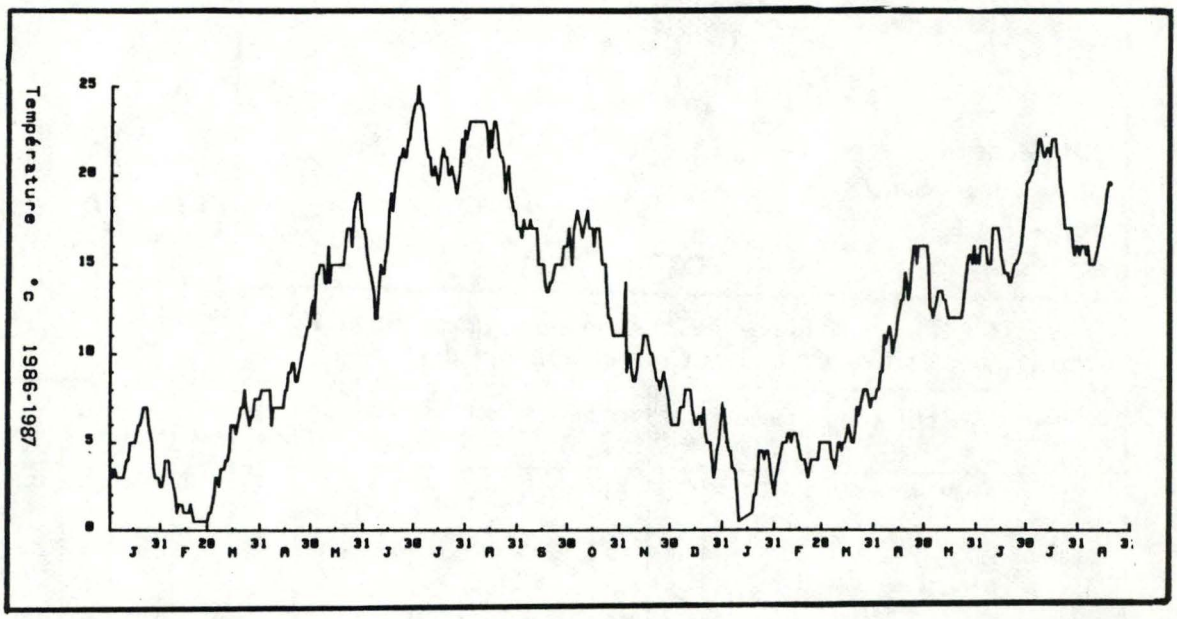


Fig. 41 : Mesures journalières de la température de l'eau enregistrée par la CIBE à Tailfer en 1987-88.

4.6. Sa faune piscicole.

Quarante-cinq espèces ont vécu ou vivent dans la Meuse belge : 25 espèces sont courantes, 6 ont été introduites récemment et 8 ont disparu (tabeau XIII). La composition spécifique de la faune piscicole mosane est homogène tout au long du fleuve. Un inventaire qualifiquatif des poissons récoltés en Meuse est présenté dans le tableau XIV.
Selon la "règle des pentes" de Huet (1949), la Meuse moyenne supérieure (pente : 0.2-0.5 m./Km., largeur moy. : 100 m.) devrait appartenir à la zone à barbeaux mais les barrages subdivisent la rivière en biefs à caractère lentique, caractère peu favorable aux cyprins d'eaux vives. Aussi, les aménagements confèrent à la Meuse moyenne supérieure la qualification de zone à Brême. En effet, le tableau VIV' qui rassemble les résultats semi-quantitatifs obtenus à l'occasion de vidanges de bâtardeaux et lors de pêches expérimentales à l'electricité et aux filets maillants montre que les cyprins d'eaux courantes (barbeaux, hotu, chevaine et vandoise) représentent seulement 7.2 % de la biomasse totale. Une même conclusion est tirée des observations faites dans les passes à poissons et par les pêcheurs à la ligne depuis ces trente dernières années.

4.7. Sa gestion piscicole

Selon la loi du 1er juillet 1954, la pêche sportive fluviale -la pêche professionnelle n'existe plus en Wallonie- est actuellement gérée par le Service des forêts, de la chasse et de la pêche du Ministère de la Région Wallonne.
La gestion piscicole, fortement conditionnée par les intérêts des pêcheurs, consiste, entre autres, à rempoissonner les cours d'eau et à contrôler les déversements. Sur la Meuse, cinq fédérations de pêcheurs se partagent la tâche. Le tableau XV donne, pour la période 1980-1986, les quantités moyennes de poissons déversés annuellement par fédération et par espèces. Seulement 9 espèces font l'objet de repeuplement et le gardon est de loin le plus déversé. D'après une grossière estimation de la biomasse et de la productivité piscicole de la Meuse, respectivement 250-400 kg/ha et 125-200 kg/ha/an, les rempoissonnements représenteraient environ 2 à 3 % de la biomasse ou 4 à 6 % de la productivité. Les gardons, tanches, perches et carpes déversées ont généralement une taille supérieure à la dimension légale. Les brochets d'un été (20-40 cm.) sont préférentiellement déversés malgré leur coût élevé. Avec les gardons, ils constituent d'ailleurs les 3/4 des frais de repeuplement (fig 42).
En province de Namur, les contrôles des fournitures de poissons de repeuplement sont sommaires : aucune procédure systématique d'échantillonnage et d'examen n'est prévue, aucun contrôle sanitaire n'est effectué. L'occurence de la bucéphalose larvaire du début des années 80

FAMILY - Species		Upper	Medium	Lower
CYPRINIDAE				
Leucaspius delineatus	Rain bleak	?	?	+
Leuciscus idus	Ide	-	-	ER
Leuciscus leuciscus	Dace	+	+	+
Phoxinus phoxinus	Minnow	R	R	R
Rhodeus sericeus	Bitterling	R	?	R
Rutilus rutilus	Roach	+	+	+
Scardinius erythrophthalmus	Rudd	+	+	+
Tinca tinca	Tench	+	+	+
COBITIDAE				
Cobitis taenia	Spiny loach	E	E	E
Misgurnus fossilis	Weather loach	?	ER	?
Noemacheilus barbatulus	Stone loach	R	?	R
GADIDAE				
Lota lota	Burbot	ER	-	-
ICTALURIDAE				
I. melas - A. nebulosus	*Black and brown bullhead*	+	+	+
Ictalurus punctatus	*Channel catfish*	-	+	-
SILURIDAE				
Silurus glanis	Sheatfish	-	-	R
GASTEROSTEIDAE				
Gasterosteus aculeatus	Three-spined stickleback	+	+	+
COTTIDAE				
Cottus gobio	Bullhead	R	R	R
CENTRARCHIDAE				
Lepomis gibbosus	*Pumpkinseed*	-	+	+
PERCIDAE				
Gymnocephalus cernua	Ruffe	+	+	+
Perca fluviatilis	Perch	+	+	+
Stizostedion lucioperca	*Pike-perch*	+	+	+
PLEURONECTIDAE				
Platichthys flesus	Flounder	-	ER	-
PETROMIZONIDAE				
Petromyzon marinus	Sea lamprey	E	E	E
Lampetra fluviatilis	River lamprey	E	E	E
Lampetra planeri	Brook lamprey	(?)	E	E
ACIPENSERIDAE				
Acipenser sturio	Sturgeon	E	E	E
CLUPEIDAE				
Alosa alosa alosa	Allis shad	E	E	E
Alosa alosa fallax	Twaite shad	E	E	E
ANGUILLIDAE				
Anguilla anguilla	Eel	+	+	+
ESOCIDAE				
Esox lucius	Pike	+	+	+
COREGONIDAE				
Coregonus oxyrhynchus	Houting	E	E	E
THYMALLIDAE				
Thymallus thymallus	Grayling	R	-	R
SALMONIDAE				
Salmo salar	Atlantic salmon	E	E	E
Salmo trutta trutta	Sea trout	R	R	R
Salmo trutta fario	Brown trout	R	R	R
Salmo gairdneri	*Rainbow trout*	+	+	+
CYPRINIDAE				
Abramis brama	Common bream	+	+	+
Alburnus alburnus	Bleak	+	+	+
Alburnoides bipunctatus	Stream bleak (Spirlin)	R	-	R
Barbus barbus	Common barbel	+	+	+
Blicca bjoerkna	White bream	+	+	+
Carassius carassius	Crucian carp	+	?	+
Carassius auratus	*Goldfish*	-	-	+
Chondrostoma nasus	Hotu or Nase	+	+	+
Cyprinus carpio	Common carp	+	+	+
Gobio gobio	Gudgeon	+	+	+
Leuciscus cephalus	Chub	+	+	+

E = Extinct species
ER = Very small number (1 or 2) of specimens recorded = species virtually extinct as a reproducing population
R = Rare species

+ = Regular occurrence
- = Never recorded
? = Not recorded but possible presence

Upper = Upstream from Namur
Medium = Namur-Liège
Lower = Downstream from Liège

Italics = Introduced species

***Tableau XIII** : Liste et statut des espèces piscicoles trouvées dans la Meuse belge. - (Philippart et al. 1988)*

Tableau XIV : Inventaire qualitatif des espèces récoltées en Meuse lors de deux campagnes de pêches réalisées en 1984 (ministère de la Région wallonne 1985) et lors de pêches réalisées en 1984, 85 et 86 en amont de Namur (CEN 1986)

Espèces capturées	Waulsort	Hun	Jambes	Lives	Ampsin	I-Ramet	Monsin	Argenteau	Lixhe
CYPRINIDAE									
Gardon	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Vandoise	-	+	+	+	+	+	+	+	+
Chevaine	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Hotu	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Goujon	+	+	-	+	+	+	+	+	+
Ablette	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Brême bordelière	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Brême commune	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Rotengle	-	-	-	+	+	+	-	-	-
Ide mélanotte	-	-	-	-	-	-	+	-	-
Tanche	+	+	-	-	-	-	+	-	-
Barbeau	+	+	+	-	+	-	-	+	+
Carpe	-	+	-	-	-	-	-	-	-
PERCIDAE									
Perche	+	+	-	+	+	+	+	+	+
Sandre	+	+	+	+	+	+	-	-	+
Grémille	+	-	-	+	-	+	+	+	+
ESOCIDAE									
Brochet	+	-	-	+	-	+	+	-	-
ANGUILLIDAE									
Anguille	+	+	-	-	+	+	-	+	+
COBITIDAE									
Loche franche	-	-	-	+	-	-	-	-	-
SALMONIDAE									
Ombre	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Truite fario	+	-	-	+	-	-	-	-	-
Truite de mer	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Truite arc-en-ciel	-	+	-	-	-	-	-	-	-
COTTIDAE									
Chabot	-	+	-	+	-	-	-	-	-
GASTEROSTEIDAE									
Epinoche	-	+	-	-	-	-	-	-	-

Tableau XIV' *: Effectif et biomasse des populations piscicoles mosanes caculés à partir de pêches expérimentales et de vidanges de bâtardeaux.- (Philippart et al., 1988).*

Species	Numbers	%	kg	%	Rank in biomass
Alburnus alburnus	9 549	47.3	96.0	10.4	3
Rutilus rutilus	5 356	26.5	321.0	34.9	1
Anguilla anguilla	1 296	6.4	33.0	3.5	7
Tinca tinca	1 030	5.1	180.0	19.5	2
Gobio gobio	833	4.1	17.0	1.9	11
Scardinius erythrophthalmus	617	3.1	22.0	2.4	10
Perca fluviatilis	475	2.4	26.0	2.8	9
Leuciscus cephalus	332	1.6	28.0	3.0	8
Bream (2 spp.)	276	1.4	52.0	5.6	5
Chondrostoma nasus	157	0.8	33.0	3.6	6
Gasterosteus aculeatus	59	0.3	-	-	-
Cyprinus carpio	57	0.3	86.0	9.3	16
Leuciscus leuciscus	38	0.19	1.5	0.2	16
Esox lucius	26	0.13	14.6	1.6	12
Barbus barbus	17	0.08	0.4	0.04	13
Gymnocephalus cernua	17	0.08	0.4	0.04	19
Salmo trutta trutta	13	0.06	2.4	0.3	15
Noemacheilus barbatula	8	0.04	0.1	0.01	-
Carassius carassius	7	0.03	2.8	0.3	14
Leucaspius delineatus	6	0.03	0.05	0.01	-
Lepomis gibbosus	4	0.02	0.1	0.01	20
I. melas - A. nebulosus	4	0.02	0.8	0.1	17
Phoxinus phoxinus	3	0.01	0.01	0.01	-
Salmo gairdneri	2	0.01	0.4	0.05	18
Rhodeus sericeus	1	0.01	0.05	0.01	-
Total	20 183		912.2		

Tableau XV : Quantités moyennes de poissons déversés annuellement en Meuse durant la période 1980-86 (en kg). - (Delvingt 1988)

Province	Fédération	Gardon	Tanche	Perche	Brochet	Carpe	Divers	Total
Namur	Haute Meuse	3.530	603	676	398	218	385	5.810
	Andenne	1.028	47	48	112	26	0	1.261
Liège	Haute Meuse	1.333	174	201	254	124	6	2.092
	Pêche & Loisirs	999	76	59	0	26	32	1.192
	Basse Meuse	1.558	143	19	99	293	76	2.188
Total		8.448	1.043	1.003	863	687	499	12.543

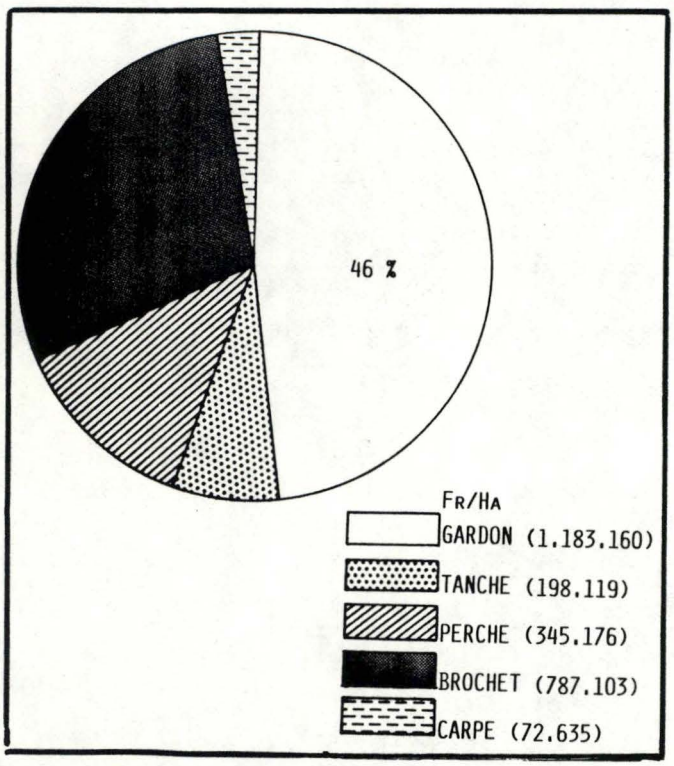


***Fig. 42** : Estimation du coût des déversements effectués en Meuse durant la période 1980-86. - (Delvingt 1988)*

étudiée par Lejeune et al. (1985) témoigne sans doute du laxisme des autorités namuroises. En outre, un examen du poisson à déverser sera dorénavant assuré par le Service de la pêche (Delvingt, 1988). L'incidence des repeuplements sur la population piscicole indigène n'est pas connue. Néanmoins, Gillet et al. (1984) ont, pour le gardon, différencié les individus de pisciculture des autochtones par l'examen de la croissance plus rapide pour les premiers. Ainsi, entre 1976 et 1981, ils constate que les animaux déversés sont devenus majoritaires (90 % en 1981 par rapport à 20 % en 1976), la régression de la population autochtone étant sans doute la conséquence de mauvaises conditions de reproduction et de survie et d'un aménagement non écologique de la Meuse.

5. MATERIEL ET METHODES

5.1. Description des sites étudiés dans le bief de Waulsort.

Le bief de Waulsort s'étend sur 7.5 km. (km. 8.5 à 16 à partir de la frontière franco-belge) ; la partie échantillonnée se situe en amont de ce tronçon (photos 1à4).

L'état des berges est schématisé à la figure 43. Le perré à un palier est colonisé par des nénuphars, linaires et gaillet tandis qu'une roselière (avec des Iris, Carex, Salicaires, Phragmites, Cirses, Armoises et Saponaires) longe le perré à deux paliers. L'île de Waulsort est caractérisée par un couvert boisé de plus en plus rudéral vers l'amont (Verniers, 1988). Pour des raisons pratiques, seulement 10 secteurs ont été délimités (fig. 44) : une description systématique en est présentée ci-dessous.

Tableau XVI : Localisation et description des berges et végétations des secteurs étudiés.

secteur		*nature de la berge*	*hauteur*	*végétation*
1	300 premiers m. du môle de l'écluse.	ancien perré à sec (un palier)	1-2 m.	végétation herbacée très mélangée
2	300 m. à l'aval du secteur 1	ancien perré à sec (deux paliers)	1-2 m.	roselière et herbacées de zone humide
3	berge gauche de l'île (300 m.)	perré à sec	2-4 m.	couvert boisé de plus en plus rudéral vers l'amont
10	berge droite de l'île (300 m.)	berge naturelle	2-4 m.	
8	berge droite du fleuve opposée à l'île (300 m.)	mur betonné suivi d'un perré cimenté	1-2 m. 2-4 m.	végétation herbacée parsemée d'arbustes
4	rive droite débutant au niveau de la pointe aval de l'île jusqu'au port de plaisance (650 m.)	gabions et enrochements	2-4 m.	herbacées, arbustes et un couvert forestier
5	berge droite, km 9.8-10.6 (800 m.)	perré cimenté suivi d'un perré à sec	2-4 m.	flore arbustive et forestière (50 % de recouvrement)
6	200 m. situé en amont de la noue du Colébi	berge naturelle en pente douce	1-2 m.	prairies
7	secteur longeant la noue (375 m.)	perré cimenté	1-2 m.	herbacées et quelques arbustes
9	rive gauche, 300 m. en aval de l'écluse (200 m.)	perré cimenté	2-4 m.	

Photo 1 *: Vue sur la pointe avale de l'île de Waulsort.*

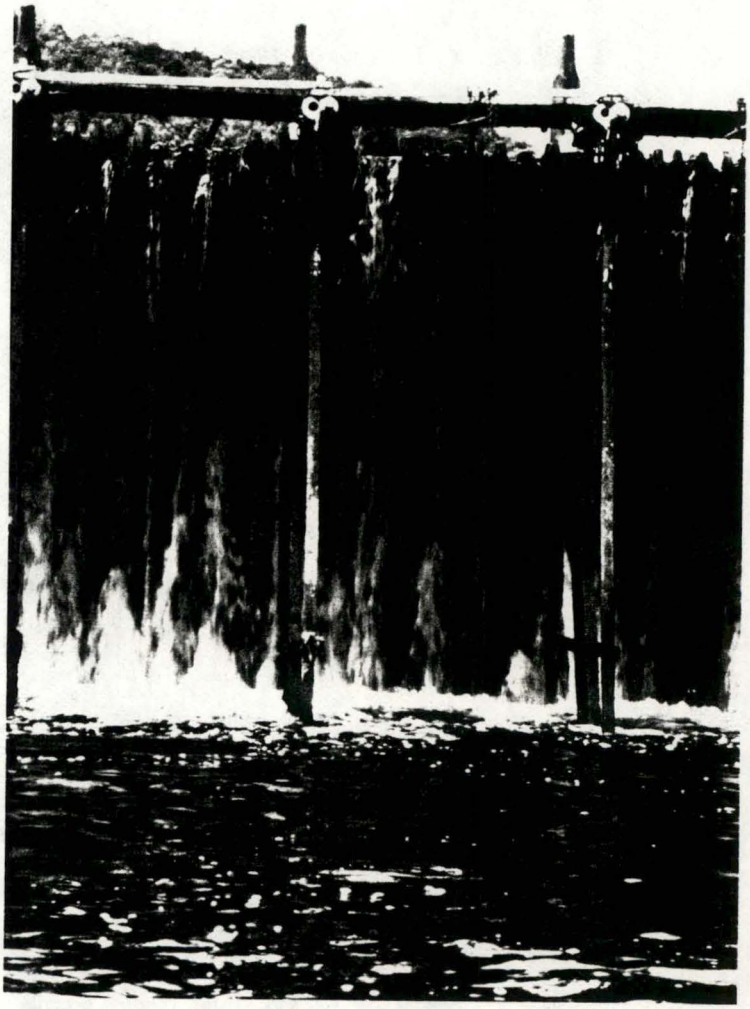


Photo 2 *: Le barrage à aiguille de Waulsort.*

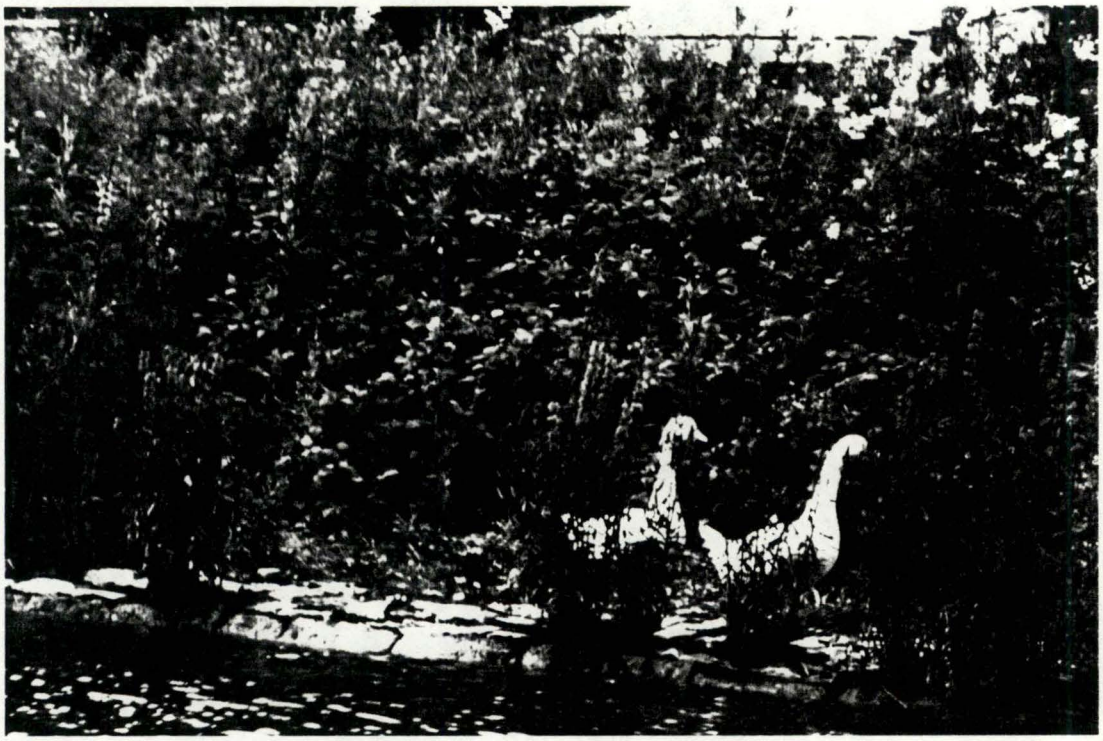


Photo 3 *: Le môle de l'écluse.*

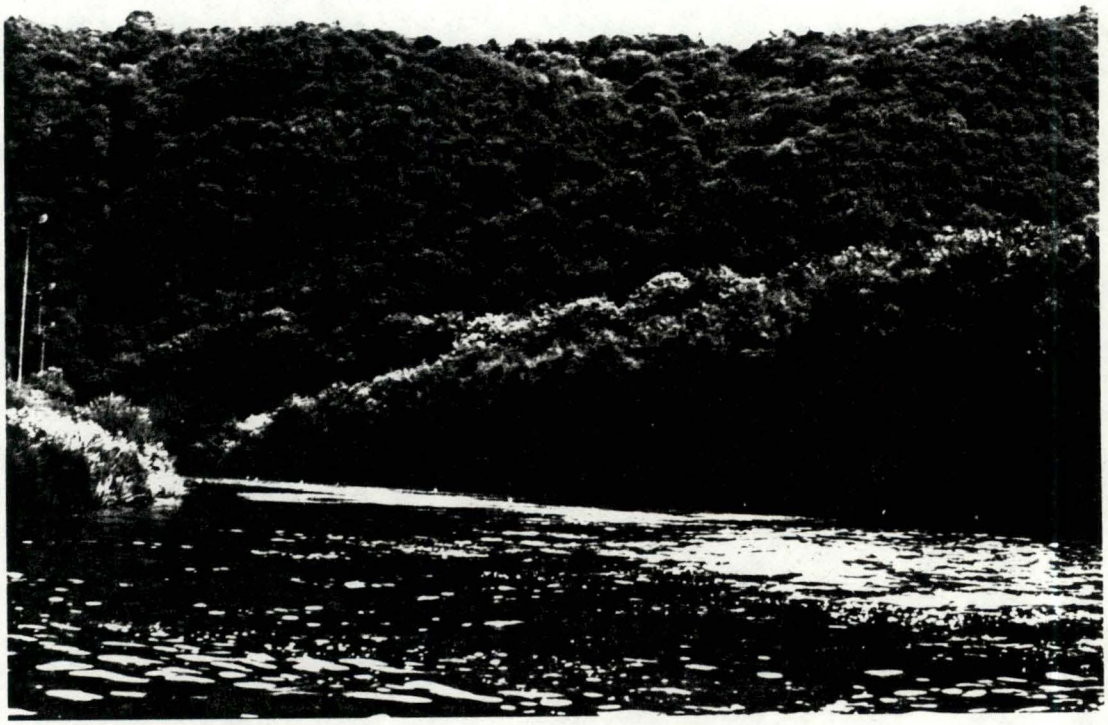


Photo 4 *: Berge gauche de l'île : endroit de prédilection des pêcheurs à la ligne.*

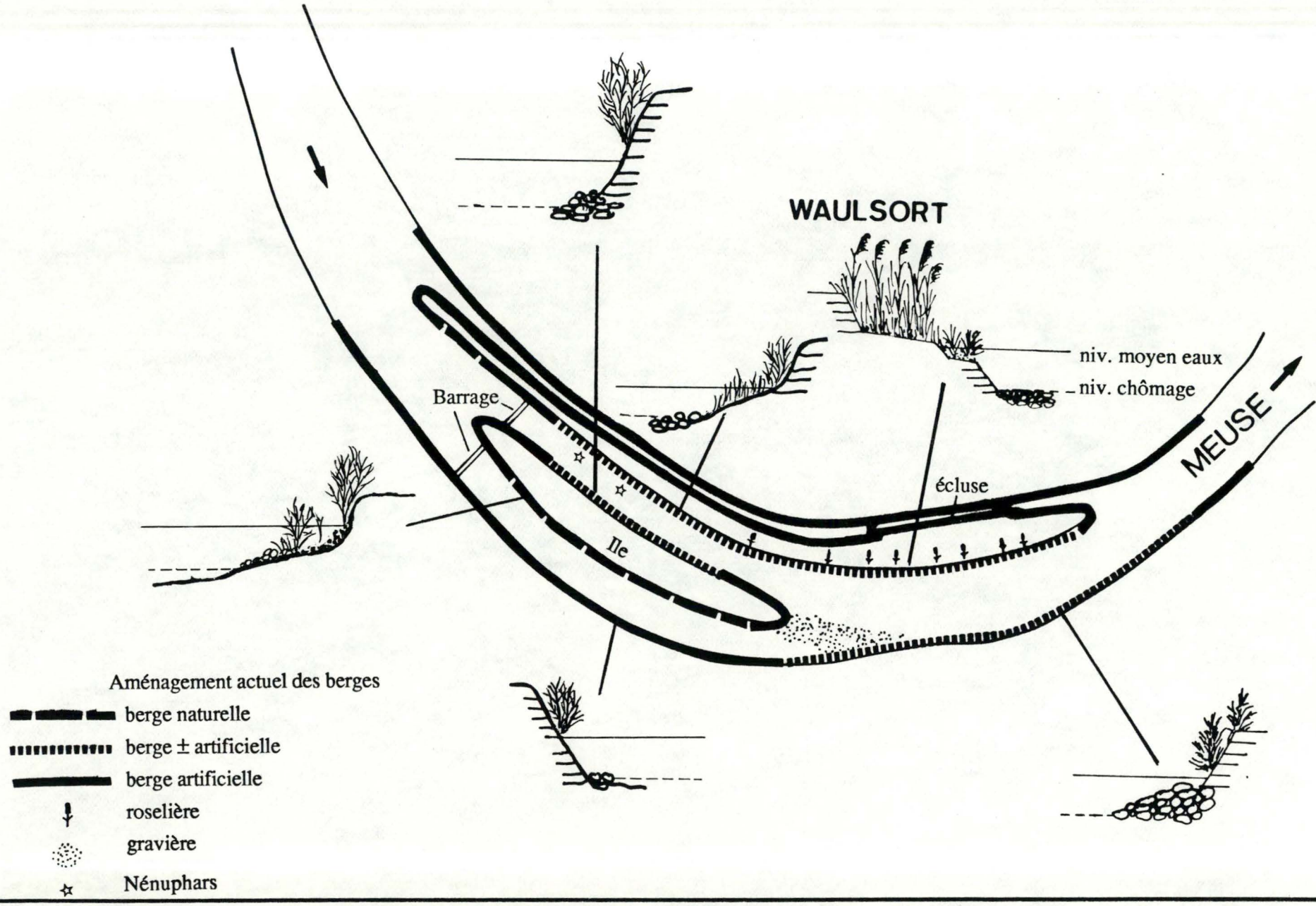


Fig. 43 : Schématisation de la nature des berges en partie amont du bief de Waulsort.
- (Verniers, comm. pers.)

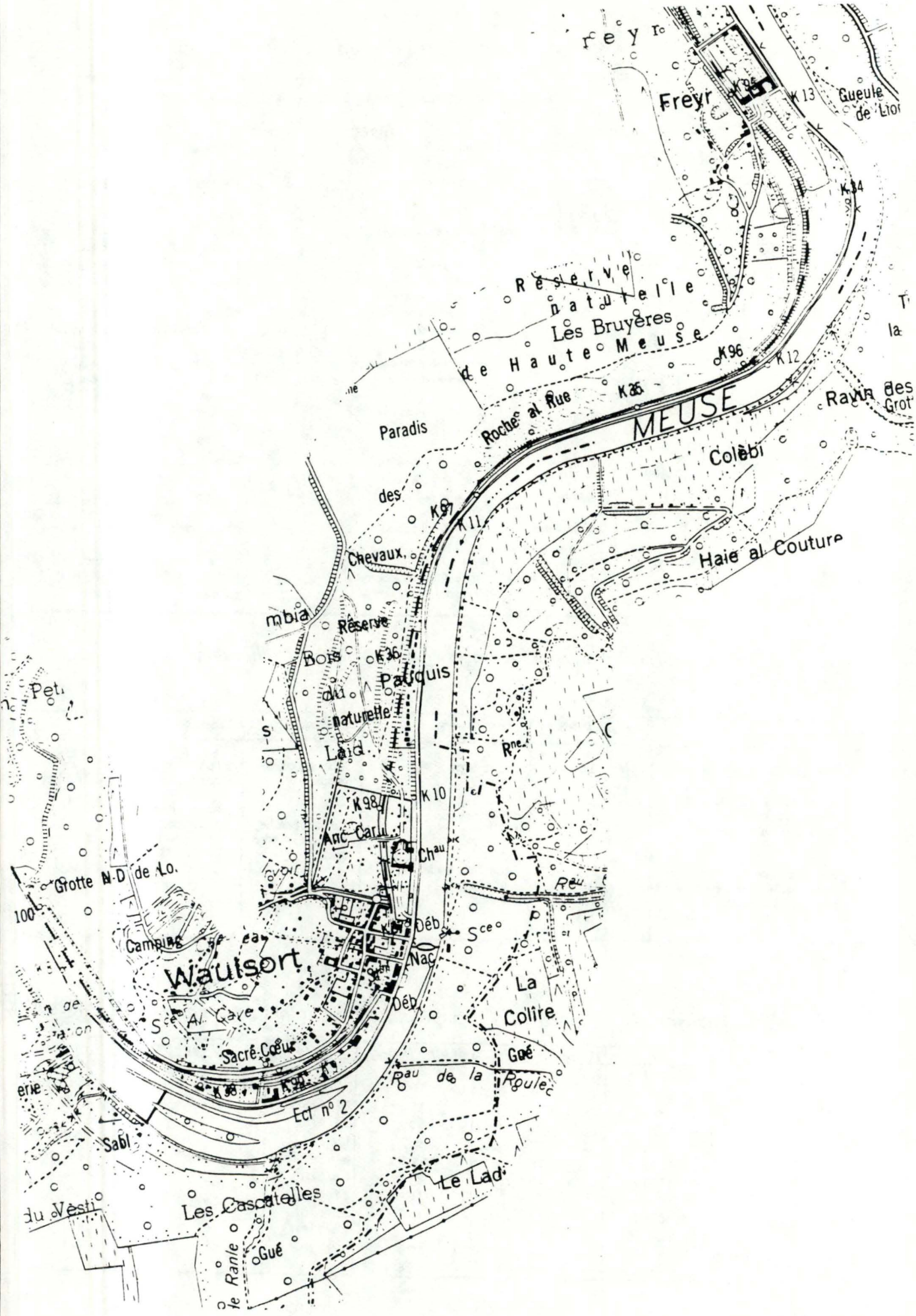


Fig. 44 : Délimitation des 10 secteurs échantillonnés lors des pêches électriques.

Tableau XVII : Inventaire des espèces piscicoles pêchées à Waulsort en 1988.

LISTE SYSTEMATIQUE DES ESPECES PISCICOLES OBSEVEES A WAULSORT (1987-1988).

Salmonidae	*Salmo trutta fario*	truite fario	brown trout
Esocidae	*Esox lucius*	brochet	pike
Cyprinidae	*Cyprinus carpio*	carpe	carp
	Carassius carassius	carassin	crucian carp
	Barbus barbus	barbeau	barbel
	Gobio gobio	goujon	gudgeon
	Tinca tinca	tanche	tench
	Chondrostoma nasus	hotu	nase
	Abramis brama	brème	bream
	Blicca bjoerkna	brème bordelière	silver bream
	Rutilus rutilus	gardon	roach
	Scardinius erythrophthalmus	rotengle	rudd
	Alburnus alburnus	ablette	bleak
	Leuciscus cephalus	chevaine	chub
	Leuciscus leuciscus	vandoise	dace
	Leuciscus idus	ide	orfe
Cobitidae	*Nemacheilus barbatulus*	loche franche	stone loach
Anguillidae	*Anguilla anguilla*	anguille	eel
Centrarchidae	*Lepomis gibbosus*	perche soleil	pumkinseed
Percidae	*Perca fluviatilis*	perche	perch
	Stizostedion lucioperca	sandre	pike-perch
	Gymnocephalus cernua	grémille	ruffe

Tableau XVIII : Localisation et caractérisation des frayères effectives ou potentielles dans le bief de Waulsort (tiré de Verniers,1988)

Biefs	Situation (km - rive)	Longueur (km ±)	Type de berge	Espèces	Remarques
Waulsort	Rive gauche mole km 8,5	0,6	ancien perré	brochet, sandre perche	menacée de disparition (construction barrage de Waulsort)
	Rive droite île de Waulsort				
	Rive droite km 10,7	1,4	naturelle		piste de vitesse
	Noue du Colèbi km 12	0,5	naturelle	gardon, perche, grémille, sandre, brochet	fort envasée
	Rive droite km 12,3	2,2	naturelle + ancien perré		
	Rive gauche île de Moniat km 14,5	0,3	naturelle		
	Noue de Moniat km 15	0,4	naturelle		
	Total	5,4			

Tableau XIX : Conditions de température et débit lors de nos pêches expérimentales.

Date	t° de l'eau (°C)	débit (m3/s)	Date	t° de l'eau (°C)	débit (m3/s)
8/4/87	11	244	13/4/88	10.5	262
20/4/87	13	163	20/4/88	15	200
29/4/87	16	128	27/4/88	14.5	147
6/5/87	12.5	108	26/5/88		98
21/5/87	12	117	1/6/88		135
5/6/87	16	95.5	9/6/88		95
29/7/87	16	215	14/6/88		90
12/8/87	16.5	161	21/6/88		76
26/8/87	17	147	28/6/88		60
9/9/87	17	76	14/7/88		80
30/9/87	14	130	27/7/88		153
27/10/87	10	194			

Les espèces dominantes sont le chevaine , le gardon, l'ablette, la perche et la grémille. Un inventaire qualitatif des espèces recueillies lors des pêches de 1988 est représenté dans le tableau XVII. Le tableau XVII reprend, quant à lui, les sites de fraie effectifs et potentiels du bief considéré.

Le 14 septembre 1987, 300 barbeaux bagués ont été déversés par J-C Philippart au niveau du port de plaisance.

Terminons en signalant que ce site fait l'objet d'une controverse : il présente un intérêt touristique et écologique (frayères, diversité de la faune et flore) pour lequel les aménagistes ne semblent pas tellement préoccupés. En outre, la construction d'un nouveau barrage contribuera indirectement à cette étude par l'installation de bâtardeaux où les poissons emprisonnés pourront être capturés, marqués et rejetés dans le cours d'eau.

5.2. Organisation des pêches expérimentales.

Depuis 1987, à l'exception des saisons hivernales et des périodes de crue, les pêches ont été programmées environ toutes les quinzaines en 1987 et toutes les semaines en 1988. Les conditions de températures et de débits sont reprises pour chaque pêche dans le tableau XIX. Les poissons sont capturés par trois méthodes : la pêche au filet maillant, la pêche électrique et la nasse.

La pêche au filet se pratique à l'aval des barrages ou à la pointe de l'île dans des courants relativement calmes. Les filets maillants monofilaments mesurent 1.50 m. de haut et 50 m. de long et se composent d'une trame de nylon vert de mailles de 30-40-50-60 mm. Le diamètre du nylon et le temps de pose sont définis ci-dessous.

Tableau XX *: Caractérisation des filets maillants utilisés en Meuse moyenne supérieure lors de pêches expérimentales de 1987-1988.*

filet	taille de la maille (mm k.t.k)	hauteur (m)	largeur (m)	diamètre du nylon (mm)
1	30	1.5	50	20/100
2	40	1.5	50	20/100
3	50	1.5	50	30/100
4	60	1.5	50	30/100
5	80	1.5	50	30/100

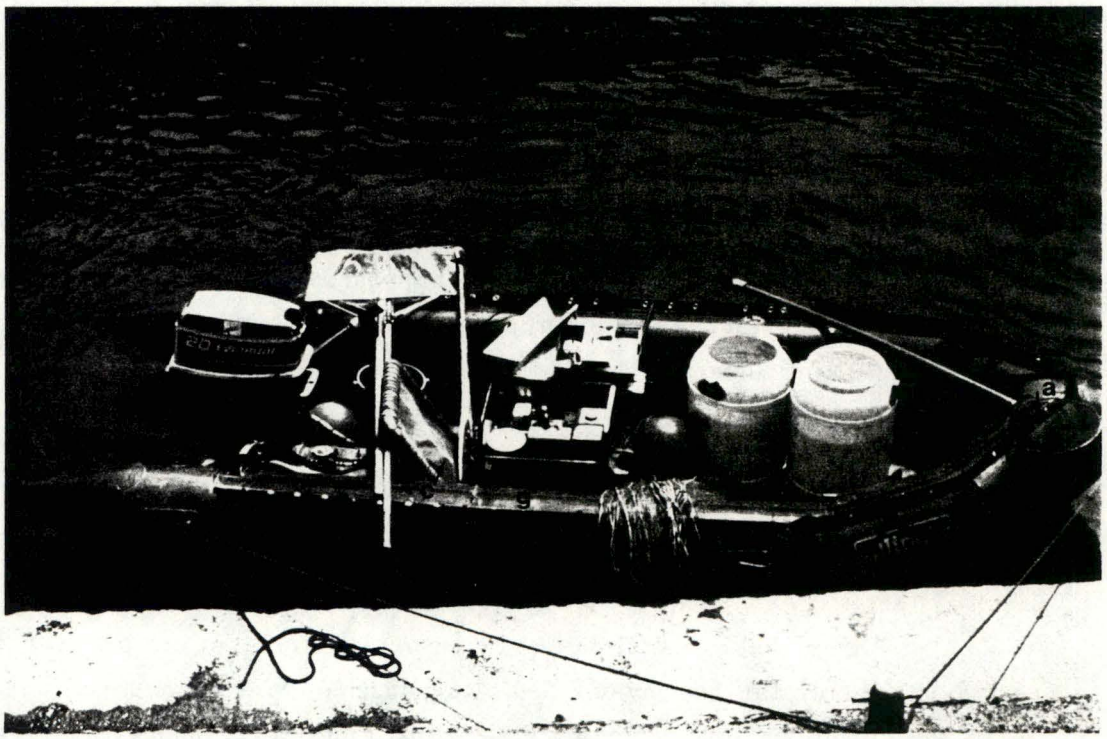


Photo 5 *: Equipement utilisé pour la pêche electrique*
a - anode
c - cathode
g - groupe electrogène
e - épuisettes

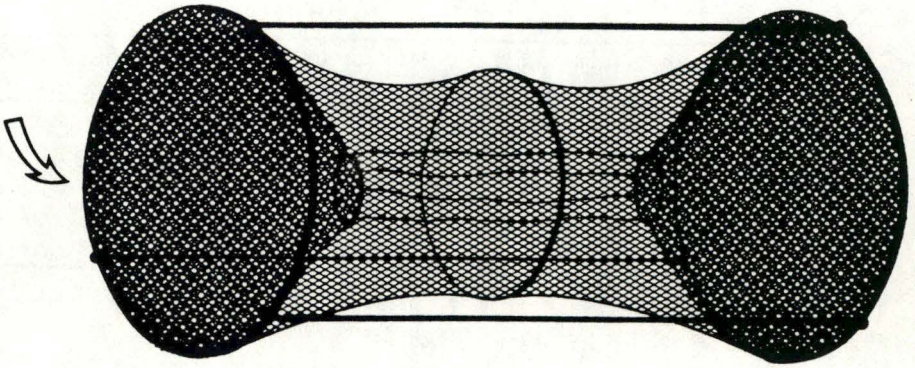


Fig. 45 *: Dessin de la nasse placée à l'entrée de la noue du Colébi.*

Selon les circonstances, ce temps de pose n'a pas toujours été respecté.
La pêche électrique s'effectue par secteur, le long des berges à environ deux mètres de la rive à partir d'un canot pneumatique de marque SILLINGER-TRS 420 UM (4 pers.) équipé d'un moteur EVINRUDE de 20C.V. Les secteurs sont délimités à la figure XII. Deux groupes électrogènes ont été employés. Le premier est un alternateur (3.6 K.W.) associé à un moteur 4 C.V. Briggs et Stratton. Il génère soit un courant pulsé réglable en intensité et en fréquence, soit un courant redressé utilisé à 420 Volts pour une intensité de 5-6 Ampères. Il fut hors d'usage à partir du 27 avril 1987. Le second est une dynamo Air et Lumière (1.8 K.W.) munie d'un moteur Bernard à 4 temps : elle produit un courant continu utilisé à une tension avoisinant 300 Volts pour une intensité de 5 à 6 ampères. La cathode consiste en un treillis de cuivre d'environ 40 cm. de diamètre monté sur armature flottante et relié au générateur par un câble multibrin soutenu par des flotteurs et dont la section égale 5 $mm.^2$. Celle-ci est traînée à l'arrière de l'embarcation tandis que l'anode (disque inox grillagé de 30 cm. de diamètre fixé au bout d'un manche d'1.6 m. relié au groupe électrogène par un cable multibrin de 4 $mm.^2$) est plongée régulièrement dans l'eau. Les poissons assommés sont capturés avec une épuisette et entreposés dans des bassins installés sur le bateau (photo 5).
Au printemps, pendant la période présumée de fraye, une nasse a été placée à l'entrée de la noue de Colébi. Elle est composée de filets à petites mailles et comprend deux ouvertures coniques permettant l'entrée mais non la sortie du poisson (fig 45). Ce procédé de pêche fut très peu efficace en 1988.

5.3. Organisation des vidanges de bâtardeaux.

En collaboration avec le Service de la pêche, nous avons pu réaliser la vidange de quatre bâtardeaux dressés à l'occasion de la construction des nouveaux barrages d'Anseremme, d'Yvoir, de Rivière et de Houx. Les poissons sont récoltés par pêche électrique dans les poches d'eau subsistant après un assèchement partiel. La pêche necessite une équipe de minimum 5 personnes : un manipulateur d'anode, 2 porteurs d'épuisettes se tenant de part et d'autre de ce dernier, une personne pour maintenir le cable et une dernière pour soutenir la bourriche (cfr. Micha et Ruwet 1970 pour le déroulement de la pêche).
Plusieurs passages sont généralement effectués dans les zones riches en poissons tandis que d'autres poches restent inaccessibles ou peu propices à ce type de pêche. Les animaux capturés sont comptés, mesurés (longueur totale) et rejeté dans le fleuve. Connaissant la surface du chantier, il est aisé de déterminer la densité présente dans le milieu.

PORT PAYE PAR LE DESTINATAIRE

Ne pas affranchir S.V.P.

Expéditeur :

Mr .....

n° ..... rue .....

à .....

A. GILLET
Unité d'Ecologie des Eaux Douces
Facultés Universitaires de Namur
61, rue de Bruxelles
B-5000 NAMUR

Afin d'étudier le comportement de migration de certaines espèces de poissons (sandre, perche, brochet, barbeau,etc...), un certain nombre d'entre-eux ont été bagués sur une des nageoires . Si vous capturez l'un ou l'autre de ces poissons, pouvez-vous remplir et nous renvoyer le formulaire suivant :

ESPECE : ..... N° de la MARQUE : .....
DATE DE CAPTURE : ..... RIVIERE : .....
EMPLACEMENT PRECIS : .....
LONGUEUR (cm) : ..... POIDS (g) : ..... REMIS A L'EAU : OUI/NON
Nbre TOTAL DE POISSONS CAPTURES DE CETTE ESPECE : .....
OBSERVATIONS : .....

ESPECE : ..... N° de la MARQUE : .....
DATE DE CAPTURE : ..... RIVIERE : .....
EMPLACEMENT PRECIS : .....
LONGUEUR (cm) : ..... POIDS (g) : ..... REMIS A L'EAU : OUI/NON
Nbre TOTAL DE POISSONS CAPTURES DE CETTE ESPECE : .....
OBSERVATIONS : .....

Postez cette carte sans l'affranchir. D'avance merci pour votre collaboration.
Pour tout renseignement complémentaire : 081/22 90 61 - ext. 2433

Fig. 46 : Prototype de la carte postale à renvoyer par tout pêcheur ayant capturé un poisson marqué.

5.4. Le marquage.

Nous avons entrepris le marquage de six espèces : la perche, le chevaine, le gardon, le brochet, le barbeau et la tanche. Les modalités de marquage sont différentes suivant les espèces et la taille du poisson.
Pour les perches, brochets, barbeaux et tanches de tailles supérieures à plus ou moins 15 cm., un marquage individuel avec des bagues métalliques numérotées et de dimension proportionnée à celle de l'animal a été réalisé (photos 6 et 7).
Pour les gardons, chevaines et poissons de petite taille, un marquage collectif s'est fait par la mutilation de la nageoire pelvienne droite pour les captures de 1987 et de la gauche pour 1988 (photo 8).
Les poissons marqués en 1987 et repris en 88 sont à nouveau mutilés. (photo 10)
Les pêcheurs sont informés sur l'expérience de marquage : ils disposent de cartes préimprimées dont l'affranchissement est payé par notre laboratoire. Un prototype est exposé à la figure 46.
Notons qu'à l'heure actuelle, peu de cartes nous ont été retournées.

5.5. Mesure du poisson.

La longueur totale du poisson est mesurée au mm. près à l'aide d'une planche graduée muni d'une butée. Aucune des deux manipulations citées ci-dessus ne nécessitent un narcotique.

5.6. Traitement des données.

5.6.1. Relation "poids-longueur".

La biomasse des espèces étudiées sera déterminée à partir des poids calculés par la relation "poids-longueur", relation qui est de type :

$P = a\,L^b$ ou $\text{Log}\,P = \text{Log}\,a + b\,\text{Log}\,L$

P est le poids en g. ; L, la longueur en mm. ; a et b des constantes spécifiques. Remarquons toutefois l'obtention de constantes parfois significativement différentes pour diverses population d'une même espèce ainsi que les variations interannuelles observées pour une même population (Ricker, 1975 ; Mouneimne, 1981).
Dans notre cas, une droite de régression sera calculée pour le chevaine à partir des données de

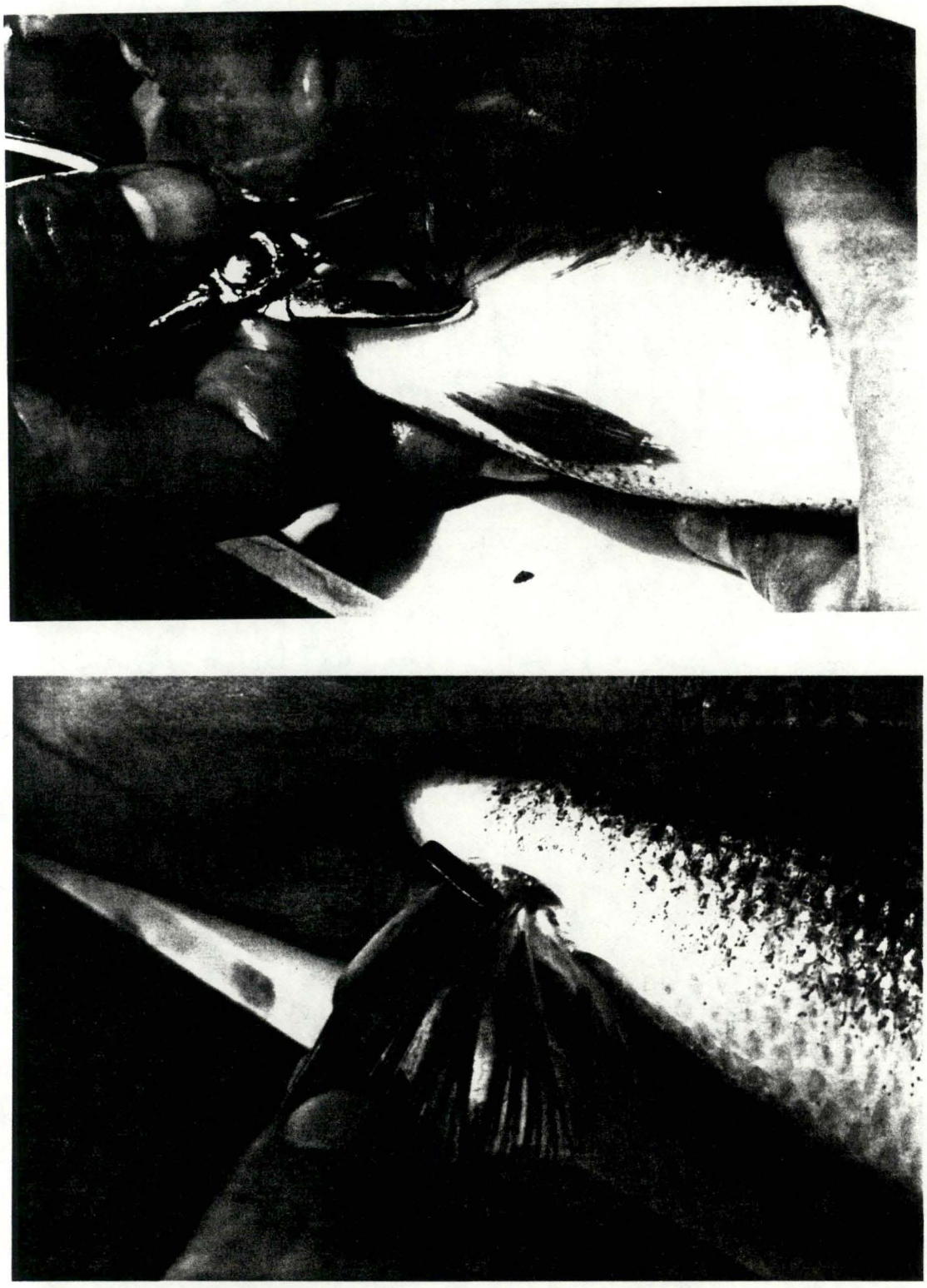


Photo 6-7 *: Application d'une agrafe métallique numérautée au niveau de la nageoire pelvienne d'une perche.*

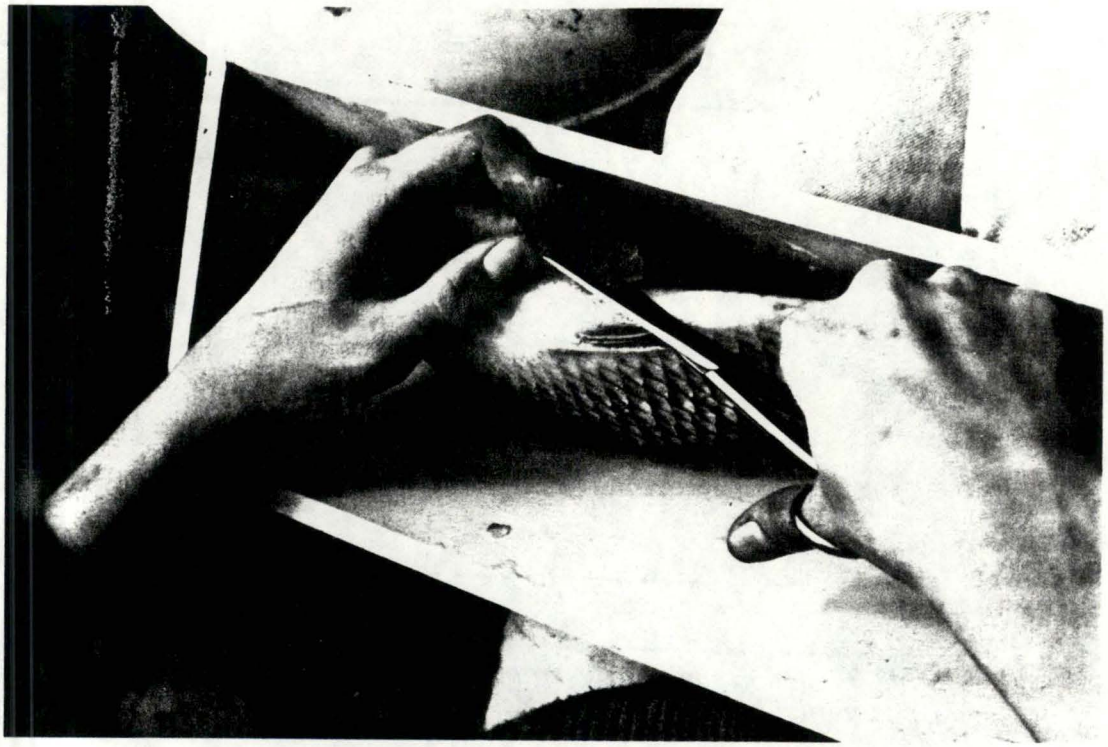


Photo 8 : Mutilation de la nageoire pelvienne d'un chevaine.

Photo 10 : Nageoire pelvienne d'un gardon en régénérescence (poisson marqué en 1987 et repris en 1988).

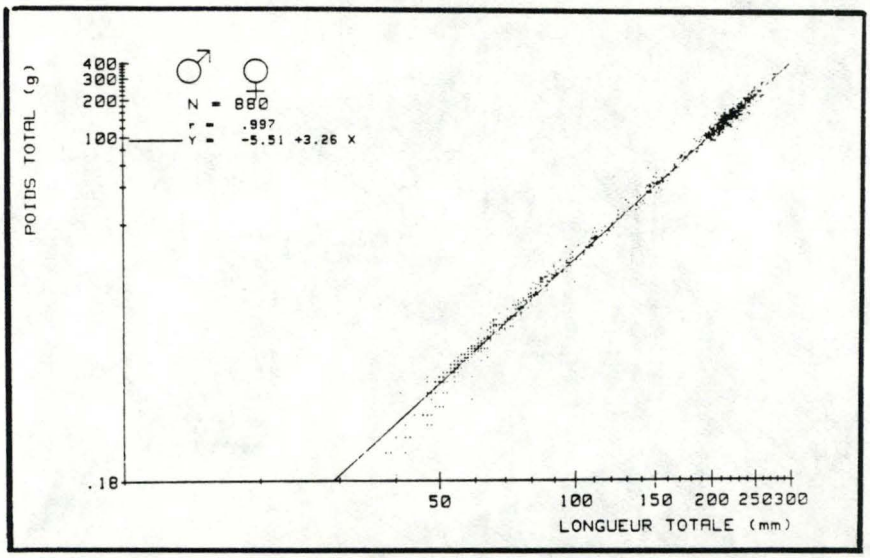


Fig. 47 : Relation poids-longueur totale établie à Huy pour le gardon, mâles et femelles confondus (Gillet, 1982).

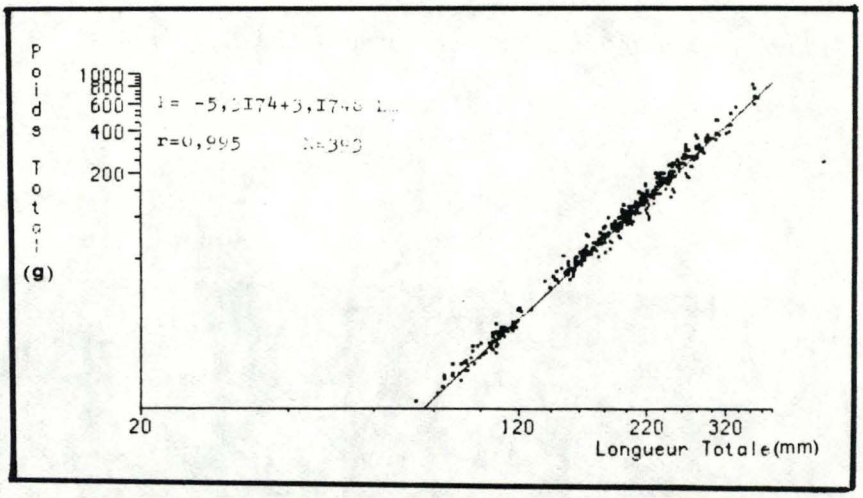


Fig. 48 : Relation "poids -longueur totale" construite pour l'ensemble des perches de Waulsort (Leroy, 1987).

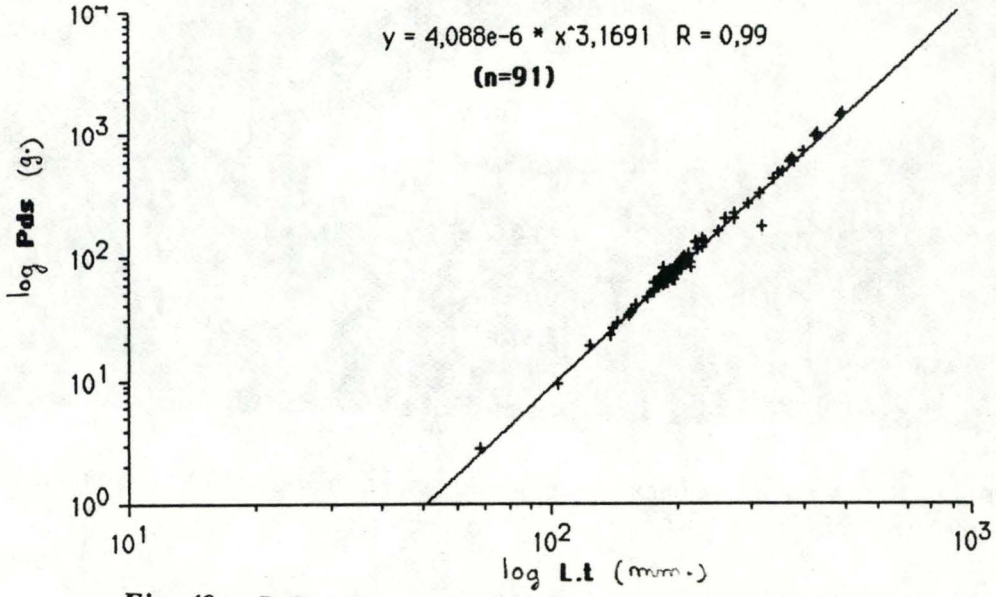


Fig. 49 : Relation morphométrique "poids-longueur totale" calculée pour les chevaines pêchés à Waulsort en 1987.

poids et de longueur totale disposées dans un système d'axes logarythmiques. Pour le gardon et la perche, nous utiliserons les équations générales établies respectivement par Gillet (1982) à Huy et par Leroy (1987) à Waulsort.
Les relations utilisées sont présentées dans les figures 47, 48 et 49.

5.6.2. Estimation de la densité et de la biomasse par M.R.R.

L'expérience ne portant que sur deux années et le nombre de recaptures étant relativement faible, la taille de la population sera déterminée par les méthodes de Petersen et de Schnabel. Les formules appliquées sont l'équation corrigée de Bailey :

$$N^*_b = M\,(n+1) / m+1$$

pour la première méthode et la formule de Chapman :

$$N^*_s = \Sigma\, n_i\, M_i / \Sigma\, m_i + 1$$ pour la seconde.

L'échantillon *(n)* ne comprendra que les captures par pêche électrique, seule technique utilisée plus ou moins systématiquement. Les valeurs de biomasse *(B*)* seront calculées en remplaçant n par b, poids des individus pêchés à l'électricité. Pour obtenir l'intervalle de confiance, nous considèrerons, à l'exemple de Ricker (1975), m comme une variable de Poisson et utiliserons la table proposée par Ricker (1975) et reprise dans le tableau x. A chaque valeur de m, cette table fournit une limite minimale et maximale que l'on substituera dans les équations citées ci-dessus. La densité et la biomasse par hectare s'évaluera en divisant l'estimation de la population par la surface du tronçon de Meuse généralement echantillonné, soit 7.51 ha.

Tableau XXI *: Inventaire numérique des batardeaux de Houx, Rivière, Anseremme et Yvoir (les données sont détaillées en annexe).* (ind/ha)

	Anseremme *(1.35 ha.)*	Yvoir *(0.825 ha.)*	Houx *(0.7425 ha.)*	Rivière *(0.247 ha.)*
ablette	38	5	22	8
anguille	0	0	9	0
brème	28	6	137	24
brochet	1	1	16	4
carpe	1	0	8	0
chabot	0	1	5	0
chevaine	0	0	0	126
gardons	7	16	182	352
grémille	124	8	1565	0
hottu	0	0	0	4
loche franche	0	0	1	0
perche	4	6	323	93
rotengle	1	0	8	0
sandre	1	0	46	28
tanche	0	2	5	8
truite fario	1	0	0	4
vandoise	0	0	1	0

6. RESULTATS : PRESENTATION ET DISCUSSION

6.1. Résultats issus des vidanges de bâtardeaux

6.1.1 Description des données

Les inventaires des bâtardeaux nous ont permis de calculer les densités présentées dans le tableau XXI. Les valeurs obtenues sont très disparates que ce soit au niveau de la diversité des espèces récoltées, de leur nombre ou de leur importance relative.
Le chantier de Houx est le plus riche en espèces (14 esp.) et le plus peuplé (2328 ind./ha.). Il fut également le mieux échantillonné. L'opération la moins fructueuse est celle du bâtardeau d'Yvoir : 8 espèces inventoriées et une densité totale égale à 45 ind./ha. Pour 10 espèces répertoriées, nous comptons 651 ind./ha à Rivière et 206 à Anseremme.
L'abondance relative des différents taxons est très variable : tantôt les grémilles sont majoritaires (Anseremme et Houx), tantôt les gardons dominent (Yvoir et Rivière). Seulement 5 espèces sur 14 se retrouvent dans les 4 milieux : l'ablette, la brème, le brochet, le gardon et la perche. Cette dernière présente une densité variant de 4 à 323 ind./ha. Le chevaine n'a été observé qu'à Rivière où il atteint un total de 126 ind./ha. La densité maximale obtenue pour le gardon est de 352 ind./ha.

6.1.2 Discussion

Le caractère aléatoire des données issues de ces vidanges peut résulter de nombreux facteurs dont certains sont difficiles à apprécier.
En effet, en plus des difficultés pratiques rencontrées sur le terrain empêchant un prélèvement complet du peuplement piégé (zones inaccessibles, profondeur trop importante et mauvais agencement du bâtardeau), des paramètres peu contrôlables contribuent à la variabilité des résultats, paramètres tels que les modalités de construction des chantiers, l'emplacement du bâtardeau par rapport au barrage, les variations spatiales de la macro-répartition des espèces piscicoles, les fluctuations temporelles de la population et les comportements spécifiques face

aux perturbations occasionnées par les travaux.

La représentativité des densités citées ci-dessus est donc difficile à évaluer. Néanmoins, l'installation des palplanches du bâtardeau provoque vraisemblablement la fuite des poissons. Aussi, pouvons-nous considérer ces chiffres comme un ordre de grandeur minimal de la population occupant initialement cet espace.

6.2. Evaluation de la population par marquage-recapture

Le dénombrement par efforts de capture successifs et constants est inapplicable dans le cadre de notre étude, ceci pour deux raisons majeures : impossibilité d'isoler un secteur par des filets barrages et efficacité de pêche dépendante des conditions climatiques.
Nous nous sommes donc orientés vers l'utilisation des méthodes de M.R.R.

6.2.1. Conditions de travail.

Bien que ce travail concerne la population d'un bief délimité par deux barrages, nous ne pouvons la considérer comme close. En effet, lors des crues, les barrages sont ouverts (particulièrement au cours de cet hiver 88). De plus, l'étude se poursuit sur une ou deux années sans qu'on ait la moindre idée de l'ampleur des taux de mortalité, de recrutement, d'immigration et d'émigration. Remarquons toutefois que la plupart des peuplements piscicoles restent attachés à leur territoire (ou domaine vital) sauf lors de la reproduction (Vostradovsky, 1974).

Le travail de marquage, quant à lui, n'est pas contrôlé par la suite, que ce soit la mortalité due aux manipulations encourues par l'animal, le taux de perte des bagues ou toute modification de la capturabilité du poisson marqué.

Le contact ne semble pas encore bien établi avec les pêcheurs : deux cartes renseignant la capture de perches baguées nous ont été retournées.

L'échantillonnage du stock n'est pas intensif et principalement localisé au niveau des berges. Les captures ne peuvent cependant pas être considérées comme appartenant à une population à part entière qui résiderait le long des rives en raison des migrations verticales saisonnières et journalières du poisson.
Pour cette étude, nous partirons des hypothèses suivantes :

-Les animaux marqués se répartissent aléatoirement dans l'ensemble du tronçon inventorié.
-Le recrutement est contrebalancé par la mortalité naturelle et l'immigration par l'émigration.

***Tableau XXII** : Détail des observations recueillies, pour les perches, lors de chaque pêche expérimentale . ni et bi correspondent aux captures par pêche tandis que ni-F-N et bi-F-N ne comprennent que les échantillons par pêche électrique. si représente le nombre d'individus marqués par pêche; Mi, la taille de la population marquée au début de la pêche et mi(e), le nombre de poissons bagués repris à l'electricité.*

Date	Secteurs												Long.	ni	ni-F-N	bi	bi-F-N	si	Mi	mi (e)
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	-	sect. (m.)			(Kg.)	(Kg.)			
8/4/87	7	-	-	-	3	1	7	-	-	-	-	33	1700	51	11	6.7	1.6	31	0	0
20/4/87	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28	0	28	0	2.0	0.0	24	31	0
29/4/87	1	9	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	600	17	16	1.1	0.9	1	55	1
6/5/87	1	7	21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	600	29	28	2.8	2.7	11	56	0
21/5/87	0	17	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	600	22	22	2.5	2.5	13	67	1
5/6/87	0	10	7	26	6	-	10	0	-	-	-	-	1300	59	59	4.4	4.4	40	80	2
29/7/87	-	3	1	-	10	3	11	1	-	-	-	-	3650	29	29	2.6	2.6	28	120	1
12/8/87	-	0	0	16	12	-	-	-	6	-	1	-	1850	35	35	2.8	2.8	34	148	0
26/8/87	4	1	3	6	15	-	-	-	5	-	-	-	1850	34	30	6.0	4.2	31	182	3
9/9/87	0	7	0	14	4	-	-	-	7	-	-	-	1850	32	32	2.6	2.6	30	213	4
30/9/87	1	0	1	2	38	-	-	-	2	-	-	-	1850	44	43	3.8	3.4	38	243	5
27/10/87	0	4	4	9	6	-	-	15	-	-	-	-	1925	38	38	3.3	3.3	37	281	1
13/4/88	0	4	2	13	13	-	-	5	-	-	-	-	1925	37	37	2.4	2.4	37	318	0
20/4/88	0	6	4	18	12	-	-	-	-	-	-	-	1550	41	41	2.0	2.0	36	355	5
27/4/88	1	3	3	10	9	-	-	-	3	3	-	1	2050	33	31	3.8	2.9	30	391	3
26/5/88	1	5	2	14	8	-	-	-	8	-	16	-	2150	54	53	8.5	8.3	48	421	2
1/6/88	4	3	4	1	12	-	-	-	3	-	14	1	2150	42	37	5.2	4.4	32	469	6
9/6/88	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17	600	17	17	12.0	9.9	12	501	4
14/6/88	0	2	0	8	7	-	-	-	0	-	5	-	2150	22	22	2.4	2.4	19	513	3
21/6/88	3	5	-	5	8	-	-	-	0	-	7	2	1850	34	29	7.7	5.5	21	532	4
28/6/88	0	-	-	-	8	-	-	-	10	-	2	1	1250	21	20	5.8	5.8	18	553	3
14/7/88	3	3	2	8	-	-	-	-	2	-	7	-	2150	25	22	6.9	4.7	21	571	3
27/7/88	5	7	-	1	-	-	-	-	21	-	6	-	1200	40	35	6.9	4.2	25	592	0

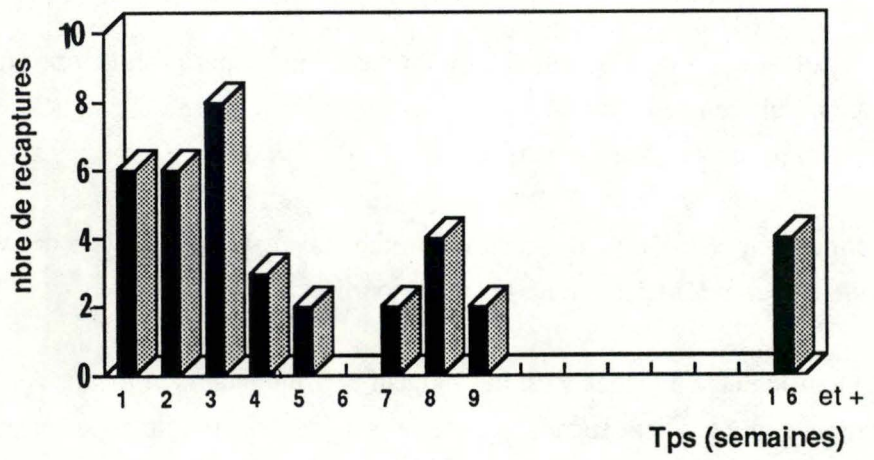


***Fig. 50** : Histogramme présantant la fréquence des recaptures en fonction du temps.*

6.2.2. Efficacité de la pêche électrique

La probabilité de capture en un lieu et un moment précis se définit par la proportion *n/N* théoriquement reflétée par *m/M*. D'après ce rapport, la pêche électrique paraît plus efficiente pour le chevaine (moy. de 2.8 %) que pour la perche (1.3 % de moy.). Elle reste, néanmoins, relativement faible. Pour le gardon et le brochet, les données disponibles ne nous permettent pas de tirer des conclusions valables.

Aucune corrélation entre le débit, la tempéature et l'efficacité de pêche n'a pu être mise en évidence, ce qui se comprend aisément lorsqu'on considère nos conditions de travail et les faibles valeurs de *n*.

Pourtant, les observations de terrain confirmeraient une diminution de l'efficience de la pêche électrique avec l'augmentation du débit et de la température, température qui agirait indirectemment en contrôlant l'activité générale des poissons et directement en modifiant le seuil de réactivité au courant électrique (faible réactivité à basse température).

6.2.3. Evaluation du stock de perches à Waulsort.

Le tableau XXVIII synthétise les données expérimentales à la base de tous les calculs ultérieurs.

6.2.3.1. Observations concernant les recaptures.

Le taux de recapture (*m/M*) est très faible : il oscille entre 0 et 3.5 %. En 1988, nous avons repris proportionnellemnent plus d'individus mutilés en 1987 (9.9 %) que de marqués datant de cette année (7.5 %).

L'évolution des recaptures en fonction du temps est exposée à la figure 50. Il en ressort que les perches baguées sont généralement récupérées endéans les 9 semaines qui suivent le marquage et que la plupart sont recapturées lors des trois premières semaines. Un maximum de 288 jours a été observé.

La distribution des recaptures par rapport au site de marquage se présente comme suit :

-22 perches baguées sur 32 ont été reprises dans un même secteur.
-Des 10 restantes, 9 sont retrouvées dans un secteur opposé, 4 ont migré vers l'amont et 1 vers l'aval.

Tableau XXIII *: Estimation du stock de perches par la formule de Bailey appliquée pour chaque pêche : les individus marqués en 1987 sont pris en considération.*

Date	Nb (nbre)	limites de confiance	écarts	Densité (ind./ha.)	limites de confiance	écarts	Bb (kg)	limites de confiance	écarts	biomasse (kg/ha)	limites de confiance	écarts
8/4/87	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20/4/87	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29/4/87	467.5	142-850	708	62	19-113	94	24.5	7.4-44.6	37.2	3.3	1.0-5.9	4.9
6/5/87	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21/5/87	770.5	233-1401	1167	103	31-187	155	82.9	25.1-150.7	125.6	11.0	3.3-20.1	16.7
5/6/87	1600	585-4000	3415	213	78-533	455	118.1	43.2-295.2	252	15.7	5.8-39.3	33.6
29/7/87	1800	545-3273	2727	240	73-436	363	156.5	47.4-284.6	237.2	20.8	6.3-37.9	31.6
12/8/87	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26/8/87	1411	576-3526	2951	188	77-470	393	191.4	78.1-478.5	400.4	25.5	10.4-63.7	53.3
9/9/87	1406	627-3514	2887	187	84-468	384	109.6	48.9-274	225.1	14.6	6.5-36.5	30.0
30/9/87	1782	842-4112	3270	237	112-548	435	137.3	64.8-316.9	252.1	18.3	8.6-42.2	33.6
27/10/87	5480	1660-9963	8302	730	221-1327	1105	462.3	140.1-840.5	700.4	61.6	18.7-111.9	93.3
13/4/88	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20/4/88	2485	1174	5735	331	156-764	607	115.9	54.8-267.5	212.7	15.4	7.3-35.6	28.3
27/4/88	3128	1277	7820	417	170-1041	871	286.2	116.8-715.5	598.7	38.1	15.6-95.3	79.7
26/5/88	11367	3445	20667	1514	459-2752	2293	1171.2	428.5-2927.9	2499.4	233.9	70.9-425.3	354.4
1/6/88	2970	1403	6855	396	187-913	726	296.7	147.3-649	501.7	46.1	21.8-106.4	84.6
9/6/88	2255	920	5636	300	123-750	628	989.9	441.9-2474.7	2032.8	164.8	67.2-411.9	344.7
14/6/88	2950	1204	7374	393	160-982	822	303.6	123.9-759.1	635.2	40.4	16.5-101.1	84.6
21/6/88	3192	1425	7980	425	190-1063	873	590.3	263.6-1475.7	1212.1	78.6	35.1-196.5	161.4
28/6/88	2903	1185	7258	387	158-966	809	796.2	325-1990.5	1665.5	106.0	43.3-265.0	221.8
14/7/88	3283	1340	8208	437	178-1093	915	670.2	273.5-1675.6	1402.1	89.2	36.4-223.1	186.7
27/7/88	21312	4534	21312	2838	604-2838	2234	2465.5	524.6-2465.5	1940.9	328.9	70.0-328.9	258.9

6.2.3.2. Estimation du nombre et de la densité de la population

◊ Méthode de Petersen (tableau XXIII)

L'évaluation de N par la méthode de Petersen appliquée de façon continue pour les deux années varie entre 467 et 21312 poissons. Cet écart considérable provient d'estimations anormalement élevées.
Reprenons-les systématiquement.

-Le 27-10-87 : 1 recapture pour un échantillon de 38 perches et un N_b* de 5480.

-Le 26-5-88 : 2 recaptures sur 53 individus pêchés et N_b* égal à 7578.

-Le 27-7-88 : aucun poisson marqué repris pour 35 prélevés et N_b* de 21276.

Hormis un m_i relativement faible, ces valeurs ont en commun le fait de faire intervenir dans n_i une classe d'animaux jusque-là non inventoriée. En effet, le 27-10-87 et le 26-5-88, deux nouveaux secteurs ont été échantillonnés avec succès alors que le 27-7-88, une quantité inhabituelle de petites perches (80-100 mm.) a été prélevée.

Les moyennes annuelles des N_b* calculées, lorsqu'au moins 3 recaptures sont enregistrées, procure une estimation de N théoriquement dépourvue de biais statistique. Elles sont respectivement de 1533 ind. (+ou- 216) pour 1987 et 2786 ind. (+ou- 490) pour 1988.

Une approche plus arbitraire consiste à considérer chaque année indépendamment. Pour 1988, nous ne tenons dès lors pas compte des 281 individus marqués en 1987 (tableau XVI). Si, par surcroît, nous ne calculons la moyenne que sur les valeurs non biaisées, nous obtenons des résultats nettement inférieurs :
1987 : 1533 (I.C. à 95 % = 102-1984), soit 204 ind./ha (13-264)
1988 : 964 (I.C. à 95 % = 171-1758), soit 128 ind./ha (23-234)

◊ Méthode de Schnabel

Le tableauXIV expose, pour chaque pêche, les solutions à l'équation proposée par Chapman : $\Sigma M_i n_i / \Sigma m_i + 1$.
L'évolution des estimations en fonction du temps est proposée à la figure 51. Une tendance

Tableau XXIV *: Evaluation du stock de perche portant sur deux années par la méthode de Schnabel.*

Date	Ns (nbre)	limites de confiance	écarts	Densité (ind./ha.)	limites	écarts	Bs (kg)	limites de confiance	écarts	Biomasse (kg./ha.)	limites de confiance	écarts
8/4/87	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20/4/87	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29/4/87	440	133-800	667	59	18-107	89	24.5	7.4-44.5	37.1	3.3	1-5.9	4.9
6/5/87	1224	371-2225	1855	163	49-296	247	100.4	30.4-182.5	152.1	13.4	4.0-24.3	20.2
21/5/87	1307	478-3268	2790	174	64-435	372	122.1	44.7-305.3	260.6	16.3	6-40.7	34.7
5/6/87	1728	772-4321	3549	230	103-575	473	144.1	64.3-360.3	296	19.2	8.6-48	39.4
29/7/87	2020	954-4662	3708	269	127-621	494	172.2	81.4-397.5	316.1	22.9	10.8-52.9	42.1
12/8/87	2884	1362-6655	5292	384	181-886	705	241.4	114-557	443	32.1	15.2-74.2	59.0
26/8/87	2529	1355-5173	3818	337	180-689	508	246	131.8-503.1	371.3	32.8	17.5-67	49.4
9/9/87	2275	1344-4108	2764	303	179-547	368	212.4	125.5-383.6	258.1	28.3	16.7-51.1	34.4
30/9/87	2224	1419-3672	2253	296	189-489	300	199.2	127.1-328.9	201.8	26.5	16.9-43.8	26.9
27/10/87	2669	1725-4334	2609	355	230-577	347	237.3	153.4-385.4	232	31.6	20.4-51.3	30.9
13/4/88	3288	2125-5339	3215	438	283-711	428	277.4	179.2-450.4	271.2	36.9	23.9-60	36.1
20/4/88	3209	2176-4938	2762	427	290-657	368	248.5	168.5-382.4	213.9	33.1	22.4-50.9	28.5
27/4/88	3302	2286-4953	2667	440	304-659	355	263.3	182.3-395	212.7	35.1	24.3-52.6	28.3
26/5/88	3981	2692-5687	2994	530	358-757	399	366.3	256.6-542	285.4	48.8	34.2-72.2	38.0
1/6/88	3903	2656-5258	2602	520	354-700	346	362.8	261.8-518.3	256.5	48.3	34.9-69	34.2
9/6/88	3815	2581-4940	2359	508	344-658	314	452.5	331.7-634.8	303.1	60.3	44.2-84.5	40.4
14/6/88	3811	2626-4889	2263	507	350-651	301	449.1	333.3-620.5	287.2	59.8	44.4-82.6	38.2
21/6/88	3815	2680-4853	2173	508	357-646	289	474.2	356.4-645.4	288.9	63.1	47.5-85.9	38.5
28/6/88	3807	2711-4824	2113	507	361-642	281	510.1	387-688.6	301.7	67.9	51.5-91.7	40.2
14/7/88	3830	2760-4715	1955	510	367-628	260	532.3	407-695.4	288.4	70.9	54.2-92.6	38.4
27/7/88	4253	3065-5236	2171	566	408-697	289	579.7	443.3-757.5	314.1	77.2	59.0-100.9	41.8

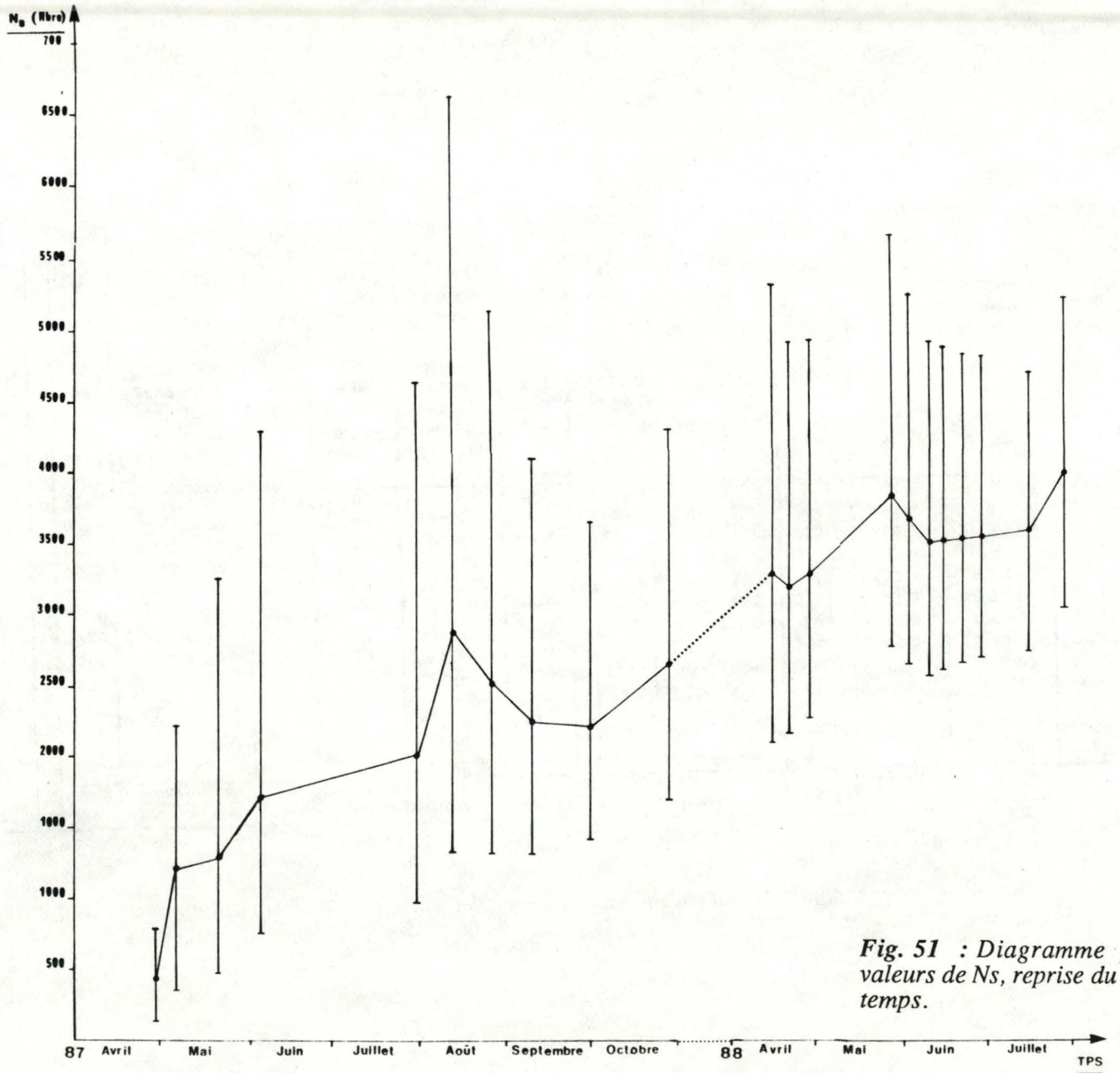


Fig. 51 *: Diagramme présentant l'évolution des valeurs de Ns, reprise du tableau XXIV, en fonction du temps.*

générale à la hausse des valeurs de N_s^* est manifeste. Un semblant de plateau s'observe aux environs de 3500 (466 ind./ha.) pour la période allant du 1-6-88 au 14-7-88. L'amplitude des intervalles de confiance de N_s^* varie de 667 à 5293 mais paraît se stabiliser aux alentours de 2000 (266 ind./ha.)-2200 (293 ind./ha.). L'augmentation abrupte entre 2 points du graphe est souvent explicable mais difficile à vérifier étant donné le recouvrement des limites de confiance et la nature de la variable. En effet, l'asymétricité et la dépendance de celle-ci ne nous permettent pas d'appliquer les tests statistiques communs pour apprécier une différence comme significative ou non. Néanmoins, en rassemblant les évaluations par année, il semble que les estimations recueillies pour 1988 varient toutes autour d'une valeur plus élevée (3000-4000) que celles de 1987.

Envisageons maintenant les chiffres obtenus par la méthode de Schnabel appliquée uniquement pour l'année 1988 (tableauXXV et figure 52). L'évolution croissante de N_s^* est moins prononcée que précédemment mais toujours présente. Aucun plateau n'est cependant visible. Le N_s^* maximal est de 1588 (207 /ha.) et possède un intervalle de confiance s'étalant de 1102 (147/ha.) à 2278 (303/ha.).

6.2.3.3. Estimation de la biomasse absolue et par hectare du peuplement.

◊ Méthode de Petersen

En suivant un même raisonnement qu'au paragraphe antérieur, nous trouvons les données présentées dans le tableau XXIII. Les valeurs anormalement élevées s'expliquent par les mêmes arguments que les variations de nombre mais les écarts sont accentués ou amoindris selon le poids moyen des poissons appartenant à la classe nouvellement échantillonnée. En effet, le secteur 10 abonde en grosses perches tandis que la pêche du 27-7-88 comprend une majorité de petits individus.
Les moyennes de Petersen calculées à partir d'au moins 3 recaptures sont présentée ci-dessous :

- 1987-1988 : 53.3 Kg./ha. (± 40.5)
- 1987 : 19.4 Kg./ha. (± 5.5)
- 1988 : 67.4 Kg./ha. (± 40.2)

◊ Méthode de Schnabel

La méthode a été utilisée de la même manière pour B^* et N^* (tableaux XXIV et fig

Tableau XXV : Evaluation du stock des perches par la methode de Schnabel : les individus marqués en 1987 ne sont pas pris en considération.

Date	Ns (nbre)	limites l.inf.	écarts	densité (ind./ha.)	limites l.inf.	écarts	Bs (Kg.)	limites de confiance	écarts	Biomasse (Kg./ha.)	limites de confiance	écarts
13/4/88	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20/4/88	253	119-583	464	34	16-78	62	12.1	5.7-27.9	22.2	1.6	0.8-3.7	3.0
27/4/88	420	225-859	634	56	30-114	84	31.8	17-65	48.0	4.2	2.3-8.7	6.4
26/5/88	924	510-1848	1337	123	68-246	178	114.6	63.3-229.1	165.8	15.3	8.4-30.5	22.1
1/6/88	988	605-1704	1099	132	81-227	146	120.9	74-208.5	134.5	16.1	9.9-27.8	17.9
9/6/88	997	636-1646	1010	133	85-219	134	201.2	128.4-332.3	203.8	26.8	17.1-44.2	27.1
14/6/88	1058	699-1684	985	141	93-224	131	194.4	128.4-309.3	180.9	25.9	17.1-41.2	24.1
21/6/88	1137	777-1734	957	151	103-231	127	210.8	144-321.4	177.4	28.1	19.2-42.8	23.6
28/6/88	1183	824-1762	938	158	110-235	125	236.6	164.8-352.3	187.5	31.5	21.9-46.9	25.0
14/7/88	1248	884-1825	942	166	118-243	125	252.0	178.3-368.4	190.1	33.6	23.7-49.1	25.3
27/7/88	1558	1102-2278	1175	207	147-303	156	288.8	204.4-422.3	217.9	38.5	27.2-56.2	29.0

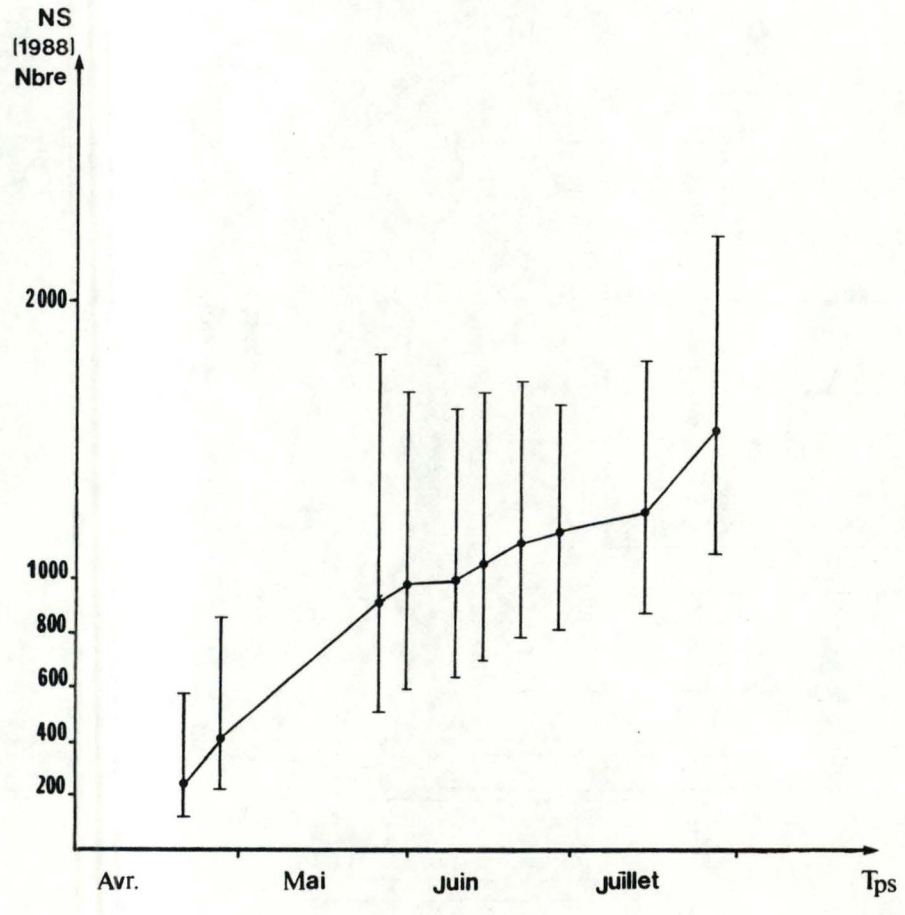


Fig. 52 : Evolution des estimations numériques du stock des perches en fonction du temps pour 1988.

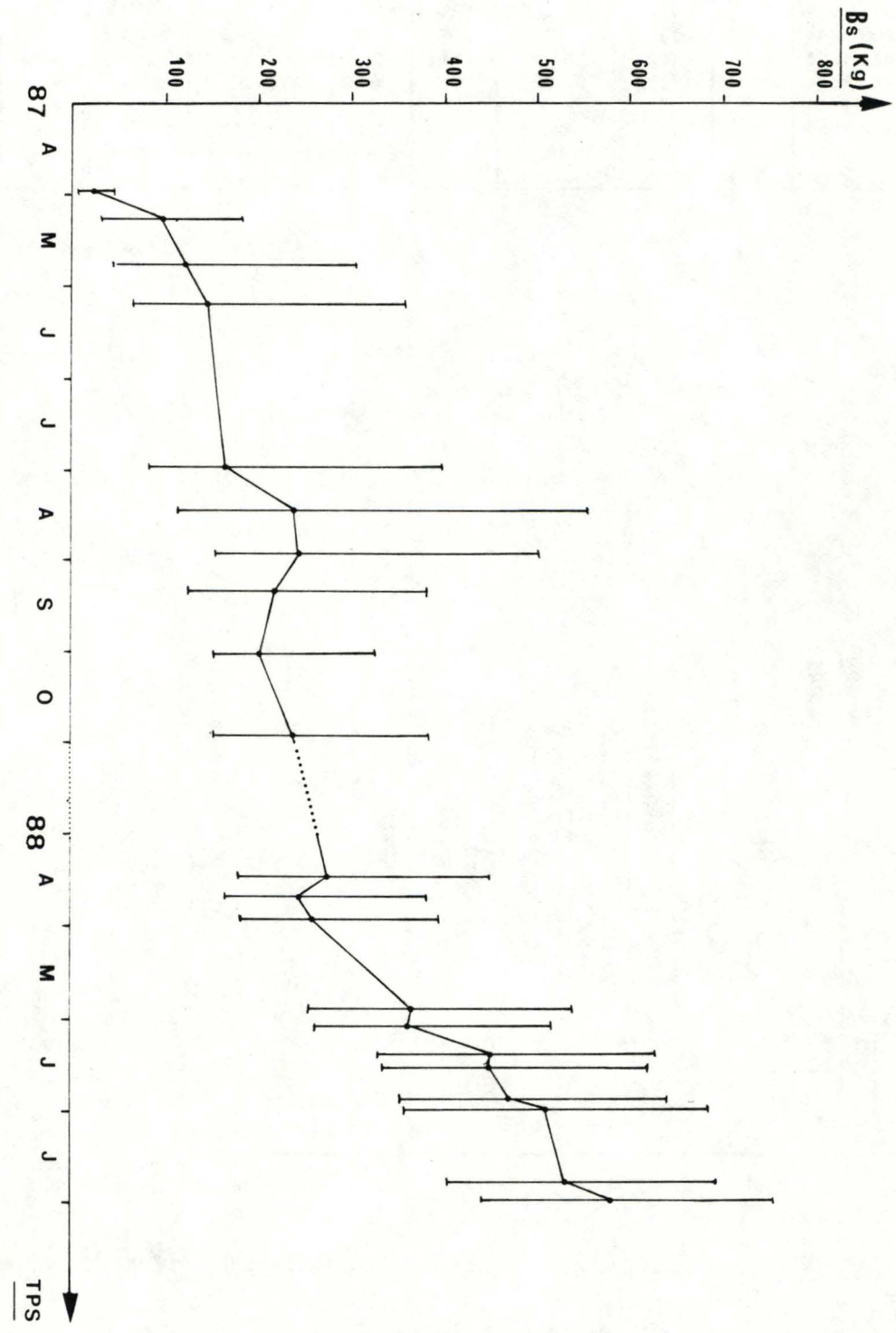


Fig. 53 : Evolution des évaluations pondérales du stock de perches (Bs) pendant les deux années considérées.

53). Une évolution croissante et continue des estimations en fonction du temps est évidente. Les biomasses calculées s'échelonnent régulièrement entre 24.5 et 579.7 Kg., l'intervalle de confiance est de l'ordre de 200 à 300 Kg. Pour la dernière pêche, nous obtenons un B_b* de 579.7 Kg. avec un I.C. à 95 % situé entre 443.3 et 757.3, soit 77.2 Kg./ha. avec des limites de confiance égales à 59 et 100.8 Kg./ha.
Pour 1988 prise indépendamment, nous obtenons, en fin d'expérience, une biomasse de l'ordre de 38.5 Kg./ha. (I.C. : 27.2 - 56.2 Kg./ha.) (tableau XXV et fig.54).

6.2.4. Estimation de la taille du stock de chevaines à Waulsort.

Le tableau XXVI reprend les observations récoltées sur le terrain.

6.2.4.1. Le marquage collectif.

Le taux de recapture varie entre 0 et 5.35 % mais se situe 5 fois sur 12 au dessus de 4 %.

La mutilation des nageoires pelviennes constitue une technique de marquage durable et ne semble pas occasionner un stress trop grand à l'animal car, sur 49 poissons recapturés en 1988, 19 étaient marqués de 1987 dont 3 ont été repris deux fois consécutives.
La regénération des nageoires pelviennes est rapide mais laisse des traces perceptibles (photo 9).

6.2.4.2. Estimation du nombre et de la densité du stock.

◊ Méthode de Petersen.

Selon la formule de Bailey, l'effectif du stock de chevaines varie entre 263 et 2276 organismes (tableau XXVII), les trois premières estimations étant franchement inférieures aux autres. La moyenne des valeurs calculées pour au moins 3 recaptures est égale à 1033 chevaines, soit 137 ind./ha. avec un intervalle de confiance s'étendant de 0 à 282 individus à l'hectare.

◊ Méthode de Schnabel.

Le suivi des N approximés par la méthode de Schnabel est exposé à la figure 55 ; il reprend les valeurs du tableau XXVII. Remarquons que, dès la cinquième pêche, les points du graphes se maintiennent aux environs de 1250 ind. et que l'intervalle de confiance se réduit alors

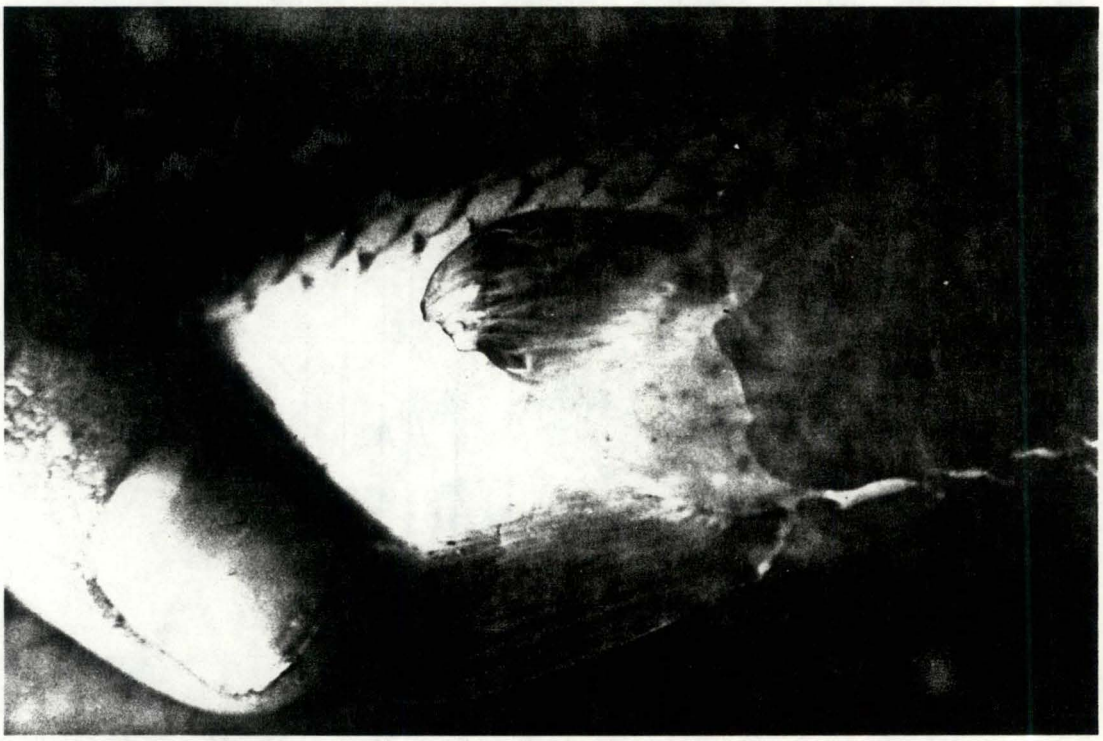


Photo 9 *: Nageoire pelvienne d'un chevaine en régénérescence (poisson marqué en 1987 et repris en 1988). Remarquons la déformation prononcée du membre.*

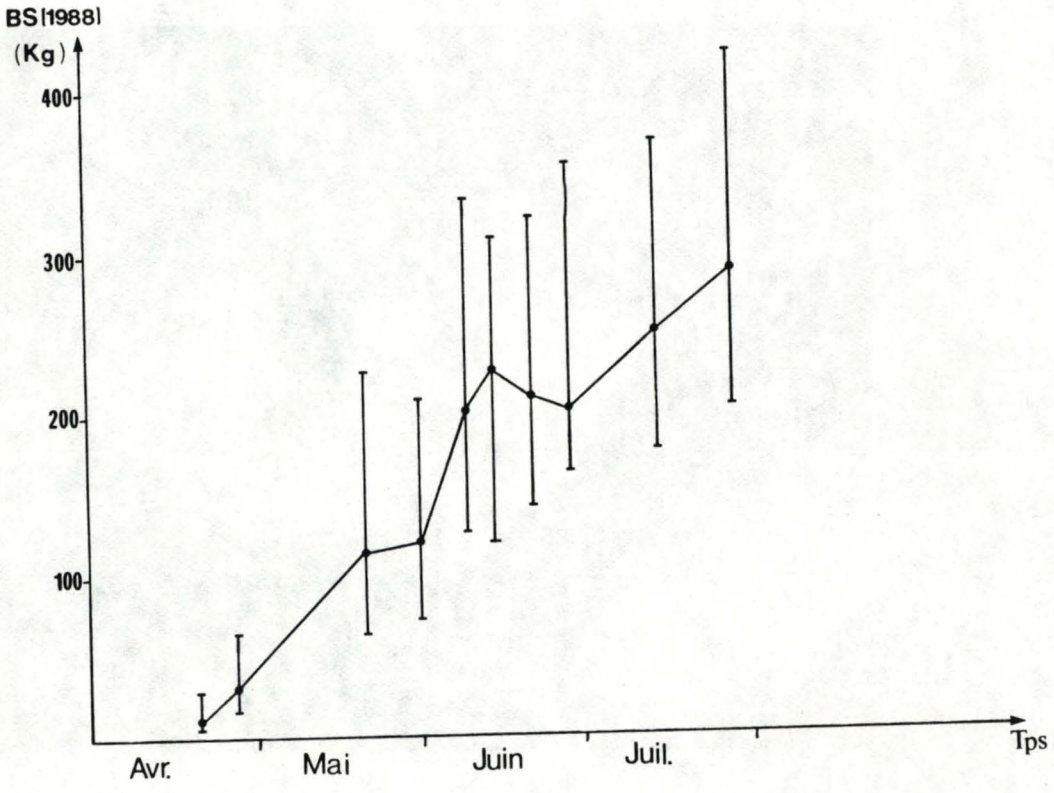


Fig. 54 : Evolution des valeurs de Bs. en fonction du temps (les individus marqués en 1987 sont négligés)

***Tableau XXVI** : Détail des observations recueillies, pour les chevaines, lors de chaque pêche expérimentale . ni et bi correspondent aux captures par pêche tandis que ni-F-N et bi-F-N ne comprennent que les échantillons par pêche électrique. si représente le nombre d'individus marqués par pêche; Mi, la taille de la population marquée au début de la pêche et mi(e), le nombre de poissons bagués repris à l'electricité.*

Date	secteurs											long. sect.(m)	ni	ni-F-N	bi (Kg.)	bi-F-N (Kg.)	si	Mi	mi (e)
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	-							
8/4/87	3											29		32	0	8.7	0.0	0	0	0
20/4/87														0	0	0.0	0.0	0	0	0
29/4/87		2	9											11	11	0.6	0.6	0	0	0
6/5/87		2	8											10	10	1.6	1.6	0	0	0
21/5/87	1	1	9											11	10	3.9	3.9	0	0	0
5/6/87		1	4	7	5	15		6						38	38	7.3	7.3	0	0	0
29/7/87		1	5											6	6	0.6	0.6	0	0	0
12/8/87		1												1	1	0.1	0.1	0	0	0
26/8/87		1												1	1	0.1	0.1	0	0	0
9/9/87	1	4	2	6	7	-	-	-	4	-	-	-	1850	21	20	7.3	6.3	21	0	0
30/9/87	2	0	2	1	21	-	-	-	0	-	-	-	1850	26	24	8.5	7.3	25	21	1
27/10/87	0	2	1	2	7	-	-	8	-	-	-	-	1925	20	20	3.1	3.1	18	46	2
13/4/88	1	3	2	8	18	-	-	5	-	-	-	-	1925	37	36	9.8	9.1	34	64	3
20/4/88	2	0	1	1	9	-	-	-	-	-	-	-	1550	13	11	4.6	3.3	13	98	0
27/4/88	1	0	3	0	12	-	-	-	20	-	-	-	2050	41	40	14.3	13.4	40	111	1
26/5/88	1	4	5	0	11	-	-	-	12	6	6	-	2150	39	38	11.6	9.9	36	151	3
1/6/88	5	2	2	2	27	-	-	-	5	-	17	-	2150	60	55	25.7	22.4	50	187	10
9/6/88	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	237	0
14/6/88	8	0	0	0	7	-	-	-	4	-	9	-	2150	28	20	14.6	8.4	24	237	3
21/6/88	4	3	-	1	23	-	-	-	5	-	8	-	1850	44	40	18.4	14.7	32	261	12
28/6/88	0	-	-	-	19	-	-	-	5	-	2	-	1250	26	26	14.5	14.5	21	293	5
14/7/88	0	9	5	1	-	-	-	-	6	-	4	-	2150	25	25	9.7	9.7	18	314	7
27/7/88	2	4	-	1	-	-	-	-	3	-	8	-	1200	18	16	11.2	9.9	12	332	5

***Tableau XXVII** : Estimation du stock de chevaines par la formule de Bailey appliquée pour chaque pêche : les individus marqués en 1987 sont pris en considération.*

Date	Nb (nbre)	limites	écarts	densité (ind./ha.)	limites de confiance	écarts	Bb (kg.)	limites de confiance	écarts	biomasse (kg./ha.)	limites de confiance	écarts
30/9/87	263	80-477	398	35	11-64	53	76.6	23.2-139.2	116.0	10.2	3.1-18.5	15.4
27/10/87	322	118-805	687	43	16-107	91	46.8	17.1-117	99.9	6.2	2.3-15.6	13.3
										0.0	0.0	0.0
13/4/88	592	242-1480	1238	79	32-197	165	145.6	59.4-364	304.6	19.4	7.9-48.5	40.6
20/4/88	1176	250-1176	926	157	33-157	123	323.5	68.8-323.5	254.7	43.1	9.2-43.1	33.9
27/4/88	2276	690-4137	3448	303	92-551	459	741.0	224.5-1347.3	1122.7	98.7	29.9-179.4	149.5
26/5/88	1472	601-3681	3080	196	80-490	410	374.3	152.8-935.9	783.1	49.8	20.3-124.6	104.3
1/6/88	952	540-1837	1297	127	72-245	173	381.2	216.2-735.7	519.6	50.8	28.8-98	69.2
9/6/88	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14/6/88	1244	508-3111	2603	166	68-414	347	496.8	202.8-1242	1039	66.2	27-165.4	138.4
21/6/88	823	486-1486	1000	110	65-198	133	294.2	173.9-531.3	357.4	39.2	23.2-70.7	47.6
28/6/88	1319	623-3043	2420	176	83-405	322	706.1	333.6-1629.5	1295.9	94.0	44.4-217	172.6
14/7/88	1021	530-2148	1618	136	71-286	216	380.1	197.5-800.3	602.8	50.6	26.3-106.6	80.3
27/7/88	941	444-2171	1726	125	59-289	230	547.2	258.5-1262.7	1004.2	72.9	34.4-168.1	133.7

***ableau XXVIII** : Evaluation du stock de chevaine portant sur deux années par la méthode e Schnabel.*

Date	Ns (nbre)	limites de confiance	écarts	Densité (ind./ha.)	limites de confiance	écarts	Bs (kg)	limites de confiance	écarts	Biomasse (kg./ha.)	limites de confiance	écarts
30/9/87	252	76-458	382	34	10-61	51	76.6	23.2-139.2	116.0	10.2	3.1-18.5	15.4
27/10/87	356	145-890	745	47	19-119	99	73.4	29.9-183.4	153.5	9.8	4-24.4	20.4
13/4/88	533	264-1165	901	71	35-155	120	125.1	62.1-273.7	211.6	16.7	8.3-36.4	28.2
20/4/88	687	341-1502	1161	91	45-200	155	171.4	85.1-374.8	289.8	22.8	11.3-49.9	38.6
27/4/88	1156	600-2433	1833	154	80-324	244	335.2	174.1-705.7	531.5	44.6	23.2-94	70.8
26/5/88	1362	772-2629	1856	181	103-350	247	379.9	215.4-733.1	517.7	50.6	28.7-97.6	68.9
1/6/88	1203	795-1914	1120	160	106-255	149	398.7	263.3-634.3	371.0	53.1	35.1-84.5	49.4
9/6/88	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14/6/88	1250	848-1924	1076	166	113-256	143	431.7	292.6-664.1	371.4	57.5	39-88.4	49.5
21/6/88	1124	814-1599	785	150	108-213	105	394.0	285.4-560.7	275.3	52.5	38-74.7	36.7
28/6/88	1172	866-1624	758	156	115-216	101	449.3	331.9-622.3	290.4	59.8	44.2-82.9	38.7
14/7/88	1165	881-1575	695	155	117-210	92	447.1	338-604.6	266.6	59.5	45-80.5	35.5
27/7/88	1155	885-1506	621	154	118-201	83	466.9	357.7-608.7	251.1	62.2	47.6-81.1	33.4

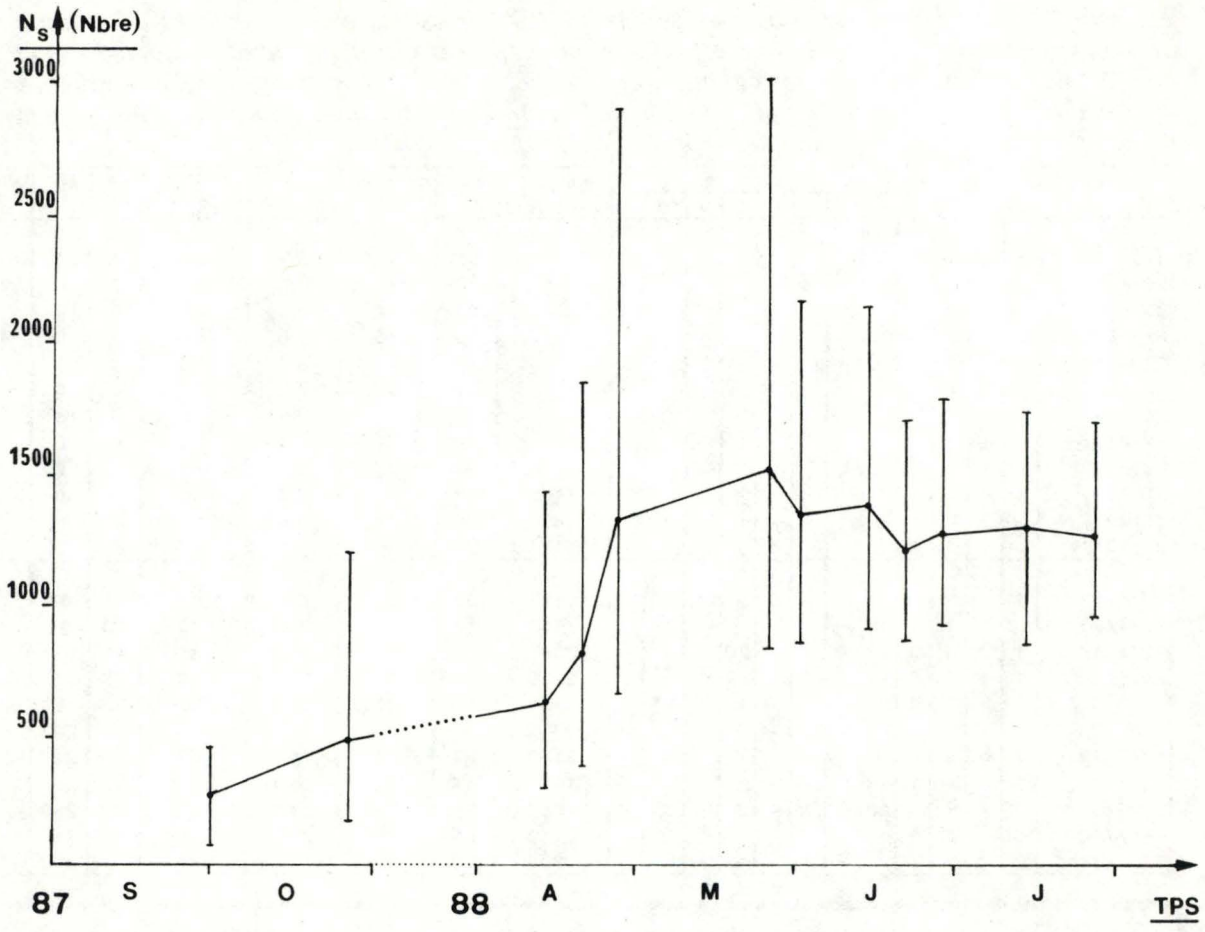


Fig. 55 : Diagramme présentant l'évolution des valeurs de Ns, reprise du tableau XXVIII, en fonction du temps.

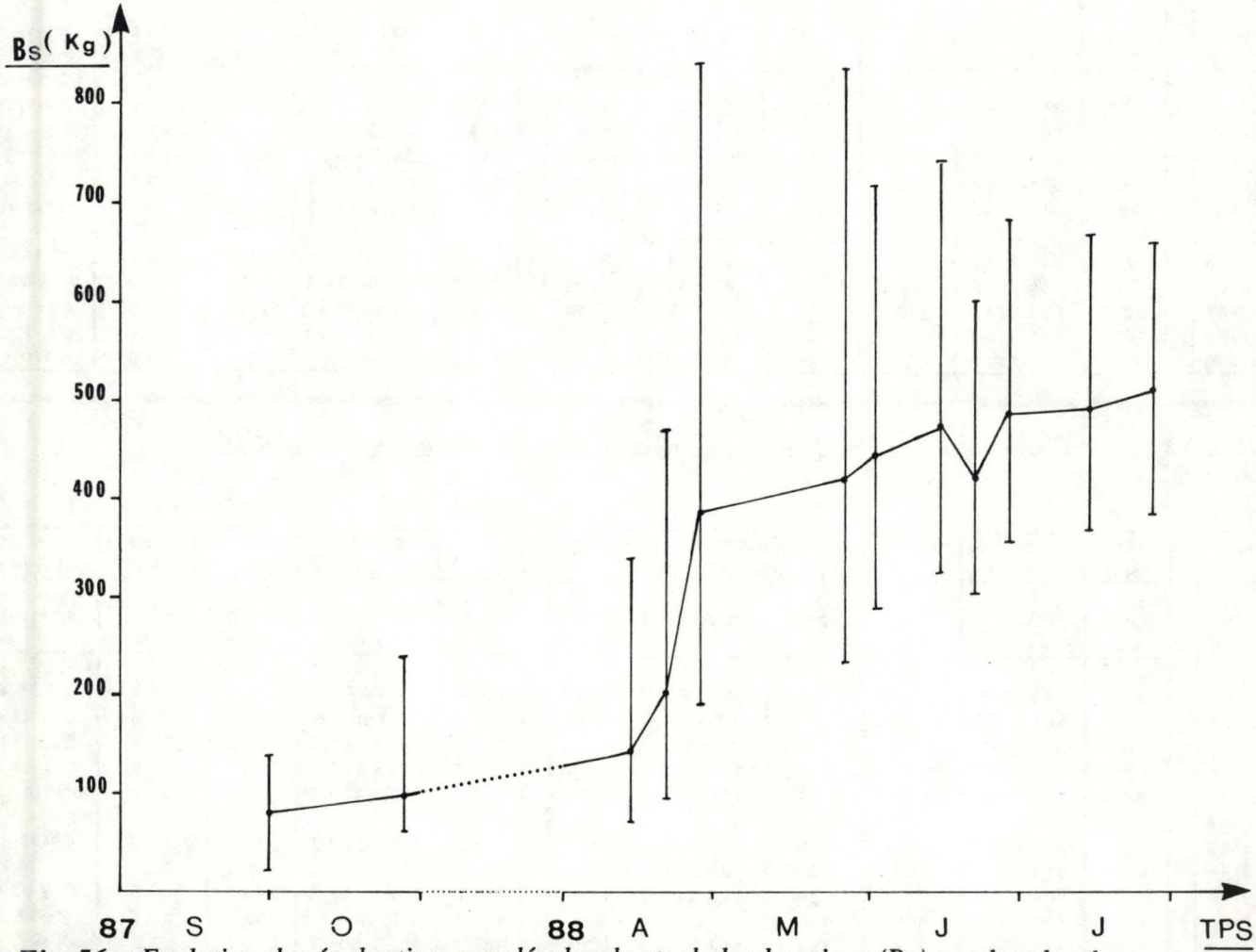


Fig. 56 : Evolution des évaluations pondérales du stock de chevaines (Bs) pendant les deux années considérées.

progressivement pour atteindre une amplitude de 621. En fin d'expérience, les limites inférieures avoisinnent 860, soit 114 ind./ha. tandis que les limites supérieures diminuent jusqu'à 1506 (200 ind./ha.) : N_b* est alors de 1250 ou 166 chevaines à l'hectare.

6.2.4.3. Evaluation de la biomasse absolue et par hectare du peuplement.

Les résultats obtenus par la méthode de Petersen sont repris dans le tableau XXVII, ceux calculés par la méthode de Schnabel dans le tableau XXVIII et la figure 56. Les remarques énoncées précédemment sont applicables aux estimations de biomasse vu le parallélisme frappant entre les données. Les chiffres à retenir sont, pour la première méthode, un poids moyen de 415.7 Kg. ou une biomasse de 55.3 Kg./ha. (+ou- 22.5) et pour la seconde, une biomasse de l'ordre de 58.5 Kg./ha (I.C. étant plus ou moins 42.7-81.5)

6.2.5. Estimation du stock de brochet.

Les données recueillies sur le terrain sont présentées dans le tableau XXIX. Un seul brochet bagué a été repris 14 jours plus tard tandis qu'un brocheton s'est fait capturé trois fois.
Théoriquement, le faible nombre de recapture enregistré et le biais occasionné par le brocheton n'autorisent l'application d'aucune méthode de dénombrement. En outre, la méthode de Petersen utilisée en-dessous de sa limite de fiabilité fixe un ordre de grandeur probable, compte tenu du caractère très dispersé du peuplement. En effet, nous estimons à une grosse dizaine la densité de brochet par hectare, chiffre qui concorde avec les données de Koops pour la Trave (14-31) et celles de Philippart pour l'Ourthe (18) mais qui semble nettement inférieur aux densités que l'espèce peut atteindre dans d'autres types de milieux.

6.2.6. La population de gardons à Waulsort

Jusqu'à présent, l'expérience de M.R.R. s'est révélée infructueuse : 288 gardons ont été marqués, aucun n'a été recapturé durant 15 pêches. Les observations disponibles sont exposées au tableau XXX. Cet insuccès peut avoir plusieurs origines : population abondante et M faible, mauvais échantillonnage du stock, perte d'informations concernant les gardons mutilés et repris par les pêcheurs.
Les trois hypothèses sont plausibles, la dernière n'étant pas nécessairement à négliger car les pêcheurs ne sont pas sollicités à signaler la capture d'un gardon mutilé.

Tableau XXIX *: Détails des observations recueillies, pour les brochets, lors de chaque pêche expérimentale . Les captures par pêches sont exprimées par ni-F-N et bi-F-N) et ne comprennes que les échantillons par pêches electrique; si représente le nombre d'individus marqués par pêche; Mi la taille de la population marquée avant de commencer la pêche et mi(e) le nombre de poissons bagués repris à l'electricité. ni et bi correspondent à la capture par pêche.*

Date	secteurs												long.	ni	ni-F-N	bi	bi-F-N	si	Mi	mi (E)
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	.	sect.(m)			(Kg.)	(Kg.)			
8/4/87	0	-	-	-	0	0	0	-	-	-	-	5	1700	5	0	0.6	0	0	0	0
20/4/87	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	-	-	0	0	0
29/4/87	0	3	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	600	3	3	1.2	0.8	3	0	0
6/5/87	0	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2	600	4	2	-	-	3	3	0
21/5/87	0	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	600	2	2	3.4	3.4	1	6	0
5/6/87	0	1	1	5	4	-	1	0	-	-	-	-	1300	12	12	-	-	12	7	0
29/7/87	-	1	1	-	4	0	1	0	-	-	-	-	3650	7	7	-	-	7	19	0
12/8/87	-	1	0	3	0	-	-	-	1	-	0	-	1850	5	5	-	-	4	26	1
26/8/87	0	0	0	1	0	-	-	-	0	-	-	-	1850	1	1	-	-	0	30	1
9/9/87	1	1	0	1	0	-	-	-	0	-	-	-	1850	3	2	-	-	3	30	0
30/9/87	0	0	0	1	1	-	-	-	0	-	-	-	1850	2	2	-	-	2	33	0
27/10/87	2	0	0	0	1	-	-	0	-	-	-	-	1925	3	1	-	-	2	35	0
13/4/88	0	0	1	1	1	-	-	1	-	-	-	-	1925	4	4	-	-	4	37	0
20/4/88	0	0	0	1	1	-	-	-	-	-	-	-	1550	2	2	-	-	0	41	0
27/4/88	0	0	0	0	2	-	-	-	2	0	-	-	2050	4	4	-	-	3	41	1
26/5/88	0	0	0	0	0	-	-	-	0	-	1	-	2150	1	1	-	-	1	44	0
1/6/88	0	1	0	0	0	-	-	-	0	-	1	-	2150	2	2	-	-	2	45	0
9/6/88	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	-	-	0	47	0
14/6/88	0	0	0	0	1	-	-	-	0	-	0	-	2150	1	1	-	-	0	47	0
21/6/88	0	0	-	0	0	-	-	-	1	-	1	-	1850	2	2	-	-	2	47	0
28/6/88	0	-	-	-	2	-	-	-	0	-	1	1	1250	4	3	-	-	3	49	1
14/7/88	0	0	0	0	-	-	-	-	0	-	0	-	2150	0	0	-	-	0	52	0
27/7/88	0	0	-	0	-	-	-	-	0	-	0	-	1200	0	0	-	-	0	52	0

Tableau XXX *: Détails des observations recueillies, pour les gardons lors de chaque pêche expérimentale . Les captures par pêches sont exprimées par ni-F-N et bi-F-N) et ne comprennes que les échantillons par pêches electrique; si représente le nombre d'individus marqués par pêche; Mi la taille de la population marquée avant de commencer la pêche et mi(e) le nombre de poissons bagués repris à l'electricité. ni et bi correspondent à la capture par pêche.*

Date	secteurs												long.	ni	ni-F-N	bi	bi-F-N	si	Mi	mi (E)
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	.	sect.(m)			(Kg.)	(Kg.)			
8/4/87	7	-	-	-	1	1	0	-	-	-	-	-	1700	9	2	2.1	0.1	0	0	0
20/4/87	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0.0	0.0	0	0	0
29/4/87	5	0	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	600	6	1	1.6	0.3	0	0	0
6/5/87	9	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	600	11	2	3.1	0.1	1	0	0
21/5/87	2	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	600	6	4	1.4	0.3	4	1	0
5/6/87	0	5	3	10	4	-	9	7	-	-	-	-	1300	38	38	3.1	3.1	37	5	1
29/7/87	-	1	1	-	10	3	2	3	-	-	-	-	3650	20	20	2.3	2.3	20	42	0
12/8/87	-	1	0	10	6	-	-	-	6	-	0	-	1850	23	23	2.7	2.7	22	62	1
26/8/87	1	0	0	0	1	-	-	-	2	-	-	-	1850	4	3	0.5	0.4	4	84	0
9/9/87	0	3	0	6	0	-	-	-	4	-	-	-	1850	13	13	1.1	1.1	12	88	1
30/9/87	4	0	1	2	2	-	-	-	2	-	-	-	1850	11	7	2.1	1.0	10	100	1
27/10/87	3	0	0	2	2	-	-	2	-	-	-	-	1925	9	6	1.9	0.7	9	110	0
13/4/88	0	0	0	0	4	-	-	0	-	-	-	-	1925	4	4	0.1	0.1	4	110	0
20/4/88	5	0	0	1	2	-	-	-	-	-	-	-	1550	8	3	1.3	0.1	8	114	0
27/4/88	4	0	2	5	4	-	-	-	17	4	-	1	2050	37	33	3.2	2.4	37	122	0
26/5/88	0	3	1	23	6	-	-	-	18	-	4	-	2150	55	55	4.1	4.1	39	159	4
1/6/88	9	-	2	10	13	-	-	-	8	-	7	-	2150	49	40	5.4	3.0	46	198	2
9/6/88	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	244	0
14/6/88	0	0	0	3	4	-	-	-	6	-	1	-	2150	14	14	1.4	1.4	14	244	0
21/6/88	0	0	-	2	4	-	-	-	2	-	5	-	1850	13	13	1.4	1.4	13	258	0
28/6/88	0	-	-	-	6	-	-	-	4	-	-	4	1250	9	4	1.5	0.6	9	271	0
14/7/88	0	1	0	5	-	-	-	-	2	-	1	-	2150	8	9	1.6	1.6	8	280	1
27/7/88	2	0	-	1	-	-	-	-	2	-	6	-	1200	11	9	2.6	1.4	11	288	0

6.2.7. Discussion

Deux tendances contraires infirment les évaluations de densité et de biomasse proposées ci-dessus.
La première, la plus évidente est une tendance à surestimer le stock piscicole suite à une réduction du nombre de poissons marqués (M_i) et à un recrutement qui "dilue" la sous-population marquée. Quatre mécanismes sont susceptibles de diminuer M_i : une mortalité accrue par le marquage (manipulations, prédation), la perte de bagues et leur retour incomplet ainsi qu'une moindre capturabilité lors des pêches subséquentes.
La pêche électrique est une technique peu sélective n'endommageant quasiment pas l'animal mais le marquage constitue un stress pouvant devenir fatal. Pourtant, le maintien sous observation de poissons ayant subi un traitement similaire n'ont révélé qu'une mortalité négligeable à court terme (Philippart, 1977). La capture et le marquage affectent certainement la survie des espèces piscicoles en général mais on peut raisonnablement considérer l'effet insignifiant. Les filets maillants sont autrement plus blessants, il s'ensuit une mortalité sans doute plus importante.

Le taux de perte de bagues chez les perches, bien que non quantifié, peut être suspecté. En effet, au vu de la distribution temporelle des reprises de bagues et des taux de recaptures différents pour les poissons mutilés et bagués, la perte de marques est à envisager, éventualité d'autant plus probable lorsqu'on prend en compte la mauvaise fixation des plus petites agrafes et le non-retour des cartes concernant cette espèce. Cet inconvénient prête à conséquence et semble se manifester par une hausse des valeurs de N^* de 1987 à 1988.

Le choc électrique subi par un poisson au moment de sa capture le rend plus ou moins réfractaire aux pêches ultérieures (Cross et Stott , 1975 ; Philippart, 1977). Ce phénomène s'atténue assez rapidement mais la persistance de l'effet, 8 à 15 jours plus tard, n'est pas à exclure.

Le recrutement est inévitable que ce soit sous forme d'immigration ou de jeunes recrues mais n'affecte pas directement l'évaluation car il ne porte que sur des individus non marqués.

La deuxième tendance consiste à sous-estimer la population étudiée suite à une capturabilité plus grande du poisson marqué, capturabilité accrue par le biais d'une modification de comportement consécutive au baguage et d'une distribution non aléatoire des animaux.

Toute influence de la capture et du marquage sur le comportement migratoire et

sur la sensibilité intrinsèque à toute capture ultérieure est difficilement discutable dans le cadre de ce travail.

Par ailleurs, la distribution non aléatoire des individus semble constituer une source d'erreur majeure. En effet, environ 70 % des perches sont recapturées dans leur site de marquage, ce qui confirmerait un comportement de fixation à un domaine vital malgré la possibilité de se répartir dans le secteur entier (28 % ont traversé le fleuve.). De plus, l'existence de bancs de jeunes perches contrarie les déplacements individuels indépendants les uns des autres. De même, le chevaine aime vivre en groupe, reste fixé à un domaine vital et, selon Philippart, cet attachement est ferme et durable. Aussi, dans de telles conditions d'échantillonnage, des dénombrements distincts par secteurs s'imposeraient. En pratique, de telles estimations s'avèreraient peu signifiantes en raison des valeurs insuffisantes pour n, m et M.

Afin de juger de la validité des résultats obtenus face à la taille réelle de la population, il nous paraît plus aisé d'interpréter les estimations calculées indépendamment pour chaque année : nous réduisons ainsi l'effet de surestimation dû au recrutement, à la mortalité et aux pertes de bagues.

Quelle que soit la méthode mathématique utilisée, les estimations de N et B ont tendance à croître avec le temps. Deux causes sont plausibles.
Premièrement, le petit nombre de poissons échantillonnés et marqués par comparaison avec l'effectif de la population fournit un produit *"M n"* non représentatif de l'abondance du stock. La mortalité des poissons marqués ou une probabilité plus faible de les reprendre occasionne, quant à elle, la hausse des valeurs estimées. En effet, "$M\ n$" augmente trop vite tandis que m diminue : N^* est donc surestimé.
Théoriquement, des corrections sont envisageables en ce qui concerne la mortalité mais les données calculées à partir des fréquences d'âges diffèrent souvent de la réalité. De plus, le taux de mortalité varie certainement durant l'expérience. Pour la méthode de Schnabel, on considère généralement avoir atteint une estimation fiable de N quand les N* s'alignent sur un plateau et lorsque les intervalles de confiance s'étrécissent. C'est apparemment ce processus qui est observé pour les chevaines. Dans le cas des perches, la stabilisation observée pour la période juin-juillet 88 n'est qu'apparente. En effet, le pourcentage de recaptures est actuellement trop faible pour donner une évaluation stable et sûre de la population. Ce fait est confirmé par l'absence de palier et l'importance des intervalles de confiance dans les graphes présentés en fig. 54 et 55.

Tableau XXXI : Densité et biomasse des gardons, chevaines, perches et brochets dans la noue du Colébi.

années	GARDON		CHEVAINE		PERCHE		BROCHET	
	densité (nbre/ha)	biomasse (kg/ha)	densité (nbre/ha)	biomasse (kg/ha)	densité (nbre/ha)	biomasse (kg/ha)	densité (nbre/ha)	biomasse (kg/ha)
1959	-	-	116	2.97	10636	77.88	153	55.4
1962	-	-	0	0	16021	79.51	144	65.75
1971	55734	228.68	474	9.48	1333	40.67	73	87.15
1974	36471	328.13	504	11.35	752	22.82	82	103.97
1977	21003	192.97	6	-	523	42.51	34	51.68
1980	52030	97.77	110	-	1138	26.51	45	34.86
1983	105785	161.31	174	13.45	1049	25.99	24	12.84
1986	36844	105.38	275	37.18	1486	26.57	21	19.72

En bref, pour les perches, les valeurs de densité trouvées par les méthodes de Petersen et Schnabel (204, 128, 207 et 466 perches à l'hectare) sont vraisemblablement sous-estimées malgré le biais positif susceptible de les influencer. Nous pouvons donc penser que la taille réelle de la population peut s'élever jusqu'à 5000 individus, soit 667 par ha., valeur correspondant à la limite supérieure approchée pour la plupart des estimations.

Ces chiffres ne sont pas incompatibles avec les densités obtenues à partir des vidanges des noues du Colébi et de Waulsort à condition de ne pas prendre les alevins en ligne de compte (Cette classe de taille est, de fait, très mal représentée dans nos échantillons.). En effet, la population des noues est principalement formée de petits poissons sans doute âgés d'un ou deux étés (Huet et Timmermans, 1960) et ne reflète donc pas la totalité du peuplement présent en Meuse.

Les inventaires piscicoles dans l'ancien canal "Charleroi-Bruxelles" procurent des densités de 70, 544 et 2041 perches par ha. pour trois biefs asséchés. Ces données témoignent des variations spatiales de la densité-biomasse suivant la succession de divers biotopes définis à petite échelle par des caractères physiographiques moyens ou microclimatiques et par les paramètres biologiques associés.

Par rapport aux autres estimations disponibles, les densités calculées pour Waulsort se compareraient assez bien avec celles de la Tamise si la sous-estimation de nos valeurs était vérifiée. Par contre, elles excèdent les chiffres proposés par Micha et de Moffarts (1975)(26 ind./ha.) et Philippart (1977) (12 ind./ha.). Philippart note cependant le peu d'habitats propices à l'espèce tandis que Micha et de Moffarts insistent sur l'aspect temporaire de l'évaluation.

Contrairement à la densité, la biomasse calculée pour le bief de Waulsort est franchement supérieure à la majorité des estimations proposées dans le tableau XXV. Artefact statistique, d'échantillonnage ou reflet d'une population florissante ? Seules des études complémentaires pourront trancher la question.

De prime abord, il paraît donc évident que la taille de la population de chevaines est mieux approchée que pour la perche : pas de perte apparente de marques, taux de recapture plus élevé, variance moins importante pour la moyenne des estimations de Petersen, stablisation des N^* avec un étrécissement des intervalles de confiance avec le temps et enfin une concordance entre les deux tupes d'estimation.

Mais, étant donné la territorialité du chevaine, nos estimations ne sont pas à l'abri d'une sous-estimation.

Par ailleurs, le taux de recapture très élevé des chevaines marqués en 87 et repris en 88 (38.8 %) par rapport à la proportion M_{87}/M_{88} (19.3 %) est pour le moins étonnante. Elle confirmerait peut-être l'existence, chez le chevaine, de fractions errante et sédentaire non différenciées par la

taille des individus qui la composent (Libosvarski 1966 in Philippart 1977). Les variations saisonnières de la densité toucheraient principalement la fraction errante dont l'importance relative s'accroîtrait avec l'effectif total de la population. Les animaux marqués à la fin de l'année 1987 appartiendraient alors à la fraction sédentaire du peuplement.

Nos résultats sont incomparables aux densités et biomasses recueillies dans les vidanges de noues car leurs eaux calmes et stagnantes sont peu propices à une espèce rhéophile tel que le chevaine. Philippart (1977) rapporte une densité et biomasse moyennes respectivement égales à 74 ind./ha et 20.6 Kg./ha. pour l'Ourthe. Ces chiffres ne concernent que les poissons de minimum 18 cm. et sont calculés à partir d'échantillons de petite taille qui reflète, selon l'auteur, une faible densité due à un peuplement naturellement clairsemé. Pour la Haute-Sambre, Micha et de Moffarts (1975) estiment le stock de chevaines à environ 81 individus par hectare, soit 16.8 Kg./ha. Des facteurs environnementaux moins propices à cette espèce pourraient vraisemblablement expliquer les divergences observées par rapport à notre approximation.

7. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Des résultats détaillés ci-dessus, quatre lacunes apparaissent : la première étant un M et n trop faibles en comparaison avec la taille supposée de la population ; la seconde, un échantillonnage non représentatif de la population et enfin, une perte sans doute considérable de bagues ainsi qu'un retour incomplet de marques de la part des pêcheurs.
Afin de contrecarrer ces sources d'erreur, nous proposons les mesures suivantes :

◊ Profiter des occasions permettant de manipuler de grosses quantités de poissons pour effectuer un marquage massif, à savoir les rempoissonnements, la vidange à venir des bâtadeaux construits pour la restauration du barrage de Waulsort.

◊ Augmenter la taille des échantillons tout en respectant des impératifs temps et personnel.
Limiter et intensifier nos pêches expérimentales dans la partie amont du bief (secteurs 1, 2, 3 et 4) est, à notre avis, la première mesure à prendre afin de mieux cerner la population présente. En effet, si l'effectif de ce peuplement restreint est connu avec une précision acceptable, nous connaissons également l'efficacité de notre matériel de pêche (n/N). Ce coefficient pourra alors, à partir de tout échantillon représentatif d'une population donnée, fournir une estimation correcte de celle-ci (simple règle de trois). Les secteurs 8 et 10 ne seraient pas pris en considération dans le rapport n/N en raison des variations considérables de la vitesse du courant local et par conséquent de l'efficacité de pêche. Ils doivent pourtant être échantillonnés lors de l'estimation préliminaire du stock vu leur richesse piscicole. Insistons sur la nécessité d'une description rigoureuse du matériel et de la méthode utilisée afin d'appliquer, par la suite, un effort de pêche constant, condition sans laquelle l'estimation n'est plus fiable.
Dans un second temps, nous devrions profiter de la période de reproduction pour capturer une grande quantité de poissons. Pour les perches, des nasses disposées systématiquement le long des rives devraient s'avérer efficaces malgré la forte sélectivité vis-à-vis des mâles.
Enfin, avec la collaboration du Service de la pêche, nous pourrions envisager l'organisation de concours de pêche "no kill" dans le bief de Waulsort, ceci essentiellement pour le gardon, espèce relativement mal échantillonnée par la pêche électrique.

◊ Planifier un échantillonnage représentatif du peuplement.

Nous pouvons raisonnablement penser que la population des berges est bien représentée par les prélèvements par pêche électrique. Il en est tout autrement de la fraction se trouvant au milieu du fleuve. Nous réserverions l'emploi des filets maillants pour la fin de l'expérience de marquage car la viabilité des poissons qu'ils capturent est vraisemblablement affectée. En outre, une série de filets de maillages gradués pourrait être posée en travers du bras de Meuse situé à la gauche de l'île (courant relativement calme) en guise de contrôle à la fois du M.R.R. et de la sélectivité de l'engin de pêche utilisé pour l'estimation de stock.

Comme autres techniques de pêche applicables en eaux courantes et ne blessant pas outre mesure le poisson, nous ne voyons que la senne de plage et le chalut. Ces méthodes exigent cependant un fond sans encombres. Or, la nature du lit de la Meuse à Waulsort n'a encore jamais été sondée. Les observations faites en période de chômage technique laisseraient entrevoir un fond plutôt rocailleux (A. Gillet comm. pers.). Un échosondage permettraient de vérifier ces informations et de localiser à la fois les sites propices à ce type de techniques et les bancs de poissons mais un tel investissement requiert une évaluation préalable des intérêts présentés par un matériel aussi sophistiqué. Le chalut électrifié dont dispose le laboratoire d'écologie pourrait également servir moyennant peut-être quelques modifications améliorant son efficacité : alléger le matériel, ajuster un jeu de poids et de flotteurs afin de maintenir le filet à une profondeur donnée, adapter la structure du chalut de manière à pouvoir le tirer avec deux embarcations. De telles opérations seraient à étudier attentivement.

◊ Contrôler la perte de bagues chez les perches par un double marquage.

La mutilation d'une nageoire pourrait constituer le "marquage-contrôle" mais une technique de marquage efficace à court terme et qui imposerait peu de stress à l'animal semble suffisante à cause du faible nombre d'individus bagués recapturés au-delà de 9 semaines. Citons, par exemple, le tatouage à l'encre de Chine ou au bleu alcian.

◊ Susciter l'intérêt des pêcheurs pour l'expérience de marquage et renforcer la surveillance de leurs bourriches.

Cette dernière mesure comprendrait la mise au point d'un système de récompense offerte à tout qui retourne les bagues qu'il a reprises. Un système de loterie mettant en jeu les numéros des agrafes renvoyées est, selon nous, une solution originale et efficace à condition que la prime soit attirante et qu'une bonne campagne d'information soit lancée (annonces dans les revues concernées et affiches dans les points de vente intéressés). Les agents du Service de la pêche pourraient également jouer un rôle actif dans notre étude en sensibilisant les pêcheurs à propos des objectifs poursuivis par notre laboratoire et en inspectant davantage les prises des pêcheurs.

La mise au point d'une technique d'échantillonnage représentatif et efficace est le commencement d'un travail à long terme qui permettra de cerner au mieux les peuplements piscicoles mosans et d'en suivre l'évolution au cours des années. Ces études contribueront alors à une meilleure compréhension de l'écosystème Meuse et, espérons-le, à la gestion écologique de sa population piscicole.

BIBLIOGRAPHIE

ALABASTER J.S., 1986 - An anlysis of angling returns for trout, *Salmo trutta L.*, in a Scottish river. Aquaculture and Fisheries Management, 17 : 313-326.

ALESSIO G., 1983 - Quelques aspects de la biologie et de l'élevage du brochet (*Esox lucius L.*) en Italie. In BILLARD R. (Ed.), Le brochet : gestion dans le milieu naturel et élevage, INRA Publ., Paris : 283-296.

ALLARDI J., DUGUET C. et LEYNAUD G., 1974 - Etude du peuplement ichtyologique d'un milieu fluvial réchauffé artificiellement. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/T23 (suppl. 1) : 209-227.

ALM G., 1952 - Year class fluctuations and span of life of perch. Institute of Freshwater Research, Drottningholm, Report 33 : 17-38.

ANTONIONI M.H. et BAUMANN P.C., 1974 - Antimycin as a management and sampling tool. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/symp-26 : 18 p.

AVTALION R.R. et WEISS E., 1975 - A method for individual marking of fish. Bamidgeh, Bulletin for Fish Culture in Israël, 27,1 : 21-22.

AYTON W.J., 1976 - Angling catch and its relation to stock in a midland canal. Fish Mgmt., 7,1 :12-15.

BACALBASA-DOBROVICI N., 1974 - Efficacité des prises aux engins maillant dans le lac de barrage "Portes de Fer" et la sélection en fonction du maillage. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/T23 (suppl. 1) : 122-135.

BAGENAL T.B., 1972 - The variability in numbers of perch *Perca fluviabilis* L. caught in traps. Freshwat. Biol., 2 : 27-36.

BAILEY N.T.S., 1951 - On estimating the size of mobile populations from recapture data. Biometrika,38 : 293-3O6.

BEACH M.H. et WALKER L.H., 1974 - The application of electrical automatic counters to fisheries. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/symp.-12 : 6 p.

BEAUMONT W.R.C. , MILLS C.A. et WILLIAMS G.I., 1986 - Use of a microcomputer as an aid to identifying objects passing through a resistivity fish counter. Aquaculture and Fisheries Management, 17 : 213-226.

BILLARD R., 1983 - Résumé de quelques problèmes posés par l'élevage du brochet et sa gestion dans divers milieux. In BILLARD R. (Ed.), Le Brochet : gestion dans le milieu naturel et élevage, INRA Publ., Paris : 321-334.

BIOSONICS Inc., 1985 - Fixed-location hydroacoustics for monitoring downstream fish migrations at dams. Application Memo, 13 : 4 p.

BIOSONICS Inc., 1987 - Long pulse doppler riverine sonar system. Technical Note, 14 : 3 p.

BLOWER J.G. , COOK L.M. et BISHOP J.A., 1981 - Estimating the size of animal populations. George Allen & Unwin LTD, London : 128 p.

BOONSTRA G.P. et DEELDER C.L., 1974 - A new method for eel sampling with use of electronically controlled current. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/T23 (suppl. 1) : 186-193.

BORLEE M.C., 1988 - Evolution historique rècente de la Meuse belge : interventions humaines et modifications de l'écosystème. Mémoire de licence, FNDP, Namur, 112p.

BOURLIERE F., 1962 - Biomasse de poissons dans différents milieux aquatiques naturels. La Terre et la Vie, 2 : 194-195.

BRAITHWAITE H., 1974 - Sonar fish counting. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/symp.-17 : 9 p.

BUCK D.H. et THOITS C.F., 1965 - An evaluation of Petersen estimation procedure employing seines in 1-acre ponds. Journal of Widelife Management, 29,1 : 596-621.

BUSSELL R.B., 1974 - The water resources board fish counter project. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/1/symp.-36 :11 p.

CEN, 1986 - Etude comparée de la radioécologie des eaux continentales des bassins mosan et rhodanien : 144 p.

CHAPMAN D.G., 1952 - Inverse, multiple and sequential sample censures. Biometrics, 8 : 286-3O6.

CHAPMAN D.W., 1968 - Production. In BAGENAL T.B. (Ed.), Methods for assessment of fish production in fresh waters, Blackwell Scientific publications, Oxford : 202-217.

CLARK W.G., 1976 - Les modèles structuraux. In FAO (Ed.), Les modèles d'évaluation des stocks halieutiques, Rome, 1977. Circulaire des pêches 701. FIRS/C7O1 : 19-35.

CLOPPER C.J. et PEARSON E.S., 1934 - The use of confidence or fiducial limits applied to the case of the binomial. Biometrika 26 : 4O4-413.

COOPER M.J. et WHEATLEY G.A., 1981 - An examination of the fish population in the River Trent, Nottinghamshire using angler catches. Journal of Fish Biology, 19 : 539-556.

CORMACK R.M.., 1968 - The statistics of capture-recapture methods. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 6 : 455-5O6.

COWX I.G., FISHER K.A.M. et BROUGHTON N.M., 1986. - The use of anglers' catches to monitor fish populations in large water bodies, with particular reference to the River Derwent, Derbyshire, England. Aquaculture and Fisheries Management, 17 : 95-1O3.

CRAIG J.F., 1974 a - Population dynamics of perch (*Perca fluviatilis L.*) in Slapton Ley, Devon. Freshwat. Biol., 4 : 417-444 .

CRAIG J.F., 1974 b - Sampling of fish in a lake where the population is concentreted in an area of limited accessibility. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/symp.- 7 : 5 p.

CRAIG J.F., 1974 c - Seasonal variation in the catching power of traps used for perch (*Perca*

fluviatilis L.). Freshwat. Biol. , 5 : 183-187.

CRISP D.T. et ROBSON S. Analysis of fishery records from Cow Green Reservoir Upper Tesdal. 1971-1980 Fish. Mgmt 13.2 : 65-78.

CROSS D.G. et STOTT B., 1975 - The effect of electronic fishing on the subsequent capture of fish. J. Fish Biol. , 7 : 349-357.

CUINAT R. et CASAUBON J., 1963 - Résultats des déversements de truites d'élevage marquées dans quelques rivières du Puy-de-Dome, de 1958 à 1960. Bulletin Français de Pisciculture , 2O9-21O : 1-46.

DAGET J., 1971 - L'échantillonage de peuplements de poissons d'eau douce .
In LANOTTE M. et BOURLIERE F. (Ed.), Problème d'écologie : l'échantil- lonage des peuplements animaux des milieux aquatiques. Masson et Cie, Paris : 87-108

DAGET J., 1981 - Importance de la dynamique des populations en écologie des eaux douces. in GAUTHIER-VILLARS, (Publ.) Dynamique de population et quantité de l'eau. Actes du symposium, le 7 nov. 1979, Chantilly, France, 1-14.

DAHL P.H. et MATHISEN O.A., 1983 - Measurement of fish target strength and associated directivity at high frequencies. J. Acoustic Soc. Am., 73, 4 : 12O5-1211.

DAHL P.H. et MATHISEN O.A., 1984 - Some experiments and considerations for development of doppler-based riverine sonars. IEEE Journal of Oceanic Engineering , OE-9, 3 : 214-217

DAVIES W.D., CHACON J.O. et DOURADA O.F., 1974 - Validity of rotenone sampling in reservoirs. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/symp.-18 : 16 p.
DELVINGT W., 1988 - La gestion piscicole. in Micha J.C. (Ed) "L'impact de l'homme sur l'écosystème Meuse", 3-4 novembre 1987, Namur, Presses universitaires de Namur, (sous presse).

DES CLERS S. et ALLARDI J., 1983 - Efficacité de la reproduction naturelle et des repeuplements dans la Seine au niveau de Monterau. In BILLARD R. (Ed), Le brochet : gestion dans le milieu naturel et élevage, INRA Publ., Paris : 297-303.
DESCY J.P., 1985 - Qualité des eaux de la Meuse : évaluation en vue de la réintroduction du

saumon atlantique dans le bassin mosan. in Reintroduction du saumon dans le bassin de la Meuse. Service de la pêche. Région Wallone : 49-67.

d'UDEKEM d'ACOZ C., 1987 - Etude semi-quantitative et qualificative des macroinvertébrés benthiques des radiers de barrage de la Haute-Meuse. Mémoire de licence, FNDP, Namur : 101 p.

DUNKLEY D.A. et SHEARER W.M., 1982 - An assessment of the performance of a resistivity fish counter. J. Fish Biol., 20 : 717-737.

DUNNING D.J., ROSS Q. et GLADDEN J., 1982 - Evaluation of minimum size limits for St. Lawrence River nothern pike. North American Journal of Fisheries Management, 2 : 171-175.

FAREBROTHER R.W., 1985 - Weighted least-squares estimates of mortality rates from single-release tagging studies. J. Cons. int. Explor. Mer, 42 :166-170.

FERNET D.A., 1984, - An evaluation of the performance of the Denil 2 fishway at Fawcett lake during the spring of 1983. Environmental Management Associated, Calgary, Atlanta : 79 p.

FISHER K.A.M. et HERROD R.G., 1986 - Use of a modified fish trap on English reservoir. Aquaculture and Fisheries Management, 17 : 327-329.

FORTIN R., DUMONT P. et FOURNIER H., 1983 - La reproduction du grand brochet (*Esox lucius L.*) dans certains plans d'eau du Québec (Canada). In BILLARD R. (Ed.), Le brochet : gestion dans le milieu naturel et élevage, INRA Publ., Paris : 39-51.

FREYTAG G. et HORN W., 1974 - A description of an electric trouwl fishery for eel in freshwater. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/T23 (suppl. 1) : 179-185.

GARCIA S., 1976 - L'utilisation des marquages en dynamique de population. In FAO (Ed.), Les modèles d'évaluation des stocks halieutiques, Rome, 1977, Circulaire d pêche 701, FIRS/C701 : 141-150.

GERARD P. et TIMMERMANS J.A. Inventaires piscicoles dans l'ancien canal Chraleroi-Bruxelles, Stat. rech. Groenendaal. Trav. Ser. 52 28p.

GERDEAUX D. et JESTIN J.M., 1979 - Exemple d'application du chalut électrifié dans un milieu tempéré très minéralisé. Annls Limnol., 14, 3 : 281-287.

GERKING S.D., 1949 - Characteristics of stream fish populations. Invest. Ind. Lakes, 3, 7 : 283-3O9.

GERKING S.D., 1959 - Restricted movement of fish populations. Biological Reviews, 1° 34 : 221-242.

GILLET A., 1982 - Etude de la croissance du gardon (*Rutilus rutilus L.*) en amont et en aval de la centrale nucléaire de Thiange : influence des rejets thermiques. Mémoire d'ingénieur agronome, UCL : 122 p.

GILLET A., MICHA J.C., REYDAMS A. et MEURISSE M., 1984 - Incidence des repeuplements dans la population de gardons (*Rutilus rutilus L.*) en Meuse.
Cybium, 8, 8 : 51-61.

GLOVA G.J., BONNETT M.L. et DOCHERTY C.R. , 1985 - Comparison of fish populations in riffles of three braided rivers of Canterbury, New Zeland. New Zeland Journal of Marine and Freshwater Research, 19 : 157-165.

GOLDSPINK C.R., 1976 - The return of marked roach (*Rutilus rutilus L.*) to spawning groundds in Tjeukemeer, the Netherlands. J. Fish. Biol., 11 : 599-6O3.

GOLDSPINK C.R., 1979 - The population density, growth rate and production of roach (*Rutilus rutilus L.*) in Tjeukemeer, the Netherlands. J. Fish. Biol., 15 : 473-498.

GOUBIER J., 1969-1970 - Recherches sur la croissance du sandre (*Sander lucioperca L.*) et ses déplacements dans quelques rivières du sud de la France d'après des résultats de marquage. ßulletin français de Pisciculture, 235 (1969) et 236 (1970) : 1-41.

GREEN D.M., 1985 - A partnership for bass management. The Conservationist, 40, 1 : 44-49.

GRIMM M.P., 1983 - Régulation de la biomasse de brochet (*Esox lucius*) de petite taille (< 41 cm) et efficacité de l'introduction d'individus de 4-6 cm. In BILLARD R. (Ed.). Le Brochet : gestion dans le milieu naturel et élevage. INRA Pub., Paris : 253-270.

GULLAND J.A., 1984 - Advice on target fishing rates. Fishbyte, 2, 1 : 8-11.

HALL G.E., 1974 - Sampling reservoir fish population with rotenone. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/symp.-35 : 14 p.

HAMLEY J.M., 1975 - Review of gillnet selectivity. J.Fish Res. Bd., Canada, 32, (II), : 1944-1969.

HARTLEY W.G., 1974 - Flow gauging structure and fish migration. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/symp. -II : 5 p.

HARTLEY W.G. et WEISS D.M. The use of electrical fish sceens with migrant fish populations. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/T23 (suppl. 1) : 169-172.

HALSBAND E. 1974 - The possibilities offered by electrofishing for the monitoring of resources in large rivers. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp. -3 : 7 p.

HELLAWELL J.M., LEATHAM H. et WILLIAMS G.I., 1974 - The upstream migratory behaviour of salmonids in the river Frome, Dorset. J. Fish Biol., 6 : 729-744.

HENDERSHOT R., ACKER W. et SULLIVAN R., 1984 - Doppler techniques applied to fisheries acoustics. In the proceedings of the IEEE/MTS Oceans' 84 Conference . In Biosonics, hydroacoustic publication, 25, 1987 : 5 p.

HISLOP J.R.G. - The principles of tagging experiments.

HOCKIN D.C., CRAGG-HINE D., O'HARA K et EATON J.W., 1985 - Growth an survival of grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) and indigenous fishes in the Lancaster canal. Proc. 4th. Brit. Fresw. Fish. Conf. : 52-59.

HOCUTT C.H., HAMBRICK P.S. et MASNIK M., 1974 - Rotenone methods in a large river system. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/symp.-4O : 1O p.

HOLCIK J. et BASTL I., 1974 - Sampling and population estimation with small mesh seine as used during ichthyological research on Danubian backwaters. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/SCI/ Symp.-43 :16 p.

HOLCIK J. et PIVNICKA K., 1972 - The density and production of fish populations in the Klicava reservoir (Czechoslovakia) and their changes during the period 1957-1970. Int. Revue ges. Hydrobiol., 57,6 : 883-894.

HOLCIK J. et PIVNICKA K., 1974 - On the use of mark-recapture methods for fish population estimation in large reservoirs and lakes. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp.- 52.

HOLDEN M.J. et RAITT D.F.S., 1974 - Manuel de science halieutique. Partie 2, Méthodes de recherches sur les ressources et leur application. F.A.O. (Ed.), Rome, Documents techniques FAO sur les pêches, FIRS/T115 Rev.1) : 196 p.

HUET M., 1949 - Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. Stat. Rech. Trav. n°2 Ser. D. 40pp.

HUET M. et TIMMERMANS J.A., 1960 - Population piscicole d'une frayère en bordure de Meuse belge. Rev. Suisse Hydrol., 22, I : 451-46O.

JACKSON C.H.N., 1939 - The analysis of an animal population. J. Anim. Ecol., 8 : 236-246.

JENSEN K.W., 1974 a - Population estimated of perch (*Perca fluviatilis L.*) by marking-recapture and by poisoning. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/T23/ (Suppl.1) : 6O0-603.

JENSEN K.W., 1974 b - A check on tagging-recapture estimates of populations of brown-trout (*Salmo trutta L.*). Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/T23 (suppl.1) : 6O3-610.

JOLLY G.M., 1963 - Estimates of population parameters from multiple recapture data with both death and dilution-deterministic model. Biometrika, 5O : 113-128.

JOLLY G.M., 1965 - Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration stochastic model. Biometrika, 52 : 225-267.

JONES R., 1976 - Stock et recrutement in F.A.O.. Les modèles d'évaluation des stocks halieutiques. FIRS/C7O1, Rome, 1977 : 89-110.

JUNGE C.O. et LIBOSVARSKY, ????? - Effect of size selectivity on population estimates based on successive removals with electrical fishing gear. Zool. listy, 14, 2 : 171-178.

KIMURA D.K., 1976 - Estimating the total number of marked fish present in a catch. Transactions of the American Fisheries Society, 1O5, 6 : 664-668.

KING T.A., WILLIAM J.C., DAVIES W.D. et SHELTON W.L., 1981 - Fixed versus random sampling of fishes in a large reservoir. The American Fisheries Society, 110 : 563-568.

KIPLING C., 1959 - The effect of the gill-net selection on the estimations of weight-length relationships. J. du conseil permanent international pour l'exploration de la mer. 23 : 51-63.

KIPLING C., 1974 - The effects of variation in growth on the gill net selection of a population of pike. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/T23 : 8O-89.

KIPLING C., 1983 - Changes in the population of pike (*Esox lucius*) in Windermere from 1944 to 1981. Journal of Animal Ecology, 52 : 989-999.

KIPLING C. et FROST W.E., 1970 - A study of the mortality, population numbers, year class strengths, production and food consumption of pike (*Esox lucius),* in Windermere from 1944 to 1962. Journal of Animal Ecology, 39 : 115-157.

KIPLING C. et LECREN E.D., 1974 - Experiences in Windermere with estimating population numbers by tag-recapture methods. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp.-22 : 9 p.

KITCHELL J.F., KONCE J.F., O'NEIL R.V., SHUGART H.H., MAGNUSSON J.J. et BOOTH R.S. 1974 - Model of fish biomass dynamics. Transactions of the American Fisheries Society, 103, 4 : 786-798.

KOOPS H., 1974 - Tagging experiments for the assessment of the size of fish populations in the rivers Elbe and Trave. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp.-42 : 8 p.

KOSIKOWSKA S., 1974 - Renseignements sur l'efficacité de quelques méthodes appliquées à l'évaluation des populations de poissons dans les lacs. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp.-8 : 1O p.

L'ABBEE-LUND J.H. et VOLLESTAD L.A., 1985 - Differential mortality rates of fin-clipped and carlin-tagged roach (*Rutilus rutilus L.*). Z. Angew Ichthyol., 2 : 85-87.

LAGLER K.F., 1968 - Capture, sampling and examination of fishes. In BAGENAL T.B. (Ed.) : Methods for assessment of fish production in fresh waters. Blackwell Scientific publications, Oxford : 7-47.

LAIRD L.M. et STOTT B., 1968 - Marking and tagging. In BAGENAL T.B. (Ed.), Methods for assessment of fish production in fresh waters, Blackwell Scientific publications, Oxford : 84-100.

LAMARQUE P., 1974 - Prospection d'un stock d'anguilles dans deux lacs algériens (Oubeira et Mellah) à l'aide de la pêche à l'électricité. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/T23 - Suppl.1 : 173-179.

LAMARQUE P., ARRIGNON J. et GOSSET C., 1978 - Comparaison des appareils de pêche à l'électricité EPMC et Héron. Bulletin français de Pisciculture, 51, 27O : 223-237.

LAMBOU V.W. et STERN H.J., 1958 - An evaluation of some of the factors affecting the validity of rotenone sampling data. Proc. Southeastern Assoc. of Game and Fish Comm. II, 1957 : 91-98.

LARRANETA M.G., 1981 - A use of catch-per-unit effort in ecology. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Auton. Mèxico, 8, I : 183-19O.

LAWSON K.M., 1974 - The electronic monitoring of salmon in Lancashire , England. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp.-15 : 11 p.

LE CREN E.D., BAGENAL T.B. et KIPLING C., 1974 - Experiences with fish sampling methods in Windermere. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/T23 : 58-65.

LEHTONEN H., 1986 - Fluctuations and long-trends in the pike (*Esox lucius L.*) population in Nothamn, Western gulf of Finland. Aqua Fennica, 16, 1 : 3-9.

LEJEUNE M., MICHA J.C., JADIN J.M. 1985 - Etude dela bucéphalose dans les populations piscicoles de la Meuse belge, UNECED, FNDP, Namur 83p.

LELEK A., 1974 - Toward a method of evaluation of fish populations in streams based on successive fish removals, Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp.-38 : 8 p.

LE LOUARN H., 1983 - Production de brochet. Amélioration de la production naturelle ou repeuplement. BILLARD R. (Ed.), Le Brochet : gestion dans le milieu naturel et élevage. INRA Publ., Paris, 1983 : 3O5-318.

LE LOUARN H. et BAGLINIERE J.L., 1985 - Quelques éléments de la biologie du brochet (*Esox lucius L. 1758*) sur une rivière à salmonides : le Scorff. Cybium, 9, 1 : 75-87.

LEOPOLD M. et DABROWSKI D., 1974 - General premises and selected elements of a method of estimating fish stocks and populations in Polish lakes. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp.-29 : 7 p.

LEOPOLD M. et KORULCZYK T., 1974 - Effectiveness of gill net catches as a tool for the estimation of fish population in Polish lakes. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp-30 : 6 p.

LEROY M., 1987 - Etude de la biologie de la perche (*Perca fluviatilis*) et de son régime alimentaire dans la Meuse. Mémoire de licence FNDP, Namur : 81 p.

LIBOSVARSKY J. et GUERRA PADRON F., 1978 - A note on fish ageing from lenght and scale measurements. Folia Zoologia, 27, 2 : 157-164.

MAHON R., 1980 - Accuracy of catch-effort, methods for estimating fish density and biomass in stream. Archive für hydrobiologie 90; 324-329.

MANN R.H.K., 1974 - Quantitative fish sampling in two hard-water rivers in Southern England. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp.-4 : 7 p.

MANN R.H.K., 1979 - Natural fluctuations in fish populations Proceedings of the first British freshwater fisheries conference. Univ. Liverpool : 146-150.

MATHEWS C.D, 1971 - Contribution of young fish to total production of fish in the river Thames near Reading. J. Fish. Biol., 3 : 157-180

MATUDA K., KANEHIRO H. et SUZUKI M., 1986 - Water tank experiments of fish behavior to model of trap nets. Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries, 52, 4 : 657-664.

MC. COMBIE A.M. et BERST A.H., 1969 - Some effects of shape and structure of fish on selectivity of gillnets. J. Fish. Res. Bd. Canada, 26 :2681-2689.

MC. GRATH C.J., 1974 - Report on fish counting installations in Ireland. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp.-21 : 20 p.

MICHA J.C., 1969 - Les populations pisciciles de l'Ourthe liégeoise. Second rapport annuel 1969, Université de Liège, Institut de Zoologie .

MICHA J.C., 1985 - Obstacles à la remontée du saumon dans le bassin mosan en Belgique. In "Reintroduction du saumon atlantique dans le bassin de la Meuse". Service de la Pêche. Région Wallone, 69-101.

MICHA J.C. et RUWET J.C., 197O - La pêche électrique en rivière et ses utilisations dans la région liégeoise. Les Naturalistes Belges, 51, 6 : 291-3O9.

MICHA J.C. et de MOFFARTS E., 1975 - Les poissons de la Sambre belge. Recherches effectuées pour le compte du gouvernement belge dans le cadre du programme national R.D. sur l'environnement eau. Modèle mathématique de la pollution de la Sambre, Institut de Zool., Liège : 337-452.

MICHA J.C., PHILIPPART J.C. et de MOFFARTS E., 1974 - Echantillonnage piscicole en eau profonde dans deux affluents de la Meuse. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/T23 (suppl. 1) : 2O1-207.

MICHEL CH., HELAS TH., DALIMIER N. et JOSS J., 1982 - Identification individuelle des poissons en milieu naturel sans recours au marquage. Ann. Inst. Oceanogr., Paris, 58, 2 : OOO-OOO.

MORIARTY C., 1974 - The small fyke net as a sampling instrument in eel research. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp.-19 : 13 p.

MOUNEIMNE N., 1981 - Remarques sur la relation longueur-poids et le facteur de condition chez les poissons. Cybium, 3me série, 5, 4 : 77-85.

MRAZ D. et THREINEN C.W., 1955 - Angler's harvest, growth rate and population estimate of the largemouth bass of browns lake, Wisconsin. Trans. Am. Fish. Soc., 85 : 241-256.

MUGHANDA M., 1984 - Quelques méthodes d'évaluation du stock piscicole d'un écosystème lentique , application au lac Ihema. Travail présenté dans le cadre du cours de " Compléments de zoogéographie " U.C.L. (L.L.N.) : 112 p.

NEDELEC C. , 1982 - Definition and classification of fishing gear categories. FAO (Ed.), Rome, Fisheries Technical Paper 222, FIDI/FIIT/T222 : 51 p.

NOEL H.S. et BEN YAMI, 1980 - Le chalutage à boeufs avec des petites embarcations. F.A.O., Rome 78pp.

NORTHCOTE T.G., 1974 - Sampling of fish populations for evaluation of water quality conditions in large British Columbia lakes and rivers. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/T23 (Suppl. 1), 2 : 7O4-721.

PARKER R.A., 1955 - A method for removing the effect of recruitement on Petersen-type population estimates. J. Fish. Res. Bd., Canada, 12, 3 : 447-450.

PHILIPPART J.C., 1975 - Dynamique des poissons d'eau douce non exploités. In LAMOTTE M.-BOURLIERE F. , Problèmes d'écologie. Masson et Cie (Ed.), Paris : 291-394.

PHILIPPART J.C., 1977 - Contribution à l'hydrobiologie de l'Ourthe . Dynamique des populations et production de quatre espèces de poissons cyprimidae : *Barbus barbus L., Leusiscus cephalus L., Chondrostoma nasus L. et Leuciscus leuciscus L.* Thèse de doctorat en Science Zoologique, Institut de Zoologie, Service Ethiologie-Aquarium, Liège.

PHILIPPART J.C., 1979 a. - Observations concernant l'efficacité de la pêche à l'électricité dans une rivière de la zone à barbeau. Bulletin français de Pisciculture, 273, 158-172 p.

PHILIPPART J.C., 1979 - Evaluation des ressources piscicoles et halieutiques dans les rivières du bassin de la Meuse. In L. CALEMBERT : Problématique et gestion des Eaux Intérieures, Actes du Colloque de Liège, 16 mai-19 mai 1978, Editions Derouaux, Liège : 967 p.

PHILIPPART J.C., GILLET A. et MICHA J.C. , 1988 - Fish and their environment in large river ecosystems. The river Meuse. Science de l'Eau, 7, 1 : 115-154.

PIVNICKA K. et KRIKSUNOV E., 1984 - Population number and changes of the production and yield of the roach with respect to the organisation of the fishery. Vest. Cs. Spolec, 48 : 279-290.

RALEIGH R.F. et SHORT C., 1981 - Depletion sampling in stream ecosystems : assumptions and techniques. Prog. Fish. Cult., 43, 3 : 115-12O.

RAYMOND H.L. et COLLINS G.B., 1974 - Techniques for appraisal of migrating juvenile anadromous fish populations in the Columbia river basin. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp.-24 :15 p.

REGIS J., PATTEE E. et LEBRETON J.D., 1981 - A new method for evaluating the efficiency of electric fishing. Archiv. fur Hydrobiologie, 93, 1 : 68-82.

RICHARD V. , 1974 - Addendum to river electrofishing and fish population estimate. The Progressive Fish-Culturist, 36, 3 : 182 p.

RICKER W.E., 1975 - Computation and interpretation of biological statistics of fish population. Bull. Fish. Res. Bord. Can.191, Stevenson P.D. (Ed.), Ottawa : 382 p.

ROBSON D.S. et REGIER H.A., 1964 - Sample size in Petersen mark-recapture experiments. Trans. Am. Fish. Soc., 93 : 215-226.

ROUSSEAU B., NELVA A., PERSAT H. et CHESSEL D., 1985 - Constitution d'une base de données ichtyologiques par l'échantillonnage ponctuel d'abondance : application aux peuplements du Haut-Rhone français. Cybium, 9, 2 : 157-173.

RUGGLES C.P., 1974 - The use of fish passes, traps and weirs in Eastern Canada for assessing populations of anadromus fishes. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp.- 56 : 39 p.

SEBER G.A.F. et LECREN E.D., 1967 - Estimating population parameters from catches large relative to the population. J. Anim. Ecology, 36 : 631-643.

SHEARER W.M., 1974 - The estimation of juvenile salmon (*Salmo salar* L.) populations in the North Esk, Scotland. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/T23 (suppl. 1) : 57-580.

SOUCHON Y., 1983 - La reproduction du brochet (*Esox lucius L., 1978*) dans le milieu naturel . In BILLARD R. , Le Brochet : gestion dans le milieu naturel et élevage. INRA (Publ.), Paris : 21-37.

STEINBERG R. et DAHM E., 1974 - The use of two-boat botton and midwater trawls in inland waters-experiences in the German fishery. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/T23 (Suppl. 1) : 23-35.

STEINER V. et PECHLANER R., 1974 - Mark-recapture experiments with artic char (*Salvenius alpinus*) in Austrian lakes. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp.-60 : 22 p.

STEINMETZ I.B., 1988 - Het beheer van de Twenthekanalen. De Nederlandse Sportvisser Anno 1980/81. Doc. Rapport n°25 Directie Visserijen. Bevissing en vangsten. Visserij 39(2) : 58-77.

STOTT B., 197O - Some factors affecting the catching power of unbaited fish traps. J. Fish. Biol., 2 : 15-22.

STRANGE C.D. et KENNEDY G.J.A., 1982 - Evaluation of fluorescent pigment marking of brown trout (*Salmo trutta L.*) and Atlantic salmon (*Salmo salar L.*). Fish. Mgmt. 13,3 : 89-95.

SUMARI O., 1974 - Estimation of standing crop of fish in small lakes by rotenone treatment. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp.-62 : 8p.

SWINGLE H.S., 1958 - How fish population surveys shoud be reported. Proc. 11th. Ann. Conf. S.E. Assoc. Game and Fish. Comm., 1957 : 103-104.

TAMURA T., 1954 - Studies on Tagging Experiments in fish. Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries, 19, 1O : 1O21-1O27.

THORNE R.E., DAWSON J.J., TRAYNOR J.J. et BURGNER R.L., 1974 - Population studies of juvenile socheye salmon in lake Washington with the use of acoustic assessment techniques. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/T23 (Suppl. 1), 1 : 328-345.

THORPE J.E., 1974 - Estimation of the exploitable stock of brown trout (*Salmo trutta L.*) in Loch Leven, Kinross, Scotland. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp.-44 : 1O p.

TIMMERMANS J.A., 1957 - Estimation des populations piscicoles. Application aux eaux courantes rhéophiles. Stat. Rech. Groenendaal, Trav Sér. D, 21 : 84 p.

TIMMERMANS J.A., 1967 - Repeuplement des eaux en gardons pêchables . Stat. Rech. Groenendaal, Trav., Sér. D, 39 : 45 p.

TIMMERMANS J.A., 1985 - De visstand in enkele Waterwegen van het Ijser, en het Kustbekken. 53, 32p.

TREFETHEN P.S. et COLLINS G.B., 1974 - Techniques for appraising adult salmon and trout populations in the Columbia river basin. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/Symp.-25 : 4 p.

TROADEC J.P., 1976 - L'organisation de la collecte des données et de l'évaluation des stocks. In FAO : Les modèles d'évaluation des stocks halieutiques. FIRS/C7O1, Rome, 1977 : 151-162.

TURNER J.L., 1974 - Preliminary analysis of demersal trawl fishery of lake Malawi. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/symp.-5 : 9 p.

ULLTANG O., 1983 - A model for incorporating changes in distribution of fishing effort in assessment of the effects of changes in trawl mesh size. Fish Dir. Skr. Ser Hav Unders, 17 : 431-448.

VAN CRAENENBROEK W., 1988 - La pollution, ses remèdes et sa surveillance. In Micha J.C. (Ed.) L'impact de l'homme sur l'écosystème Meuse. Presses Universitaires de Namur (sous presse).

VAN CRAENENBROEK W. et VAN DEN BOS M., 1983 - Profil de la Meuse 19-30 septembre 1982, RIWA : 146 p.

VEREERSTRATEN J., 1972 - Le bassin de la Meuse. Etude de la géographie hydrolique. Revue belge de Géographie, 94, 1-2-3 : 1-339.

VERNEAUX J., 1973 - Cours d'eau de Franche-Comté (massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie. Thèse de doctorat. 257p.

VERNIERS G., 1988 - Aménagement écologique des berges des cours d'eau navigable. Etude de cas : la Meuse et l'Ourthe. Rapport 2, GIREA : 71 p.

VIBERT R., 1960 - Pêche électrique et diagnoses démographiques des populations de poissons. Extrait du compte-rendu du Congrès de l'Union des Fédérations Départementales des Associations de Pêche et des Pisciculteures des bassins de la Garonne, de l'Adour, de la Charente et de l'Aude (Mende, 3-6 juin 1960) 53-67.

VON BRANDT A.V., 1974 - Emmeshing nets : gillnets and entangling nets, the theory of their efficiency. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/T23 (suppl. 1) : 96-116.

VON BRANDT A.V., 1974 - Netting techniques. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/1/symp.-63 : 7 p.

VOSTRADOVSKY P., 1973 - Poissons d'eau douce. Atlas illustré. ARIA (Publ.) , Prague 256 p.

VOSTRADOVSKY J., 1974 - Horizontal distribution individually tagged fish in the Lipno reservoir. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/symp.-45 : 26 p.

VOSTRADOVSKY J., 1983 - Techniques et méthodes d'aménagement et d'élevage du brochet en Tchécoslovaquie. In BILLARD R., Le brochet : gestion dans le milieu naturel et élevage, INRA Publ., Paris : 271-281.

WALKER L.H. et BEACH M.H., 1974 - The development of fish counter for use in open channels. Symposium on the methodology for the survey, monitoring and appraisal of fishery resources in lakes and large rivers, 2-4 May 1974, Aviemore, Scotland (U.K.), FAO (Ed.), Rome. EIFAC/74/I/symp.-64 : 11 p.

WATERS T.F., 1960 - The development of population estimate procedure in small trout lakes. Trans. Am. Fish Soc., 89 : 287-294.

WILLIAMS W.P., 1965 - The population density of four species of freshwater fish, roach (*Rutilus rutilus L.*), bleak (*Alburnus alburnus L.*), dace (*Leuciscus leuciscus L.*) and perch (*Perca fluviatilis L.*) in the River Thames at Reading. J. Anim. Ecol.,34 : 173-185.

YOUNGS W.D. et ROBSON D.S., 1968 - Estimation of population number and mortality rates. In BAGENAL T.P. (Ed.), Methods for assessment of fish population in freshwaters, Blackwell Scientific Publications, Oxford : 137-163.

ZALEWSKI M., 1983 - The influence of fish community structure on the efficiency of electrofishing. Fish Mgmt, 14, 4 : 177-186.

ANNEXE : Contrôle de la noue du Colébi

(Station de recherches forestières et hydrobiologiques de Grochendual.)

CONTROLE DE LA ROUE DU COLLEBI

Vidange du 10.9.62

Espèce	Nombre	Poids total en kg	Poids moyen en gr	Taille en cm	% nombre	% poids
Gardon et Rotengle	284	24,1	85	31 - 15	0,5	12,7
	3.087	35,7	12	12 - 6	5,0	18,9
	49.979	21,8	0,4	5 - 3	81,5	11,5
	53.350	81,6		31 - 3	87,0	43,1
Tanche	46	30,0	652	41 - 19	0,07	15,8
	115	-		10 - 5	0,18	
	161	-		41 - 5	0,25	
Perche	205	12,0	59	22 - 11	0,32	6,3
	5.034	14,0	2,8	11 - 4	8,19	7,4
	5.239	26,0		22 - 4	8,51	13,7
Brème	30	2,5	750	60 - 17	0,05	11,9
	1.690	6,0	3,6	9 - 5	2,75	3,2
	1.72	28,5		60 - 5	2,80	15,1
Grémille	414	1,8	4,3	12 - 4	0,67	0,9
Brochet	47	21,5	457	70 - 19	0,08	11,4
Ablette	175	-		10 - 5	0,28	
Goujon	193	-		12 - 4	0,32	
TOTAL	61.299	189,4				

Vandoise: assez rare (5 à 7 cm)
Chevaine: rare (4 à 5 cm)
Bouvière: rare (4 à 6 cm)

Loche: très rare
Lamproie: très rare.

OBSERVATIONS: Le nombre des poissons de petite taille (± 12 cm et moins) a été estimé après comptage d'un échantillon de 7 kg. Il est possible que les petites vandoises soient plus abondantes et aient été confondues avec les gardons et rotengles. La plupart des brochets mesuraient de 35 à 40 cm. Quatre ou 5 individus mesuraient ± 19 cm.

J.A. TIMMERMANS
Ingénieur des Eaux et Forêts
Section d'Hydrobiologie

Ministère de l'Agriculture
TION DE RECHERCHES
des
EAUX ET FORETS
OENENDAAL - HOEILAART
Belgique

CONTROLE DE LA NOUE DU COLEBI

Vidange du 13.9.71

pèce	Nombre	Poids total en kg	Poids moyen en gr.	Taille en cm	% nombre	% poids
rdon	419	15,0	35,8	33-11	1,48	5,43
	17.806	79,4	4,5	10-6	62,82	28,76
	18.225	94,4		33-6	64,30	34,19
engle	1	0,6	600,0	35		0,22
	744	3,5	4,7	12-6	,63	1,27
	745	4,1		35-6	2,63	1,49
che	92	50,5	549,0	42-14	0,32	18,30
che	89	9,8	110,1	35-17	0,31	3,55
	347	3,5	10,0	12-8	1,22	1,27
	436	13,3		35-8	1,53	4,82
me	101	40,4	400,0	48-15	0,36	14,64
	3.298	19,8	6,0	11-5	11,65	7,17
	3.399	60,2		48-5	12,01	21,81
émille	174	1,7	9,8	12-8	0,61	0,62
chet	24	28,5	1.187,5	73-41	0,08	10,33
lette	2.232	6,7	3,0	11-5	7,88	2,43
ijon	2.852	8,9	3,1	9-5	10,07	3,22
evaine	31	2,6	63,9	34-15	0,11	0,94
	124	0,5	4,0	10-8	0,44	0,18
	155	3,1		34-8	0,55	1,12
rpe	4	4,0	1.000,0	33-30	0,01	1,45
tu	4	0,6	150,0	28-27	0,01	0,22
TAL	28.345	276,0				
revisse	58	1,0	17,2	9-3		

OBSERVATIONS : Les poissons de petite taille (± 12 cm et moins) ont été pesés en bloc, soit 124 kg. Un échantillon de 5,0 kg a été dénombré pour estimer le nombre total et le poids total des différentes espèces de poissons de petite taille.

Ministère de l'Agriculture
STATION DE RECHERCHES
des
EAUX ET FORETS
GROENENDAAL - HOEILAART
Belgique

CONTROLE DE LA NOUE DU COLEBI

Vidange du 16.9.74

Espèce	Nombre	Poids total en kg	Poids moyen en gr	Taille en cm	% nombre	% poids
Gardon	184	13,800	75,00	12-30	0,88	4,81
	11.742	93,500	7,96	4-15	55,93	32,55
	11.926	107,300		4-30	56,81	37,36
Rotengle	19	7,000	368,42	28-35	0,09	2,44
	330	2,200	6,66	8-10	1,57	0,77
	349	9,200		8-35	1,66	3,21
Tanche	71	56,000	788,73	26-46	0,34	19,50
Perche	54	5,400	100,00	10-36	0,26	1,88
	192	2,062	10,74	6-10	0,91	0,72
	246	7,462		6-36	1,17	2,60
Brème	38	30,500	802,63	35-54	0,18	10,62
	1.430	14,025	9,81	7-11	6,81	4,88
	1.468	44,525		7-54	6,99	15,50
Grémille	880	4,675	5,31	5-9	4,19	1,63
Brochet	27	34,000	1.259,26	39-65	0,13	11,84
Ablette	4.675	12,925	2,76	8-13	22,27	4,50
Goujon	1.017	4,125	2,47	5-10	4,84	1,44
Chevaine	165	3,712	22,50	10-15	0,79	1,29
Carpe	5	3,000	600,00	30-32	0,03	1,04
Bouvière	165	0,275	1,66	4,5-5	0,78	0,09
TOTAL	20.994	287,199				

OBSERVATION: Les poissons de petite taille (± 12 cm et moins) ont été pesés en bloc, soit 137,5 kg. Un échantillon de 5,0 kg a été dénombré pour estimer le nombre total et le poids total des différentes espèces de poissons de petite taille.

Ministère de l'Agriculture
TION DE RECHERCHES
des
EAUX ET FORETS
DENENDAAL - HOEILAART
Belgique

Contrôle de la noue du Colébi

Vidange du 19.9.1977.

Espèce	Nombre	Poids total en kg	Poids moyen en gr.	Taille en cm	% nombre	% poids
Gardons	136	3,700	27,21	12 - 19	0,98	2,18
	6.732	59,400	8,82	5 - 12	48,31	35,07
	6.868	63,100	9,19	5 - 19	49,29	37,25
Ptengle	47	4,400	93,62	12 - 33	0,34	2,60
Roche	27	14,300	529,63	22 - 44	0,19	8,44
Brème	30	17,100	570,00	15 - 51	0,22	10,10
	3.735	26,300	7,05	6 - 12	26,80	15,53
	3.765	43,400	11,53	6 - 51	27,02	25,63
Brassin	3	2,400	800,00	33 - 34	0,02	1,42
Carpe	1	2,700	2.700,00	57	0,01	1,59
Chevaine	2	-	-	12 - 14	0,01	-
Couvière	1.732	2,880	1,66	4 - 7	12,43	1,70
Gillette	1.226	4,700	3,83	5 - 15	8,80	2,78
Goujon	43	0,120	2,79	5 - 7	0,31	0,07
Perche	171	13,900	81,29	12 - 35	1,23	8,21
Brochet	11	16,900	1.536,36	45 - 80	0,07	9,98
Vémille	10	0,150	15,00	9 - 12	0,07	0,09
Vandre	2	-	-	14 - 16	0,01	-
Perrevisse	28	0,400	14,29	6 - 9	0,20	0,24
Total	13.936	169,350			100,0	100,0

Observation: Les poissons de petite taille (± 12 cm et moins) ont été pesés en bloc, soit 93,6 kg. Un échantillon de 22 kg a été dénombré pour estimer le nombre total et le poids total des différentes espèces de poissons de petite taille.

Ministère de l'Agriculture
STATION [illegible]

GR[illegible]

CONTROLE DE LA NOUE DU COLEBI.

Vidange du 15.9.1980.

ESPECE	Nombre	Poids Total en Kg	Pois Moyen en gr.	Taille en cm	% nombre	% Poids
Gardon	897	15,350	17,11	8-26	6,13	9,86
	16.117	16,620	1,03	5-8	85,56	8,48
	17.014	31,970	1,88	5-26	91,69	18,34
Rotengle	29	2,700	93,10	14-27	0,20	1,73
Tanche	108	71,350	660,65	19-46	0,74	45,84
Breme	25	28,400	1.136,00	16-49	0,17	18,25
	35	0,200	5,71	6-8	0,24	0,13
	60	28,600	476,67	6-49	0,41	18,37
Carassin	1	0,950	0,950	35	0,01	0,61
Carpe	1	1,050	1,050	40	0,01	0,67
Chevaine	36	-	-	5-9,5	0,25	-
Ablette	243	1,100	4,53	3-14	1,66	0,71
Goujon	33	0,100	3,03	4-11	0,23	0,06
Perche	372	8,670	23,30	6-36	2,58	4,47
Brochet	15	11,400	760,00	26-70	0,10	7,32
Grémille	274	2,578	9,41	5-13	1,71	1,45
Sandre	14	0,160	11,43	8-11	0,09	0,10
Anguille	1	-	-	30	0,01	-
Epinoche	3	-	-	4	0,02	-
Chabot	2	-	-	5	0,01	-
Loche	3	-	-	5-7	0,02	-
Ecrevisse	70	0,500	7,14	4-10	0,48	0,32
TOTAL	18.279	161,13	-	-	100,0%	100,0%

OBSERVATIONS: Les poissons de petite taille ont été triés de facon plus ou moins précise. Aussi est-il possible que les 16.117 petits gardons incluent encore quelques rotengles.

nistère de l'Agriculture

Station de Recherches
Forestières et
Hydrobiologiques
90 Groenendaal-Hoeilaart

Belgique

Contrôle de la noue du Colébi.

Vidange du 11 septembre 1983.

pèce	Nombre	Poids Total (Kg)	Taille (cm)	% nombre	% poids
rdon	33.744	32,300	4-5		
	848	20,450	8-28		
	34.592	52,750	4-28	83,51	35,13
tengle	10	3,100	9-30	0,02	2,06
nche	23	10,700	5-39	0,06	7,13
ème	3.367	3,200	4-5		
	168	7,400	8-26		
	29	31,600	38-51		
	3.564	42,200	4-51	8,60	28,11
evaine	57	4,400	16-25	0,14	2,93
lette	740	0,700	5		
	214	4,000	9-16		
	954	4,700	5-16	2,30	3,13
ujon	555	1,000	6-8		
	23	0,250	8-14		
	578	1,250	6-14	1,40	0,83
rche	92	0,200	7-8		
	247	7,500	9-18		
	4	0,800	22-27		
	343	8,500	7-27	0,83	5,66
rochet	8	4,200	25-61	0,02	2,80
rémille	1.287	18,050	5,5-11	3,11	12,02
ndre	6	0,300	16-18	0,01	0,20
TAL	41.422	150,150	-	100,00	100,00

bservations:

(1) Ecrevisse américaine: assez commune.

(2) La vidange s'est déroulée au terme de deux saisons favorabl à la fraye.

(3) L'envasement très rapide après le curage effectué en 1980 a provoqué la formation d'une poche au milieu de la noue; ceci a rendu nécessaire l'usage de l'appareil de pêche électrique

(4) Les poissons de petite taille (± 8cm et moins) ont été pesé en bloc, soit 37 kg. Un échantillon de 2,0 kg a été dénombrer pour estimer l'importance des différentes espèces de

Ministère de l'Agriculture

Station de Recherches
Forestières et
Hydrobiologiques
1990 Groenendaal-Hoeilaart

Belgique

Contrôle de la noue du Colébi.

Vidange du 15 septembre 1986.

Espèce	Nombre	Poids Total (Kg)	Taille (cm)	% nombre	% poi
Gardon	11.611	16,960	4 - 6		
	437	17,500	11 - 27		
	12.048	34,460	4 - 27	48	1
Rotengle	8	0,700	14 - 23		
Tanche	77	69,400	30 - 45		
Brème	4.044	8,780	5,5-6,5		
	22	2,700	16 - 27		
	23	22,800	27 - 55		
	4.089	34,280	5,5- 55		
Chevaine	12	0,060	7		
	73	6,500	12,5-25		
	5	5,600	44 - 49		
	90	12,160	7 - 49		
Ablette (*)	765	11,230	10 - 14	3,1	5,3
Goujon	59	0,180	4 - 8		
	17	0,200	9 - 13		
	76	0,380	4 - 13		
Perche	380	1,190	6 - 8		
	17	0,200	7 - 12,5		
	77	4,300	14 - 20		
	12	3,000	22 - 33		
	486	8,690	6 - 33		
Brochet	7	6,450	28 - 69		
Gremille	6.974	28,110	5 - 6,5		
	117	2,500	10 - 15		
	7.091	30,610	5 - 15		
Sandre	135	3,000	11 - 15,5		
Anguille	1	0,500	60	-	
Hotu	2	0,070	13 - 16	-	
TOTAL	24.875	211,930	-	100	100

Observations: (*) quelques ablettes de l été ± 4 cm
(**) Ecrevisse américaine: assez rare.

ANNEXE : INVENTAIRE DES VIDANGES DE BATARDEAUX.

abl. = ablette	che. = chevaine
ang.=anguille	ga. = gardon
br. =brème	gremil. = grémille
br.bord = brème bordelière	perch. = perche
br.com = brème commune	rot. = rotengle
bro. = brochet	sa. = sandre
carcom. = carpe commune	tanch. = tanche
carcui. = carpe cuir	trufar. = truite fario
chab. = chabot	vand. = vandoise

Inventaire de la vidange du bâtardeau de Houx, le 3 et 4 mai 1988.

(surf. : 0.7425 ha.)

Espèce	S	LT	Q	Espèce	S	LT	Q	Espèce	S	LT	Q	Espèce	S	LT	Q
abl	.	84	1	brbord	.	170	1	brcom	m	470	1	ga	.	68	1
abl	.	88	1	brbord	.	178	1	brcom	m	480	1	ga	.	69	1
abl	.	89	1	brbord	.	183	1	brcom	m	480	1	ga	.	70	1
abl	.	90	1	brbord	.	185	1	brcom	.	510	1	ga	.	70	1
abl	.	95	1	brbord	.	185	1	brcom	.	510	1	ga	.	70	1
abl	.	110	1	brbord	.	.	5	brcom	.	510	1	ga	.	70	1
abl	.	110	1	brcom	.	110	1	brcom	.	510	1	ga	.	73	1
abl	.	115	1	brcom	.	135	1	brcom	.	530	1	ga	.	76	1
abl	.	115	1	brcom	.	140	1	brcom	.	550	1	ga	.	108	1
abl	.	124	1	brcom	.	258	1	brcom	.	560	1	ga	.	110	1
abl	.	128	1	brcom	.	300	1	brcom	.	740	34	ga	.	110	1
abl	.	.	5	brcom	.	360	1	brcom	.	.	1	ga	.	110	1
ang	.	350	1	brcom	.	360	1	bro	.	195	1	ga	.	111	1
ang	.	450	1	brcom	.	360	1	bro	.	375	1	ga	.	114	1
ang	.	470	1	brcom	.	360	1	bro	.	375	1	ga	.	120	1
ang	.	500	1	brcom	.	360	1	bro	.	385	1	ga	.	120	1
ang	.	650	1	brcom	.	370	1	bro	.	428	1	ga	.	120	1
ang	.	695	1	brcom	.	370	1	bro	.	450	1	ga	.	122	1
ang	.	800	1	brcom	.	370	1	bro	.	470	1	ga	.	127	1
br	.	54	1	brcom	.	380	1	bro	.	480	1	ga	.	130	1
brbord	.	65	1	brcom	.	385	1	bro	.	480	1	ga	.	138	1
brbord	.	66	1	brcom	.	385	1	bro	.	550	1	ga	.	140	1
brbord	.	70	1	brcom	.	390	1	bro	.	560	1	ga	.	150	1
brbord	.	70	1	brcom	.	390	1	bro	.	570	1	ga	.	150	1
brbord	.	72	1	brcom	f	395	1	carcom	.	340	1	ga	.	154	1
brbord	.	75	1	brcom	.	406	1	carcom	.	390	1	ga	.	157	1
brbord	.	77	1	brcom	.	415	1	carcom	.	590	1	ga	.	158	1
brbord	.	78	1	brcom	.	420	1	carcom	.	600	1	ga	.	162	1
brbord	.	79	1	brcom	m	430	1	carcui	.	245	1	ga	m	165	1
brbord	.	80	1	brcom	.	430	1	carcui	.	720	1	ga	.	168	1
brbord	.	82	1	brcom	.	430	1	chab	.	45	1	ga	.	179	1
brbord	.	82	1	brcom	.	440	1	chab	.	50	1	ga	.	182	1
brbord	.	110	1	brcom	.	440	1	chab	.	50	1	ga	.	183	1
brbord	.	127	1	brcom	m	460	1	chab	.	70	1	ga	.	185	1
brbord	.	140	1	brcom	.	460	1	ga	.	64	1	ga	m	188	1
brbord	.	169	1	brcom	.	460	1	ga	.	67	1	ga	m	190	1

ga	.	190	1	gremil	.	100	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1
ga	.	195	1	gremil	.	100	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1
ga	.	197	1	gremil	.	100	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1
ga	m	198	1	gremil	.	100	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1
ga	.	200	1	gremil	.	100	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1
ga	.	204	1	gremil	.	100	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1
ga	.	204	1	gremil	.	103	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1
ga	.	205	1	gremil	.	110	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1
ga	.	210	1	gremil	.	110	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1
ga	.	210	1	gremil	.	110	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1
ga	.	215	1	gremil	.	110	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1
ga	.	215	1	gremil	.	110	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1
ga	.	215	1	gremil	.	110	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1
ga	.	218	1	gremil	.	110	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1
ga	m	220	1	gremil	.	110	1	gremil	.	125	1	gremil	.	140	1
ga	.	224	1	gremil	.	110	1	gremil	.	125	1	gremil	.	140	1
ga	.	225	1	gremil	.	110	1	gremil	.	125	1	gremil	.	140	1
ga	.	230	1	gremil	.	110	1	gremil	.	130	1	gremil	.	140	1
ga	m	230	1	gremil	.	110	1	gremil	.	130	1	gremil	.	140	1
ga	.	230	1	gremil	.	110	1	gremil	.	130	1	gremil	.	140	1
ga	.	230	1	gremil	.	110	1	gremil	.	130	1	gremil	.	150	1
ga	.	230	1	gremil	.	110	1	gremil	.	130	1	gremil	.	150	1
ga	.	236	1	gremil	.	110	1	gremil	.	130	1	gremil	.	150	1
ga	.	237	1	gremil	.	110	1	gremil	.	130	1	gremil	.	150	1
ga	.	240	1	gremil	.	110	1	gremil	.	130	1	gremil	.	150	1
ga	.	240	1	gremil	.	110	1	gremil	.	130	1	gremil	.	150	1
ga	.	243	1	gremil	.	110	1	gremil	.	130	1	gremil	.	.	#
ga	.	250	1	gremil	.	110	1	gremil	.	130	1	lochefl	.	80	1
ga	.	250	1	gremil	.	110	1	gremil	.	130	1	perch	.	77	1
ga	.	251	1	gremil	.	110	1	gremil	.	130	1	perch	.	80	1
ga	f	255	1	gremil	.	110	1	gremil	.	130	1	perch	.	80	1
ga	.	260	1	gremil	.	110	1	gremil	.	130	1	perch	.	80	1
ga	.	265	1	gremil	.	110	1	gremil	.	130	1	perch	.	90	1
ga	.	266	1	gremil	.	110	1	gremil	.	130	1	perch	.	93	1
ga	.	280	1	gremil	.	114	1	gremil	.	130	1	perch	.	94	1
ga	.	320	1	gremil	.	114	1	gremil	.	130	1	perch	.	96	1
ga	.	340	1	gremil	.	115	1	gremil	.	130	1	perch	m	97	1
ga	.	.	60	gremil	.	120	1	gremil	.	130	1	perch	m	98	1
gremil	.	60	1	gremil	.	120	1	gremil	.	130	1	perch	m	99	1
gremil	.	70	1	gremil	.	120	1	gremil	.	130	1	perch	m	102	1
gremil	.	70	1	gremil	.	120	1	gremil	.	130	1	perch	m	103	1
gremil	.	70	1	gremil	.	120	1	gremil	.	130	1	perch	m	110	1
gremil	.	70	1	gremil	.	120	1	gremil	.	130	1	perch	.	114	1
gremil	.	80	1	gremil	.	120	1	gremil	.	134	1	perch	.	115	1
gremil	.	80	1	gremil	.	120	1	gremil	.	135	1	perch	m	116	1
gremil	.	87	1	gremil	.	120	1	gremil	.	137	1	perch	.	117	1
gremil	.	90	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1	perch	.	120	1
gremil	.	100	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1	perch	m	122	1
gremil	.	100	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1	perch	.	126	1
gremil	.	100	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1	perch	m	128	1
gremil	.	100	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1	perch	m	129	1
gremil	.	100	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1	perch	m	131	1
gremil	.	100	1	gremil	.	120	1	gremil	.	140	1	perch	m	133	1

perch m 133 1	perch m 165 1	perch m 203 1	perch m 250 1
perch m 135 1	perch . 165 1	perch m 204 1	perch . 250 1
perch . 135 1	perch . 165 1	perch m 204 1	perch . 255 1
perch m 136 1	perch m 166 1	perch . 204 1	perch m 260 1
perch . 140 1	perch m 167 1	perch m 205 1	perch m 281 1
perch m 142 1	perch . 167 1	perch m 205 1	perch . 290 1
perch m 142 1	perch m 168 1	perch m 207 1	perch m 298 1
perch m 142 1	perch . 169 1	perch m 207 1	perch . 320 1
perch . 142 1	perch m 170 1	perch . 208 1	perch . 328 1
perch m 143 1	perch . 170 1	perch m 210 1	perch m 350 1
perch . 143 1	perch . 170 1	perch m 210 1	perch . 377 1
perch m 144 1	perch m 171 1	perch . 210 1	perch . 390 43
perch m 145 1	perch m 172 1	perch . 210 1	perch . . 1
perch . 147 1	perch m 172 1	perch m 211 1	rot . 71 1
perch m 148 1	perch m 176 1	perch m 211 1	rot . 145 1
perch m 148 1	perch m 176 1	perch . 212 1	rot . 152 1
perch m 150 1	perch m 178 1	perch m 213 1	rot . 160 1
perch . 150 1	perch m 180 1	perch m 214 1	rot . 164 1
perch . 150 1	perch . 180 1	perch . 214 1	rot . 237 1
perch . 150 1	perch . 181 1	perch . 215 1	sa . 111 1
perch . 150 1	perch m 182 1	perch m 216 1	sa . 116 1
perch m 151 1	perch m 182 1	perch m 216 1	sa . 118 1
perch m 153 1	perch m 182 1	perch m 217 1	sa . 125 1
perch m 154 1	perch . 184 1	perch . 217 1	sa . 127 1
perch m 155 1	perch . 185 1	perch m 218 1	sa . 197 1
perch m 155 1	perch . 185 1	perch m 218 1	sa . 200 1
perch m 155 1	perch . 185 1	perch m 220 1	sa . 200 1
perch . 155 1	perch m 187 1	perch m 220 1	sa . 220 1
perch . 155 1	perch m 187 1	perch . 220 1	sa . 223 1
perch . 155 1	perch m 187 1	perch . 222 1	sa . 240 1
perch . 155 1	perch m 190 1	perch . 225 1	sa . 250 1
perch m 156 1	perch . 190 1	perch m 226 1	sa . 275 1
perch m 157 1	perch . 190 1	perch m 227 1	sa . 435 1
perch m 157 1	perch m 191 1	perch m 227 1	sa . 490 1
perch . 158 1	perch m 192 1	perch . 227 1	sa . 500 1
perch m 159 1	perch . 192 1	perch . 227 1	sa . 520 1
perch m 159 1	perch . 192 1	perch f 230 1	sa . 530 1
perch m 159 1	perch . 193 1	perch m 232 1	sa . 538 1
perch m 160 1	perch m 194 1	perch . 235 1	sa . 550 1
perch m 160 1	perch m 194 1	perch . 235 1	sa . 570 1
perch m 160 1	perch m 194 1	perch . 237 1	sa . 570 1
perch m 160 1	perch . 194 1	perch . 237 1	sa . 580 1
perch . 160 1	perch m 195 1	perch m 238 1	sa . 590 1
perch . 160 1	perch . 195 1	perch m 238 1	sa . 590 1
perch . 162 1	perch m 197 1	perch m 240 1	sa . 603 1
perch . 162 1	perch . 197 1	perch m 240 1	sa . 620 1
perch m 163 1	perch . 197 1	perch . 240 1	sa . 620 1
perch m 163 1	perch m 199 1	perch m 243 1	sa . 620 1
perch . 163 1	perch f 200 1	perch m 245 1	sa . 620 1
perch m 164 1	perch . 200 1	perch . 245 1	sa . 650 1
perch m 164 1	perch m 201 1	perch m 247 1	sa . 720 1
perch m 164 1	perch m 201 1	perch m 250 1	sa . 760 1
perch m 165 1	perch m 202 1	perch m 250 1	sa . 770 1

tanch	.	310	1	tanch	.	330	1	tanch	.	360	1

tanch	.	410	1
vand	.	180	1

Inventaire de la vidange du bâtardeau de Rivière, le 16 septembre 1987.

(surf. : 0.247 ha.)

Espèce	S	LT	Q	Espèce	S	LT	Q	Espèce	S	LT	Q	Espèce	S	LT	Q
abl	.	.	1	ga	.	177	1	ga	.	226	1	perch	.	194	1
abl	.	.	1	ga	.	177	1	ga	.	227	1	perch	.	195	1
brbord	.	.	6	ga	.	178	1	ga	.	227	1	perch	.	196	1
bro	.	452	1	ga	.	180	1	ga	.	229	1	perch	.	196	1
che	.	120	1	ga	.	181	1	ga	.	230	1	perch	.	198	1
che	.	205	1	ga	.	182	1	ga	.	230	1	perch	.	204	1
che	.	209	1	ga	.	182	1	ga	.	230	1	perch	.	254	1
che	.	210	1	ga	.	183	1	ga	.	230	1	perch	.	269	1
che	.	214	1	ga	.	183	1	ga	.	234	1	sa	.	82	1
che	.	242	1	ga	.	183	1	ga	.	235	1	sa	.	94	1
che	.	246	1	ga	.	183	1	ga	.	235	1	sa	.	99	1
che	.	250	1	ga	.	184	1	ga	.	235	1	sa	.	103	1
che	.	283	1	ga	.	184	1	ga	.	237	1	sa	.	106	1
che	.	285	1	ga	.	188	1	ga	.	240	1	sa	.	125	1
che	.	295	1	ga	.	188	1	ga	.	240	1	sa	o	503	1
che	.	300	1	ga	.	189	1	ga	.	241	1	tanch	.	265	1
che	.	305	1	ga	.	189	1	ga	.	243	1	tanch	.	282	1
che	.	317	1	ga	.	190	1	ga	.	246	1	trufar	.	212	1
che	.	320	1	ga	.	192	1	ga	.	248	1				
che	.	327	1	ga	.	194	1	ga	.	248	1				
che	.	330	1	ga	.	195	1	ga	.	250	1				
che	.	332	1	ga	.	197	1	ga	.	250	1				
che	.	340	1	ga	.	200	1	ga	.	250	1				
che	.	347	1	ga	.	200	1	ga	.	256	1				
che	.	350	1	ga	.	200	1	ga	.	259	1				
che	.	354	1	ga	.	200	1	ga	.	259	1				
che	.	354	1	ga	.	202	1	ga	.	269	1				
che	.	354	1	ga	.	204	1	ga	.	270	1				
che	.	355	1	ga	.	205	1	ga	.	272	1				
che	.	357	1	ga	.	206	1	ga	.	275	1				
che	.	370	1	ga	.	207	1	hottu	.	244	1				
che	.	382	1	ga	.	209	1	perch	.	68	1				
che	.	402	1	ga	.	210	1	perch	.	75	1				
che	.	460	1	ga	.	210	1	perch	.	75	1				
che	.	470	1	ga	.	210	1	perch	.	77	1				
ga	.	54	1	ga	.	214	1	perch	.	77	1				
ga	.	90	1	ga	.	215	1	perch	.	82	1				
ga	.	158	1	ga	.	215	1	perch	.	96	1				
ga	.	164	1	ga	.	215	1	perch	.	105	1				
ga	.	165	1	ga	.	216	1	perch	.	132	1				
ga	.	173	1	ga	.	219	1	perch	.	132	1				
ga	.	173	1	ga	.	220	1	perch	.	162	1				
ga	.	174	1	ga	.	222	1	perch	.	171	1				
ga	.	174	1	ga	.	224	1	perch	.	183	1				
ga	.	175	1	ga	.	225	1	perch	.	190	1				
ga	.	176	1	ga	.	225	1	perch	.	192	1				

Inventaire de la vidange du bâtardeau d'Anseremme, le 16 mai 1988.

(surf. : 1.35 ha.)

Espèce	S	LT	Q	Espèce	S	LT	Q	Espèce	S	LT	Q	Espèce	S	LT	Q
abl	.	100	1	br	.	130	1	ga	.	223	1	perch	.	288	1
abl	.	110	1	brbord	.	241	1	ga	.	248	1	rot	.	235	1
abl	.	110	1	brbord		258	1	ga	.	274	1	rot	.	247	1
abl	.	110	1	brbord	.	262	1	ga	.	288	1	sa	.	155	1
abl	.	110	1	brbord		282	1	gremil	.	90	1	trufar	.	182	1
abl	.	110	1	brbord	m	335	1	gremil	.	100	1	trufar	.	195	1
abl	.	110	1	brbord		342	1	gremil	.	110	1				
abl	.	110	1	brbord	.	358	1	gremil	.	110	1				
abl	.	110	1	brbord	m	374	1	gremil	.	140	1				
abl	.	110	1	brbord	.	376	1	gremil	.	140	1				
abl	.	110	1	brbord	f	382	1	gremil	.	140	1				
abl	.	110	1	brbord		390	1	gremil	.	140	1				
abl	.	120	1	brbord		415	1	gremil	.	140	1				
abl	.	120	1	brcom	.	202	1	gremil	.	140	1				
abl	.	120	1	brcom	.	252	1	gremil	.	140	1				
abl	.	120	1	brcom	.	262	1	gremil	.	140	1				
abl	.	120	1	brcom	.	282	1	gremil	.	140	1				
abl	.	120	1	brcom	.	285	1	gremil	.	140	1				
abl	.	120	1	brcom	.	360	1	gremil	.	140	1				
abl	.	120	1	brcom	m	362	1	gremil	.	140	1				
abl	.	120	1	brcom	.	364	1	gremil	.	140	1				
abl	.	120	1	brcom	.	365	1	gremil	.	140	1				
abl	.	120	1	brcom	.	378	1	gremil	.	140	1				
abl	.	120	1	brcom	.	382	1	gremil	.	140	1				
abl	.	120	1	brcom	.	385	1	gremil	.	140	1				
abl	.	120	1	brcom	.	385	1	gremil	.	140	1				
abl	.	120	1	brcom	.	385	1	gremil	.	150	1				
abl	.	120	1	brcom	m	386	1	gremil	.	150	1				
abl	.	120	1	brcom	.	390	1	gremil	.	150	1				
abl	.	120	1	brcom	.	392	1	gremil	.	150	1				
abl	.	130	1	brcom	.	394	1	gremil	.	150	1				
abl	.	130	1	brcom	.	405	1	gremil	.	150	1				
abl	.	130	1	brcom	m	405	1	gremil	.	150	1				
abl	.	130	1	brcom	.	405	1	gremil	.	150	1				
abl	.	130	1	brcom	m	408	1	gremil	.	150	1				
abl	.	130	1	brcom	.	408	1	gremil	.	150	1				
abl	.	130	1	brcom	m	432	1	gremil	.	150	1				
abl	.	130	1	brcom	.	456	1	gremil	.	150	1				
abl	.	140	1	brcom	.	456	1	gremil	.	150	1				
abl	.	140	1	brcom	.	461	1	gremil	.	150	1				
abl	.	140	1	brcom	.	510	1	gremil	.	150	1				
abl	.	140	1	brcom	.	540	1	gremil	.	160	1				
abl	.	140	1	bro	.	292	1	gremil	.	160	1				
abl	.	140	1	carcom	.	224	1	gremil	.	170	1				
abl	.	.	7	ga	.	114	1	gremil	.	.	75				
br	.	60	1	ga	.	127	1	perch	.	85	1				
br	.	60	1	ga	.	150	1	perch	.	112	1				
br	.	79	1	ga	.	188	1	perch	.	130	1				
br	.	121	1	ga	.	200	1	perch	m	168	1				

Inventaire de la vidange du bâtardeau d'Yvoir.

(surf. : 0.825 ha.)

Espèce	S	LT	Q	Espèce	S	LT	Q	Espèce	S	LT	Q	Espèce	S	LT	Q
abl	.	88	1	ga	.	113	1	ga	.	184	1	gremil	.	137	1
abl	.	97	1	ga	.	130	1	ga	.	197	1	gremil	.	148	1
abl	.	120	1	ga	.	130	1	ga	.	280	1	perch	.	92	1
abl	.	.	1	ga	.	141	1	ga	.	.	1	perch	.	138	1
brcom	m	350	1	ga	.	148	1	gremil	.	116	1	perch	.	225	1
brcom	.	413	1	ga	.	153	1	gremil	.	125	1	perch	.	304	1
brcom	m	454	1	ga	.	157	1	gremil	.	131	1	perch	.	307	1
brcom	.	458	1	ga	.	162	1	gremil	.	133	1	tanch	.	354	1
brcom	.	460	1	ga	.	178	1	gremil	.	137	1	tanch	.	403	1
bro	.	740	1												
chab	.	63	1												