



Institut français de recherche
scientifique pour le
développement en coopération

LABORATOIRE
D'HYDROBIOLOGIE



Centre de Cayenne

STRUCTURE ET BIOLOGIE DES PEUPELEMENTS ICHTYQUES DU FLEUVE SINNAMARY EN GUYANE FRANCAISE

RAPPORT FINAL

Convention EDF N° GP 7530

Laurent Lauzanne (Chercheur, responsable du programme)

Luis Tito de Morais (Chercheur)

Dominique Ponton (Chercheur)

Bernard de Mérona (Chercheur)

Jean-Claude Bron (Technicien)

Jean Raffray (Technicien)

Michel Tarcy (Technicien)

Arnaud Mallet (VAT)

Nicolas Brehm (VAT)

Anne Besançon (Stagiaire)

AVRIL 1995

TABLE DES MATIERES

1. INTRODUCTION.....	1
2. ETAT DE LA SYSTEMATIQUE DES POISSONS DU SINNAMARY (L. LAUZANNE).....	5
3. JUVENILES (DOMINIQUE PONTON)	15
3.1 INTRODUCTION.....	15
3.2 MATERIEL ET METHODES.....	15
3.2.1 Sites et période d'étude.....	15
3.2.2 Méthodes d'échantillonnage et analyses des échantillons.....	17
3.3 RESULTATS.....	21
3.3.1 Régime du fleuve Sinnamary.....	21
3.3.2 Suivi temporel de la crique Vénus.....	22
3.3.3 Campagnes d'échantillonnage en fin de saison des pluies.....	28
3.4 CONCLUSIONS	36
3.4.1 Liste faunistique des jeunes capturés dans cette étude vs nombre d'espèces dans le fleuve.....	36
3.4.2 Patron d'apparition temporelle des jeunes dans le milieu à l'aval du barrage, effet de la mise en eau.....	39
3.4.3 Peuplements de juvéniles en fin de saison des pluies à aval, dans le lac, et à l'amont.....	41
3.5 PERSPECTIVES	42
4. ADULTES	43
4.1 ZONATION LONGITUDINALE AVANT MISE EN EAU DE LA RETENUE (L. LAUZANNE & L. TITO DE MORAIS).....	43
4.1.1 Matériel et méthodes.....	43
4.1.2 Résultats.....	45
4.1.3 Conclusions.....	51
4.2 EVOLUTION DU PEUPEMENT PISCICOLE DANS LA RETENUE (B. DE MERONA)	53
4.2.1 Introduction.....	53
4.2.2 Matériel et méthodes.....	53
4.2.3 Répartition, organisation et caractéristiques des peuplements.....	56
4.2.4 Bio-écologie des populations.....	66
4.2.5 Conclusions.....	80
4.3 EVOLUTION DU PEUPEMENT PISCICOLE EN AVAL DU BARRAGE (L. LAUZANNE & L. TITO DE MORAIS)	81
4.3.1 Matériel et méthodes.....	81
4.3.2 Résultats.....	81
4.3.3 Conclusions.....	87
4.4 COMPORTEMENT DE HOPLIAS AIMARA A LA MISE EN EAU DE LA RETENUE (L. TITO DE MORAIS)	87
4.4.1 Matériel et méthodes.....	87
4.4.2 Résultats.....	89
4.4.3 Conclusions.....	102
4.5 NOMBRE ET TAILLE DES OEUFs PRODUITS PAR DIFFERENTES ESPECES DE POISSONS DU FLEUVE SINNAMARY. (DOMINIQUE PONTON ET ANNE BIZANÇON).....	104
4.5.1 Introduction.....	104
4.5.2 Matériel et méthodes.....	104
4.5.3 Résultats et discussion.....	106
4.5.4 Conclusions.....	118
4.5.5	118
5. CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES.....	135
6. REFERENCES CITEES.....	137
7. ANNEXES	141

1. Introduction

Les études ichthyologiques sur le Sinnamary à l'occasion de la construction du barrage de Petit-Saut ont commencé par les travaux de l'INRA lors de l'étude d'impact publiée en 1986. L'INRA a par la suite mené les études d'accompagnement jusqu'en 1989. A cette date, l'INRA souhaitant réduire ses activités d'hydrobiologie en Guyane, a fait appel à l'Orstom et les deux Instituts ont conduit en collaboration les recherches au cours des années 1989-1990 (Tito de Moraes & Planquette, 1990). A partir de 1991 l'Orstom est devenu le maître d'oeuvre des conventions en ichthyologie menées en convention avec EDF sur le Sinnamary (Lauzanne *et al.*, 1993). Depuis cette date, l'équipe d'hydrobiologie du Centre Orstom de Cayenne s'est régulièrement étoffée en développant des recherches sur plusieurs axes. Le présent rapport rend compte des études réalisées dans le cadre de la convention EDF/Orstom couvrant les années 1993-1994.

Nous ne référons pas dans ce rapport de présentation générale des sites d'étude. Le lecteur non averti pourra utilement se référer au rapport de 1993 (Lauzanne *et al.*, 1993) qui en fait une présentation exhaustive.

La mise en eau a débutée le 6 janvier 1994 avec la fermeture du barrage. Les prévisions de remplissage optimum prévoyaient deux paliers techniques, l'un à 20m vers le début du mois de février et l'autre à 31m en mai. En fait l'année 1994 ayant été relativement sèche, un premier palier a été maintenu mi-février à 19m, puis un deuxième à partir de juillet à 31m (Figure 1-1). Ce dernier palier a été maintenu jusqu'en décembre pour des raisons techniques et le niveau a recommencé à progresser jusqu'en janvier 1995.

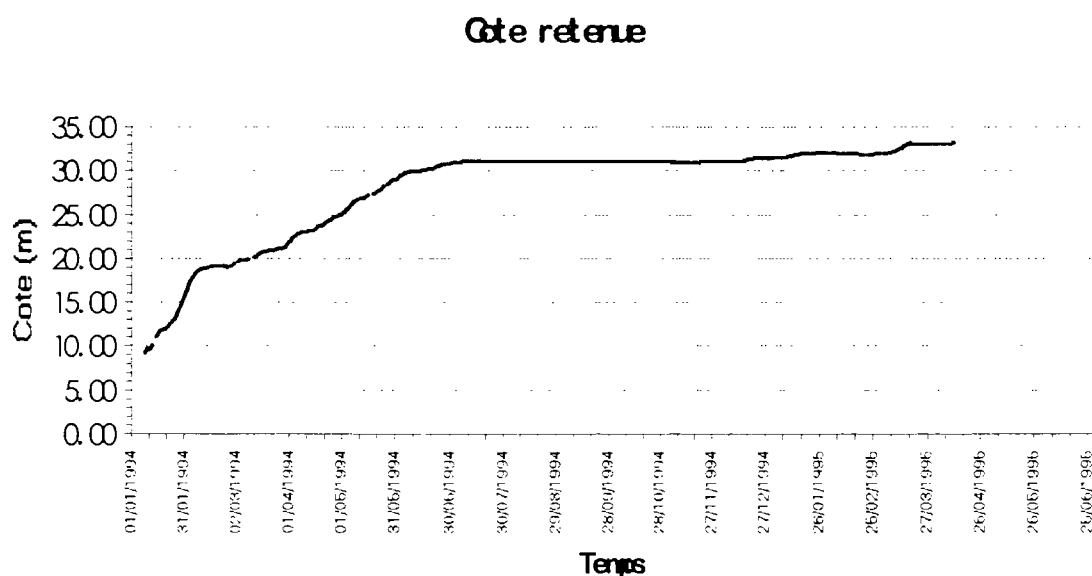


Figure 1-1. Courbe de remplissage de la retenue de Petit-Saut en 1994

L'objectif des études d'environnement est de faire le bilan des conséquences environnementales d'un tel ouvrage en zone de forêt équatoriale. Bien entendu, s'il s'agit de décrire simplement les événements postérieurs à la mise en eau, le risque est de constater que la situation particulière du barrage de Petit-Saut sur le Sinnamary est un cas particulier qui ne peut être généralisé à d'autres ouvrages. Il faut donc tenter de mettre en évidence les mécanismes et

leurs causes en vue de généraliser les conclusions et de pouvoir appliquer les connaissances acquises sur ce barrage à d'autres dans des conditions voisines. Cette affirmation qui semble une évidence n'a pourtant été que rarement appliquée dans le passé et c'est pourquoi en dépit de nombreuses expériences de barrages en zone tropicale, on est actuellement dans la situation où il est difficile de prévoir avec suffisamment de précision les effets d'un barrage hydro-électrique sur l'environnement en général et sur les communautés de poissons en particulier.

Ainsi il est indispensable de traduire la question générale de l'évaluation des effets du barrage en questions scientifiques à la lumière des développements récents en écologie théorique.

Dans un milieu naturel les assemblages d'espèces sont persistants c'est à dire que sur le moyen terme (plusieurs générations de la plupart des espèces) on en retrouve les composantes avec des abondances relatives similaires. Ils sont le résultat d'une évolution de millions d'années, évolution qui consiste en ajustements continus d'adaptation au milieu. Chacune des espèces constitutive développe une stratégie qui lui permet de se maintenir dans le milieu tout en présentant un certain avantage compétitif vis à vis des autres espèces. Transformer brutalement le milieu met à bas tout cet édifice.

La construction d'un barrage présente deux types d'impact sur le milieu:

- à l'aval elle impose une perturbation: le système est modifié, mais on suppose un retour à des conditions voisines de l'état initial en un temps actuellement difficile à évaluer,

- dans la retenue elle provoque une transformation: le système est changé de manière définitive (du moins du point de vue du poisson). A l'origine organisé autour d'un axe unidirectionnel (système lotique) le système devient brutalement tri-dimensionnel (système lentique).

Dans le premier cas c'est un problème de stabilité du peuplement c'est à dire sa capacité à revenir à son état initial, dans le deuxième ce sont aux mécanismes de mise en place des peuplements que l'on s'adresse.

Si l'on veut prévoir avec une certaine précision les effets de barrages futurs sur l'ichtyofaune, il est essentiel de comprendre les mécanismes qui aboutissent à ces deux types de phénomènes.

Pour se développer, une population doit d'abord être capable d'assurer sa reproduction. Les implications sont nombreuses:

- les individus doivent maturer c'est à dire entre autres choses avoir de stimuli externes de déclenchement des phénomènes physiologiques de maturation sexuelle,

- il faut qu'il y ait ponte et fécondation, c'est à dire en particulier qu'un milieu en rapport avec les propriétés des oeufs soit présent,

- les larves puis les juvéniles issus de la reproduction doivent pouvoir survivre en nombre suffisant pour assurer le renouvellement de la population.

- les adultes de nouvelle génération doivent trouver dans le milieu les conditions adéquates à leur survie c'est à dire d'une part d'une qualité propre à la vie et d'autre part contenant des ressources alimentaires adaptées et suffisantes.

Quelles informations peut-on retirer de la littérature et en particulier des expériences de barrage en milieu de forêt dense néotropicale ?

Le premier barrage à avoir été construit dans la région est celui de Brokopondo, fermé en 1964 sur la Surinam River. Les conditions ressemblaient à celle du Sinnamary: il s'agissait d'une rivière acide avec un débit moyen de 270 m³/s avec un bassin versant de 12550 km² (Leentvaar, 1973). La plus grande différence avec le barrage de Petit-Saut est la superficie mise en eau par la retenue: 1500 km² au Surinam contre 300 km² en Guyane. Le corrolaire est bien sûr une profondeur plus faible, une biomasse végétale inondée beaucoup plus importante et un temps de remplissage et de renouvellement de plusieurs années. La principale conséquence de ce contexte a été une désoxygénation forte et prolongée des eaux de la retenue (Van der Heide, 1982). Ce n'est que plusieurs années après la mise en eau que les poissons ont commencé à développer des populations. Malheureusement peu d'études ichtyologiques ont été menées. Seules des observations ponctuelles pourraient être utilisables (Richter et Nijssen, 1980). Ainsi en 1967-68 *Hoplias macropthalmus* (synonyme de *H. aimara*) n'a pas été capturé dans le lac alors que de nombreux prédateurs de plus petite taille y sont abondants (*H. malabaricus*, *Cichla ocellaris*, *Serrasalmus rhombeus*, *Acestrorhynchus falcatus* et *microlepis*).

Quatre ans plus tard, en 1968, la première phase du barrage de Guri au Vénézuëla a été complétée. Construit sur le rio Caroni, à environ 80 km de sa confluence avec l'Orénoque, ce barrage a d'abord inondé 800 km², puis dans une deuxième phase complétée en 1986, 4250 km² de savanne arborée. Le Caroni descend du plateau des Guyanes et ainsi ses eaux acides sont comparables à celles du Sinnamary, mais c'est une rivière beaucoup plus importante avec un bassin versant de 95000 km² et un débit moyen de 4700 m³/s. Là aussi les études ont été très réduites et on ne dispose que d'observations ponctuelles qui mettent en avant le développement explosif de certains prédateurs ichtyophages tels que *Serrasalmus rhombeus* et la colonisation par deux espèces non présentes dans la rivière mais introduites accidentellement à partir de pisciculture: *Cichla ocellaris* et *C. temensis* (Alvarez *et al.*, 1986)

En février 1977 a été fermé le barrage de Curua-Una en Amazonie brésilienne près de la ville de Santarem. Il s'agit d'un petit barrage qui a inondé une surface de forêt d'environ 80 km². Les caractéristiques du rio Curua-Una, un petit affluent de la rive droite de l'Amazone, sont proches de celles du Sinnamary: température: 26 à 30°, pH: 5.4 à 6.2, conductivité: 20 à 30µS/cm, Oxygène: 4.4 à 6.5 mg/l, transparence: 0.6 à 2.2. Une étude multidisciplinaire assez complète a été menée l'année qui a suivi la mise en eau (Junk, 1981; Vieira, 1982).

En Amazonie brésilienne, deux grands barrages ont été fermés dans les années 80: le barrage de Tucuruí sur le rio Tocantins (1984) et le barrage de Balbina sur le rio Uatumã (1987). Le premier, implanté sur le cours inférieur d'un grand fleuve de 2500 km de long avec un débit moyen de plus de 9000 m³/s a inondé une zone de plus de 2500 km² de forêts primaires. De nombreuses études y ont été réalisées tant avant barrage qu'après la mise en eau. Le contexte du barrage de Tucuruí est évidemment très différent de celui du Sinnamary tant par les dimensions de la rivière barrée que par les qualités physico-chimiques de ses eaux ou la diversité des espèces de poissons qui l'habitent. Cependant un certain nombre de points communs apparaissent dans le comportement des assemblages de poissons et la comparaison des deux situations permettra de tirer d'éventuelles lois générales. La mise en eau de la retenue de Tucuruí s'est accompagnée d'une fuite des populations de poissons de la zone sous influence marquée des marées du fait de phénomènes de développement explosif d'algues vertes. Pendant le même temps, les peuplements de la zone aval la plus proche du barrage demeuraient pratiquement inchangés (Mérona *et al.*, 1987). Dans la retenue on a assisté à des

développements explosifs de certaines populations de poissons particulièrement des prédateurs ichtyophages tels que *Serrasalmus spp.* ou *Cichla temensis* et *C. ocellaris*, mais aussi un omnivore pélagique *Parauchenipterus galeatus* et des microcarnivores tels que *Hemiodus unimaculatus* ou *Hemiodopsis argenteus* (Leite, 1993). Les peuplements jusqu'en 1987 (trois ans après la fermeture) présentent une grande hétérogénéité spatiale et une importante variabilité temporelle.

Le barrage de Balbina a provoqué l'inondation d'une zone de forêt dense aussi étendue que Tucuruí mais avec un temps de renouvellement extrêmement lent du fait du faible débit de la rivière. On ne dispose malheureusement pas de renseignement précis sur les conséquences écologiques de cet ouvrage.

Dans ce contexte les objectifs principaux établis pour le programme étaient au nombre de trois.

- 1) L'inventaire complet et détaillé de l'ichtyofaune en place. En effet, l'étude d'assemblages multisécifiques impose une connaissance précise des constituants de la faune. Une étude systématique approfondie était donc indispensable.
- 2) Un état initial des peuplements adultes, des caractéristiques des espèces qui les constituent et du succès de leur reproduction (apparition et abondance des larves et juvéniles).
- 3) Un suivi de l'évolution des peuplements adultes dans les deux zones sous influence du barrage (retenue et aval) et de l'apparition des larves et juvéniles (limitée à l'aval pour des raisons logistiques).

2. Etat de la systématique des poissons du Sinnamary (L. Lauzanne)

La plupart des espèces recensées dans cette liste concernent des poissons capturés par l'équipe ORSTOM de 1989 à 1994 entre la crique Vénus et saut Maipouri. Toutes ces espèces constituent la collection de référence déposée au Centre ORSTOM de Cayenne. Nous avons ajouté à cette liste quatre espèces signalées par Planquette (1989) qui nous ont vraisemblablement échappé. Il s'agit de *Pimelodus blochii*, *Hoplosternum littorale*, *Electrophorus electricus* et *Glanidium leopardus*. Pour avoir une idée d'ensemble de l'ichtyofaune du Sinnamary (estuaire excepté) il convient d'ajouter à cette liste de 135 espèces 21 taxons marins ou estuariens capturés par Planquette, 1989 (Tableau 2-1), entre la crique Vénus et l'estuaire.

Famille	Espèces
ANABLEPIDAE	<i>Anableps anableps</i>
BELONIDAE	<i>Potamorhaphis guianensis</i> <i>Strongylura marina</i>
BOTHIDAE	<i>Syacium sp.</i>
CARANGIDAE	<i>Caranx hippos</i> <i>Caranx latus</i> <i>Oligoplites saliens</i>
CENTROPOMIDAE	<i>Centropomus undecimalis</i>
GERRIDAE	<i>Eucinostomus sp.</i>
GOBIOIDES	<i>Gobioides sp.</i> <i>Gobius sp.</i>
LORICARIIDAE	<i>Hypostomus ventromaculatus</i> <i>Hypostomus watwata</i>
LUTJANIDAE	<i>Lutjanus jocu</i>
MUGILIDAE	<i>Mugil cephalus</i> <i>Mugil curema</i>
PIMELODIDAE	<i>Brachyplatystoma vaillanti</i>
POMADASYIDAE	<i>Genyatremus luteus</i> <i>Pomadasys crocro</i>
SCIAENIDAE	<i>Cynoscion acoupa</i> <i>Cynoscion steindachneri</i>

Tableau 2-1: Liste des 21 espèces du Bas Sinnamary (d'après Planquette, 1989).

Nous avons fait également figurer dans la liste un grand Pimelodidae dont nous avons pu identifier deux exemplaires. Il s'agit de *Brachyplatystoma flavicans* dont un spécimen nous a été légué par Monsieur Lacheneau du CIRAD et l'autre par Monsieur Hort, pêcheur à Sinnamary. Nous avons plaisir à remercier ici ces généreux donateurs. A l'ensemble de ces 157 espèces nous avons ajouté *Ochmacanthus sp.* capturé dans la crique Yiyi, affluent de l'estuaire du Sinnamary et dont la présence est probable dans le bas réseau fluvial. La liste actualisée des poissons du Sinnamary, estuaire excepté, s'élève donc à 158 espèces. Parmi celles-ci 14 sont des espèces marines dont l'intrusion en eau douce est accidentelle (Tableau 2-2), 18 sont des espèces euryhalines (qui supportent aussi bien l'eau salée que l'eau douce) et 126 des espèces vivant exclusivement en eau douce.

Espèces marines (14)	<i>Anableps anableps</i> <i>Strongylura marina</i> <i>Syacium sp.</i> <i>Caranx hippos</i> <i>Caranx latus</i> <i>Oligoplites saliens</i> <i>Eucinostomus sp.</i> <i>Gobioides sp.</i> <i>Gobius sp.</i> <i>Lutjanus jocu</i> <i>Genyatremus luteus</i> <i>Pomadasys crocro</i> <i>Cynoscion acoupa</i> <i>Cynoscion steindachneri</i>
Espèces euryhalines (18)	<i>Potamorrhaphis guianensis</i> <i>Pseudotylosaurus microps</i> <i>Centropomus parallelus</i> <i>Centropomus undecimalis</i> <i>Mugil cephalus</i> <i>Mugil curema</i> <i>Hypostomus ventromaculatus</i> <i>Hypostomus watwata</i> <i>Syngnathus sp.</i> <i>Eleotris amblyopsis</i> <i>Dormitator macrophthalmus</i> <i>Arius couma</i> <i>Megalops atlanticus</i> <i>Lycengraulis batesii</i> <i>Lycengraulis grossidens</i> <i>Pterengraulis atherinoides</i> <i>Anchovia surinamensis</i> <i>Anchoviella lepidentostole</i>
Espèces d'eau douce (126)	Toutes les autres

Tableau 2-2 : Espèces marines, euryhalines et d'eau douce.

Pour que le lecteur non spécialiste puisse s'y reconnaître dans la classification des poissons nous avons établi le Tableau 2-3, adapté de Norman & Greenwood (1975), que nous commenterons brièvement.

A l'intérieur du règne animal (Animalia), les poissons (sous embranchement Pisces), appartiennent à l'embranchement des vertébrés (Vertebrata). Le sous embranchement des Pisces est divisé en deux super classes, les Agnatha et les Gnathostomata. Les Agnatha sont dépourvus de mâchoires et sont principalement fossiles. Ils sont actuellement représentés par les lamproies. Les Gnathostomata sont pourvus de mâchoires et rassemblent tous les autres poissons. Ils sont divisés en trois classes : les placodermes (Placodermi), les elasmobranches ou chondrichthyens (Elasmobranchiomorphi) et les téléostéens ou osteichtyens (Teleostomi). Les placodermes (Placodermi) sont des poissons fossiles dont le corps était recouvert de plaques dermiques. Les chondrichthyens (Elasmobranchiomorphi) ont un squelette entièrement cartilagineux. Ils sont actuellement représentés par les requins et les raies. Les téléostéens (Teleostomi) ont un squelette osseux et sont généralement munis d'une vessie gazeuse.

Règne : ANIMALIA

Embranchement : VERTEBRATA

Sous embranchement : PISCES

Super Classe : AGNATHA

Super Classe : GNATHOSTOMATA

Classe : PLACODERMI

Classe : ELASMOBRANCHIOMORPHI

Classe : TELEOSTOMI

Sous Classe : CROSSOPTERYGII

Sous Classe : DIPNOI

Sous Classe : ACTINOPTERYGII

Tableau 2-3 : Les grandes divisions de la classification des poissons.

Ces derniers comportent trois sous classes : les crossoptérygiens (Crossopterygii), les dipneustes (Dipnoi) et les actinoptérygiens (Actinopterygii). Les crossoptérygiens possèdent un squelette des nageoires paires qui réalise une structure ressemblant à celle des tétrapodes primitifs. Certains ont conservé les restes d'un poumon rudimentaire. Apparus au Carbonifère, ce groupe était considéré comme éteint depuis 70 millions d'années, jusqu'à la découverte du fameux coelacanth (*Latimeria chalumnae* Smith, 1938). Les dipneustes sont également principalement fossiles et seules quelques espèces subsistent actuellement dont le *Lepidosiren paradoxa* Fitzinger, 1837 présent en Guyane. Ils sont caractérisés par des nageoires paires dépourvues de rayons et, en plus de leurs branchies, par des poumons rudimentaires. L'énorme sous classe des actinoptérygiens, équipés de nageoires paires soutenues par des rayons osseux, regroupe toutes les autres formes. Tous les poissons du Sinnamary appartiennent à la sous classe des Actinoptérygii. Leur liste a été dressée ci-après par ordres, sous ordres, familles et sous familles. Selon les règles linéennes chaque taxon est caractérisé par un nom de genre (avec la première lettre en majuscule) et par un nom d'espèce (avec la première lettre en minuscule) suivis du nom du descripteur et de l'année de description. Les parenthèses incluant le nom d'auteur et la date indiquent que la première description a été faite sous un autre nom de genre.

Liste des poissons du Sinnamary (C : Classe, SC : Sous Classe, O : Ordre, SO : Sous Ordre,
F : Familles, SF : Sous Famille) :

C. TELEOSTOMI

SC. ACTINOPTERYGII

O. ELOPIFORMES

F. MEGALOPIDAE

Megalops atlanticus C. et V., 1846

O. CLUPEIFORMES

F. CLUPEIDAE

Pellona flavipinnis (Valenciennes, 1847)

F. ENGRAULIDAE

Anchovia surinamensis (Bleeker, 1866)

Anchoviella lepidentostole (Fowler, 1911)

Lycengraulis batesii (Günther, 1868)

Lycengraulis grossidens (Agassiz, 1829)

Pterengraulis atherinoides (Linnaeus, 1766)

O. CYPRINIFORMES

SO. CHARACOIDEI

F. ANOSTOMIDAE

Anostomus brevior Géry, 1960

Leporinus despaxi Puyo, 1943

Leporinus fasciatus (Bloch, 1794)

Leporinus friderici (Bloch, 1794)

Leporinus gossei Géry, Planquette et Le Bail, 1991

Leporinus granti Eigenmann, 1912

Leporinus pellegrini Steindachner, 1910

F. CHARACIDAE

SF. BRYCONINAE

Triportheus rotundatus (Schomburgk in Jardine, 1841)

CHARACIDAE NAINS

Characidae nain sp. 1

Characidae nain sp. 7

SF. CHARACINAE

Acestrorhynchus falcatus (Bloch, 1794)
Acestrorhynchus microlepis (Schomburgk, 1841)
Charax gibbosus (Linnaeus, 1758)

SF. CHEIRODONTINAE

Phenacogaster sp.

SF. STETHAPRIONINAE

Poptella orbicularis (Valenciennes in C. et V., 1849)

SF. TETRAGONOPTERINAE

Astyanax bimaculatus (Linnaeus, 1758)
Astyanax polylepis (Günther, 1864)
Bryconops sp. 1
Bryconops sp. 2
Bryconops sp. 3
Creagrutus melanzonus Eigenmann, 1909
Deuterodon sp.
Hemigrammus ocellifer (Steindachner, 1882)
Hemigrammus schmardae (Steindachner, 1882)
Hemigrammus unilineatus (Gill, 1858)
Hyphessobrycon sp. aff. *sovichthys*
Knodus sp. aff. *moenkhausii*
Moenkhausia collettii (Steindachner, 1882)
Moenkhausia comma Eigenmann, 1908
Moenkhausia georgiae Géry, 1966
Moenkhausia hemigrammoides Géry, 1966
Moenkhausia oligolepis (Günther, 1864)
Moenkhausia sp.
Moenkhausia surinamensis Géry, 1966
Piabucus dentatus (Kohlreuter, 1761)
Pristella maxillaris (Ulrey, 1894)
Pseudopristella simulata Géry, 1960

F. CHARACIDIIDAE

Characidium gr. *fasciatum*
Melanocharacidium blennioides (Eigenmann, 1909)
Melanocharacidium sp.
Microcharacidium eleotrioides (Géry, 1960)

F. CURIMATIDAE

Chilodus zunevei Puyo, 1945
Curimata cyprinoides (Linnaeus, 1766)
Cyphocharax helleri (Steindachner, 1910)

Cyphocharax spilurus (Günther, 1864)
Cyphocharax sp.

F. ERYTHRINIDAE

Erythrinus erythrinus (Schneider, 1801)
Hoplerythrinus unitaeniatus (Spix, 1829)
Hoplias aimara (Valenciennes, 1846)
Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)

F. GASTEROPELECIDAE

Gasteropelecus sternicla Linnaeus, 1758

F. HEMIODIDAE

Bivibranchia bimaculata Vari, 1985
Hemiodopsis quadrimaculatus (Pellegrin, 1908)
Hemiodus unimaculatus (Bloch, 1794)
Parodon guianensis Géry, 1959

F. LEBIASINIDAE

Copella carsevennensis (Regan, 1912)
Nannostomus beckfordi Günther, 1872
Pyrrhulina filamentosa Valenciennes, 1846

F. SERRASALMIDAE

Metynnis lippincottianus (Cope, 1870)
Myleus rhomboidalis (Cuvier, 1817)
Myleus sp 1
Myleus sp. 2
Myleus ternetzi (Norman, 1929)

SO. GYMNOTOIDEI

F. ELECTROPHORIDAE

Electrophorus electricus Gill, 1864

F. GYMNOTIDAE

Gymnotus anguillaris Hoedeman, 1962
Gymnotus carapo Linnaeus, 1758

F. RAMPHICHTYIDAE

Eigenmannia virescens (Valenciennes, 1847)
Hypopomus beebei (Schultz, 1944)
Parupygus savannensis Hoedeman, 1962
Sternopygus macrurus (Bloch et Schneider, 1801)

O. SILURIFORMES

F. ARIIDAE

Arius couma (Valenciennes, 1839)

F. AUCHENIPTERIDAE

Auchenipterus nuchalis (Spix, 1829)
Glanidium leopardus (Hoedeman, 1961)
Parauchenipterus galeatus (Linnaeus, 1766)
Pseudauchenipterus nodosus (Bloch, 1794)
Tatia intermedia (Steindachner, 1876)

F. BUNOCEPHALIDAE

Bunocephalus sp.

F. CALLICHTHYIDAE

Callichthys callichthys (Linnaeus, 1758)
Corydoras octocirrus Nijssen, 1970
Corydoras spilurus Norman, 1926
Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)
Hoplosternum thoracatum (Valenciennes in C. et V., 1840)

F. CETOPSIDAE

Paracetopsis sp.

F. DORADIDAE

Doras carinatus (Linnaeus, 1766)

F. HELOGENIDAE

Helogenes marmoratus Günther, 1863

F. LORICARIIDAE

Ancistrus hoplogenys (Günther, 1864)
Cteniloricaria maculata (Boeseman, 1971)
Farlowella reticulata Boeseman, 1971
Harttia surinamensis Boeseman, 1971
Hypostomus plecostomus (Linnaeus, 1758)
Hypostomus ventromaculatus Boeseman, 1968
Hypostomus watwata Hancock, 1828
Lasiancistrus niger (Norman, 1926)
Lithoxus planquettei Boeseman, 1982
Loricaria gr. *cataphracta*

F. PIMELODIDAE

Brachyplatystoma flavicans (Castelnau, 1855)
Brachyplatystoma vaillanti (Valenciennes, 1840)
Heptapterus longior (Eigenmann, 1912)
Heptapterus tapanahoniensis Mees, 1974
Imparfinis minutus (Lütken, 1874)
Pimelodella cristata (Müller et Troschel, 1848)
Pimelodella gracilis (Valenciennes in C. et V., 1840)
Pimelodus blochii Valenciennes, 1840
Pimelodus ornatus Kner, 1857
Pseudopimelodus albomarginatus Eigenmann, 1912
Pseudopimelodus raninus (Valenciennes, 1840)
Pseudopimelodus zungaro (Humboldt, 1833)
Rhamdia quelen (Quoy et Gaimard, 1824)

F. TRICHOMYCTERIDAE

Ochmacanthus sp.
Trichomycterus guianense (Eigenmann, 1909)

O. ATHERINIFORMES

F. ANABLEPIDAE

Anableps anableps (Linnaeus, 1758)

F. BELONIDAE

Potamorhaphis guianensis (Schomburgk, 1843)
Pseudotylosaurus microps (Günther, 1866)
Strongylura marina (Walbaum, 1792)

F. CYPRINODONTIDAE

Rivulus agilae Hoedeman, 1954
Rivulus igneus Huber, 1991
Rivulus xiphidius Huber, 1979

F. POECILIIDAE

Poecilia parae (Eigenmann, 1894)
Poecilia sp.
Poecilia vivipara Bloch et Schneider, 1801
Tomeurus gracilis Eigenmann, 1909

O.GASTEROSTEIFORMES

F. SYNGNATHIDAE

Syngnathus sp.

O.PERCIFORMES

F. CARANGIDAE

Caranx hippos (Linnaeus, 1766)
Caranx latus Agassiz, 1831
Oligoplites saliens (Bloch, 1792)

F. CENTROPOMIDAE

Centropomus parallelus Poey, 1860
Centropomus undecimalis (Bloch, 1792)

F. CICHLIDAE

Aequidens guianensis (Regan, 1905)
Aequidens maronii (Steindachner, 1882)
Cichlasoma bimaculatum (Linnaeus, 1758)
Crenicichla saxatilis (Linnaeus, 1758)
Geophagus surinamensis (Bloch, 1791)
Nannacara anomala Regan, 1905
Nannacara aureocephalus Allgayer, 1983
Satanoperca cf. *leucosticta*

F. ELEOTRIDAE

Dormitator macrophthalmus Puyo, 1944
Eleotris amblyopsis (Cope, 1870)

F. GERRIDAE

Eucinostomus sp.

GOBIOIDES

Gobioide sp.
Gobius sp.

F. LUTJANIDAE

Lutjanus jocu (Bloch et Schneider, 1801)

F. MUGILIDAE

Mugil cephalus Linnaeus, 1758
Mugil curema, Valenciennes, 1836

F. POMADASYIDAE

Genyatremus luteus (Bloch, 1795)
Pomadasyus crocro (C. et V., 1830)

F. POLYCENTRIDAE

Polycentrus schomburgki Müller et Troschel, 1848

F. SCIAENIDAE

Cynoscion acoupa (Lacépède, 1802)

Cynoscion microlepidotus (Cuvier, 1830)

Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840)

O. PLEURONECTIFORMES

F. BOTHIDAE

Syacium sp.

O. SYNBRANCHIFORMES

F. SYNBRANCHIDAE

Synbranchus marmoratus Bloch, 1795

3. Juvéniles (Dominique Ponton)

3.1 Introduction

Un programme de recherche concernant les effets de la modification du régime des crues à l'aval du barrage de Petit-Saut sur les premiers stades de vie des poissons du Sinnamary a débuté en novembre 1992. Il faisait suite à quelques mois seulement de mise au point des différentes méthodes d'échantillonnage et à l'amorce d'une collection de référence des jeunes stades de poissons de ce fleuve (Dominique Ponton, annexe I Rapport Final Contrat EDF N°GP7514, juin 1993).

Deux aspects ont été abordés dans le cadre de ce programme:

- Une étude d'un affluent et de sa zone d'inondation associée 'typiques' de l'hydrosystème à l'aval du barrage durant la saison des pluies. Ce travail s'est déroulé avant la mise en eau et durant la première phase de remplissage de la retenue. Le but était d'avoir une idée du fonctionnement temporel naturel de ce milieu.
- Une étude typologique 'instantanée', c'est-à-dire pendant une courte période, de plusieurs écosystèmes du même type. La période a été choisie au moment où la plupart des espèces de jeunes poissons ont atteint leur période juvénile, c'est-à-dire en fin de saison des pluies. Cette approche avait pour but de mettre de comparer à l'ensemble de l'hydrosystème la place de l'écosystème de référence choisi pour l'étude temporelle.

La première de ces deux phases a été abordée depuis novembre 1992 dans la crique Vénus à mi-chemin entre l'estuaire et le barrage de Petit-Saut (Figure 3-1). L'étude typologique des affluents du fleuve à l'aval du barrage a été réalisée en fin de saison des pluies en 1993 et en 1994 avec la collaboration de G. H. Copp (Senior Lecturer, University of Hertfordshire, UK).

3.2 Matériel et méthodes

3.2.1 Sites et période d'étude

3.2.1.1 Suivi temporel

Le site principal de travail est la zone de la crique Vénus (Figure 3-1) qui a été échantillonnée durant deux saisons des pluies consécutives, l'une avant la fermeture du barrage de novembre 92 à août 93, l'autre durant la première année de mise en eau soit de novembre 93 à août 94. Un rythme d'échantillonnage bimensuel a été adopté durant chacune des périodes d'échantillonnage.

3.2.1.2 Échantillonnage en fin de saison des pluies

Ce suivi temporel relativement fin de la crique Vénus a été complété par une étude de la répartition des juvéniles à une échelle spatiale plus grande. Dix affluents répartis entre la Pointe Combi et le barrage (Figure 3-1) ont donc été échantillonnés lors de deux campagnes qui ont eu lieu entre le 15 et le 22 juillet 1993 et entre le 23 août et le 4 septembre 1994. En 1994, l'échantillonnage a été étendu à sept zones de bordure dans la retenue, trois affluents en

tête de retenue c'est-à-dire à l'aval immédiat de Saut Mouches, et dix affluents en amont de Takari Tanté (Figure 3-1).

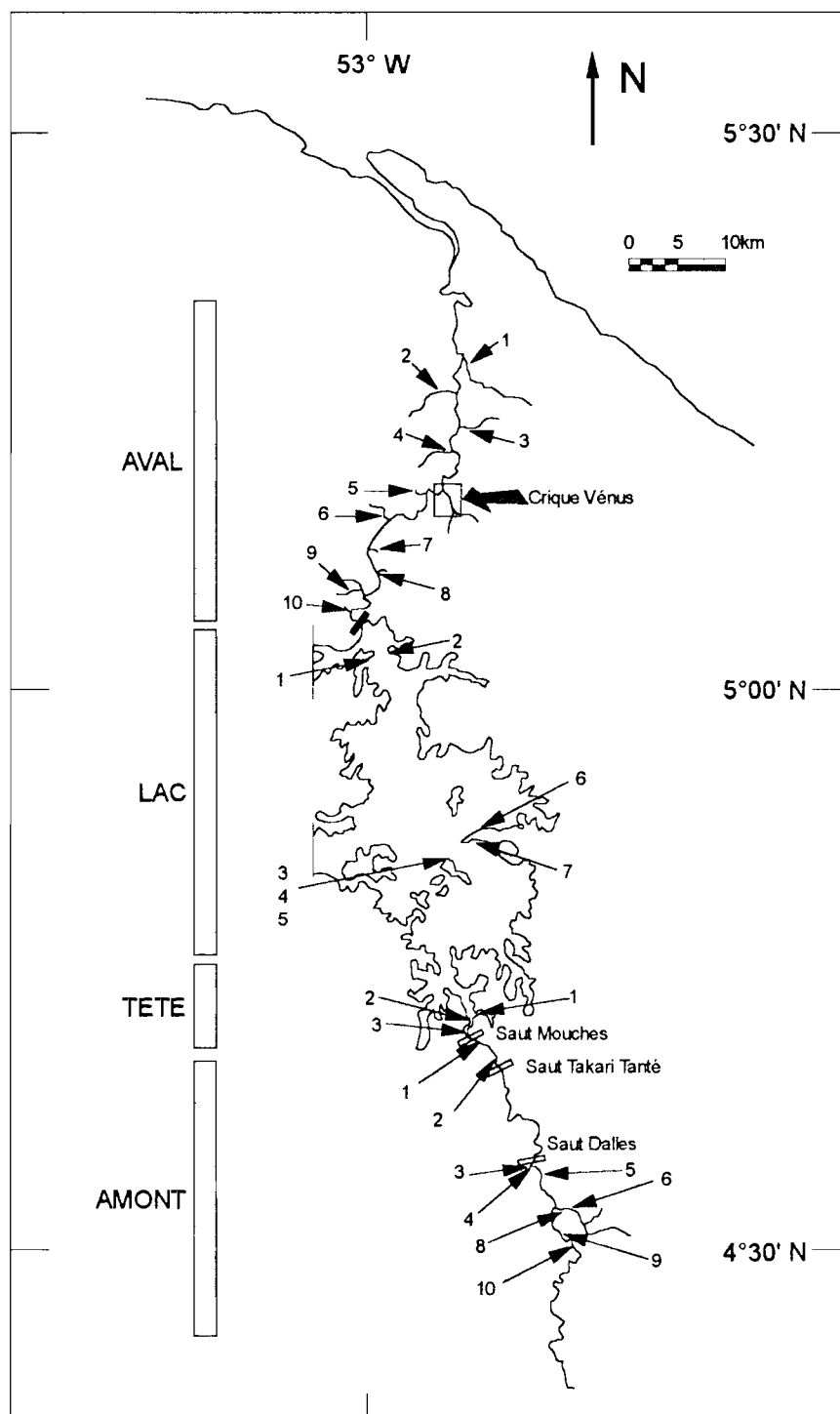


Figure 3-1: Représentation schématique des trois secteurs du fleuve Sinnamary (aval du barrage, retenue; et amont du barrage de Petit-Saut), des criques ou zones de la retenue échantillonnées en fin de saison des pluies et de la zone d'étude de la crique Vénus. Les criques 1 à 10 à l'aval du barrage ont été échantillonnées en 1993 et en 1994.

3.2.2 Méthodes d'échantillonnage et analyses des échantillons

3.2.2.1 Suivi temporel dans la crique Vénus

Le suivi temporel d'apparition de jeunes stades de poissons dans la zone de la crique Vénus a été réalisé à l'aide de pièges lumineux (Ponton 1994), de différents types de nasses (vide de maille de 1mm) et de captures à l'épuisette (vide de maille 1mm). Ces différents types d'échantillonneurs ont été utilisés dans la crique elle-même, dans les zones d'inondation associées et dans les portions de fleuves situées immédiatement à l'amont et à l'aval de l'embouchure de cet affluent. Lors de chaque pose et de chaque relèvement d'un échantillonneur, température (°C), pH, conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) et concentration en O_2 ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) de l'eau ont été relevés à l'aide d'une sonde multiparamètres.

3.2.2.2 Échantillonnage en fin de saison des pluies

Des empoisonnements à la roténone ont été effectués dans différents affluents du fleuve choisis sur des critères d'accessibilité et de taille (profondeur et largeur). Chaque site, délimité par des filets de maille de 1 mm, ne dépassait pas 100m^2 de surface. Dans la retenue des zones de bordure de profondeurs identiques mais de surface plus réduites ont été prospectées de la même manière. Avant le début de la pêche plusieurs variables environnementales étaient relevées: profondeur moyenne, largeur moyenne, vitesse du courant, température, pH, conductivité, concentration en O_2 , transparence de l'eau, pourcentage de couvert forestier, type de profil du chenal (symétrique, méandre asymétrique, asymétrique avec « flat »), surface échantillonnée et distance à l'estuaire mesurée à partir du pont de la RN1. Lors de la campagne de 1994, des pièges lumineux et des nasses en maille de 1mm ont aussi été utilisées dans la retenue dans un but de comparaison. Les nasses étaient posées dans des zones peu profondes ($z < 1.5\text{m}$) et les pièges lumineux étaient suspendus à 0.5 m sous la surface en zone de forêt inondée ou dans l'ancien chenal.

3.2.2.3 Analyses au laboratoire

Quelque soit la méthode d'échantillonnage les poissons recueillis ont été fixés sur le terrain dans de l'alcool 95% puis transférés au laboratoire dans de l'alcool 70%. Tous les individus ont été triés, déterminés et mesurés (longueur standard) à 0.1mm près pour les individus de moins de 15mm et à 1mm près pour les individus plus grands. Aucune clé de détermination n'existant pour les jeunes poissons d'eau douce en Amérique du Sud, la méthodologie mise au point lors des premiers essais a été conservée (Dominique Ponton, annexe I Rapport Final contrat EDF N°GP7514, juin 1993). Tout individu nouvellement observé a été dessiné à l'aide d'une chambre claire installée sur une loupe binoculaire (X6 à X25), puis conservé individuellement pour constituer une collection de référence.

3.2.2.4 Analyses des données

Dans le cadre du suivi temporel des poissons de la crique Vénus les données quantitatives se limiteront à celles obtenues par les piégeages lumineux. L'efficacité des nasses de maille fine est en effet très sensible au lieu de pose, à la hauteur d'eau, aux différences de hauteur d'eau pouvant survenir durant la pêche, etc. L'effort de pêche est donc très variable et surtout difficilement quantifiable. L'unité d'effort pour les pièges lumineux sera par contre définie comme une nuit de piégeage pour un piège. Les données obtenues seront présentées d'une part pour la totalité des individus et d'autre part les individus de moins de 20mm de longueur standard. En effet, en dessous de cette taille les individus sont immatures quelle que soit

l'espèce et la sélectivité des pièges lumineux vis-à-vis de la longueur ne se fait pas encore sentir. Pour les pêches à la roténone de 1993 et 1994 seuls les poissons de taille inférieure à celle atteinte lors de la première maturité (Tableau 3-1) ont été conservés.

Ordre	Famille	Sous famille	Espèce	Code	Taille Limite	Source
Characiformes	Hemiodontidae	Hemiodontinae	Hemiodopsis quadrimaculatus	HQUA	90	Orstom
	Curimatidae					
	Chilodontinae	Curimatinae	Chilodus zunevei	CZUN	75	Orstom
			Cyphocharax helleri	CHEL	90	Orstom
	Anostomidae		Anostomus brevior	ABRE	80	Orstom
			Leporinus friderici	LFRI	135	Orstom
			Leporinus gossei	LGOS	150	Orstom
			Leporinus granti	LGRA	125	Orstom
			Leporinus pellegrini	LPEL	150	Estim.
	Erythrinidae		Erythrinus erythrinus	EERY	150	Estim.
			Hoplerethrinus unitaeniatus	HOUN	100	Estim.
			Hoplias aimara	HAIM	250	Orstom
			Hoplias malabaricus	HMAL	240	Orstom
	Lebiasinidae	Pyrrhulinae				
	Gasteropelecidae		Copella carsevennensis	CCAR	30	Estim.
			Nannostomus beckfordi	NBEC	25	Ch. 4.5
			Pyrrhulina filamentosa	PFIL	40	Estim.
	Characidae		Gasteropelecus sternicla	GSTE	20	Estim.
	Characidiinae		Characidium gr. fasciatum	CGFA	45	Ch. 4.5
			Melanocharacidium blennioides	MBLE	30	Estim.
			Melanocharacidium sp.	MESP	30	Estim.
			Microcharacidium eleotrioides	MELE	20	Estim.
	Characinae		Acestrorhynchus falcatus	AFAL	140	Orstom
			Acestrorhynchus microlepis	AMIC	125	Orstom
			Charax gibbosus	CGIB	90	Orstom
	Cheirodontinae					
			Pristella maxillaris	PMAX	24	Ch. 4.5
			Pseudopristella simulata	PSIM	28	Ch. 4.5
	Stethaprioninae					
			Poptella orbicularis	PORB	70	Orstom
	Tetragonopterinae		Astyanax bimaculatus	ABIM	95	Orstom
			Astyanax polylepis	APOL	60	Orstom
			Bryconops sp. 1	BRY1	100	Orstom
			Bryconops sp. 2	BRY2	80	Orstom
			Bryconops sp. 3	BRY3	85	Orstom
			Deuterodon sp.	DEUT	70	Orstom
			Hemigrammus boesemani	HBOE	25	Estim.
			Hemigrammus ocellifer	HOCE	25	Ch. 4.5
			Hemigrammus schmardae	HSCH	35	Estim.
			Hemigrammus unilineatus	HUNI	25	Ch. 4.5
			Hyphessobrycon sp. aff. sovichtys	HSOV	20	Ch. 4.5
			Moenkhausia collettii	MCOL	35	Ch. 4.5
			Moenkhausia comma	MCOM	50	Orstom
			Moenkhausia hemigrammoides	MHEM	35	Ch. 4.5
			Moenkhausia oligolepis	MOLI	70	Orstom
			Moenkhausia sp.	MOSP	35	Estim.
			Phenacogaster sp.	PHSP	20	Estim.

Tableau 3-1: Tailles à la première maturité utilisées pour filtrer les données des captures par empoisonnement en fin de saison sèche 1993 et 1994. Avec: Orstom: donnée recueillie sur les adultes par L. Lauzanne, L. Tito de Morais et B. de Merona, Biblio.: donnée recueillie dans la littérature scientifique ou aquariophile, Ch. 4.5: donnée obtenue par analyse des gonades de cette espèce (cf. Chapitre 4.5 de ce rapport), Estim.: donnée estimée à partir de la distribution de taille de tous les individus capturés (1 de 2).

Ordre	Famille				
	Sous famille	Espèce	Code	Taille Limite	Source
Siluriformes					
	Auchenipteridae				
		Tatia intermedia	TINT	60	Orstom
	Pimelodidae				
		Pimelodella cristata	PCRI	95	Orstom
		Pimelodella gracilis	PGRA	100	Estim.
		Pimelodus ornatus	PORN	195	Orstom
		Pseudopimelodus raninus	PRAN	100	Estim.
		Pseudopimelodus zungaro	PZUN	100	Estim.
		Rhamdia quelen	RQUE	100	Estim.
	Cetopsidae				
		Hemicetopsis sp.	HEMC	30	Estim.
	Aspredinidae				
	Bunocephalinae				
		Bunocephalus sp.	BUNO	70	Orstom
	Trichomycteridae				
		Trichomycterus guianense	TGUI	50	Estim.
	Callichthyidae				
		Corydoras octocirrus	COCT	30	Estim.
		Hoplosternum thoracatum	HTHO	110	Orstom
	Loricariidae				
		Ancistrus hoplogenyis	AHOP	80	Orstom
		Harttia surinamensis	HSUR	100	Estim.
		Lasiancistrus niger	LNIG	90	Orstom
Gymnotiformes					
	Sternopygidae				
		Eigenmannia virescens	EVIR	100	Orstom
		Sternopygus macrurus	SMAC	150	Orstom
	Hypopomidae				
		Hypopomus beebei	HBEE	100	Estim.
		Parupygus savannensis	PSAV	130	Orstom
	Gymnotidae				
		Gymnotus anguillaris	GANG	250	Biblio
		Gymnotus carapo	GCAR	250	Biblio
Cyprinodontiformes					
	Aplocheilidae				
		Rivulus agilae	RAGI	20	Estim.
		Rivulus igneus	RIGN	25	Estim.
		Rivulus xiphiidius	RXIP	50	Estim.
	Poeciliidae				
	Poeciliinae				
		Poecilia parae	PPAR	30	Estim.
		Poecilia sp.	POEC	20	Estim.
Synbranchiformes					
	Synbranchidae				
		Synbranchus marmoratus	SMLAR	50	Estim.
Perciformes					
	Nandidae				
	Nandinae				
		Polycentrus schomburgkii	PSCH	30	Estim.
	Cichlidae				
		Aequidens guianensis	AGUI	75	Orstom
		Aequidens maroni	AMAR	60	Biblio
		Cichlasoma bimaculatum	CBIM	80	Biblio
		Crenicichla saxatilis	CSAX	140	Orstom
		Nannacara anomala	NANO	25	Estim.
		Satanoperca sp. aff. leucosticta	SLEU	90	Orstom
	Eleotridae				
		Dormitator macrophtalmus	DMAC	50	Estim.
		Eleotris amblyopsis	EAMB	25	Ch. 4.5

Tableau 3-1: suite (2 de 2).

L'indice de diversité de Shannon-Weaver H' (Frontier & Pichod-Viale 1991) défini par:

$$H' = - \sum_{i=1}^S f_i \cdot \log_2 f_i$$

avec: S : nombre total de taxons et f_i fréquence de l'espèce i dans l'échantillon

ainsi que la régularité R définie par:

$$R = \frac{H'}{\log_2 S}$$

ont été calculés pour quantifier la diversité taxonomique des jeunes obtenus par empoisonnement dans chacun des secteur.

La similitude entre chacun des 40 échantillons pris deux à deux a été déterminée grâce à l'indice de Jaccard S_J (Legendre & Legendre 1984, Jongman et al. 1995) basé sur la présence-absence des différentes espèces de jeunes poissons. S_J est défini par:

$$S_J = \frac{c}{a + b + c}$$

avec c : nombre d'espèces communes aux deux sites, a et b nombres d'espèces uniques pour chaque site.

Deux types de groupement des différentes stations à partir de la matrice des valeurs 1- S_J ont ensuite été effectués: le premier est un groupement selon l'association moyenne et le second est un groupement flexible ($\beta = -0.25$). Les calculs ont été effectués à l'aide de différentes procédures SAS/STAT® (SAS Institute 1990) et une macro utilisant SAS/GRAPH® (Nicholson 1995) a permis de tracer les dendrogrammes.

3.3 Résultats

3.3.1 Régime du fleuve Sinnamary

Les deux années d'échantillonnage dans la zone de la crique Vénus ont été effectuées dans des conditions hydrologiques très différentes (Figure 3-2). En novembre 1992, l'échantillonnage a débuté en début de saison des pluies, lors des premières augmentations de débit du fleuve. Durant les mois de mars, avril, mai et juin 1993, des crues de 600 à 700 m³.sec⁻¹ ont pu être observées. Cette première campagne s'est terminée en août 1993 alors que plus aucune crue importante était notée.

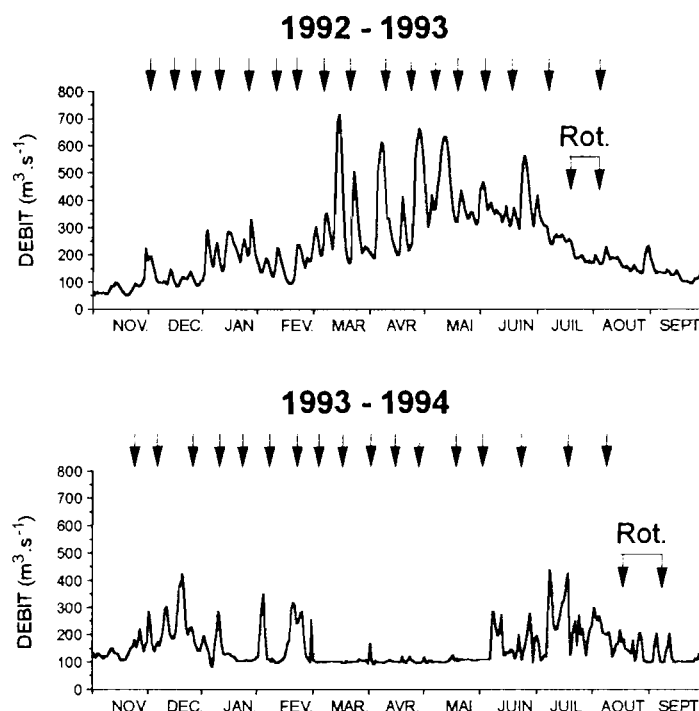


Figure 3-2: Débit du fleuve Sinnamary à l'aval du barrage de Petit-Saut pour les deux périodes d'échantillonnage. Les flèches verticales représentent chacune une sortie dans la zone de la crique Vénus. Les périodes marquées Rot. Correspondent aux deux campagnes d'échantillonnage à la roténone.

En novembre 1993, l'échantillonnage a recommencé avant la fermeture du barrage de Petit-Saut. Les crues du mois de décembre étaient alors complètement restituées à l'aval de l'ouvrage. A partir de janvier 1994, l'échantillonnage a couvert une période pendant laquelle le débit restitué a été maintenu à $100 \text{ m}^3 \cdot \text{sec}^{-1}$ excepté pour quelques événements hydrologiques liés à des crues importantes ou à des plateaux techniques de mise en eau. A partir de juin 94, le nombre et l'intensité des crues à l'aval du barrage ont augmenté avec l'arrêt de la montée des eaux dans la retenue. Notons qu'en 1994, durant toute la période d'échantillonnage aucune crue n'a dépassé $400 \text{ m}^3 \cdot \text{sec}^{-1}$ à l'aval de l'ouvrage (Figure 3-2).

3.3.2 Suivi temporel de la crique Vénus

3.3.2.1 Effort d'échantillonnage

L'effort d'échantillonnage a été sensiblement identique d'une année sur l'autre. Pour chacune des deux années, 17 sorties ont été effectuées dans la zone de la crique Vénus. Durant la période 1992-1993, 277 échantillons provenant de trappes lumineuses et 145 échantillons provenant de nasses ont été obtenus alors que ces chiffres ont été respectivement de 292 et 119 durant la période 1993-1994.

3.3.2.2 Caractéristiques physico-chimiques des eaux de la Crique Vénus

Les caractéristiques physico-chimiques des eaux de la crique Vénus ont peu varié d'une saison d'échantillonnage à l'autre (Tableau 3-2). Seules des valeurs un peu plus élevées pour les conductivités maximales enregistrées ont pu être notées. Elles correspondent aux échantillons

pris à l'embouchure de la crique et qui révèlent la présence d'eau du fleuve. Cette dernière a en effet vu sa conductivité fortement augmenter après la fermeture du barrage.

	92 - 93	93 - 94
Température (°C)	23.9 - 27.8	23.7 - 27.3
pH	4.2 - 6.5	3.9 - 6.9
Conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	24.3 - 33.1	17.3 - 40.8
Oxygène (mg.l^{-1})	2.2 - 7.6	2.0 - 7.5

Tableau 3-2: Gammes de variation des caractéristiques physico-chimiques des eaux de la crique Vénus pour les périodes d'échantillonnage 1992-93 et 1993-94. Les valeurs minimales et maximales de température, pH, conductivité, et oxygène proviennent des mesures effectuées à chaque pose et chaque relève d'un échantillonneur.

3.3.2.3 Le peuplement de jeunes poissons de la crique Vénus

La comparaison des captures effectuées durant les deux années d'échantillonnage à l'aide des pièges lumineux (Figure 3-3) indiquent:

- une diminution du nombre d'individus capturés en 1993-94 par rapport à 1992-93 (5623 individus contre 10094)
- un nombre moins important de taxons capturés (59 en 1992-93 contre 48 en 1993-94)
- un nombre plus faible de taxons d'individus de longueur standard inférieure à 20mm (47 taxons en 1992-93 contre 38 en 1993-94)
- des distributions de tailles présentant une proportion moins élevée de petits individus en 93-94 qu'en 92-93.

Les jeunes individus les plus couramment représentés dans les échantillons provenant des pièges lumineux sont des Characidae, à l'exception d'*Eleotris amblyopsis* de la famille des Eleotridae, et de Siluriformes (Figure 3-4). On peut noter que les taxons correspondant à des stades larvaires sont moins nombreux en 93-94 qu'en 92-93 et représentent en proportion moins d'individus (Figure 3-4). Les diagrammes rang/fréquence présentent des paliers qui indiquent que nous avons à faire à un mélange de communautés (Frontier & Pichod-Viale 1991). La période d'échantillonnage de novembre à août a en effet permis d'obtenir des individus des différentes communautés qui se succèdent dans le temps dans la crique Vénus et sa zone d'inondation associée.

La chronologie d'apparition dans le temps des différents taxons dans la crique Vénus en 1992-93 permet de séparer trois groupes d'espèces: celles qui se reproduisent en fin de saison sèche, celles qui se reproduisent durant toute la saison des pluies et enfin celles se reproduisant durant le maximum de la crue (Figure 3-5).

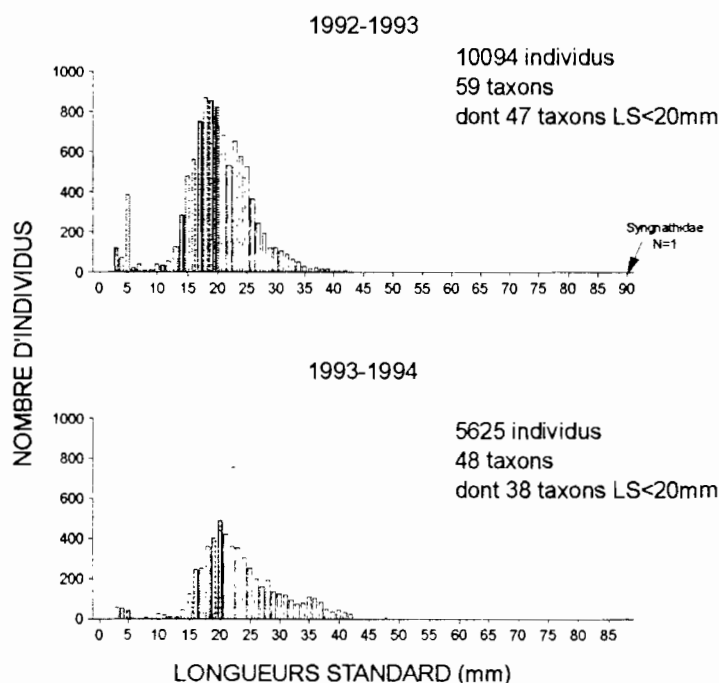


Figure 3-3: Distributions des fréquences de tailles des individus capturés à l'aide de pièges lumineux dans la crique Vénus en 92-93 et en 93-94. Les individus de longueur standard inférieure à 20mm (en grisé) correspondent à des individus immatures.

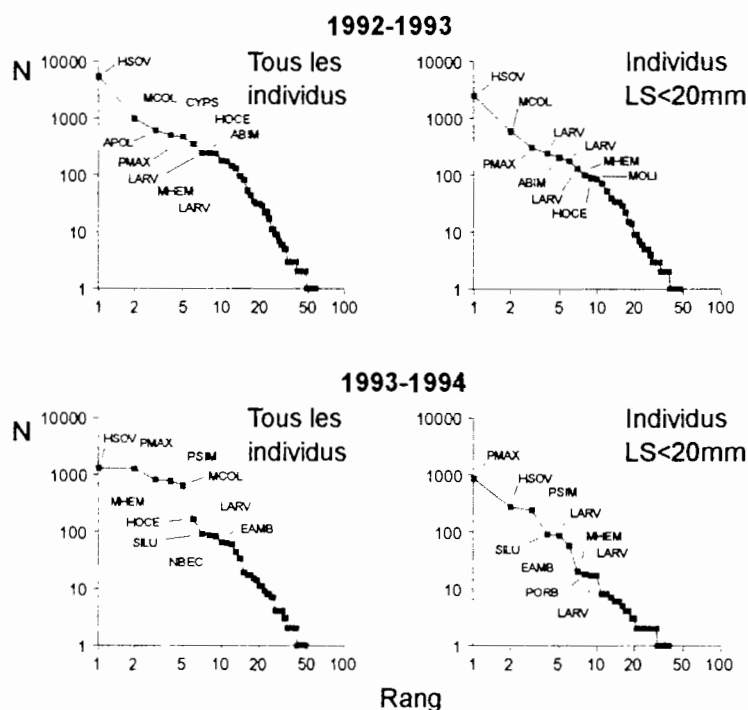


Figure 3-4: Diagrammes rang-fréquence pour la totalité des taxons et les individus de moins de 20mm de longueur standard capturés dans les pièges lumineux placés dans la crique Vénus en 1992-93 et en 1993-94. Les codes pour les dix taxons les plus abondants sont présentés. Avec: ABIM: *Astyanax bimaculatus*, APOL: *Astyanax polylepis*, CYPs: *Cyphocharax* spp., EAMB: *Eleotris amblyopsis*, HOCE: *Hemigrammus ocellifer*, HSOV: *Hyphessobrycon* sp. aff. *sovichtys*, LARV: stade larvaire de Characidae, MCOL: *Moenkhausia collettii*, MHEM: *Moenkhausia hemigrammoides*, MOLI: *Moenkhausia oligolepis*, NBEC: *Nannostomus beckfordi*, PMAX: *Pristella maxillaris*, PORB: *Poptella orbicularis*, SILU: juvéniles de Siluriformes indéterminés

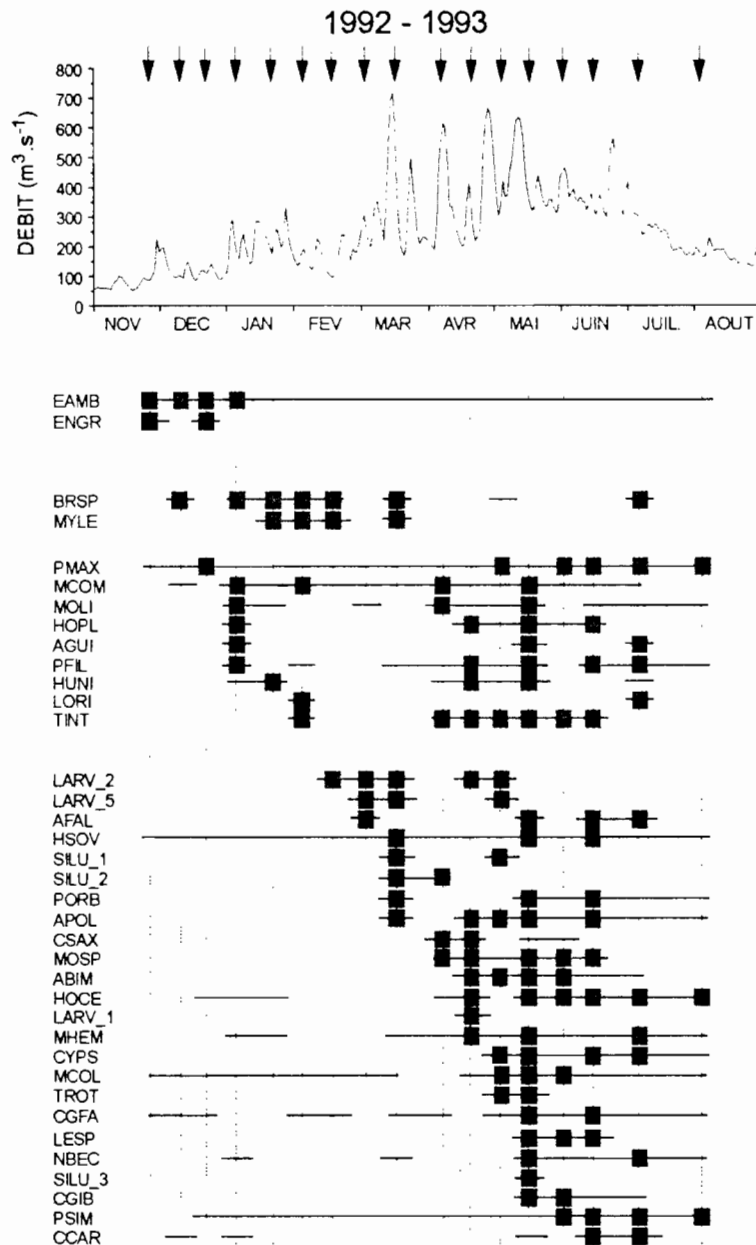


Figure 3-5: Occurrence dans le temps des différents taxons capturés dans la crique Vénus avec différentes méthodes d'échantillonnage de novembre 1992 à août 1993 en relation avec le régime du fleuve Sinnamary durant la même période. Les flèches verticales indiquent les périodes d'échantillonnage, les lignes horizontales indiquent la présence du taxon dans les échantillons, les carrés noirs l'apparition de jeunes du taxon considéré. Avec EAMB: *Eleotris amblyopsis*, ENGR: *Engraulididae*, BRSP: *Bryconops* spp., MYLE: *Myleus* spp., PMAX: *Pristella maxillaris*, MCOM: *Moenkhausia comma*, MOLI: *M. oligolepis*, HOPL: *Hoplias* spp., AGUI: *Aequidens guianensis*, PFIL: *Pyrrhulina filamentosa*, HUNI: *Hemigrammus unilineatus*, LORI: *Loricaridae* sp., TINT: *Tatia intermedia*, LARV_2: larve sp.2, LARV_5: larve sp.5, AFAL: *Acestrorhynchus falcatus*, HSOV: *Hyphessobrycon* sp. aff. *sovichthys*, SILU_1: Siluriforme sp1, SILU_2: Siluriforme sp2, PORB: *Poptella orbicularis*, APOL: *Astyanax polylepis*, CSAX: *Crenicichla saxatilis*, MOSP: *Moenkhausia* sp., ABIM: *Astyanax bimaculatus*, HOCE: *Hemigrammus ocellifer*, LARV_1: larve sp1, MHEM: *Moenkhausia hemigrammoides*, CYPS: *Cyphocharax* sp., MCOL: *Moenkhausia collettii*, TROT: *Triportheus rotundatus*, CGFA: *Characidium fasciatum*, LESP: *Leporinus* spp., NBEC: *Nannostomus beckfordi*, SILU_3: Siluriforme sp3., CGIB: *Charax gibbosus*, PSIM: *Pseudopristella simulata*, CCAR: *Copella carsevennensis*.

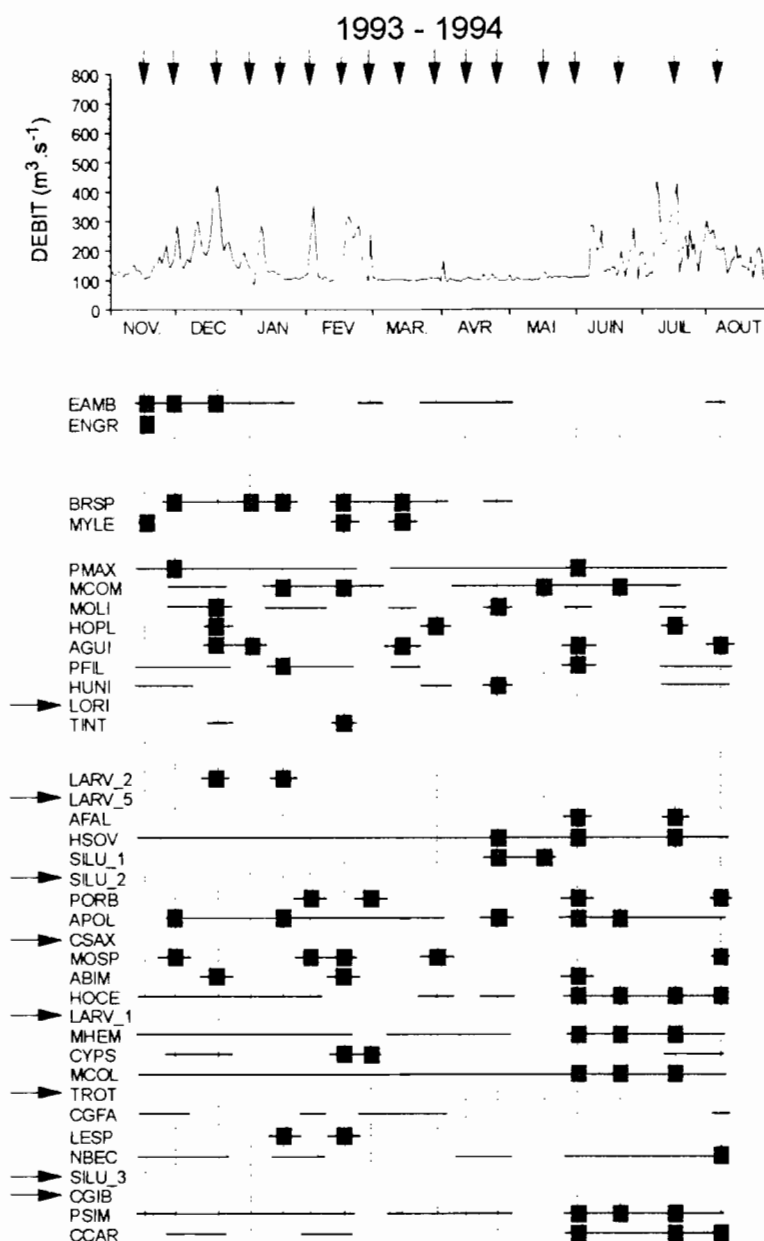


Figure 3-6: Occurrence dans le temps des différents taxons capturés dans la crique Vénus avec différentes méthode d'échantillonnage de novembre 1993 à août 1994 en relation avec le régime du fleuve Sinnamary durant la même période. Les flèches verticales indiquent les période d'échantillonnage, les lignes horizontales indiquent la présence du taxon dans les échantillons, les carrés noirs l'apparition de jeunes du taxon considéré, les flèches horizontales indiquent un taxon présent en 92-93 et non retrouvé en 93-94. Les taxons sont présentés dans le même ordre que sur la Figure 3-5.

En 1993-94 le patron d'apparition temporelle des jeunes ne correspond plus à celui observé l'année précédente (Figure 3-6). Les jeunes de nombreuses espèces ont été capturés durant toute la période d'échantillonnage sans que la succession d'espèces de 1992-93 soit observée.

En 1992-1993, le nombre de poissons capturés par piège lumineux et par nuit dans la crique Vénus a augmenté de mai à juin, c'est-à-dire durant le maximum de saison des pluies (Figure 3-7). En novembre 1993, les captures par unité d'effort étaient encore élevées car elles comprenaient des individus nés durant la saison des pluies précédente et ceux nés en fin de saison sèche. Par contre en 1993-94, mis à part une légère augmentation du nombre de

poissons capturés de mars à mai, les effectifs montrent une nette diminution par rapport à l'année précédente (Figure 3-7). Le même patron d'évolution dans le temps des captures de jeunes a été observé en 1992-93 avec une diminution importante du nombre de jeunes par piège en 1993-94 (Figure 3-8).

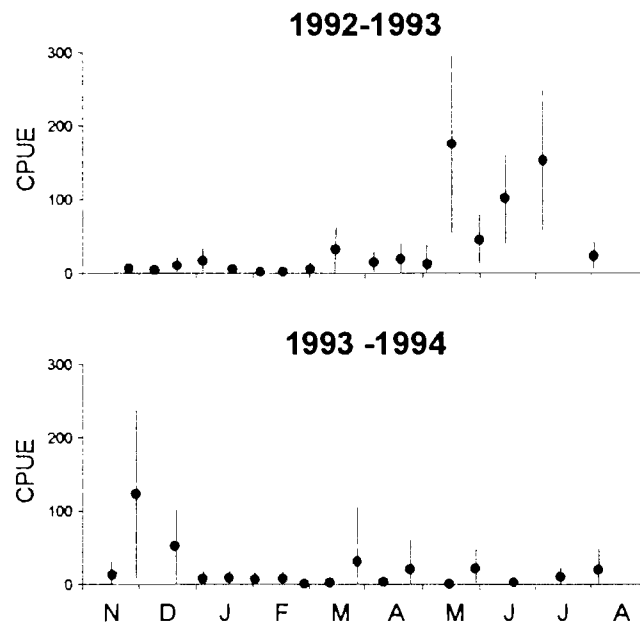


Figure 3-7: Évolution des captures par unité d'effort (1 UE = une nuit de piégeage avec un piège) au cours du temps dans la crique Vénus en 1992-93 et 1993-94 pour tous les individus. Les cercles pleins indiquent la moyenne, les barres verticales les écarts-types autour de la moyenne.

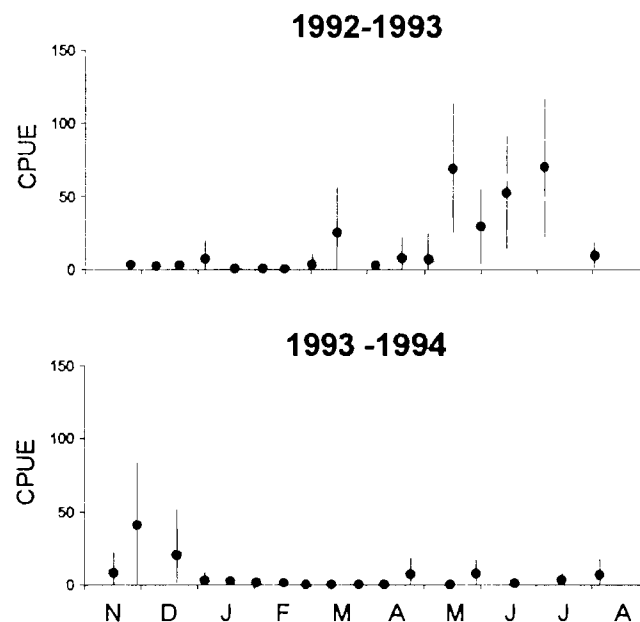


Figure 3-8: Évolution des captures par unité d'effort (1 UE = une nuit de piégeage avec un piège) au cours du temps dans la crique Vénus en 1992-93 et 1993-94 pour les individus de longueur standard inférieure à 20 mm. Les cercles pleins indiquent la moyenne, les barres verticales les écarts-types autour de la moyenne.

3.3.3 Campagnes d'échantillonnage en fin de saison des pluies

3.3.3.1 Caractéristiques des criques et zones échantillonnées

Les affluents du Sinnamary et les zones de la retenue échantillonnées en 1994 par empoisonnement se répartissent sur une distance de 120km (Tableau 3-3). A l'aval du barrage, neuf des dix affluents échantillonnés en 1993 ont pu de nouveau l'être en 1994, la seule exception étant la crique Fromager dans laquelle il n'a pas été possible de travailler. Elle a été remplacée par une crique sans nom à l'aval de la crique Mouches Sans Raison. De même que pour le suivi temporel de la crique Vénus, les caractéristiques physico-chimiques des différentes criques échantillonnées à l'aval du barrage sont comparables d'une année sur l'autre (Tableau 3-3).

3.3.3.2 Peuplements de jeunes poissons dans les différents secteurs

Les empoisonnements à la roténone des deux campagnes ont permis d'obtenir 11973 juvéniles regroupés en 86 taxons appartenant à 24 familles et 6 ordres (Tableau 3-4). Les juvéniles les plus représentés appartiennent aux espèces *Moenkhausia collettii*, *Aequidens guianensis*, *Pseudopristella simulata*, *Pristella maxillaris* et *Eleotris amblyopsis*. Plus de 40% des taxons présentent moins de 15 jeunes capturés au cours des 40 pêches. On peut remarquer le faible nombre de Chilodontinae, d'Anostomidae, de Characinae, et de Siluriformes en général (Tableau 3-4).

Les trappes lumineuses et les nasses utilisées dans le lac et en tête de retenue en 1994 apportent peu d'information supplémentaire à l'exception de la découverte d'une nouvelle espèce pour le fleuve Sinnamary: *Moenkhausia lepidura* (Kner 1859).

Les Characiformes représentent plus de 80% des juvéniles capturés à l'aval en 1993 et en amont en 1994 (Figure 3-9). A l'aval et dans le lac en 1994, ce sont les Perciformes qui sont les plus abondants avec une majorité d'Eleotridae pour le premier secteur (62.5% des Perciformes) et de Cichlidae pour le second (97% des Perciformes). Le changement radical dans la composition relative du peuplement de juvéniles à l'aval du barrage entre 1993 et 1994 et surtout nette pour les Characiformes et les Perciformes (Figure 3-9). Les premiers passent en effet de 83.4% des captures en 1993 à 35.9% seulement en 1994.

Les Characidae représentent une large majorité des Characiformes capturés à l'aval du barrage en 1993, en tête et en amont de la retenue en 1994 (respectivement 91.08, 75.88 et 83.27 %, Tableau 3-5). Après la première année de mise en eau de la retenue, l'abondance relative des Characidae diminue à l'aval de l'ouvrage et dans la retenue au profit des Lebiasinidae et des Erythrinidae (Tableau 3-5). Parmi les Siluriformes, on notera que seuls des jeunes Callichthyidae ont été capturés dans les zones de bordure du lac et que seuls de jeunes Pimelodidae ont été observés en tête de retenue. Chez les Gymnotiformes, ce sont les jeunes Gymnotidae qui sont généralement le mieux représentés à l'exception de l'aval du barrage en 1993. Parmi les Cyprinodontiformes, les jeunes du genre *Rivulus* (Fam. Aplocheilidae) sont dominants partout sauf dans la retenue où ce sont les jeunes Poecilidae qui prennent leur place. Enfin, chez les Perciformes, on notera que les Eleotridae ne sont présents qu'à l'aval du barrage et que la totalité des jeunes de cet ordre capturés en tête de retenue et à l'amont sont des Cichlidae (Tableau 3-5).

Année	Secteur	#	Localisation	Date	Prof. Moy. (m)	Larg. Moy. (m)	Long. Tot. (m)	Code Vitesse courant	Temp. (°C)	pH	Cond. (µS.cm ⁻¹)	O ₂ (mg.l ⁻¹)	Code Transp.	Code Veg.	Code Chenal	% Vase	% Sable	% Feuil.	% Bois	Surf. (m ²)	Dist. Estuaire (km)
1993	AVAL	1	C. Mojestaine	22/07/1993	0.4	1.8	30	4	25.9	5.7	26.0	4.2	2	2	3	100	0	80	20	54.0	16.0
		2	C. Saulnier	22/07/1993	0.8	2.0	10	2	25.6	6.1	26.0	5.2	2	2	3	100	0	80	10	20.0	20.0
		3	C. Bravo	22/07/1993	0.4	2.3	20	4	26.2	5.5	25.0	4.1	3	2	3	100	0	20	10	46.0	22.5
		4	C. Fromager	15/07/1993	0.4	4.0	24	2	24.3	5.1	31.0	4.9	3	2	2	100	0	50	20	96.0	27.5
		5	C. Balalou	15/07/1993	0.6	3.0	20	3	24.4	5.2	29.0	4.8	3	2	2	60	40	20	20	60.0	41.5
		6	C. vers Mont149	16/07/1993	1.2	4.0	20	2	23.7	5.5	27.0	5.3	1	2	2	90	10	30	25	80.0	48.0
		7	C. vers Mont 41 aval	23/07/1993	0.8	2.5	15	1	24.7	5.5	31.0	6.9	1	2	1	100	0	50	20	37.5	52.0
		8	C. vers Mont 41 amont	23/07/1993	0.7	1.0	15	3	23.9	5.8	28.0	6.4	3	2	2	100	0	100	0	15.0	54.0
		9	C. Gregoire	21/07/1993	1.1	5.0	15	3	24.6	5.6	27.0	5.2	3	1	3	50	50	30	30	75.0	59.0
		10	C. vers Roche Tado	21/07/1993	0.8	3.0	15	1	26.8	5.4	22.0	4.7	3	1	1	20	80	50	15	45.0	63.5
1994	AVAL	1	C. Mojestaine	24/08/1994	0.8	0.5	15	2	25.3	5.6	31.0	2.8	3	4	2	100	0	70	30	75.0	16.0
		2	C. Saulnier	24/08/1994	0.7	6.0	15	2	25.0	5.5	30.0	3.3	3	4	2	80	20	80	10	90.0	20.0
		3	C. Bravo	24/08/1994	0.5	2.5	15	3	24.6	5.0	25.4	4.5	3	4	2	100	0	40	40	37.5	22.5
		4	C. aval Mouches	24/08/1994	0.6	5.0	20	2	25.4	5.3	27.9	4.0	2	2	2	100	0	10	20	100.0	27.5
		5	C. Balalou	24/08/1994	0.9	7.0	18	2	25.1	5.3	27.2	6.0	3	3	2	70	30	70	10	40.0	41.5
		6	C. vers Mont149	25/08/1994	1.4	5.0	18	2	25.0	5.6	37.8	5.6	3	4	4	40	60	20	20	90.0	48.0
		7	C. vers Mont 41 aval	23/08/1994	0.4	3.0	22	2	25.3	4.9	25.8	4.8	2	4	3	0	100	20	10	66.0	52.0
		8	C. vers Mont 41 amont	23/08/1994	0.5	4.0	12	2	25.1	5.2	26.9	6.8	3	4	2	0	100	10	5	48.0	54.0
		9	C. Gregoire	23/08/1994	0.4	4.0	25	2	24.7	4.8	23.3	6.4	3	3	2	0	100	20	10	100.0	59.0
		10	C. vers Roche Tado	23/08/1994	0.6	3.0	15	2	24.8	5.2	28.0	6.8	3	4	1	100	0	80	10	45.0	63.5
1994	LAC	1	vers C. Plomb	30/08/1994	0.9	-	-	1	31.0	6.2	26.0	4.0	2	3	1	100	0	70	30	112.0	72.0
		2	vers C. Plomb	30/08/1994	0.8	-	-	1	31.3	6.4	26.0	4.9	3	4	1	100	0	60	40	25.0	72.0
		3	vers S. Vata	31/08/1994	0.8	-	-	1	29.6	6.4	24.0	4.0	3	3	1	100	0	70	30	25.0	72.0
		4	vers S. Vata	31/08/1994	0.8	-	-	1	29.6	6.2	24.0	3.9	3	4	1	100	0	70	30	25.0	87.0
		5	vers S. Vata	31/08/1994	0.8	-	-	1	29.8	6.0	26.0	4.1	3	2	1	100	0	85	15	25.0	87.0
		6	vers S. Vata	31/08/1994	0.6	-	-	1	31.0	6.2	24.0	5.1	3	2	1	100	0	70	30	55.0	87.0
		7	vers S. Vata	01/09/1994	1.0	-	-	1	27.5	5.3	29.5	5.3	3	4	1	100	0	90	10	25.0	87.0
1994	TETE	1	C. Lambic	01/09/1994	0.8	4.0	15	2	26.8	5.5	27.9	7.1	3	3	3	100	0	20	10	60.0	106.0
		2	C. aval Aimara	01/09/1994	0.8	2.0	10	2	27.2	5.4	26.6	7.3	3	3	2	100	0	80	10	20.0	111.0
		3	C. vers Aimara	02/09/1994	0.8	5.0	10	2	25.2	5.2	27.0	7.5	3	3	2	40	60	20	60	50.0	112.0
1994	AMONT	1	C. amont Mouche	02/09/1994	0.6	4.0	15	2	25.3	5.3	25.4	7.5	3	4	2	95	5	80	20	60.0	115.0
		2	C. Claire	02/09/1994	0.6	6.0	18	2	25.3	5.3	30.0	6.5	3	4	2	60	40	50	10	108.0	117.0
		3	C. amont Dalles #1	03/09/1994	0.6	4.0	15	2	24.8	5.2	23.3	7.0	3	4	2	75	25	10	60	60.0	132.0
		4	C. amont Dalles #2	03/09/1994	0.6	5.0	15	2	26.1	5.4	24.8	7.0	3	3	3	80	20	80	5	75.0	132.0
		5	C. Salle de Bain	04/09/1994	0.8	5.0	7	2	25.0	5.6	23.0	7.1	3	4	3	50	50	20	5	35.0	133.0
		6	C. Anne #1	03/09/1994	0.6	3.0	12	2	25.1	5.0	23.6	5.9	3	4	2	50	50	30	20	36.0	134.0
		7	C. Anne #2	03/09/1994	0.8	9.0	9	1	25.3	5.0	22.7	4.1	3	4	3	80	50	25	25	81.0	134.0
		8	C. amont Anne #1	03/09/1994	1.0	4.0	10	2	24.8	5.3	24.8	6.2	3	4	1	90	20	20	5	40.0	135.5
		9	C. amont Anne #2	04/09/1994	0.4	1.5	12	2	23.9	5.2	21.1	6.5	3	4	2	20	10	80	10	18.0	136.0
		10	C. amont Anne #3	04/09/1994	0.4	2.5	9	2	24.0	5.1	22.8	6.0	3	4	3	50	80	40	10	14.0	136.5

Tableau 3-3: Caractéristiques des zones échantillonnées par empoisonnement en 1993 et 1994. Avec: Prof.: profondeur, Larg.: largeur, Code vitesse courant: de 1 courant nul à 4 courant fort, Temp. Température, Cond. Conductivité, Code Transp.: transparence de l'eau de 1 nulle à 3 forte, Code Veg.: couverture végétale 1:0-24 / 2: 25-49 / 3: 50-74 / 4: 75-100%, Code Chenal: 1: symétrique, 2: méandre asymétrique, 3: asymétrique avec « flat », Surf.: surface, Dist. Estuaire: distance au pont de la RN1.

Ordre	Famille		Empoisonnements					Trappes 1994	
Sous famille	Espèce	Code	1993 AVAL	1994 AVAL	1994 LAC	1994 TETE	1994 AMONT	TOTAL	LAC TETE
Characiformes									
Hemiodontidae									
Hemiodontinae									
	<i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i>	HQUA	10			1	7	18	
Curimatidae									
Chilodontinae									
	<i>Chilodus zunevei</i>	CZUN	1		1	3	3	8	
Curimatinae									
	<i>Cyphocharax helleri</i>	CHEL				7	8	15	
	Juveniles de Curimatidae.	CYPS	74	4		74	584	736	•
Anostomidae									
	<i>Anostomus brevior</i>	ABRE				2	1	3	•
	<i>Leporinus friderici</i>	LFRI		2	1			3	
	<i>Leporinus gosseii</i>	LGOS					1	1	
	<i>Leporinus granti</i>	LGRA		1		5		6	
	<i>Leporinus pellegrini</i>	LPEL	1					1	
	Juveniles de <i>Leporinus</i> spp.	LESP	6					6	
Erythrinidae									
	<i>Erythrinus erythrinus</i>	EERY		3	3		4	10	
	<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>	HOUN	2					2	
	<i>Hoplias aimara</i>	HAIM	10	9	2	2	10	33	
	<i>Hoplias malabaricus</i>	HMAL	14	15	45	3	17	94	•
Gasteropelecidae									
	<i>Gasteropelecus stemicla</i>	GSTE	4		1			5	•
Lebiasinidae									
Pyrrhulininae									
	<i>Copella carsevennensis</i>	CCAR	46	173	73	5	8	305	•
	<i>Nannostomus beckfordi</i>	NBEC	66	19				85	•
	<i>Pyrrhulina filamentosa</i>	PFIL	40	53	11	7	19	130	•
Characidae									
Characidiinae									
	<i>Characidium</i> gr. <i>fasciatum</i>	CGFA	83		4	8	30	125	•
	<i>Melanocharacidium blennioides</i>	MBLE					1	1	•
	<i>Melanocharacidium</i> sp.	MESP		2			1	3	
	<i>Microcharacidium eleotrioides</i>	MELE		2		1	63	66	
Characinae									
	<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	AFAL	9	2		1	2	14	
	<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	AMIC					1	1	•
	<i>Charax gibbosus</i>	CGIB	1					1	•
Cheirodontinae									
	<i>Pristella maxillaris</i>	PMAX	524	85	1	4	260	874	•
	<i>Pseudopristella simulata</i>	PSIM	498	48	2	5	763	1316	•
Serrasalminae									
	Juveniles de <i>Myleus</i> spp.	MYLE				1		1	
Stethaprioninae									
	<i>Poptella orbicularis</i>	PORB	2	1				3	•
Tetragonopterinae									
	<i>Astyanax bimaculatus</i>	ABIM			1	3		4	•
	<i>Astyanax polylepis</i>	APOL	83			20	48	151	•
	<i>Bryconops</i> sp. 1	BRY1		2		2	40	44	
	<i>Bryconops</i> sp. 2	BRY2	37	4			9	50	
	<i>Bryconops</i> sp. 3	BRY3		9				9	•
	Juveniles de <i>Bryconops</i> spp.	BRSP				1	14	15	
	<i>Deuterodon</i> sp.	DEUT			16	3		19	•
	<i>Hemigrammus boesemani</i>	HBOE	7					7	•
	<i>Hemigrammus ocellifer</i>	HOCE	296	37	54	51	237	675	•
	<i>Hemigrammus schmardae</i>	HSCH				1			•
	<i>Hemigrammus unilineatus</i>	HUNI	3	90				93	
	<i>Hyphessobrycon</i> sp. aff. <i>sovihtys</i>	HSOV	6					6	•

Tableau 3-4: Liste des espèces de juvéniles capturées en fin de saison des pluies dans les différents secteurs en 1993 et 1994. Les nombres d'individus capturés par empoisonnements dans les différents secteurs sont indiqués ainsi que la présence des taxons (•) dans les trappes (trappes lumineuses et nasses confondues) pour les secteurs « LAC » et « TETE ».

Ordre	Famille		Empoisonnements						Trappes 1994	
Sous famille			1993	1994	1994	1994	1994		LAC	TETE
Espèce	Code	AVAL	AVAL	LAC	TETE	AMONT	TOTAL			
Characiformes (suite)										
Characidae (suite)										
Tetragonopterinae (suite)										
Moenkhausia collettii	MCOL	989	29		127	968	2113		•	•
Moenkhausia comma	MCOM	41	8		3	22	74			
Moenkhausia hemigrammoides	MHEM	93	44	4	12	18	171		•	•
Moenkhausia lepidura	MLEP						0		•	•
Moenkhausia oligolepis	MOLI	64	19		102	485	670			•
Moenkhausia sp.	MOSP		1				1			
Phenacogaster sp.	PHSP	1				332	333			•
Characidae indéterminés	CHSP		1			1	2			
Siluriformes										
Auchenipteridae										
Tatia intermedia	TINT	9	7			2	18			
Loricaridae										
Loricaria gr. cataphracta	LGCA				1		1			
Pimelodidae										
Pimelodella cristata	PCRI				18	24	42			
Pimelodella gracilis	PGRA					12	12			
Pimelodus ornatus	PORB	2	1				3			
Pseudopimelodus raninus	PRAN		11		2		13			
Pseudopimelodus zungaro	PZUN	1					1			
Rhamdia quelen	RQUE		1				1			
Cetopsidae										
Hemicetopsis sp.	HEMC					1	1			
Aspredinidae										
Bunocephalinae										
Bunocephalus sp.	BUNO	2					2			
Trichomycteridae										
Trichomycterus guianense	TGUT		2	1			3			
Callichthyidae										
Corydoras octocirrus	COCT			6			6			
Hoplosternum thoracatum	HTHO	1		2			3			
Loricariidae										
Ancistrus hoplogenys	AHOP		7			1	8			
Lasiancistrus niger	LNIG		1			1	2			
Gymnotiformes										
Stemopygidae										
Eigenmannia virescens	EVIR	11	7				18			
Stemopygus macrurus	SMAC	5	2		7	2	16			
Hypopomidae										
Hypopomus beebei	HBEE	29	17	3		27	76			
Parupygus savannensis	PSAV		1			3	4			
Gymnotidae										
Gymnotus anguillaris	GANG	9	21		5	44	79			
Gymnotus carapo	GCAR	10	31	3	1	39	84			
juvéniles de Gymnotus spp.	GYSP		16		1	1	18			
Cyprinodontiformes										
Aplocheilidae										
Rivulus agilaie	RAGI	14	17		2	18	51			
Rivulus igneus	RIGN	1	3	4		4	12			
Rivulus xiphidius	RXIP	30	9	6	32	70	147			
Poeciliidae										
Poeciliinae										
Poecilia parae	PPAR	9	25	26	6		66		•	
Poecilia sp.	POEC		1	3			4			
Synbranchiformes										
Synbranchidae										
Synbranchus marmoratus	SMAR			3		2	5			
Perciformes										
Nandidae										
Nandinae										
Polycentrus schomburgkii	PSCH	3	5	32			40		•	
Cichlidae										
Aequidens guianensis	AGUI	191	92	886	179	56	1404		•	
Aequidens maroni	AMAR	3	26			9	38			
Cichlasoma bimaculatum	CBIM			1			1			
Crenicichla saxatilis	CSAX	30	114	4	90	15	253			
Nannacara anomala	NANO	24	142	28	4	140	338			
Satanoperca sp. aff. leucosticta	SLEU	6	3	59		11	79		•	
Eleotridae										
Dorminator macrophtalmus	DMAC		3				3			
Eleotris amblyopsis	EAMB	206	633				839			

Tableau 3-4: suite (2 de 2).

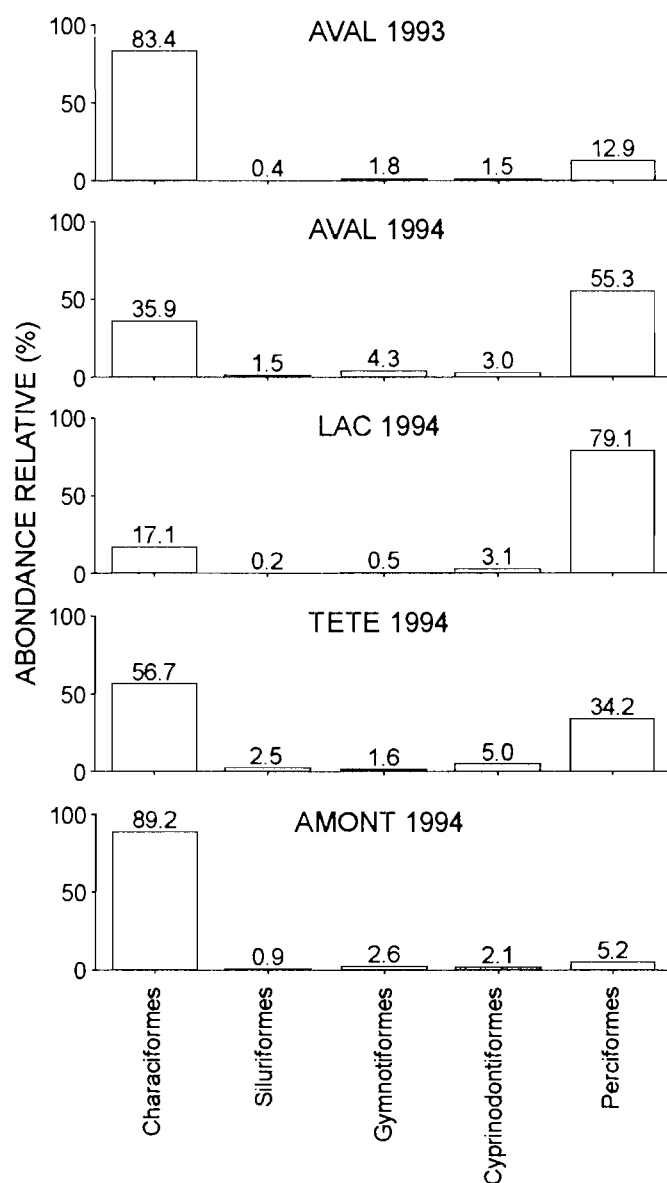


Figure 3-9: Abondance relative en % des juvéniles suivant l'ordre auquel ils appartiennent et pour les différents secteurs. Les dix Synbranchiiformes (*S. marmoratus*) n'ont pas été pris en compte.

Au niveau spécifique, les captures de jeunes individus à l'aval du barrage en 1993 sont dominées principalement par *Moenkhausia collettii*, puis *Pristella maxillaris* et *Pseudopristella simulata* (Figure 3-10). Dans le même secteur en 1994, les *Eleotris amblyopsis* dominent la communauté de jeunes poissons suivis par *Copella carseveimensis*, *Nannacara anomala*, et *Crenicichla saxatilis*. Dans la retenue, les jeunes d'*Aequidens guianensis* sont de loin les plus abondants, viennent ensuite ceux de *Copella carseveimensis*, de *Satanoperca* sp. aff. *leucosticta*, et d'*Hemigrammus ocellifer* (Figure 3-10).

Ordre	SECTEURS				
Famille	AVAL93	AVAL94	LAC94	TETE94	AMONT94
Characiformes					
Hemiodontidae	0.3	0.0	0.0	0.2	0.2
Curimatidae	2.5	0.6	0.5	18.6	15.0
Anostomidae	0.2	0.4	0.5	1.5	0.0
Erythrinidae	0.8	4.1	22.9	1.1	0.8
Lebiasinidae	5.1	37.0	38.5	2.6	0.7
Characidae	91.1	57.8	37.6	75.9	83.3
Siluriformes					
Auchenipteridae	69.2	25.0	0.0	0.0	4.8
Pimelodidae	7.7	46.4	0.0	100.0	88.1
Cetopsidae	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4
Aspredinidae	15.4	0.0	0.0	0.0	0.0
Callichthyidae	7.7	0.0	100.0	0.0	0.0
Loricariidae	0.0	28.6	0.0	0.0	4.8
Gymnotiformes					
Sternopygidae	25.0	11.4	0.0	53.8	1.7
Hypopomidae	45.3	22.8	50.0	0.0	26.1
Gymnotidae	29.7	65.8	50.0	46.1	72.2
Cyprinodontiformes					
Aplocheilidae	83.3	52.7	25.6	85.0	100.0
Poeciliidae	16.7	47.3	74.4	15.0	0.0
Perciformes					
Nandidae	0.6	0.5	3.2	0.0	0.0
Cichlidae	54.9	37.0	96.8	100.0	100.0
Eleotridae	44.5	62.5	0.0	0.0	0.0

Tableau 3-5: Abondances relatives (%) des différentes familles pour les différents secteurs. Les dix Gasteropelecidae (*G. sternicla*) et les dix Synbranchidae (*S. marmoratus*) n'ont pas été pris en compte.

En tête de retenue les jeunes d'*Aequidens guianensis* dominant aussi mais ceux de *Moenkhausia collettii*, de *Moenkhausia oligolepis*, de *Crenicichla saxatilis*, et de *Cyphocharax* spp. sont bien représentés (Figure 3-10). A l'amont on retrouve les espèces dominantes à l'aval du barrage en 1993 comme *Moenkhausia collettii*, *Pseudopristella simulata* accompagnées de jeunes *Cyphocharax* spp. et de jeunes *Moenkhausia oligolepis* (Figure 3-10). Les valeurs de diversité et d'équitabilité sont semblables pour chacun des secteurs (H' variant de 3.6 à 3.8 et R variant de 0.65 à 0.69) sauf pour la retenue où l'indice de diversité n'atteint pas 2 et où l'équitabilité s'établit à 0.42 (Figure 3-10). Les zones de bordure du lac en fin de saison des pluies sont donc beaucoup plus pauvres en nombre d'espèces de jeunes poissons et elles sont largement dominées par une espèce qui est *Aequidens guianensis*.

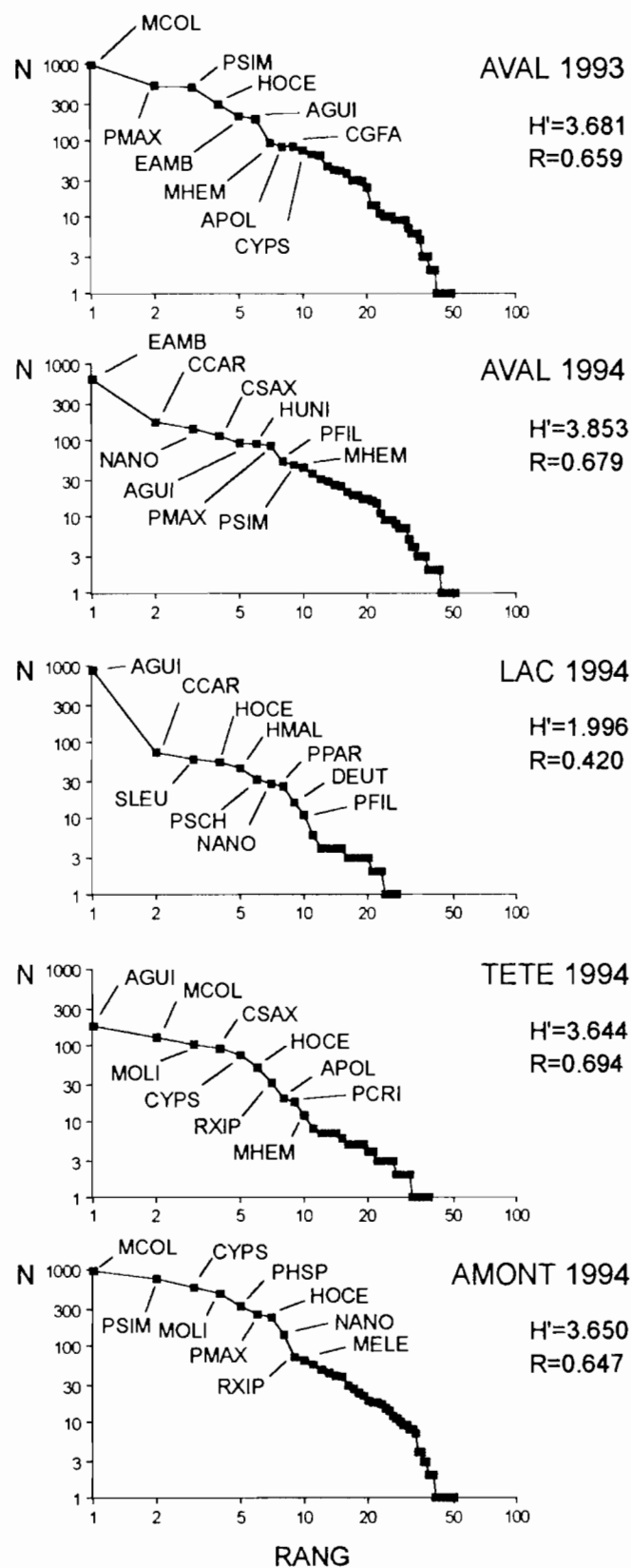


Figure 3-10: Diagrammes rang-fréquence pour les jeunes individus capturés par empoisonnement dans les différents secteurs. Les dix taxons les plus abondants sont identifiés (définition voir Tableau 3-4). Avec H' : indice de diversité de Shannon-Weaver et R : régularité.

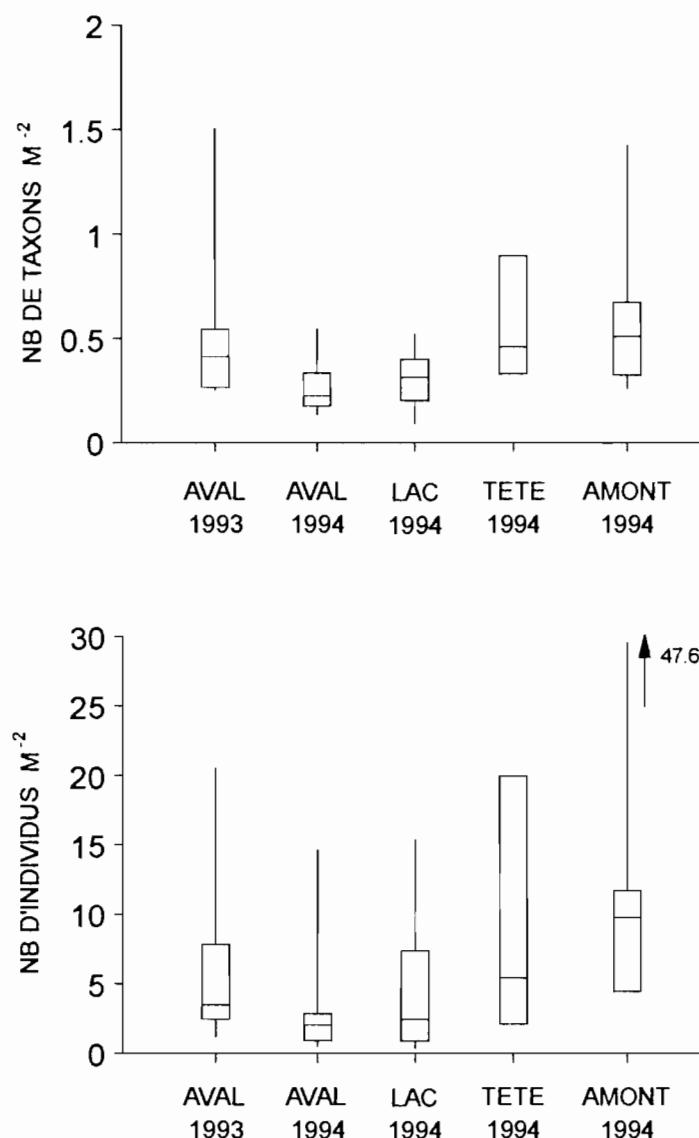


Figure 3-11: Nombre de taxons correspondant à des jeunes poissons et nombre de jeunes individus par m² observés pour chacun des secteurs. Les limites inférieures et supérieures des boîtes représentent respectivement le 1^{er} et le 3^{ème} quartile, la barre horizontale la médiane et les barres verticales les valeurs minimales et maximales.

Les nombres de taxons correspondant à des jeunes poissons obtenus par m² ainsi que les nombres de juvéniles capturés par m² ne sont pas identiques suivant les secteurs (Test de Kruskal-Wallis, respectivement $H=12.3548$, $p=0.0149$ et $H= 11.1953$, $p=0.0245$). Les plus fortes valeurs médianes pour chacun de ces paramètres sont observées en tête de retenue et à l'amont alors qu'à l'aval en 1994 et dans la retenue ces valeurs sont plus faibles (Figure 3-11). Si on ne considère que la partie à l'aval du barrage, moins d'espèces correspondant à des jeunes poissons ont été obtenues en 1994 qu'en 1993 (Figure 3-11, Test de Mann-Whitney, $Us=-2.3469$, $p= 0.0169$) alors que les différences d'abondances des jeunes individus sont peu significatives (Figure 3-11, Test de Mann-Whitney, $Us=-1.7764$, $p= 0.0756$).

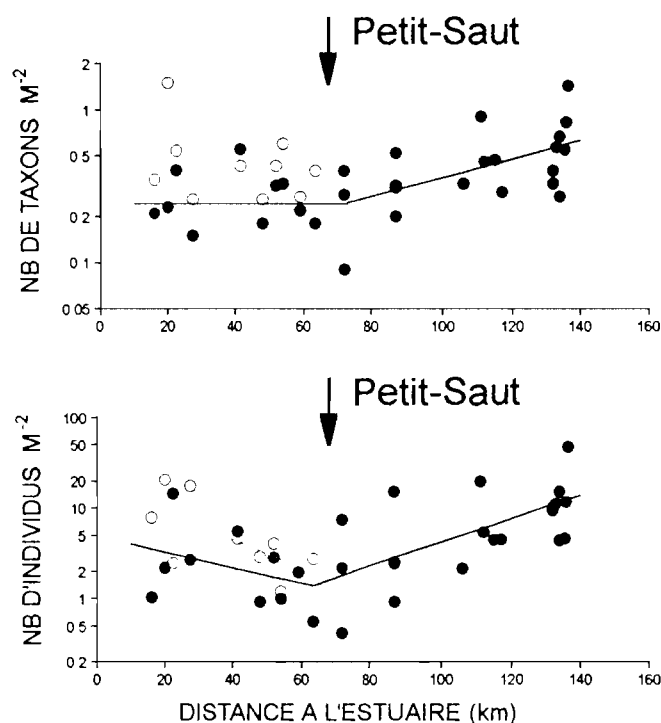


Figure 3-12: Nombre de taxons correspondant à des juvéniles par m² et nombre d'individus par m² capturés par empoisonnement en fonction de la distance à l'estuaire en 1993 (ronds ouverts) et en 1994 (ronds fermés).

Nombre de taxons par m² (NBT) en fonction de la distance à l'estuaire (DEST)

1993 Pas de relation significative ($\alpha=0.05$)

1994 $NBT=0.244$ pour $DEST < 72\text{km}$
 $NBT=0.089e^{0.014DEST}$ pour $DEST \geq 72\text{km}$

Source	SCE	DDL	CM	F	p
Régression	3.7037	2	1.8518	8.471	0.0014
Résiduelle	5.9021	27	0.2186		
Totale	9.6057	29			

Nombre d'individus par m² (NBI) en fonction de la distance à l'estuaire (DEST)

1993 $NBI=19.125e^{-0.036DEST}$

Source	SCE	DDL	CM	F	p
Régression	3.6909	1	3.6909	7.324	0.0027
Résiduelle	4.0316	8	0.5039		
Totale	7.7226	9			

1994 $NBI=4.908e^{-0.020DEST}$ pour $DEST < 63\text{km}$
 $NBI=0.213e^{0.029DEST}$ pour $DEST \geq 63\text{km}$

Source	SCE	DDL	CM	F	p
Régression	16.2424	2	8.1212	10.222	0.0005
Résiduelle	21.4504	27	0.7945		
Totale	37.6928	29			

Tableau 3-6: Relations entre le nombre de taxons par m² (NBT) ou le nombre d'individus par m² (NBI) et la distance à l'estuaire (DEST en km). Avec SCE: somme des carrés des écarts, DDL: nombre de degrés de liberté, CM: carrés moyens, F: statistique de Fisher, et p: probabilité associée à F.

Le nombre de taxons correspondant à des jeunes poissons capturés par m² augmente de façon exponentielle au fur et à mesure que l'on s'éloigne du barrage vers l'amont alors qu'aucune relation significative n'est observée à l'aval de ce dernier (Figure 3-12 et Tableau 3-6). Curieusement, le nombre de jeunes capturés par m² diminue de façon exponentielle des environs de la pointe Combi jusqu'au barrage aussi bien en 1993 qu'en 1994 et augmente ensuite aussi de façon exponentielle à l'amont de l'ouvrage (Figure 3-12 et Tableau 3-6).

3.3.3.3 Tentatives de typologie des criques et zones échantillonnées

Les deux méthodes de groupement utilisées donnent sensiblement les mêmes résultats (Figure 3-13 et Figure 3-14). Les échantillons provenant de l'amont de la retenue se retrouvent dans un groupe très distinct de celui qui contient les échantillons du lac. Ces derniers présentent en effet un nombre plus restreint de taxons correspondant à des jeunes Characiformes, très peu de Gymnotiformes et pas du tout de jeune de Siluriformes. Le groupement par lien flexible permet aussi de séparer le groupe formé par les stations de l'aval en 1993 et les stations de tête de 1994 de celui des stations de l'aval en 1994. Les stations du premier groupe sont caractérisées par de nombreux taxons de jeunes Characiformes alors que celles du second sont plus pauvres. À part la présence limitée à l'aval de l'ouvrage des Eleotridae, la présence ou l'absence de jeunes Perciformes contribue peu à la différenciation de groupes de stations. Le nombre de taxons capturés varie en effet peu d'un groupe à l'autre. Il en est de même pour les Cyprinodontiformes.

3.4 Conclusions

3.4.1 Liste faunistique des jeunes capturés dans cette étude vs nombre d'espèces dans le fleuve

Tout type d'engins confondus, les stades juvéniles de 74 espèces ont été obtenus dans le cadre de ces travaux (toutes ne sont pas présentées dans ce rapport). À ce nombre il faut rajouter des jeunes d'Engraulididae, de *Myleus*, de Loricaridae et de Siluriformes qui n'ont pas pu être précisément déterminés ainsi que différents type de larves de Characiformes et Siluriformes. C'est dans les empoisonnements que la plupart des groupes taxonomiques du fleuve Sinnamary sont représentés. Les différentes trappes utilisées et spécialement les trappes lumineuses sont beaucoup plus efficaces pour capturer les jeunes Characiformes que pour capturer les jeunes de tout autre groupe. Les jeunes stades d'une grande majorité des espèces du fleuve Sinnamary sont trouvés dans les affluents et dans leurs zones d'inondation associées. Ceci confirme que ces zones servent de zone de reproduction et/ou de nourricerie des stades jeunes pour la majorité des espèces du fleuve Sinnamary comme pour celles d'autres hydrosystèmes (Welcomme 1983). Les principaux absents parmi les espèces strictement d'eau douce sont les jeunes d'Auchenipteridae (à l'exception de *Tatia intermedia*), de *Doras carinatus*, d'*Helogenes marmoratus*, de Loricaridae (sauf *A. hoplogenyis*, *Lasiancistrus* sp. et *Loricaria* gr. *cataphracta*), de *Brachyplatystoma*, et enfin du genre *Heptapterus*. Aucun jeune des espèces à affinité estuarienne, c'est-à-dire appartenant aux Clupeidae, Anablepidae, Belonidae, Carangidae, Centropomidae, Gerridae, Gobioidae, Lutjanidae, Mugilidae, Pomadasysidae, Sciaenidae et Bothidae, n'a été capturé. Il semble donc exclu que les affluents du fleuve Sinnamary et leurs zones d'inondation associées jouent un rôle dans les tout premiers stades de vie de ces espèces au moins dans la partie du fleuve ne subissant pas d'intrusion d'eaux marines. Les premiers stades de vie de ces espèces se trouveraient donc préférentiellement dans l'estuaire (A. Tito de Morais, Annexe II, Rapport Final Contrat EDF N°GP7514, 1993) ou bien dans d'autres écosystèmes côtiers.

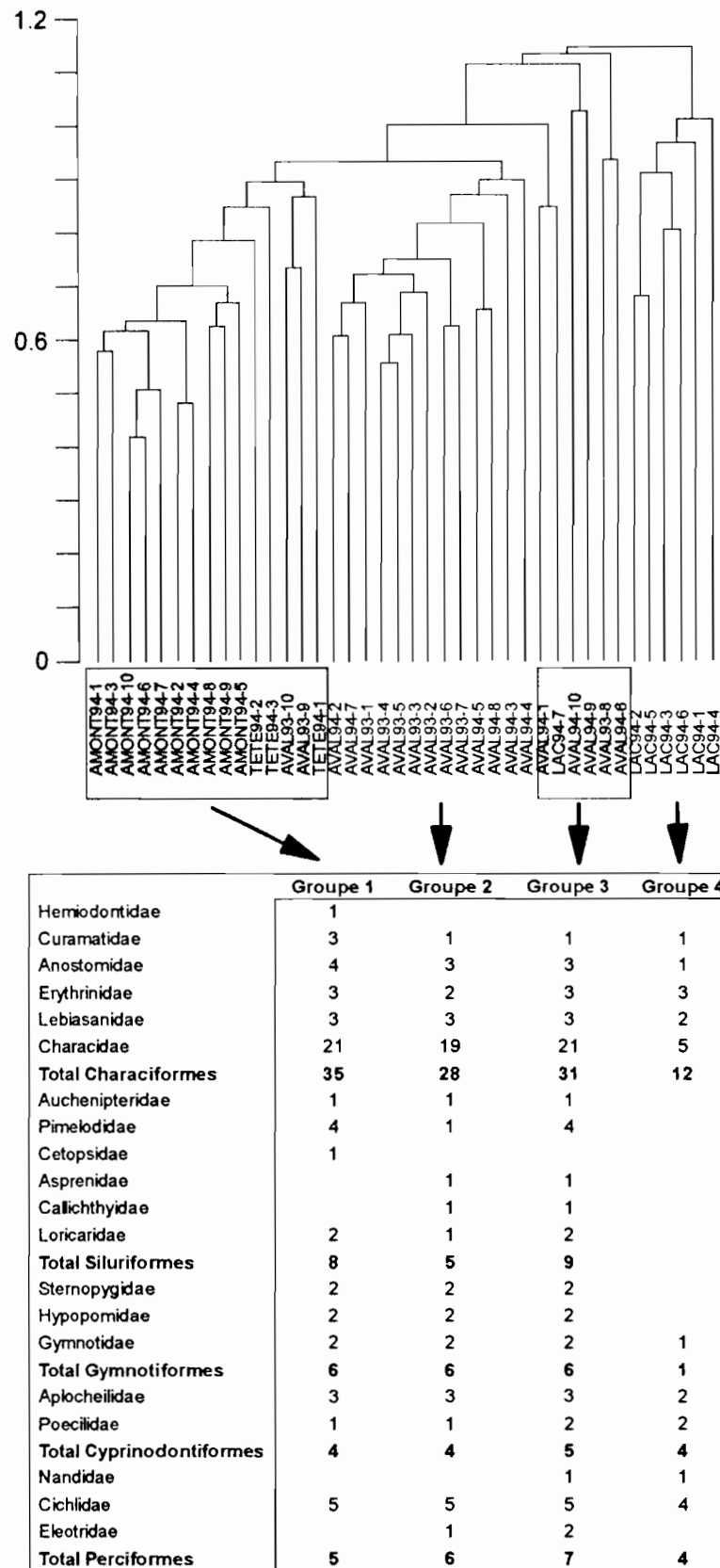


Figure 3-13: Dendrogramme du groupement des différentes stations à partir de la matrice des valeurs $1 - S_j$ (avec S_j : indice de Jaccard) par association moyenne et nombre de taxons de jeunes par ordre et par famille pour chacun des groupes obtenus.

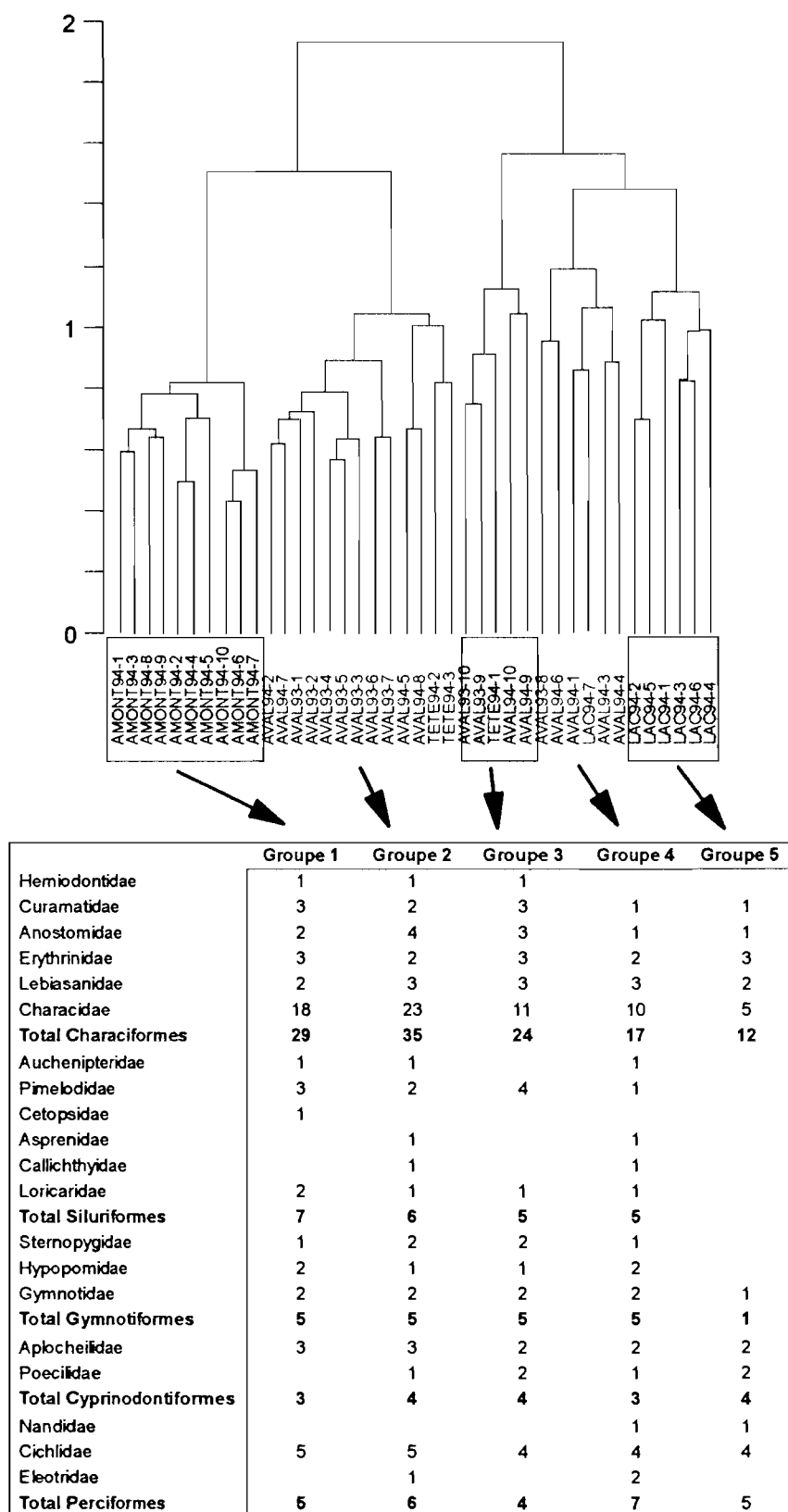


Figure 3-14: Dendrogramme du groupement des différentes stations à partir de la matrice des valeurs $1 - S_j$ (avec S_j : indice de Jaccard) par lien flexible ($\beta=-0.25$) et nombre de taxons de jeunes par ordre et par famille pour chacun des groupes obtenus.

Lors de la campagne effectuée à la fin de la saison des pluies 1994 une nouvelle espèce pour le fleuve Sinnamary a été capturée. Il s'agit de *Moenkhausia lepidura* (Kner 1859). Cette espèce signalée ailleurs en Guyane (Le Bail et al. 1984) pourrait provenir d'affluents du cours moyen du fleuve. Ceux-ci ont été peu prospectés avant la fermeture du barrage et la montée des eaux a pu entraîner une dispersion dans le lac des espèces qui s'y trouvaient.

3.4.2 Patron d'apparition temporelle des jeunes dans le milieu à l'aval du barrage, effet de la mise en eau

Le suivi de l'apparition dans le temps des différents taxons de jeunes poissons dans la crique Vénus en 1992-93 a permis de séparer trois groupes d'espèces: celles qui se reproduisent en fin de saison sèche, celles qui se reproduisent durant toute la saison des pluies et enfin celles se reproduisant durant le maximum de la crue (Figure 3-5). Ces trois groupes plus celui des espèces se reproduisant toute l'année (non détectable avec notre plan d'échantillonnage) sont couramment rencontrés dans les milieux intertropicaux (Lowe-McConnell 1991, Munro 1990).

En 1993-94 le patron d'apparition temporelle des jeunes ne correspond plus à celui observé l'année précédente (Figure 3-6). Les jeunes de nombreuses espèces sont capturés durant toute la période d'échantillonnage sans que la succession d'espèces de 1992-93 soit observée. Avant la mise en eau du barrage, le nombre de jeunes poissons capturés par piège lumineux et par nuit dans la crique Vénus atteignait des valeurs maximales d'avril à juin c'est-à-dire durant les mois les plus pluvieux (Figure 3-8). Lors de la première année de mise en eau, mis à part une légère augmentation du nombre de poissons capturés de mars à mai, les effectifs montrent une nette diminution par rapport à l'année précédente (Figure 3-8). Le même patron d'évolution dans le temps des captures de jeunes a été observé en 1992-93 avec une diminution importante du nombre de jeunes par piège en 1993-94 (Figure 3-8).

En résumé, ces premières données sur les effets de la fermeture du barrage de Petit-Saut sur les jeunes poissons de la zone de la crique Vénus indiquent que lors de la mise en eau:

- Le patron d'apparition des jeunes a été fortement modifié.
- Le nombre de taxons correspondant à de jeunes stades a fortement diminué.
- La quantité de ces individus jeunes a elle aussi fortement diminuée.

Pour les poissons, les perturbations entraînées à l'aval par la mise en eau d'une retenue artificielle proviennent de la création d'une barrière infranchissable lors des migrations, des modifications du régime hydrologique et de la qualité de l'eau (Petts 1990). Une étude bibliographique a montré que parmi les espèces se reproduisant dans la partie dulçaquicole du fleuve Sinnamary, celles appartenant à au moins six genres sont susceptibles d'effectuer des migrations de reproduction de grande amplitude (Ponton & Tito de Morais, données non publiées). Il s'agit d'espèces des genres *Curimata*, *Leporinus*, *Triportheus*, *Cheirodon*, *Myelus*, et *Pimelodus*. Comme les données recueillies proviennent d'hydrosystèmes beaucoup plus vastes que celui du Sinnamary, il est difficile d'affirmer avec certitude que des espèces effectuaient de grands déplacements longitudinaux dans ce dernier avant la fermeture du barrage de Petit-Saut. L'étude d'impact de cet ouvrage n'aborde que succinctement le problème potentiel de l'effet de l'aménagement sur d'éventuelles migrations de reproduction des poissons (Électricité de France 1986). Par la suite, Tito de Morais et Planquette (Rapport final, Convention N° GP 1508 - 90073) ont observé de façon ponctuelle dans ce même fleuve des franchissements de saut par des individus appartenant aux genres *Deuterodon*, *Moenkhausia*, *Leporinus*, et *Bryconops*. Bien qu'un effet de la fermeture du barrage sur les migrations de reproduction de certaines espèces de poissons du fleuve Sinnamary ne soit pas à

exclure, il semble improbable qu'il puisse à lui seul expliquer le nombre plus faible de taxons et d'individus correspondant à de jeunes stades capturés dans la crique Vénus. Les espèces dont les jeunes étaient les plus abondants en 1992-93 sont en effet principalement des Characidae nains, c'est-à-dire des espèces peu enclines à effectuer des migrations longitudinales de reproduction. Les modifications de la qualité de l'eau dans le cours principal du fleuve suite à la fermeture du barrage (diminution de la concentration en O_2 , bloom d'algues, etc.) ne peuvent pas non plus à elles seules expliquer la diminution de la richesse et de l'abondance des jeunes dans la crique Vénus. Les valeurs des principaux paramètres physico-chimiques sont en effet pratiquement identiques d'une année sur l'autre (Tableau 3-2). Il semble donc plus probable que ce soit les modifications du régime hydrologique du fleuve à l'aval du barrage en 1994 (Figure 3-2) qui soient à l'origine des modifications observées dans l'apparition temporelle des jeunes, dans leur richesse et dans leur abondance.

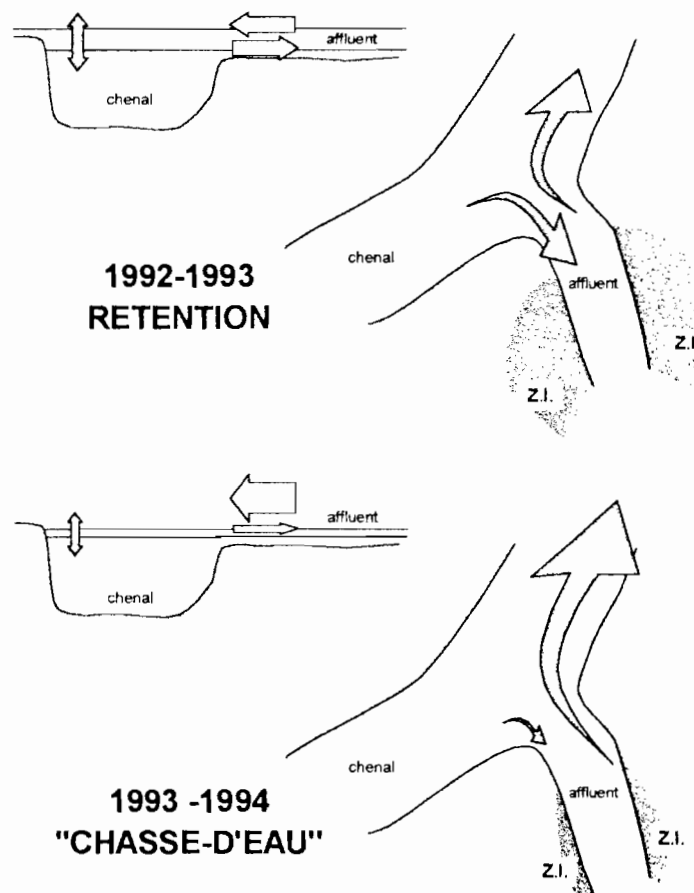


Figure 3-15: Hypothèse concernant le fonctionnement de la crique Vénus et de sa zone d'inondation associée en 1992-93 (fonctionnement non perturbé) et en 1993-94 (période de mise en eau). Voir explications dans le texte.

Une hypothèse peut être formulée quant au fonctionnement des affluents et de leurs zones d'inondation associées et aux conséquences de la profonde modification du régime du fleuve

Sinnamary à l'aval du barrage durant la phase de mise en eau (Figure 3-2). De manière simplifiée, on peut admettre qu'en régime non perturbé les crues du fleuve associées aux crues des affluents provoquent l'ennoiement des zones d'inondation (Figure 3-15). Le compartiment constitué par une crique et ses zones d'inondation associées fonctionnent alors au cours de la saison des pluies plutôt comme une zone de rétention pour les premiers stades de vie de plusieurs espèces de poissons. Durant la phase de remplissage de la retenue de Petit-Saut, seul un débit réservé de $100\text{m}^3.\text{sec}^{-1}$ a été maintenu à l'aval de l'ouvrage pendant une grande partie de la saison des pluies (Figure 3-2). Les crues des criques n'ont plus alors été compensées par l'augmentation du niveau du fleuve et la surface des zones inondées a été fortement réduite (Figure 3-15). Les poissons qui préfèrent les habitats de bordure, peu profonds et aux courants peu importants ne peuvent se maintenir dans des cours d'eau aux débits très variables (Bain et al. 1988). Dans la crique Vénus comme dans la plupart des cours d'eau ce sont principalement les juvéniles que l'on trouve dans ces types de micro-habitats, ce sont donc principalement les stades jeunes qui sont sensibles aux fortes variations de débit (Schlosser 1985). On peut donc penser que les affluents du Sinnamary du type de la crique Vénus ont plus fonctionné comme des "chasses d'eau" durant la saison des pluies et émettre l'hypothèse selon laquelle l'absence de zone de rétention explique la diminution du nombre de jeunes poissons capturés et la disparition de certains taxons des échantillons. Les fluctuations de niveau d'un cours d'eau sont très importantes pour le maintien de la diversité d'un peuplement piscicole en créant des habitats favorables à la survie des jeunes de différentes espèces (Schiemer & Zalewski 1992). C'est donc la quasi-absence de ces fluctuations durant la première année de mise en eau qui aurait provoqué la diminution de la diversité des jeunes stades de poissons à l'aval du barrage de Petit-Saut.

3.4.3 Peuplements de juvéniles en fin de saison des pluies à aval, dans le lac, et à l'amont

Les résultats des campagnes d'échantillonnage à la fin de la saison des pluies 1993 et 1994 confirment les observations effectuées sur le site de la crique Vénus. Moins de taxons correspondant à de jeunes stades et moins d'individus ont été capturés dans les dix criques échantillonnées après la fermeture du barrage. On peut donc penser que l'hypothèse de fonctionnement formulée plus haut est valable pour la plupart des affluents à l'aval de Petit-Saut.

Kinsolving & Bain (1993) ont montré que les peuplements de poissons se rapprochent de leur état initial au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la source de perturbation qu'est un barrage. A l'aval du barrage de Petit-Saut si le nombre de jeunes capturés par m^2 augmente bien de façon exponentielle avec la distance au barrage, aucune variation significative dans le nombre de taxons de jeunes capturés par m^2 n'est observée (Figure 3-12 et Tableau 3-6). Il semble donc plus probable que les différences observées dans les abondances proviennent de capacités d'accueil plus grande des affluents les plus éloignés du barrage.

Le peuplement de juvéniles de la retenue apparaît très différents de ceux des affluents de l'aval du barrage, de la tête de la retenue, ou de l'amont. Les zones de bordures du lac en fin de saison des pluies sont en effet beaucoup plus pauvres en nombre d'espèces de jeunes poissons et elles sont largement dominées par de jeunes Cichlidae et particulièrement par des jeunes *Aequidens guianensis*. L'utilisation par les jeunes poissons d'habitats différents de ceux prospectés et/ou une reproduction plus précoce de certaines espèces dans la retenue peuvent expliquer en partie la faible diversité observée. Ce ne sont en effet que des zones proches de l'ancien lit du fleuve qui ont été échantillonnées et seulement en fin de saison des pluies. Il n'en reste pas moins que les conditions extrêmes de la retenue ont pu agir comme un filtre vis-à-vis

de nombreuses espèces. Les stratégies de reproduction évoluées des Cichlidae ainsi que leur préférence pour des milieux calmes expliqueraient leur réussite dans la retenue.

3.5 Perspectives

Depuis la fermeture du barrage de Petit-Saut, le fleuve Sinnamary a subi de profondes modifications. Le régime hydrologique et la qualité des eaux à l'aval de l'ouvrage sont fortement modifiés et une retenue artificielle de grande taille a été créée. Seul l'amont est resté inchangé. Il est donc indispensable de continuer à étudier la structure et la dynamique des peuplements des premiers stades de vie des poissons en relation avec les conditions de milieu (type d'habitat, qualité de l'eau, régime hydrologique, etc.), et ceci à différentes échelles de temps et d'espace.

Les travaux qui seront menés dans les prochaines années en collaboration avec Sylvie Mérigoux, étudiante en thèse de l'Université Lyon I, ont pour but d'acquérir de meilleures connaissances des relations existant entre les traits biologiques des différentes espèces du Sinnamary et l'utilisation de l'habitat de leurs premiers stades de développement. L'hypothèse générale de travail est que "la variabilité spatio-temporelle du milieu peut expliquer la structure des communautés de juvéniles de poissons". Selon cette hypothèse, il existe une relation entre l'utilisation des différents habitats par les juvéniles et leurs traits biologiques. En d'autres termes, les espèces mettent en place des stratégies spécifiques d'utilisation des différents types d'habitats. Ce travail nécessitera une approche à des échelles spatiales et temporelles différentes: les trois secteurs amont retenue, aval retenue et retenue à l'échelle de l'année, les différents affluents étudiés pour les secteurs amont retenue et aval retenue à l'échelle du mois.

Ces recherches contribueront à l'identification de "descripteurs fonctionnels" (sensus Copp et al., 1991) de milieux d'un hydrosystème intertropical soumis aux perturbations d'un aménagement hydroélectrique. Ces descripteurs fonctionnels correspondront à différents stades de développement appartenant à différentes stratégies de reproduction et d'occupation de l'espace. En considérant les stratégies de vie on s'affranchira donc du cadre taxonomique propre à la Guyane et les "descripteurs fonctionnels" pourront ainsi être transposés dans d'autres milieux soumis à de telles perturbations.

Remerciements: Je tiens à remercier Nicolas Brehm, Jean-Claude Bron, Gordon H. Copp, Georges Elfort, Arnault Mallet, Stéphane Papet, Jean Raffray, Christelle Rouzeval qui ont à un moment ou à un autre participé au travail de terrain.

4. Adultes

4.1 Zonation longitudinale avant mise en eau de la retenue (L. Lauzanne & L. Tito de Moraes)

Les résultats du précédent rapport (Lauzanne *et al.*, 1993) sur les peuplements ichtyques du Sinnamary avaient conclu à la présence de trois zones faunistiques différentes le long du fleuve : estuaire, zone moyenne (jusqu'à saut Vata) et supérieure (de Vata à saut Parasol). Les travaux présentés ici précisent et complètent ces données. La faune ichtyque de l'estuaire n'étant pas prise en compte, nous appellerons ci-après « Basse » la zone en aval de saut Vata, « Médiane » la zone entre saut Vata et saut Takari Tanté et « Haute » la zone en amont de saut Takari Tanté.

4.1.1 Matériel et méthodes

Dans un souci d'homogénéité et pour permettre les études comparatives, la méthodologie employée pour le cours principal comme pour les affluents suit celle développée au cours des études précédentes. Nous renvoyons donc le lecteur pour le détail de la méthodologie à Lauzanne *et al.* (1993).

Les biefs ont été échantillonnés avec une batterie de filets maillants (de 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 50, 60, 70 mm de vide de maille). Une capture correspond à 24 heures de pêche de l'ensemble de la batterie.

Les rapides ont été échantillonnés à la roténone, la zone empoisonnée étant barrée par un filet de 5 mm de vide de maille. Une capture correspond à une séance d'empoisonnement soit 3 à 4 heures de présence et de récolte sur le site. Contrairement aux pêches à la roténone dans les criques, le filet de barrage n'est jamais laissé en place jusqu'au lendemain.

Les affluents (« criques ») ont été échantillonnés à la roténone en utilisant également un filet de barrage de 5 mm de vide de maille laissé en place pendant toute la nuit qui suit l'empoisonnement.

Le traitement standard des données (sur logiciel SAS, en collaboration avec Stéphane Brenier de l'Institut Universitaire de Technologie de Grenoble) comprend une analyse en composantes principales sur les tableaux de contingence (espèces/stations) suivie d'une analyse hiérarchique sur les coordonnées des espèces dans les plans factoriels pour permettre de dégager les associations existant entre les stations. En général deux critères d'agrégation ont été testés : association moyenne « average linkage » et association simple « single linkage » (Legendre & Legendre, 1984).

Les traitements statistiques ont été effectués séparément pour les trois ensembles de données (biefs, rapides, criques).

L'ensemble des données recueillies correspond à 148 captures (tous engins confondus) et à 31437 poissons récoltés (Tableau 4.1-1).

Nom des stations	Pos.	Type	Poissons	Captures
Bistouri Hoff	H	C	486	1
Bras cerdan	B	C	1523	5
Crique Anne	H	C	3409	3
Crique Claire	M	C	1924	4
Crique Didier	M	C	417	2
Crique Lambic	M	C	746	2
Crique Luzmila	H	C	180	1
Crique Tigre	M	C	334	1
Crique Vénus	B	C	287	8
Crique des Frères Anicet	H	C	247	1
Div. 1 de crique Anne	H	C	4210	3
Div. 2 de crique Anne	H	C	896	1
Diverticule Antonin	B	C	656	1
Diverticule Loubry	H	A	2425	2
Div. de Takari Tanté	M	D	118	1
Forêt inondée en amont de saut Dalles	H	F	1670	6
Forêt inondée en bordure de crique Anne	H	F	16	1
Forêt inondée en bordure de crique Marine	H	F	99	1
Mare à T. Tanté	M	D	19	1
Pri-pri Petit Tango	B	M	270	4
Saut Aimara	M	S	441	1
Saut Dalles	H	S	159	1
Saut Deux Roros	H	S	261	1
Saut Gérard	H	S	554	1
Saut L'autel	M	S	266	1
Saut Maipouri	H	S	276	1
Saut Parasol	H	S	646	2
Saut Patawa	M	S	281	1
Saut Takari Tanté	M	S	994	4
Saut Vata	M	S	628	1
Sinnamary près de Z.I. amont	H	B	1824	31
Sinnamary à Takari Tanté	M	B	646	8
Sinnamary à Vénus	B	B	3688	34
Sinnamary à saut Aimara	M	B	441	9
Sinnamary à saut Dalles	H	B	328	2
Sinnamary à saut L'autel	M	B	72	1
Total			31437	148

Tableau 4.1-1: Stations, position (**Haut** : en amont de Takari Tanté, **Médiane** : entre Vata et Takari Tanté, **Bas** : en aval de Vata - estuaire exclu), type (**Crique**, **Annexe**, **Forêt inondée**, **Divers**, **Marais**, **Saut** et **Bief**), nombre de poissons capturés en tout dans chaque station et nombre de captures dans chaque station (roténones et pêches au filet maillant).

4.1.2 Résultats

4.1.2.1 Cours principal

4.1.2.1.1 Biefs

Les captures au filet dans les biefs montrent une très grande homogénéité des captures en aval de saut Vata. Les captures de l'amont de saut Takari Tanté représentent soit un ensemble homogène, soit s'associent aux échantillons provenant des biefs situés entre Vata et Takari Tanté. A titre d'exemple, la Figure 4.1-1 montre les groupements obtenus sur trois facteurs de l'analyse en composantes principales selon les distances moyennes entre groupes.

Il n'est donc pas possible ici de distinguer entre les biefs en amont de Vata, alors que les stations de l'aval sont toujours plus proches d'elles-mêmes que des autres échantillons.

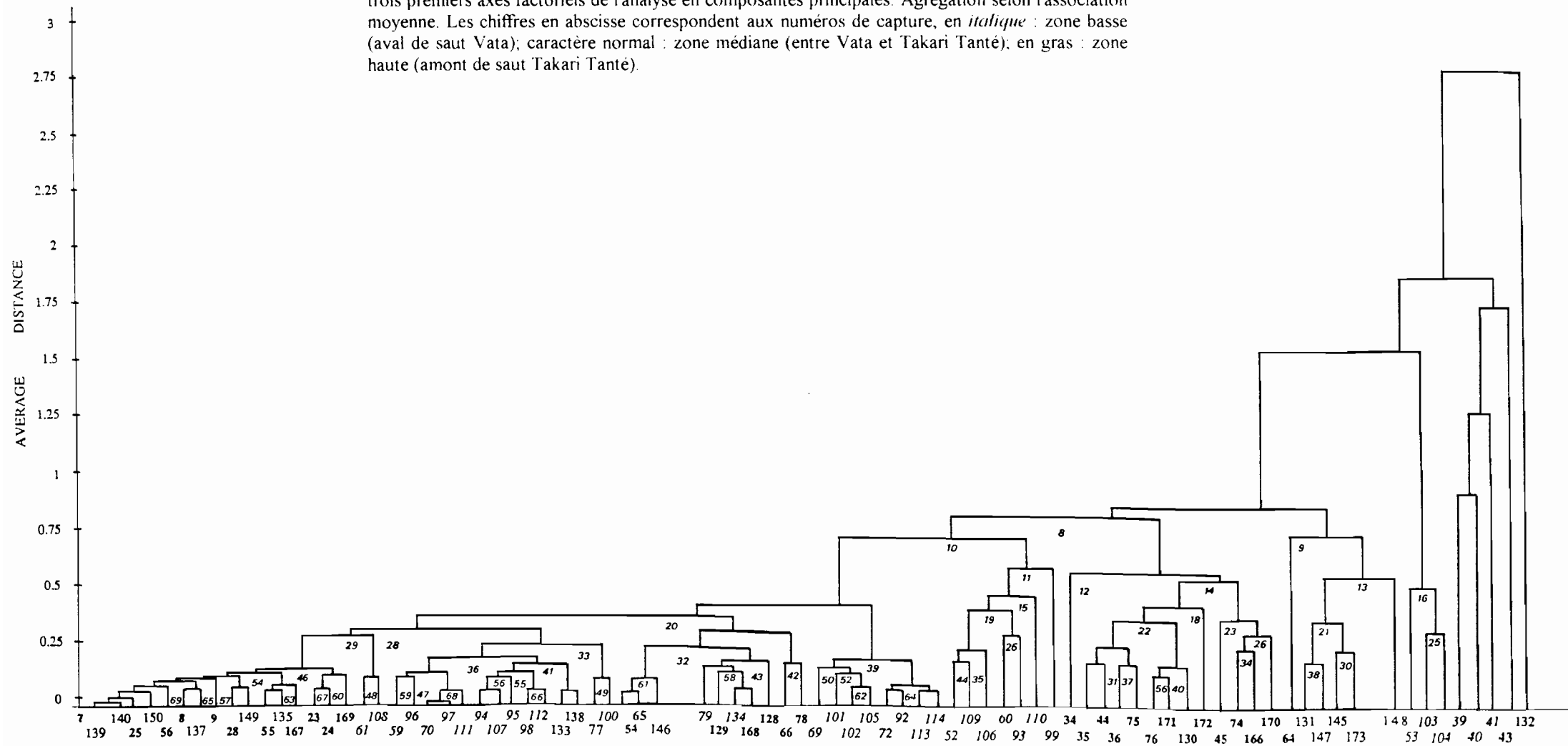
4.1.2.1.2 Rapides

Dix captures réalisées en saison sèche en novembre 92 (à l'exception de la station de saut Maïpouri n°91, échantillonnée en novembre 93), ont été traitées ici (Tableau 4.1-2). La numérotation des captures va de la station la plus aval (n°82 saut Vata) à la plus amont (n°91 saut Maïpouri).

Numéro de capture	Nom de la station	Surface (m ²)	Nb d'espèces	Nb. de poissons
82	Saut Vata	45	18	628
83	Saut Patawa	35	15	281
84	Saut L'autel	45	25	266
85	Saut Aimara	85	22	441
86	Saut Takari Tanté	30	17	110
87	Saut Dalles	50	17	159
88	Saut Deux Roros	45	18	261
89	Saut Parasol	45	27	541
90	Saut Gérard	60	22	554
91	Saut Maïpouri	90	12	276
82-91	Total rapides	-	49	3517

Tableau 4.1-2: Captures à la roténone dans les rapides en saison sèche.

Figure 4.1-1: Dendrogramme de l'analyse hiérarchique des coordonnées des stations ds biefs sur les trois premiers axes factoriels de l'analyse en composantes principales. Agrégation selon l'association moyenne. Les chiffres en abscisse correspondent aux numéros de capture, en *italique* : zone basse (aval de saut Vata); caractère normal : zone médiane (entre Vata et Takari Tanté); en gras : zone haute (amont de saut Takari Tanté).



Les analyses hiérarchiques ont été réalisées sur les coordonnées des stations dans l'espace factoriel de 2 à 6 dimensions (expliquant de 35 à 83 % de la variance). Aucune des analyses, tant sur les abondances que sur les densités (nombre d'individus récoltés par espèce divisé par la surface échantillonnée) n'a permis de mettre en évidence un quelconque patron de zonation longitudinale des peuplements de rapides.

A titre d'exemple, la Figure 4.1-2 présente le dendrogramme obtenu par agrégation moyenne sur les coordonnées des stations sur les deux premiers axes factoriels.

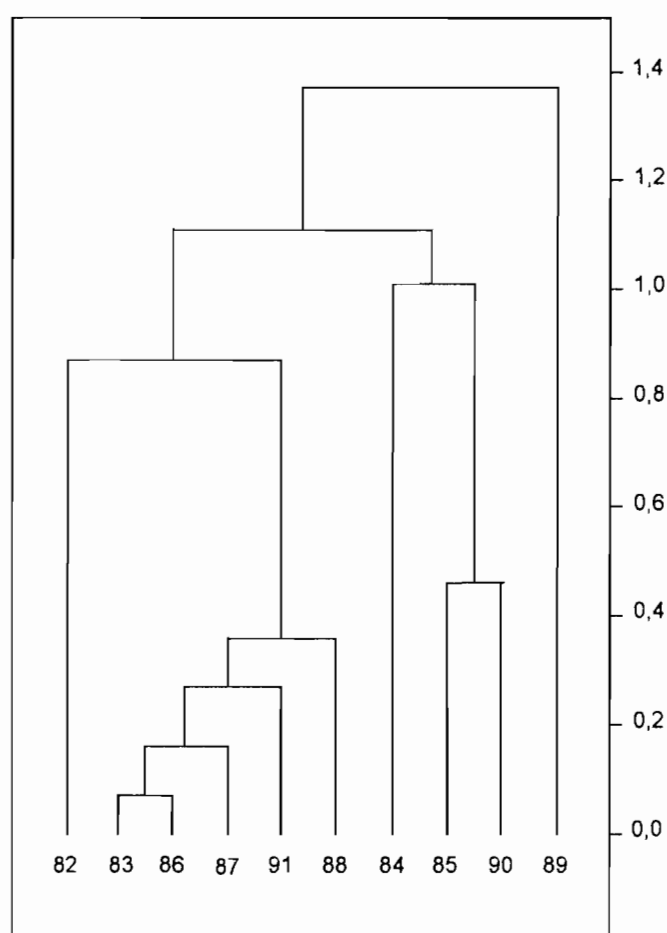


Figure 4.1-2: dendrogramme de l'analyse hiérarchique des coordonnées des stations de rapides sur les deux premiers axes factoriels de l'analyse en composantes principales. Agrégation selon l'association moyenne.

4.1.2.2 *Affluents*

Vingt-six échantillonnages (captures) à la roténone ont été réalisés dans 13 criques s'étageant depuis l'aval (crique Vénus) à l'amont (zone de saut Parasol).

Dès les premiers facteurs de l'analyse (deux premiers facteurs, expliquant 27% de la variance), trois groupes se détachent regroupant des stations de l'amont (H), du bas (B) et de la zone médiane (M). Il apparaît cependant que 13 stations (50%) ne se distinguent pas à ce niveau de précision (Figure 4.1-3). Si nous retenons 7 facteurs (expliquant 61% de la variance du tableau) (Figure 4.1-4) il apparaît que les stations de la zone médiane et du bas se regroupent de façon satisfaisante, les stations hautes étant plus hétérogènes bien que voisines entre elles. Certaines stations de la zone médiane se regroupent avec les échantillons de la zone haute. La station du Diverticule Antonin dont la composition spécifique s'apparente à la faune des pripris ne s'associe que peu avec les autres.

Ces analyses mettent en évidence le patron suivant (à l'exception du diverticule Antonin) :

Les criques en aval de saut Vata forment un groupe homogène.

Les criques de la zone médiane situées entre saut Vata et Takari Tanté ont une composition spécifique plus variable, avec un groupe très proche de celles des criques de la zone basse, et des stations plus hétérogènes et proches de la composition spécifique des criques situées en amont de Takari Tanté.

Les criques en amont de Takari Tanté forment le groupe le plus hétérogène, tout en étant en général plus proches d'elles mêmes que des stations plus basses.

Contrairement à ce qui est observé pour les biefs, il n'est pas possible ici de réaliser de regroupement entre les stations des criques médianes et amont. Au contraire, une grande partie des échantillons des criques en amont de Vata ont une composition spécifique proche des criques aval. Sans qu'il ne soit possible de mettre en évidence une zonation précise en fonction de la position de l'embouchure sur le gradient amont/aval la plupart (78%) des groupements de stations médianes ont des distances moyennes inférieures à 0,4.

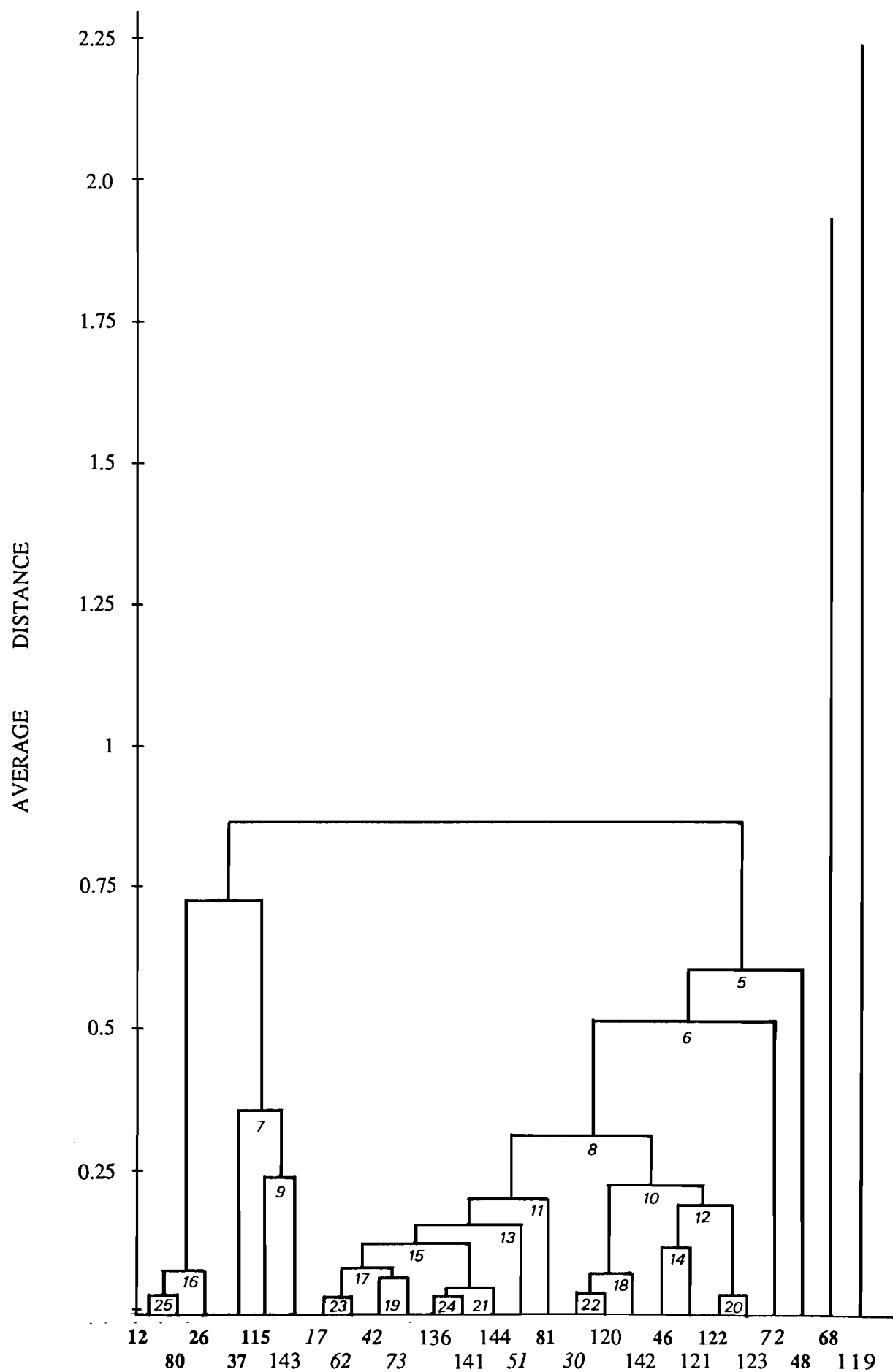


Figure 4.1-3: Dendrogramme de l'analyse hiérarchique des coordonnées des stations de criques sur les deux premiers axes factoriels de l'analyse en composantes principales. Agrégation selon l'association moyenne. Les chiffres en abscisse correspondent aux numéros de capture, en *italique* : zone basse (aval de saut Vata); caractère normal : zone médiane (entre Vata et Takari Tanté); en gras : zone haute (amont de saut Takari Tanté).

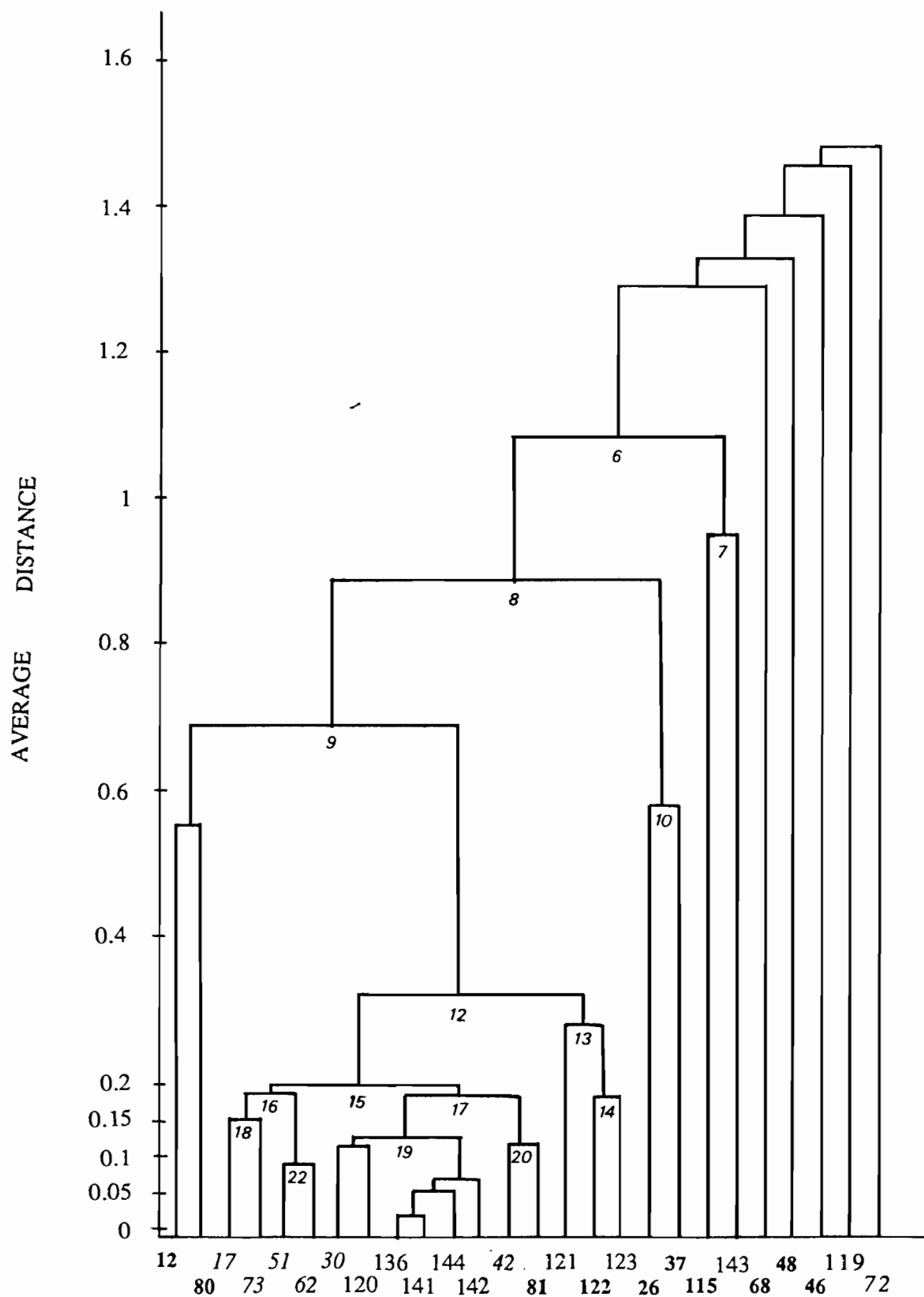


Figure 4.1-4: Dendrogramme de l'analyse hiérarchique des coordonnées des stations de criques sur les sept premiers axes factoriels de l'analyse en composantes principales. Agrégation selon l'association moyenne. Les chiffres en abscisse correspondent aux numéros de capture, en *italique* : zone basse (aval de saut Vata); caractère normal : zone médiane (entre Vata et Takari Tanté), en gras : zone haute (amont de saut Takari Tanté).

4.1.3 Conclusions

Il faut discuter de la zonation longitudinales des peuplements piscicoles du Sinnamary selon les trois grands types de systèmes qui y sont représentés : petits affluents (« criques »), rapides et biefs et du point de vue de la composition mais aussi de la richesse spécifique brute aux différentes échelles.

Le peuplement des criques présente une richesse spécifique décroissante avec le gradient amont-aval. La composition spécifique présentant également des changements qui permettent de définir trois zones : les criques « basses » de l'aval de Vata, les criques « moyennes » situées entre Vata et Takari Tanté et les criques « hautes » de l'amont de Takari Tanté.

Les rapides de la tête de bassin au dessus de saut Parasol apparaissent comme ayant une composition faunistique semblable à celle des autres rapides. Il n'apparaît donc pas de zonation longitudinale nette dans la composition ni dans la richesse spécifique brute des rapides en amont de Vata.

La séparation de la zone moyenne en « bas » et « haut » Sinnamary proposée par Boujard & Rojas-Beltran (1988) ne se justifie pas. La zone en aval de saut Vata apparaît comme parfaitement homogène du point de vue ichtyque tant en composition qu'en richesse spécifique.

Les biefs en aval de saut Vata se distinguent en revanche de l'ensemble des biefs amont par leur composition spécifique marquée par la remontée d'espèces de l'écotone estuarien. Saut Vata est en effet la première barrière d'importance sur le Sinnamary (3 marches de 2 à 3 m de chute).

En termes de richesse spécifique brute, il n'apparaît pas de différence marquée entre les biefs sur l'ensemble du cours du Sinnamary.

Ces observations rejoignent celles qui ont été faites pour de nombreux fleuves d'Afrique de l'Ouest (Welcomme, 1986 ; Sydenham, 1977 ; Mérona, 1981). Bien qu'un certain nombre d'observations sur la zonation longitudinale aient pu être faites en Afrique (Van Someren (1952) au Kenya ; Marlier (1954) au Congo ; Harrisson (1965) en Afrique du Sud et Hynes & Williams (1962) en Ouganda), Welcomme (1985) relève que dans la plupart des cas, dès que l'on s'adresse au potamon (qui compose la majeure partie de ces cours d'eau), les caractéristiques du milieu vont à l'encontre de l'établissement d'une zonation « tranchée ».

En effet, l'instar des fleuves d'Afrique de l'ouest, les fleuves sud américains comme le Sinnamary ne présentent aucune des caractéristiques traditionnellement avancées pour expliquer les variations longitudinales des peuplements en richesse spécifique (d'après Hugueny, soumis) :

- 1) Les variables corrélées ailleurs au gradient amont aval (vitesse du courant, nature du substrat, oxygène, etc) (Illies & Botosaneanu, 1963) présentent ici un spectre plus monotone (Richard, 1992).

- 2) La complexité de l'habitat, tenue pour diminuer vers l'aval (Gorman & Karr, 1978), reste partout élevée dans le Sinnamary.

3) La variabilité temporelle est tenue pour diminuer vers l'aval (Horwitz, 1978), alors que dans le Sinnamary (mesurée par la variabilité des crues) elle reste élevée en amont comme en aval.

4) Le passage d'une alimentation allochtone prépondérante à l'amont à une alimentation à dominante autochtone à l'aval qui est à la base du river continuum concept (Vannote *et al.*, 1980) ne semble pas s'observer dans les contenus stomacaux des principales espèces dans le Sinnamary dont l'alimentation resterait partout dominée par des sources extérieures (Horeau, comm. pers.).

Pour ce qui est des différences observées dans les compositions spécifiques, les hypothèses avancées s'appuient sur la présence ou absence de forêt, la structure de l'habitat, le courant et la nature du substrat à l'échelle locale (Welcomme & Mérona, 1988).

Ces deux derniers points semblent pouvoir être écartés pour les échelles d'analyse supérieures au « secteur » du fleuve ($>10^2$ m). En effet, les biefs de toutes les zones amont ont des compositions proches. Qu'il s'agisse de biefs de la partie située entre Vata et Takari Tanté (biefs « sous contrainte », avec peu de méandres, séparés par de nombreux rapides) que de la partie plus haute en amont de Takari Tanté, (biefs présentant plus de méandres, et peu de rapides).

Les données sur la structure de l'habitat n'ayant pas encore été dépouillées, nous considérerons ici seulement ce qui concerne la nature de la végétation ripicole. Dans les aires étudiées, la présence de forêt ripicole est constante, en revanche, les résultats déjà acquis (Tito de Morais *et al.*, sous presse) et ceux en cours de traitement (Tito de Morais, *et al.*, en prép.), montrent une forte corrélation entre les changements de la végétation ripicole et la composition spécifique des peuplements ichtyques à l'échelle de l'habitat (10^1 m) et une bonne concordance aux échelles supérieures, entre la zonation longitudinale des peuplements ichtyques et la succession des formations végétales (toutes deux peu marquées).

La partie supérieure du Sinnamary (en amont de saut Vata) serait donc un ensemble homogène pour ce qui est du cours principal alors que les affluents présentent un peuplement distinct selon qu'ils débouchent dans un bief situé entre Vata et saut Takari Tanté ou bien en amont de celui-ci.

Si le fleuve en amont de la retenue peut donc jouer le rôle de « réservoir » de biodiversité pour le lac, il nous semble particulièrement important de suivre le devenir des peuplements des criques qui y débouchent. Ces dernières présentant avant mise en eau un peuplement ichtyque distinct de celles de l'amont comme de celles de l'aval, les modifications qu'il sera possible d'y observer présenteront un double intérêt :

* Au titre de la sauvegarde de la biodiversité il sera important d'observer si les changements intervenus ne conduisent pas à des disparitions d'espèces dans les criques.

* Au plan théorique, le maintien d'un peuplement s'explique en partie par une succession de phénomènes d'extinctions locales et de recolonisations, la structure de l'habitat et les ressources disponibles déterminant quelles espèces colonisatrices survivent dans un lieu donné. Sous cette hypothèse, la modification des connexions et des possibilités d'échange avec les autres zones du fleuve et les autres criques aura certainement des répercussions profondes sur les parties des criques non touchées par la montée des eaux. Cette situation est donc tout particulièrement propice pour ce type d'études qu'il faut impérativement mener.

4.2 Evolution du peuplement piscicole dans la retenue (B. de Mérona).

4.2.1 Introduction

L'évolution de la qualité de l'eau dans la retenue est suivie par le laboratoire d'Hydrobiologie de Petit-Saut (Grégoire, 1995). Moins de 15 jours après la fermeture du barrage le 6 janvier 1994 le taux d'oxygène dans l'hypolimnion était à zéro très probablement du fait de la décomposition de la litière récemment inondée. En revanche, dans les premiers mètres de surface, le taux d'oxygène est resté satisfaisant mais variable, le plus souvent supérieur à 2 mg/l. Cette observation est probablement le fait d'une production d'oxygène par des algues filamenteuses que l'on pouvait observer accrochées aux troncs des arbres sur toute la surface de la retenue. Ainsi les variations sont observées entre le jour et la nuit et entre les jours ensoleillés et les jours pluvieux. Dans la zone proche du barrage le taux d'oxygène en surface peut descendre en dessous de 1 mg/l. Il est vraisemblable qu'il existe aussi des différences locales qui permettraient aux poissons d'éviter les concentrations d'oxygène impropres à leur survie. En ce qui concerne la température, on observe une forte thermocline à une profondeur de 5 à 10 m. De 27 à 28° en surface, la température descend à 24 à 25° au fond. L'existence de cette thermocline peut expliquer les épisodes de mortalité en masse de poissons observées en novembre 1994 au moment où de fortes pluies sont tombées sur certaines zones du lac de retenue. L'eau de pluie, plus froide provoque une remontée des couches profondes désoxygénées. En dehors de ces épisodes qui ont été limités, le milieu créé était donc favorable au développement de populations de poissons.

Dans ce contexte nous nous proposons d'apporter des éléments permettant de tester un certain nombre d'hypothèses:

- du fait de l'inondation, de grandes quantités de matière organique sont disponibles dans le milieu pour les poissons et donc la production de poissons doit être supérieure dans le lac que dans la rivière avant barrage,

- le lac est un milieu plus homogène que la rivière, beaucoup d'espèces présentes dans la rivière devraient disparaître dans le lac et la diversité devrait ainsi diminuer.

4.2.2 Matériel et méthodes

4.2.2.1 Technique de prélèvement

La méthode de pêche utilisée est celle des filets maillants. Nous utilisons une batterie de 10 filets de mailles croissantes entre 10mm entre noeuds et 60 mm entre noeuds. Tous les filets ont la même dimension de 25m de long posés et d'environ 2,50 m de hauteur. Les filets sont posés en fin d'après-midi vers 17h et sont relevés le matin à partir de 8h.

Des essais de pêche de jour ont montré que l'information additionnelle apportée par ces captures était négligeable.

4.2.2.2 Stratégie d'échantillonnage

Trois zones de pêche ont été sélectionnées *a priori* pour représenter les différents états de la retenue au cours de la mise en eau (Figure 4.2-1).

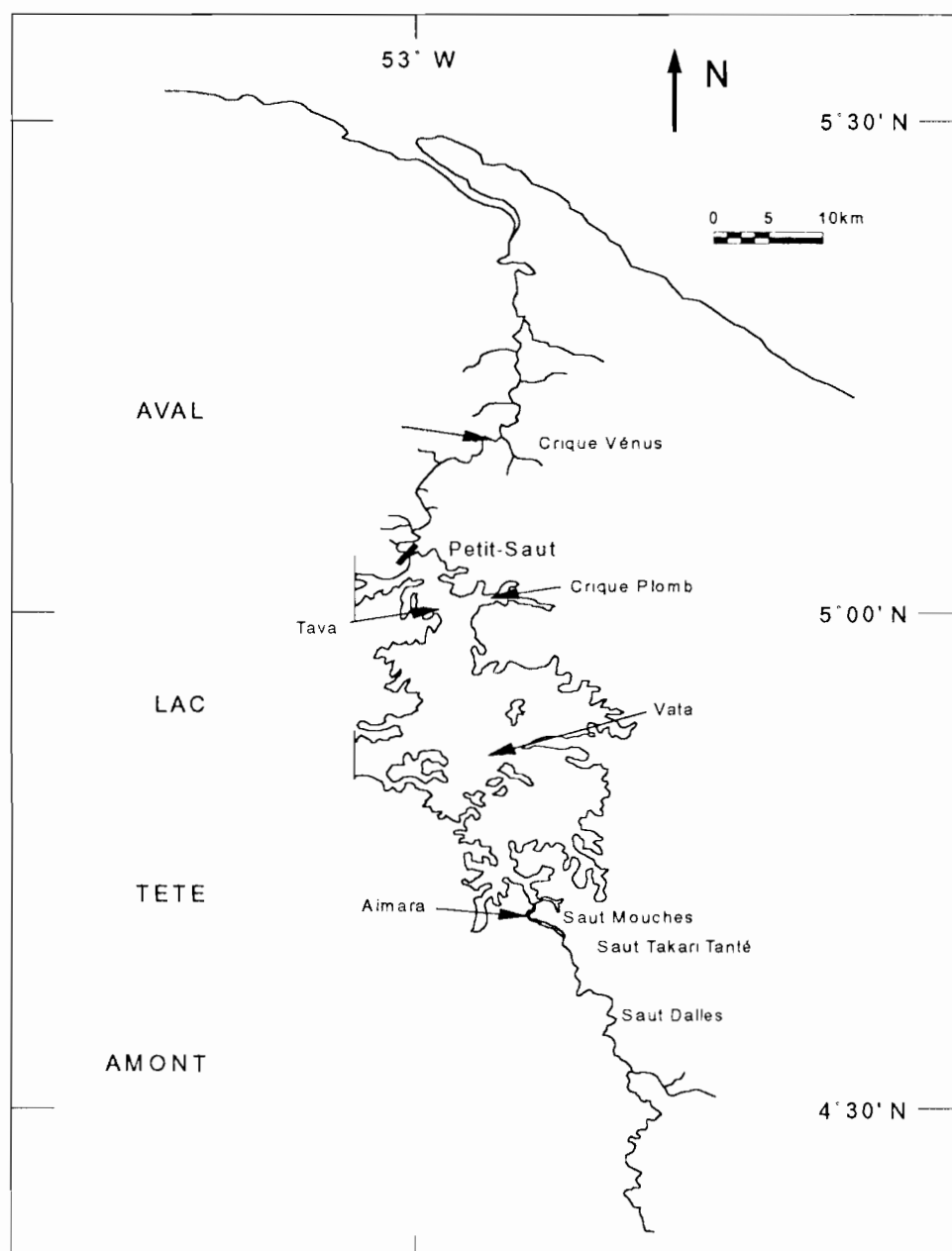


Figure 4.2-1. Localisation des zones d'échantillonnage dans le lac de retenue de Petit-Saut

La première est située à une dizaine de km en amont du barrage, à proximité de l'embouchure de la crique Plomb. Elle représente la zone basse de la retenue, la première à avoir été inondée. La deuxième est la zone de l'ancien saut Vata à quelques 40 km du barrage. Elle représente la zone moyenne de la retenue. Enfin la zone du front de progression de l'inondation est prospectée. Sa position est donc variable dans le temps. En janvier il s'agissait de la portion immédiatement en aval de Saut Vata, en février, en aval de Saut Nacibo, en mars et en avril, en

aval de Saut L'autel, en mai, en aval de Saut Coumarou et à partir de juin, en aval de Saut Aimara.

Dans chacune des zones de la retenue, on échantillonne deux habitats différents: l'un sous couvert végétal et l'autre en milieu ouvert. L'habitat sous couvert a évolué au cours des observations: au début de l'année, les arbres avaient encore toutes leur feuilles et le milieu était donc fermé, ne recevant que peu de soleil et encombré de feuillage submergé ; à mesure que les arbres mourraient sous l'effet de l'inondation prolongée, ils ont perdu leurs feuilles, de nombreuses branches se sont cassées et le milieu est devenu progressivement plus ouvert. Au front deux échantillons sont également prélevés mais dans le même type d'habitat -- les milieux marginaux aux endroits où le courant est faible à nul --, seul milieu échantillonnable aux filets maillants.

Chacune des zones a été visitée mensuellement entre janvier et juin 1994, en août 1994 et mensuellement entre octobre et décembre 1994. En janvier deux stations seulement ont été échantillonnées et ont été considérées comme faisant partie du front du fait de l'existence de fort courant dans les deux. En février seuls les habitats sous couvert ont été échantillonnés dans le lac. Enfin en juin la zone centrale du lac n'a pu être échantillonnée pour des raisons matérielles.

4.2.2.3 Traitement du matériel biologique

Les poissons capturés, sont séparés par filet de maille donnée pour être traités au laboratoire de campagne. Les informations recueillies sont les suivantes:

- - détermination au niveau spécifique,
- - mesure de la longueur standard,
- - pesée individuelle éventuellement sur un sous-échantillon lorsque leur nombre est grand,
- - détermination du sexe et du stade sexuel sur un sous-échantillon, (l'échelle utilisée est la même que celle adoptée lors des études préliminaires)
- - examen à l'oeil nu du contenu stomacal sur un sous-échantillon (lorsque le contenu n'est pas identifiable à l'oeil nu, il est ramené au laboratoire pour examen sous la loupe binoculaire.

4.2.2.4 Traitement des données

Les informations ainsi récoltées sont ensuite saisies sous un logiciel de base de données (FoxPro), vérifiées et codifiées. Les informations sont extraites par le logiciel statistique SAS sous Unix pour la confection des tables synthétiques de captures, de structure en taille, de répartition temporelle des stades sexuels, de régime alimentaire. Des analyses multivariées des correspondances sont passées sur les tableaux de captures spécifiques en vue de déterminer l'organisation spatio-temporelle des peuplements. Pour ces analyses nous n'avons considéré que les espèces dont l'abondance représente plus de 1 p. 1000 de la capture totale. On utilise pour ces traitements le logiciel ADE (Chessel et Doledec, 1993).

4.2.3 Répartition, organisation et caractéristiques des peuplements

4.2.3.1 Organisation générale

Durant la période, 18446 poissons appartenant à 63 espèces ont été capturés dans 49 échantillons (Annexe 4.1). L'analyse des correspondances du tableau réduit aux espèces communes (29 espèces) fait apparaître un schéma net de répartition des peuplements (Figure 4.2-2). Les trois premiers axes de l'analyse extraient près de 50% de la variabilité totale (48,95%), les axes suivants expliquant chacun moins de 10%. Le premier axe est visiblement lié à la différence entre milieu lotique des échantillons du front et milieu lentique de ceux du lac. Il y a deux exceptions. L'une concerne un échantillon fait en janvier à une dizaine de km en aval du front, dans une zone où le courant était encore présent et qui peut donc être considérée comme appartenant au front. L'autre est un prélèvement dans la zone centrale en février sous couvert végétal. Il s'agit bien là d'un milieu lacustre mais très tôt après sa formation et il est vraisemblable que les peuplements de poissons ne se soient pas encore transformés. De la même manière, selon l'axe 1 les échantillons dans le lac en février et en mars sont plus proches de ceux du front que de ceux du lac après avril.

Les espèces correspondant à cette répartition des peuplements dans un gradient rivière-lac sont d'une part les *Moenkhausia spp.*, *Pimelodella cristata*, *Astyanax polylepis*, *Leporinus granti*, *Auchenipterus muchalis*, *Myelus ternetzi*, *Bryconops spl* et *Acestrorhynchus microlepis* pour la rivière et d'autre part *Parauchenipterus galeatus*, *Cyphocharax sp.*, *Charax gibbosus*, *Hypostomus plecostomus*, *Hoplias malabaricus*, *Leporinus friderici*, *Triporthus rotundatus* et *Astyanax bimaculatus* pour le lac.

L'axe 2 quant à lui est visiblement lié à un phénomène saisonnier. Celui-ci est beaucoup plus marqué sur les échantillons du front que sur ceux du lac. Il est clair que le milieu abritant les poissons au front est beaucoup plus variable saisonnièrement que celui du lac. Dans ce dernier cas, seuls les échantillons antérieurs à mai montrent une réelle différence de position en fonction du mois de prélèvement. Il faut remarquer que cette organisation saisonnière des peuplements ne semble pas traduire une relation directe avec le débit de la rivière qui présente une distribution bimodale avec un pic en janvier-février et un autre en mai juin (Figure 4.2-3). Elle est plutôt le reflet d'une réaction des peuplements au début de la montée des eaux qui intervient en début d'année.

L'axe 3 (non représenté) est lié à l'abondance particulière de *Pimelodella gacilis* dans un échantillon collecté dans la partie basse du lac en février.

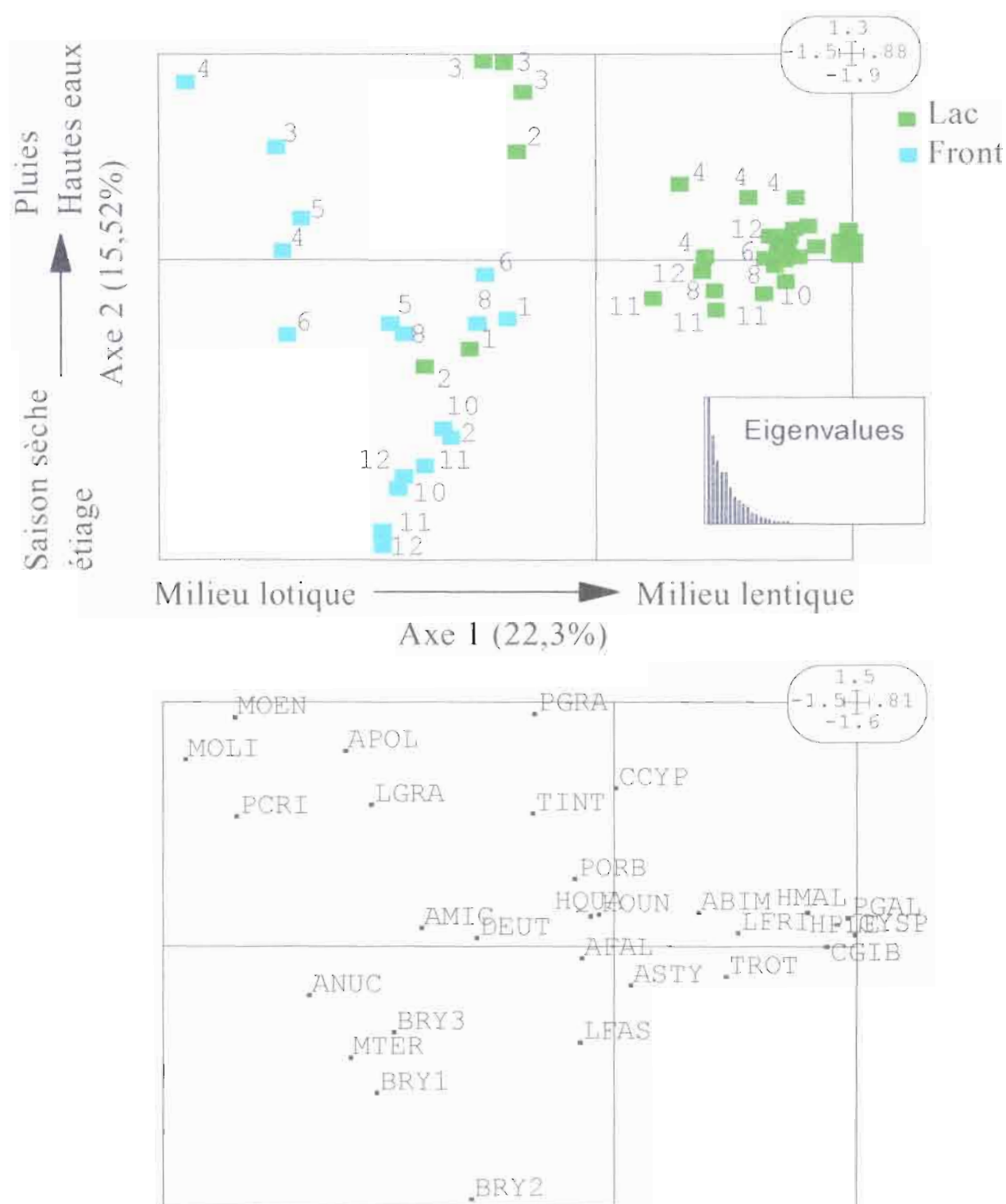


Figure 4.2-2. Projection des échantillons et des espèces dans le plan 1-2 de l'analyse des correspondances passée sur le tableau des captures numériques réduit aux espèces représentant plus de 1 p. 1000 de l'effectif total. Les numéros accompagnant les points correspondent aux mois de prélèvement. La signification des abréviations utilisées pour les espèces est portée en annexe 4.2

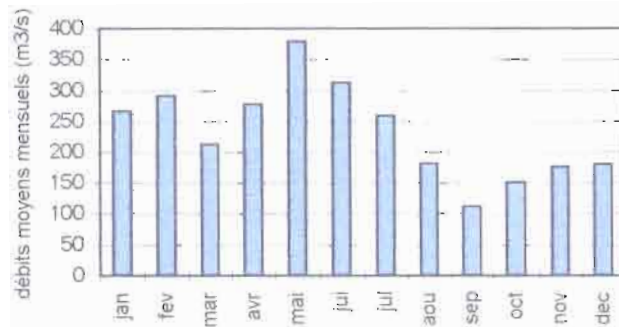


Figure 4.2-3. Variations du débit moyen mensuel entrant dans la retenue

4.2.3.2 Peuplement et habitat

En vue de détecter d'éventuelles influences de l'habitat ou de la position dans le lac sur les peuplements, une autre analyse des correspondances a été passée sur le tableau des échantillons collectés dans le lac. L'analyse a donc portée sur 30 échantillons et les mêmes 29 espèces. les trois premiers axes extraient près de 60% de la variabilité totale (59,38%) (Figure 4.2-4). L'examen de la distribution des points échantillons dans le plan 1-2 comme dans le plan 1-3 (non représenté) ne fait pas apparaître de structure liée tant à l'habitat qu'à la position dans le lac. Comme dans l'analyse précédente, la plus grande variabilité est liée aux différences saisonnières. L'axe 1 sépare les échantillons de février et mars et l'axe 2 ceux de mai. Il semble donc qu'il y ait une répartition homogène des espèces dans l'ensemble du lac et, pour la suite des traitements non considérerons donc tous les échantillons collectés dans le lac à une période donnée comme un échantillon unique.

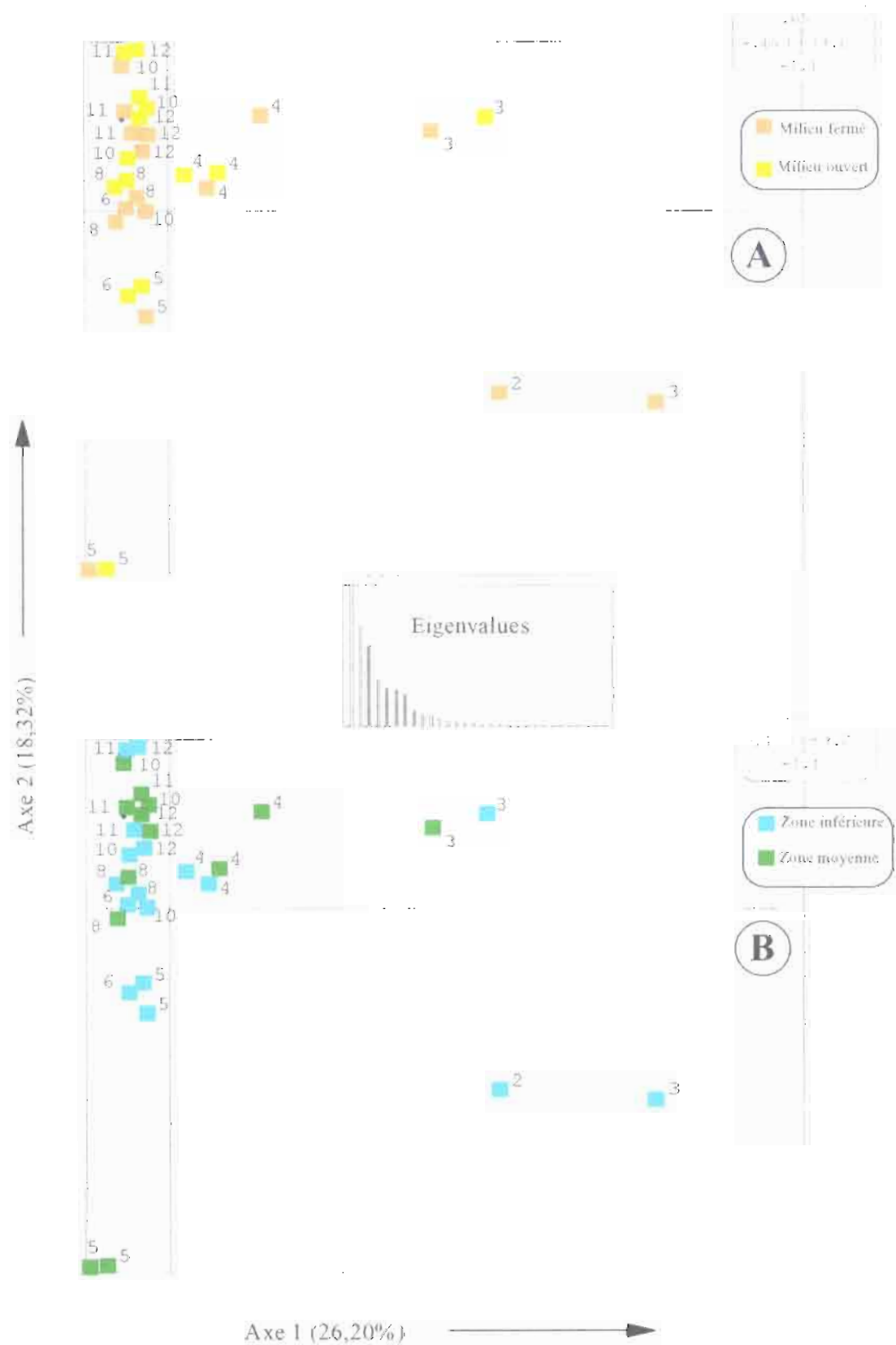


Figure 4.2-4. Projection des échantillons dans le plan 1-2 de l'analyse des correspondances du tableau des captures dans le lac. A : différenciation des deux habitats. B : différenciation des deux zones.

4 2 3.3 Abondance et densité

Les variations temporelles de l'abondance en poissons est montrée dans la Figure 4.2-5. Au front le niveau des captures suit une courbe en cloche comme c'était le cas dans la rivière avant mise en eau. Il est maximum pendant la saison des pluies et des hautes eaux entre mars et juin, puis diminue pour atteindre un minimum en décembre. Cette évolution est vraisemblablement due à l'arrivée dans la pêcherie des jeunes recrues nées au début de la saison des pluies en décembre-janvier. Dans le lac, après une période de deux mois de captures particulièrement faibles probablement dues à la grande expansion des milieux sous l'effet de l'inondation progressive du lac, les captures suivent la même évolution générale que celles au front. Elles augmentent régulièrement jusqu'au mois d'août. Elles diminuent ensuite jusqu'en décembre mais se maintiennent à un niveau élevé. Il est notable que dès le mois de juin les captures par unité d'effort dans le lac sont significativement supérieures à celles obtenues au front. Même si l'on suppose que la capturabilité des poissons par les filets maillants est inférieure dans la rivière que dans le lac, ces captures importantes permettent d'affirmer que l'abondance en poissons dans le lac est très élevée. En effet si les captures pondérales par unité d'effort représentent un indice de densité des poissons dans une zone de quelques centaines de m², l'abondance totale est théoriquement obtenue en divisant cette

capture par le coefficient de capturabilité (faible pour les filets maillants) et en la multipliant par la superficie habitable du lac (car seule la couche superficielle permet la colonisation par les poissons). Il y a donc eu dès les premiers mois d'inondation, reproduction de certaines populations de poissons et une importante survie juvénile.

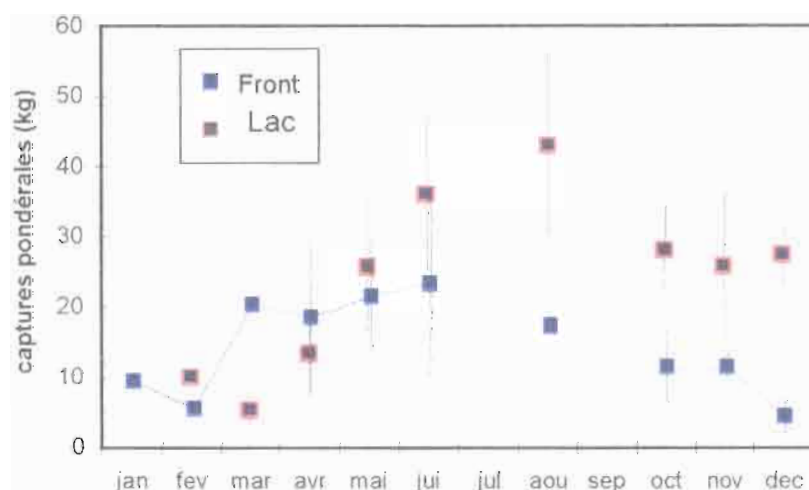


Figure 4.2-5. Variations temporelles de la capture par unité d'effort dans les échantillons. Les barres verticales correspondent aux écarts type de la moyenne.

L'examen des variations du poids moyen des individus dans les échantillons confirme la présence en mars de poissons de petite taille (Figure 4.2-6). Dès le mois d'avril les poissons sont en moyenne plus gros dans le lac qu'au front.

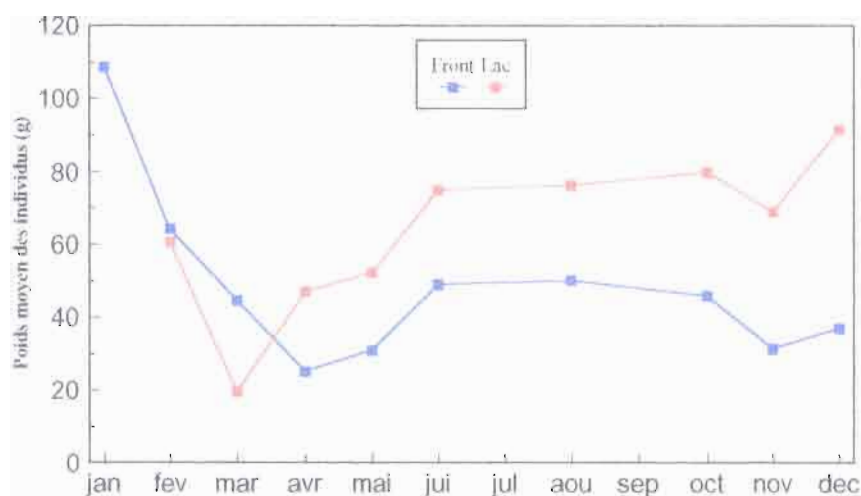


Figure 4.2-6. Variations temporelles du poids moyen des individus dans les échantillons

4.2.3.4 Structure trophique des peuplements

En vue de déterminer la structure trophique des peuplements un total de 536 estomacs appartenant à 35 espèces ont été examinés. Les résultats apparaissent dans le Tableau 4.2-1.

Afin de compléter cette liste nous avons attribué un type de régime à quelques espèces dont l'alimentation est connue par ailleurs. Ce sont:

- - des ichthyophages: *Hoplerithrinus unitaeniatus* (HOUN), *Crenicichla saxatilis* (CSAX),
- - des végétariens: *Leporinus granti* (LGRA), *Myleus spp.*, *Moenkhausia surinamensis*,
- - des détritivores: *Cyphocharax helleri*, *Curimata cyprinoides*, *Hypostomus plecostomus*.

	det	alg	veg	insecte	poi	invert	vert
ICHTYOPHAGES							
AFAL	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00
AMIC	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00
HAIM	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00
PORN	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00
SMAC	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00
HMAL	0.00	0.00	0.00	0.00	94.12	5.88	0.00
CGIB	0.00	0.00	0.00	5.71	94.29	0.00	0.00
VEGETARIENS							
ABIM	0.00	0.00	75.00	12.50	12.50	0.00	0.00
ABRE	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00	0.00	0.00
DEUT	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00	0.00	0.00
LGRA	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00	0.00	0.00
MOEN	0.00	0.00	75.00	25.00	0.00	0.00	0.00
MRHO	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00	0.00	0.00
MTER	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00	0.00	0.00
LFAS	0.00	0.00	80.00	20.00	0.00	0.00	0.00
INSECTIVORES							
ANUC	0.00	0.00	0.00	81.82	0.00	18.18	0.00
MCOL	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00	0.00
PSAV	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00	0.00
TINT	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00	0.00
INVERTIVORES							
GCAR	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00
GSTE	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00
LGRA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00
PCRI	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	100.00	0.00
PGRA	0.00	0.00	0.00	31.58	0.00	68.42	0.00
OMNIVORES							
PGAL	3.76	0.00	16.54	34.59	23.31	20.30	1.50
LFRI	0.00	3.23	70.97	16.13	0.00	9.68	0.00
BRY2	0.00	0.00	25.00	67.31	0.00	7.69	0.00
PORB	0.00	0.00	25.00	66.67	0.00	8.33	0.00
APOL	0.00	0.00	50.00	25.00	25.00	0.00	0.00
BRY1	0.00	0.00	34.78	60.87	0.00	4.35	0.00
BRY3	0.00	0.00	33.33	53.33	0.00	13.33	0.00
MOLI	0.00	0.00	20.00	40.00	0.00	20.00	20.00
TROT	0.00	0.00	60.00	33.68	0.00	6.32	0.00
HQUA	0.00	0.00	27.78	0.00	0.00	72.22	0.00
DETRITIVORES							
CYSP	100.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Tableau 4.2-1: Pourcentages d'occurrences relatives des principaux types d'aliments rencontrés dans les estomacs des espèces pêchées dans le lac.

Basée sur cette classification la structure trophique des peuplements est obtenue en sommant les biomasses de toutes les espèces correspondant à un type alimentaire dans l'échantillon (Figure 4.2-7 & Figure 4.2-8).

L'examen de ces figures fait apparaître d'abord que les espèces pour lesquelles nous ne disposons pas d'information de régime représentent en biomasse une proportion négligeable des échantillons en dépit de leur nombre élevé (30).

Un fait remarquable est la variation saisonnière marquée de la structure trophique au front de la retenue. Dans ce milieu, la proportion d'ichtyophages augmente au cours de la saison des pluies pour être maximum au mois de juin. Il est vraisemblable que la saison de montée des eaux représente pour les populations d'ichtyophages une période particulièrement favorable à leur développement. En effet, la plupart des espèces se reproduisent au début des pluies et dans un milieu confiné comme celui de la rivière, les jeunes sont des proies abondantes. En dehors des mois de maximum de crue, ce sont les omnivores qui dominent le peuplement. Dans le lac, au contraire, on observe une remarquable constance dans la structure trophique des échantillons. La grande expansion des milieux au cours de l'inondation a dû permettre une protection satisfaisante des individus proies. Dans ce milieu lacustre les omnivores sont toujours très dominants et on note la quasi absence d'insectivores stricts. En revanche il y a plus de détritivores que dans la rivière probablement à cause de l'étroitesse de la couche oxygénée qui oblige ces poissons benthiques à coloniser les eaux de surface en se nourrissant des dépôts sur les substrats.



Figure 4.2-7. Evolution de la structure trophique des peuplements au front de la retenue

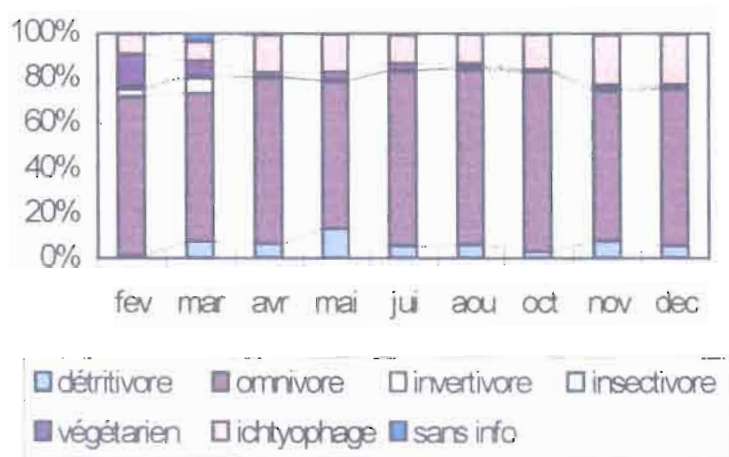


Figure 4.2-8. Evolution de la structure trophique des peuplements dans le lac de retenue.

4.2.3.5 Peuplement et reproduction

L'examen de l'évolution temporelle du pourcentage d'espèces matures dans les échantillons (fig. 4.2.10) montre qu'il existe une longue saison de reproduction pendant toute la durée de la crue c'est à dire de novembre à mai avec de plus un important pic de maturation en novembre 1994 correspondant aux premières grosses pluies de la saison. Il y a deux différences essentielles entre la situation du front et celle du lac. D'une part, au début de l'inondation, il y a un déficit d'espèces matures dans le lac. Ce déficit est ensuite compensé par une plus grande proportion d'espèces matures en mai et juin. Ceci pourrait signifier qu'il y a eu un certain retard dans la reproduction des poissons dans le lac récemment inondé. Par ailleurs, après le pic de maturation en novembre 1994, la proportion d'espèces matures diminue fortement en décembre alors que les pluies ont momentanément cessé. En revanche, dans le lac, le phénomène de maturation intensive continue en décembre où l'échantillon contient près de 60% d'espèces matures.

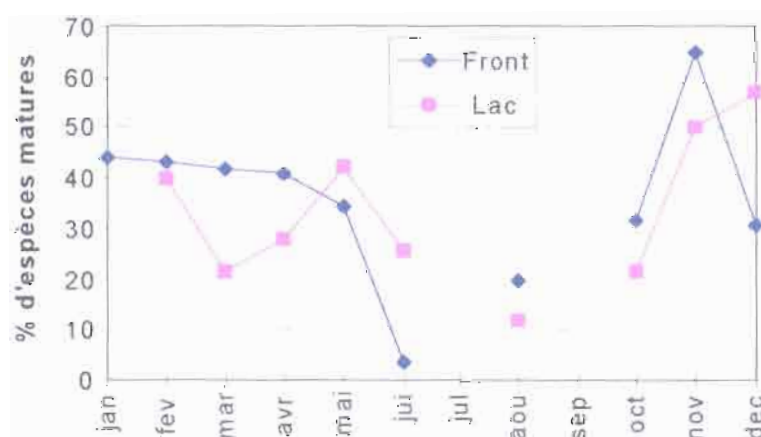


Figure 4.2-9. Evolution temporelle de la proportion d'espèces matures dans les échantillons.

4.2.3.6 Caractéristiques des peuplements

La richesse spécifique est plus faible dans le lac qu'au front au début de l'inondation (Figure 4.2-10). Par la suite elle se maintient dans le lac alors qu'elle diminue au front pendant tout l'étiage. Il existe cependant d'importantes différences d'un échantillon à l'autre à la même saison, probablement à cause du grand nombre d'espèces rares dont la capture est hasardeuse dans les échantillons. Ainsi la richesse moyenne sur l'année dans le lac (20.6) n'est pas statistiquement différente de la richesse moyenne au front (19.2). L'indice de diversité de Shannon quant à lui est le plus souvent supérieur au front que dans le lac (Figure 4.2-11). Dans le lac, certaines populations comme *Parauchenipterus galeatus* ou *Cyphocharax sp.* présentent un développement explosif, deviennent très dominantes dans le peuplement et provoquent une baisse de la diversité.

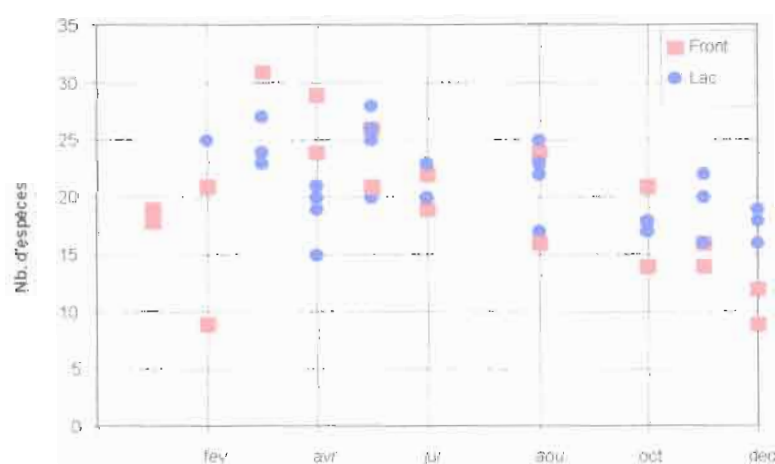


Figure 4.2-10. Richesse spécifique dans les échantillons individuels.

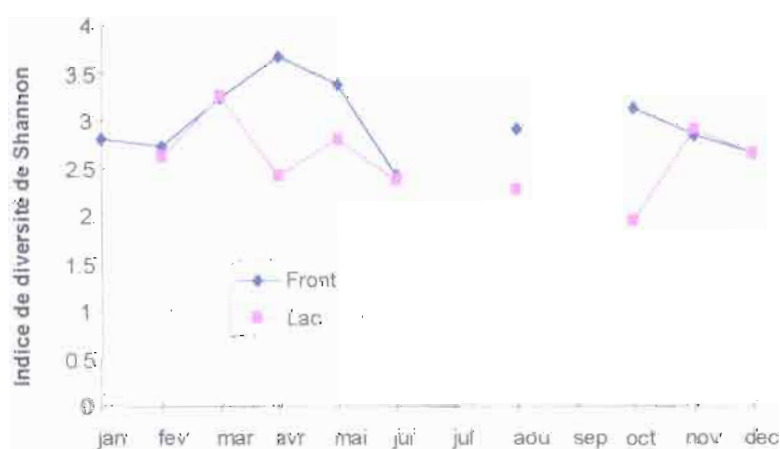


Figure 4.2-11. Variations temporelles de l'indice de diversité de Shannon des échantillons

4.2.4 Bio-écologie des populations

4.2.4.1 Reproduction

Toutes les espèces étudiées semblent présenter une reproduction étalée dans le temps (Figure 4.2-12). Il existe cependant des différences de stratégie entre espèces. Ainsi, *Acestrorhynchus falcatus* et *Triportheus rotundatus* au front paraissent n'avoir qu'une saison de reproduction en début d'année alors que chez *Auchenipterus nuchalis*, *Bryconops sp.2* et *Acestrorhynchus microlepis* des individus matures sont observés tout au long de l'année. Dans le lac la saison de reproduction des espèces saisonnières s'est allongée au début de l'année 1994 et pour la plupart des espèces étudiées la maturation a été pratiquement continue (Figure 4.2-12 & Figure 4.2-13). Aux mois de novembre et décembre l'activité de maturation est très intense pour 7 des 9 espèces étudiées. Ce phénomène ne se retrouve au front que chez une seule espèce : *Auchenipterus nuchalis*.

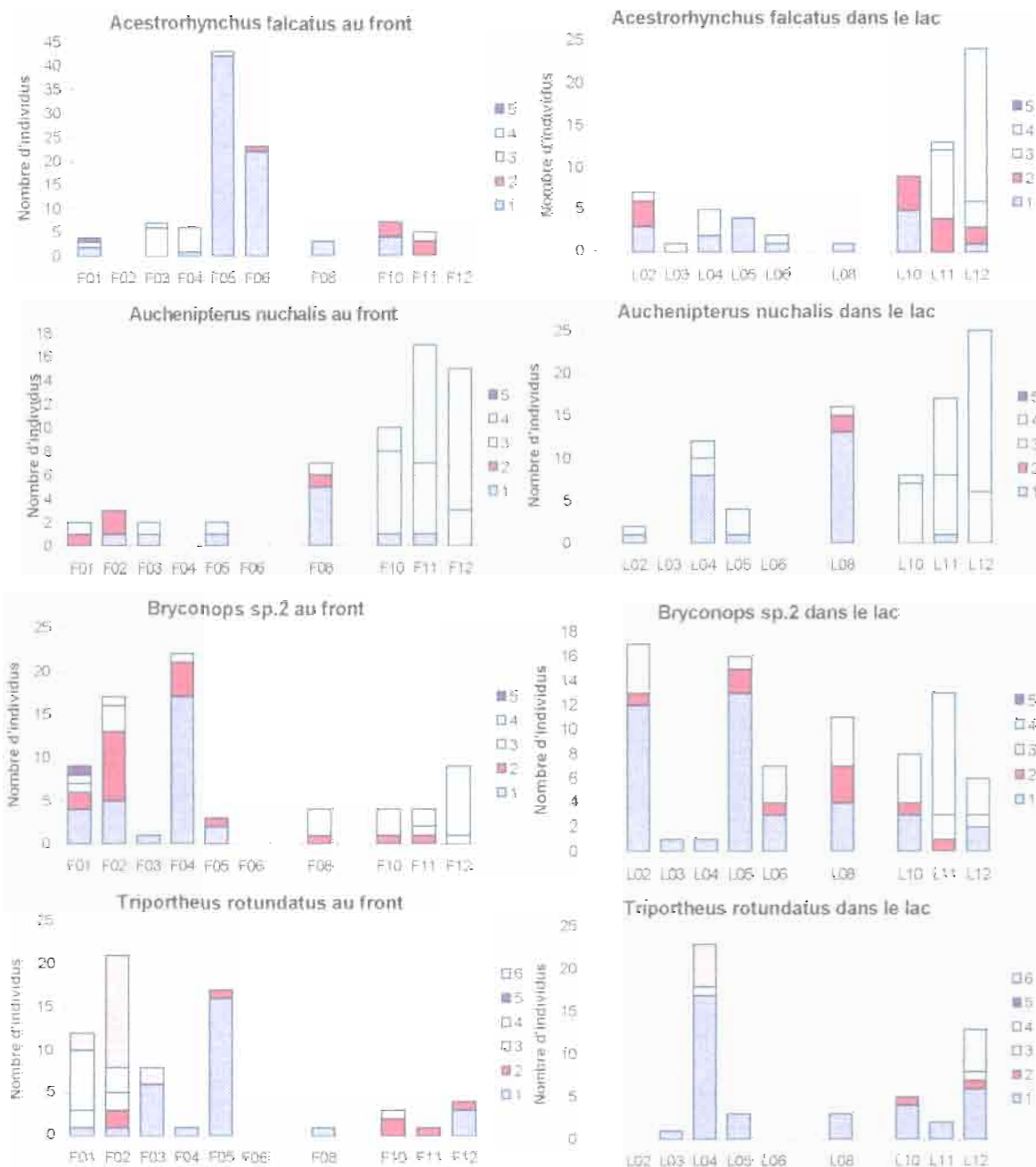


Figure 4-2-12 Evolution comparée de la maturité sexuelle chez quelques espèces au front et dans le lac.

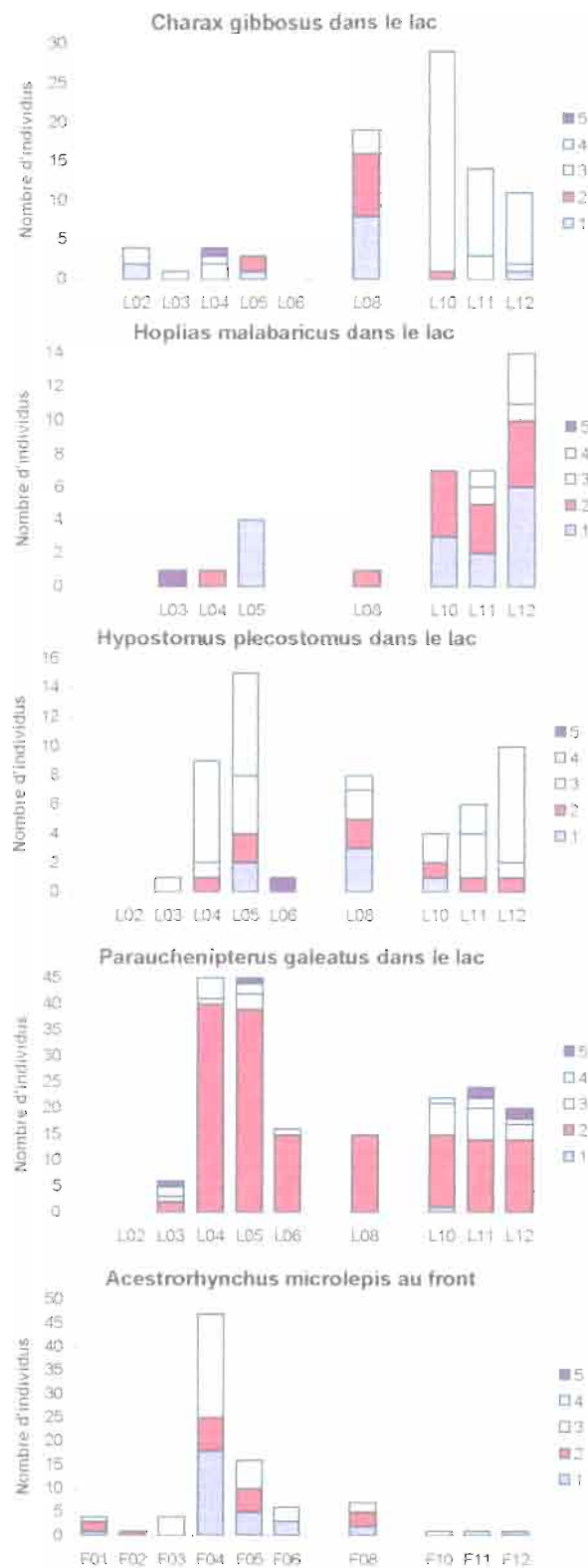


Figure 4 2-13 Evolution de la maturité sexuelle de quelques espèces dans le lac

4.2.4.2 Structures en taille

Seul un nombre limité de populations sont capturées en nombre suffisant pour permettre une analyse de leur structure en taille:

4.2.4.2.1 *Acestrorhynchus falcatus*

La population de ce prédateur ichthyophage de taille moyenne présente le plus souvent une structure bimodale (Figure 4.2-14). En mai la population devient abondante au front avec un premier mode entre 14 et 15 cm de longueur standard et un second à 18 cm. Ces deux modes qui correspondent vraisemblablement aux âges 1 et 2 ans progressent au cours de la saison pour atteindre respectivement 17 cm et 22 cm en août. A partir d'octobre le nombre d'individus dans les échantillons décline probablement du fait de la mortalité des individus les plus gros et d'une diminution d'activité des plus jeunes. La structure en taille est alors peu marquée.

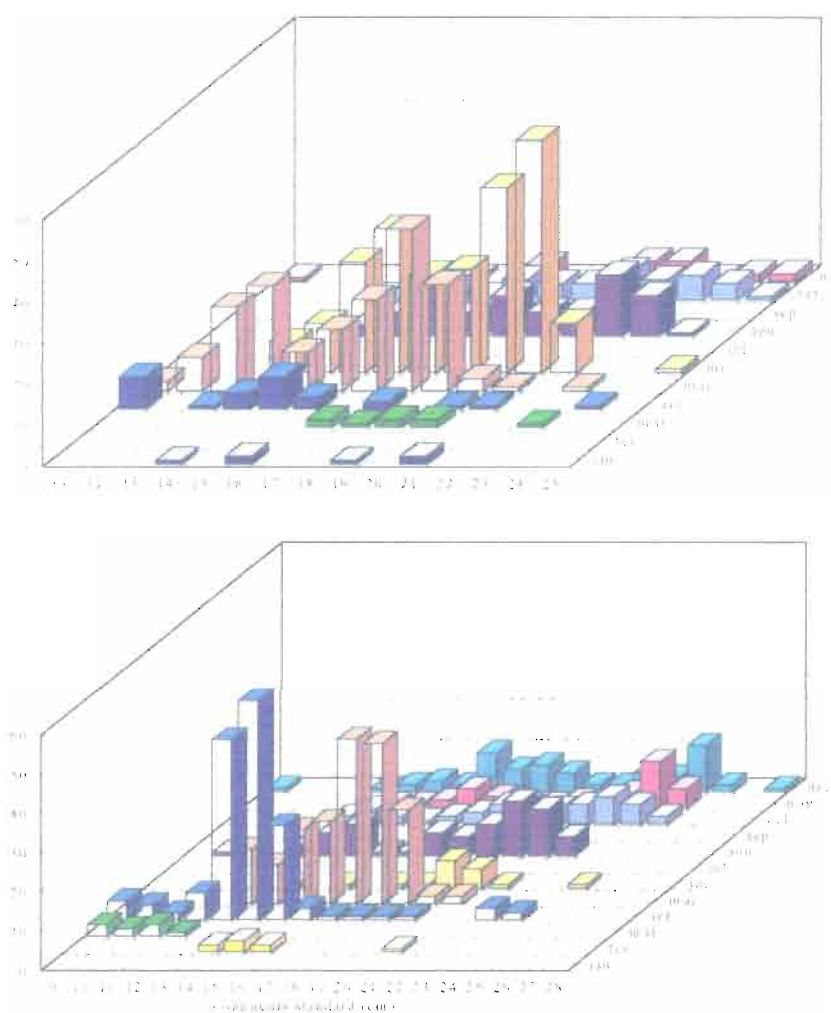


Figure 4.2-14. Structure en taille des *Acestrorhynchus falcatus* au front (en haut) et dans le lac (en bas).

Dans le lac les *A. falcatus* sont abondants à partir d'avril. Il y a alors dans la population quelques petits individus de 9 à 10 cm et surtout des individus de 13 à 15 cm du même âge probable que ceux pêchés au front en mai. En mai ces poissons sont toujours présents mais ils sont rejoints par de nombreux individus d'âge probable de 2 ans d'une taille de 17 à 18 cm. Ces deux modes peuvent être suivis jusqu'en décembre avec une taille de 16 à 18 cm pour le premier et de 25 cm pour le deuxième.

4.2.4.2.2 *Acestrorhynchus microlepis*

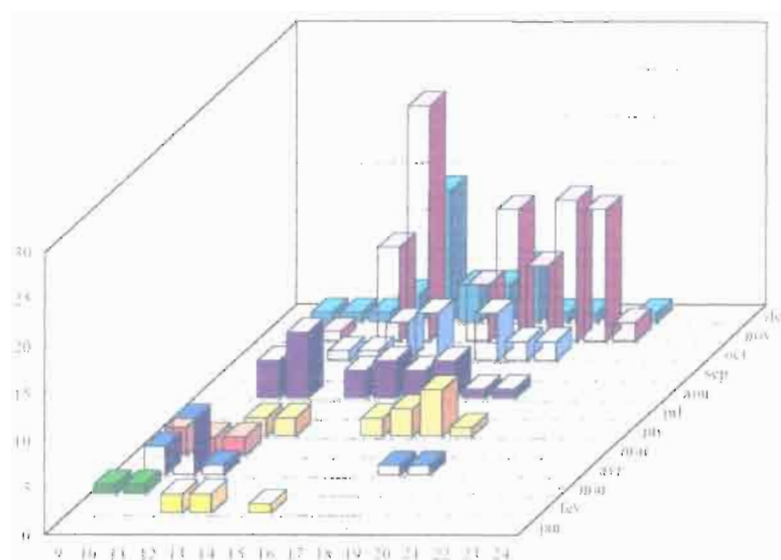
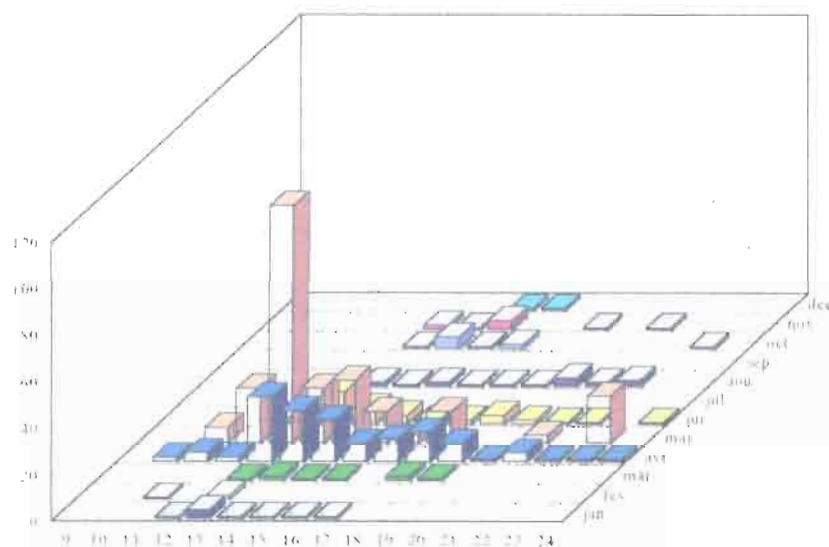
Ce petit prédateur est très proche morphologiquement de l'espèce précédente encore de plus petite taille maximum. Un grand nombre est capturé entre avril et juin au front avec surtout des individus de 12 à 14 cm (Figure 4.2-15). Il y a également quelques gros individus de l'ordre de 23 cm. Sur le lac, la capture est constante quoique peu abondante sauf en fin d'année. En novembre 3 modes sont discernables dans la structure en taille, l'un à 14 cm, le deuxième à 17 et le dernier à 19-20 cm.

4.2.4.2.3 *Auchenipterus nuchalis*

A. nuchalis est un petit Siluriforme pélagique de 136 mm de longueur standard maximale. Il apparaît en très grand nombre dans les captures au front à partir du mois d'avril jusqu'en août (Figure 4.2-16). Ils ont alors une taille de 9 à 10 cm. Le fait que ce mode n'évolue pas dans la période est probablement dû à leur reproduction très étalée pendant toute la montée des eaux. Ces poissons seraient donc les individus de l'année dont la naissance s'étalerait entre novembre et mars. On peut faire l'hypothèse que lorsqu'ils grandissent, ils deviennent moins capturables parce qu'ils fréquentent les milieux marginaux non échantillonnés. Ce n'est qu'au moment de la nouvelle saison de reproduction, à partir de novembre 1994 que l'on observe dans les captures des individus de 11 à 13 cm qui seraient donc les individus d'un an. Cette espèce serait donc annuelle. On retrouve dans le lac le même schéma mais le nombre d'individus est beaucoup plus faible.

4.2.4.2.4 *Triportheus rotundatus*

Ce Characidae de taille moyenne (257 mm de longueur maximale) est abondant et constant dans la rivière. Il s'est aussi bien développé dans le lac au cours de la première année. Jusqu'en juin on capture au front un petit nombre d'individus de taille variée sans qu'aucun mode ne se dessine dans la structure en taille (Figure 4.2-17). En août apparaît un grand nombre de poissons de taille 13 à 14 cm qui représentent très probablement les poissons de l'année. Ces poissons disparaissent ensuite progressivement du milieu jusqu'en décembre. Dans le lac, au contraire, les *Triportheus* sont toujours abondants et il est possible de suivre la croissance de mois en mois des individus les plus jeunes depuis mars avec une taille de 8 à 9 cm jusqu'en décembre avec une taille de 16 à 17 cm. Par ailleurs, des individus plus âgés sont capturés régulièrement mais les modes sont là très recouvrant et il est difficile d'individualiser des classes d'âge. Peut-être y-a-t'il un mode à 19-20 cm en avril que l'on retrouve en décembre à 23 cm. Si l'on retient la période de reproduction vers le début de l'année, ce poisson vivrait 3 ans au maximum.



Longueur standard

Figure 4.2-15 Structure en taille des *Acestorhynchus microlepis* au front (en haut) et dans le lac (en bas).

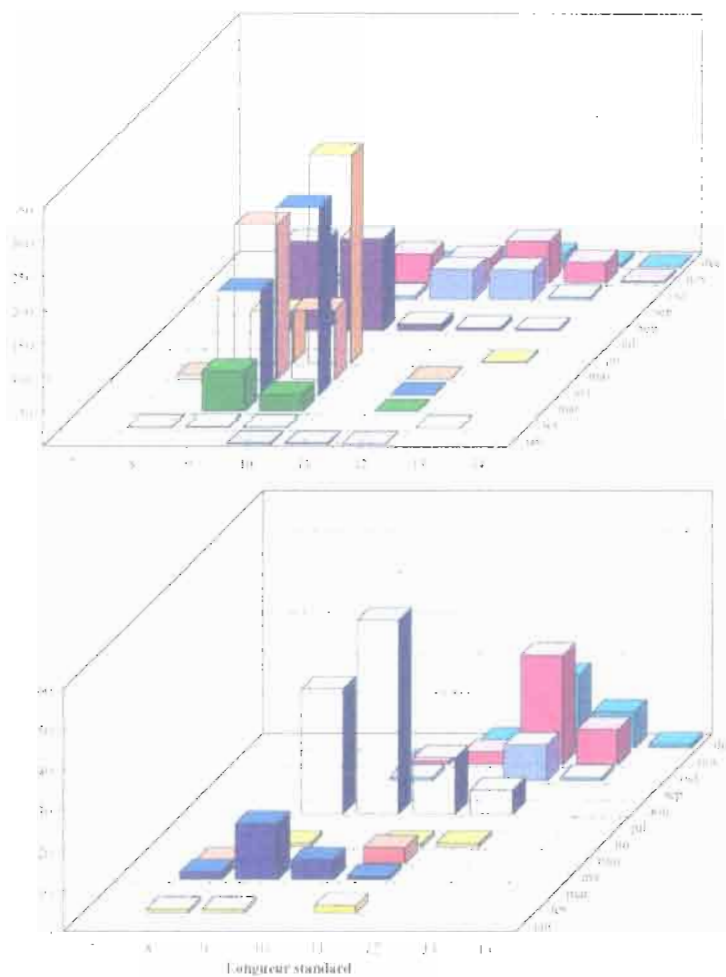


Figure 4.2-16 Structure en taille de *Anchoa hepsetus* au front (en haut) et dans le lac (en bas)

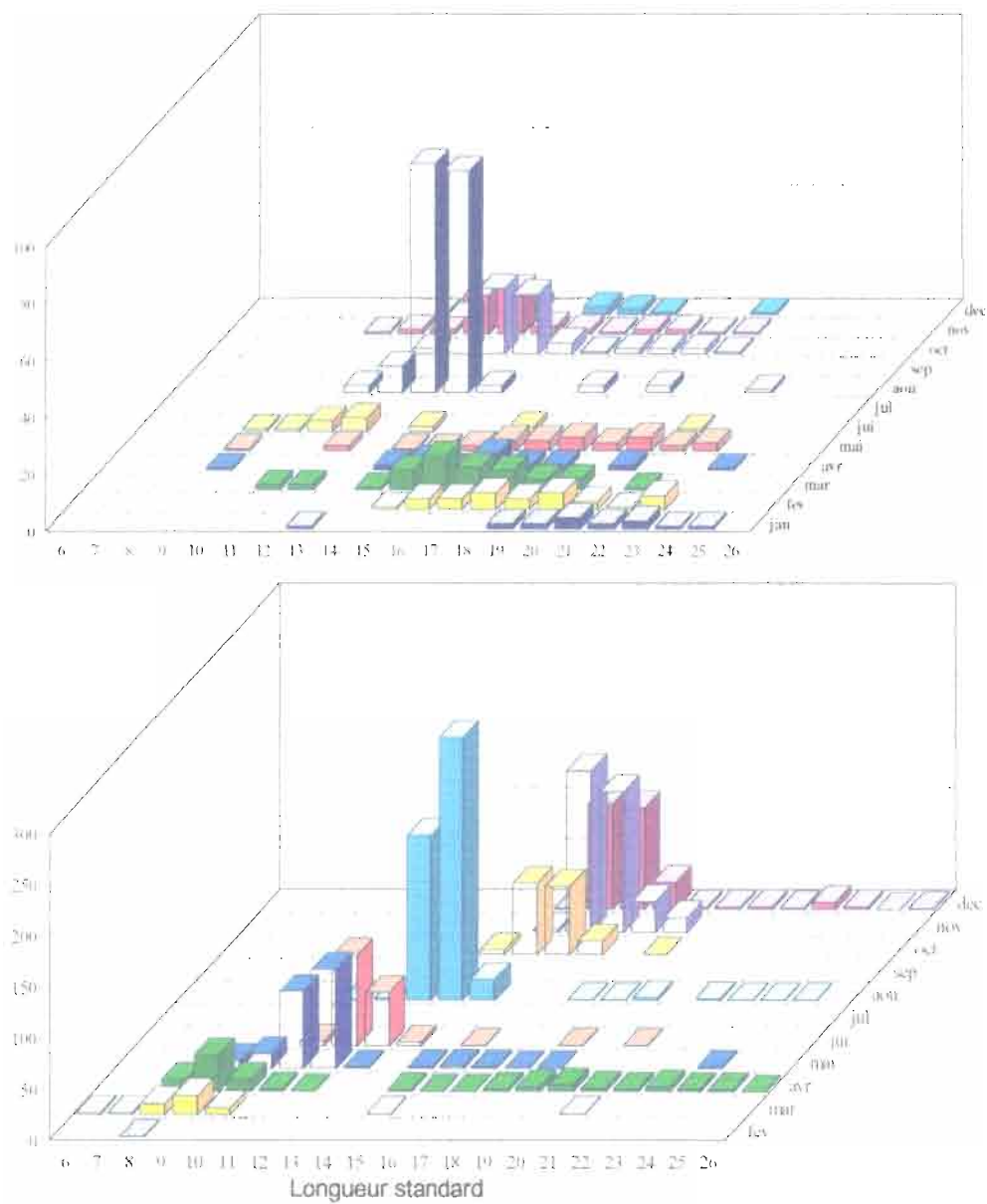


Figure 4 2-17. Structure en taille de *Triportheus rotundatus* au front (en haut) et dans le lac (en bas).

4.2.4.2.5 *Leporinus friderici*

C'est un grand Anostomidae principalement végétarien, apprécié des pêcheurs sportif sous le nom de « carpe ». Il est fréquent dans la rivière où l'on a capturé un mode de jeunes en juin de longueur standard 12 à 13 cm (Figure 4.2-18). Ce sont vraisemblablement ces poissons que l'on retrouve en décembre à une taille de 18 à 19 cm. Un mode de poissons plus âgés s'observe en janvier avec une taille voisine de 22 cm. Dans le lac cette espèce a développé une population abondante surtout pour la première classe d'âge que l'on commence à capturer en mars vers 5 à 6 cm et dont on peut suivre la croissance au cours de l'année. En décembre la distribution de taille est très étalée avec un mode vers 16 cm ce qui dénoterait une croissance légèrement inférieure à celle dans la rivière. Quelques gros individus sont capturés, probablement ceux qui existaient dans la rivière avant l'inondation.

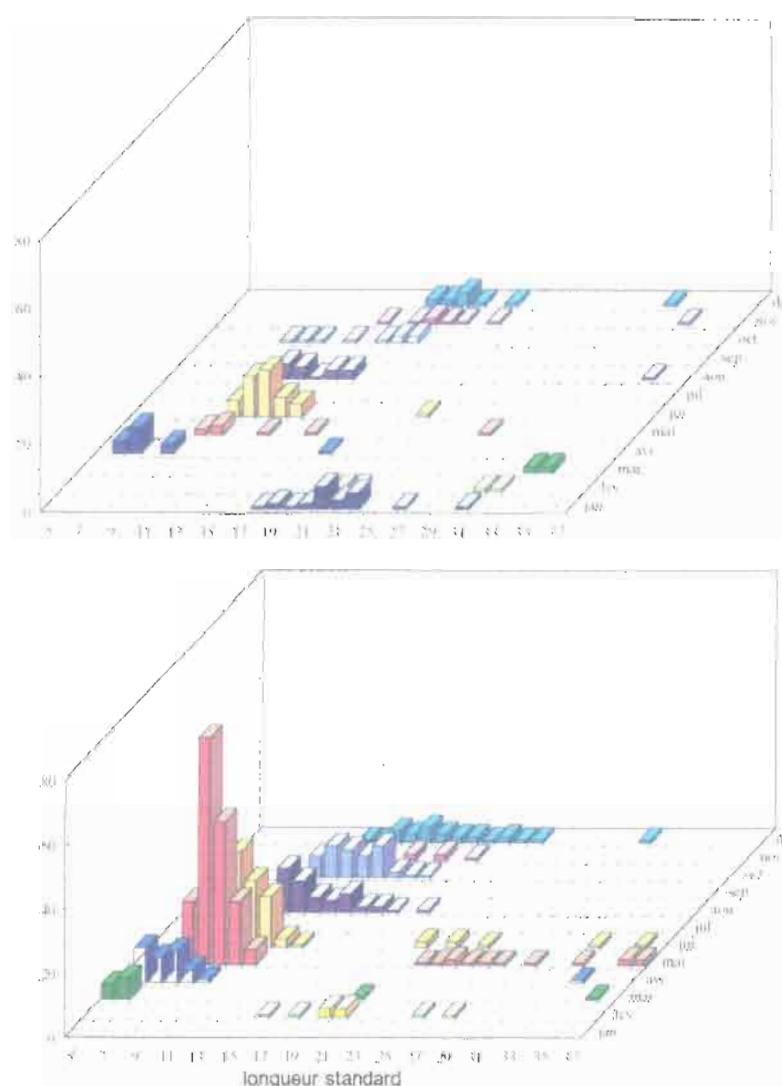


Figure 4.2-18. Structure en taille de *Leporinus friderici* au front (en haut) et dans le lac (en bas).

4.2.4.2.6 Autres espèces

Un certain nombre d'espèces qui se sont bien développées dans le lac ont été capturées en nombre suffisant pour un premier examen de leur structure en taille.

Bryconops sp.2, un petit Characidae de 121 mm de taille maximale pourrait être biannuel (Figure 4.2-19). On observe en effet un mode à 11 cm en avril et un mode à 9 cm en juin.

Charax gibbosus, un autre Characidae, petit prédateur est devenu très abondant dans le lac à partir d'octobre 1994 (Figure 4.2-20). Leur taille de 9 à 10 cm évolue peu jusqu'en décembre.

Cyphocharax sp. un curimatidae détritivore de petite taille est abondant dans le lac dès le mois de mars 1994 (Figure 4.2-21). De 5 cm en mars, il passe à 8-9 cm en juin, puis 11 cm en novembre. Il est vraisemblable que cette espèce soit annuelle.

Hoplias malabaricus est un prédateur « solitaire » dont la capture est régulière dans le lac mais peu abondante. Il est néanmoins possible de distinguer une progression de la taille moyenne de la population entre mars (8 à 14 cm) et décembre (27 à 29 cm) (Figure 4.2-22).

Hypostomus plecostomus, un Loricaridae détritivore benthique, rare dans les captures au front, est bien représenté dans le lac. Limité par la désoxygénation des couches profondes, il est confiné dans les premiers mètres oxygénés et se nourrit probablement sur les troncs et les feuilles immergées. Deux modes fortement imbriqués sont observés en mai, l'un à 9 cm et l'autre à 13 (Figure 4.2-23). Ces modes sont difficiles à suivre pendant les mois suivants sauf en décembre où l'on observe également deux modes à 15 et 18 cm. La reproduction très étalée de cette espèce est probablement à l'origine de la difficulté à séparer les classes d'âge.

Parauchenipterus galeatus, Auchenipteridae omnivore, rare dans la rivière s'est développé de façon exponentielle dans le lac où il trouvait d'excellentes conditions d'alimentation. Ces poissons commencent à entrer dans les filets dès le mois de février 1994 à une taille de 5 à 9 cm (Figure 4.2-24). En mars ils ont entre 6 et 12 cm, et en octobre le mode est à 17 cm. La croissance semble ensuite stoppée jusqu'en décembre.

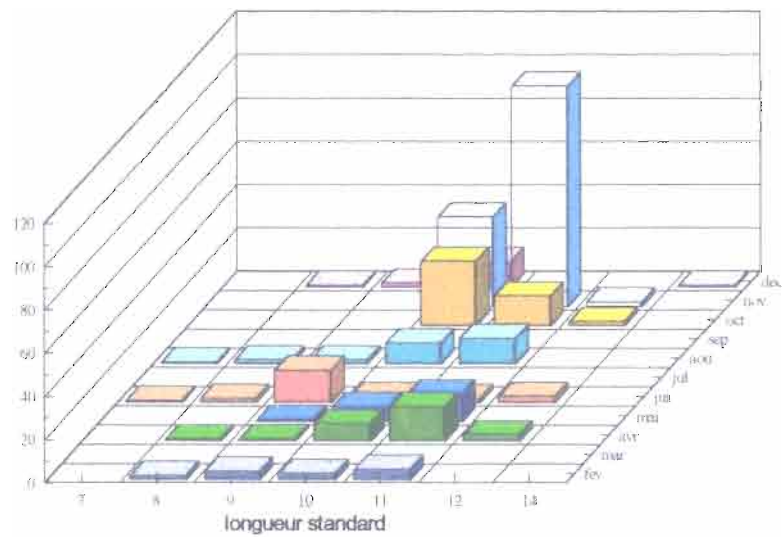


Figure 4.2-19. Structure en taille de *Bryconops sp. 2* dans le lac

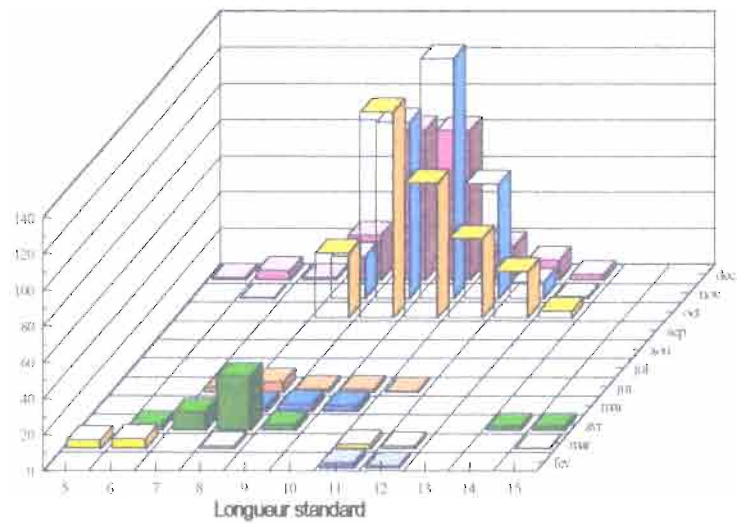


Figure 4.2-20. Structure en taille de *Charax gibbosus* dans le lac

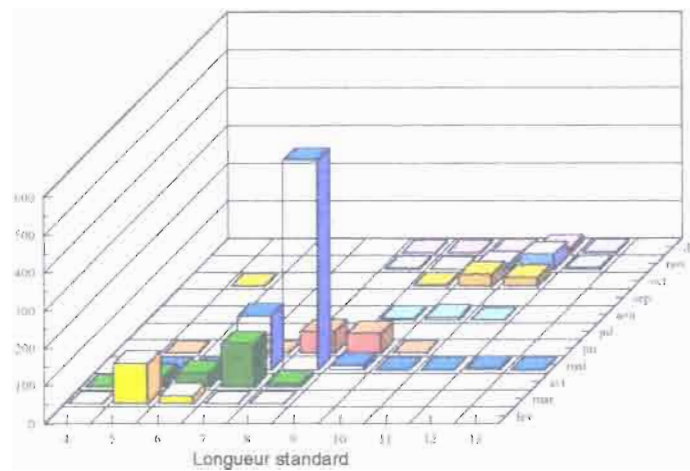


Figure 4.2-21. Structure en taille de *Cyphocharax* sp. dans le lac.

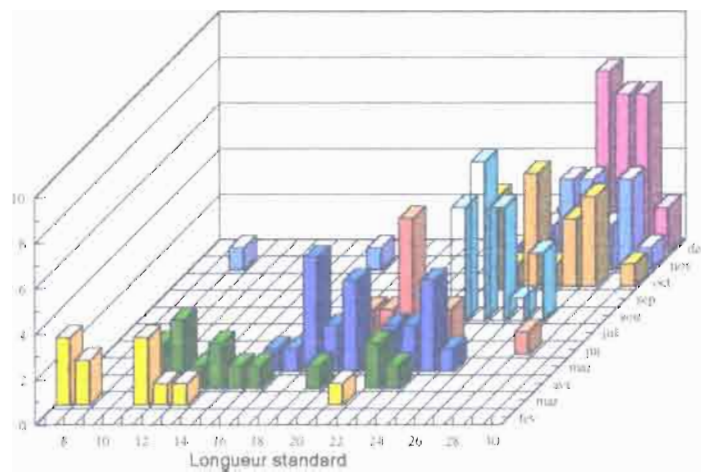


Figure 4.2-22. Structure en taille de *Hoplias malabaricus* dans le lac

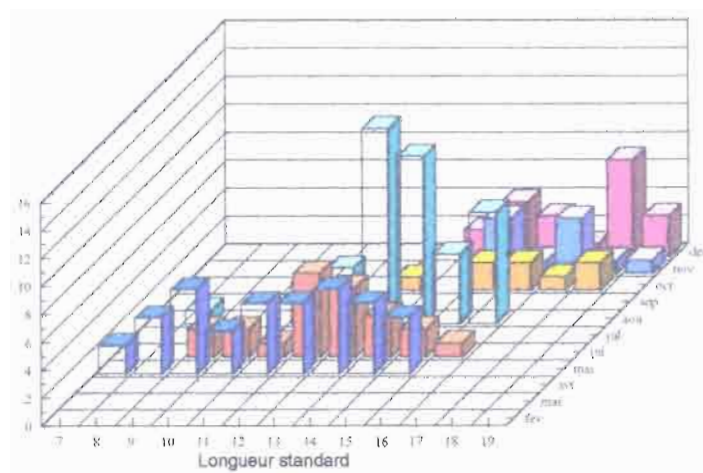


Figure 4 2-23. Structure en taille de *Hypostomus plecostomus* dans le lac.

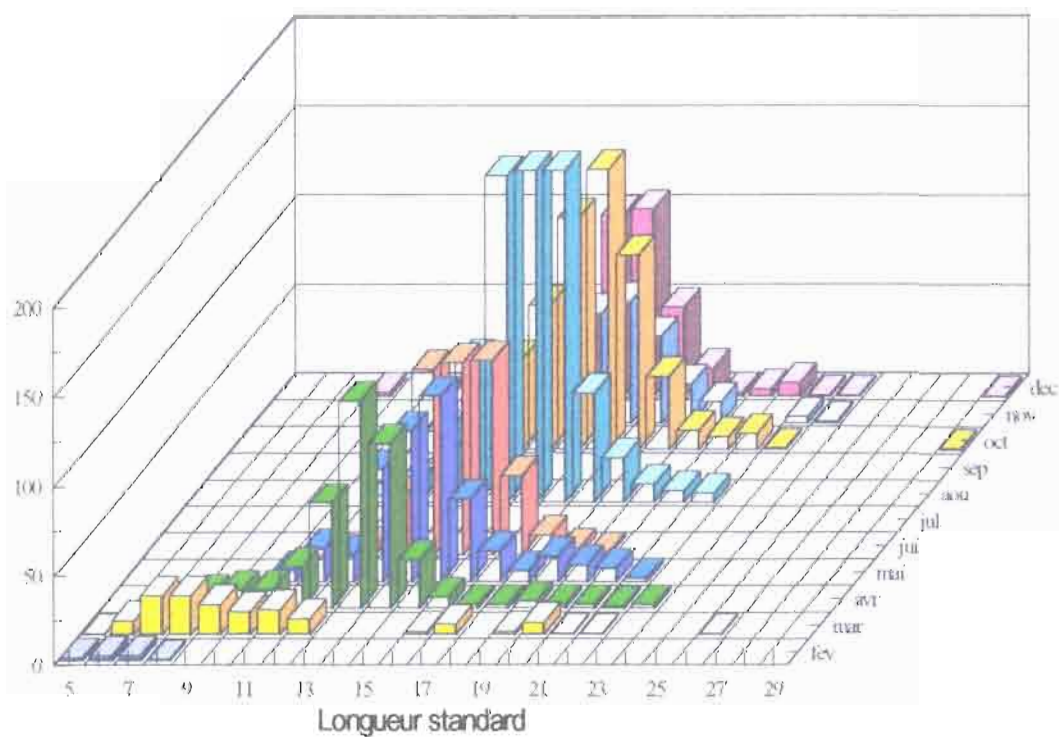


Figure 4.2-24. Structure en taille de *Parauchenipterus galeatus* dans le lac.

4.2.4.3 Alimentation

Sur trois espèces communes au front et dans le lac et en nombre suffisant, il a été possible de comparer le régime alimentaire en vue de détecter d'éventuelles adaptations aux conditions lacustres (Figure 4.2-25). Il s'agit de *Charax gibbosus* un petit prédateur ichthyophage, et de *Bryconops sp.1* et *Triportheus rotundatus*, deux omnivores.

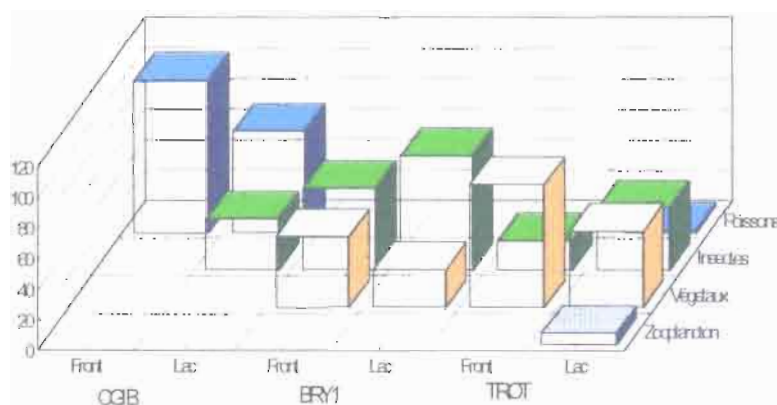


Figure 4.2-25. Comparaison du régime alimentaire de trois espèces au front et dans le lac. CGIB = *Charax gibbosus*; BRY1 = *Bryconops sp.1*; TROT = *Triportheus rotundatus*.

Il apparaît que les insectes surtout constitués d'insectes d'origine terrestre, prennent plus d'importance dans le régime de ces trois espèces dans le lac, y compris de *Charax gibbosus* qui est normalement ichthyophage exclusif. De plus le zooplancton qui a fait son apparition dans le lac entre déjà dans la composition du régime de *Triportheus rotundatus*. Il est clair que les aliments d'origine végétale tels que les graines, les fruits et les feuilles sont de plus en plus rares dans les eaux libres du lac et qu'en revanche, les insectes terrestres et en particulier les Hyménoptères (fourmis) et les Isoptères (termites), concentrés sur les troncs à cause de l'inondation ont constitué un apport exogène d'aliments important dans le lac. Cet apport d'insectes terrestres va évidemment se tarir dans les années qui viennent et les espèces devront rechercher d'autres sources de nourriture. Ainsi, la consommation de zooplancton par *Triportheus rotundatus* représente une adaptation particulièrement intéressante. Le cas d'une espèce qui change radicalement de régime en fonction du milieu est connu en Afrique. Il s'agit d'*Alestes baremoze*, un Characidae comme *T. rotundatus* dont la dentition est celle d'un omnivore insectivore, qui est exclusivement zooplanctophage dans le lac Tchad (Lauzanne, 1976).

4.2.5 Conclusions

Ces premières observations sur l'évolution des peuplements de poissons dans le lac de retenue de Petit-Saut nous permettent d'apporter des éléments de réponse aux questions que l'on se posait.

D'abord, il semble bien que la production dans le lac ait été très élevée et en tout cas bien supérieure à la production dans la rivière. Les valeurs élevées de captures par unité d'effort dans des prélèvements au hasard font état de densités plus élevées dans le lac que dans la rivière. Cette observation mise en rapport avec l'importance des surfaces inondées par la mise en eau, laisse supposer que la biomasse de poissons présente dans le lac est largement supérieure à la biomasse qui était présente dans la rivière avant mise en eau. Ce pic de production au moment de la mise en eau d'une retenue a été souvent signalé (Lowe McConnell, 1973; Petr, 1975), mais la plupart du temps documenté seulement par les captures commerciales qui se développent sur les lacs nouvellement formés. Nos données montrent bien que cette production tient son origine dans la stimulation des processus de maturation chez beaucoup d'espèces puis dans une survie juvénile importante qui permet la mise en place de la classe d'âge issue de la reproduction très nombreuse. Ces poissons de moins d'un an trouvent dans le lac de bonnes conditions de développement puisque dans beaucoup de cas, on peut suivre leur croissance jusqu'en décembre. L'analyse de leur alimentation montre en effet qu'ils trouvent dans le lac une nourriture abondante et particulièrement les insectes terrestres isolés sur les substrats qui s'immergent (fourmis et termites principalement). Bien entendu, ces conditions optimales de reproduction et de croissance vont disparaître progressivement après le remplissage total de la retenue et il est probable que cette forte production ne soit que de courte durée. D'une part les espèces n'auront plus le stimulus de la montée des eaux pour initier leur maturation et il n'y aura plus de milieux terrestres inondés pour favoriser la survie et la croissance juvénile. D'autre part les sources de nourriture exogène additionnelle vont s'amenuiser à mesure que les organismes terrestres et les végétaux disparaissent des eaux du lac. Enfin il est vraisemblable que des populations de prédateurs, eux aussi favorisés par la première année de mise en eau, vont se multiplier, limitant ainsi les populations de poissons proies.

La deuxième hypothèse que nous voulions vérifier était la diminution de la richesse spécifique dans le lac. Les résultats obtenus pour cette première année de mise en eau ne mettent pas en évidence une telle diminution. En fait il est probable que même les espèces peu adaptées aux nouvelles conditions lacustres aient pu se maintenir tout au long de cette première année. Le fait que seule une couche de quelques mètres d'épilimnion (qui est celle échantillonnée par les filets maillants) soit habitable pour les poissons implique que toutes les espèces s'y retrouvent par la force des choses et ont une forte probabilité d'être capturées. Ce ne sera que dans les années qui viennent qu'il sera possible de détecter une éventuelle diminution de la richesse par disparition des espèces inadaptées au milieu. En revanche il est constaté dès cette année une diminution de la diversité due à la prolifération de certaines espèces. Celles-ci sont le plus souvent des omnivores opportunistes (tel que *Parauchenipterus galeatus*) ou des détritivores (tel que *Hypostomus plecostomus*) qui présentent de réels avantages compétitifs vis à vis d'espèces plus spécialisées et qui pourraient contribuer à la diminution de la richesse spécifique.

4.3 Evolution du peuplement piscicole en aval du barrage (L. Lauzanne & L. Tito de Moraes)

4.3.1 Matériel et méthodes

Les peuplements adultes ont été suivis par des pêches expérimentales aux filets maillants sur un rythme mensuel pendant la saison des pluies (janvier à juin 1994) et bimestriel pendant l'étiage (juillet à octobre). Les collectes sont réalisées au niveau de la crique Vénus, station suivie depuis décembre 1991.

Les traitements réalisés comprennent le tracé de l'évolution temporelle du nombre d'espèces, du nombre d'individus et du poids total des poissons capturés.

Le tableau de contingence espèces/captures a été soumis à une analyse factorielle des correspondances (logiciel ADE, Thioulouse *et al.*, 1995).

4.3.2 Résultats

Soixante neuf espèces ont été capturées dans le Sinnamary au niveau de la crique Vénus au cours de 48 captures au filet maillant entre décembre 1991 et septembre 1994.

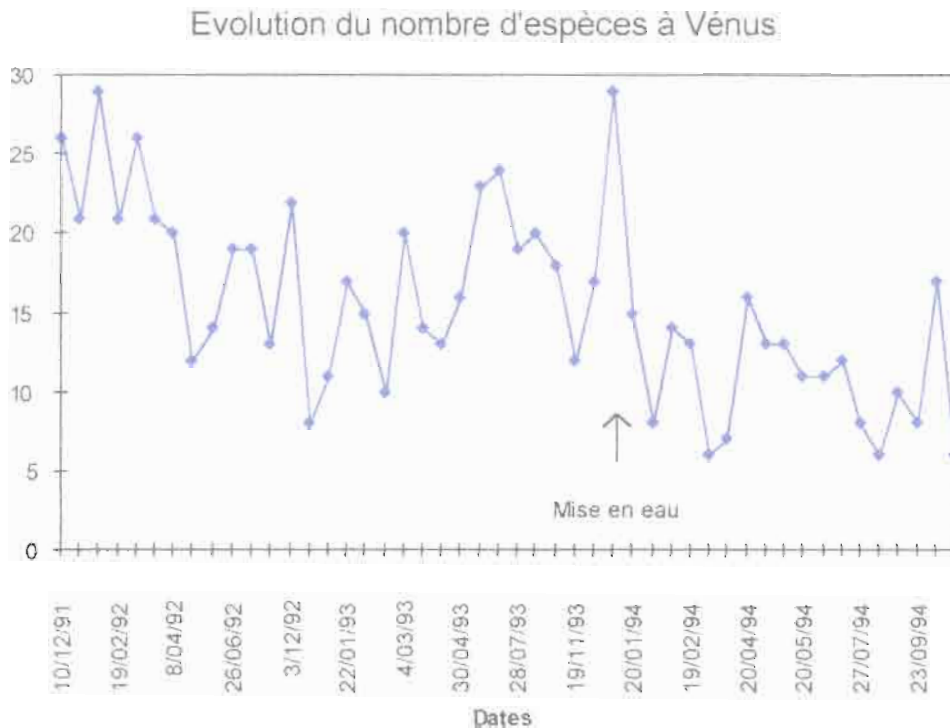


Figure 4.3-1 Evolution du nombre d'espèces capturées à la crique Vénus

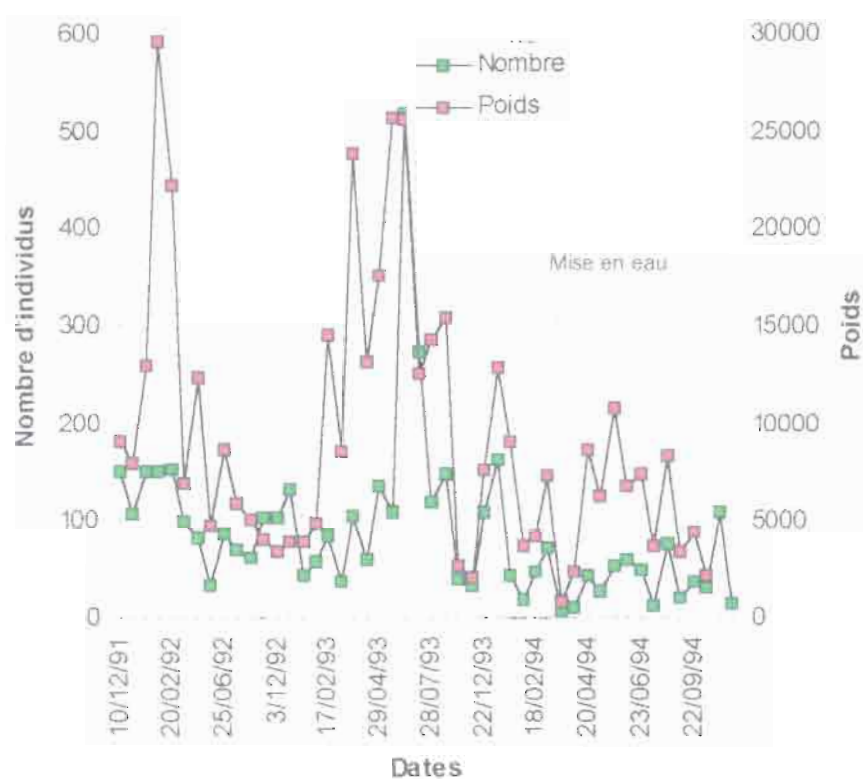


Figure 4-3-2 Variations des captures aux filets maillants en nombre et en poids (g) dans le Sinnamary à la crique Vénus.

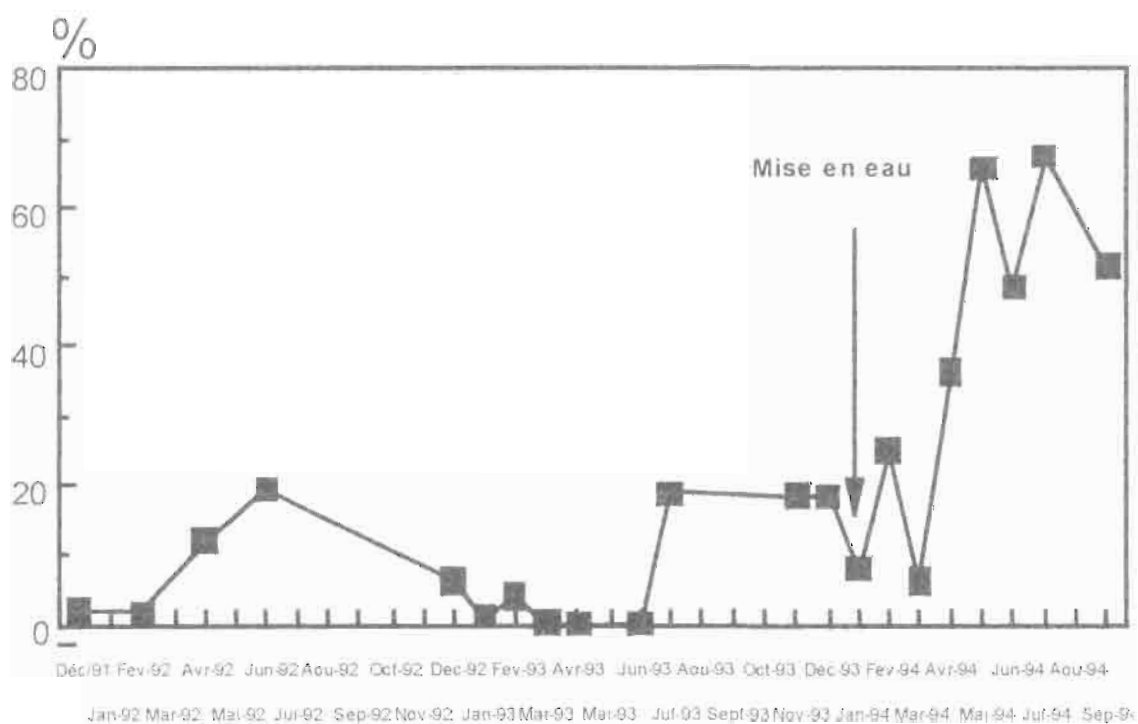


Figure 4-3-3 Pourcentage de *Curimata cyprinoides* dans les captures aux filets maillants dans le Sinnamary à la crique Vénus.

La tendance à la baisse du nombre d'espèces présentes dans la zone de Vénus est perceptible depuis le début de 1992 (Figure 4.3-1). Sans qu'il soit possible d'attribuer ce phénomène à l'intensification des travaux du barrage, à l'orpaillage intensif dans les zones amont, ou à des causes naturelles. Cette baisse s'accélère néanmoins depuis la mise en eau bien que des pics de richesse soient toujours observés. Le pic de richesse d'avril 94 est caractérisé par des espèces qui sont numériquement très peu abondantes (1 ou deux individus). Celui de novembre 94 se caractérise également par la réapparition d'espèces peu abondantes mais aussi par le retour en nombre plus important de certaines espèces formant des bancs comme *C. gibbosus* et surtout *A. nuchalis*.

Les rendements numériques et pondéraux (Figure 4.3-2) ont subi une baisse importante après la mise en eau. Après la capture très réduite de mars 94 une légère remontée a été observée dans les rendements totaux mais ils ne dépassent pas le niveau moyen avant barrage. Le pic pondéral observé pendant la saison des pluies (mai 94) est visible aussi dans les autres années (92 : en février; 93 en mars avril et mai, et décembre dans une moindre mesure) mais à des niveaux beaucoup plus élevés. Une fois retranché l'effet de la capture de quelques individus de grande taille (*P. Flavipinnis*, *M. rhomboidalis*, *A. falcatus*, *H. aimara*, *L. friderici*, *L. fasciatus*), ils correspondent à l'arrivée sur le site d'espèces ayant des affinités marines ou apparaissant par bancs (*P. atherinoides*, *T. rotundatus*, *P. galeatus*).

Les captures en nombre sont très réduites. Aucun pic comparable à celui de juin 93 n'est observé. Ce dernier était composé pour la plupart de Clupéidés (*A. surinamensis* et *P. atherinoides*) qui, avant la mise en eau, pouvaient former des bancs très importants.

Huit mois après le début de la mise en eau, la capture est constituée dans sa grande majorité d'une seule espèce (Figure 4.3-3): *Curimata cyprinoides*, poisson qui consomme la pellicule organique des substrats et qui doit donc trouver dans le milieu actuel une source inépuisable de nourriture.

L'analyse des correspondances permet de préciser l'évolution des captures. Les coordonnées des 48 prélèvements sur les 7 premiers axes factoriels en fonction du temps illustre bien cette évolution (Figure 4.3-4). Le premier axe oppose à toutes les autres, les captures du milieu de l'année 1993. Ces dernières ont vu apparaître de grands bancs de Clupéidés. Nous ne reviendrons pas sur cet effet, déjà constaté ci-dessus. En revanche, l'évolution des coordonnées sur les axes 2 et 3 fait apparaître :

* sur l'axe 2, une opposition entre les prélèvements d'avant avril 92 et tous les suivants (liée à la forte diversité spécifique de ces captures. Figure 4.3-1).

* sur l'axe 3 une opposition entre les prélèvements effectués depuis la mise en eau et ceux qui les ont précédés.

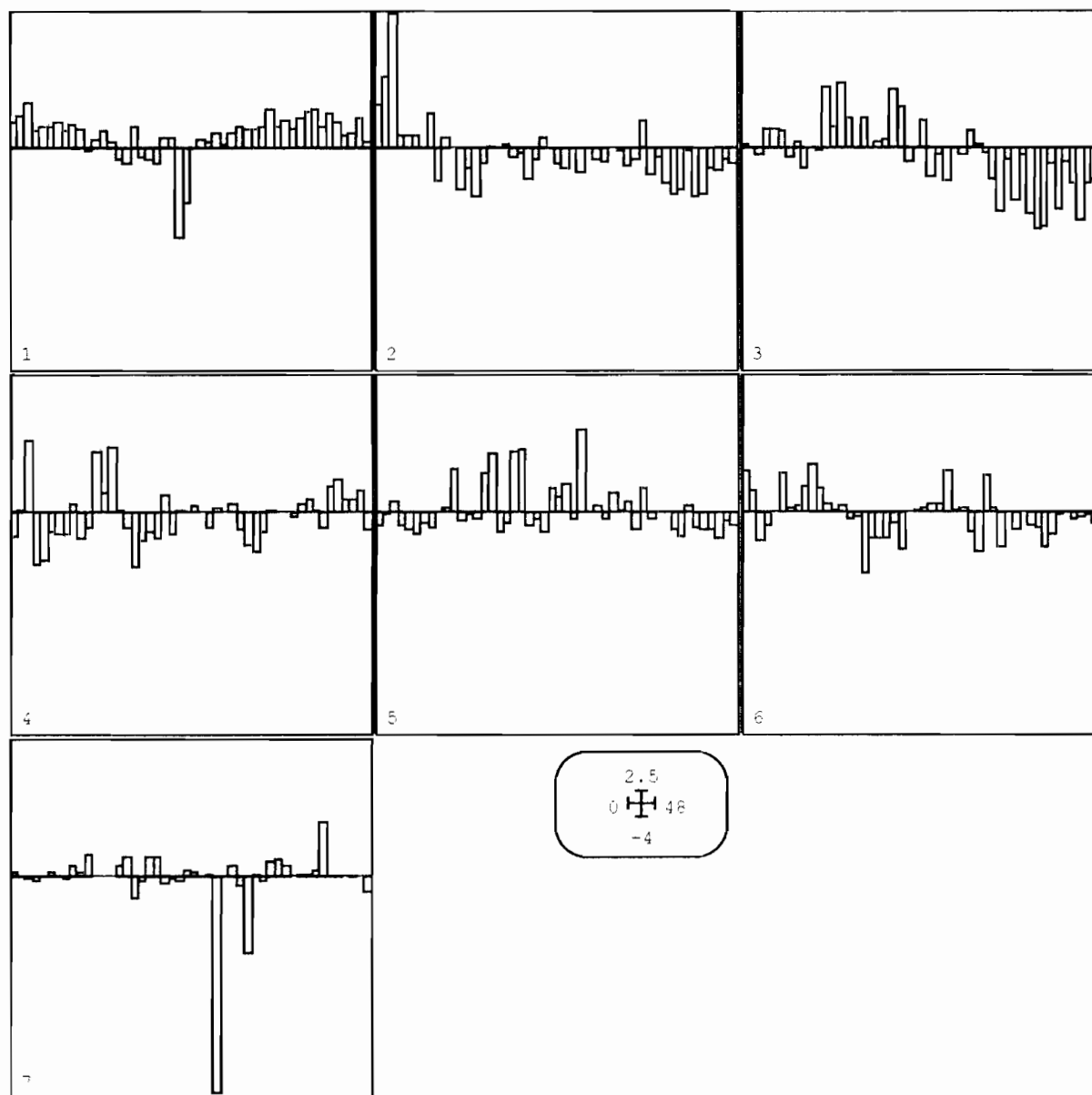


Figure 4.3-4. Evolution des coordonnées des prélèvements sur les 7 premiers axes factoriels de l'analyse des correspondances du tableau de contingence espèces/captures dans le Sinnamary à Vénus.

L'analyse des plans factoriels permet de préciser ces effets :

Dans l'espace factoriel 2/3 des captures (Figure 4.3-5), les prélèvements du début 92 s'alignent sur l'axe 2 qui est, dans l'espace factoriel 2/3 des espèces (Figure 4.3-6), celui d'une grande richesse spécifique et de la présence d'espèces qui ont par la suite disparu (comme *H. unitaeniatus*, *C. zunevei*, et un Engraulidae indéterminé). Dans le quart supérieur gauche du plan 2/3 des captures (Figure 4.3-5) se situent les autres prélèvements d'avant mise en eau alors que les captures d'après mise en eau se retrouvent dans le quart inférieur gauche (opposition sur l'axe 3). Dans les deux cas, les valeurs oscillent suivant un axe oblique qui représente les pics de richesse tels qu'observés dans le graphe du nombre d'espèces par capture (Figure 4.3-1).

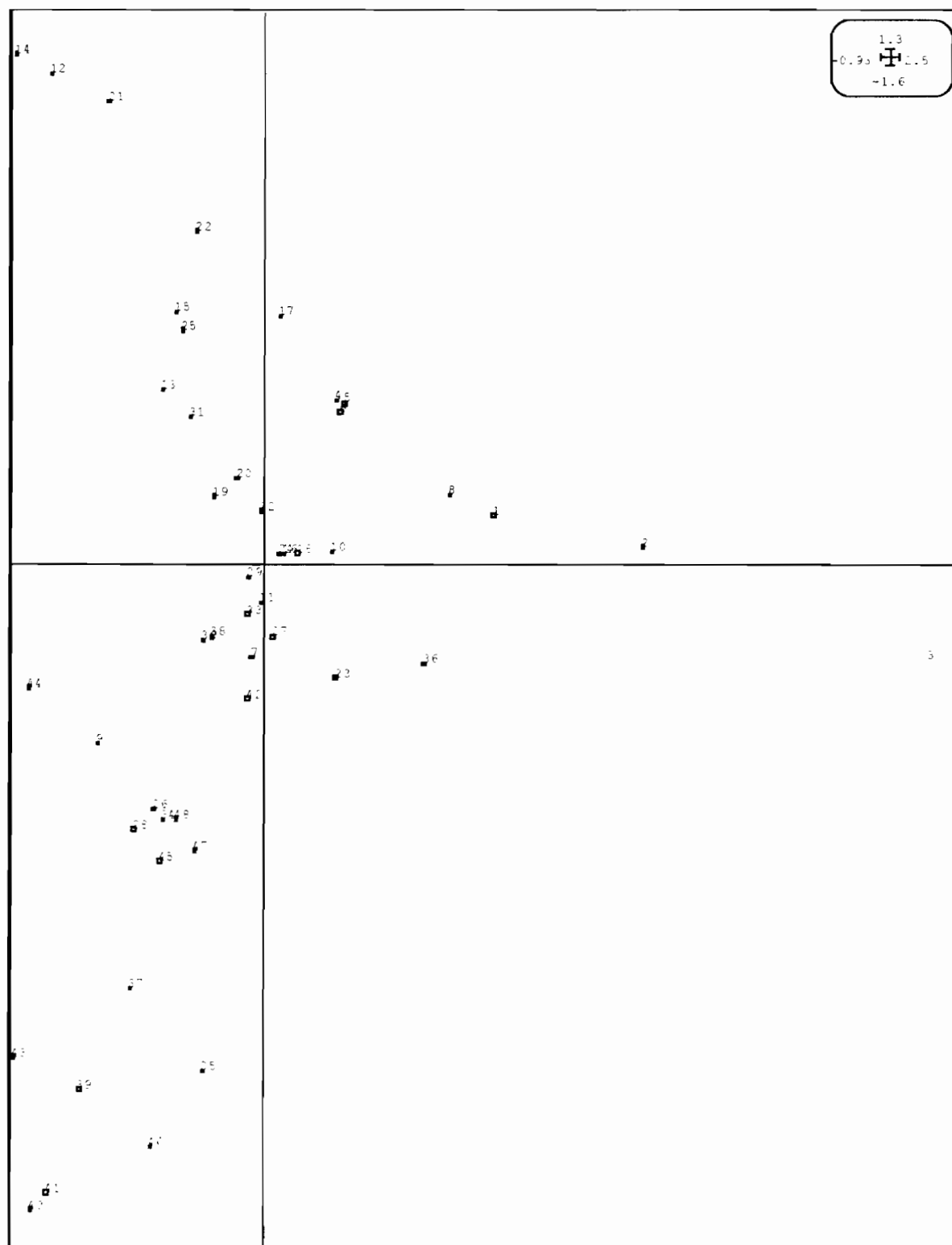


Figure 4.3-5: Espace factoriel 2/3 (horizontal/vertical) des prélèvements au filet maillant dans le Sinnamary à Vénus (ordre chronologique).

4.3.3 Conclusions

La tendance à la baisse se confirme donc. Les conditions de pêche sont toujours très mauvaises avec l'accumulation de débris d'algues dans les filets, mais il semble bien que si des poissons étaient présents dans la zone de pêche il y aurait capture au moins dans les premières heures de pêche des filets. Il est, dans l'état actuel, difficile de conclure sur cette probable absence de poissons dans la zone de crique Vénus. Il y a deux hypothèses: mortalité ou fuite. Les mortalités observées dans le bas Sinnamary sont-elles suffisantes pour expliquer l'absence de ces poissons ? Impossible de le dire sans des informations plus détaillées sur ces mortalités: dans quelle zone précise ? avec quelles caractéristiques physico-chimiques ? Quelles espèces ? Quelle quantité ? Une surveillance quotidienne de ce phénomène est indispensable pour pouvoir intervenir immédiatement et collecter ces données. Il s'agit vraisemblablement de la conjonction des deux phénomènes. Fuite et retour à certaines périodes pour quelques espèces et réduction drastique pour d'autres. Des espèces à affinités avec les criques comme *C. gibbosus* ou ubiquistes le long du fleuve comme *A. muchalis* sont réapparues en nombre relativement élevé en novembre 94. Il peut s'agir d'individus provenant de l'amont ou des criques adjacentes. En revanche, des espèces caractéristiques des biefs aval qui formaient des bancs très abondants en période de reproduction montrent aujourd'hui des populations extrêmement réduites. Les Clupéidés en particulier ne sont plus que 0 à 4 individus par capture.

4.4 Comportement de *Hoplias aimara* à la mise en eau de la retenue (L. Tito de Moraes)

Les techniques de radio-pistage ont été rarement utilisées dans les eaux douces tropicales (voir Hocutt and Seibold (sous presse) qui ont recensé les données sur son potentiel d'utilisation dans les eaux africaines). Quelques études tropicales utilisant cette méthode sont décrites dans les articles suivants : Hocutt, 1989a et 1989b, et Mocheke et al., 1991. Ce dernier travail est à notre connaissance le seul à avoir été réalisé en Amérique du Sud en eau douce.

En France, l'utilisation du radio-pistage dans les études d'ichtyologie date de 1977 (Travade et al., 1989). Il s'agit maintenant d'une étude de routine dans les études ichtyologiques menées à l'occasion de la construction et d'un outil d'aide à la gestion des retenues hydroélectriques. Elle n'a cependant pas été utilisée dans les premières phases des études de Petit-Saut eu égard aux limitations de son emploi dans les zones à fort couvert végétal (Lauzanne et al., 1993).

4.4.1 Matériel et méthodes

4.4.1.1 Choix de l'espèce cible

Afin de minimiser la gêne des poissons, il est recommandé dans la littérature (Baras, 1992) que le poids des émetteurs ne dépasse pas 2 à 3 % du poids du poisson. Ceux-ci pesant 22 g (pour une durée de vie de 365 j) les études annuelles sont limitées à des espèces de relativement grande taille (>730 - 1100 g).

Plusieurs espèces ont fait l'objet d'essais, *Leporinus friderici* et *Myleus rhomboidalis* notamment. Le premier, la carpe, capturable uniquement au filet ne résistait pas à l'opération d'implantation de l'émetteur et présente des taux de mortalité trop élevés. Le coumarou quant

à lui à une cavité générale trop étroite et ne pouvait recevoir l'émetteur nécessaire à une étude à long terme (12 mois). Son étude ne pourra être envisagée, comme pour des espèces de plus petite taille que pour des durées plus réduites. Mais ce n'était pas le cas ici où nous voulions pouvoir suivre les individus sur une base annuelle. Nous avons donc concentré nos efforts sur *Hoplias aimara* après les premiers essais.

Celui-ci présente en effet plusieurs avantages pour l'étude envisagée : facilité de capture, grande taille, grande résistance, il est en outre tenu pour sédentaire nous pouvons donc espérer que les mouvements observés soient liés aux modifications du milieu et non à un comportement naturel de migration. Nous verrons plus loin que cette affirmation doit cependant être nuancée.

4.4.1.2 Choix des sites d'étude

La zone témoin est celle dite de saut Stéphanie. Elle se situe au niveau de la zone de marécage arbustif bien en amont de saut Takari Tanté qui est une marche de 4 m qui marque la limite supérieure de l'influence de la retenue lorsqu'elle sera à son niveau maximum de remplissage. Actuellement, Takari Tanté lui-même n'est pas atteint.

La zone test, saut Aimara est située dans une portion du fleuve qui n'a subi actuellement qu'une submersion de l'ordre de 3 à 4 mètres. Si le barrage avait pu atteindre son niveau maximal, nous aurions pu atteindre 8-9 mètres. Nous avons cependant préféré ne pas travailler plus en aval pour échapper aux risques de pêche. Comme nous le verrons plus loin, un tiers des poissons est donné manquant, vraisemblablement par pêche. Un seul cas de capture d'un poisson marqué nous a été signalé mais nous pensons qu'il y en a eu bien d'autres.

4.4.1.3 Choix du matériel

Les émetteurs externes ont parfois un effet négatif sur le comportement natatoire des poissons. A partir des données de la littérature, il semble que les marques internes, après une période de 1 à 3 semaines n'affectent plus le comportement des poissons qui survivent à l'opération. Ce sont celles-ci que nous avons choisies.

Le matériel utilisé est de marque ATS (Advanced Telemetry Systems, U.S.A.) :

Récepteurs : « Challenger Model R2100 scanning receivers » fonctionnant dans la gamme de fréquence 48 - 49 MHz

Ecouteurs : « Telex aviation grade headsets »

Emetteurs : Modèle : LS6 Pulsation : 57-60 ppm

Durée de vie : 365 jours Durée de pulsation : 18-20 ms

Circuit : Standard Intensité : 13 ma

Poids : 22 grammes

4.4.1.4 Capture et suivis

Les *Hoplias aimara* sont capturés à l'aide de « caminas ». Il s'agit de pièges traditionnellement utilisés par les Saramacas pour la pêche à l'aimara. Des pièges en matière plastique ont été essayés sans succès.

Les poissons sont transportés du lieu de capture vers le lieu d'opération ou ils sont immédiatement anesthésiés et opérés. La cicatrice est de l'ordre de 2 cm de long, (l'émetteur a 5 cm de long pour 1 cm de diamètre). Une à deux écailles situées légèrement en avant de l'anus sont enlevées et la plaie est recousue et désinfectée. L'opération dure en tout une dizaine de minutes. Le poisson est ensuite remis à l'eau dans une vasque recevant de l'eau bien oxygénée. Il est tenu et ventilé pendant une dizaine de minutes, puis relâché. En règle générale, il se pose au fond à proximité où il reste quelques heures avant de repartir.

Les suivis effectués ont pour but de tester d'une part le comportement immédiat après marquage des poissons, de mieux cerner leur rythme circadien d'activité en milieu non perturbé avant mise en eau, et enfin de mettre en évidence d'éventuelles réactions de fuite face à la montée des eaux.

Treize poissons ont été marqués dans la zone test en novembre 93 et 7 dans la zone témoin en janvier 94.

4.4.2 Résultats

4.4.2.1 Comportement immédiat après l'implantation des émetteurs

* Les lieux de capture étaient distants de 20 à 5600 mètres du lieu d'opération et de relâcher des poissons.

* La mortalité immédiate a été très faible : 1/20 (poisson de la zone test).

* Quinze poissons sur 19 ont rejoint une zone très proche de leur lieu de capture, certains après une période comprise entre 24 et 48 heures seulement.

* Dans les mois qui ont suivi, avant d'être atteints par la montée des eaux, les poissons sont restés soit près du lieu de lâcher soit à proximité immédiate de leur lieu de capture ce qui confirme le comportement territorial d'*Hoplias aimara* et plaide pour l'absence de comportements migratoires. Cependant le fait que ce suivi n'ait pas couvert une année entière sans perturbation ne permet pas de l'exclure tout à fait. Une étude analogue sur une population d'*Hoplias aimara* d'un fleuve non perturbé serait à envisager.

Numéro du poisson et taille (mm)	Distance (m)	Durée
240 (750)	260	72 h
220 (800)	600	>7 jours, < 2 mois
42 (700)	900	>7 jours, < 2 mois
340 (800)	1000	-
280 (650)	1500	>7 jours, < 2 mois
380 (700)	1600	72 h
320 (750)	1700	-
20 (1000)	2000	24 h
80 (650)	2500	>7 jours, < 2 mois
100 (800)	2600	>7 jours, < 2 mois
260 (650)	2700	-
120 (650)	5600	>7 jours, < 2 mois
300 (630)	20	24 h
60 (750)	50	24 h
200 (730)	120	< 8 mois
140 (630)	150	24 h
160 (860)	150	24 h
400 (740)	400	< 8 mois
180 (810)	450	-

Tableau 4.4-1: Numéro de référence du poisson (fréquence de l'émetteur), distance entre le lieu de capture et le lieu de relâcher, et temps mis pour retourner au lieu de capture après le relâcher.

4.4.2.2 Cycles de 24 heures

Les cycles ont été réalisés avant que les deux zones soient atteintes par la montée des eaux. Bien que le matériel que nous avons utilisé manque de précision pour des études à petite échelle, nous avons pu mettre en évidence un certain nombre de comportements (Figure 4.4-1, Figure 4.4-2, Figure 4.4-3).

La Figure 4.4-4 indique les aires d'activité journalière pour quelques poissons de la zone test et de la zone témoin.

Il apparaît des points communs et des points de divergence entre les deux zones :

Dans les deux cas, il n'apparaît pas de rythme d'activité très marqué. Cependant, des pics d'activité sont observés en fin de journée (vers 17 - 18 h) et en fin de nuit (vers 4 - 5 h).

Sur 24 heures les périodes d'activité sont peu nombreuses.

Dans la zone test, qui est un bief éloigné de criques importantes et de zones d'inondation, les domaines de deux individus capturés et retrouvés à proximité l'un de l'autre ne se recouvrent pas en basses eaux au cours des 24 heures d'étude. Les poissons se déplacent chacun au sein d'une aire du fleuve restreinte et apparemment exclusive. en hautes eaux, les aires d'activité quotidienne sont plus grandes et présentent un certain degré de recouvrement.

Dans la zone témoin, à proximité de zones d'inondation (effectivement inondées à l'époque du suivi), les périodes d'activité sont significativement plus longues et les domaines d'activité de chaque poisson sont beaucoup plus vastes et se recouvrent en partie.

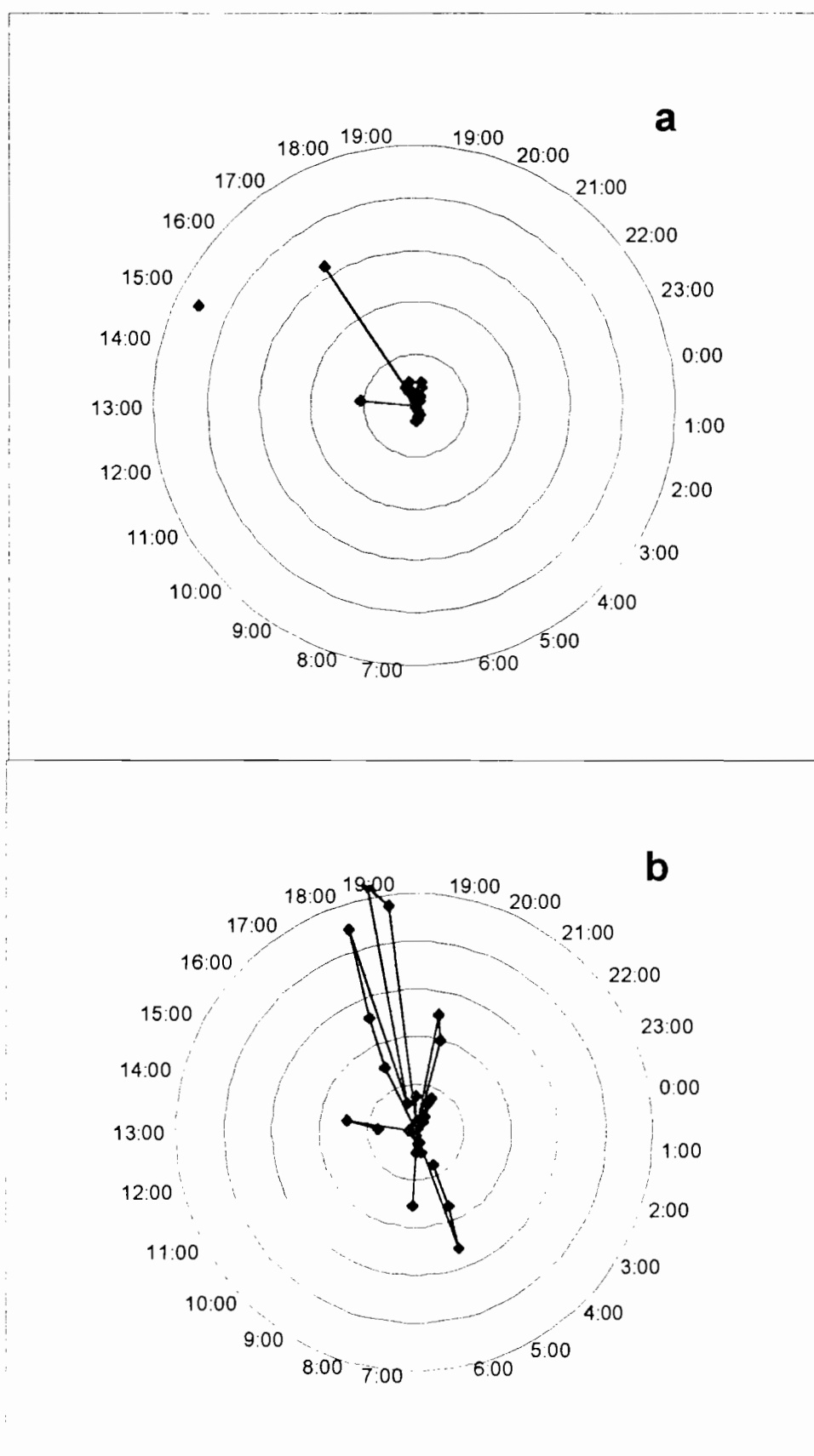
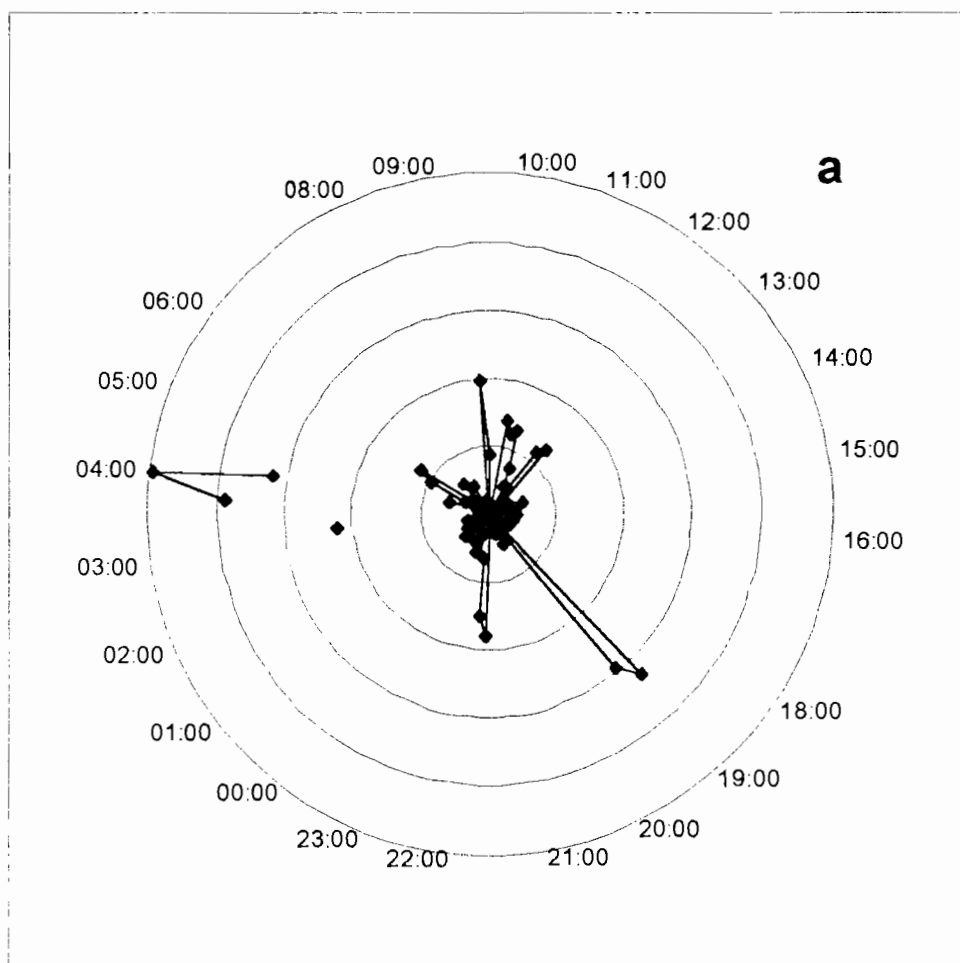
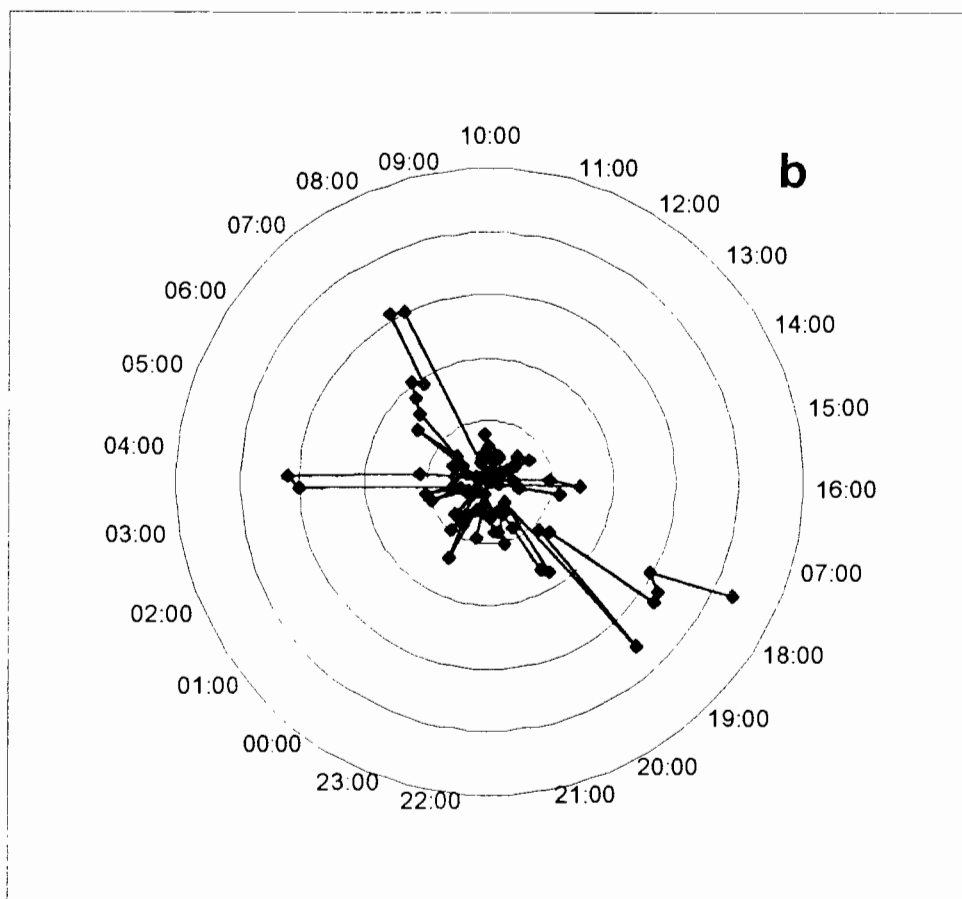


Figure 4.4-1 a et b: Patrons d'activité quotidiens chez *Hoplias aimara* en conditions naturelles dans la zone test en basses eaux (cycles de 24h). Chaque point indique la distance parcourue par le poisson dans les quinze minutes qui précèdent les repérages (effectués toutes les 15 mn). Echelle : 50 m entre chaque cercle.





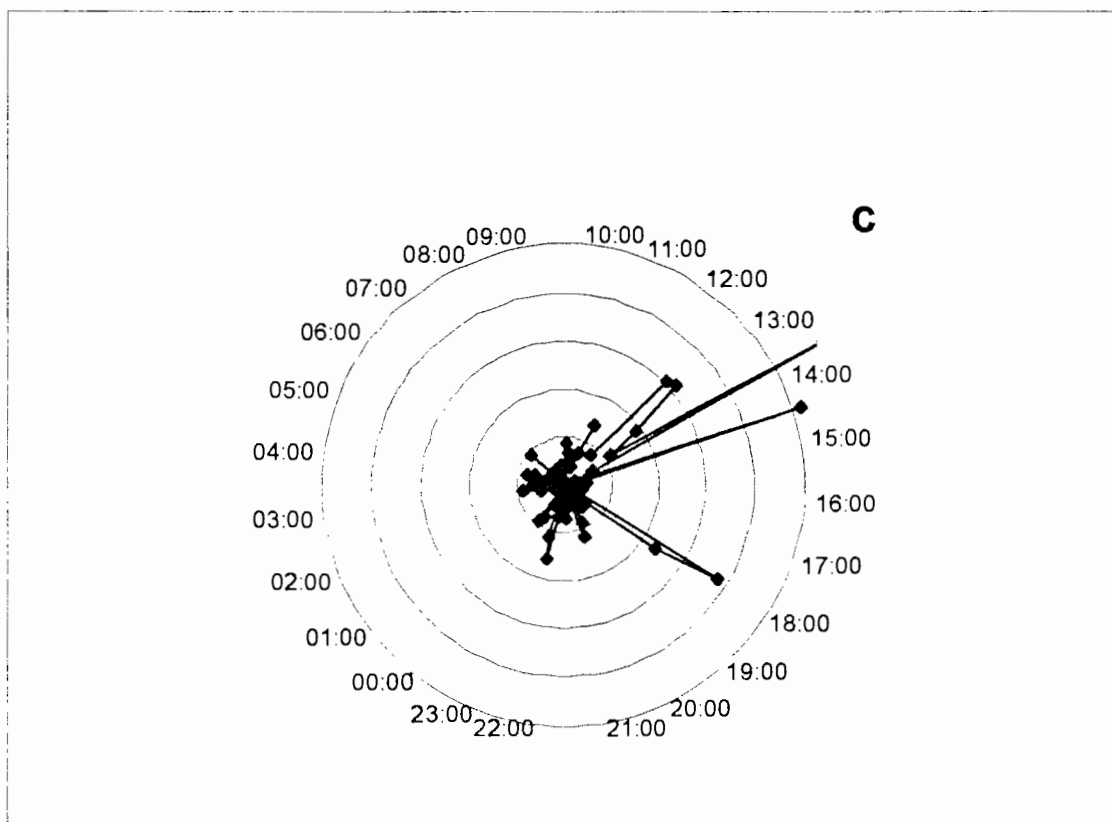
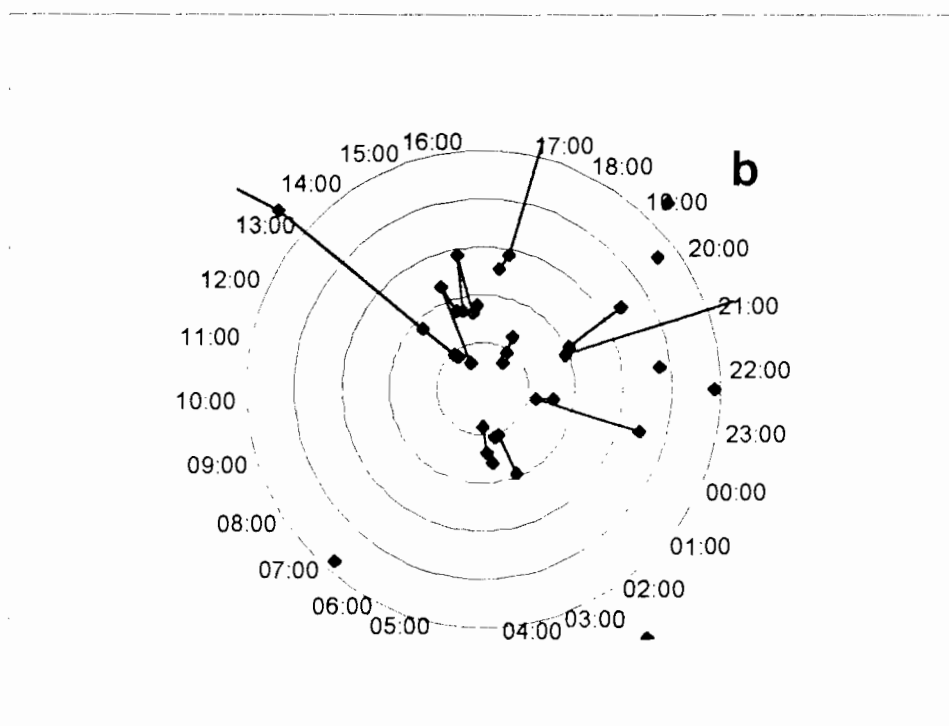
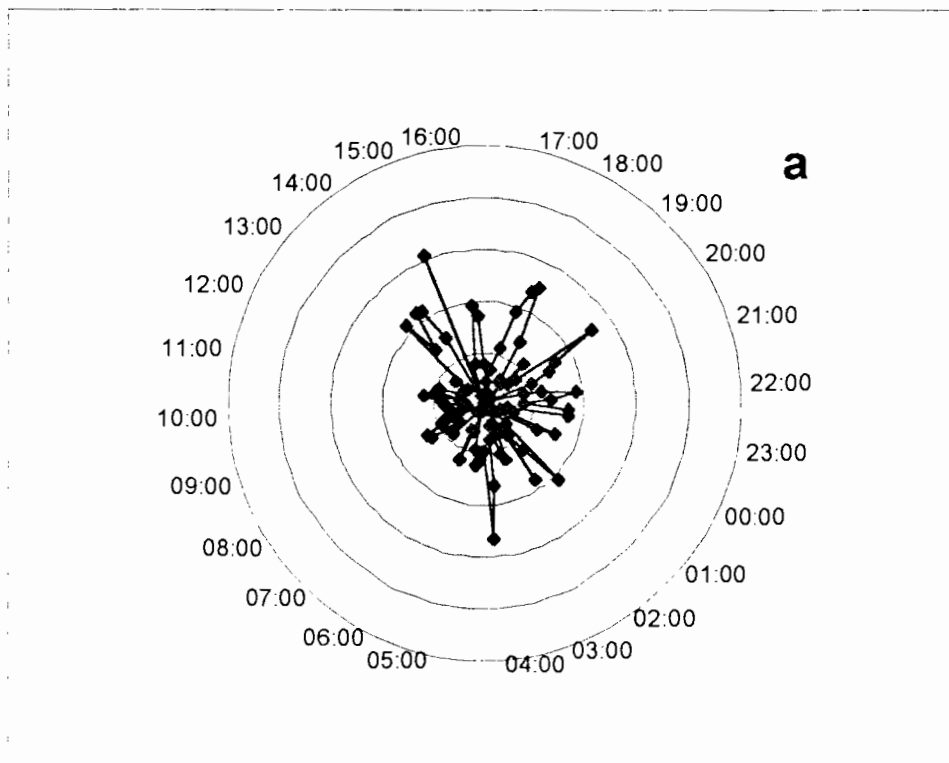


Figure 4.4-2a, b et c: Patrons d'activité quotidiens chez *Hoplias aimara* en conditions naturelles dans la zone test en hautes eaux (cycles de 24h). Chaque point indique la distance parcourue par le poisson dans les quinze minutes qui précèdent les repérages (effectués toutes les 15 mn). Echelle : 50 m entre chaque cercle.



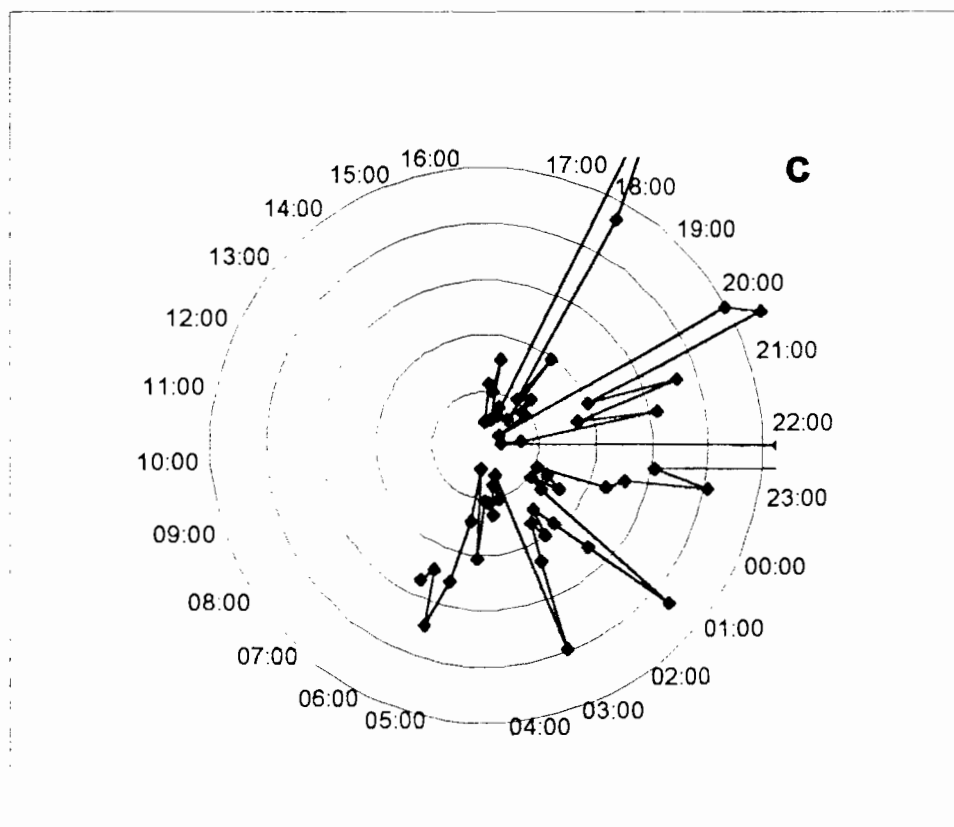


Figure 4.4-3a, b et c: Patrons d'activité quotidiens chez *Hoplias aimara* en conditions naturelles dans la zone témoin en hautes eaux (cycles de 24h). Chaque point indique la distance parcourue par le poisson dans les quinze minutes qui précèdent les repérages (effectués toutes les 15 mn). Echelle : 50 m entre chaque cercle.

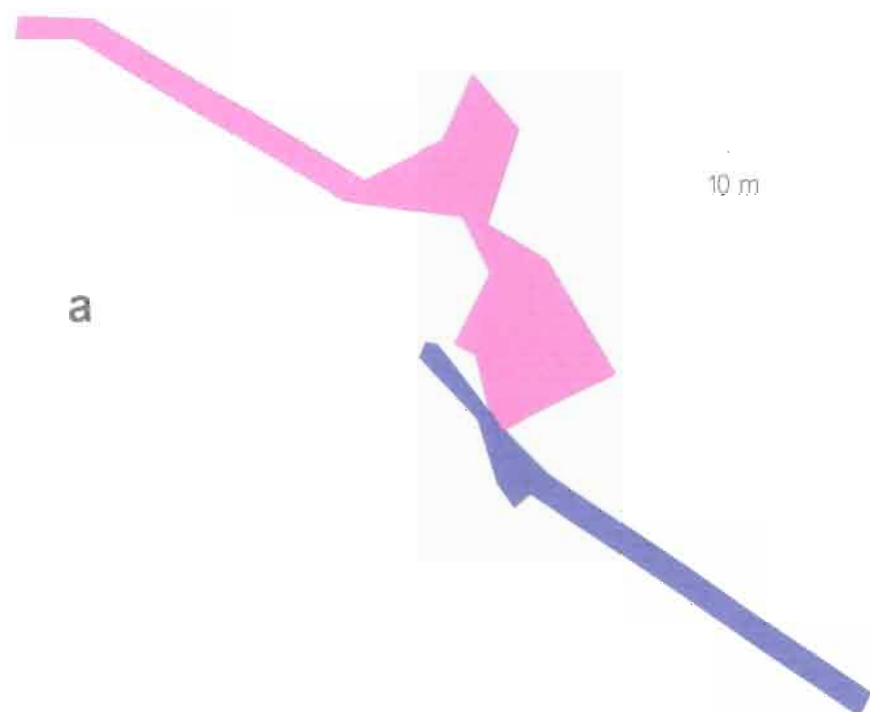


Figure 4.4-4. Recouvrement des territoires et aires d'activité quotidiennes chez *Hoplias aimara* en conditions naturelles. (a) Deux poissons de la zone test en basses eaux

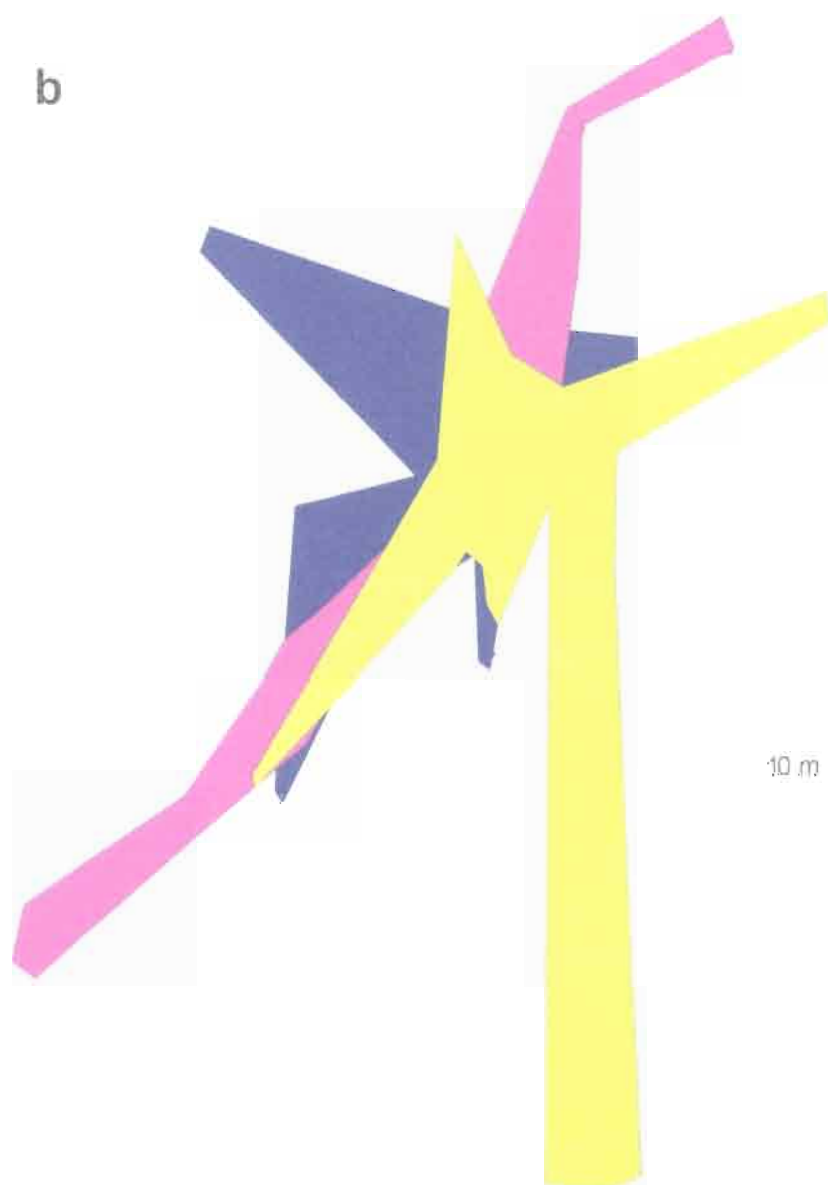


Figure 4.4-4. Recouvrement des territoires et aires d'activité quotidiennes chez *Hoplias aimara* en conditions naturelles. (b) Trois poissons de la zone test en hautes eaux.

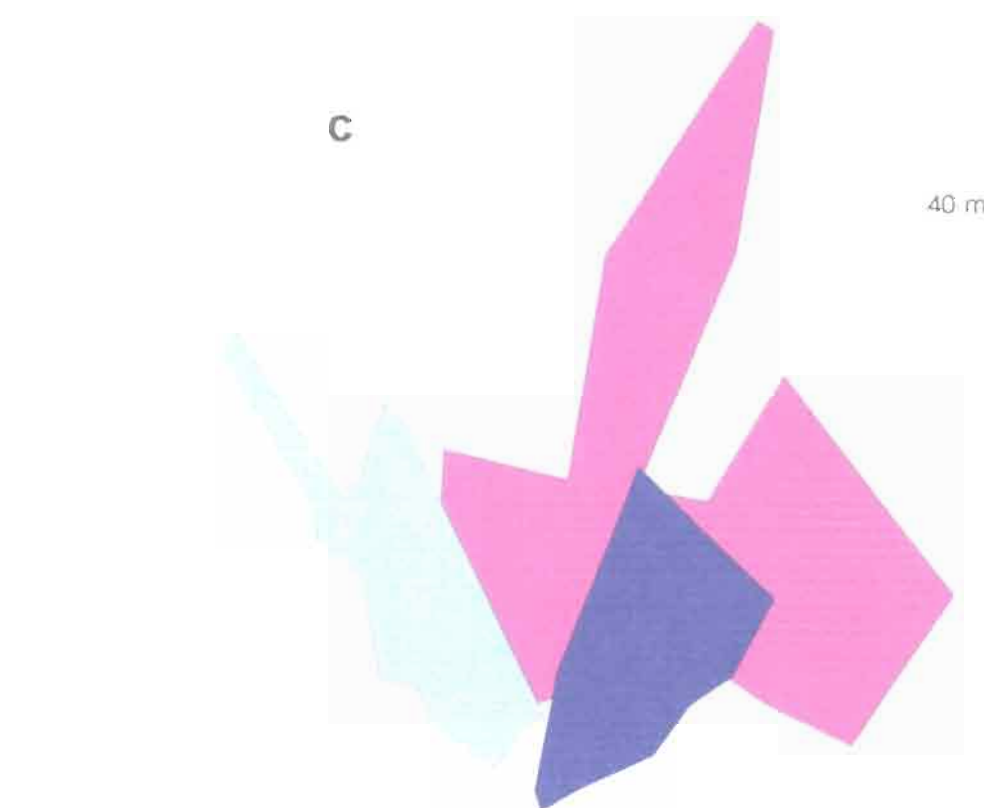


Figure 4.4-4 Recouvrement des territoires et aires d'activité quotidiennes chez *Hoplias aimara* en conditions naturelles. (c) Trois poissons de la zone témoin en hautes eaux (noter la différence d'échelle).

4.4.2.3 Déplacements longitudinaux face à la montée des eaux

Le Tableau 4.4-2 indique le nombre de déplacements ayant été observés parmi les poissons marqués dans les zones test et témoin. Le Tableau 4.4-3 indique les distances parcourues.

Avant montée des eaux à Saut Aimara, il n'a pas été observé de déplacements longitudinaux autres que le déplacement qui a conduit chaque poisson depuis le lieu de relâcher jusqu'à son lieu de capture.

Après la montée de 3 à 4 mètres des eaux à Saut Aimara, sept poissons parmi les 11 de la zone à avoir été repérés en août/septembre et en octobre (soit 58%) se sont déplacés vers l'amont. Cinq dans le fleuve, deux dans une crique. Les distances parcourues vont de 1 à 56 kilomètres.

Dans la zone témoin, un seul individu s'est déplacé vers l'amont en parcourant une distance de 22 kilomètres.

Mois	Zone test	Déplacés	Non repérés
Novembre 93	12	0	0
Janvier 94	10	0	2
Septembre 94	4	7	1
Octobre 94	4	4	4
Mois	Zone témoin	Déplacés	Non repérés
Novembre 93	-	-	-
Janvier 94	7	0	0
Septembre 94	4	0	3
Octobre 94	4	1	2

Tableau 4.4-2: Nombre d'individus marqués restés en place, s'étant déplacés et non repérés (Entre saut Parasol, à plus de 80 kilomètres à l'amont de la zone test de saut Aimara, et 10 km à l'aval). « - » : pas de poissons marqués.

Zone test		Zone témoin	
Mois de septembre 1994			
Numéro du poisson	Distance parcourue	Numéro du poisson	Distance parcourue
42	1	-	-
340	1	-	-
320	30	-	-
220	30	-	-
120	31	-	-
380	41	-	-
Mois d'octobre 1994			
240	1	180	22
220	52		
320	53		
120	56		

Tableau 4.4-3: Distances parcourues depuis le relâcher par les poissons s'étant déplacés dans les deux zones. « - » : pas de poissons déplacés en septembre 1994 dans la zone témoin.

Les repérages ont été effectués depuis saut Parasol, à plus de 80 kilomètres à l'amont de la zone test de saut Aimara, jusqu'à 10 km en aval.

Les individus non repérés peuvent être des individus soit qui se trouvent en amont de saut Parasol ce qui est très improbable, soit des individus ayant remonté des criques au delà de nos capacités de réception du signal, mais il s'agit plus probablement d'individus pêchés. Un seul poisson pêché nous a été signalé, mais nous pensons qu'il y en a eu bien d'autres.

4.4.3 Conclusions

Nous avons pu montrer que *Hoplias aimara* est bien une espèce fortement territoriale. Relâchés jusqu'à plus de 5 km de leur lieu de capture, 79% des poissons retrouvent leur site de capture et s'y maintiennent pendant plusieurs mois.

La territorialité de cette espèce semble cependant variable en fonction de la période (elle est plus marquée en saison sèche) et de la configuration de l'aire d'habitat (elle serait plus marquée là où le lit fluvial est plus fixé et présente peu de zones d'inondation).

Les observations empiriques des pêcheurs quant à la plus forte activité des aimaras en fin de nuit et en fin de journée se confirment dans une certaine mesure. Cependant, des périodes d'activité ont été mises en évidence à d'autres moments de la journée, et dans deux des cycles nyctéméraux étudiés, il n'y a pas de pic marqué d'activité en fin de nuit et en fin de journée. Cependant, il n'est pas exclu que celles-ci soient des périodes d'alimentation alors que les déplacements enregistrés au cours des autres moments de la journée soient liés à d'autres activités (défense du territoire ou du nid, reproduction).

En revanche, nos résultats corroborent bien les observations visuelles de remontée des poissons face à la montée des eaux (fortes concentrations de poissons observées au niveau des seuils). Il y a bien eu remontée des poissons de la retenue vers l'amont lors de la mise en eau. En effet, nous avons observé, chez *H. aimara*, une différence significative entre les déplacements des individus marqués dans la zone test par rapport à ceux de la zone témoin. Tant pour ce qui est du nombre de poissons déplacés que des distances parcourues.

Après la montée des eaux à Saut Aimara, plus de 50% des poissons repérés ont fui. Cinq d'entre eux ont franchi Saut Takari Tanté (marche de 4 mètres).

Le déplacement vers l'amont d'un poisson de la zone témoin et l'absence de données sur une année en situation non perturbée ne permettent pas d'exclure totalement l'existence de déplacements longitudinaux naturels chez *Hoplias aimara* bien que dans le cas du Sinnamary la fuite vers l'amont des poissons sous l'influence de la montée des eaux du barrage soit démontrée. Ce déplacement peut éventuellement s'expliquer par un effet "domino", les individus chassés de l'aval remontant le fleuve et repoussant devant eux les éléments qui s'y trouvent s'ils ne sont pas en mesure de défendre leur territoire.

En tout état de cause, la technique de radio-pistage a montré son efficacité pour répondre à la problématique considérée ici. Elle est à préconiser dans le futur pour toute étude d'impact de barrages en milieu tropical. Mais comme toutes les autres, sa mise en place précoce augmentera d'autant son efficacité.

La détection par un ULM-hydravion des poissons marqués améliorera grandement cette technique. Nous avons pu la tester, mais trop tardivement par rapport à l'expérimentation décrite ici. Un ULM volant à 300 m d'altitude détecte un émetteur à 1500 m de distance au sol. cette distance peut augmenter si l'ULM vole plus haut. Après localisation distante, un repérage très précis ± 10 m peut être réalisé en effectuant deux ou trois passages successifs à basse altitude.

4.5 Nombre et taille des oeufs produits par différentes espèces de poissons du fleuve Sinnamary. (Dominique Ponton et Anne Bezançon)

4.5.1 Introduction

L'une des hypothèses sur laquelle les travaux de l'équipe d'Hydrobiologie se basent suggère que les espèces de poissons qui se maintiendront à l'aval du barrage de Petit-Saut et dans la retenue verront leur stratégie de vie modifiée par les nouvelles conditions environnementales. Les données bibliographiques concernant les stratégies de reproduction des espèces représentées dans le fleuve sont rares (D. Ponton & L. Tito de Morais, en préparation). Il s'est donc avéré nécessaire d'obtenir des informations concernant en particulier le nombre et la taille des oeufs produits par les différentes espèces à partir d'individus collectés sur le terrain. Le but de ce travail est de présenter une première synthèse des données recueillies afin de définir les stratégies adoptées par différentes espèces de poissons vivant dans le fleuve, dans ses affluents, et dans la retenue. Des données sur la taille à la première maturité et la période de reproduction seront aussi fournies pour quelques espèces dont les adultes sont de petite taille (longueur standard <10 cm).

4.5.2 Matériel et méthodes

4.5.2.1 Conventions et définitions

La fécondité: Elle est généralement définie comme étant le nombre d'ovocytes produits par une femelle par an (Wootton, 1979). Albaret (1982), dans son article sur la reproduction et la fécondité des poissons d'eau douce de Côte d'Ivoire, définit la fécondité comme le nombre d'ovocytes dont les tailles correspondent au groupe modal le plus avancé. C'est cette définition que nous retiendrons pour ce travail.

La fécondité individuelle: C'est le nombre d'ovocytes mûrs présents dans l'ovaire juste avant la ponte (Kartas, 1981). Elle est donc identique à la définition de fécondité selon Albaret présentée ci-dessus.

La fécondité relative: correspond au nombre d'ovocytes par unité de poids corporel de la femelle en g ou en kg (Kartas, 1981).

La taille à la première maturité: La taille de première maturité est, selon Albaret (1982), la longueur à partir de laquelle 50% des femelles se trouvent à un stade avancé du premier cycle sexuel. Elle correspond à des femelles qui ont atteint au minimum le stade 3 sur l'échelle des maturités et portant des ovocytes à vitellogénèse avancée (Albaret, 1982). Dans le cadre de ce travail la taille à la première maturité sera définie comme étant la longueur à partir de laquelle 50% des femelles présentent des ovocytes de grande taille.

4.5.2.2 Sites d'études et techniques de capture

Les échantillons de poissons de grande taille proviennent des deux sites régulièrement échantillonnés par l'équipe d'Hydrobiologie de l'ORSTOM. Il s'agit du fleuve dans la zone de la crique Vénus située en aval de l'aménagement de Petit Saut (échantillons de 1993 et 1994), et de la retenue (1994 seulement). Les poissons ont été obtenus à l'aide de la batterie habituelle de filets maillants (Lauzanne et al. 1993). Les poissons de longueur standard inférieure à 10 cm proviennent de la campagne d'échantillonnage bimensuelle qui s'est déroulée

de novembre 92 à août 1993 dans la crique Vénus proprement dite. Plusieurs types de pièges ont été utilisés: trappes lumineuses (Ponton 1994) et nasses de maille 1 mm principalement.

4.5.2.3 Choix et conservation des gonades

Dès leur capture les poissons obtenus à l'aide de filets maillants ont été déterminés, mesurés, pesés, ouverts pour la détermination de leur sexe et de leur degré de maturité. Le degré de maturation des femelles est noté suivant une échelle (Tableau 4.5-1). Seules les gonades correspondant à un stade F4 sont conservées dans le liquide de Gilson pour détermination au laboratoire de la taille et du nombre des oeufs. A ce stade, les gonades recouvrent la quasi totalité de la cavité abdominale. Elles contiennent tous les ovocytes susceptibles d'être émis à la prochaine ponte. Ces gonades sont prélevées, pesées et conservées après avoir été fendues longitudinalement. Elles restent ensuite de un à deux mois dans le liquide de Gilson et sont agitées régulièrement. Ce liquide, utilisé pour la première fois par Frantz en 1910, permet une bonne et longue conservation des ovules en les durcissant et une rapide et entière dissociation par son action dissolvante du tissu ovarien (Kartas, 1981).

F1 Femelles immatures ou au repos sexuel

F2 Femelles en début de maturation

F3 Femelles en maturation

F4 Femelles matures

F5 Femelles en cours de ponte

F6 Femelles ayant pondu récemment

Tableau 4.5-1: Échelle de maturation des gonades.

Tous les individus de petite taille ont été immédiatement conservés dans de l'alcool sur le terrain pour tri et analyses ultérieures au laboratoire.

4.5.2.4 Analyses au laboratoire

Gonades des poissons capturés dans le fleuve et la retenue

Au bout de un à deux mois, les gonades conservées dans le liquide de Gilson peuvent être étudiées. L'échantillon est tout d'abord fortement agité afin de dissocier au maximum les oeufs du tissu conjonctif. Après avoir laissé décanter, le surnageant est éliminé et plusieurs rinçages avec de l'eau sont effectués en prenant garde de ne pas éliminer des petits oeufs. Un sous-échantillon de quelques centaines d'oeufs est transféré dans une cuve de Dolffus avec de l'eau. Le diamètre de cent oeufs choisis au hasard est mesuré à l'aide d'une loupe binoculaire équipée d'un micromètre oculaire. La distribution de ces diamètres permettra de déterminer la proportion relative des ovocytes de grande taille dans toutes les gonades analysées d'une même espèce. La totalité de l'échantillon est mise à sécher sur un tamis en milieu climatisé. Le nombre total d'ovocytes contenus dans une gonade est ensuite déterminé grâce à un sous-échantillonnage en poids sec (McGregor 1922 *in* Kartas 1981). Le nombre d'oeufs émis par ponte est estimé comme étant le produit du nombre total d'ovocytes par la proportion relative

des ovocytes de plus grande taille pour l'espèce. On détermine donc ainsi seulement un nombre potentiel d'oeufs produit lors d'une ponte.

Gonades des poissons capturés dans la crique Vénus

Les poissons ayant été préalablement déterminés, mesurés et référencés, 15 individus au maximum pour chaque espèce, chaque sortie, et chaque classe de taille de 5 mm ont été choisis au hasard. Ils ont été ensuite disséqués sous une loupe binoculaire (grossissement x6) afin de déterminer le sexe et d'extraire les gonades femelles. Celles-ci ont été dilacérées dans leur partie médiane afin de mesurer les diamètres d'un maximum de 30 ovocytes choisis au hasard (grossissement x50). Les gonades présentant les ovocytes les plus gros ont été transférées dans le liquide de Gilson pour une période de quinze jours. Au bout de cette période, les ovocytes ont été abondamment rincés puis séparés les uns des autres à l'aide d'aiguilles montées. Certaines gonades ont nécessité l'emploi d'un sonicateur afin de faciliter la dissociation des ovocytes. La totalité des ovocytes de deux sous-échantillons en volume (1.5 à 2ml sur 50ml) a ensuite été comptée (Bagenal 1957 et 1968 *in* Kartas 1981) afin de déterminer le nombre total d'ovocytes dans les gonades. Le nombre d'oeufs produits par ponte a ensuite été estimé comme pour les espèces obtenues dans les filets maillants.

4.5.3 Résultats et discussion

4.5.3.1 Poissons capturés dans le fleuve et la retenue

Les gonades de 361 poissons appartenant à 48 espèces de 13 familles ont été analysées (Tableau 4.5-2). Les données les plus nombreuses ont été obtenues pour *Triportheus rotundatus*, *Anchovia surinamensis*, *Pterengraulis atherinoides* et *Auchenipterus nuchalis*. Chez les Characiformes, les Characidae sont les plus représentés avec 136 individus répartis en 5 sous-familles et 18 espèces. Pour les espèces *Lycengraulis* sp. 1, *Hemiodopsis quadrimaculatus*, *Leporinus gosseii*, *Leporinus pellegrini*, *Deuterodon* sp., *Moenkhausia comma*, *M. georgiae*, *M. oligolepis*, *M. oligolepis*, *M. surinamensis*, *Bunocephalus* sp., *Ancistrus hoplogenyis*, *Lasiancistrus* sp., *Geophagus surinamensis*, et *Satanoperca* sp. aff. *leucosticta* un seul individu a été analysé.

A partir des histogrammes de distribution des ovocytes (Figure 4.5-1a-d), le nombre de modes nous permet de classer les différentes espèces selon un premier critère. Ainsi, les Engraulididae, *Astyanax bimaculatus*, *A. polylepis*, *Deuterodon* sp., *Moenkhausia surinamensis* et *Bunocephalus* sp. ont des ovocytes répartis sur un seul mode de distribution. Ce mode unique est constitué par des ovocytes de petit diamètre pour la majorité d'entre eux (Tableau 4.5-3), *Bunocephalus* sp. produisant les plus gros oeufs (diamètre médian = 2.32 mm) et *Anchovia surinamensis* les plus petits (diamètre médian = 0.24mm). Ces espèces sont probablement à ponte unique dans l'année. D'autres espèces présentent des ovocytes dont les diamètres présentent plusieurs modes de distribution. Ce sont par exemple *Hemiodus unimaculatus*, les Curimatidae, les Anostomidae, les Erythrinidae, *Triportheus rotundatus*, *Charax gibbosus*, *Poptella orbicularis*, *Bryconops* sp.1, 2 et 3, *Moenkhausia collettii*, *M. comma*, *M. georgiae*, *Pseudauchenipterus nodosus*, *Ancistrus hoplogenyis* et *Hypostomus plecostomus*. Les diamètres médians des ovocytes du groupe modal le plus avancé sont compris entre 0.6 mm pour *Curimata cyprinoides* et 4.7 mm pour *Hypostomus plecostomus*. Ces espèces doivent certainement se reproduire plusieurs fois dans l'année.

Ordre						
Famille						
Sous-famille						
Espèce	Code	N	min	LS (mm) médiane	max	
Clupeiformes						
Engraulididae						
Engraulidinae						
<i>Anchovia surinamensis</i> (Blecker 1866)	ASUR	40	76	83	110	
<i>Lycengraulis batesii</i> (Günther 1868)	LYC1	1	-	222	-	
<i>Pterengraulis atherinoides</i> (Linnaeus 1766)	PATH	33	171	205	245	
Characiformes						
Hemiodontidae						
Hemiodontinae						
<i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i> (Pellegrin 1908)	HQUA	1	-	140	-	
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch 1794)	HEUN	2	190	203	216	
Curimatidae						
Curimatinae						
<i>Curimata cyprinoides</i> (Linnaeus 1766)	CCYP	16	110	166	236	
Anostomidae						
<i>Anostomus brevior</i> Géry 1960	ABRE	3	76	82	83	
<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch 1794)	LFAS	1	-	258	-	
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch 1794)	LFRI	12	300	248	365	
<i>Leporinus gosseii</i> Géry, Planquette & LeBail 1991	LGOS	1	-	230	-	
<i>Leporinus granti</i> Eigenmann 1912	LGRA	7	132	172	184	
<i>Leporinus pellegrini</i> Steindachner 1910	LPEL	1	-	164	-	
Erythrinidae						
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix 1829)	HOUN	2	240	240	240	
<i>Hoplias aimara</i> (Val. in Cuv. & val. 1846)	HAIM	2	460	468	475	
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	HMAL	2	205	223	240	
Characidae						
Bryconinae						
<i>Triportheus rotundatus</i> (Schomburgk in Jardine 1841)	TROT	51	194	225	260	
Characinae						
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch 1794)	AFAL	19	140	189	265	
<i>Acestrorhynchus microlepis</i> (Schomburgk 1841)	AMIC	5	145	160	191	
<i>Charax gibbosus</i> (Linnaeus 1758)	CGIB	8	112	130	150	
Serrasalminae						
<i>Myleus ternetzi</i> (Norman 1929)	MTER	3	180	194	230	

Tableau 4.5-2: Liste des espèces de poissons dont les gonades ont été analysées. Avec N: nombre d'individus analysés et LS: longueur standard (mm). La classification des espèces suit celle de Nelson (1984) et Géry (1977).

Ordre	Famille	Sous-famille	Espèce	Code	N	min	LS (mm) médiane	max
Characiformes (suite)	Characidae (suite)	Stethaprioninae	<i>Poptella orbicularis</i> (Val. in Cuv. & Val. 1849)	PORB	17	71	81	100
		Tetragonopterinae	<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus 1758)	ABIM	3	102	107	112
			<i>Astyanax polylepis</i> (Günther 1864)	APOL	3	73	75	105
			<i>Bryconops</i> sp. 1	BRY1	2	111	115	118
			<i>Bryconops</i> sp. 2	BRY2	6	91	112	122
			<i>Bryconops</i> sp. 3	BRY3	5	92	100	103
			<i>Deuterodon</i> sp.	DEUT	1	-	96	-
			<i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner 1882)	MCOL	6	48	52	54
			<i>Moenkhausia comma</i> Eigenmann 1908	MCOM	1	-	49	-
			<i>Moenkhausia georgiae</i> Géry 1966	MGEO	1	-	82	-
			<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther 1864)	MOLI	1	-	84	-
			<i>Moenkhausia surinamensis</i> Géry 1966	MSUR	1	-	107	-
			<i>Piabucus dentatus</i> (Kohlreuter 1761)	PDEN	6	110	128	143
Siluriformes	Doradidae		<i>Doras carinatus</i> (Linnaeus 1766)	DCAR	6	152	187	300
	Auchenipteridae		<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix 1829)	ANUC	33	86	112	128
			<i>Parauchenipterus galeatus</i> (Linnaeus 1766)	PGAL	20	136	153	214
			<i>Pseudauchenipterus nodosus</i> (Bloch 1794)	PNOD	3	120	122	134
			<i>Tatia intermedia</i> (Steindachner 1876)	TINT	4	76	81	90
	Aspredinidae	Bunocephalinae	<i>Bunocephalus</i> sp.	BUNO	1	-	-	-
	Callichthyidae		<i>Corydoras spilurus</i> Norman 1926	CSPI	4	89	94	99
	Loricariidae		<i>Ancistrus hoplogenys</i> (Günther 1864)	AHOP	1	-	82	-
			<i>Hypostomus plecostomus</i> (Linnaeus 1758)	HPLE	13	110	125	168
			<i>Lasiancistrus</i> sp.	LASI	1	-	92	-

Tableau 4.5-2: (suite 2 de 3)

Ordre						
Famille						
Sous-famille						
Espèce	Code	N	min	LS (mm) médiane	max	
Gymnotiformes						
Sternopygidae						
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes 1847)	EVIR	7	132	149	169	
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider 1801)	SMAC	2	146	156	166	
Perciformes						
Cichlidae						
<i>Crenicichla saxatilis</i> (Linnaeus 1758)	CSAX	3	155	172	178	
<i>Geophagus surinamensis</i> (Bloch 1791)	GSUR	1	-	135	-	
<i>Satanoperca</i> sp. aff. <i>leucosticta</i>	SLEU	1	-	91	-	

Tableau 4.5-2: (suite 3 de 3)

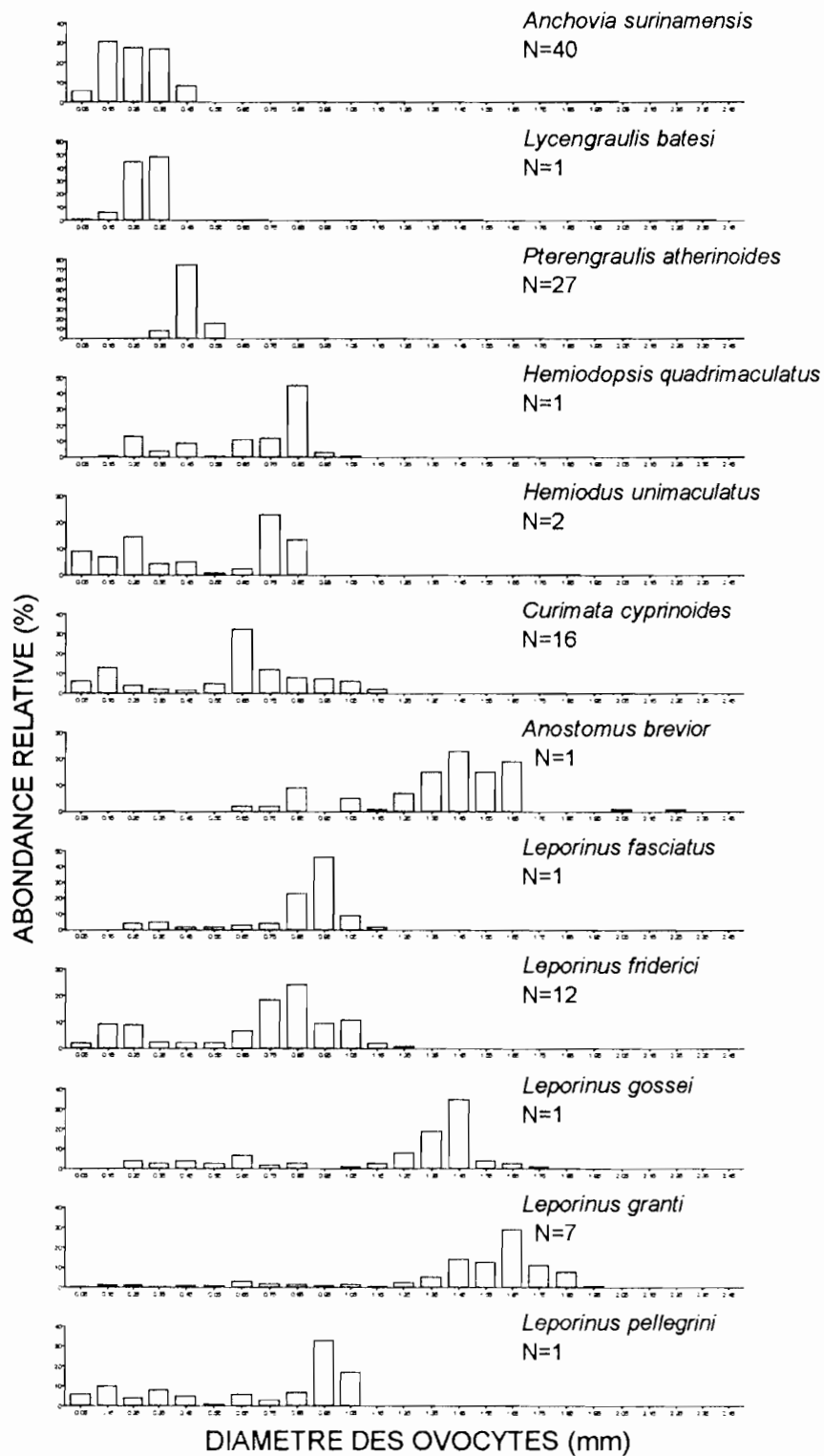


Figure 4.5-1a: Distributions des diamètres des ovocytes de plusieurs espèces du fleuve Sinnamary.

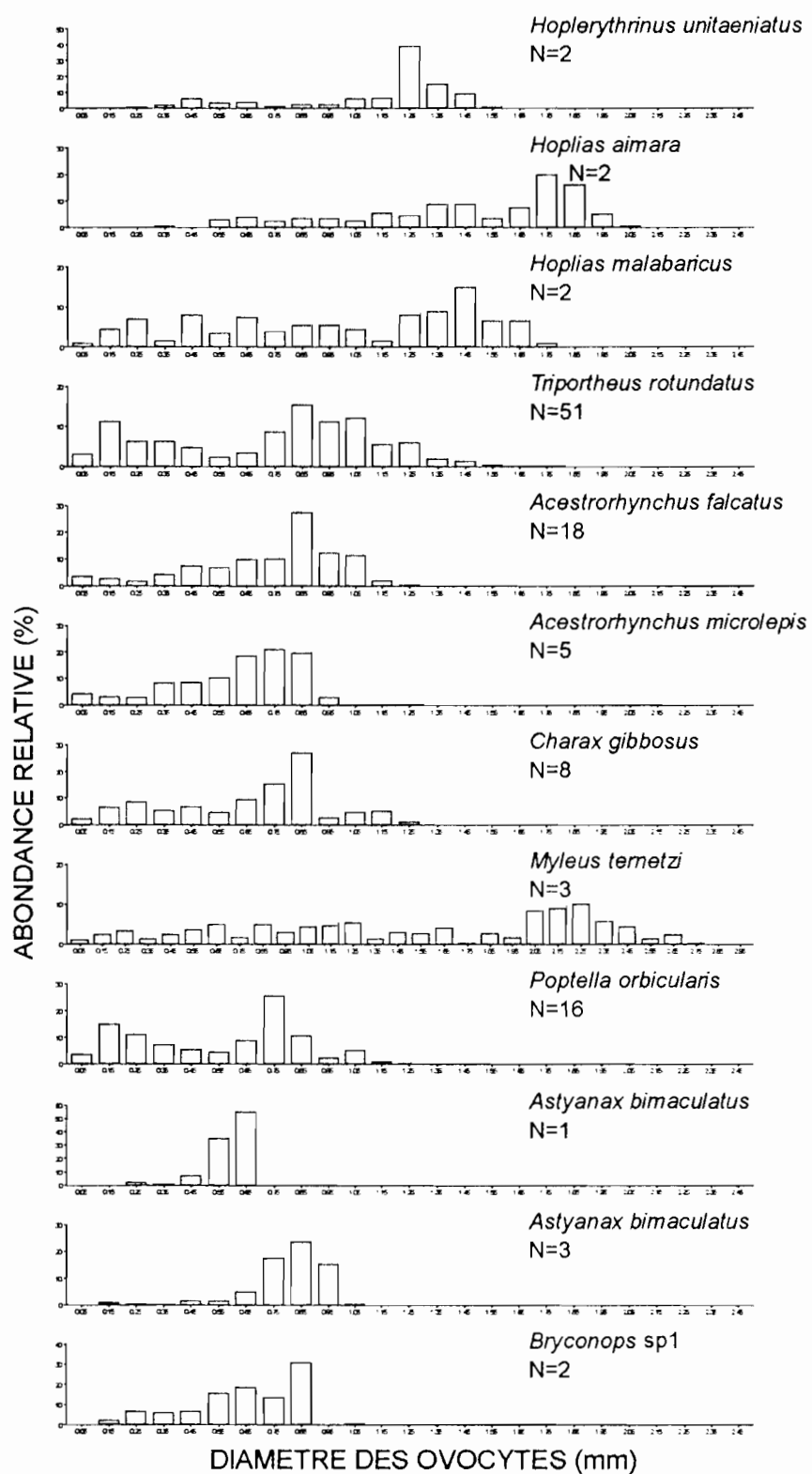


Figure 4.5-1b: Distributions des diamètres des ovocytes de plusieurs espèces du fleuve Sinnamary.

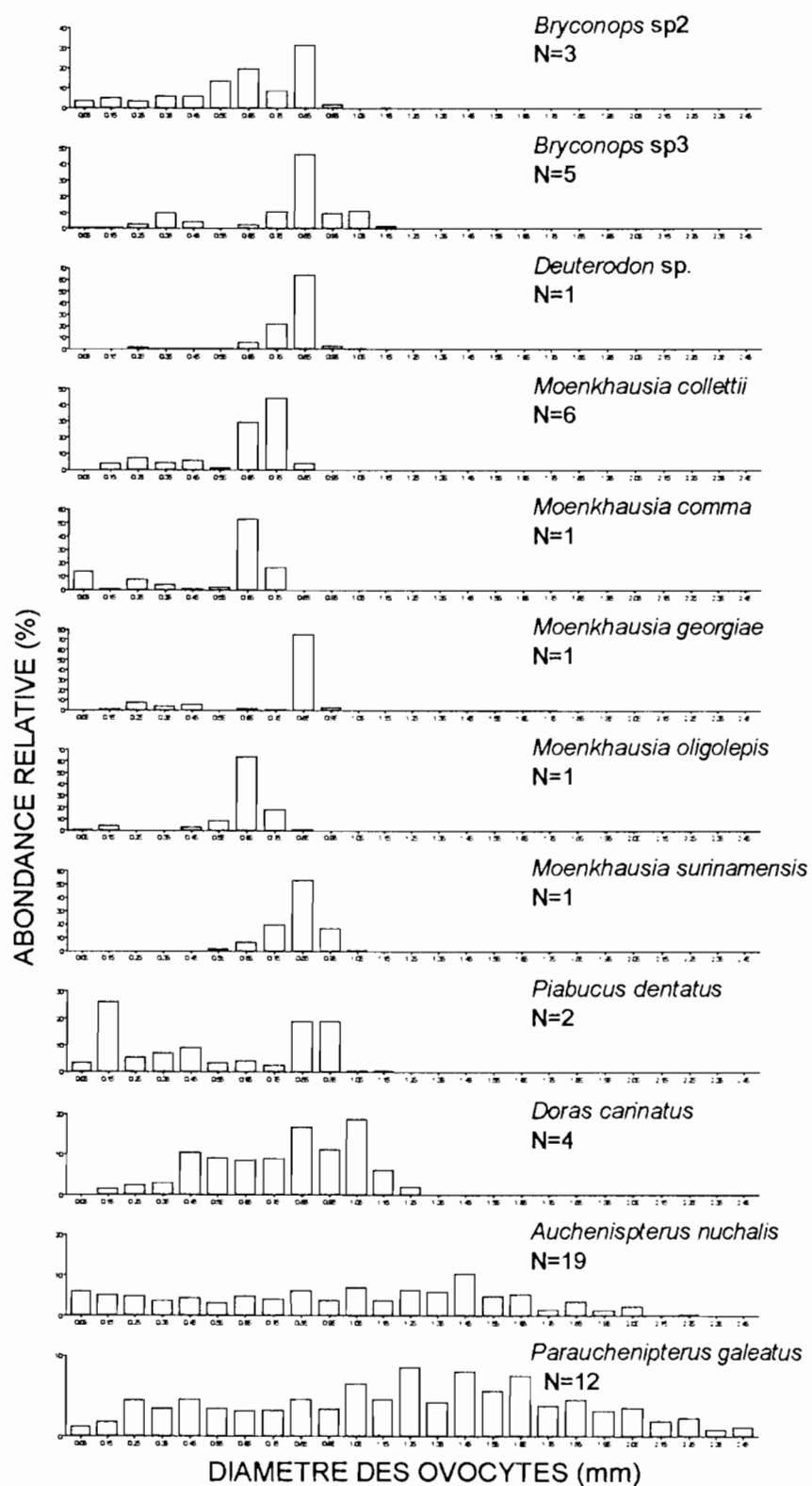


Figure 4.5-1c: Distributions des diamètres des ovocytes de plusieurs espèces du fleuve Sinnamary.

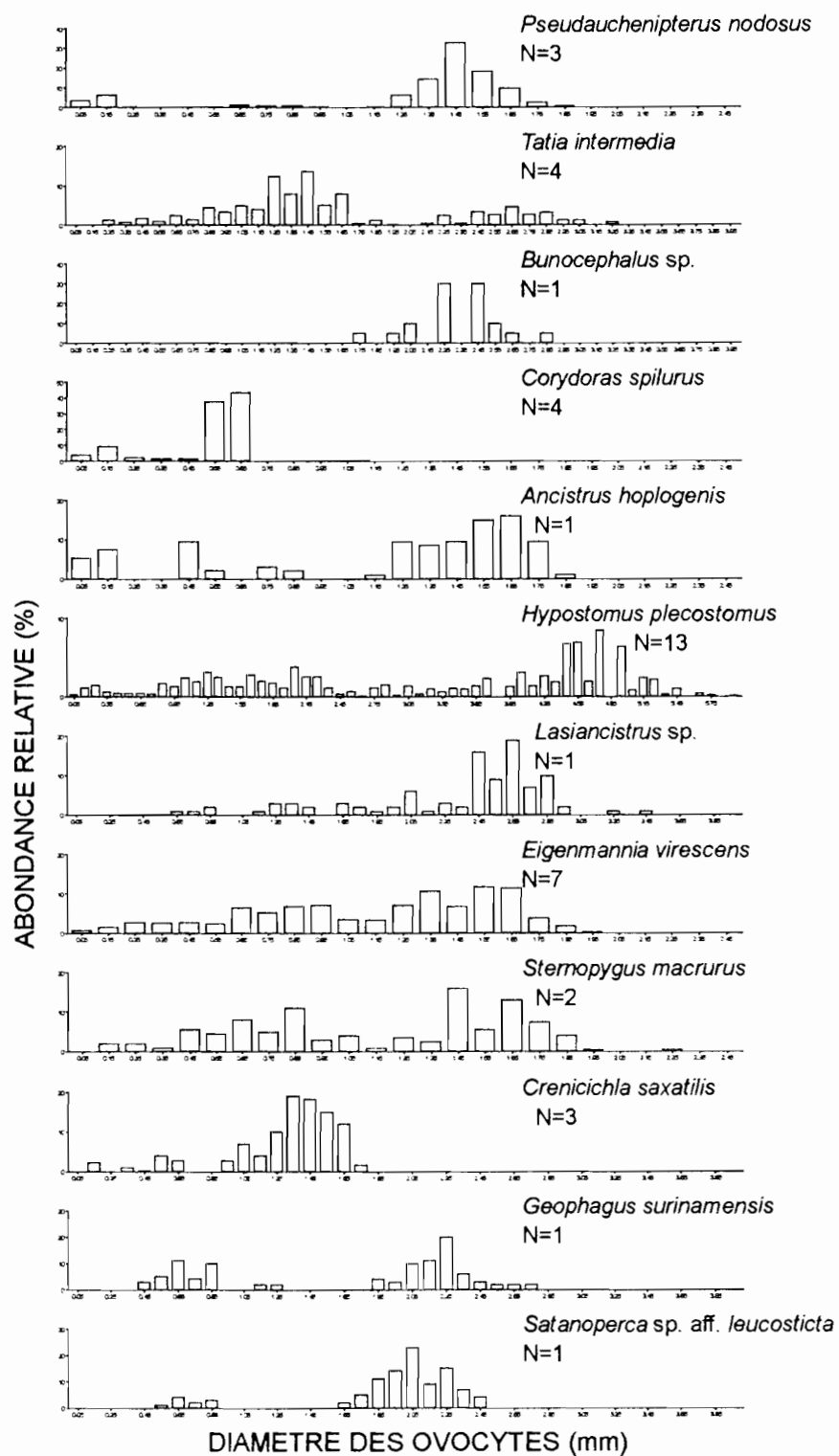


Figure 4.5-1d: Distributions des diamètres des ovocytes de plusieurs espèces du fleuve Sinnamary.

Ordre Famille Sous-famille Espèce	Diamètre gros ovocytes (mm)				Nombre d'oeufs par ponte				Fécondité relative (N.g ⁻¹)			
	N	Med.	min	max	N	Med.	min	max	N	Med.	min	max
Clupeiformes												
Engraulididae												
Engraulidinae												
<i>Anchovia surinamensis</i>	3999	0.24	0.04	0.96	39	24906	6321	88258	39	2568	433	11613
<i>Lycengraulis batesii</i>	99	0.28	0.08	0.38	1	90177	-	-	1	724	-	-
<i>Pterengraulis atherinoides</i>	2699	0.44	0.08	0.70	33	91831	26940	180522	33	853	317	1176
Characiformes												
Hemiodontidae												
Hemiodontinae												
<i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i>	73	0.80	0.56	1.04	1	5619	-	-	1	68	-	-
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	120	0.72	0.52	0.88	2	47250	47165	47334	2	253	174	332
Curimatidae												
Curimatinae												
<i>Curimata cyprinoides</i>	1197	0.69	0.40	1.20	16	29413	2836	64864	16	261	14	1297
Anostomidae												
<i>Anostomus brevior</i>	81	1.48	1.20	2.20	3	573	547	588	2	66	64	69
<i>Leporinus fasciatus</i>	87	0.92	0.68	1.14	1	78967	-	-	1	179	-	-
<i>Leporinus friderici</i>	898	0.82	0.50	1.28	12	164144	43428	391253	12	142	64	380
<i>Leporinus gosseii</i>	74	1.40	1.08	1.72	1	24472	-	-	1	57	-	-
<i>Leporinus granti</i>	598	1.60	1.12	2.16	7	16507	7994	22513	7	111	55	143
<i>Leporinus pellegrini</i>	60	0.96	0.72	1.04	1	12485	-	-	1	145	-	-
Erythrinidae												
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	159	1.28	0.92	1.72	2	44574	41919	47230	2	120	115	125
<i>Hoplias aimara</i>	105	1.76	1.50	2.00	2	20124	2440	37807	2	5	1	9
<i>Hoplias malabaricus</i>	95	1.40	1.12	1.76	2	3952	2997	4908	2	17	10	24
Characidae												
Bryconinae												
<i>Triporthus rotundatus</i>	3498	0.92	0.50	1.72	51	16643	4685	79243	51	81	24	943
Characinae												
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	1447	0.84	0.51	1.20	19	9181	3381	88717	19	118	33	3399
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	364	0.74	0.50	1.20	5	3204	474	37181	2	262	59	465
<i>Charax gibbosus</i>	527	0.80	0.60	1.34	8	5093	3261	11273	8	121	69	169
Serrasalminae												
<i>Myleus ternetzi</i>	138	2.20	1.77	2.72	3	6303	3126	9515	3	15	12	17

Tableau 4.5-3: Taille des gros ovocytes, nombre d'oeufs produits par ponte et fécondité relative des différentes espèces. Avec N: nombre d'ovocytes mesurés ou d'individus analysés.

Ordre	Diamètre gros ovocytes (mm)				Nombre d'oeufs par ponte				Fécondité relative (N.g ⁻¹)				
Famille													
Sous-famille													
Espèce	N	Med.	min	max	N	Med.	min	max	N	Med.	min	max	
Characiformes (suite)													
Characidae (suite)													
Stethaprioninae													
<i>Poptella orbicularis</i>	924	0.76	0.51	1.20	17	1175	462	4882	17	71	21	180	
Tetragonopterinae													
<i>Astyanax himaculatus</i>	100	0.60	0.26	0.68	2	25121	16872	33369	2	651	544	758	
<i>Astyanax polylepis</i>	290	0.92	0.52	1.16	3	9125	8739	10199	3	574	209	579	
<i>Bryconops</i> sp. 1	158	0.76	0.52	1.00	2	2000	1936	2064	2	519	70	968	
<i>Bryconops</i> sp. 2	404	0.76	0.40	1.16	6	4190	914	5626	6	157	58	219	
<i>Bryconops</i> sp. 3	407	0.88	0.64	1.20	5	971	720	1166	5	51	48	58	
<i>Deuterodon</i> sp.	97	0.80	0.56	1.00	1	8974	-	-	1	231	-	-	
<i>Moenkhausia collettii</i>	473	0.72	0.52	0.84	6	1044	721	1337	6	270	158	351	
<i>Moenkhausia comma</i>	72	0.68	0.52	0.72	1	360	-	-	1	100	-	-	
<i>Moenkhausia georgiae</i>	81	0.84	0.64	0.92	1	2256	-	-	1	123	-	-	
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	95	0.63	0.42	0.87	1	1172	-	-	-	-	-	-	
<i>Moenkhausia surinamensis</i>	100	0.84	0.52	1.08	1	7933	-	-	1	174	-	-	
<i>Piabucus dentatus</i>	91	0.87	0.60	1.14	6	1224	669	1882	6	71	30	89	
Siluriformes													
Doradidae													
<i>Doras carinatus</i>	292	0.92	0.60	1.80	5	11666	6235	35341	5	76	53	95	
Auchenipteridae													
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	884	1.48	1.10	2.40	33	486	55	1794	33	19	7	71	
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	344	1.84	1.60	2.48	20	601	244	2033	20	6	4	17	
<i>Pseudauchenipterus nodosus</i>	255	1.46	1.20	1.80	3	3552	2325	10327	3	62	49	252	
<i>Tatia intermedia</i>	97	2.60	2.16	3.64	4	75	39	117	4	6	2	7	
Aspredinidae													
Bunocephalinae													
<i>Bunocephalus</i> sp.	20	2.32	1.76	2.88	-	-	-	-	-	-	-	-	
Callichthyidae													
<i>Corydoras spilurus</i>	338	0.60	0.33	0.66	4	16584	9203	24972	4	647	418	832	
Loricariidae													
<i>Ancistrus hoplogenyis</i>	66	1.52	1.12	1.80	1	66	-	-	1	4	-	-	
<i>Hypostomus plecostomus</i>	609	4.64	4.00	6.29	13	115	71	185	13	2	1	3	
<i>Lasiancistrus</i> sp.	71	2.60	2.12	3.40	1	280	-	-	1	12	-	-	

Tableau 4.5-3: (suite 2 de 3)

Ordre Famille Sous-famille Espèce	Diamètre gros ovocytes (mm)				Nombre d'oeufs par ponte				Fécondité relative (N.g ⁻¹)			
	N	Med.	min	max	N	Med.	min	max	N	Med.	min	max
Gymnotiformes												
Sternopygidae												
<i>Eigenmannia virescens</i>	427	1.47	1.00	1.95	7	273	119	324	2	29	15	44
<i>Sternopygus macrurus</i>	108	1.54	1.12	2.24	2	377	328	426	2	25	23	27
Perciformes												
Cichlidae												
<i>Crenicichla saxatilis</i>	269	1.40	0.92	1.76	3	1278	995	1319	3	10	9	11
<i>Geophagus surinamensis</i>	63	2.20	1.80	2.76	1	472	-	-	1	5	-	-
<i>Satanoperca</i> sp. aff. <i>leucosticta</i>	90	2.04	1.68	2.44	1	196	-	-	1	7	-	-

Tableau 4.5-3: (suite 3 de 3)

Pour les espèces *Hoplias aimara* et *malabaricus*, *Myleus ternetzi* et *Eigenmannia virescens*, le premier mode est très étalé et le deuxième n'est que légèrement perceptible. D'autres espèces comme *Auchenipterus nuchalis* et *Parauchenipterus galeatus* ne présentent aucun mode de distribution distinct. Ces distributions pourraient s'expliquer par une reproduction continue des espèces concernées ou bien par des problèmes d'échantillonnage (forte variabilité interindividuelle des diamètres des ovocytes, précision de la détermination du stade de maturation sur le terrain, etc.). Seuls des nombres plus élevés d'individus pourront nous permettre de répondre plus précisément.

Les quantités d'oeufs produits par ponte varient très fortement suivant les espèces (Tableau 4.5-3). Les valeurs maximales et minimales sont atteintes respectivement par *Leporinus friderici* (médiane = 164144 oeufs par ponte) et par *Ancistrus hoplogenyis* (médiane = 66 oeufs par ponte). C'est chez les Clupeiformes et les Characiformes que l'on peut trouver les espèces produisant le plus d'oeufs par ponte. A l'opposé, les Siluriformes présentent les espèces qui produisent le moins d'oeufs par ponte. Les fécondités relatives présentent elles aussi une large gamme de variation. Elles vont de 2568 oeufs.g⁻¹ par ponte pour *Anchovia surinamensis* à 2 oeufs.g⁻¹ par ponte pour *Hypostomus plecostomus* (Tableau 4.5-3).

4.5.3.2 Poissons capturés dans la crique Vénus

Un total de 1965 poissons capturés lors de 17 sorties effectuées dans la crique Vénus ont été analysés (Tableau 4.5-4). Ils appartiennent à 12 espèces de trois familles et ils ont permis d'obtenir des données sur 591 femelles. Les gonades les plus nombreuses ont été obtenues pour *Hyphessobrycon* sp. aff. *sovichtys*, *Pristella maxillaris*, *Moenkhausia collettii*, et *Pseudopristella simulata*. Par contre, très peu de femelles ont été observées pour *Hemigrammus boesemani* et *H. unilineatus*.

Le diamètre médian des ovocytes mûrs de la plupart de ces espèces de petite taille varie de 0.44 mm (*Nannostomus beckfordi*) à 0.72 mm (*Characidium* gr. *fasciatum*). Les diamètres médians des ovocytes de *Eleotris amblyopsis* et *Hemigrammus schmardae* sont beaucoup plus petits, respectivement 0.20 mm et 0.06 mm (Tableau 4.5-5). Le nombre d'oeufs produits par ponte varie lui de 154 pour *N. beckfordi* à 1527 pour *H. ocellifer*. Ce chiffre atteint même 3425 pour *E. amblyopsis* (Tableau 4.5-5) si on émet l'hypothèse que tous les ovocytes présents dans les gonades de cette espèce peuvent potentiellement être pondus en même temps (stratégie de ponte unique). On peut remarquer qu'aucune femelle mature de *Hemigrammus schmardae* n'a été observée. Ceci indiquerait soit que les adultes de cette espèce se trouvent hors des sites échantillonnés dans la crique Vénus soit que ces individus correspondent en fait à des stades jeunes d'une espèce différente de *Hemigrammus schmardae*.

Les histogrammes de distribution des ovocytes pour différentes dates et classes de taille permettent en de mettre en évidence les périodes potentielles de reproduction pour chaque espèce (Figure 4.5-2a-j). Cette période de reproduction est caractérisée par l'existence d'un second mode de taille des ovocytes qui apparaît à des dates différentes selon les espèces. Les femelles d'*Hyphessobrycon* sp. aff. *sovichtys* présentent par exemple un mode d'ovocytes plus gros dès les premières captures alors que l'apparition de ce second mode est plus tardif chez *Moenkhausia hemigrammoides*. Si on émet l'hypothèse que la présence de ces ovocytes de grande taille correspond à une période probable de reproduction, la majorité des espèces se reproduit donc entre les mois de mars et de juillet, ce qui correspond au maximum de la saison des pluies. Dans la plupart des cas, la présence de jeunes dans la crique Vénus a été décelée pendant et après cette période potentielle de reproduction (Figure 4.5-3). Nos résultats sont

donc concordants. Des jeunes d'*Eleotris amblyopsis* et de *Pristella maxillaris* ont été observés en début de saison des pluies. La taille de première maturité de *Pristella maxillaris* étant faible (cf. plus loin). Il est donc possible que des individus provenant des ovocytes émis pendant la période de reproduction soient capables de se reproduire rapidement si la croissance est bonne. Il y aurait donc pour cette espèce une deuxième période de reproduction entre le mois août et le mois de novembre. Étant donné que les femelles d'*Eleotris amblyopsis* ne présentent qu'un seul mode de distribution de leurs ovocytes, il est difficile de déterminer la période de reproduction de cette espèce. Il est probable que celle-ci soit tardive dans l'année ce qui expliquerait l'existence de leurs jeunes dans le milieu dès novembre.

Les espèces présentent en majorité deux modes de distribution des tailles de leurs ovocytes sauf *Hemigrammus schmardae* et *Eleotris amblyopsis* (Figure 4.5-4). Ces petites espèces se reproduiraient donc plusieurs fois dans une même saison de reproduction. Malgré le faible nombre d'individus analysés il est possible d'estimer la taille à la première reproduction pour les espèces les plus abondamment représentées dans les échantillons (Figure 4.5-5). La taille à laquelle 50% des femelles présentent des ovocytes de grande taille varie de moins de 25 mm pour *Pristella maxillaris* à plus de 40 mm pour *Characidium gr. fasciatum*.

4.5.4 Conclusions

Cette étude a permis d'obtenir les premières données sur les stratégies de reproduction de certaines espèces présentes dans le fleuve Sinnamary. Ces espèces ont développé des stratégies de reproduction variées qui sont bien traduites par le gradient des valeurs médianes du diamètre des ovocytes mûrs et celui des valeurs médianes de la fécondité relative (Figure 4.5-6). A une extrémité de ce gradient on observe les Engraulididae dont les espèces produisent un nombre élevé d'oeufs qui présentent une petite taille. A l'autre extrémité, les Auchenipteridae, Cichlidae et Loricaridae produisent peu d'oeufs par ponte mais de grande taille. Les distributions multimodales des diamètres des ovocytes indiquent que la majorité des espèces analysées se reproduisent plusieurs fois dans l'année.

Les nombres d'individus capturés sont encore trop faibles pour détecter un éventuel effet de la mise en eau sur le nombre et la taille des espèces considérées dans les différents milieux. L'effort d'échantillonnage et de traitement des gonades devra donc être poursuivi dans les années à venir aussi bien à l'aval du barrage que dans la retenue. ces données permettront ainsi de déterminer dans quelles mesures les espèces de poissons qui se maintiendront à l'aval du barrage de Petit-Saut et dans la retenue verront leur stratégie de vie modifiée par les nouvelles conditions environnementales.

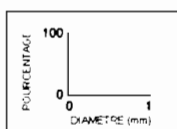
Remerciements: nous remercions Annie Denigot, Christelle Rouzeval et Nicolas Brehm pour leur aide au laboratoire.

Ordre	Famille	Sous-famille	Espèce	Code	Nta	Nfa	min	LS (mm) médiane	max
Characiformes									
	Lebiasinidae								
		Pyrrhulininae							
			<i>Nannostomus beckfordi</i> (Günther 1872)	NBEC	83	16	23	25	26
	Characidae								
		Characidinae							
			<i>Characidium</i> gr. <i>fasciatum</i>	CGFA	24	10	27	38	54
		Cheirodontinae							
			<i>Pristella maxillaris</i> (Ulrey 1894)	PMAX	198	105	13	22	32
			<i>Pseudopristella simulata</i> Géry 1960	PSIM	137	56	17	26	37
		Tetragonopterinae							
			<i>Hemigrammus boesemani</i> (Géry 1959)	HBOE	50	2	15	20	26
			<i>Hemigrammus ocellifer</i> (Steindachner 1882)	HOCE	209	25	14	28	38
			<i>Hemigrammus schmardae</i> (Steindachner 1882)	HSCH	65	15	17	26	34
			<i>Hemigrammus unilineatus</i> (Gill 1858)	HUNI	19	1	13	22	31
			<i>Hyphessobrycon</i> sp. aff. <i>sovichtys</i>	HSOV	492	224	12	23	32
			<i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner 1882)	MCOL	380	70	17	30	48
			<i>Moenkhausia hemigrammoides</i> Géry 1966	MHEM	217	14	12	26	42
Perciformes									
	Eleotridae								
			<i>Eleotris amblyopsis</i> (Cope 1870)	EAMB	91	53	2	27	37

Tableau 4.5-4: Liste des espèces de poissons de petite taille dont les gonades ont été analysées. Avec Nta: nombre total d'individus analysés, Nfa: nombre de femelles analysées, LS: longueur standard

Ordre Famille Sous-famille Espèce	Diamètre gros ovocytes (mm)				Nombre d'oeufs par ponte			
	N	Med	min	max	N	Med.	min	max
Characiformes								
Lebiasinidae								
Pyrrhulininae								
<i>Nannostomus beckfordi</i>	10	0.44	0.30	0.60	1	154	-	-
Characidae								
Characinae								
<i>Characidium gr. fasciatum</i>	83	0.72	0.60	0.86	3	3292	2034	3645
Cheirodontinae								
<i>Pristella maxillaris</i>	518	0.70	0.50	0.94	10	404	240	953
<i>Pseudopristella simulata</i>	469	0.70	0.50	0.86	10	836	390	1066
Tetragonopterinae								
<i>Hemigrammus ocellifer</i>	97	0.48	0.40	0.88	10	1527	385	2764
<i>Hemigrammus schmardae</i>	30	0.06	0.04	0.10	-	-	-	-
<i>Hyphessobrycon sp. aff. sovichtys</i>	667	0.60	0.40	1.00	8	294	171	538
<i>Moenkhausia collettii</i>	295	0.60	0.50	0.80	7	637	353	1299
<i>Moenkhausia hemigrammoides</i>	123	0.54	0.40	0.80	8	920	497	1172
Perciformes								
Eleotridae								
<i>Eleotris amblyopsis</i>	1590	0.20	0.02	0.66	10	3425	1540	7300

Tableau 4.5-5: Diamètre des gros ovocytes et nombre estimé d'oeufs par ponte pour les différentes espèces de petits poissons. Avec N: nombre d'ovocytes mesurés ou d'individus analysés.



Characidium gr. fasciatum

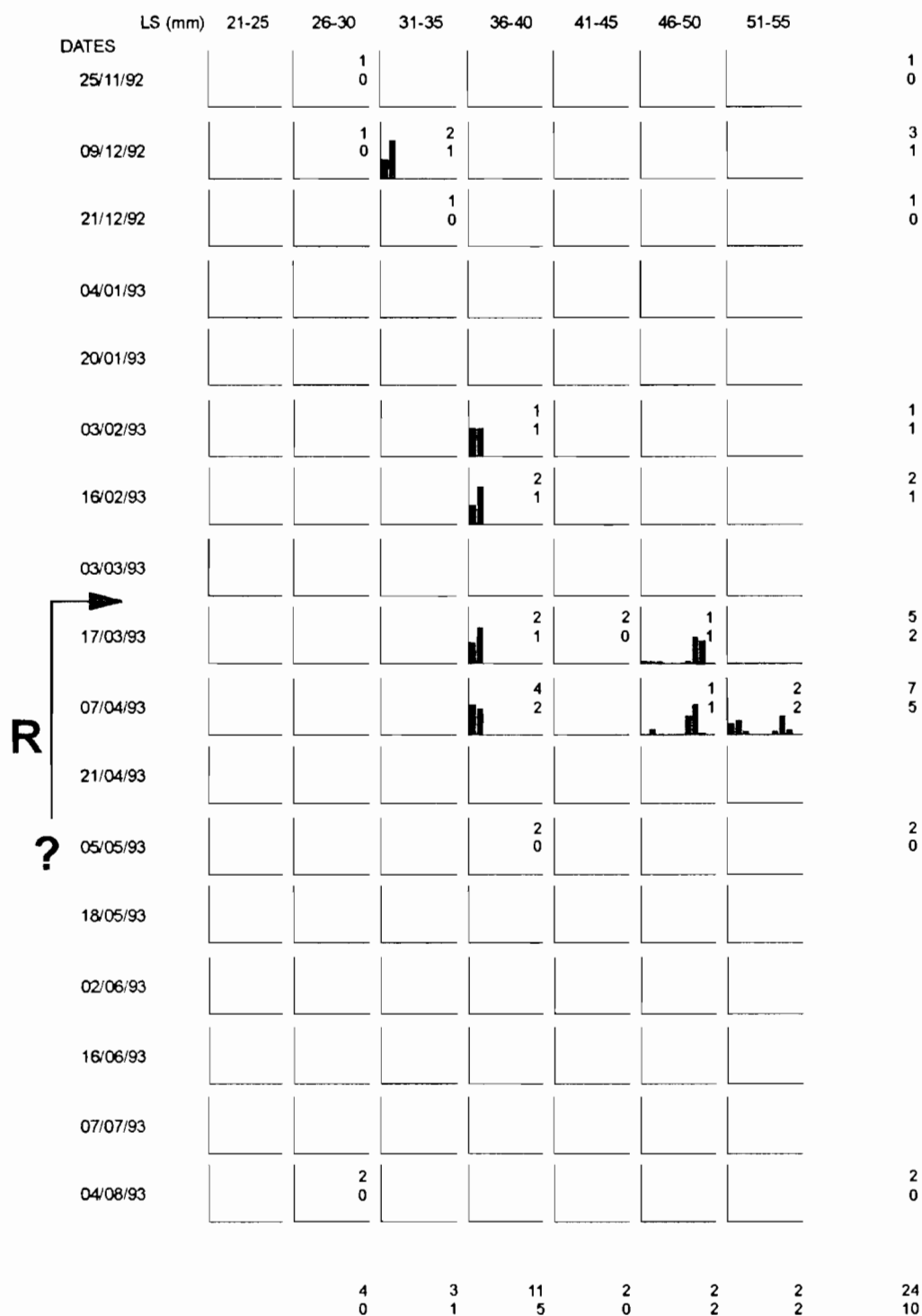
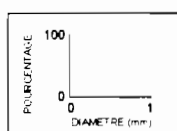


Figure 4.5-2b: Distributions des diamètres des ovocytes de *Characidium gr. fasciatum* pour différentes classes de tailles et différentes périodes. Chaque colonne de deux chiffres indique en haut le nombre total d'individus analysés et en bas le nombre de femelles analysées. Avec R: période probable de reproduction et LS : longueur standard. La zone grisée indique les individus retenus pour la Figure 4.5-4.



Pristella maxillaris

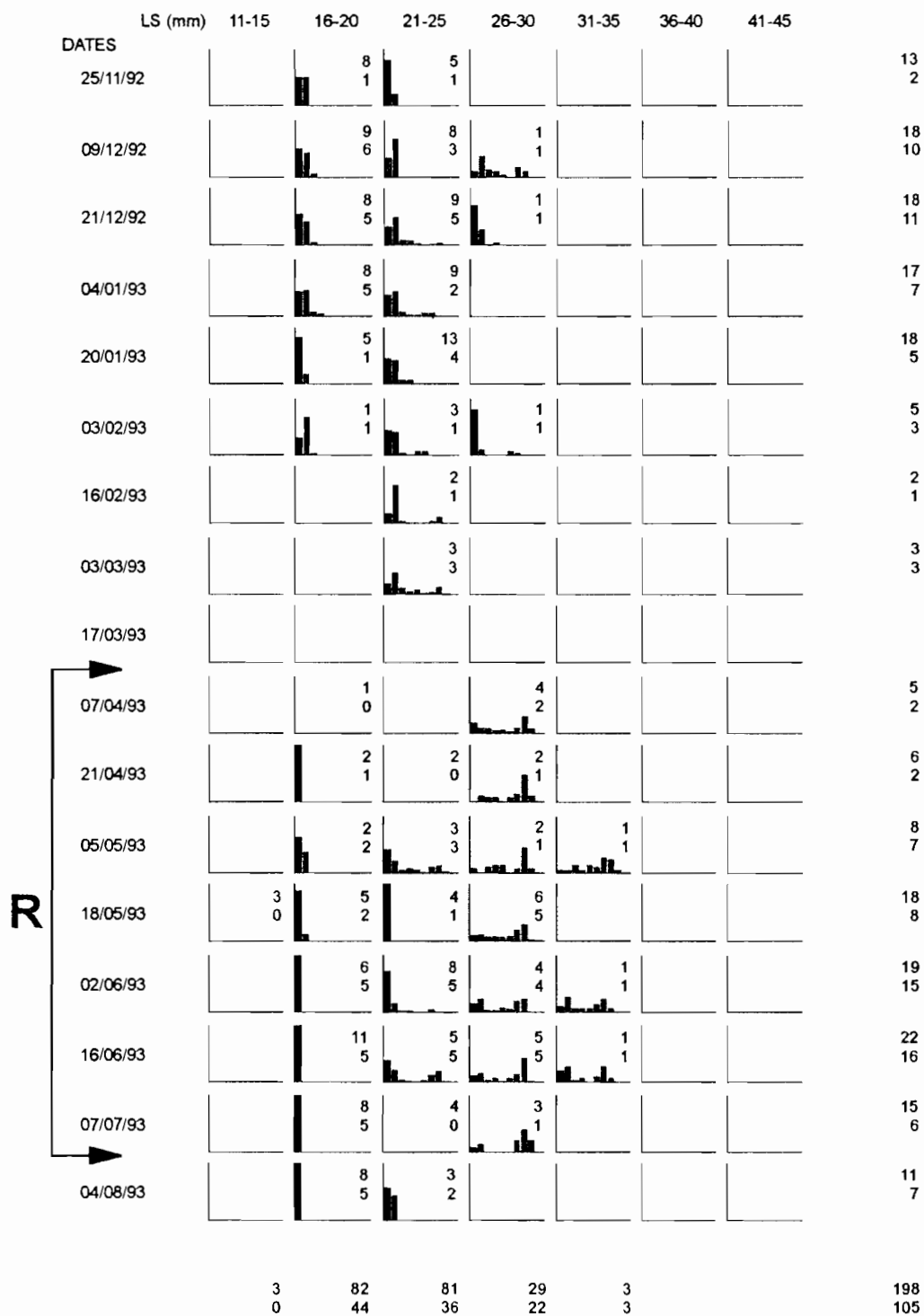
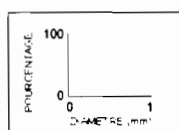


Figure 4.5-2c: Distributions des diamètres des ovocytes de *Pristella maxillaris* pour différentes classes de tailles et différentes périodes. Chaque colonne de deux chiffres indique en haut le nombre total d'individus analysés et en bas le nombre de femelles analysées. Avec R: période probable de reproduction et LS : longueur standard. La zone grisée indique les individus retenus pour la Figure 4.5-4.



Pseudopristella simulata

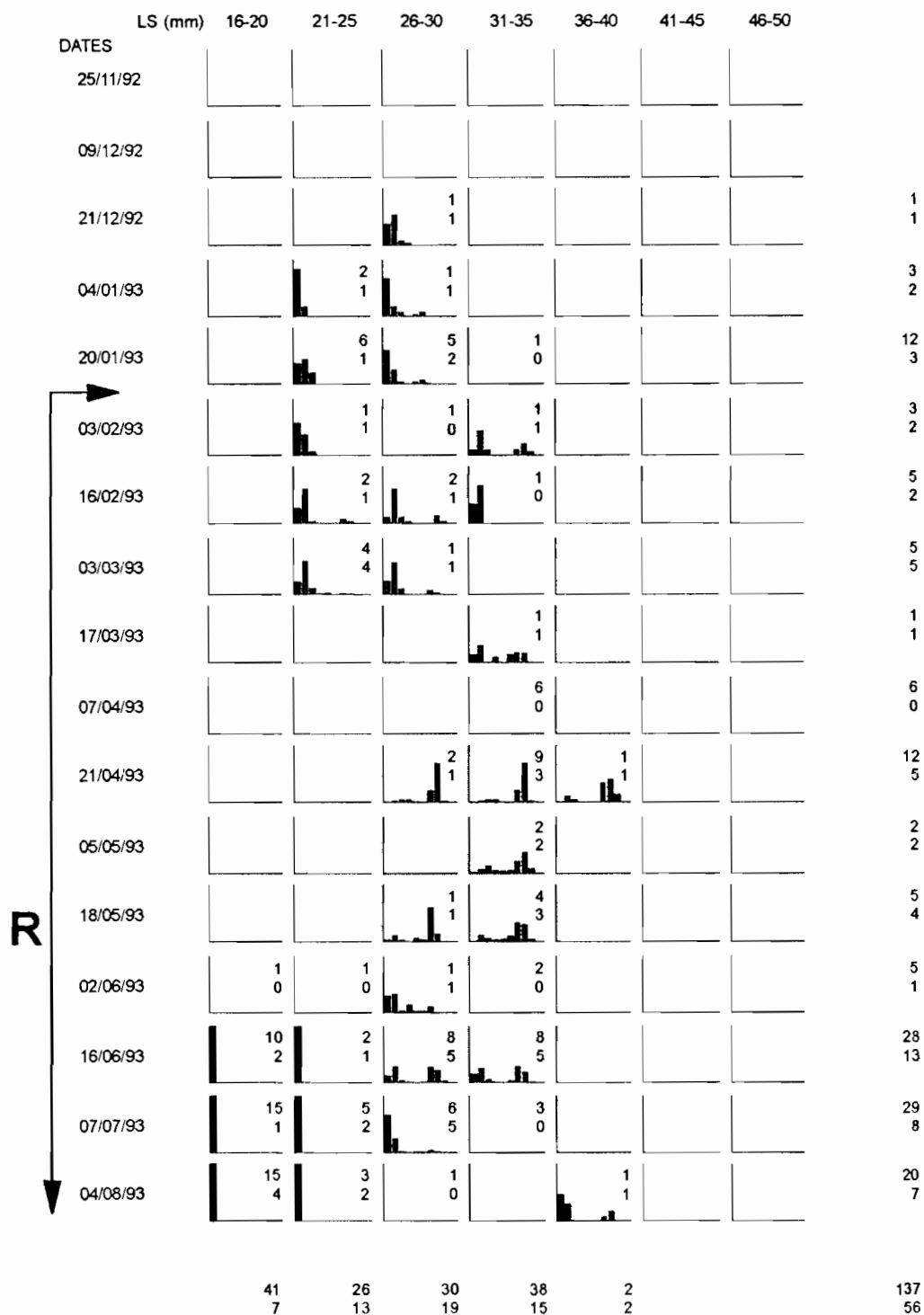
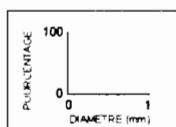


Figure 4.5-2d: Distributions des diamètres des ovocytes de *Pseudopristella simulata* pour différentes classes de tailles et différentes périodes. Chaque colonne de deux chiffres indique en haut le nombre total d'individus analysés et en bas le nombre de femelles analysées. Avec **R**: période probable de reproduction et LS : longueur standard. La zone grisée indique les individus retenus pour la Figure 4.5-4.



Hemigrammus ocellifer

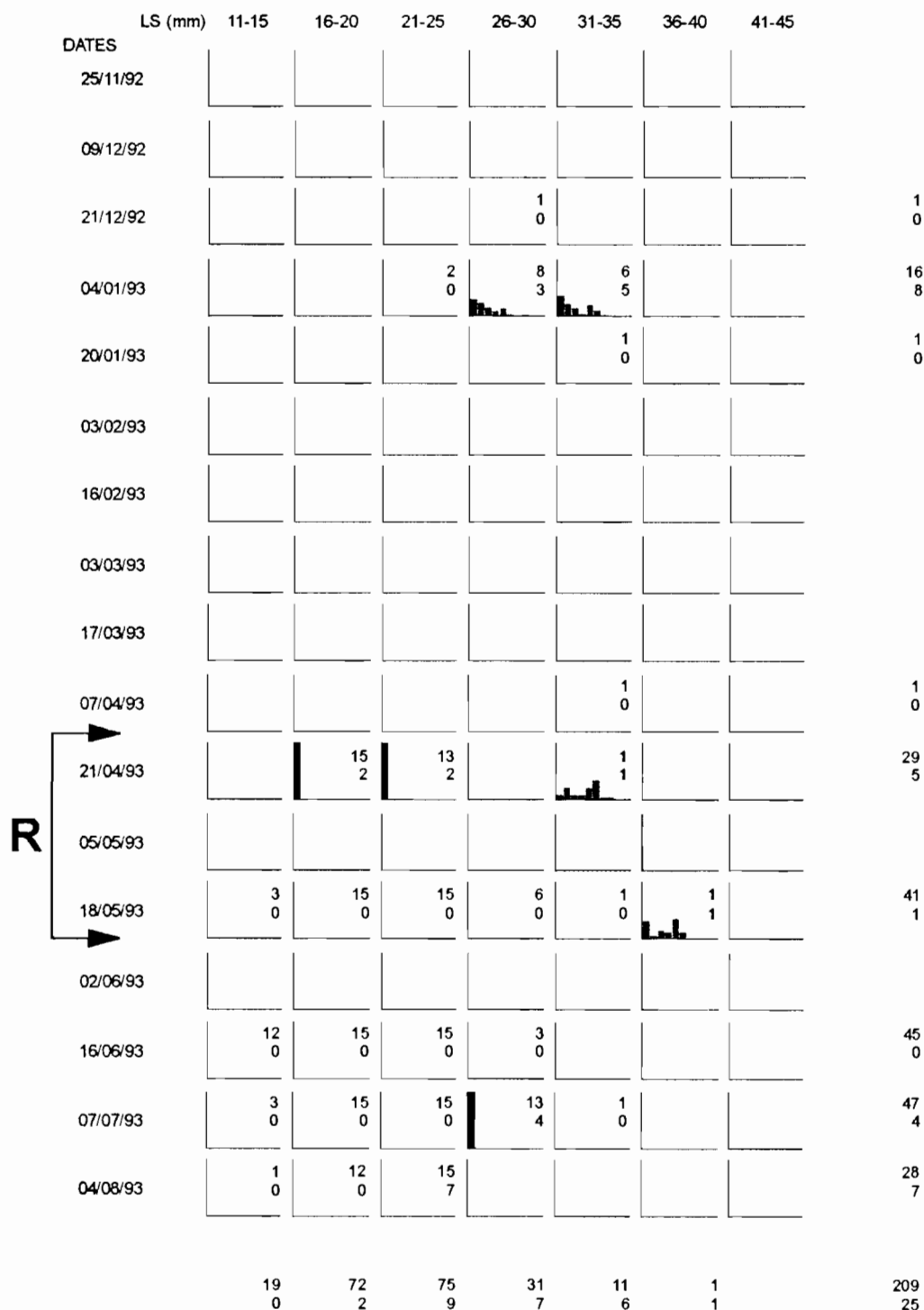
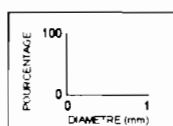


Figure 4.5-2e: Distributions des diamètres des ovocytes de *Hemigrammus ocellifer* pour différentes classes de tailles et différentes périodes. Chaque colonne de deux chiffres indique en haut le nombre total d'individus analysés et en bas le nombre de femelles analysées. Avec **R**: période probable de reproduction et LS : longueur standard. La zone grisée indique les individus retenus pour la Figure 4.5-4.



Hemigrammus schmardae

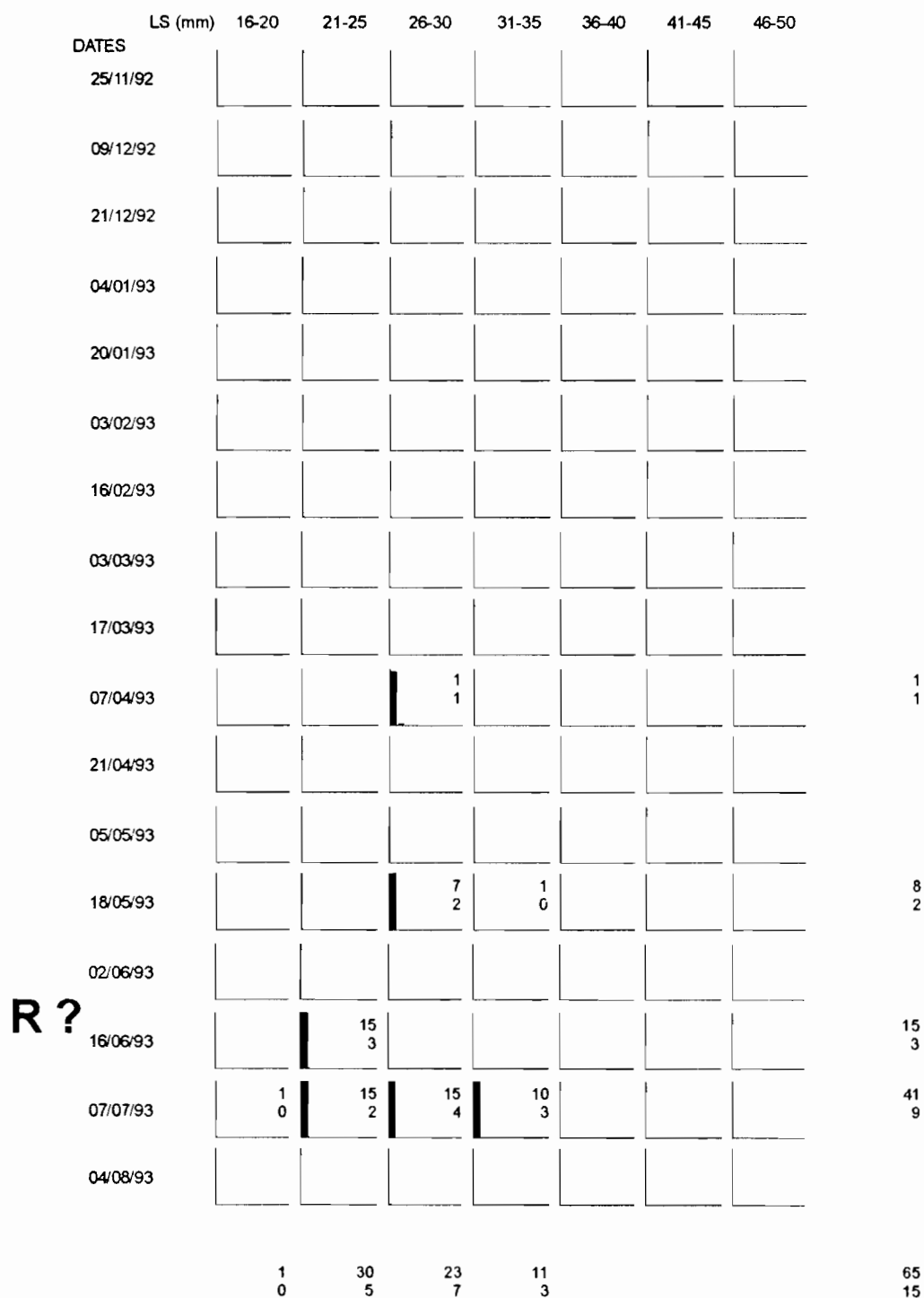
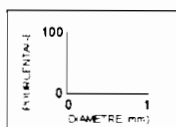


Figure 4.5-2f: Distributions des diamètres des ovocytes de *Hemigrammus schmardae* pour différentes classes de tailles et différentes périodes. Chaque colonne de deux chiffres indique en haut le nombre total d'individus analysés et en bas le nombre de femelles analysées. Avec R: période probable de reproduction et LS : longueur standard.



Hyphessobrycon sp. aff. *sovichtys*

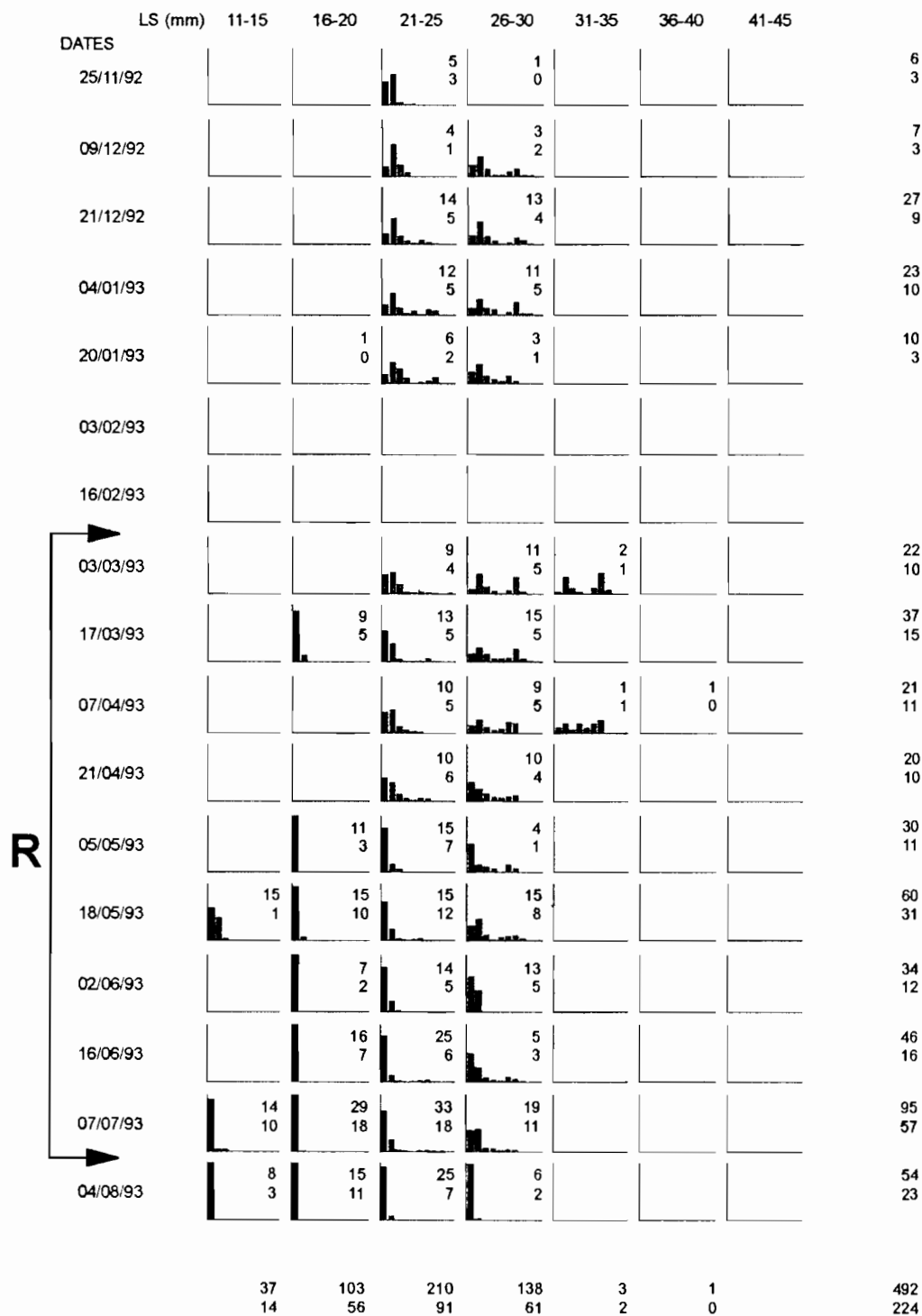
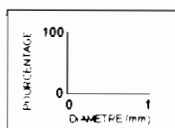


Figure 4.5-2g: Distributions des diamètres des ovocytes de *Hyphessobrycon* sp. aff. *sovichtys* pour différentes classes de tailles et différentes périodes. Chaque colonne de deux chiffres indique en haut le nombre total d'individus analysés et en bas le nombre de femelles analysées. Avec **R**: période probable de reproduction et LS : longueur standard. La zone grisée indique les individus retenus pour la Figure 4.5-4.



Moenkhausia collettii

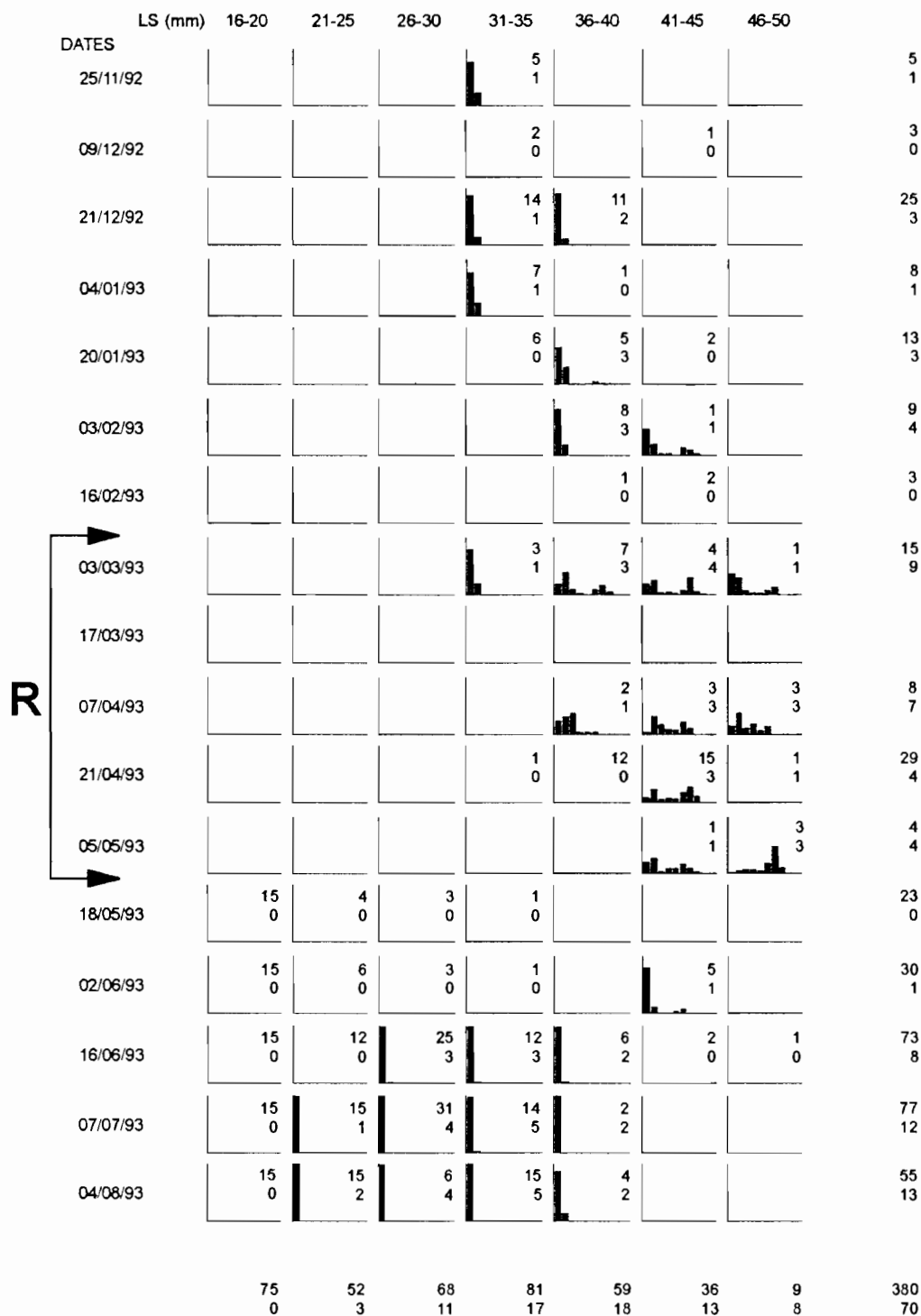
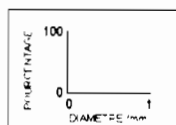


Figure 4.5-2h: Distributions des diamètres des ovocytes de *Moenkhausia collettii* pour différentes classes de tailles et différentes périodes. Chaque colonne de deux chiffres indique en haut le nombre total d'individus analysés et en bas le nombre de femelles analysées. Avec R: période probable de reproduction et LS : longueur standard. La zone grisée indique les individus retenus pour la Figure 4.5-4.



Moenkhausia hemigrammoides

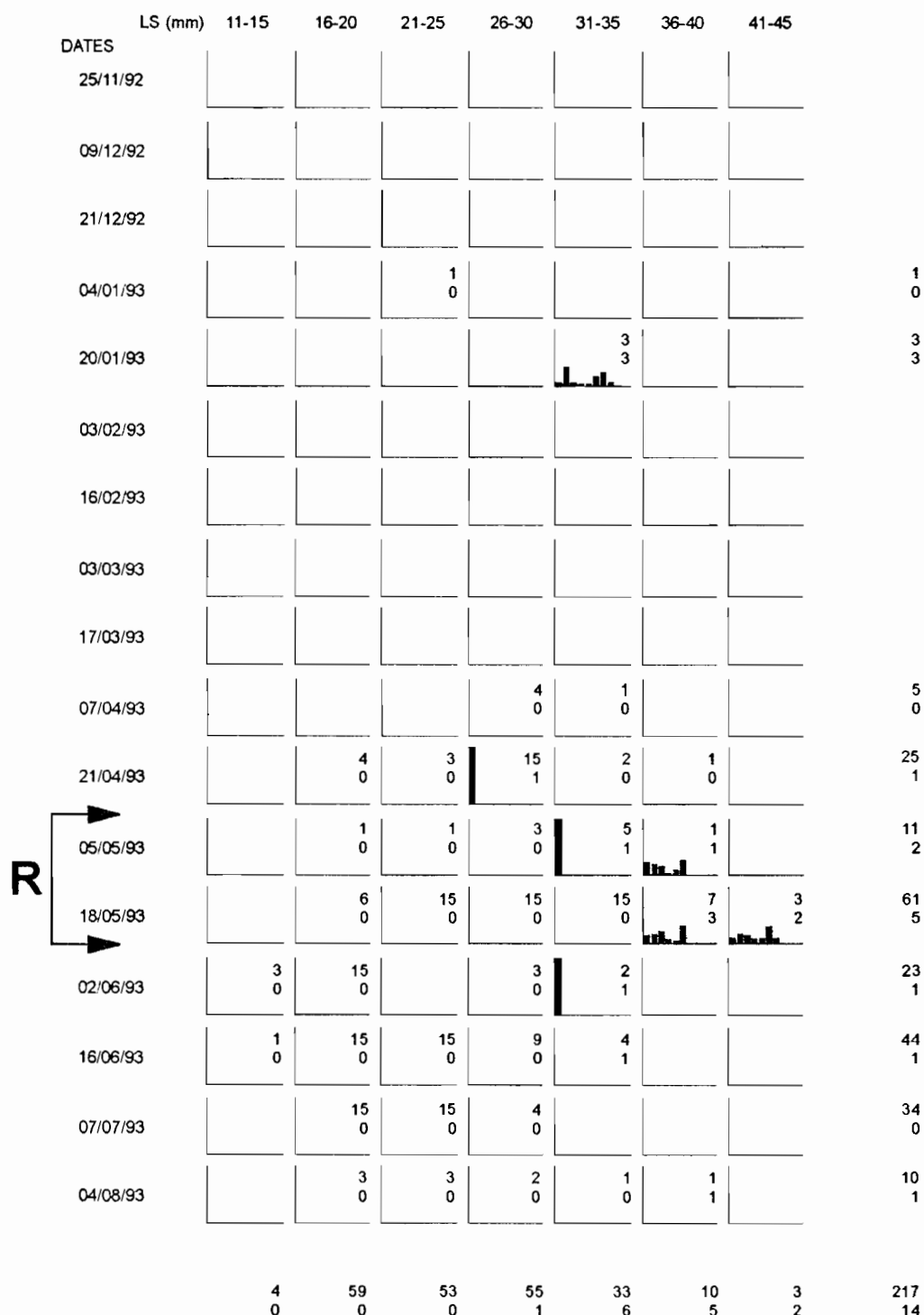
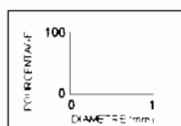


Figure 4.5-2i: Distributions des diamètres des ovocytes de *Moenkhausia hemigrammoides* pour différentes classes de tailles et différentes périodes. Chaque colonne de deux chiffres indique en haut le nombre total d'individus analysés et en bas le nombre de femelles analysées. Avec R: période probable de reproduction et LS : longueur standard. La zone grisée indique les individus retenus pour la Figure 4.5-4.



Eleotris amblyopsis

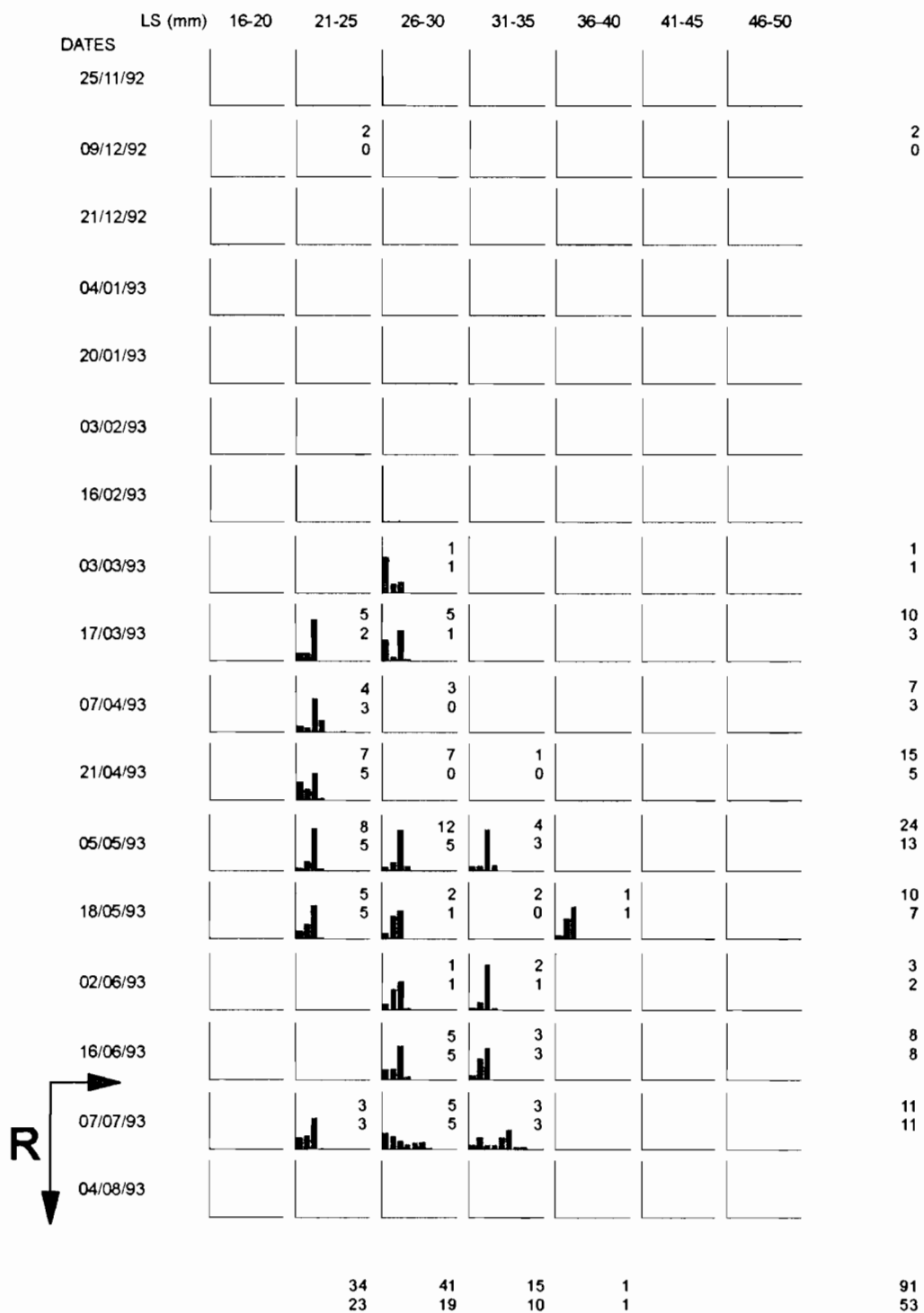


Figure 4.5-2j: Distributions des diamètres des ovocytes de *Eleotris amblyopsis* pour différentes classes de tailles et différentes périodes. Chaque colonne de deux chiffres indique en haut le nombre total d'individus analysés et en bas le nombre de femelles analysées. Avec R: période probable de reproduction et LS : longueur standard. La zone grisée indique les individus retenus pour la Figure 4.5-4.

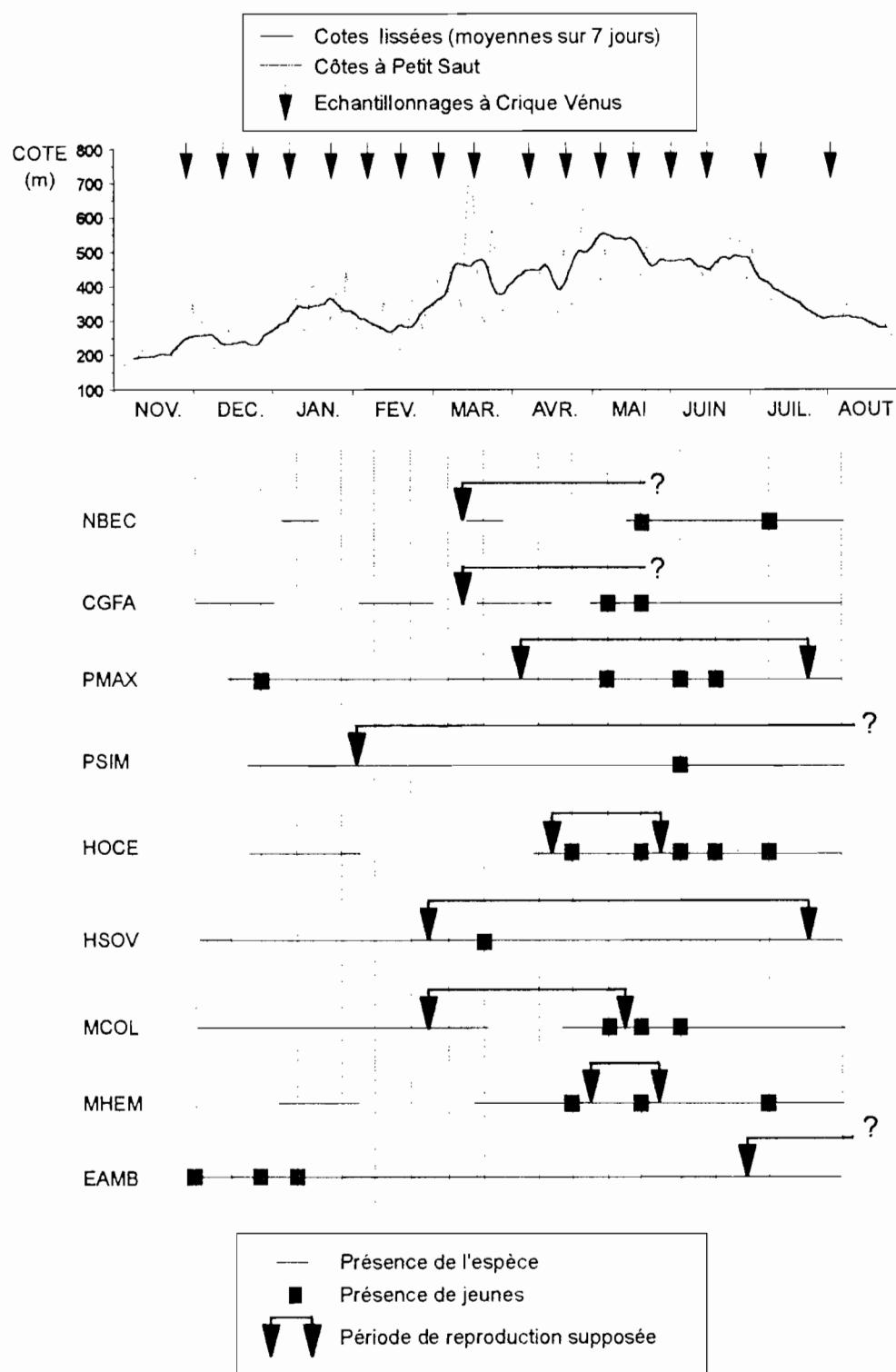


Figure 4.5-3: Périodes probables de reproduction de quelques espèces de poissons de petite taille et de présence de leur jeunes dans le milieu en fonction du régime hydrologique du Sinnamary entre novembre 1992 et août 1993.

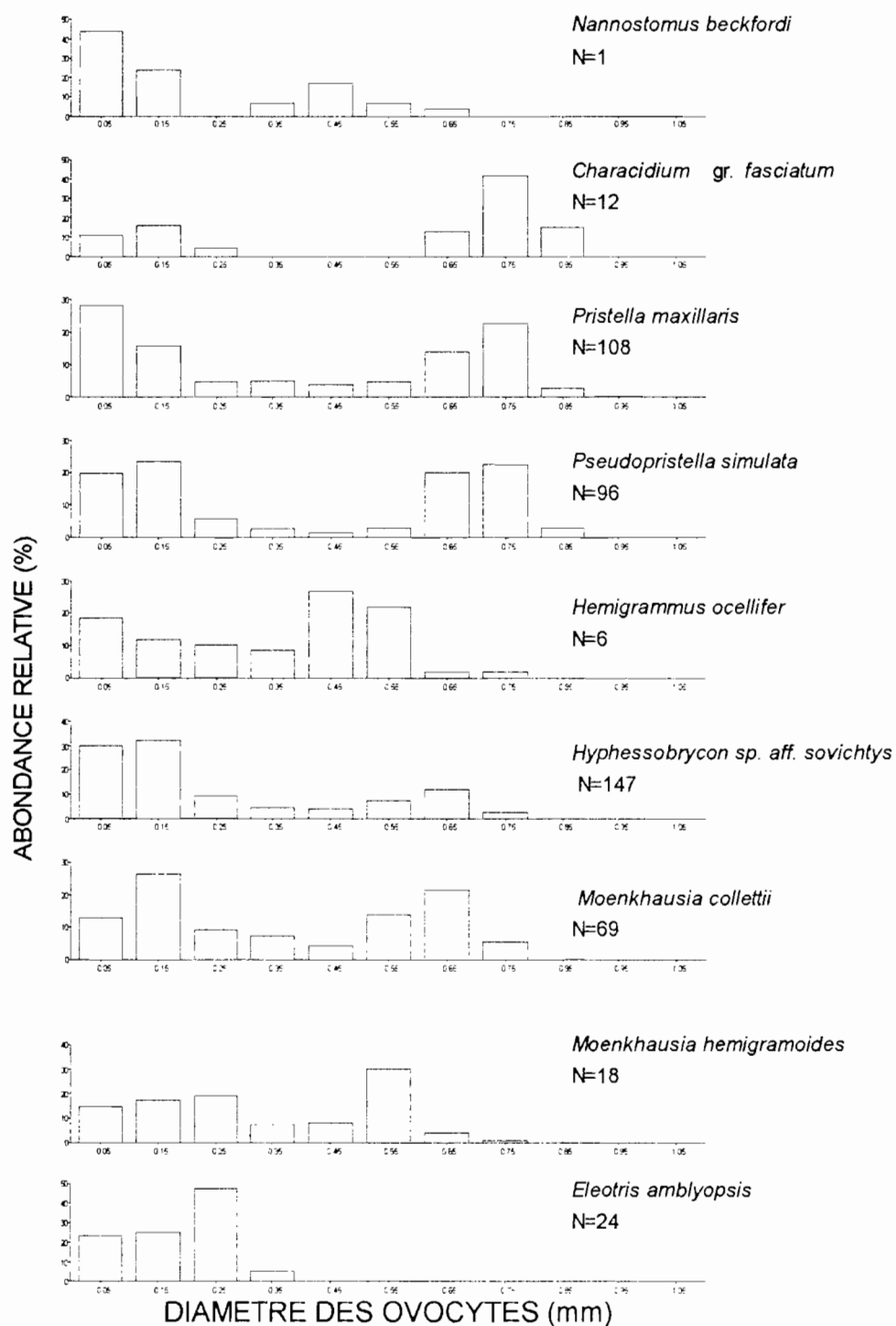


Figure 4.5-4: Distributions des diamètres des ovocytes de quelques espèces de poissons de petite taille. Avec N: nombre d'individus analysés.

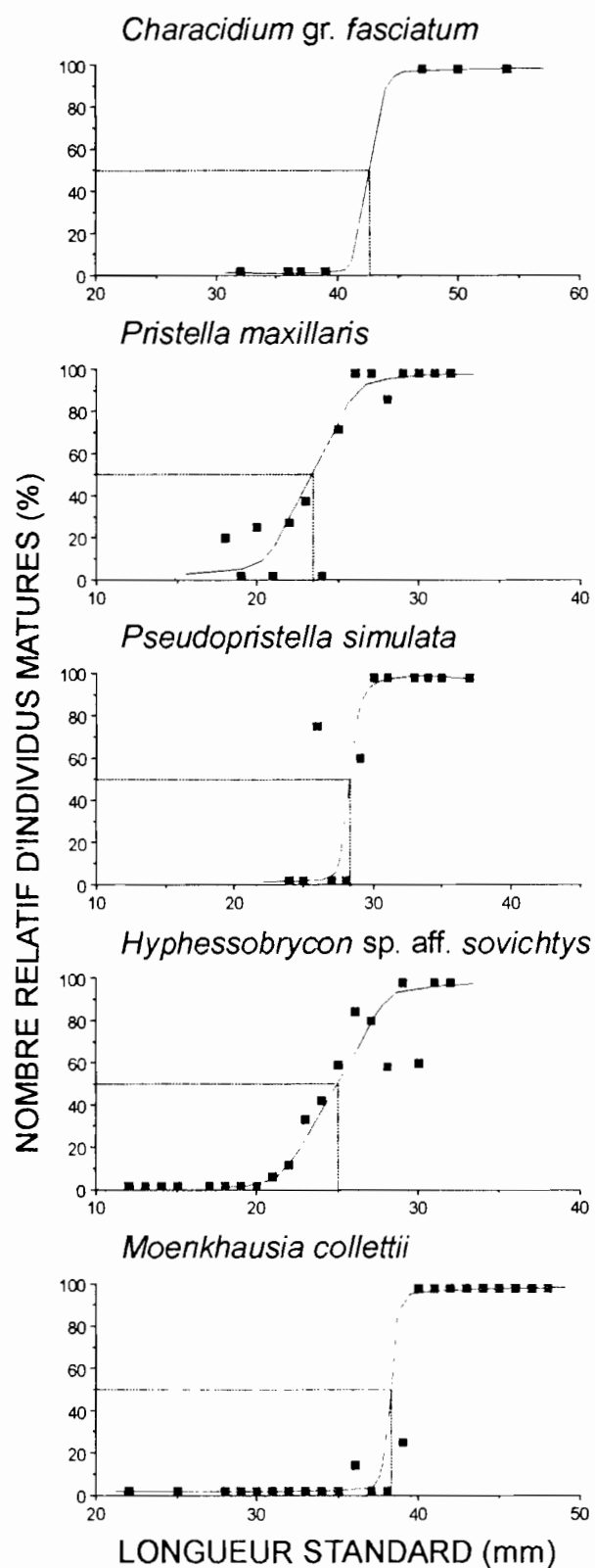


Figure 4.5-5: Détermination de la taille à la première maturité de quelques espèces de poissons de petite taille.

5. Conclusion générale et perspectives

Les résultats consignés dans ce rapport correspondent à la biennale 1993/1994, c'est à dire la dernière année de fonctionnement naturel du système Sinnamary et la première année de la mise en eau de la retenue. Il s'agissait donc d'une part de conclure l'acquisition des données de base sur l'ichtyofaune du bassin du Sinnamary dans l'optique d'une interprétation optimale des observations des effets du barrage de Petit-Saut, et d'autre part de décrire et tenter de comprendre les perturbations immédiates dans les communautés de poissons induites par la transformation des milieux.

La liste actualisée des poissons du Sinnamary comprend 126 espèces strictement d'eau douce, 18 espèces euryhalines et 14 espèces marines. Du fait de l'intensité des échantillonnages réalisés depuis 5 ans maintenant, il est peu probable que cette liste s'allonge de plus de quelques espèces. Ce travail de systématique fera l'objet d'une publication en 1995. Parallèlement, une importante collection de référence accompagnée d'illustrations a été constituée pour les jeunes stades dont la détermination est particulièrement ardue.

L'organisation des peuplements dans l'ensemble du bassin avant barrage est maintenant bien décrite. D'une manière générale la zonation longitudinale des communautés était peu marquée. Les peuplements des biefs à l'aval de Vata ne se distinguaient que par la présence de certaines espèces euryhalines qui parvenaient à remonter jusqu'à ce premier saut important et les peuplements de rapides étaient homogènes sur l'ensemble du cours. Par ailleurs la comparaison entre les peuplements de juvéniles à l'aval de Petit-Saut en 1993 et à l'amont du lac en 1994 montre une similitude certaine qui laisse penser là aussi à une homogénéité tout au long du cours. Seuls les peuplements de criques présentaient des différences permettant de définir 3 zones dont les limites sont Vata et Takari Tanté.

De nombreuses données sur l'écologie des populations de poissons qui composent ces peuplements sont maintenant disponibles tant en ce qui concerne leur stratégie de reproduction que la structure de leur population ou leur alimentation. Ces données nous permettront d'interpréter les modifications induites par le barrage en terme d'adaptation des stratégies vitales aux conditions de l'habitat.

La fermeture du barrage de Petit-Saut a eu bien évidemment des impacts importants sur les communautés de poissons.

À l'aval de nombreux problèmes sont apparus en liaison avec une prolifération d'algues et des déficiences sporadiques en oxygène. En dehors de quelques mortalités en masse que nous n'avons pas pu observer, il est clair que pendant toute l'année les communautés de poissons adultes ont été particulièrement déprimées dans la zone échantillonnée, tant en ce qui concerne le nombre d'espèces présentes que leur abondance. Ce résultat est aussi observé chez les petites espèces et les juvéniles. Deux hypothèses non contradictoires peuvent être avancées pour expliquer cette pauvreté. D'une part, avec la grande quantité de matériel en suspension provenant de la décomposition algale et la faible oxygénation du milieu, les espèces ont fui la zone, se réfugiant soit dans les affluents, soit plus près du barrage. D'autre part, la faiblesse du débit réservé a eu pour conséquence un défaut d'inondation de zones qui sont normalement des refuges et des nourriceries pour les juvéniles de poissons. Ces phénomènes pourraient n'être que transitoires. Avec l'amélioration attendue de la qualité des eaux du lac, les conditions ambiantes à l'aval devraient redevenir plus favorables au maintien de populations de poissons. Il restera à examiner si la modification durable du régime de crue dans cette

portion de rivière n'aura pas de conséquence irréversible sur la diversité et l'abondance des peuplements en agissant sur la survie larvaire et juvénile.

Dans le lac, en dépit d'une importante désoxygénation due à la décomposition de la matière organique des litières inondées, une mince couche oxygénée s'est maintenue en surface au moins sur une grande partie du plan d'eau. Grâce à cela, des populations de poissons ont pu se développer. La reproduction de beaucoup d'espèces semble avoir été favorisée par la montée des eaux et la survie juvénile a probablement été très élevée. Les juvéniles des Characiformes normalement concentrés dans les zones inondées marginales ne s'y trouvent plus, vraisemblablement dispersés dans les eaux libres. En revanche ces milieux marginaux abritent beaucoup plus de Cichlidae. La richesse spécifique n'a pas diminué par rapport aux valeurs du fleuve. Bien entendu cette situation n'est que temporaire, correspondant à une évolution rapide du nouveau milieu auquel les espèces vont s'adapter en modifiant éventuellement certains de leurs paramètres vitaux et en créant de nouvelles interrelations entre elles.

Une bonne connaissance des peuplements et des populations de poissons avant mise en eau, un suivi approfondi des événements provoqués par la mise en eau, nous placent dans des conditions extrêmement favorables pour comprendre les mécanismes qui président à l'adaptation de communautés animales en cas de perturbation majeure de l'écosystème naturel. Pour cela il est absolument indispensable que les études continuent sur le site. Nous nous proposons de poursuivre les recherches dans les mêmes directions à savoir:

- l'étude de la distribution spatio-temporelle des premiers stades de vie des poissons dans l'ensemble du système Sinnamary barré car le développement de populations pérennes dépend en tout premier lieu du succès de leur reproduction,
- l'étude de l'adaptation ou de la mise en place des peuplements de poissons adultes dans les nouvelles conditions du bief aval et de la retenue en mettant l'accent sur le succès des stratégies vitales,
- l'étude des effets à long terme de l'existence du lac sur les peuplements en amont.

Il faut souligner que cette étude générera pour la première fois en zone tropicale des résultats complets sur les effets d'un barrage sur des communautés animales. Ces résultats sont les seuls à même d'apporter des éléments de réponses aux questions relatives au bilan de ce genre d'ouvrage.

6. Références citées

- Albaret J.-J., 1982. Reproduction et fécondité de poissons d'eau douce de Côte d'Ivoire. *Rev. Hydrob. trop.*, 15(4): 347-371
- Alvarez E., Balbas L., Massa I., Pacheco J., 1986. Aspectos ecologicos del embalse Guri. *INTERCIENCIA*, 11, 6: 325-333
- Bain M.B., Finn J.T., Booke H.E. 1988. Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology* 69 (2): 382-392
- Baras E., 1992. Etude des stratégies d'occupation du temps et de l'espace chez le Barbeau fluviatile, *Barbus barbus* (L.). *Cahiers d'éthologie* Liège, 12 (2-3), 125-442.
- Boujard, T., Rojas-Beltran, R., 1988. Zonation longitudinale du peuplement ichthyique du fleuve Sinnamary (Guyane française). *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 21 (1), 47-61.
- Chessel D. & Dolédec S., 1992. *ADE Version 3.4: HyperCard Stacks and Quick Basic MicroSoft Programme library for the Analysis of Environmental Data. User's manual*. URA CNRS 1451. Univ. Lyon I : 1-130, 1-120, 1-275
- Copp G.H., Olivier J.M., Penaz M. & Roux A.L. 1991. Juvenile fishes as functional descriptors of fluvial ecosystem dynamics : applications on the river Rhône, France. *Regulated Rivers : Research & Management* 6: 135-145
- Electricité de France 1986. *Aménagement du Sinnamary - Chute de Petit Saut. Dossier d'enquête: étude d'impact sur l'environnement: II.4. Impact sur la faune aquatique. Demande de concession et demande de déclaration d'utilité publique*. Centre EDF de Guyane, Cayenne: 148-189.
- Frontier S., Pichod-Viale D. 1991. *Ecosystèmes: structure, fonctionnement, évolution*. Masson, Collection d'Ecologie N°21, Paris, 392p.
- Géry J. 1977. *Characoids of the world*. T.F.H. Publications, Neptune City, 672p.
- Gorman, O.T., Karr, J.R., 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59, 507-515.
- Grégoire A., 1995. *Evolution de la qualité de l'eau du Sinnamary au cours de la première année de mise en eau*. EDF CNEH, multigr. : 16 p.
- Harrison, A.D., 1965. River zonation in southern Africa. *Arch. Hydrobiol.*, 61, 380-386.
- Hocutt C.H., 1989a. Seasonal and diel behaviour of radio-tagged *Clarias gariepinus* (Burchell) in Lake Ngezi, Zimbabwe. *J. Zool. London*, 219, 181-199.
- Hocutt C.H., 1989b. Behaviour of a radio-tagged *Tilapia rendalli* Boulenger in Lake Ngezi, Zimbabwe. *J. Limnol. Soc. sth. Afr.*, 14 (2), 124-126.
- Hocutt C.H., S.E. Seibold, sous presse. Biotelemetry : potential for use in African waters. *Rev. Hydrobiol. trop.*
- Horwitz, R.J., 1978. Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecol. Monogr.*, 48, 307-321.
- Hugueny, B., soumis pour publication. Fish community-habitat associations in a west African Stream.
- Hynes, H.B.N., Williams, T.R., 1962. The effect of DDT on the fauna of a Central African stream. *Ann. trop. Med. Parasitol.*, 56, 78-91.
- Illies, J., Botosaneanu, L., 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mill. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.*, 12, 1-57.

- Junk W.J., 1981. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-Una, a primeira represa hidroelétrica na Amazônia central. *Acta Amazonica*, 11(4): 689-716.
- Kartas F. 1981. *La fécondité des poissons téléostéens - Essai de synthèse de quelques travaux*. Rapport Faculté des Sciences de Tunis, 129p.
- Kinsolving A.D., Bain M.B. 1993. Fish assemblage recovery along a riverine disturbance gradient. *Ecol. Appl.* 3(3): 531-544
- Lauzanne L., 1976. Régimes alimentaires et relations trophiques des poissons du lac Tchad. *Cah. ORSTOM ser. Hydrobiol.* : 267-312.
- Lauzanne L., Tito de Moraes L., Tito de Moraes A. Ponton D., 1993. *Struture et biologie des peuplements ichtyques du fleuve Sinnamary en Guyane Française*. Rapport final contrat EDF N° GP7514, 211p.
- Le Bail P.Y., Planquette P., Géry J. 1984. *Clé de détermination des poissons continentaux et côtiers de Guyane. IV: Familles généralement inféodées au milieu dulçaquicole (Siluriformes exclus)*. Bulletin de Liaison du Groupe de Recherche de Guyane N° 9, 97p.
- Leentvaar P., 1973. *Lake Brokopondo*. In Ackermann W.C., White G.F. & Worthington E.B. (eds.). « Man-Made lakes: their problems and environmental effects ». Geophysical monograph N° 17. American Geophysical Union, Washington, D.C.: 186-196
- Legendre, L., Legendre, P., 1984. *Ecologie numérique*. 2 Vol. Masson, Paris, 260 + 355 p.
- Leite R., 1993. *Efeitos da usina hidroelétrica de Tucuruí sobre a composição da ictiofauna das pescarias experimentais de malhadeiras realizadas no baixo rio Tocantins (Para)*. Diss. Mestrado, INPA/FUA, Manaus: 133 p.
- Longman R.H.G., Ter Braak C.J.F., Van Tongeren O.F.R. (Eds.) 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*, Cambridge University Press, Cambridge, 299p.
- Lowe McConnell R.H., 1973. *Summary: Reservoirs in relation to man -fisheries*. In « Man-Made lakes: their problems and environmental effects. », Ackermann W.C., White G.F. & Worthington E.B. (eds.). American Geophysical Union, Washington D.C.: 641-654
- Lowe-McConnell R.H. 1991. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University Press, Cambridge, 382p.
- Marlier, G., 1954. Recherches hydrobiologiques dans les rivières du Congo Oriental. II : Etude écologique. *Hydrobiologia*, 6, 225-264.
- Mérona B. de, Carvalho J.L. de, Bittencourt M.M., 1987. Les effets immédiats de la fermeture du barrage de Tucuruí sur l'ichtyofaune en aval. *Rev. Hydrobiol. trop.* 20(1): 73-84
- Mérona, B. de, 1981. Zonation ichtyologique du bassin du Bandama (Côte d'Ivoire). *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 14, 63-75.
- Mochek A.D., A.I. Pyanov, S.L. Saranchov, 1991. Results of telemetric tracking of *Prochilodus nigricans* in a forest reservoir (Peru, Ucayali department). *J. Ichthyology*, 31, 115-119.
- Nelson J.S. 1984. *Fishes of the world*. John Wiley & Sons, New York, 523p.
- Norman J.R., Greenwood P.H., 1975. *A history of fishes*. Ernest Benn Ltd, London: 467p.

- Petr T., 1975. On some factors associated with the initial high fish catches in new African man-made lakes. *Arch. Hydrobiol.* 75(1): 32-49
- Planquette P., 1989. Liste des poissons du Sinnamary au 12/07/89. Document multigr. : 10p.
- Ponton D. 1994. Sampling neotropical young and small fishes in their microhabitats: an improvement of the quatrefoil light-trap. *Arch. Hydrobiol.* 131: 495-502
- Richard S., 1992. *Etat d'avancement des travaux sur la qualité des eaux et des sédiments du bassin versant du fleuve Sinnamary*. EDF, Petit-Saut, Guyane française: 96p.
- Richter C.J.J., Nijssen H., 1980? Notes on the fishery potential and fish fauna of the Brokopondo reservoir (Surinam). *Fish Mgmt.*, 11,3: 119-130
- Sydenham, D.H.J., 1977. The qualitative composition and longitudinal zonation of the fish fauna of the river Ogun. *Rev. Zool. Afr.*, 91, 974-996.
- Thioulouse, J., Dolédec, S., Chessel, D., Olivier, J.M., 1995. ADESoftware: multivariate analysis and graphical display of environmental data. pp. 57-62 in : Guariso, G., Rizzoli, A. (Eds.). *Software per l'ambiente*. Patron Editore, Bologna.
- Tito de Morais L., Planquette P., 1990. *Peuplements ichtyologiques du Haut Sinnamary, Guyane française. Rapport final de Convention*. EDF/INRA/ORSTOM. :49p. + annexes.
- Tito de Morais, L., Lauzanne, L., Charron, C., Hoff, M., en prép. Longitudinal zonation of fish populations and riverine ecotones along the Sinnamary river (French Guiana).
- Tito de Morais, L., Lointier, M., Hoff, M., 1995. Extension and role of fish populations of riverine ecotones along the Sinnamary river (French Guiana). *Advances in Hydrobiology*, 105.
- Travade F., P. Bomassi, J.M. Bach, C. Brugel, P. Steinbach, J.F. Luquet, G., Pustelnik, 1989. Use of radiotracking in France for recent studies concerning the E.D.F. fishways program. *Hydroécol. Appl.*, 1/2, 33-51.
- Van der Heide J., 1982. *Lake Brokopondo. Filling phase limnology of a man-made lake in the humid tropics*. Vrije Universiteit te Amsterdam: 427 p.
- Van Someren, V.D., 1952. *The biology of trout in Kenya colony*. Gov. Printer, Nairobi, 114 p.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 130-137.
- Vieira I., 1982. *Aspectos sinecológicos da ictiofauna de Curuá-Una, represa hidroelétrica da Amazônia brasileira*. Tese de Livre Docente, Univ. Fed. Juiz de Fora: 107 p.
- Welcomme R.L., Mérona B. de, 1988. *Fish communities of rivers*. In « Biology and ecology of African freshwater fishes », Leveque C., Bruton M.N. & Ssentongo G.W. (eds.). ORSTOM: 251-276.
- Welcomme, R., 1985. River fisheries. *Fao Fish. Tech. Pap.*, 262, 330 p.
- Welcomme, R., 1986. *Fish of the Niger system*. pp. 25-48 in : Davies, B.R. & Walker, K.F. (eds). *The ecology of river systems*. Dr W. Junk Pub., Dordrecht, 793 p.
- Wootton R.J., 1991. *Ecology of teleost fishes*. Fish and fisheries series 1. Chapman and Hall, New York, 400 p.

ANNEXE 1 : Captures numériques spécifiques dans le lac de retenue de Petit-Saut en 1994

[illegible]

ANNEXE 1 : Captures numériques spécifiques dans le lac de retenue de Petit-Saut en 1994

[illegible]

ANNEXE 4.2. Liste des espèces capturées
dans le lac avec les codes utilisés

GENRE	ESPECE	ESP	GENRE	ESPECE	ESP
Astyanax	bimaculatus	ABIM	Moenkhausia	hemigrammoides	MHEM
Anostomus	brevior	ABRE	Moenkhausia	sp.	MOEN
Acestrorhynchus	falcatus	AFAL	Moenkhausia	oligolepis	MOLI
Aequidens	guianensis	AGUI	Myleus	rhomboidalis	MRHO
Ancistrus	hoplogenyis	AHOP	Moenkhausia	surinamensis	MSUR
Acestrorhynchus	microlepis	AMIC	Myleus	ternetzi	MTER
Auchenipterus	nuchalis	ANUC	Myleus	spp.	MYLE
Astyanax	polylepis	APOL	Pimelodella	cristata	PCRI
Astyanax	sp.	ASTY	Parauchenipterus	galeatus	PGAL
Bivibranchia	bimaculata	BBIM	Pimelodella	gracilis	PGRA
Bryconops	sp. 1	BRY1	Poptella	orbicularis	PORB
Bryconops	sp. 2	BRY2	Pimelodus	ornatus	PORN
Bryconops	sp. 3	BRY3	Parupygus	savannensis	PSAV
Bunocephalus	sp.	BUNO	Polycentrus	schomburgkii	PSCH
Cichlasoma	bimaculatum	CBIM	Rhamdia	quelen	RQUE
Callichthys	callichthys	CCAL	Satanoperca	sp. aff. leucosticta	SLEU
Curimata	cyprinoides	CCYP	Sternopygus	macrurus	SMAC
Charax	gibbosus	CGIB	Tatia	intermedia	TINT
Cyphocharax	helleri	CHEL	Triportheus	rotundatus	TROT
Corydoras	octocirrus	COCT	Utiaritchthys	sp.	UTIA
Crenicichla	saxatilis	CSAX			
Cyphocharax	sp1	CYP1			
Cyphocharax	spilurus	CYSP			
Chilodus	zunevei	CZUN			
Doras	carinatus	DCAR			
Deuterodon	sp.	DEUT			
Eigenmannia	virescens	EVIR			
Gymnotus	carapo	GCAR			
Gasteropelecus	sternicla	GSTE			
Hoplias	aimara	HAIM			
Hemiodus	unimaculatus	HEUN			
Hoplias	malabaricus	HMAL			
Helogenes	marmoratus	HMAR			
Hoplerythrinus	unitaeniatus	HOUN			
Hypostomus	plecostomus	HPLE			
Hemiodopsis	quadrimaculatus	HQUA			
Harttia	surinamensis	HSUR			
Hoplosternum	thoracatum	HTHO			
Indéterminé	sp.	INDE			
Leporinus	spp.	LESP			
Leporinus	fasciatus	LFAS			
Leporinus	friderici	LFRI			
Loricaria	gr. cataphracta	LGCA			
Leporinus	gossei	LGOS			
Leporinus	granti	LGRA			
Lasiancistrus	niger	LNIG			
Leporinus	pellegrini	LPEL			
Moenkhausia	colletii	MCOL			
Moenkhausia	comma	MCOM			
Moenkhausia	georgiae	MGEO			