



Institut français de recherche  
scientifique pour le  
développement en coopération

**LABORATOIRE  
D'HYDROBIOLOGIE**



*Centre de Cayenne*

**STRUCTURE ET BIOLOGIE DES PEUPEMENTS  
ICHTYQUES DU FLEUVE SINNAMARY EN GUYANE  
FRANCAISE**

**RAPPORT FINAL**

**Convention EDF N° GP 7572**

**Bernard de Mérona**  
Editeur scientifique

avec la participation technique de :

**Jean-Claude Bron (Technicien)**  
**Jean Raffray (Technicien)**  
**Roland Ruffine (Technicien)**  
**Michel Tarcy (Technicien)**  
**Nicolas Brehm (VAT)**  
**Loïc Coste (VAT)**

**JUILLET 1997**

*Page 1*

## TABLE DES MATIERES

-----

<b>INTRODUCTION GENERALE.....</b>	<b>4</b>
<b>SUIVI ECOLOGIQUE DES COMMUNAUTES DE POISSONS ADULTES A L'AVAL DU BARRAGE DE PETIT-SAUT. (B. de Merana, P. Albert, L. Tito de Morais &amp; Lamy)</b>	<b>5</b>
INTRODUCTION .....	5
MATERIEL ET METHODES .....	6
Site d'étude .....	6
Echantillonnage .....	6
Mesures sur les poissons .....	11
Traitement des données .....	11
RESULTATS .....	13
Analyse temporelle de la situation dans la zone moyenne du cours principal : la station « Vénus ».....	13
Analyse spatiale.....	22
DISCUSSION ET CONCLUSIONS.....	26
Effets de la fermeture sur la capture .....	26
Effets de la fermeture sur le poids individuel moyen.....	28
Effets de la fermeture sur la diversité des assemblages .....	28
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	30
<b>SUIVI ECOLOGIQUE DES COMMUNAUTES DE POISSONS DANS LE RESERVOIR DE PETIT-SAUT ..... (B. de Merana)</b>	<b>33</b>
INTRODUCTION .....	33
MATERIEL ET METHODES .....	34
Site d'étude.....	34
Plan d'échantillonnage .....	36
Echantillonnage.....	36
Traitement des données.....	36
RESULTATS .....	37
Analyse des captures en nombre.....	37
Analyse du poids résiduel.....	40
Analyse de la Richesse résiduelle.....	44
Analyse de l'équitabilité .....	46
Composition spécifique.....	47
DISCUSSION ET CONCLUSIONS.....	53
Les effets du barrage sur l'abondance.....	53
Les effets du barrage sur la diversité.....	54
Les effets du barrage sur la composition spécifique.....	54
<b>LES PREMIERS STADES DE VIE DES POISSONS DU FLEUVE SINNAMARY - CAMPAGNES D'ECHANTILLONNAGE EN FIN DE SAISON DES PLUIES DE 1993 A 1996. (P. Pektou)</b>	<b>62</b>
INTRODUCTION .....	62
Contexte général de l'étude.....	62
Description des premiers stades de vie des poissons du Sinnamary .....	63
MATERIEL ET METHODES .....	67
Hydrologie.....	67
Echantillonnage des jeunes poissons.....	68
RESULTATS ET DISCUSSION.....	70
Hydrologie.....	70
Périodes d'échantillonnage et hauteurs d'eau correspondantes .....	79
Description de l'habitat.....	79

<i>Assemblages de jeunes poissons</i> .....	84
CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....	102
REFERENCES CITEES.....	103
<b>STRATEGIES DE REPRODUCTION DE QUELQUES ESPECES DE POISSONS DU FLEUVE</b>	
<b>SINNAMARY.....</b> ( <i>D. Pauton &amp; B. de Merona</i> ).....	<b>105</b>
INTRODUCTION.....	105
MATERIEL ET METHODES.....	106
<i>Conventions et définitions</i> .....	106
<i>Sites d'études et techniques de capture</i> .....	106
<i>Prélèvement et analyse des gonades</i> .....	107
<i>Traits biologiques</i> .....	108
<i>Analyses des données</i> .....	108
RESULTATS.....	109
<i>Données disponibles</i> .....	109
<i>Durée de la saison de reproduction</i> .....	109
<i>Effet de la taille sur les traits biologiques</i> .....	109
<i>Traits biologiques et position systématique</i> .....	117
<i>Analyse multivariée et classification</i> .....	117
<i>Comparaison de quelques traits biologiques avec ceux des poissons des Llanos vénézuéliens</i> ( <i>Winnemiller, 1989</i> ).....	117
DISCUSSION.....	124
<i>Tactiques vitales des poissons dans le Sinnamary</i> .....	124
<i>Traits biologiques dans différents environnements</i> .....	125
CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....	126
REFERENCES CITEES.....	127
<b>CONSEQUENCES ECOLOGIQUES ET EVOLUTIVES DES INTERACTIONS HÔTES-PARASITES</b>	
<b>CHEZ QUELQUES ESPÈCES DE POISSONS DU BASSIN DU SINNAMARY (GUYANE).....</b>	<b>130</b>
I. INTRODUCTION.....	130
II. AGREGATION ET DISTRIBUTION SPATIALE DES PARASITES.....	131
IV. PARASITISME ET SELECTION SEXUELLE, OU L'INEGALITE DES SEXES.....	141
V. DEVELOPPEMENT LARVAIRE ET INEGALITE INDIVIDUELLE DES JEUNES STADES DE POISSONS FACE AU PARASITISME.....	146
VI. AMBIANCE PARASITAIRE ET EVOLUTION DE L'ECOSYSTEME.....	150
VII. CONCLUSION.....	155
VIII. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	156

## INTRODUCTION GENERALE

La mise en place de barrages hydroélectriques induit des bouleversements importants dans l'écosystème aquatique. Ces bouleversements se traduisent entre autre par des transformations des assemblages de poissons qui sont souvent considérés comme des « intégrateurs » de l'ensemble des processus intervenant dans le milieu aquatique.

L'objectif des études sur les poissons dans le contexte de la construction de barrage est double :

- d'une part, pendant la construction du barrage, prévoir les altérations afin de suggérer des mesures visant à diminuer les impacts,
- d'autre part, assurer la surveillance pendant la phase de mise en eau et de stabilisation.

La surveillance est une description des événements qui ne pose que le problème, au demeurant essentiel et complexe, d'un échantillonnage adéquat.

En revanche, pour répondre au premier objectif, la prise en compte des expériences passées est indispensable. Or cette prise en compte s'avère particulièrement ardue. Multiplicité des paramètres, incompatibilité des données, diversité des situations et originalité taxonomique des faunes en place sont autant d'écueil à la généralisation. Ainsi, en dépit des nombreux travaux réalisés dans le contexte de barrages en zone intertropicale, il demeure difficile de prévoir avec suffisamment de précision les conséquences environnementales, et particulièrement sur les poissons, dans une situation nouvelle.

Dans ce souci que nous avons développé tout au long du projet d'études ichtyologiques, une double approche descriptive et fondamentale qui s'exprime dans ce rapport.

Les trois premiers chapitres de ce rapport sont plutôt descriptifs encore que des hypothèses sur les mécanismes soient proposées. Ils concernent les poissons adultes capturables aux filets maillants, à l'aval, dans le réservoir et à l'amont d'une part et d'autre part les juvéniles de poissons dans ces trois mêmes compartiments.

Le quatrième chapitre est basé sur l'hypothèse que le milieu conditionne les stratégies de reproduction des espèces capables de le coloniser et qu'ainsi, la transformation des milieux provoquée par un barrage est un filtre pour les peuplements de poissons. Le chapitre propose ainsi une analyse des stratégies de reproduction des espèces du Sinnamary en conditions normale.

Enfin, le cinquième chapitre considère les relations habitat/poisson/parasite sous un certain nombre d'hypothèses d'occupation d'un espace morcellé.

# SUIVI ECOLOGIQUE DES COMMUNAUTES DE POISSONS ADULTES A L'AVAL DU BARRAGE DE PETIT-SAUT.

Bernard de Mérona, Philippe Albert, Luis Tito de Morais et Laurent Lauzanne

## INTRODUCTION

L'implantation d'un barrage sur un cours d'eau a des conséquences multiples et importantes sur le milieu physique à l'aval de l'ouvrage (Bernacsek, 1984 ; Junk & Nunes de Mello, 1987 ; Ligon et al. 1995). La nature et l'envergure de ces transformations dépendent de nombreux facteurs tels que, les caractéristiques de la rivière barrée et de l'ouvrage, la zone climatique où se situe le chantier, etc. Il est cependant possible de dégager un certain nombre de tendances générales. Certains effets sont liés aux propriétés chimiques de l'eau. Ainsi une déplétion en oxygène dissous est généralement observée, en particulier durant la mise en eau et la phase de stabilisation du réservoir. Ainsi aussi, la présence de substances toxiques telles que hydrogène sulfuré et méthane provenant de la décomposition organique dans le réservoir. D'autres effets sont liés aux modifications hydrologiques induites par le barrage. Le cycle de crue est aboli pendant la mise en eau et fortement perturbé ensuite. Les crues sont en effet écrêtées et les étiages soutenus et il n'est pas rare d'observer des variations erratiques de débit dues à des lâchers massifs d'eau. Ces modifications ont, à leur tour, de multiples effets tels que : diminution des zones inondées saisonnièrement, modification de la structure du lit de la rivière, pénétration du coin salé au niveau de l'estuaire, etc.

Naturellement cet ensemble de perturbations affecte directement et indirectement les assemblages de poissons. Les mouvements migratoires sont bloqués par le barrage, les chaînes trophiques sont modifiées et on sait que les communautés de poissons sont particulièrement sensibles aux paramètres hydrologiques (Schlosser, 1985 ; Poff & Ward, 1989 ; Travnichek et al., 1995). Par exemple, l'écrêtage des crues réduit l'étendue des zones de fraie de certaines espèces et la destruction du régime normal de crue affecte les signaux physiques de déclenchement de la ponte.

Du fait, en particulier, de la large gamme de niveaux trophiques occupés par les poissons, y compris les niveaux les plus élevés dans l'écosystème, les assemblages de poissons représentent de bons indices de la qualité des milieux aquatiques (Karr, 1981 ; Karr et al., 1986 ; Shields et al., 1995 ; Harris, 1995). Le suivi de la qualité des portions aval de rivières barrées revêt une importance particulière lorsque l'on considère que les zones traversées sont souvent les plus productives et abritent les populations humaines les plus denses.

Paradoxalement il n'existe que peu d'études globales et suivies sur les assemblages de poissons à l'aval des barrages et ceci est surtout crucial en milieu tropical. Beaucoup de travaux de synthèse évoquent la possibilité d'une diminution de la biodiversité sous l'effet de barrages. Ce phénomène a en effet été mis en évidence dans le cas du Nil (Ishak, 1981) mais d'autres travaux montrent qu'il peut y avoir une restauration rapide du nombre d'espèces lorsque des actions de régulation de débit sont mises en place (Travnichek et al. 1995). Les résultats concernant l'abondance globale en poissons dans les zones aval sont eux aussi contradictoires. Il paraît établi que la production halieutique est fortement déprimée lorsque de larges zones

inondables étaient présentes dans la zone aval (Welcomme, 1979 ; Bernacsek, 1984), mais en revanche des densités très importantes de poissons ont souvent été observées au pied du barrage. Ainsi, il y a un besoin important de données supplémentaires pour tenter d'établir le réel impact des barrages sur les assemblages de poissons à l'aval.

Dans ce souci, le présent travail se propose de 1) décrire l'évolution temporelle de certains paramètres globaux des assemblages de poissons dans une zone moyenne de la portion aval du Sinnamary en Guyane française, une rivière barrée en 1984, 2) décrire l'hétérogénéité spatiale des assemblages dans l'ensemble du cours aval hors estuaire, un an après le remplissage total du réservoir, et 3) comparer les résultats obtenus avec une étude similaire réalisée sur le Tocantins, une grande rivière du bassin de l'Amazone, barrée en 1984 (Mérona et al., 1987).

## **MATERIEL ET METHODES**

### Site d'étude :

Le Sinnamary est une rivière de moyenne importance, avec un bassin de 6565 km<sup>2</sup> et un cours d'environ 260 km. Il coule du sud au nord dans la partie centrale du département de la Guyane française. En janvier 1984, un barrage hydro-électrique a été fermé dans la partie aval du cours, au lieu-dit « Petit-Saut » situé à environ 60 km de l'estuaire. Le barrage a noyé une surface de plus de 350 km<sup>2</sup> de forêt primaire. Le cours aval traverse la plaine côtière et est lui aussi bordé de forêts en majeure partie primaire (Figure 1). Pendant toute la durée de la mise en eau (de janvier 1994 à mai 1995) le débit restitué à l'aval a été maintenu aux alentours de 100 m<sup>3</sup>/s excepté pendant de courts événements hydrologiques. Après mai 1995 le régime est plus conforme à la normale avec toutefois une variabilité plus importante (Figure 2).

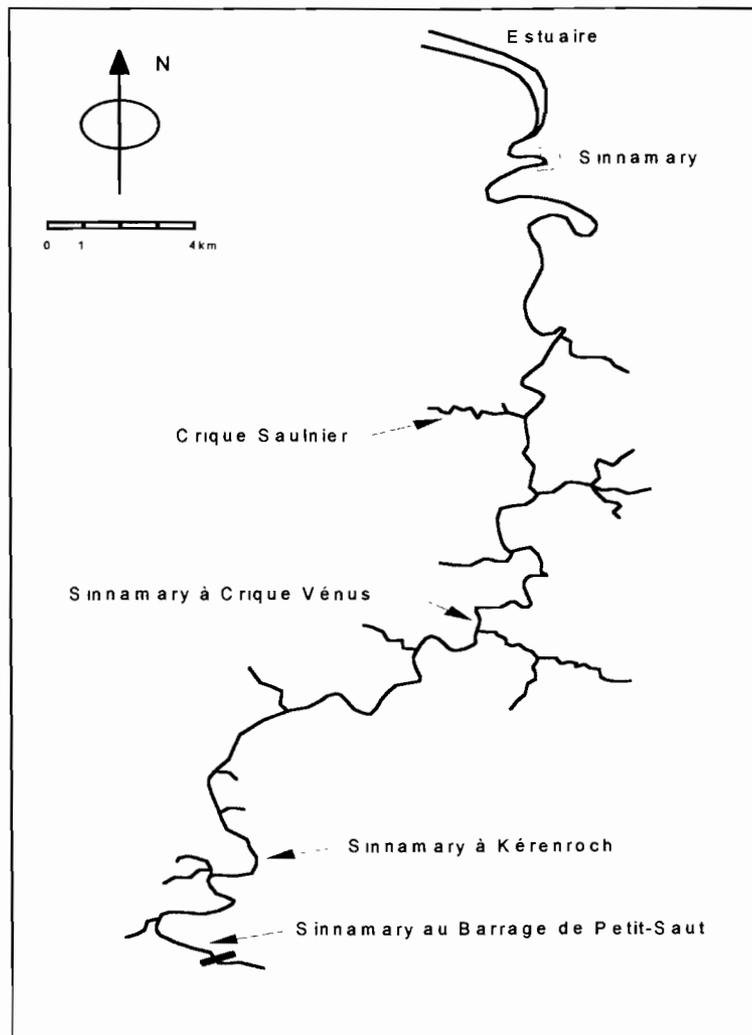
### Echantillonnage :

#### **Méthodologie**

L'échantillonnage se fait à l'aide de filets maillants monobrins de 25 m de longueur sur 2 m de hauteur. Ces filets sont organisés en batterie de 10 unités de mailles différentes (10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 50, 60, 70 mm d'entre-noeuds).

La sélectivité spécifique des filets maillants pour les tailles de poissons précises est nuancée par l'utilisation d'une large gamme d'entre-noeuds très représentative des tailles générales rencontrées chez les poissons. Cette technique a l'avantage de la simplicité et de la souplesse. La pose des filets requiert tout de même une zone, le long des berges du fleuve, relativement libre d'obstacles et ne présentant que peu ou pas de courant. A l'exception de certains taxons pelagiques, benthiques, et de quelques grands poissons prédateurs, la grande majorité de la biomasse totale de la rivière se concentre sur ses berges, là où la diversité d'habitats et les réserves nutritives sont les plus importantes (Junk et al., 1989). Cela dit, il est certain que cette méthode ne permet pas la capture de toutes les espèces présentes sur un site ; notamment les plus petites, ou celles inféodées au lit du Sinnamary, par exemple, en réchappent. Compte tenu

des conditions, cette méthode semble la meilleure. Un empoisonnement à la roténone (ichtyotoxique naturel extrait de lianes ou de racines) n'est pas envisageable dans le fleuve (trop de courant, de profondeur, ...), et la très faible conductivité des eaux condamne l'utilisation de la pêche électrique.



**Figure 1. Situation des stations échantillonnées**

La procédure d'échantillonnage a quelque peu évolué entre les premiers prélèvements (décembre 1991) et les derniers traités (mai 1996). Ces modifications portent sur le nombre de batteries de filets utilisées (une ou deux), sur le nombre de relèves de ces filets (cinq à une), et enfin sur le nombre de stations étudiées (une à trois). Dans un premier temps, il était convenu de poser les filets le soir vers 17h. Ils étaient relevés une première fois le lendemain matin vers 7h, les poissons étaient démaillés, et les filets remis en place. On procédait de même vers 17h, puis le lendemain vers 7h les filets étaient définitivement relevés. Dans la mesure du possible, ce protocole a été suivi de décembre 1991 jusqu'à février 1995. Cinq relèves ont été effectuées lors des tous premiers échantillonnages (Tableau 1).

Entre mars et mai 1995, une réflexion sur la méthodologie a conduit à une modification de cette dernière. Le schéma précédent a perduré, avec en plus la pose d'une deuxième batterie la première nuit. Le but était de comparer deux méthodes : l'utilisation soit d'une batterie un jour et deux nuits, soit de deux batteries une nuit. Trois constatations sont à l'origine de cette réflexion :

- les captures de jour sont en règle générale très peu importantes, que se soit en terme de nombre d'individus ou d'espèces.
- les pêches de la seconde nuit apparaissaient la plupart du temps inférieures à celles de la première.
- une seule station est étudiée.

Merona et al. (1996) ont montré que les prises additionnées de la journée et de la deuxième nuit de pêche était 20% moins importantes que celle d'une seconde batterie. Une deuxième batterie est donc plus informative qu'une journée et une deuxième nuit de pêche en terme d'échantillonnage des espèces dans le peuplement. Autre avantage de ce changement, une autre station peut être échantillonnée le lendemain.

Le plan d'échantillonnage sur l'ensemble de la période est présenté dans le tableau 1.

## **Stations échantillonnées et durée de l'étude**

Au tout début de l'étude, lors de l'inventaire spécifique et de la caractérisation du peuplement du Sinnamary (INRA-ORSTOM, 1989-1991), plusieurs milieux de la zone aval ont été échantillonnés (Figure 1):

- Sinnamary à Kérenroch
- Sinnamary à la crique Vénus
- Crique Vénus
- Crique Saulnier
- Crique Mouche-sans-raison
- Plus trois milieux très liés à la saison des pluies : pri-pris Petit-Tango et Axel (zones marécageuses), et diverticule Antonin (petit cours d'eau temporaire)

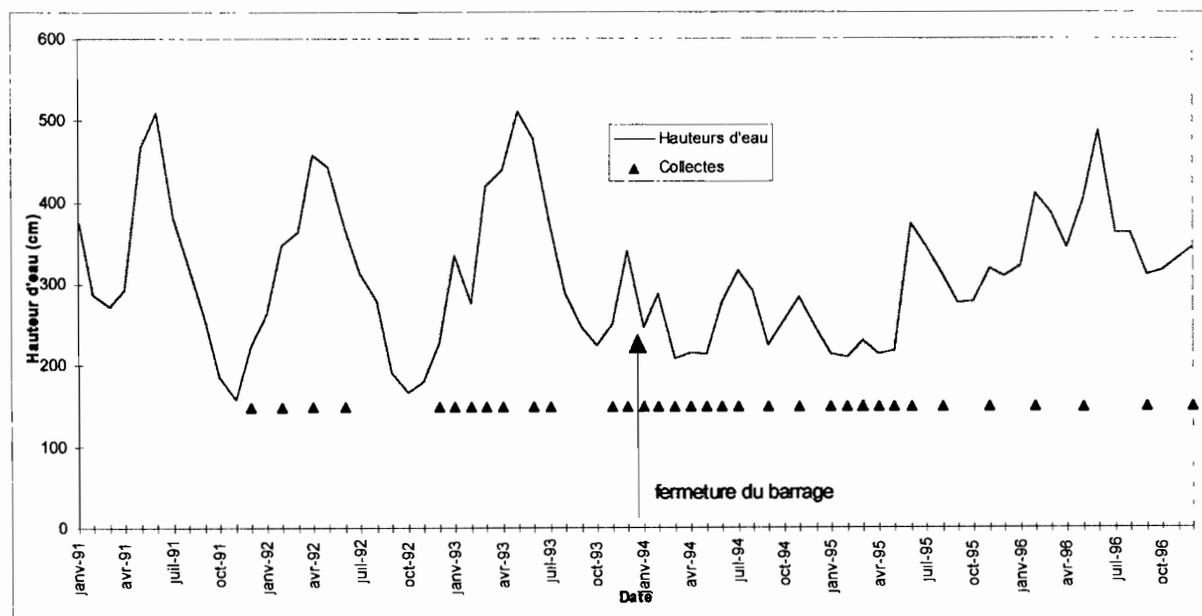
MOIS	1ère Nuit relève de 7h	1er Jour relève de 17h	2ème Nuit relève de 7h	2ème jour relève de 17h	3ème Nuit relève de 7h	3ème Jour relève de 17h
déc-91	1	1	1	1	1	-
févr-92	1	-	1	-	-	-
avr-92	1	1	1	-	1	1
juin-92	1	-	1	-	1	-
déc-92	1	1	1	1	1	-
janv-93	1	-	1	-	-	-
févr-93	1	1	1	-	-	-
mars-93	1	-	1	-	-	-
avr-93	1	1	1	-	-	-
juin-93	1	-	1	-	-	-
juil-93	1	-	1	1	1	-
nov-93	1	-	1	-	-	-
déc-93	1	-	1	-	-	-
janv-94	1	-	1	-	-	-
févr-94	1	-	1	-	-	-
mars-94	1	-	1	-	-	-
avr-94	1	-	1	-	-	-
mai-94	1	-	1	-	-	-
juin-94	1	1	1	-	-	-
juil-94	1	1	1	-	-	-
sept-94	1	1	1	-	-	-
nov-94	1	1	1	-	-	-
janv-95	1	1	1	-	-	-
févr-95	1	1	1	-	-	-
mars-95	2	1	1	-	-	-
avr-95	2	1	1	-	-	-
mai-95	2	1	1	-	-	-
juin-95	2	-	-	-	-	-
août-95	2	-	-	-	-	-
nov-95	2	-	-	-	-	-
févr-96	1	-	-	-	-	-
mai-96	2	-	-	-	-	-
sept-96	2	-	-	-	-	-
dec-96	2	-	-	-	-	-

**Tableau 1. Nombre de batteries relevées et moment des relèves en fonction de la date d'échantillonnage à la station "Sinnamary à crique Vénus".**

Cependant, pour l'étude sur le long terme la plupart de ces stations ont été abandonnées, et seul le site « Sinnamary à la crique Vénus » à été conservé. Suite à la modification de la méthodologie, de nouvelles stations ont pu être exploitées à partir de novembre 1995 (Figure 1). Les stations actuellement traitées sont :

- - Sinnamary au barrage : les filets sont posés au pieds de l'évacuateur de fond, en travers du bassin,
- - Sinnamary à Kérenroch (à 8 km du barrage) : les filets sont posés le long des berges, 500 m en amont et en aval de Kérenroch,
- - Sinnamary à Crique Vénus (à 23 km du barrage) : les filets sont posés de la même manière qu'à Kérenroch,
- - Sinnamary à crique Saulnier : les filets sont posés de la même manière que les dans les autres stations situées dans le cours principal,
- - Crique Saulnier (à 35 km du barrage). c'est un affluent de la rive gauche du Sinnamary, les filets sont posés dans la crique à plusieurs km de son embouchure.

La station « Sinnamary à crique Vénus » est la plus intéressante pour une étude sur l'évolution des communautés de poissons, ce site faisant l'objet d'un suivi régulier depuis fin 1991. Durant la phase antérieure à la fermeture du barrage, les collectes ont été réalisées pendant la montée des eaux et au moment du pic de crue. A partir de novembre 1993, pour mieux suivre les conséquences immédiates de la fermeture du barrage, les prélèvements sont devenus mensuels, exception faite des mois d'août, octobre et décembre 1994. Depuis août 1995, les échantillonnages se font selon un rythme trimestriel. Nous possédons donc, sur une période de 54 mois (entre décembre 1991 et décembre 1996), 34 sessions d'échantillonnage (Figure 2)



**Figure 2. Moyennes mensuelles des hauteurs d'eau à la station Petit-Saut aval et position des campagnes d'échantillonnage à la station Sinnamary à Vénus.**

## Mesures sur les poissons

Chaque poisson capturé est :

- Identifié et référencé par un code en quatre lettres (exemples : ABIM = *Astyanax bimaculatus*, LFRI = *Leporinus friderici*, ...)
- Mesuré (longueur standard au mm près)
- Pesé (Individuellement ou en groupe d'individus de même espèce lorsque leur nombre est très important)
- Disséqué pour déterminer le sexe et la maturité sexuelle, cette dernière étant codée :
  - F1 Femelle immature ou en repos sexuel
  - F2 Femelle en début de maturation
  - F3 Femelle en maturation
  - F4 Femelle mature
  - F5 Femelle en cours de ponte
  - F6 Femelle ayant pondu récemment
  - M1 Mâle immatures ou en repos sexuel
  - M2 Mâle en maturation
  - M3 Mâle en fin de maturation y compris la période d'émission de sperme
- Prélèvement de gonades, estomacs ou parasites, en fonction de l'intérêt qu'ils présentent.

Par la suite, pour chaque échantillon, il est déterminé le nombre d'individus capturés, la richesse spécifique, et le poids total de poissons.

## Traitement des données

L'ensemble de ces valeurs est stocké sous forme de fichiers Excel (tableur), ou inclus dans une base de données Foxpro (Système de Gestion de Base de Données), sur support PC. Les traitements statistiques sont réalisés à l'aide du logiciel SYSTAT® ver. 6.01 pour Windows (Wilkinson et al. 1996)

Pour les traitements nous utilisons quatre séries de données indépendantes :

- Le nombre total d'individus capturés
- le poids total des captures. Celui-ci est largement influencé par le nombre d'individus capturés ( $r=0.821$  ;  $p<0.001$ ). Afin d'isoler l'effet du poids des individus constituant la capture nous utilisons pour l'analyse les résidus de la régression Poids total x Nombre d'individus calculée à partir de données transformées en logarithme népérien.
- la richesse spécifique ou nombre d'espèces total dans l'échantillon en tenant compte de l'intensité de l'échantillonnage. En effet la probabilité de capturer une espèce que l'on ne possède pas déjà augmente avec la taille de l'échantillon. Il s'agit donc d'un échantillonnage passif (Strong & al., 1984). Nous avons donc calculé la régression linéaire entre le nombre d'individus pêchés et la richesse spécifique de l'échantillon après une normalisation des

données par une transformation logarithme népérien. Celle-ci est hautement significative ( $n=34$ ,  $r=0,667$  et  $P<0,001$ ). Ainsi les données utilisés pour les traitements sont les résidus de cette régression.

- la régularité, exprimée par l'équitabilité :

$$E = -\sum p_i \cdot \log_2 p_i / \log_2 N$$

avec  $p_i$  : fréquence relative de l'espèce  $i$

$N$  : nombre d'espèces dans l'échantillon

Cet indice varie entre 0 et 1. Lorsque toutes les espèces ont une abondance de 1 sauf une, la régularité est minimum et l'équitabilité est voisine de 0. A l'inverse si toutes les espèces ont une abondance égale, la régularité est maximale et l'équitabilité est égale à 1.

Les données sont normalisées par une transformation logarithme népérien.

Afin de visualiser l'évolution générale des séries de données nous ajustons une fonction « lowess » à chacun des ensembles (Cleveland, 1979 ; 1981)

Les comparaisons entre phases sont conduites à l'aide de test  $t$  adaptés aux échantillons de variance inégales (Scherrer, 1984) ou, lorsque les variances sont élevées à l'aide d'un test de Kolmogorov-Smirnov.

Enfin le modèle linéaire généralisé est ajusté aux données de condition de certaines espèces pour tester l'effet de certains facteurs.

Tous les traitements sont réalisés à l'aide du logiciel Sysstat.

## RESULTATS

Analyse temporelle de la situation dans la zone moyenne du cours principal : la station « Vénus »

### La variable nombre capturé

L'examen de l'évolution des captures en nombre montre un pic très prononcé en juin 1993 (Figure 3). Ce pic est en grande partie dû à la capture dans un des filets d'un grand nombre de poissons d'une seule espèce par ailleurs en général rare dans les autres captures (*Anchovia surinamensis*). Pour ne pas donner trop de poids à cette capture accidentelle, nous avons éliminé cette espèce pour les traitements ultérieurs sur les nombres d'individus capturés (Figure 3).

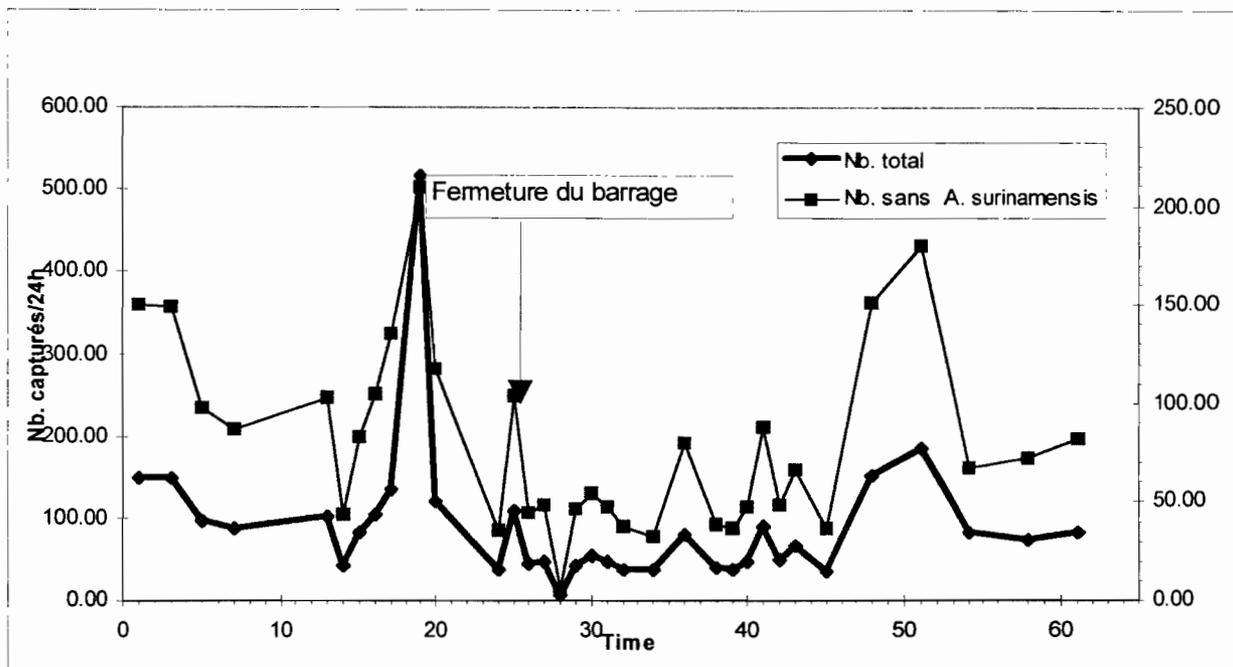
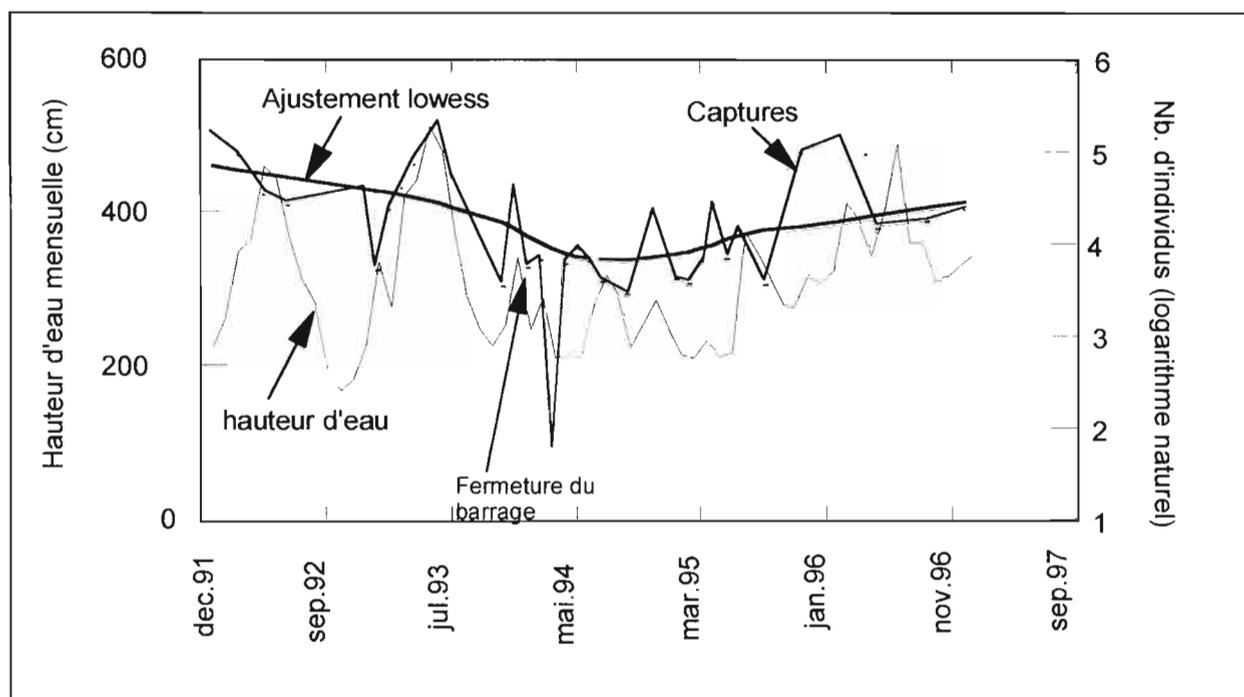


Figure 3. Variations des captures dans le Sinnamary à la crique Vénus entre décembre 1991 et décembre 1996.

Deux types d'effets de la fermeture du barrage apparaissent : d'une part une diminution des captures et d'autre part une disparition des grandes variations. A partir de novembre 1995, date qui correspond au retour d'un cycle saisonnier de hauteur d'eau, un patron de variations comparable à celui observé avant barrage semble se remettre en place. L'ajustement des données à une fonction lowess confirme ces tendances : une première diminution qui s'accroît à partir de la fermeture du barrage puis une remontée aux environs du mois 45 (août 1995) (Figure 4).



**Figure 4. Hauteur d'eau et évolution des captures normalisées (logarithme népérien). Ajustement des captures à une fonction lowess.**

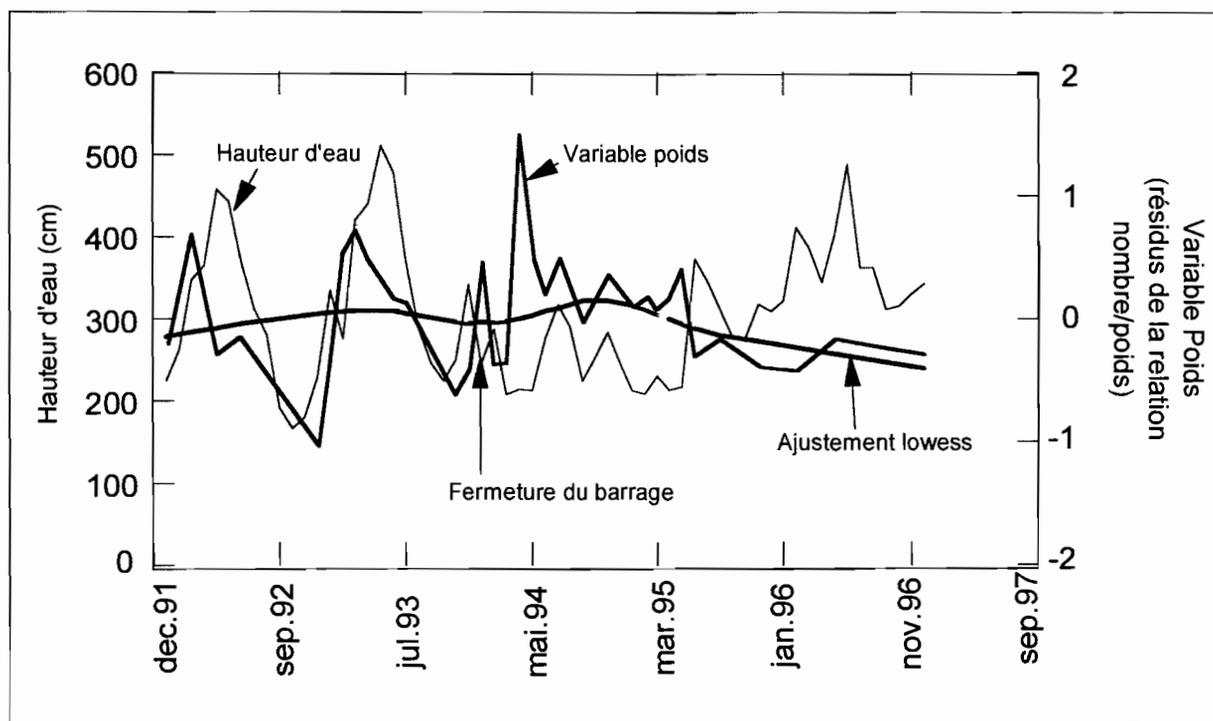
On a comparé les moyennes des captures au sein des trois périodes identifiées : de décembre 1991 à décembre 1993, de janvier 1994 à août 1995 et de novembre 1995 à décembre 1996 à l'aide de tests t. (Tableau 2). Le niveau des captures présente des différences significatives entre la phase de remplissage et les deux autres phases. Il y a donc une nette diminution des captures pendant toute la phase de remplissage de la retenue pendant laquelle un débit minimum de 100m<sup>3</sup>/s a été déversé à l'aval. Pendant la dernière année d'observation les captures reviennent à un niveau comparable à celui de la phase préfermeture.

	Phase 1 n=13 moyenne=109.23 DS=45.72	Phase 2 n=16 moyenne=47.34 DS=18.95	Phase 3 n=5 moyenne=110.70 DS=51.52
Phase 2	t=4.572, p=0.000		
Phase3	t=0.102, p=0.902	t=2.694, p=0.000	

**Tableau 2 . Comparaison des captures moyennes entre les trois phases identifiées. (DS = Déviation standard).**

## La variable poids

Les résidus de la régression poids total/nombre d'individus capturés présentent des variations importantes d'un échantillon à l'autre (Figure 5) sans que l'on distingue aucune tendance dans la période considérée. La comparaison des valeurs dans chacune des phases définies est faite à l'aide d'un test non paramétrique de Kolmogorov-Smirnov du fait des variances élevées. Les résultats ne font pas apparaître de différence significative entre période (Tableau 3).



**Figure 5. Hauteur d'eau et évolution des résidus de la relation poids total - nombre capturé. Ajustement de la variable poids à une fonction lowess**

	Phase 1 n=13 moyenne=-0.030 DS=0.541	Phase 2 n=16 moyenne=0.093 DS=0.302	Phase 3 n=5 moyenne=-0.219 DS=0.083
Phase 2	Dmax=0.436 p=0.100		
Phase3	Dmax=0.421 p=0.538	Dmax=0.642 p=0.094	

**Tableau 3 . Comparaison des variables « poids » entre les trois phases identifiées à l'aide de test de Kolmogorov-Smirnov. La variable « poids » est constituée des résidus de la régression nombre d'individus capturés/ poids total capturé. (DS=Déviatiion standard).**

### **La variable richesse spécifique**

La richesse spécifique semble suivre une évolution descendante(Figure 6). Une fonction lowess appliquée à ces données montre une évolution en escalier : Pendant la phase pré-fermeture, une première diminution suivie d'une remontée, à la fermeture une nouvelle diminution importante, interrompue par un court palier et enfin une nouvelle descente de la courbe jusqu'à la fin des échantillons (Figure 6)

La comparaison des richesses spécifiques résiduelles entre les différentes phases définies fait apparaître une diminution significative lors de la troisième période comparée aux deux précédentes (Tableau 4). Les distributions des valeurs de richesse des deux premières périodes sont très étalées illustrant la grande variabilité de ce paramètre dans les échantillons. Les variances élevées observées nous ont conduit à vérifier ce résultat à l'aide d'un test non paramétrique de Kolmogorow Smirnov. Les résultats obtenus sont similaires (Tableau 5).

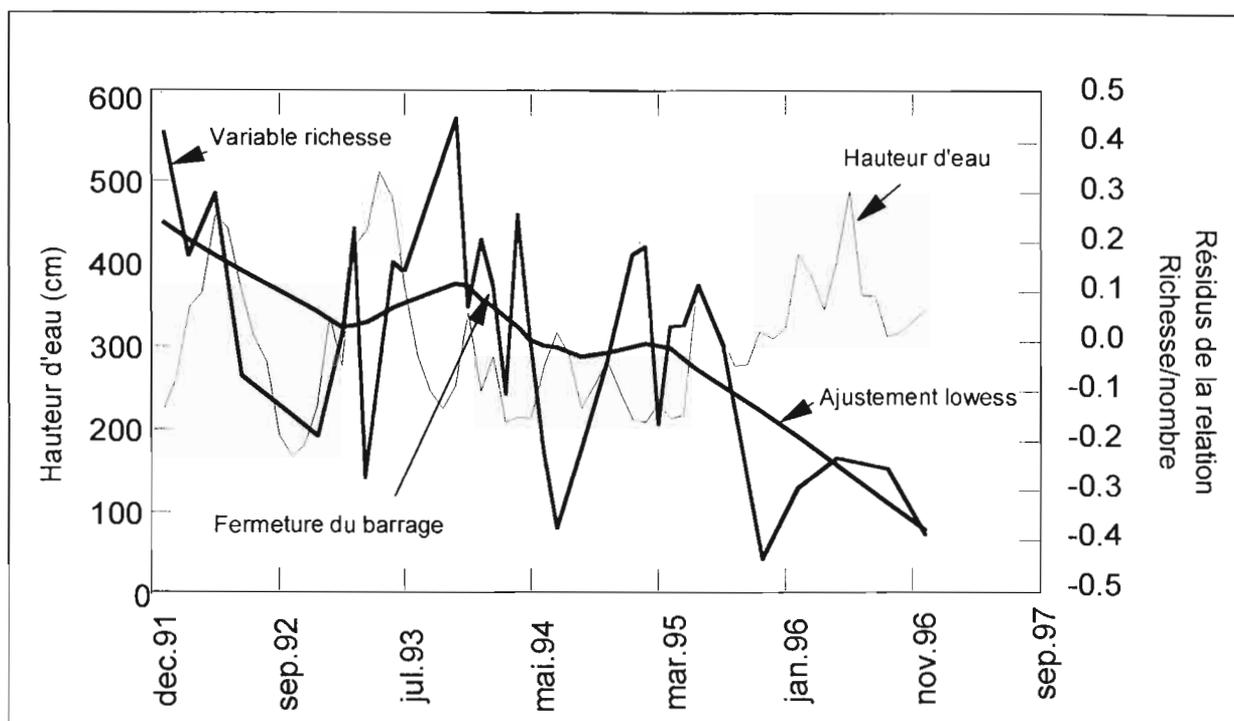


Figure 6. Hauteur d'eau et évolution des résidus de la relation Richesse spécifique - nombre capturé. Ajustement de la variable richesse à une fonction lowess.

	Phase 1 n=13 moyenne=0.109 DS=0.220	Phase 2 n=16 moyenne=0.007 DS=0.187	Phase 3 n=5 moyenne=-0.303 DS=0.070
Phase 2	t=1.328, p=0.197		
Phase3	t=6.008, p=0.000	t=5.508, p=0.000	

Tableau 4. Comparaison des richesses spécifiques moyennes entre les trois phases identifiées à l'aide de test t. Les valeurs de richesse sont les résidus de la régression richesse spécifique dans les échantillons x nombre d'individus capturés. . (DS=Déviatoin standard).

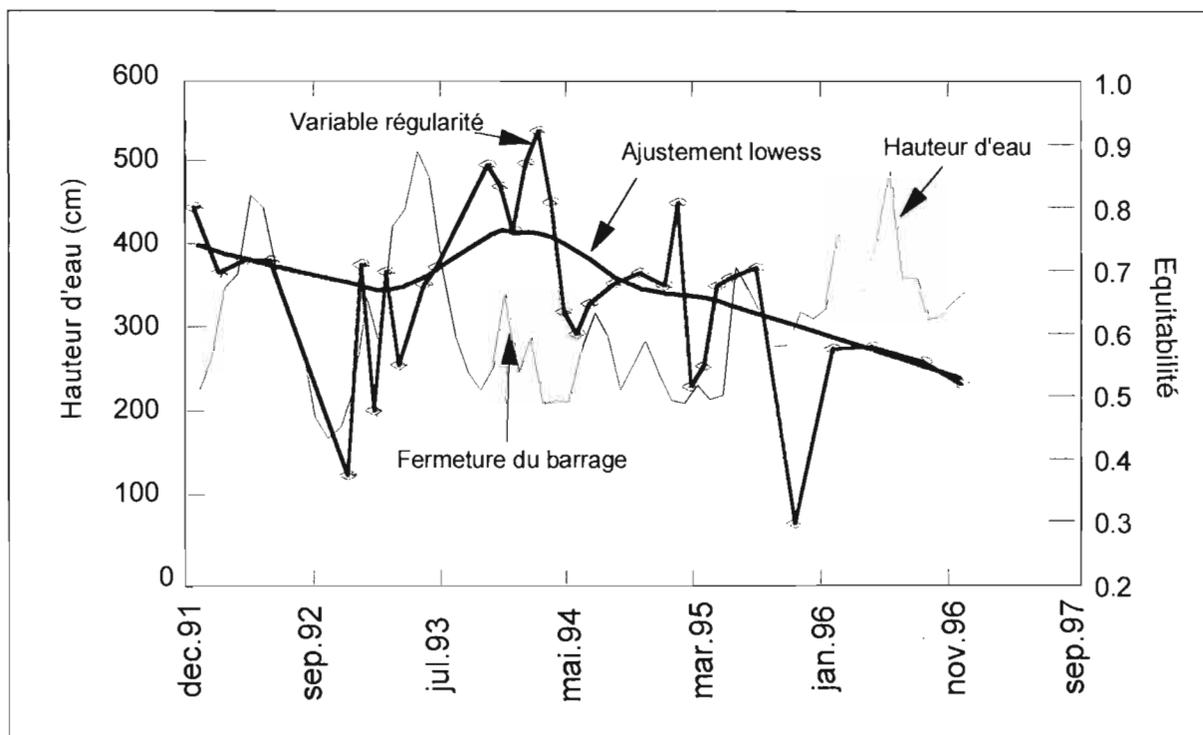
	Phase 1 n=13 moyenne=0.109 DS=0.220	Phase 2 n=16 moyenne=0.007 DS=0.187	Phase 3 n=5 moyenne=-0.303 DS=0.070
Phase 2	Dmax=0.264, p=0.621		
Phase3	Dmax=0.882, p=0.003	Dmax=0.829, p=0.010	

**Tableau 5. Comparaison des richesses spécifiques moyennes entre les trois phases identifiées à l'aide de test de Kolmogorov-Smirnov. Les valeurs de richesse sont les résidus de la régression richesse spécifique dans les échantillons x nombre d'individus capturés. . (DS=Déviati on standard).**

Cette diminution significative de la richesse résiduelle traduit une réalité. Si l'on compare les 13 échantillons obtenus avant barrage (entre décembre 1991 et décembre 1993) et les 12 derniers échantillons (Décembre 1994 à décembre 1996) on constate que le nombre d'espèces total est de 54 dans le premier cas et de 47 dans le second. Trente quatre espèces sont communes dans les deux ensembles, vingt, présentes avant barrage sont absentes après et treize, non récoltées avant barrage sont capturées après.

## La variable régularité

L'équitabilité subit de fortes variations d'un échantillon à l'autre. Elle est relativement élevée juste après la fermeture du barrage mais suit une tendance descendante sur la période (Figure 7).



**Figure 7. Hauteur d'eau et évolution de m'équitabilité. Ajustement de la variable richesse à une fonction lowess.**

La comparaison des valeurs moyennes dans les trois phases définies fait état d'une différence significative entre la période immédiatement après la fermeture du barrage où la régularité est élevée et la phase de récupération à partir du mois d'août 1996 où elle est faible (Tableau 6). Ceci indique la dominance d'un petit nombre d'espèces dans les échantillons pendant cette dernière période.

	Phase 1 n=13 mean=0.678 SD=0.138	Phase 2 n=16 mean=0.702 SD=0.110	Phase 3 n=5 mean=-0.505 SD=0.118
Phase 2	Dmax=0.260, p=0.643		
Phase3	Dmax=0.728, p=0.040*	Dmax=0.829, p=0.010***	

**Tableau 6. Comparaison des équitabilités moyennes entre les trois phases identifiées à l'aide de test de Kolmogorov-Smirnov.**

## Composition spécifique

### Indice de dominance de quelques familles

Trois familles semblent avoir été favorisées après la fermeture du barrage : les Curimatidae, les Cichlidae et les Sternopygidae (Figure 8 A,B et C). Ces trois familles sont représentées dans les assemblages par un petit nombre d'espèces respectivement 7, 3 et 2 (Tableau 7). Pour les Curimatidae il s'agit de *Curimata cyprinoides* qui a tout de suite été largement dominante après la fermeture. Lorsque la richesse a de nouveau augmenté sa dominance s'est réduite mais le nombre d'individus capturés est resté à un niveau élevé. Les Cichlidae ne sont pas capturés avant la fermeture et commencent à apparaître dans les captures en nombre réduit à la fin de la première année de remplissage. L'espèce dominante est *Geophagus surinamensis*. Enfin, les Sternopygidae avec essentiellement l'espèce *Eigenmannia virescens* voient leur abondance et leur dominance augmenter vers le 35<sup>ème</sup> mois, environ un an après la fermeture.

Famille	Nb. d'espèces	Nb. total	% sp. dominant	espèce dominante
Anostomidae	4	136	87.50	LFRI
Auchenipteridae	4	1072	87.69	ANUC
Characidae	20	730	41.10	TROT
Cichlidae	3	30	86.67	GSUR
Curimatidae	7	868	93.32	CCYP
Engraulidae*	5	259	86.10	PATH
Erythrinidae	3	22	86.36	HAIM
Hemiodidae	3	27	62.96	HQUA
Sternopygidae	2	94	63.83	EVIR
Loricaridae	4	24	54.17	LCAT
Pimelodidae	5	11	36.36	PGRA
Serrasalminidae	4	56	83.93	MTER

**Tableau 7. Principales familles représentées dans les captures à la Station Vénus. Les codes des espèces dominantes renvoient à l'annexe 1.**

Deux familles ont apparemment souffert des nouvelles conditions de milieu : ce sont les Engraulidae et les Characidae (Figure 8 D et E). Les premiers, avec principalement l'espèce *Pterengraulis atherinoides*, qui présentent avant barrage une évolution de l'abondance en dents de scie peut-être liée aux phénomènes de marée, sont pratiquement absents des assemblages après la fermeture. Les deuxièmes représentent un groupe de 20 espèces. La plus abondante, *Triporthus rotundatus*, a pratiquement disparu des captures après barrage alors qu'il s'agissait d'une espèce commune très abondante avant.

On observe enfin un groupe de deux familles qui ne semblent pas avoir été particulièrement influencé par le barrage. Il s'agit des Auchenipteridae et des Serrasalminidae (Figure 8 F et G). *Auchenipterus nuchalis* qui représente 87,6% des Auchenipteridae, de même que *Myleus ternetzi* (83,9% des Serrasalminidae) présentent pendant toute la période des alternances de grande abondance et de quasi-absence dans les assemblages.

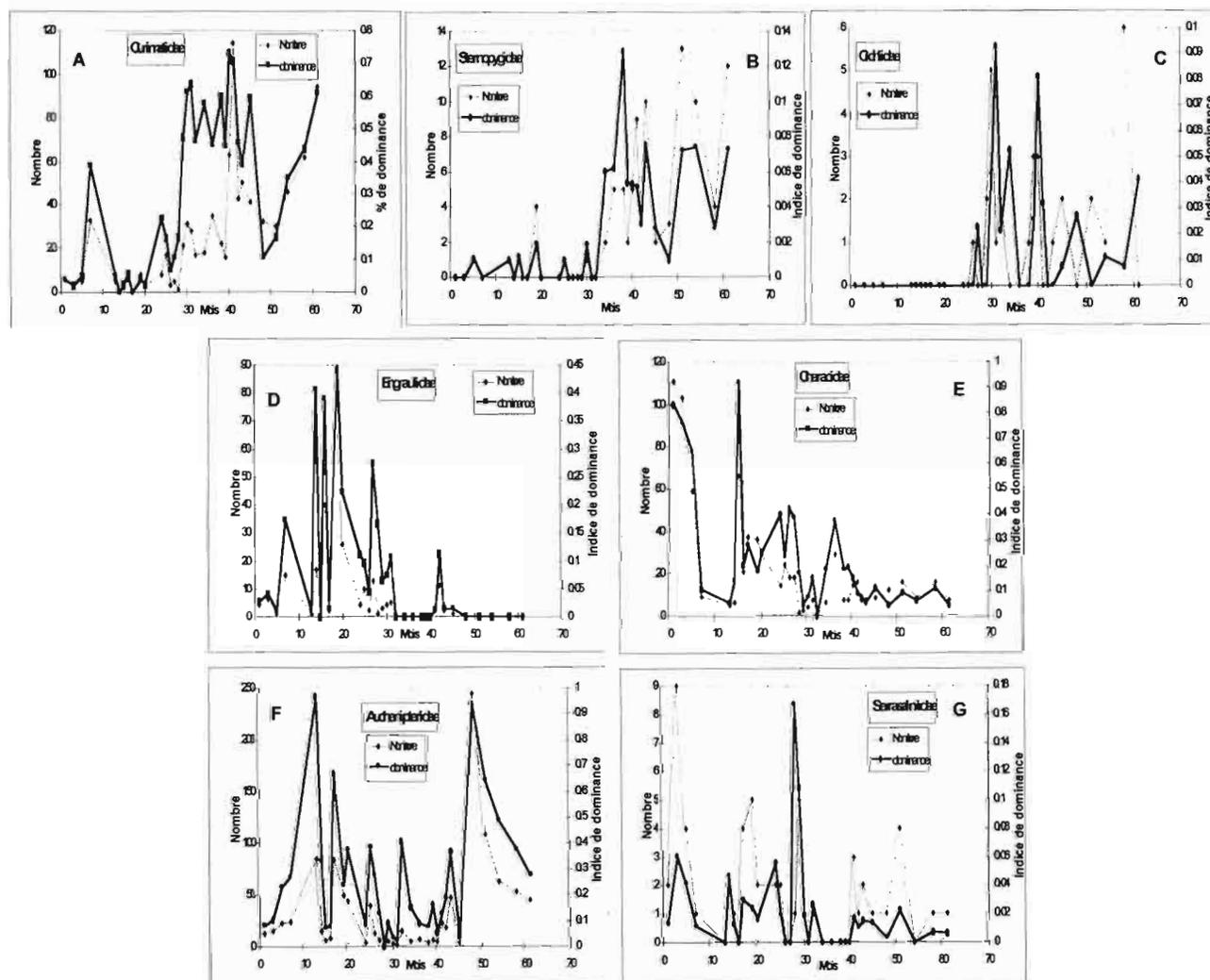


Figure 8. Evolution du nombre capturé et de l'indice de dominance pour les principales familles de poissons capturés à la station Vénus entre décembre 1992 et décembre 1996.

## Analyse spatiale

### Répartition des captures.

L'examen de la répartition des captures entre novembre 1995 et décembre 1996 dans 5 stations distribuées sur toute l'étendue de la zone comprise entre le barrage et la limite du coin salé fait apparaître un certain nombre de tendances nettes (Figure 9):

- d'une part une très importante accumulation de poissons au pied du barrage en février 1996,
- l'augmentation du volume des captures est également sensible à cette même période dans les stations intermédiaires de Kerenroch et de Vénus,
- le phénomène inverse s'observe dans la crique Saulnier,
- la densité de poissons diminue au pied du barrage entre février et décembre 1996 pour atteindre des valeurs comparables à celles observées dans le reste du cours.

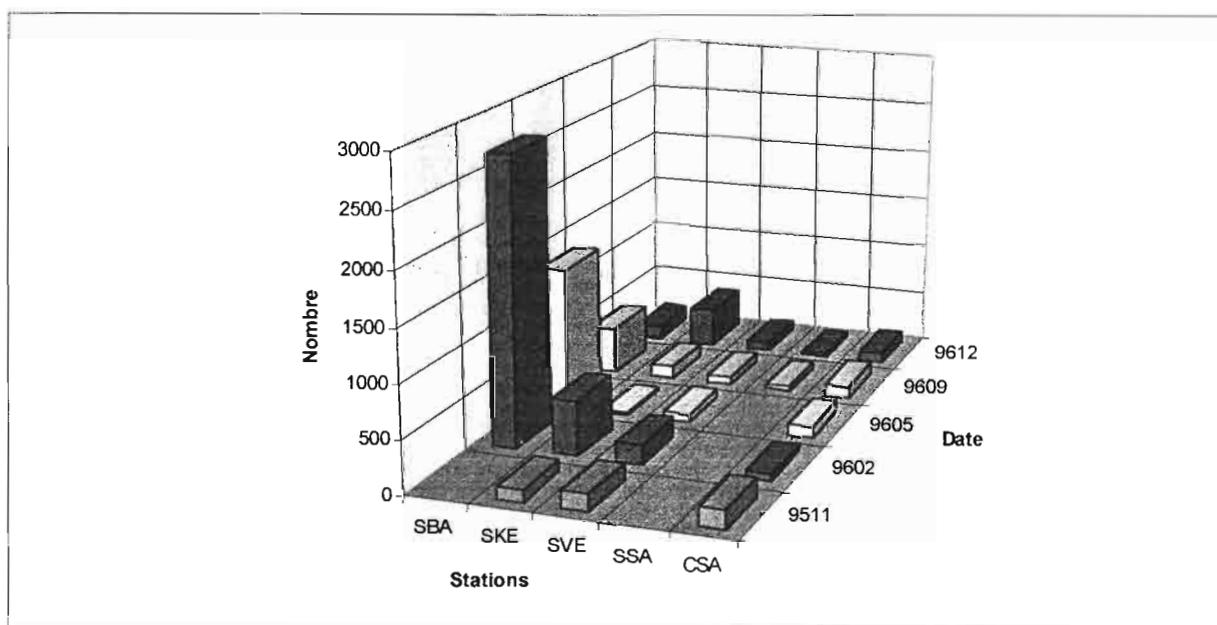


Figure 9. Distribution des captures dans le Sinnamary à l'aval du barrage entre novembre 1995 et décembre 1996. SBA=pied du barrage; SKE=Kerenroch; SVE=Vénus; SSA=Saulnier; CSA=crique Saulnier.

### Variations de la condition des principales espèces :

#### Curimata cyprinoides

Un modèle linéaire général (GLM) à trois facteurs de variabilité (sexe, date et station) montre qu'il existe un seul effet significatif sur la condition moyenne de l'espèce : celui de l'interaction date et station ( $df=8$  ;  $p<0,001$ ). La condition est élevée au pied du barrage et dans la station immédiatement en dessous en février et en mai 1996. Elle est en revanche très basse dans la station du pied du barrage en septembre 1996 (Figure 10).

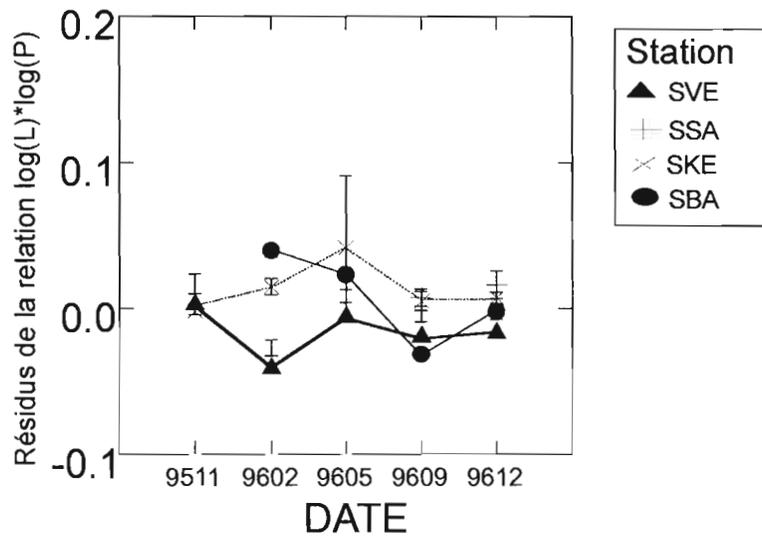


Figure 10. Variations de la condition des *Curimata cyprinoides* dans le Sinnamary aval entre novembre 1995 et décembre 1996. Les barres verticales correspondent à l'erreur standard à la moyenne.

#### Auchenipterus nuchalis

Le modèle linéaire général à deux facteurs de variabilité (date et station) met en évidence des effets significatifs pour la date ( $df=2$  ;  $p=0,039$ ) pour la station ( $df=3$  ;  $p<0,001$ ) et pour le croisement des deux facteurs ( $df=16$  ;  $p<0,001$ ). La condition suit une évolution cyclique, maximale en février et minimale en septembre. Elle est élevée dans la station située au pied du barrage, particulièrement en février et faible dans les criques (Figure 11) .

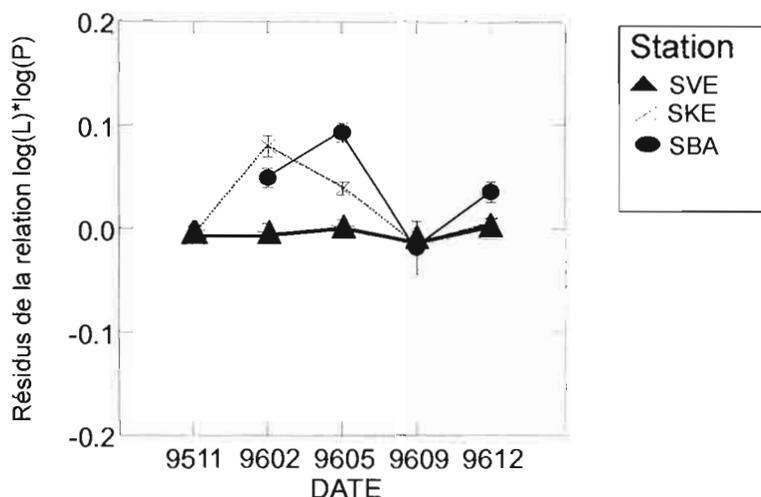


Figure 11. Variations de la condition des *Auchenipterus nuchalis* dans le Sinnamary aval entre novembre 1995 et décembre 1996. Les barres verticales correspondent à l'erreur standard à la moyenne.

### Maturité sexuelle

La maturité sexuelle des femelles, toute station et toute espèce confondue suit une évolution saisonnière. Le nombre de femelles en stade de maturation avancé est maximum en novembre 1995, diminue progressivement jusqu'en septembre 1996 et réaugmente en décembre (Figure 12). Cette évolution peut être rapprochée du cycle climatique de la zone. Novembre correspond au début de saison pluvieuse et septembre à la saison sèche. On retrouve ce schéma général au niveau de chacune des zones échantillonnées avec cependant quelques nuances. En février 1996, lors de la grande accumulation de poissons au pied du barrage, le pourcentage de femelles en stade avancé de maturation augmente de l'aval jusqu'au barrage où il atteint plus de 50%. Cette évolution est en grande partie due au comportement reproducteur des trois espèces dominantes : *Curimata cyprinoides*, *Auchenipterus nuchalis* et *Bryconops sp.2*.

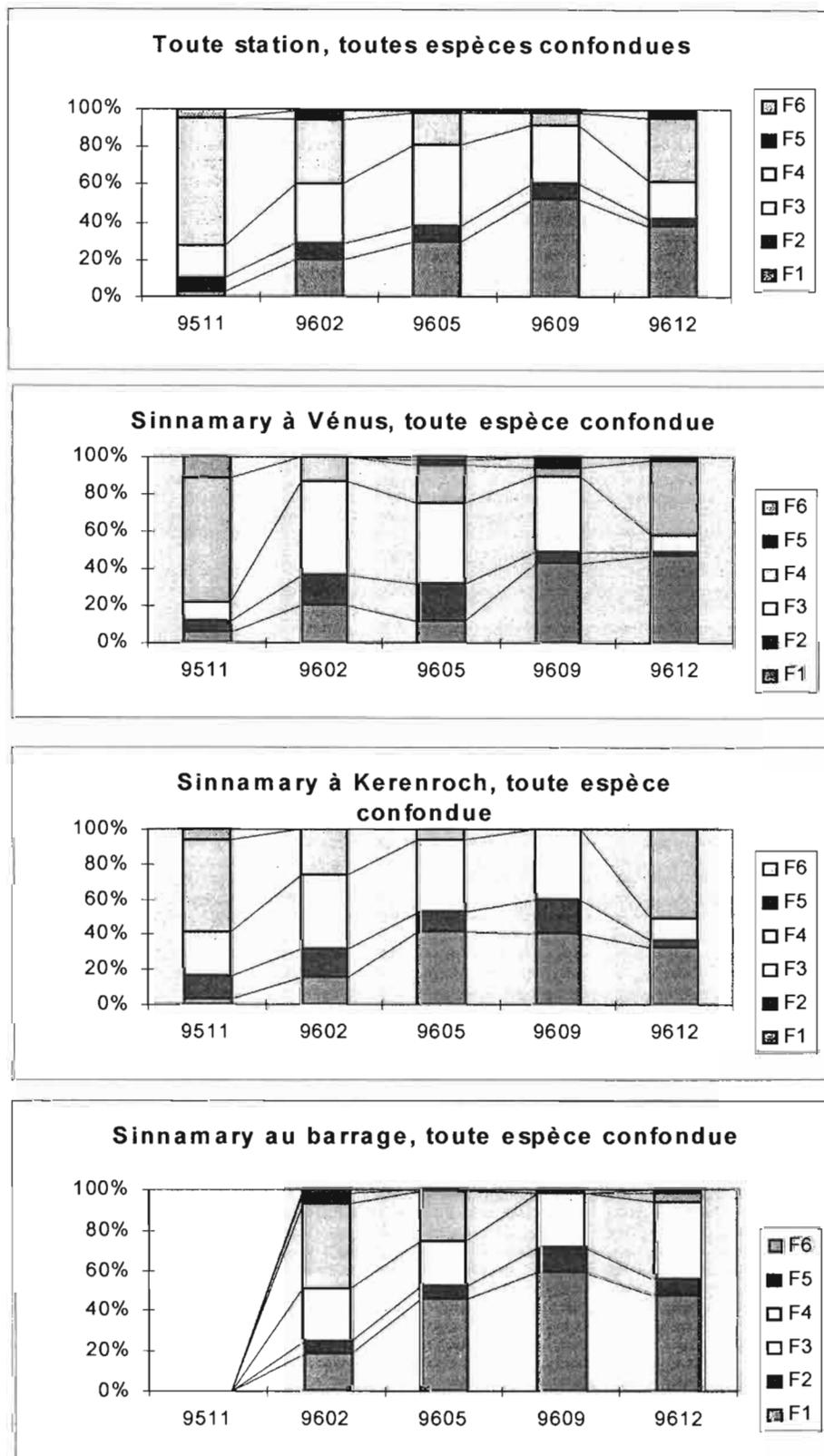


Figure 12. Evolution de la maturation gonadale des femelles dans le Sinnamary aval entre novembre 1995 et décembre 1996.

## DISCUSSION ET CONCLUSIONS

### Effets de la fermeture sur la capture

Les résultats montrent clairement que la fermeture du barrage a entraîné une rapide et importante diminution de la capture de poissons dans la zone moyenne de la crique Vénus (Fig. 4). Ce très faible niveau de capture s'est poursuivi jusqu'en novembre 1995, c'est à dire environ un an et demi après la fermeture. Pour tenter d'interpréter ce phénomène, plusieurs hypothèses peuvent être explorées.

Effet de l'échantillonnage. Très rapidement après la fermeture, l'eau dévalant le Sinnamary s'est chargé de détritiques provenant de la décomposition algale au pied du barrage. Ces particules organiques s'accumulent dans les mailles des filets et on s'est interrogé sur l'efficacité des filets maillants dans ces conditions extrêmes. Pourtant, bien que la qualité de l'eau n'ait pas changé de manière significative jusqu'à fin 1996, les captures sont remontées à un niveau comparable à celui d'avant barrage. Par ailleurs Mérona et al. (1987) dans le bas Tocantins barré constatent la même évolution de la qualité de l'eau et la même quasi absence de captures dans les filets maillants. Voulant vérifier ce résultat, ces auteurs ont pratiqué des pêches à la senne tournante et confirment le très faible densité de poissons. Il semble donc bien, que ces conditions de pêche n'ont pas d'influence notable sur les captures. Par ailleurs nos observations dans le Sinnamary suggèrent une augmentation des captures avec la hauteur d'eau qui pourrait provenir d'un biais comportemental. Lorsque les eaux montent, de nouvelles ressources alimentaires deviennent disponibles le long des berges où sont disposés les filets et les poissons, du fait d'un regain d'activité, deviendraient plus capturables. Pour vérifier l'importance de ce biais, nous avons estimé un modèle linéaire généralisé liant la capture aux deux paramètres, période et hauteur d'eau. Les résultats confirment l'effet prépondérant de la période et mettent en évidence l'absence d'effet significatif de la hauteur d'eau (Tableau 8).

---

Variable dépendante : Nombre capturé

---

N: 34 R Multiple = 0.685  $R^2 = 0.469$

Analyse de Variance

Source	df	F-	P
PERIODE	2	3.717	0.036
HAUTEUR D'EAU	1	2.940	0.097

---

**Tableau 8. Résultat du modèle linéaire généralisé avec la période et la hauteur d'eau comme variables explicatives à la variable nombre capturé. Les données de nombre capturé et de hauteur d'eau sont normalisées par les transformations logarithme népérien et racine carré respectivement.**

Ainsi la baisse observée dans la capture pendant les deux années qui ont suivi la fermeture du barrage ne peut être attribué à des biais induits par l'échantillonnage.

#### Mortalités massives

Des mortalités de poissons sont généralement observées après la fermeture de barrages hydroélectriques (El Moghraby, 1979 ; Obeng-Asamoah, 1979 ; Mérona et al., 1987). Celles-ci adviennent le plus souvent au pied du barrage lorsque de soudaines masses d'eau turbinées désoxygénées et chargées en H<sub>2</sub>S sont déversées à l'aval. Malheureusement, ces événements éphémères ne sont pas documentés précisément et il est difficile d'établir leur importance sur l'abondance générale des poissons dans la portion aval. Dans le Sinnamary, deux événements de cette nature ont été reportés au niveau de la pointe Combi, à la limite du coin salé. Ils ont été rapportés à la faible teneur en oxygène relevée occasionnellement dans cette zone. Le volume de poissons morts ainsi que leur composition spécifique est inconnu. Il est cependant douteux que ce volume ait pu avoir une influence considérable sur l'abondance en poissons de l'ensemble de la zone aval. En effet un modèle élaboré par Welcomme (1979) sur les rivières africaines permettant d'estimer la capture potentielle moyenne annuelle d'une portion de rivière, donne pour le Sinnamary aval le chiffre approximatif de 1,12 t.km<sup>-1</sup>. Ce chiffre, qui n'est bien sûr qu'indicatif du fait de l'importante variabilité d'une rivière à l'autre, donne néanmoins une idée de l'ordre de grandeur de la biomasse présente.

#### Défaut du recrutement

Il a été établi que le nombre de larves et juvéniles présents dans les annexes du Sinnamary a fortement diminué entre la saison 1992-1993 et la saison 1993-1994 (Lauzanne et al. 1995). Cette observation est à rapprocher de la fermeture du barrage et de la phase de remplissage du lac pendant laquelle la crue annuelle a été supprimée, limitant la surface des zones inondées. Ce phénomène a pu avoir une influence sur l'abondance de certaines populations les années suivantes (1994-1995 et 1995-1996). En revanche la rapide diminution des captures dès le premier mois après la fermeture du barrage ne peut en aucun cas être attribuée à ce recrutement déficitaire. Par ailleurs, le fait que les captures reviennent à leur niveau d'avant barrage dès la saison 1995-1996 laisse supposer que le faible recrutement des deux années précédentes, a eu un effet limité sur l'abondance. La baisse sensible du nombre d'espèces capturées (Figure 10) pourrait être le signe que quelques espèces dont la reproduction est très liée à l'existence de zones marginales inondables, ont été sévèrement affectées par la fermeture. C'est le cas par exemple des Characidae et tout particulièrement *Triporthus rotundatus* et des Engraulidae (Figure 14). En revanche d'autres espèces telles que *Curimata cyprinoides* voient leur abondance renforcée permettant ainsi une capture comparable à celle d'avant barrage dès la reprise d'un régime hydrologique normalisé.

#### Fuite des poissons vers des zones refuge

Finalement, l'hypothèse la plus plausible pour expliquer la diminution drastique d'abondance pendant les deux années de mise en eau de la retenue est la fuite des poissons vers des zones refuge. Plusieurs arguments viennent à l'appui de cette hypothèse. La très grande concentration de poissons au pied du barrage en février 1996 suggère que cette zone pourrait constituer un refuge pour les poissons. Il semble que dès la fermeture, cette zone abritait de grandes densités de poissons (Cerdan, communication personnelle). Mérona et al. (1987)

observent, dans le Tocantins barré par le barrage de Tucurui, des densités importantes dans une zone proche du barrage que plus en aval où l'abondance est fortement déprimée. Cette observation est confirmée par l'analyse des débarquements sur un des marchés de la zone (Odinetz-Collart, 1991) qui montre que, hormis quelques passages migratoires, les captures provenant de la zone la plus en aval sont insignifiantes pendant plusieurs années après la fermeture alors que celles qui proviennent de la zone proche du barrage augmentent de manière sensible. Dans le Sinnamary un phénomène de consommation chimique de l'oxygène a été mis en évidence (Grégoire, 1995). Ce phénomène entraîne une diminution de la concentration en oxygène dissous du barrage jusqu'à la limite de pénétration du coin salé. On peut supposer que les poissons remontaient le gradient d'oxygène jusqu'à la vasque située au pied des évacuateurs de fond qui fournissent une eau presque saturée en oxygène. Le phénomène d'accumulation des poissons au pied des barrages a d'ailleurs été souvent observé et, dans certains pays, permet même le développement de pêcheries spécifiques (voir Bernacsek, 1984 pour une revue). Il n'est enfin pas exclu que ce phénomène de remontée des poissons soit amplifié par des mouvements anadromes liés à la reproduction. En effet, des comportements migratoires ont pu être observés au niveau des rapides au début de la crue à plusieurs reprises au cours de l'étude (observation non publiée). Les fortes valeurs de coefficient de condition des principales espèces ainsi que le taux de maturation élevé dans le peuplement viennent à l'appui de cette hypothèse.

#### Effets de la fermeture sur le poids individuel moyen

Il ne semble pas que la fermeture du barrage ait eu un effets marqué sur le poids moyen des individus capturés à l'échelle de l'année. En revanche sur une base saisonnière, on observe une évolution cyclique du poids moyen durant les deux années d'observation avant barrage. L'augmentation rapide du poids individuel pendant le début de la crue puis sa brusque diminution à partir de la deuxième partie de la crue pourrait être lié au phénomène de reproduction saisonnière des poissons. Avec le début de la crue les poissons trouvent une alimentation abondante, inicient leur maturation gonadale et voient ainsi leur condition augmenter. En fin de crue, les jeunes de l'année sont recrutés par la pêche expérimentale et la capture est composée de plus de poissons plus petits. Ce cycle disparaît après la fermeture très vraisemblablement à cause de la suppression de la crue qui a provoqué un important déficit de reproduction chez beaucoup d'espèces (voir chapitre sur les jeunes poissons).

#### Effets de la fermeture sur la diversité des assemblages

Tant la richesse spécifique que la régularité des assemblages diminuent fortement après la fermeture du barrage et cette diminution se prolonge après la restauration d'une hydraulité normale. Les causes de cette disparition ou cette raréfaction d'espèces ont été recherchées dans les stratégies de reproduction adoptées par les espèces (voir chapitre sur les stratégies de reproduction). Aucun patron de stratégie de reproduction commun aux différentes espèces les plus affectées n'apparaît. Cependant, individuellement, certains traits pourraient avoir concouru aux diminutions observées dans leur abondance. Ainsi les Characiformes dont les jeunes utilisent les zones inondées en bordure de criques ont dû être défavorisés par la forte diminution de la surface de ces zones pendant les deux années de remplissage de la retenue.

Ainsi aussi les Engraulidae qui développent une stratégie à ponte unique au moment du début de la crue.

En revanche certains traits relatifs à l'alimentation des espèces pourraient expliquer leur réaction différente à la perturbation. En effet, les espèces les plus affectées sont toutes des consommateurs pélagiques ou de surface alors que les espèces favorisées sont des consommateurs benthiques. La détérioration de la qualité de l'eau chargée de débris organiques, la diminution des zones marginales inondées, riches en aliments exogènes, seraient autant de facteurs limitant le maintien et le développement des espèces pélagiques ou de surface.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Bernacsek G.M., 1984. Guidelines for dam design and operation to optimize fish production in impounded river basins. *CIFA Tech. Pap.* 11 :98 p.
- Cleveland W.W., 1981. Lowess : a program for smoothing scatterplots by robust locally weighted regression. *The American Statistician.* 35 : 54
- El Moghraby A.I., 1979. Some aspects of the impact of the Rosieres reservoir on the hydrobiology of the Blue Nile. In « Proceedings of the International Conference on Kainji Lake and river basins development in Africa » Ibadan, Kainji Lake Research Institute, Vol.1 : 158-169
- Harris J.H., 1995. The use of fish in ecological assessments. *Australian Journal of Ecology* 20 : 65-80
- Ishak M.M., 1981. Effects of reservoirs on river Nile fisheries. *ICLARM News* 4(1) : 11
- Junk W.J., Bayley P.B., Sparks R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. Spec. Pub. Fish. Aquat. Sci.* 106 : 110-127
- Junk W.J., Nunes de Mello J.A.S., 1987. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Tübinger Geographische Studien.* 95 :367-385
- Karr J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries.* 6(6) : 21-27
- Karr J.R., Faush K.D., Agermeier P.L., Yant P.R., Schlosser I.J., 1986. Assessing biological integrity in running waters. A method and its rationale. *Illinois Natural History Survey, Special Publication.* 5 : 28 p.
- Lauzanne L., Tito de Morais L., Ponton D., Mérona B.de, Bron J.C., Raffray J., Tarcy M., Mallet A., Brehm N., Besançon A., 1995. Structure et biologie des peuplements ichtyques du fleuve Sinnamary en Guyane française. Rapport intermédiaire, Convention ORSTOM/EDF N° GP 7530 : 139 p.
- Ligon F.K., Dietrich W.E., Trush W.J., 1995. Downstream ecological effects of dams. *BioScience .* 45(3) :183-192
- Mérona B.de, Carvalho J.L.de, Bittencourt M.M., 1987. Les effets immédiats de la fermeture du barrage de Tucuruí (Brésil) sur l'ichtyofaune en aval. *Rev. Hydrobiol. trop.* 20(1) : 73-84
- Mérona B.de, Ponton D., Guégan J.F., Mérigoux S., Bron J.C., Tarcy M., Ruffine R., Brehm N., 1996. Structure et biologie des peuplements ichtyques du fleuve Sinnamary en Guyane française. Rapport intermédiaire, Convention ORSTOM/EDF N° GP 7572 : 45 p.
- Obeng-Asamoah E.K., 1979. The effect of the Akosombo dam on the oxygen regime of the Volta waters below the dam. In « Proceedings of the International Conference on Kainji

Lake and river basins development in Africa » Ibadan, Kainji Lake Research Institute,  
Vol.1 : 170-177

Odinetz-Collart O., 1991. Tucurui dam and the populations of the prawn *Macrobrachium amazonicum* in the lower Tocantins (Pa-Brazil) : a four year study. *Arch. Hydrobiol.* 122(2) : 213-237

Poff N. LeRoy, Ward J.V., 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure : a regional analyses of streamflow patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46 : 1805-1818

Schlösser I.J., 1985. Flow regime, juvenile abundance, and the assemblage structure of stream fishes. *Ecology*.66(5) :1484-1490

Sherrer B., 1984. *Biostatistique*. Gaëtan Morin éditeur, Québec, Canada.

Shields F.D. Jr., Knight S.S., Cooper C.M., 1995. Use of the index of biotic integrity to assess physical habitat degradation in warmwater streams. *Hydrobiologia* 312 : 191-208

Travnicek V.H., Bain M.B., Maceina M.J., 1995. Recovery of a warmwater fish assemblage after the initiation of a minimum-flow release downstream from a hydroelectric dam. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 124 : 836-844

Welcomme R.L., 1979. *Fisheries Ecology of Floodplain Rivers*. Longman, London & New York : 317p.

## ANNEXE 1

### Résultats des captures effectuées dans le Sinnamary à la crique Vénus entre 1991 et 1996

Mois	Hauteur d'eau (moyenne mensuelle en cm)	Nombre total d'individus	Nombre d'individus sans ASUR	Poids total de la capture	Poids sans ASUR	Nombre d'espèces	Equitabilité
déc-91	225	150	150	12174.0	12174.0	26	0.7996
févr-92	348	149	149	29620.0	29620.0	21	0.6961
avr-92	459	98	98	8098.5	8098.5	21	0.7148
juin-92	369	87	87	8591.9	8591.9	14	0.7150
déc-92	228	103	103	4009.7	4009.7	13	0.3752
janv-93	335	43	43	3909.9	3909.9	11	0.7085
févr-93	276	84	83	15890.0	15868.0	15	0.4778
mars-93	420	105	105	23822.6	23822.6	20	0.6971
avr-93	440	136	135	22062.5	22052.5	13	0.5499
juin-93	479	517	209	25552.5	23106.3	23	0.6773
juil-93	372	120	118	14243.5	14221.0	19	0.7044
nov-93	251	39	36	2639.0	2622.5	18	0.8664
déc-93	341	109	104	7586.3	7537.1	17	0.8324
janv-94	246	44	44	9039.0	9039.0	15	0.7624
févr-94	288	48	48	4231.0	4231.0	14	0.8694
mars-94	208	6	6	842.5	842.5	6	0.9208
avr-94	214	46	46	27180.5	27180.5	16	0.8079
mai-94	213	54	54	10801.5	10801.5	13	0.6344
juin-94	276	47	47	7378.0	7378.0	10	0.5987
juil-94	317	38	38	8292.0	8292.0	8	0.6461
sept-94	225	37	33	4426.9	4382.4	9	0.6791
nov-94	284	81	80	13306.0	13289.0	14	0.6961
janv-95	213	40	39	5759.8	5752.3	14	0.6760
févr-95	209	38	37	6096.6	6035.7	14	0.8066
mars-95	231	48.5	47	6576.8	6565.9	10.5	0.5164
avr-95	214	90	87.5	11542.7	11518.1	15.5	0.5490
mai-95	218	50.5	48.5	9282.4	9255.9	13	0.6745
juin-95	373	66	66	11619.1	5809.6	15.5	0.6879
août-95	312	36.5	36.5	4211.9	4211.9	11.5	0.7037
nov-95	318	151.5	151.5	10289.2	10289.2	11.5	0.2986
févr-96	411	186	180	11317.7	11217.4	14	0.5747
mai-96	403	83	67.5	7139.0	6879.2	11	0.5785
sept-96	312	74.5	72.5	6774.2	6743.2	11	0.5544
dec-96	343	83	82	7095.0	7077.1	10	0.5190

Note : à partir de mars 1995 les valeurs de nombre, de poids et de richesse spécifique sont rapportées au nombre de batteries de filets utilisées (en l'occurrence 2).

# SUIVI ECOLOGIQUE DES COMMUNAUTES DE POISSONS DANS LE RESERVOIR DE PETIT-SAUT

Bernard de Mérona

## INTRODUCTION

L'implantation d'une retenue induit une transformation profonde du milieu aquatique d'un milieu lotique à la structure unidimensionnelle à un milieu lacustre multidimensionnel. Face à cette transformation une population de poissons peut soit disparaître parcequ'elle n'a pas la possibilité de s'adapter à ces nouvelles conditions, soit se maintenir et se développer si son pool génétique permet une certaine plasticité dans ses stratégies vitales. Les observations sur les peuplements de poissons dans les lacs de retenue sont nombreuses en zone tropicale, mais rarement suivies de manière régulière, si bien qu'il est difficile d'établir des schémas généraux de l'impact des barrages et en particulier de l'impact à long terme. La première phase d'implantation d'une retenue, c'est à dire la mise en eau et les quelques années qui la suivent, est probablement fondamentale pour anticiper le devenir des peuplements de poissons. En effet il s'agit d'une phase particulièrement dynamique pendant laquelle les espèces les plus adaptables vont occuper l'espace et auront ainsi un certain avantage compétitif sur d'autres.

Par ailleurs le degré d'adversité du milieu va fonctionner comme un filtre pour les espèces les plus résistantes. Ainsi les faibles concentrations en oxygène limiteront la colonisation par les espèces sensibles.

L'étude des peuplements de poissons permet de générer un certain nombre de paramètres qui sont autant d'indices de l'état du milieu. Un premier groupe de paramètres sont globaux.

L'abondance générale ainsi que le poids moyen des individus est un indice de la productivité globale du système, la diversité des peuplements est liée à la diversité des niches (habitat, source alimentaire, etc.). Un deuxième groupe de paramètres sont spécifiques. Ils concernent les caractéristiques biologiques des espèces présentes. Ainsi, les espèces insectivores de surface seront favorisées par le développement d'une chaîne trophique longue passant par l'entomofaune alors que les espèces planctophages profiteront de chaînes courtes.

Les informations dont on dispose sur les barrages en zone tropicale font toutes état d'une rapide augmentation de production (Baxter, 1977 ; Petr, 1975). Cette capture initiale élevée est suivie d'une période de déclin puis de stabilisation (Balon et Coche, 1974 ; Petr, 1975).

Par ailleurs il existe que très peu d'information sur la diversité des peuplements dans les lacs de barrage dans la mesure où beaucoup de données proviennent de collecte de débarquements commerciaux issus de captures très sélectives. Les espèces qui soutiennent ces augmentations de biomasses sont très variées dans les différents barrages étudiés (Petr, 1969 ; Lelek, 1973 ; Kapasa et Cowx, 1991).

Dans ce contexte les études d'ichtyologie dans le lac de Petit-Saut avaient plusieurs objectifs:

- suivre de manière détaillée l'évolution des paramètres globaux des peuplements de poissons,
- suivre de manière détaillée la composition spécifique à travers des captures régulières aux filets maillants,

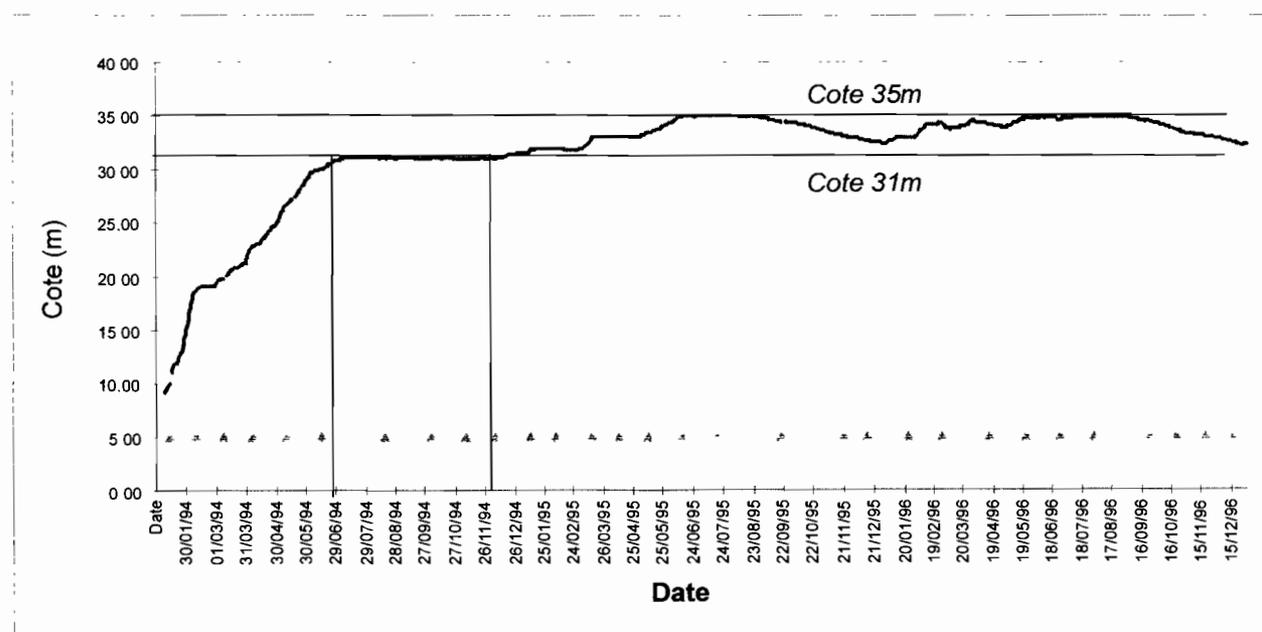
afin, dans une phase ultérieure, de comparer la situation du lac de Petit-Saut avec les autres situations étudiées et de mettre en parallèle les traits biologiques des espèces avec leur succès ou leur échec dans le lac.

## MATERIEL ET METHODES

### Site d'étude

Le remplissage de la retenue de Petit-Saut a débuté en janvier 1994 et s'est poursuivi jusqu'en juillet 1994 lorsque la cote a atteint 31 m (Figure 13). Pour des raisons techniques le remplissage a alors été interrompu pendant plusieurs mois. Il a repris en novembre 1994 et la cote maximale de remplissage de 35 m a été atteinte en mai 1995. A cette cote, le réservoir occupe une surface de plus de 350 km<sup>2</sup>. Pendant les deux années suivantes la cote a subi des oscillations saisonnières avec un maximum en fin de saison des pluies vers mai-juin et un minimum au début des pluies vers le mois de décembre.

Le réservoir s'étend sur une longueur approximative de 80 km entre Petit-Saut et saut Takari-Tanté sur le Sinnamary (Figure 14). Il est très denticulé et encombré de nombreuses îles de tailles variées.



**Figure 13. Evolution journalière de la hauteur d'eau dans la retenue de Petit-Saut. Les triangles indiquent les dates des campagnes d'échantillonnage.**

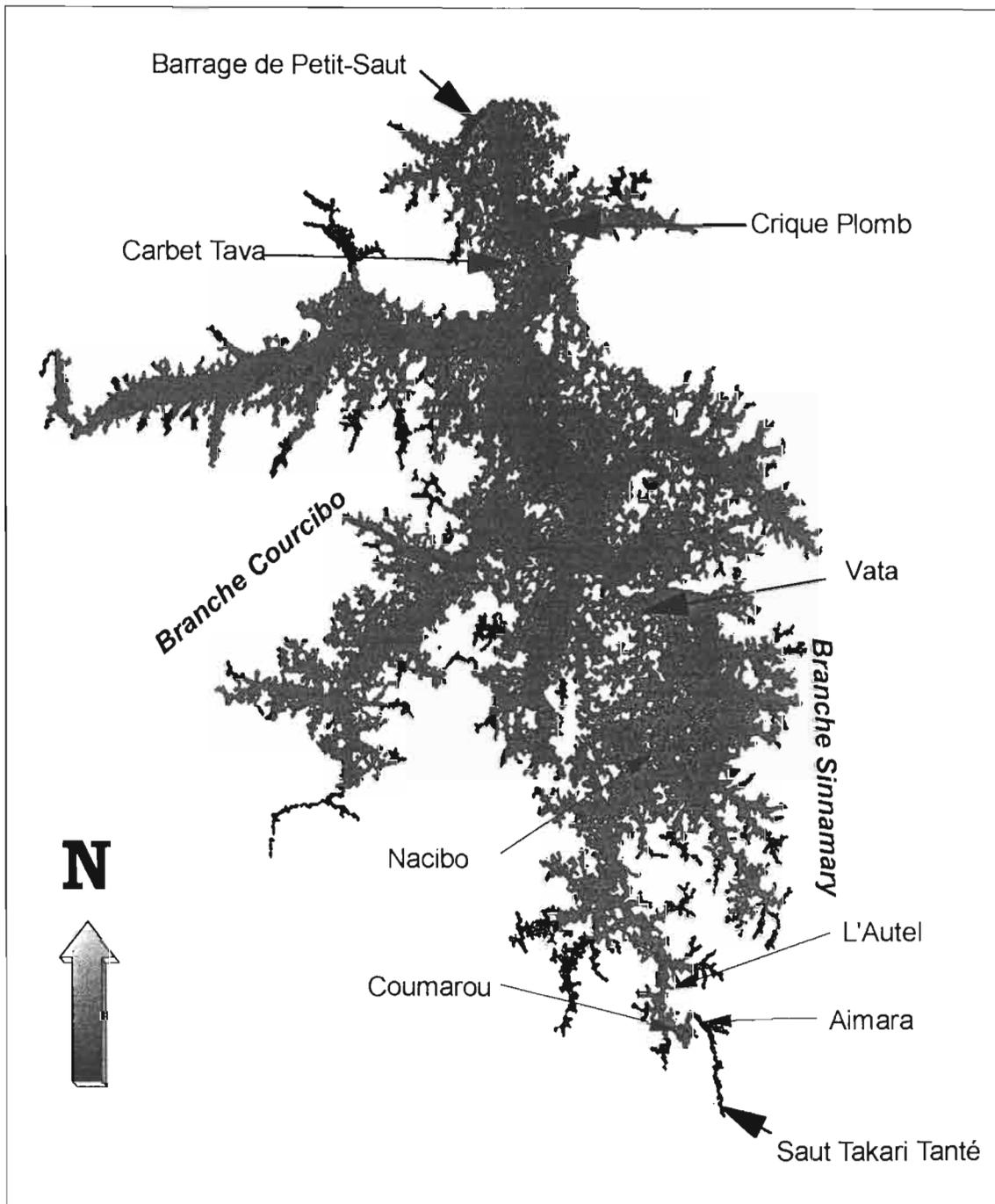


Figure 14. Carte de la retenue de Petit-Saut avec indication des stations d'échantillonnage. Carte fournie par l'atelier de Télédétection de l'ORSTOM Cayenne.

## Plan d'échantillonnage

Depuis janvier 1994 des pêches expérimentales sont pratiquées sur un rythme approximativement mensuel dans trois zones du lac (Fig.): une zone inférieure au niveau de la crique Plomb (Fig.), une zone moyenne au niveau de saut Vata et à la tête du lac. Dans les deux premières zones deux milieux sont prospectés : les eaux libres et les eaux encombrées de végétation noyée. A partir de novembre 1995 la zone de la rivière en amont de saut Takari Tanté est également échantillonnée en même temps que les autres zones.

## Echantillonnage

L'échantillonnage se fait à l'aide de filets maillants monobrins de 25 m de longueur sur 2 m de hauteur. Ces filets sont organisés en batterie de 10 unités de mailles différentes (10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 50, 60, 70 mm d'entre-noeuds).

Dans des conditions d'eau courante (front et rivière) les filets sont posés le long des berges dans des zones d'eau relativement calmes, dans le lac ils sont posés en pleine eau.

Les filets sont posés le soir à 17h et relevés le matin suivant à partir de 7h. L'unité d'effort utilisée est donc une batterie de 10 filets de 500 m<sup>2</sup> dans laquelle chacune des mailles représente une surface pêchante de 50 m<sup>2</sup> pêchant durant une nuit.

Les poissons capturés sont déterminés à l'espèce, et on relève la taille, le poids individuel, le stade de maturité gonadale sur des sous-échantillons dont la taille est ajustée au type de données à récolter : en général, jusqu'à 100 individus par maille et par espèce pour les tailles (longueurs standard), et jusqu'à 10 individus par maille et par espèce pour les poids et les stades de maturité.

## Traitement des données

On calcule le nombre d'individus et le poids total par unité d'effort et par échantillon.

La richesse spécifique ( R ) est comptée dans chaque échantillon ainsi que l'équitabilité par la formule :

$$E = (- p_i \cdot \log_2 p_i) / \log_2 R$$

où E est l'équitabilité

$p_i$  sont les fréquences relatives de chacune des espèces,

R la richesse spécifique.

Les structures en taille spécifiques sont d'abord établies par maille, éventuellement pondérées en incluant les individus non mesurés. Puis la structure en taille de la population est obtenue en sommant les structures par maille.

Les données de nombre et de poids total sont normalisées par une transformation racine carré. Dans la mesure où le poids total capturé est très significativement corrélé au nombre ( $r=0.829$  ;  $n=155$  ;  $p<0.001$ ), nous analysons les résidus de la régression Poids/nombre pour l'étude de l'évolution du poids moyen individuel. Dans la suite du texte cette variable sera appelé « poids résiduel ».

Dans le même ordre d'idée, la richesse spécifique est dépendante de la taille de l'échantillon car la probabilité de capture des espèces rares augmentent avec l'effort utilisé et avec l'abondance globale ( $n=155$  ;  $r=0.410$  ;  $p<0.001$ ). Ainsi nous analysons les résidus de la régression richesse spécifique /nombre d'individus. Dans la suite du texte cette variable sera appelée « richesse résiduelle ».

Des analyses de variances à un facteur et à plusieurs facteurs sont appliquées sur les variables nombre, poids résiduel, richesse résiduelle et équitabilité. Les effets analysés sont la position dans le système (rivière amont, front, lac), le type de milieu (eau courante, eaux libres du lac et forêt inondée), l'année (1994,1995 et 1996) et le mois.

Une analyse des correspondances est effectuée sur le tableau espèces x échantillon en nombre d'individus capturés par unité d'effort. Les espèces considérées sont celles qui représentent ensembles 99% de la capture totale. Le tableau a ainsi 155 colonnes et 34 lignes.

## **RESULTATS**

### **Analyse des captures en nombre**

A l'examen de l'évolution des captures en nombre dans le systèmes un certain nombre d'observations peuvent être faites (Figure 15) :

- une tendance générale, depuis la fermeture en janvier 1994, à une augmentation de la capture au front et dans le lac. La capture semble cependant se stabiliser en 1996.
- un phénomène apparemment cyclique pendant les deux premières années (1994 et 1995) dans le lac et au front, avec un maximum pendant la grande saison des pluies (avril à juillet) et un minimum au tout début des pluies, vers novembre-décembre. Ce phénomène semble s'etomper au cours de dernière année d'observation (1996) pendant laquelle on assiste plutôt à des variations erratiques de la capture.
- une capture beaucoup plus importante dans le système sous influence directe du réservoir (front et lac) que dans la rivière à l'amont.

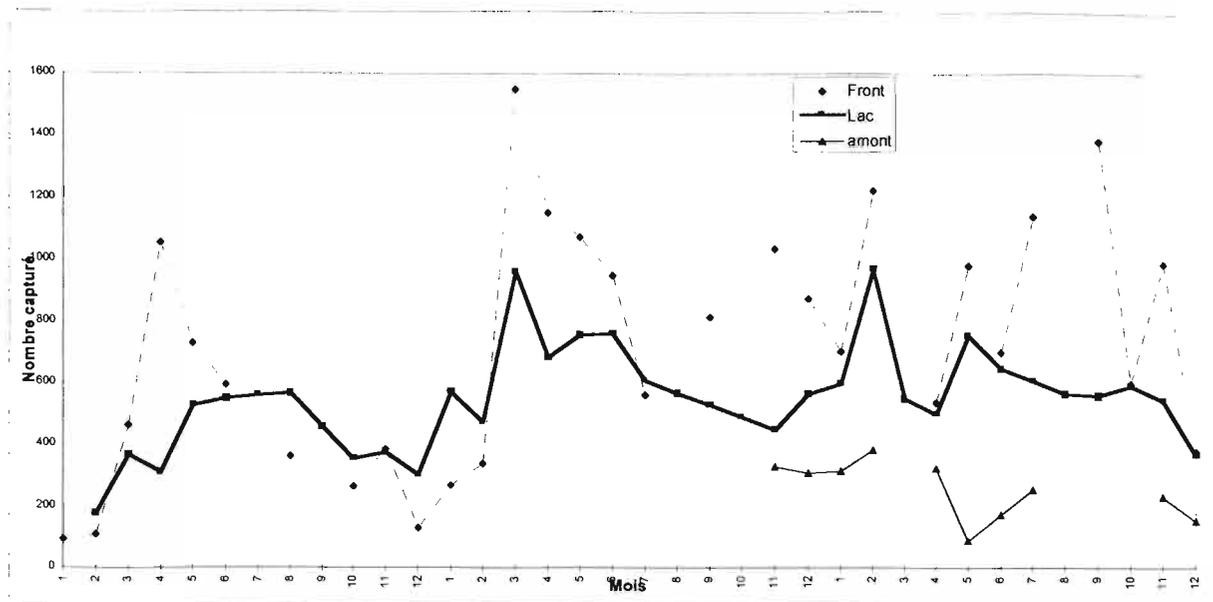


Figure 15. Evolution temporelle de la capture dans le système retenue/amont depuis 1994.

Des analyses de variance permettent de tester statistiquement ces effets (Tableau 9)

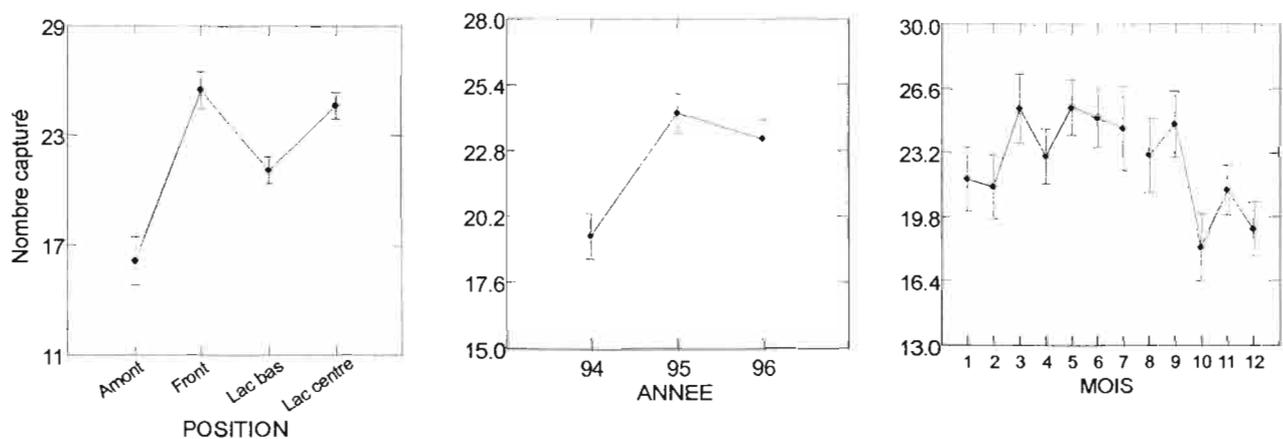
Type d'analyse	Facteur	F	p
Un facteur	position	15.024	<0.001
	année	8.705	<0.001
	mois	2.186	0.018
Multi-facteur	constante	0.465	0.498
	position	7.170	<0.001
	année	0.010	0.922
	mois	2.938	0.005
	position*année	4.260	0.001
	position*mois	2.794	0.002
	année*mois	3.377	<0.001
	position*année*mois	2.464	0.001

Tableau 9. Résultats des analyses de variance sur les nombres capturés en fonction de la position de l'année et du mois de capture.

La position a un effet très significatif sur les captures, tant seule qu'en association avec les autres facteurs (**Figure 16.**). Les captures effectuées à l'amont sont les plus faibles et celles du front les plus fortes, les captures dans le lac occupant des valeurs intermédiaires.

Le facteur année a un effet significatif lorsqu'il est considéré isolément, cependant l'analyse multi-facteur montre que cet effet n'est significatif qu'à travers les facteurs position et mois. Les captures augmentent de 94 à 95 puis se stabilisent en 96 (**Figure 16.**).

Enfin l'effet du mois est significatif quelque soit le cas de figure. On observe des captures plus faibles pendant le début de la saison pluvieuse entre octobre et mars et de fortes captures pendant la grande saison des pluies entre avril et aout (**Figure 16.**)

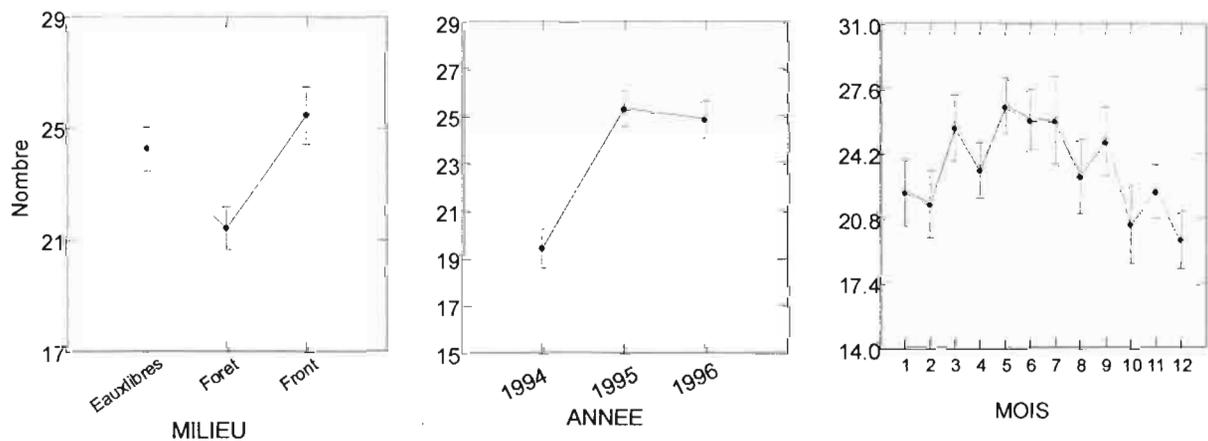


**Figure 16. Effets de la position de la capture, de l'année et du mois d'échantillonnage sur la capture. Les données de nombre ont subi une transformation racine carrée.**

En ne considérant que les données provenant du réservoir, on constate que le milieu où est pratiqué l'échantillon (front, eaux libres ou forêt inondée) a un effet significatif sur la capture (**Tableau 10**), de même que l'année et le mois considérés. En analyse multifacteur, ces trois effets restent significatifs et on note un effet croisé de l'année avec le mois. Comme dans le cas général, les captures augmentent entre 94 et 95 puis se stabilisent (**Figure 17.**). Elles sont d'autre part significativement plus importantes dans les eaux libres et au front que dans la forêt. Enfin le même type d'évolution saisonnière est observé avec une augmentation des captures pendant les hautes eaux et une diminution en étiage et début de crue.

Type d'analyse	Facteur	F	p
Un facteur	milieu	6.022	0.003
	année	16.539	<0.001
	mois	1.989	0.035
Multifacteur	milieu	4.891	0.011
	année	9.520	<0.001
	mois	3.410	0.003
	milieu*année	0.009	0.991
	milieu*mois	0.671	0.815
	annee*mois	2.438	0.006
	milieu*annee*mois	0.828	0.723

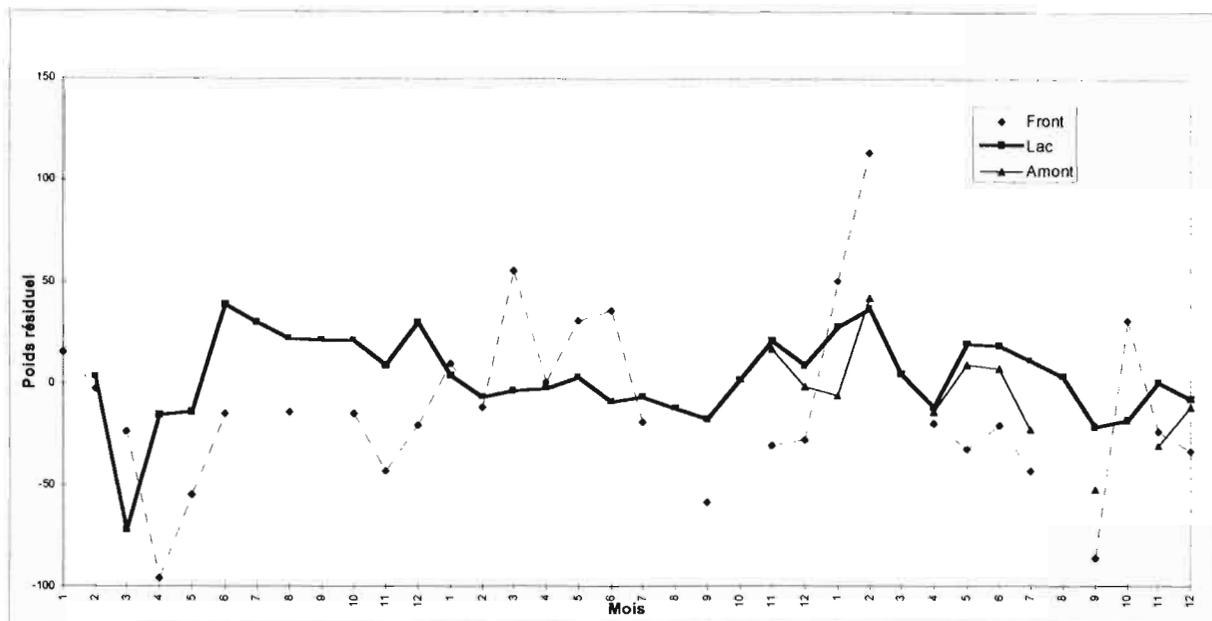
**Tableau 10. Résultats des analyses de variance sur les nombres capturés dans le réservoir en fonction du milieu, de l'année et du mois de capture.**



**Figure 17. Effets du type de milieu échantillonné, de l'année et du mois d'échantillonnage sur la capture dans le lac de retenue. Les données de nombre ont subi une transformation racine carrée.**

#### Analyse du poids résiduel

Le poids résiduel semble se maintenir à une valeur moyenne constante tout au long de la période étudiée. Il semble plus élevé dans le lac qu'au front et à l'amont, sauf à certaines périodes qui correspondent à des crues de la rivière (Figure 18).

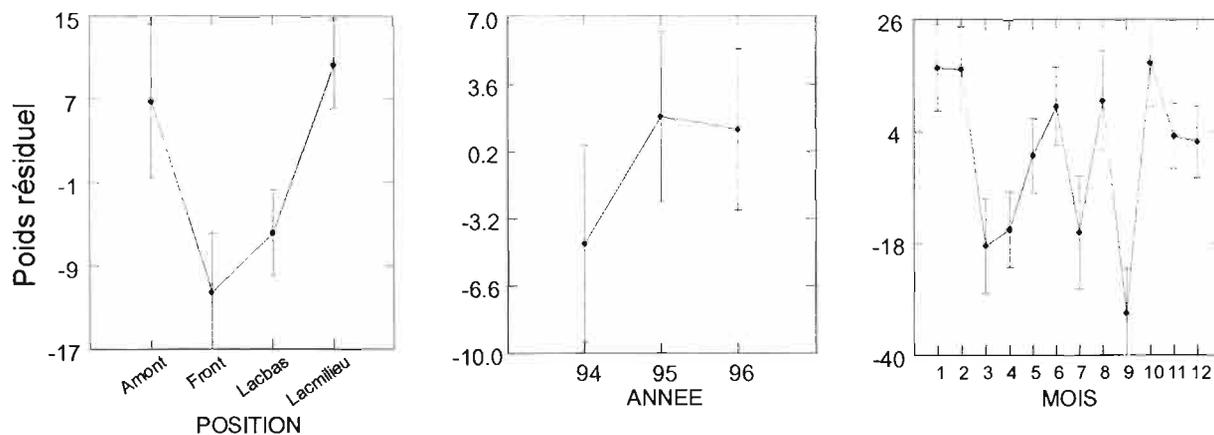


**Figure 18. Evolution temporelle du poids résiduel dans le système retenue/amont depuis 1994.**

L'analyse de variance met en évidence des effets significatifs de la position et du mois, seuls ou en association avec d'autres effets (Tableau 11). Le poids résiduel est plus élevé dans la zone amont et dans la partie centrale du lac de retenue (Figure 19). Par ailleurs il y a des variations erratiques du poids résiduel d'un mois à l'autre sans que l'on puisse les relier au cycle hydrologique.

Type d'analyse	Facteur	F	p
Un facteur	position	4.377	0.006
	année	0.561	0.572
	mois	3.440	<0.001
Multifacteur	position	0.005	0.995
	année	0.113	0.894
	mois	2.555	0.016
	position*année	0.574	0.726
	position*mois	3.094	<0.001
	année*mois	3.458	<0.001
	position*année*mois	2.222	0.003

**Tableau 11. Résultats des analyses de variance sur les poids résiduels en fonction de la position de l'année et du mois de capture.**



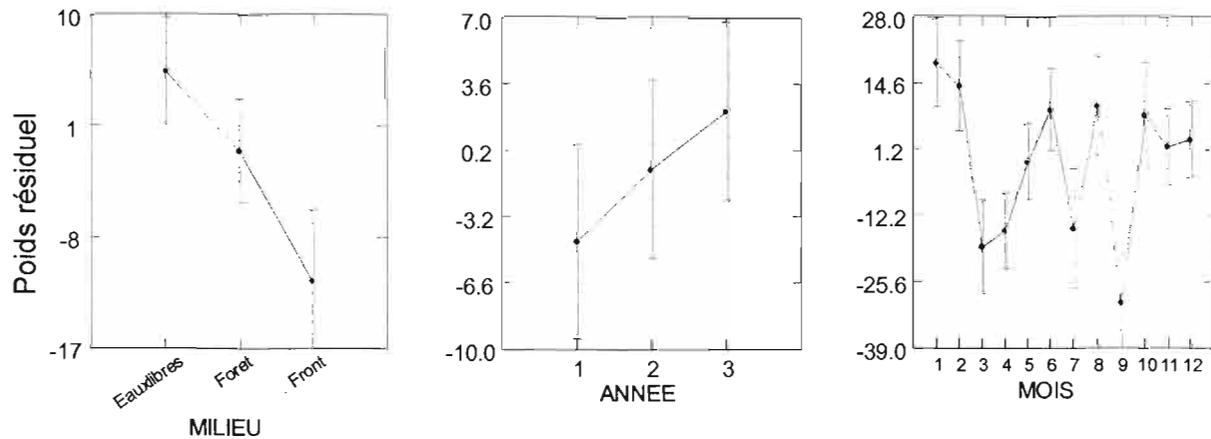
**Figure 19. Effets de la position de la capture, de l'année et du mois d'échantillonnage sur le poids résiduel.**

L'analyse des effets du milieu, de l'année et du mois sur les seules données du lac montrent que seul le mois a un effet significatif, seul ou croisé avec l'année (Tableau 12). Là aussi, les variations mensuelles du poids résiduel ne peuvent être rapprochées d'un effet saisonnier. Bien que les effets ne soient pas significatifs on note cependant une tendance à un poids plus faible

dans les milieux de forêt inondée et à une augmentation du poids résiduel entre 94 et 96 (Figure 20).

Type d'analyse	Facteur	F	p
Un facteur	milieu	2.801	0.064
	année	0.487	0.616
	mois	2.633	0.005
Multifacteur	milieu	0.421	0.659
	année	0.109	0.897
	mois	1.444	0.189
	milieu*année	0.148	0.963
	milieu*mois	0.874	0.614
	annee*mois	3.615	<0.001
	milieu*annee*mois	0.578	0.949

**Tableau 12. Résultats des analyses de variance sur les poids résiduels dans le réservoir en fonction du milieu, de l'année et du mois de capture.**



**Figure 20. Effets du type de milieu échantillonné, de l'année et du mois d'échantillonnage sur le poids résiduel dans le lac de retenue.**

## Analyse de la Richesse résiduelle

La richesse spécifique présente une tendance décroissante au front et dans le lac depuis le début des observations en janvier 1994 jusqu'en décembre 1996. Par ailleurs elle est du même ordre de grandeur dans les différents milieux du lac et à l'amont immédiat (Figure 21). Considérés isolément, tant l'année que le mois présentent des effets significatifs sur la richesse (Figure 22). La richesse apparaît significativement plus faible en 1996 que les années précédentes. Elle est aussi plus élevée pendant les mois de hautes eaux (janvier à juin) que pendant l'étiage et le début de la crue (juillet à décembre). En revanche lorsque ces facteurs sont considérés ensemble, les effets s'annulent. L'analyse des effets du milieu échantillonné dans le lac produit des résultats similaires en ce qui concerne l'année et le mois (Tableau 14 et Figure 23). Le milieu est un facteur hautement significatif aussi bien seul qu'en association avec les autres : la richesse est plus faible dans les eaux libres que dans les autres milieux.

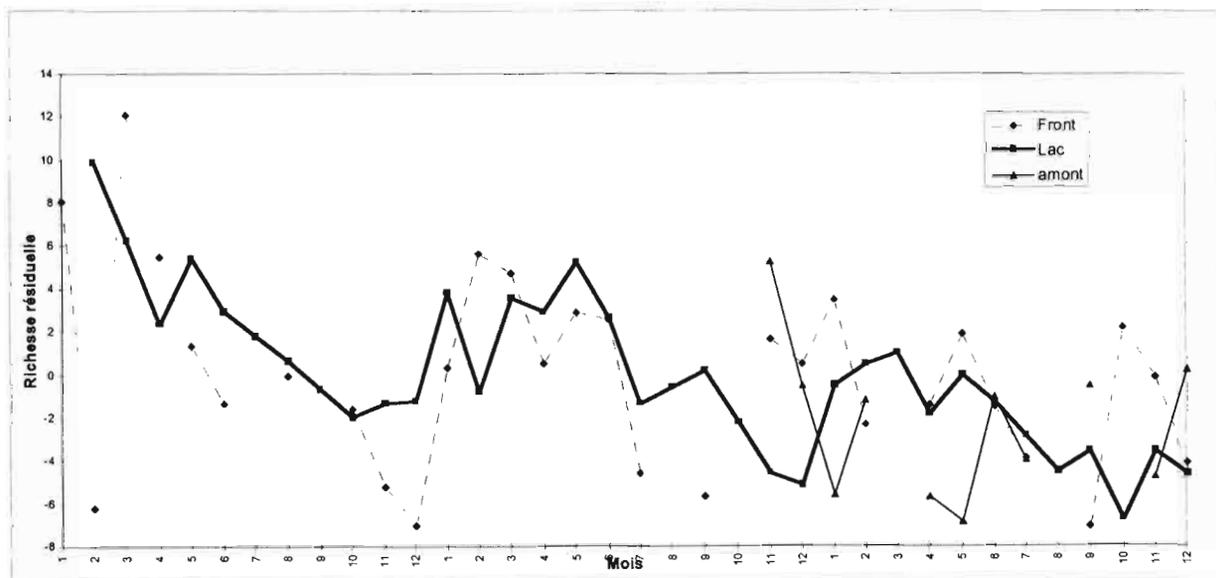
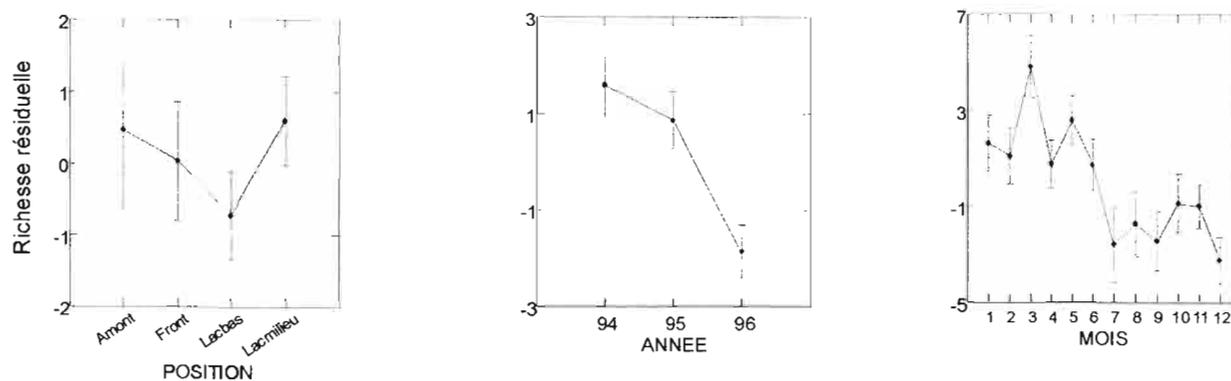


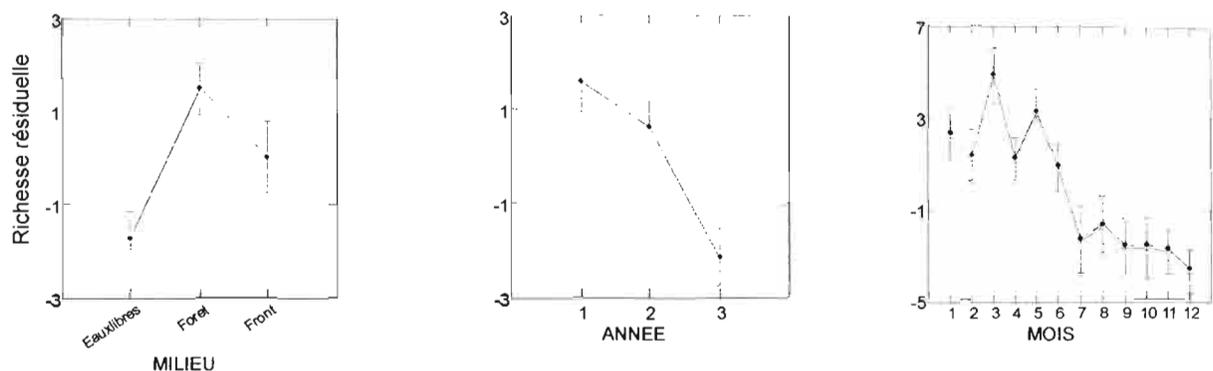
Figure 21. Evolution temporelle de la richesse résiduelle dans le système retenue/amont depuis 1994.



**Figure 22. Effets de la position de la capture, de l'année et du mois d'échantillonnage sur la richesse résiduelle.**

Type d'analyse	Facteur	F	p
Un facteur	position	0.847	0.470
	année	9.692	<0.001
	mois	4.126	<0.001
Multifacteur	position	0.000	0.988
	année	0.294	0.747
	mois	1.213	0.303
	position*année	1.445	0.239
	position*mois	1.326	0.194
	année*mois	0.655	0.807
	position*année*mois	0.934	0.591

**Tableau 13. Résultats des analyses de variance sur la richesse résiduelle en fonction de la position, de l'année et du mois de capture.**



**Figure 23. Effets du type de milieu échantillonné, de l'année et du mois d'échantillonnage sur la richesse résiduelle dans le lac de retenue.**

Type d'analyse	Facteur	F	p
Un facteur	milieu	7.773	0.001
	année	9.845	<0.001
	mois	6.630	<0.001
Multifacteur	milieu	4.404	0.017
	année	0.001	0.999
	mois	5.469	<0.001
	milieu*année	0.060	0.993
	milieu*mois	0.664	0.835
	année*mois	0.521	0.924
	milieu*année*mois	1.295	0.201

**Tableau 14. Résultats des analyses de variance sur la richesse résiduelle dans le réservoir en fonction du milieu, de l'année et du mois de capture.**

#### Analyse de l'équitabilité

L'équitabilité, ou régularité de la distribution des espèces dans le peuplement, semble se maintenir constante dans tous les milieux du lac et aucun rythme saisonnier ne se dessine (Figure 24). En revanche elle est beaucoup plus élevée dans la rivière en amont que dans le lac. Les peuplements du lac sont donc dominés par un petit nombre d'espèces.

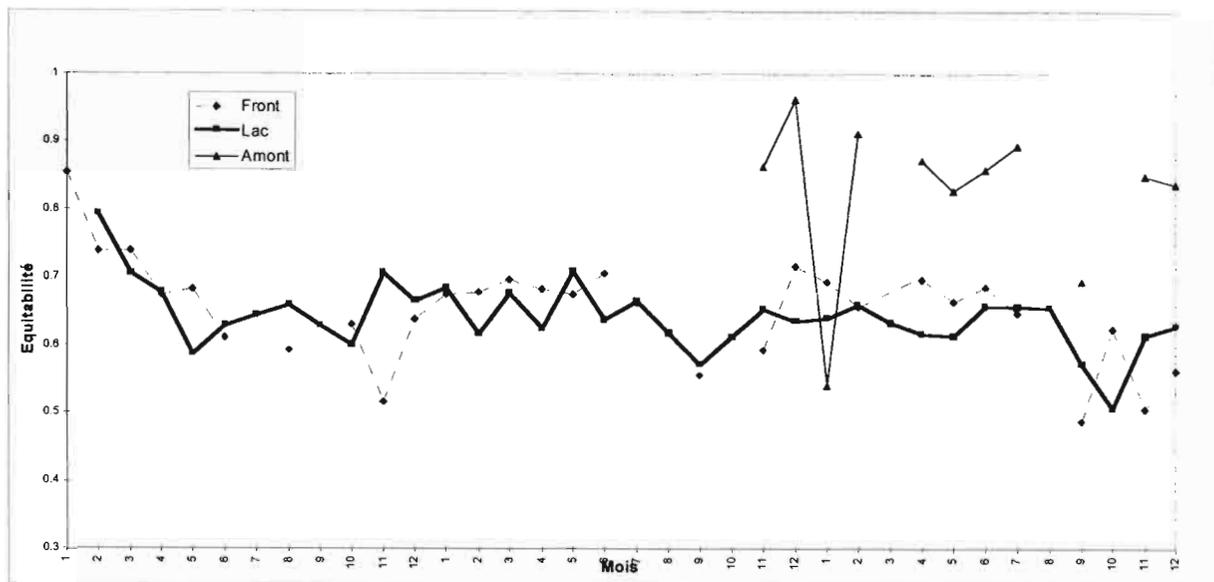


Figure 24. Evolution temporelle de l'équitabilité dans le système retenue/amont depuis 1994.

### Composition spécifique

Les deux premiers axes de l'analyse des correspondances sur le tableau 155 échantillons et 34 espèces extraient respectivement 14,59% et 12,75% de la variabilité totale. L'axe 1 sépare nettement les échantillons pratiqués dans le lac à l'exception de ceux réalisés au début de la mise en eau de tous les autres pratiqués au front et à l'amont (Figure 25). L'axe 2 isole un certain nombre d'échantillons réalisés au début de la mise en eau et en particulier ceux réalisés dans le lac. Les espèces qui contribuent le plus à l'axe 1 sont *Charax gibbosus*, *Tripottheus rotundatus*, *Pimelodella cristata* et *Parauchenipterus galeatus* que l'on retrouve associés aux échantillons du lac et, dans une moindre mesure *Cyphocharax spp.* associé aux échantillons du front et de l'amont (Figure 26). Les espèces qui contribuent le plus à l'axe 2 sont *Bryconops sp2*, associé aux échantillons du front et *Pimelodella cristata*, *Pimelodella gracilis*, *Moenkhausia surinamensis*, *Curimata cyprinoides* et encore *Parauchenipterus galeatus*, associées aux échantillons précoces du lac.

On constate donc :

- qu'il y a eu une évolution rapide des peuplements du lac au début de la mise en eau en 1994,
- que les peuplements du front ont subi des variations importantes durant l'année 1994. En particulier les échantillons d'avril et mai 1994 se détachent nettement des autres probablement du fait de déplacements en masse de poissons.
- que les peuplements de l'amont sont proches de ceux du front

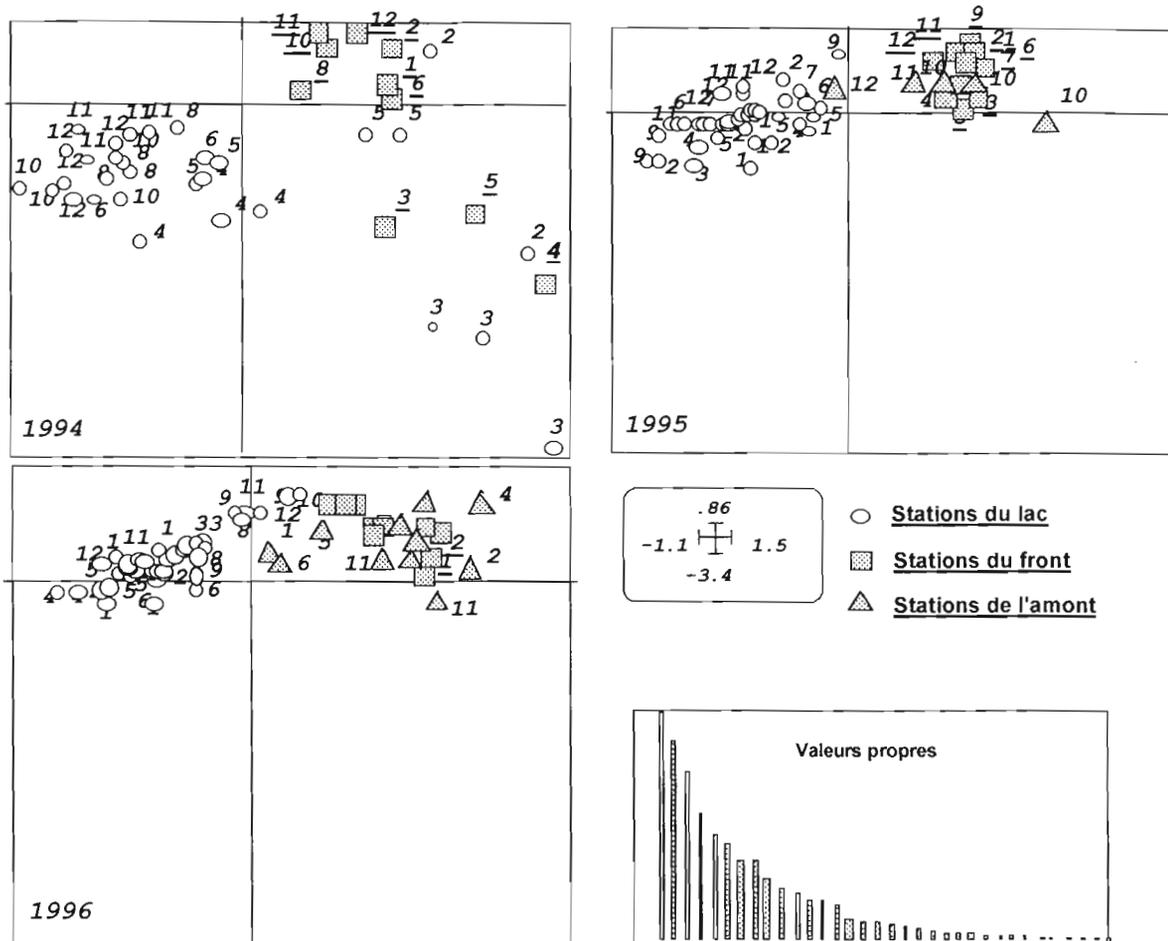
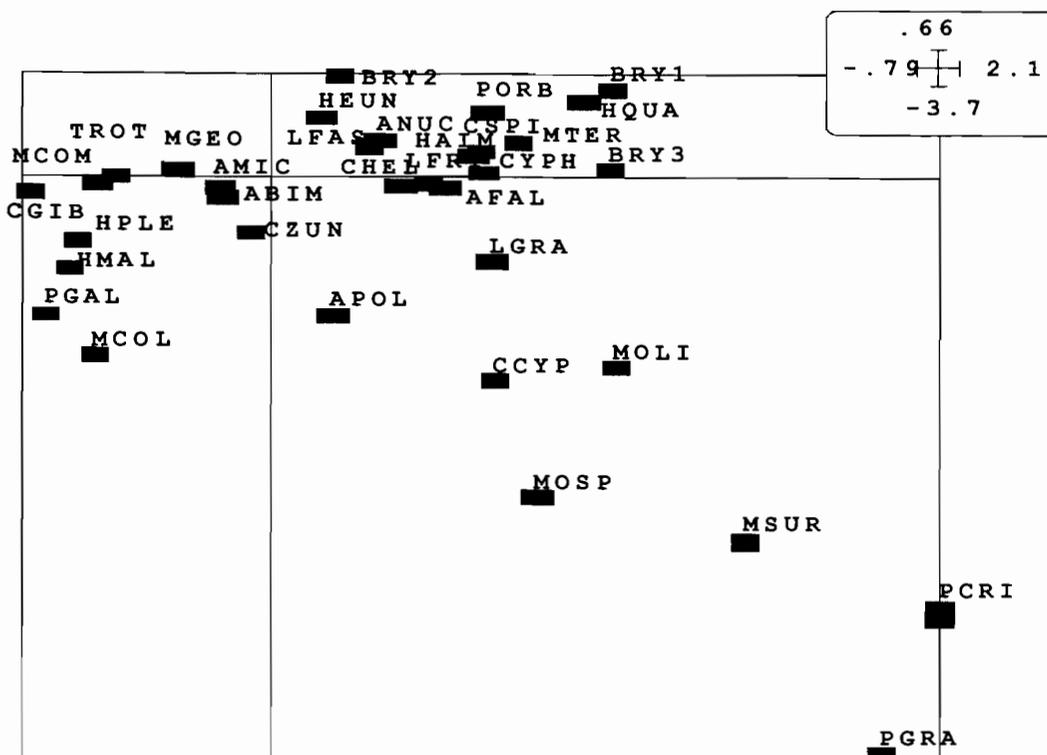


Figure 25. Projection des échantillons sur le plan 1-2 de l'analyse des correspondances espèces x échantillons. Le graphique est décomposé par année. Axe 1 horizontal ; Axe 2 vertical. Les chiffres à côté des points représentent les mois.

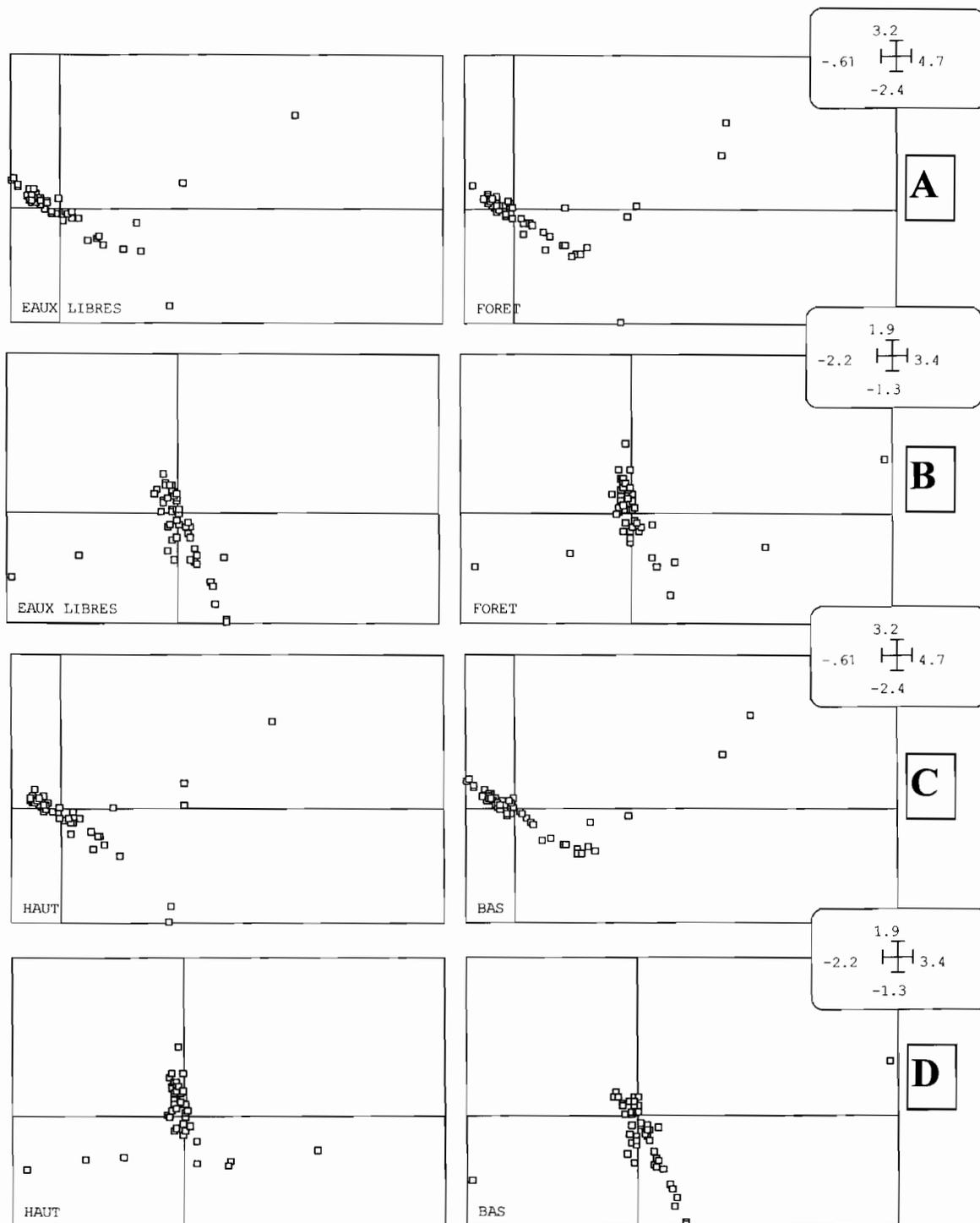


**Figure 26. Projection des espèces sur le plan 1-2 de l'analyse des correspondances sur le tableau espèces x échantillons. Axe 1 horizontal ; Axe 2 vertical. Les noms des espèces correspondant aux codes figurent dans l'annexe 2.**

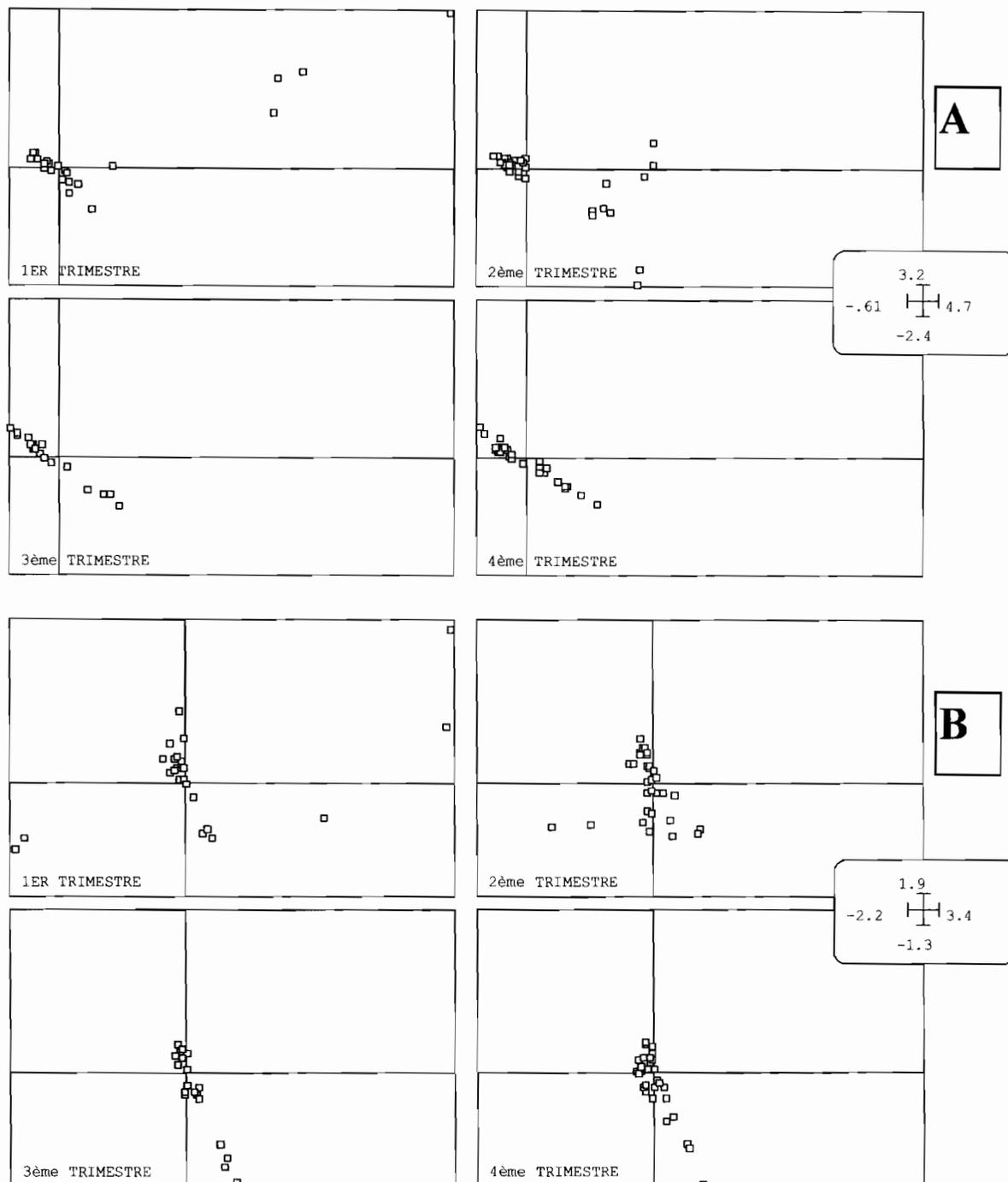
En vue de détecter d'éventuelles différences dans la composition spécifique des assemblages du lac en fonction de leur position ou de l'habitat considéré, nous effectuons une analyse des correspondances sur les seuls prélèvements réalisés dans la retenue. Le tableau analysé à 32 lignes (espèces principales qui représentent ensemble plus de 99% des captures totales) et 108 colonnes (échantillons). Les deux premiers axes extraient 36,83% de la variabilité totale (respectivement 21,12 et 15,71%). La prise en compte des axes 3 et 4 permet d'expliquer plus de 50% de la variabilité.

L'examen de la dispersion des points échantillons, tant dans le plan 1-2 que dans le plan 3-4 de l'analyse ne permet pas de distinguer une intervention des différents facteurs investigués :

- la position dans le lac, centrale (au niveau de saut Vata) ou inférieure (au niveau de crique Plomb (Figure 27 C et D),
- le milieu échantillonné, les eaux libres ou la forêt inondée (Figure 27 A et B). Il faut noter que ce dernier milieu a évolué rapidement tout au long de la période. D'abord très fermé, constitué d'une forêt vivante noyée, puis s'ouvrant progressivement à mesure que les arbres mourraient, perdaient leurs feuilles, puis leurs branches.
- le trimestre pendant lequel ont eu lieu les échantillons, commençant en janvier (Figure 28 A et B).



**Figure 27. Projection sur les plans 1-2 et 3-4 de l'analyse des correspondances sur le tableau espèces x échantillons dans le lac de retenue, des échantillons séparés par milieu (A et B) et par leur position (C et D).**



**Figure 28. Projection sur les plans 1-2 (A) et 3-4 (B) de l'analyse des correspondances sur le tableau espèces x échantillons dans le lac de retenue, des échantillons séparés par trimestre.**

Quelque soit le facteur considéré, les points échantillons sont peu dispersés, concentrés autour de l'origine à l'exception de quelques échantillons qui correspondent au début de la mise en eau dont on a vu l'originalité dans l'analyse précédente. De plus la dispersion des points est identique pour les différentes modalités des facteurs.

Nous concluons donc que la variabilité est relativement faible, principalement liée aux échantillons pratiqués aux tout débuts de l'inondation avec la présence d'espèces telles que *Pimelodella spp.*. La variabilité résiduelle faible, étant elle liée au caractère aléatoire de la pêche aux filets maillants.

Dans le détail, au début de l'inondation quelques espèces ont rapidement colonisé le nouveau milieu. Ce sont deux espèces de *Cyphocharax*, *Curimata cyprinoides*, *Acestrorhynchus falcatus*, *Leporinus friderici*, *Hypostomus plecostomus* et *Parauchenipterus galeatus* ( Figure 29 C et D). Par la suite d'autres espèces se sont peu à peu substitué aux premières. Ce sont principalement *Triporthes rotundatus*, *Bryconops sp.2*, *Charax gibbosus*, *Auchenipterus nuchalis* et *Acestrorhynchus microlepis* ( Figure 29 A et B)

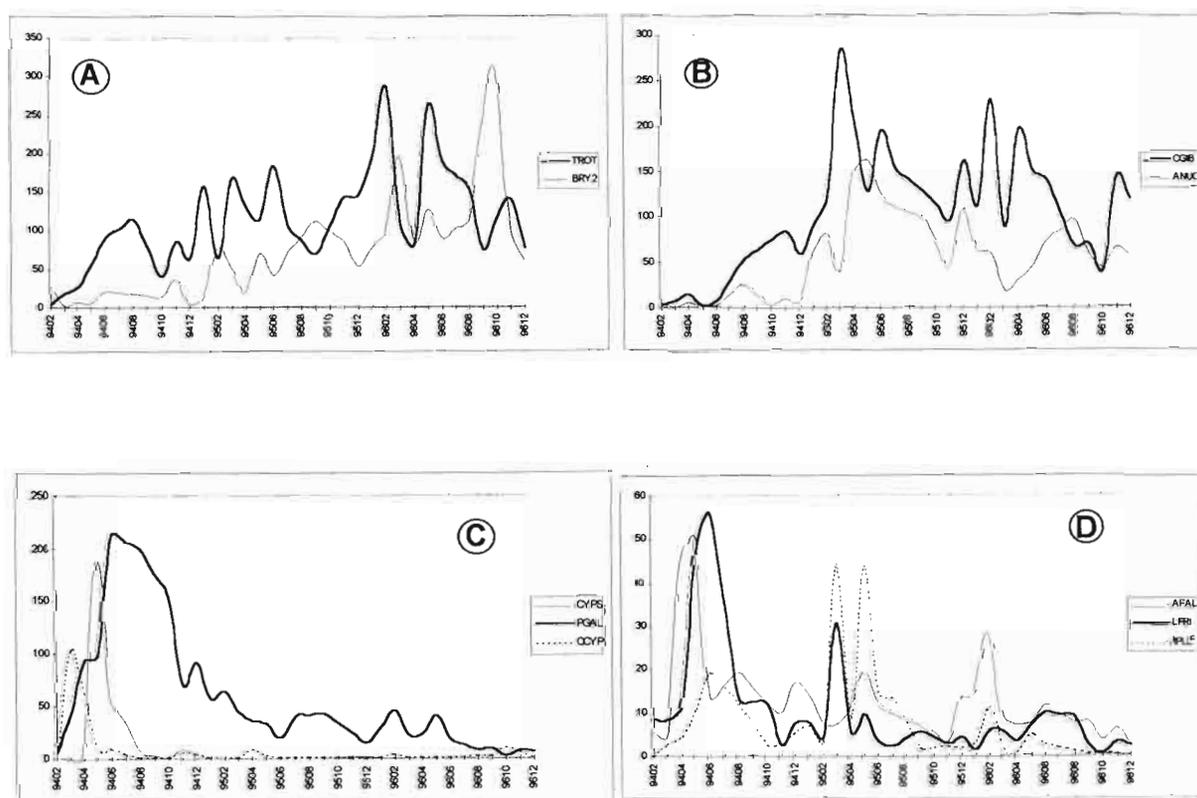


Figure 29. Evolution des captures des principales espèces dans le lac de retenue de Petit-Saut.

## **DISCUSSION ET CONCLUSIONS.**

### **Les effets du barrage sur l'abondance.**

Les captures par unité d'effort ont très rapidement augmenté dans la retenue tant à la tête du lac que dans la partie centrale sur toute sa longueur. Cette forte production de poissons dans les lacs de retenue a été souvent rapportée (Lowe McConnell, 1973 ; Petr, 1975). Selon Balon et Coche (1974) elle s'atténue assez rapidement par la suite. Dans le lac de Petit-Saut pourtant, 3 ans après la mise en eau aucun signe de diminution n'est perceptible en dépit de la mortalité complète de la végétation noyée. Ces captures apparaissent beaucoup plus élevées que dans la rivière que l'on se base sur les prélèvements réalisés en même temps que ceux dans le lac à partir de novembre 1995 ou sur les prélèvements réalisés avant la fermeture (Lauzanne et al., 1995). La comparaison objective entre les captures dans le lac et celles dans la rivière est critiquable du fait d'une efficacité probablement différente de la pêche aux filets maillants dans ces deux types de milieu. Cependant les conditions rencontrées au front de l'inondation étaient, dans la plupart des cas, proches de celles de la rivière (présence de courant) et les captures dans ces milieux sont les plus élevées. Pour expliquer cette forte production, deux facteurs abiotiques sont à considérer : l'adversité du milieu et sa productivité. La forte déplétion en oxygène dans le lac de retenue, durant les premiers mois de mise en eau est un facteur d'adversité mais il s'est avéré qu'une couche superficielle oxygénée a toujours été présente hormis quelques événements limités dans l'espace et dans le temps (Cerdan, communication personnelle). Cette couche a apparemment été suffisante pour le développement de fortes biomasses de poissons. En ce qui concerne la productivité, la très grande quantité de matière organique exogène disponible du fait de l'inondation des forêts a fourni aux poissons une alimentation abondante (Petr, 1975).

Pendant les deux premières années suivant le début de la mise en eau, les captures suivent un cycle saisonnier : maximales en fin de crue (avril à juin) et minimale en décembre. Ce cycle s'atténue la troisième année. La grande majorité des espèces se reproduit durant la crue dans les conditions de rivière. Pendant les deux années de remplissage, la grande expansion du milieu aquatique disponible et la montée d'eau continue a vraisemblablement conduit à un succès inégalé du recrutement d'un certain nombre d'espèces. Il est possible qu'après cette phase, certaines espèces modifient leur stratégie de reproduction pour s'adapter aux nouvelles conditions. Cet aspect devra être étudié dans des traitements ultérieurs.

Dans le lac, l'abondance n'est pas homogène dans les milieux prospectés. Elle est plus faible dans la partie inférieure et dans les milieux marginaux sous forêt. Cette observation est à mettre en parallèle avec les conditions de circulation de l'eau dans la retenue, point qui, pour l'instant n'est pas abordé dans les études environnementales.

Aucune tendance dans l'évolution du poids moyen des individus dans les captures n'est relevée. Il s'agit là d'une conclusion basée sur une moyenne toute espèce confondue. Le poids moyen est le plus souvent supérieur dans la partie centrale du lac et particulièrement dans les eaux libres par rapport aux autres milieux du lac. Dans l'état actuel de l'interprétation des données aucune hypothèse ne peut être avancée pour expliquer ce phénomène.

## Les effets du barrage sur la diversité

La richesse spécifique diminue au cours du temps dans les différents milieux du lac, depuis le début de la mise en eau jusqu'à décembre 1996. En revanche depuis le début des échantillonnages à l'amont, et compte tenu de la forte variabilité observée en rivière, elle n'est pas différente de la richesse dans la rivière. Lors de la mise en eau, toutes les espèces présentes dans le milieu, et donc aussi celles qui étaient inaccessibles aux filets maillants en conditions de rivière, se sont concentrées dans la mince couche d'eau superficielle oxygénée. Peu à peu, ces espèces, inadaptées aux conditions lacustres ont disparu, laissant un peuplement dont la composition spécifique est assez voisine de celle normalement observée dans la rivière par un échantillonnage aux filets maillants. Pour vérifier cette hypothèse, nous avons comparé les 5 premiers échantillons aux 5 derniers réalisés dans la retenue hors front d'inondation. Le nombre d'espèces passe de 68 à 34 et les espèces manquantes sont principalement des espèces benthiques, siluriformes et gymnotiformes.

Un cycle saisonnier presque superposable à celui observé pour l'abondance est mis en évidence. Du fait de l'utilisation des valeurs de richesse corrigées par le nombre de poissons capturés, ce cycle ne peut pas être un biais dû à la plus forte capture. Il est probable qu'il est lié aux phénomènes cycliques de reproduction d'un certain nombre d'espèces.

On trouve plus d'espèces dans les milieux marginaux que dans les eaux libres, une observation qui pourrait expliquer la plus grande diversité d'habitats présents dans ces milieux.

La régularité des peuplements dans les milieux sous influence directe du lac est faible comparée à sa valeur dans la rivière. La dominance d'un petit groupe d'espèces qui se développent de manière importante dans le lac est à l'origine de cette faible régularité. Ce caractère est souvent signalé comme un signe de perturbation des milieux. Cette structure dans les peuplements du lac est apparue dès les premiers mois de mise en eau et s'est maintenue jusqu'à la fin des observations.

Il y a donc une diminution importante de la diversité des peuplements présents dans le lac par rapport à ceux de la rivière essentiellement du fait de la grande dominance de quelques espèces et d'une décroissance continue de la richesse spécifique.

## Les effets du barrage sur la composition spécifique

La mise en eau de la retenue a entraîné immédiatement des conséquences importantes dans l'abondance relative des espèces dans les peuplements. Dans les premiers mois de l'inondation, quelques espèces de petite taille sont capturées en grand nombre. Ce sont principalement *Pimelodella spp.*, et *Moenkhausia spp.*. Deux hypothèses peuvent être envisagées pour expliquer cette soudaine abondance. Il peut s'agir d'individus issus d'une reproduction précoce en début de saison des pluies et ayant bénéficié de conditions très favorables pour leur survie juvénile. Il peut s'agir alternativement d'individus d'un an effectuant des déplacements en masse, induits par la progression de l'inondation. En l'absence de données sur la croissance de ces espèces on ne peut en l'état des connaissances, trancher entre ces deux hypothèses. A partir de juin 1994, soit 5 mois après le début de l'inondation, les peuplements du lac deviennent plus homogènes, et se distinguent nettement de ceux du front dont les conditions

sont plus proches de celles de la rivière. En terme de composition spécifique, ces peuplements lacustres vont peu évoluer tout au long de la période d'observation. Ce n'est qu'en fin d'année 1996 qu'ils semblent se rapprocher des peuplements du front et de la rivière.

Aucun rapprochement n'a pu être mis en évidence entre les stratégies de reproduction des espèces et leur succès dans le lac de retenue (voir chapitre sur les stratégies de reproduction). En revanche on constate que certaines espèces dont le nombre a très rapidement augmenté dans les captures mais qui ne se sont pas développées dans le lac sont des consommateurs benthiques (*Cyphocharax spp.*, *Curimata cyprinoides*, *Hypostomus plecostomus*). Il est vraisemblable que ces espèces chassées du fond du fait de la désoxygénation du milieu, se sont trouvées plus capturables par les filets maillants. Deux espèces se sont bien développées la première année, mais leur nombre a fortement diminué à partir de la deuxième année d'inondation : *Parauchenipterus galeatus* et *Leporinus friderici*. Ces poissons sont des omnivores qui ont pu profiter d'une grande variété d'aliments produits par la dégradation de la forêt (feuilles, graines, insectes, vers, arachnides, etc.). Les espèces qui se sont développées de manière croissante tout au long de la période sont des pélagiques au régime insectivore prédominant : *Tripurtheus rotundatus*, *Bryconops sp.2*, *Aughenipterus nuchalis*, *Charax gibbosus* et *Acestrorhynchus microlepis*. Ce régime est complété par de nouvelles ressources disponibles dans le lac : le plancton pour *T. rotundatus* et bien sûr les jeunes poissons pour *A. microlepis*. Un fait inexplicable est la diminution de l'abondance relative d'*Acestrorhynchus falcatus*, prédateur ichtyophage, lorsque l'on sait que des explosions d'ichtyophages est une des caractéristiques des retenues nouvellement formées.

En conclusion, le lac de retenue de Petit-Saut semble bien constituer un milieu de grande production de poissons. Un certain nombre d'espèces mieux adaptées aux eaux lenticques s'y développent en abondance. Un certain nombre de points doivent cependant faire l'objet d'une attention soutenue :

- ce pic d'abondance, régulièrement observé dans le cas de barrages (Baxter, 1977), devrait être suivi d'un niveau de production inférieur comme cela a été observé dans le lac Kariba (Balon et Coche, 1974)
- la production de poissons dans les lacs de barrages est étroitement dépendante de l'importance et du rythme des variations de niveau d'eau dans le réservoir et donc des schémas d'opération de l'usine hydroélectrique (Bernacsek 1984),
- le lac semble évoluer vers une certaine hétérogénéité longitudinale et latérale ; une dégradation des conditions de milieu dans les zones où le renouvellement de l'eau est faible est à craindre avec des conséquences sur l'ensemble de la production du lac,
- la structure des peuplements du lac est typiquement celle de milieux perturbés ; il est clair que le milieu et ses composantes biologiques sont toujours dans une phase de transformations. Il est impossible, à partir des données de la littérature, de faire des prévisions quant à la durée nécessaire à une certaine stabilisation des peuplements.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Balon E.K. & Coche A.G., 1974. Lake Kariba : A man-made ecosystem in central Africa. Dr. W. Junk Pub. The Hague : 767 p.
- Baxter R.M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 8 : 255-283
- Bernacsek G.M., 1984. Guidelines for dam design and operation to optimize fish production in impounded river basins (based on a review of the ecological effects of large dams in Africa). *CIFA Tech. Pap.* 11 : 98p.
- Kapasa C.K. & Cowx I.G., 1991. Post-impoundment changes in the fish fauna of lake Itezhi-tezhi, Zambia. *J. Fish Biol.* 39 : 783-793
- Lauzanne L., Tito de Morais L., Ponton D., Mérona B.de, Bron J.C., Raffray J., Tarcy M., Mallet A., Brehm N., Besançon A., 1995. Structure et biologie des peuplements ichtyques du fleuve Sinnamary en Guyane française. Rapport final de Convention EDF N° GP 7530 : 139 p.
- Lelek A., 1973. Sequence of changes in fish populations of the new tropical man-made lake, Kainji, Nigeria, West Africa. *Arch. Hydrobiol.* 71(3) : 381-420
- 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
- 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
- Petr T., 1969. Fish population changes in the Volta lake over the period January 1965-September 1966 Man Made lakes, the Accra Symposium ed. L. Obeng. Ghana univ. Press Accra

## ANNEXE 1. Plan d'échantillonnage dans le lac de retenue et à l'amont.

Date	Station	Milieu	Nombre de batteries	Nombre de nuits de pêche
13/01/94	FRONT A VATA	Front	1	1
14/01/94	LAC A DEUX BRANCHES	Front	1	1
08/02/94	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
09/02/94	FRONT A NACIBO	Front	1	1
10/02/94	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
08/03/94	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
08/03/94	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
09/03/94	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
10/03/94	FRONT A L'AUTEL	Front	1	1
07/04/94	FRONT A L'AUTEL	Front	1	2
09/04/94	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
09/04/94	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
10/04/94	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
10/04/94	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
11/05/94	FRONT A COUMAROU	Front	1	2
12/05/94	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
12/05/94	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
13/05/94	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
13/05/94	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
14/06/94	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
14/06/94	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
16/06/94	FRONT A AIMARA	Front	1	1
17/08/94	FRONT A AIMARA	Front	1	2
18/08/94	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
18/08/94	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
19/08/94	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
19/08/94	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
04/10/94	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
04/10/94	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
05/10/94	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
05/10/94	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
06/10/94	FRONT A AIMARA	Front	1	2
06/11/94	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
06/11/94	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
07/11/94	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
07/11/94	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
08/11/94	FRONT A AIMARA	Front	1	2
06/12/94	FRONT A AIMARA	Front	1	2
07/12/94	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
07/12/94	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
08/12/94	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
08/12/94	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
11/01/95	FRONT A AIMARA	Front	1	2
12/01/95	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
12/01/95	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
13/01/95	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
13/01/95	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
07/02/95	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	2
08/02/95	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
08/02/95	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
09/02/95	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
09/02/95	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
15/03/95	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	2
17/03/95	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
17/03/95	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
31/03/95	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
11/04/95	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
11/04/95	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
12/04/95	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
12/04/95	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
13/04/95	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	2
10/05/95	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	2
11/05/95	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
11/05/95	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
12/05/95	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
12/05/95	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
14/06/95	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	2

15/06/95	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
15/06/95	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
16/06/95	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
16/06/95	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
19/07/95	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	2
20/07/95	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
20/07/95	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
21/07/95	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
21/07/95	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
20/09/95	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	2
21/09/95	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
21/09/95	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
22/09/95	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
22/09/95	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
21/11/95	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	1
21/11/95	SINNAMARY A TAKARI TANTE	Rivière	1	1
23/11/95	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
23/11/95	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
24/11/95	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
24/11/95	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
13/12/95	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	1
13/12/95	SINNAMARY A TAKARI TANTE	Rivière	1	1
14/12/95	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
14/12/95	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
15/12/95	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
15/12/95	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
24/01/96	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	1
24/01/96	SINNAMARY A TAKARI TANTE	Rivière	1	1
25/01/96	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
25/01/96	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
26/01/96	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
26/01/96	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
28/02/96	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	1
28/02/96	SINNAMARY A TAKARI TANTE	Rivière	1	1
29/02/96	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
29/02/96	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
01/03/96	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
01/03/96	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
16/04/96	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	1
16/04/96	SINNAMARY A TAKARI TANTE	Rivière	1	1
17/04/96	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
17/04/96	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
18/04/96	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
18/04/96	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
22/05/96	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	1
22/05/96	SINNAMARY A TAKARI TANTE	Rivière	1	1
23/05/96	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
23/05/96	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
24/05/96	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
24/05/96	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
26/06/96	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	1
26/06/96	SINNAMARY A TAKARI TANTE	Rivière	1	1
27/06/96	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
27/06/96	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
28/06/96	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
28/06/96	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
31/07/96	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	1
31/07/96	SINNAMARY A TAKARI TANTE	Rivière	1	1
01/08/96	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
01/08/96	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
02/08/96	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
02/08/96	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
25/09/96	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	1
25/09/96	SINNAMARY A TAKARI TANTE	Rivière	1	1
26/09/96	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
26/09/96	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
27/09/96	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
27/09/96	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
22/10/96	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	1
23/10/96	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
24/10/96	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
19/11/96	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	1

19/11/96	SINNAMARY A TAKARI TANTE	Rivière	1	1
20/11/96	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
20/11/96	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
21/11/96	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
21/11/96	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1
17/12/96	FRONT A TAKARI TANTE	Front	1	1
17/12/96	SINNAMARY A TAKARI TANTE	Rivière	1	1
18/12/96	LAC A VATA BISTOURI	Eaux libres	1	1
18/12/96	LAC A VATA FORET	Forêt	1	1
19/12/96	LAC A CRIQUE PLOMB	Eaux libres	1	1
19/12/96	LAC A CARBET TAVA	Forêt	1	1

ANNEXE 2 : Liste et correspondance des codes espèces utilisés dans le travail pour les espèces capturables aux filets maillants.

Code espèce	Genre	Espèce	Référence
ABIM	Astyanax	bimaculatus	(Linnaeus 1758)
ABRE	Anostomus	brevior	Géry 1960
AFAL	Acestrorhynchus	falcatus	(Bloch 1794)
AGUI	Aequidens	guianensis	(Regan 1905)
AHOP	Ancistrus	hoplogenyis	(Günther 1864)
AMIC	Acestrorhynchus	guianensis	Menezes, 1969
ANUC	Auchenipterus	nuchalis	(Spix 1829)
APOL	Astyanax	cf. keithi	Gery, Planquette et Le Bail, 1996
ASUR	Anchovia	surinamensis	(Bleeker 1866)
BBIM	Bivibranchia	bimaculata	Vari 1985
BFIL	Brachyplatystoma	filamentosum	(Lichtenstein 1819)
BRY1	Bryconops	melanurus	(Bloch, 1795)
BRY2	Bryconops	affinis	(Günther, 1864)
BRY3	Bryconops	caudomaculatus	(Günther 1869)
CBIM	Cichlasoma	bimaculatum	(Linnaeus 1758)
CCAL	Callichthys	callichthys	(Eigenmann & Eigenmann 1890)
CCYP	Curimata	cyprinoides	(Linnaeus 1766)
CGIB	Charax	gibbosus	(Linnaeus 1758)
CHEL	Cyphocharax	helleri	Steindachner 1910
CMAC	Cteniloricaria	maculata	(Boeseman 1971)
CPAR	Centropomus	paralellus	Poey 1860
CSAX	Crenicichla	saxatilis	(Linnaeus 1758)
CSPI	Corydoras	spilurus	Norman 1926
CYP1	Cyphocharax	sp1	
CYPS	Cyphocharax	spp.	
CYSP	Cyphocharax	spilurus	(Günther, 1864)
CZUN	Chilodus	zunevei	Puyo 1945
DCAR	Doras	carinatus	(Linnaeus 1766)
DEUT	Deuterodon	sp.	
EERY	Erythrinus	erythrinus	(Scheider 1801)
ELEL	Electrophorus	electricus	Gill 1864
ENGR	Engraulididae	sp.	
EVIR	Eigenmannia	virescens	(Valenciennes 1847)
GANG	Gymnotus	anguillaris	Hoedeman 1962
GCAR	Gymnotus	carapo	Linnaeus 1758
GSTE	Gasteropelecus	sternicla	Linnaeus 1758
GSUR	Geophagus	surinamensis	(Bloch 1791)
HAIM	Hoplias	aimara	(Val. in Cuv. & Val. 1846)
HBEE	Hypopomus	beebei	(Schultz 1944)
HEUN	Hemiodus	unimaculatus	(Bloch 1794)
HLIT	Hoplosternum	littorale	(Hancock 1828)
HLON	Heptapterus	longior	(Eigenmann 1912)
HMAL	Hoplias	malabaricus	(Bloch 1794)
HMAR	Helogenes	marmoratus	(Günther 1863)
HOUN	Hoplerythrinus	unitaeniatus	(Spix 1829)

HPLE	Hypostomus	plecostomus	(Linnaeus 1758)
HQUA	Hemiodopsis	quadrimaculatus	(Pellegrin 1908)
HSUR	Harttia	surinamensis	Boeseman 1971
HTAP	Heptapterus	tapanahoniensis	Mees 1974
HTHO	Hoplosternum	thoracatum	(Val. in Cuv. & Val. 1840)
LBAT	Lycengraulis	batesii	(Günther 1868)
LDES	Leporinus	despaxi	Puyo 1943
LFAS	Leporinus	fasciatus	(Bloch 1794)
LFRI	Leporinus	friderici	(Bloch 1794)
LGCA	Loricaria	gr. cataphracta	
LGOS	Leporinus	gossei	Géry, Planquette & LeBail 1991
LGRA	Leporinus	granti	Eigenmann 1912
LGRO	Lycengraulis	grossidens	Agassiz 1829
LNIG	Lasiancistrus	niger	(Norman 1926)
LPEL	Leporinus	pellegrini	Steindachner 1910
LPLA	Lithoxus	planquettei	Boeseman 1982
MATL	Megalops	atlanticus	Valenciennes 1846
MCOL	Moenkhausia	colletii	(Steindachner 1882)
MCOM	Moenkhausia	chrysargyrea	(Günther, 1864)
MGEO	Moenkhausia	georgiae	Gery, 1966
MLIP	Metynnus	lippincottianus	(Cope 1870)
MOLI	Moenkhausia	oligolepis	(Gunther 1864)
MOSP	Moenkhausia	sp.	
MRHO	Myleus	rhomboidalis	(Cuvier 1817)
MSUR	Moenkhausia	surinamensis	Géry 1966
MTER	Myleus	ternetzi	(Norman 1929)
MYLE	Myleus	spp.	
PALB	Pseudopimelodus	albomarginatus	Eigenmann 1912
PATH	Pterengraulis	atherinoides	(Linnaeus 1766)
PBLO	Pimelodus	blochii	Valenciennes 1840
PCRI	Pimelodella	cristata	(Müller & Troschel 1848)
PDEN	Piabucus	dentatus	(Kohlreuter 1761)
PFLA	Pellona	flavipinnis	(Valenciennes 1847)
PGAL	Parauchenipterus	galeatus	(Linnaeus 1766)
PGRA	Pimelodella	gracilis	(Val. in Cuv. & Val. 1840)
PGUI	Parodon	guianensis	Géry 1959
PNOD	Pseudouchenipterus	nodosus	(Bloch 1794)
PORB	Poptella	brevispina	Reis, 1989
PORN	Pimelodus	ornatus	(Kner 1857)
PRAN	Pseudopimelodus	raninus	(Valenciennes 1840)
PSAV	Parupygus	savannensis	Hoedeman 1962
PSCH	Polycentrus	schomburgkii	Müller & Troschel 1848
PSQU	Plagioscion	squamosissimus	(Heckel 1840)
PZUN	Pseudopimelodus	zungaro	(Humboldt 1833)
RQUE	Rhamdia	quelen	(Quoy & Gaimard 1824)
SMAC	Sternopygus	macrurus	(Bloch & Schneider 1801)
SMAR	Synbranchus	marmoratus	Bloch 1795
TINT	Tatia	intermedia	(Steindachner 1876)
TROT	Triportheus	rotundatus	(Schomburgk in Jardine 1841)
UTIA	Utiairitichthys	sp.	

# LES PREMIERS STADES DE VIE DES POISSONS DU FLEUVE SINNAMARY - CAMPAGNES D'ECHANTILLONNAGE EN FIN DE SAISON DES PLUIES DE 1993 A 1996.

Dominique Ponton

## INTRODUCTION

### Contexte général de l'étude

La convention EDF-ORSTOM qui s'est terminée en 1994 comportait un programme de recherche sur les premiers stades de vie des poissons du Sinnamary. Ce programme abordait principalement les effets de la modification du régime des crues à l'aval du barrage de Petit-Saut (Rapport Final, Contrat EDF N° GP 7530, 1995). Ce programme avait débuté en novembre 1992 et faisait suite à quelques mois 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° GP 7514, juin 1993). Dans le cadre de ce précédent programme, deux aspects avaient été abordés:

- 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. Le choix s'était porté sur la crique Vénus qui est située à mi-chemin entre l'estuaire et le barrage de Petit-Saut. Ce travail s'était déroulé avant la mise en eau et durant la première phase de remplissage de la retenue. Le but était alors d'avoir une idée du fonctionnement temporel naturel de ce type de milieu ainsi que des perturbations entraînées par la fermeture du barrage.
- Une étude typologique 'instantanée', c'est-à-dire pendant une courte période, de plusieurs écosystèmes du même type. La période avait 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 comparer à l'ensemble de l'hydrosystème la place de l'écosystème de référence choisi pour l'étude temporelle. Ce travail avait été effectué avec la collaboration de G. H. Copp (Senior Lecturer, University of Hertfordshire, UK) et a donné lieu à une publication (Ponton & Copp, 1997).

A partir de ces connaissances de base, les travaux sur les premiers stades de vie des poissons du Sinnamary ont eu pour but à partir de 1995 :

- de décrire les communautés de juvéniles dans différents secteurs du Sinnamary barré, c'est-à-dire l'amont de la retenue, la retenue et l'aval du barrage
- d'étudier l'influence de la variabilité du milieu sur la répartition des juvéniles dans trois criques différentes dans les secteurs AMONT et AVAL et à l'échelle du mois

Les résultats correspondants au second point seront présentés par Mlle Sylvie Mérigoux dans ses différents rapports de Convention N° GP 7585.

**Ce présent rapport présente une synthèse des travaux sur les communautés de juvéniles dans différents secteurs du Sinnamary barré, c'est-à-dire l'amont de la retenue, la retenue et l'aval du barrage, effectués lors d'études typologiques 'instantanées'. Cette synthèse reprend donc des données obtenues avant fermeture du barrage en 1993 et juste après sa fermeture en 1994 qui avaient déjà été partiellement présentées dans de précédents rapports. Les données sont présentées ici dans le contexte des importantes modifications hydrologiques induites par la mise en eau de la retenue de Petit-Saut en 94 et 95 et l'exploitation du barrage en 96.**

### Description des premiers stades de vie des poissons du Sinnamary

Les nouvelles orientations de recherche sur les jeunes poissons prises durant cette convention nécessitent une bonne représentation de l'assemblage d'espèces présentes en un endroit donné. Les différents types de pièges, trappes lumineuses (Ponton, 1994) et nasses de petites mailles, ont été jugés trop sélectifs. Ils ont donc été abandonnés au profit de l'empoisonnement par la roténone. Cette technique est en effet moins sélective (voir Sylvie Méricoux, Rapport intermédiaire de Convention N° GP 7585, novembre 1995, et chapitre 0. de ce présent rapport pour une description complète de cette méthode de capture employée sur de petites zones). Cette technique a entraîné la récolte de nombreux jeunes stades de poissons jusqu'à lors inconnus. Un gros effort de description de jeunes stades de poissons a donc dû être de nouveau fourni.

Au total plus de 348 dessins concernant 109 taxons ont été effectués à l'aide d'une loupe binoculaire équipée d'une chambre claire (Tableau 0.1). La réalisation de ces dessins a pour but principal d'aider à la détermination des individus collectés. En plus d'une représentation des différents taxons à différents stades de développement, ces descriptions comportent des caractères méristiques tels que, par exemple, le nombre de rayons de la nageoire anale. Au fur et à mesure que de nouveaux taxons et/ou stades de développement sont récoltés, les dessins sont remis à jour, certains détails sont ajoutés, etc. Un travail important reste à effectuer car il existe encore de nombreuses incertitudes lorsqu'il s'agit par exemple de différencier les premiers stades des genres *Hoplias* ou *Gymnotus*. Les premiers stades de vie de certains Siluriformes restent encore inconnus ou non identifiables.

**Malgré cela, la publication de l'ensemble de ces descriptions sera une première pour les poissons d'Amérique du Sud. Les travaux sur les jeunes stades dans cette région restent en effet pour l'instant très rares. La réalisation de cet ouvrage débutera dès que le financement d'un dessinateur naturaliste professionnel pour la mise au clair des esquisses aura été obtenu.**

ORDRE	FAMILLE	SOUS FAMILLE	GENRE	ESPECE	Nb dessins	Taille minimale LS (mm)	Taille maximale LS (mm)
<b>Clupeiformes</b>							
<b>Engraulididae</b>							
<b>Engraulidinae</b>							
		Engraulididae	Type 1		1	13.0	13.0
			Type 2		1	18.0	18.0
<b>Characiformes</b>							
<b>Hemiodontidae</b>							
<b>Hemiodontinae</b>							
		<i>Hemiodopsis</i>	<i>quadrimaculatus</i>		5	10.7	24.0
<b>Parodontinae</b>							
		<i>Parodon</i>	<i>guianensis</i>		5	8.7	43.0
<b>Curimatidae</b>							
<b>Chilodontinae</b>							
		<i>Chilodus</i>	<i>zunevei</i>		8	9.8	59.0
<b>Curimatinae</b>							
		Curimatidae	Type 1		1	11.3	11.3
			Type 2		1	11.4	11.4
			Type 3		1	8.7	8.7
		<i>Cyphocharax</i>	<i>helleri</i>		3	8.5	13.7
		<i>Cyphocharax</i>	<i>spilurus</i>		5	7.7	23.0
<b>Anostomidae</b>							
		<i>Leporinus</i>	<i>despaxi</i>		1	22.0	22.0
		<i>Leporinus</i>	<i>friderici</i>		1	27.0	27.0
		<i>Leporinus</i>	<i>gossei</i>		4	10.6	26.0
		<i>Leporinus</i>	spp.		5	9.2	17.0
<b>Erythrinidae</b>							
		<i>Erythrinus</i>	<i>erythrinus</i>		9	7.4	47.0
		<i>Hoplerythrinus</i>	<i>unitaeniatus</i>		1	21.0	21.0
		<i>Hoplias</i>	<i>aimara</i>		6	8.2	34.0
		<i>Hoplias</i>	<i>malabaricus</i>		8	5.8	25.0
<b>Lebiasinidae</b>							
<b>Pyrrhulininae</b>							
		<i>Copella</i>	<i>carsevensis</i>		3	6.7	10.7
		<i>Pyrrhulina</i>	<i>filamentosa</i>		2	7.5	9.1
<b>Gasteropelecidae</b>							
		<i>Gasteropelecus</i>	<i>sternicla</i>		2	11.0	11.5
<b>Characidae</b>							
<b>Bryconinae</b>							
		<i>Triportheus</i>	<i>rotundatus</i>		1	15.1	15.1
<b>Characidiinae</b>							
		<i>Characidium</i>	<i>fasciadorsale</i>		5	8.0	20.0
		<i>Melanocharacidium</i>	sp.		4	9.5	13.2
		<i>Microcharacidium</i>	<i>eleotrioides</i>		6	5.1	21.0
<b>Characinae</b>							
		<i>Acestrorhynchus</i>	spp.		5	8.5	26.0
		<i>Charax</i>	<i>pauciradiatus</i>		4	8.1	22.0
<b>Cheirodontinae</b>							
		<i>Pristella</i>	<i>maxillaris</i>		4	7.8	13.4
		<i>Pseudopristella</i>	<i>simulata</i>		3	8.5	12.7
<b>Serrasalminae</b>							
		<i>Myleus</i>	<i>rhomboidalis</i>		1	33.0	33.0
		<i>Myleus</i>	<i>ternetzi</i>		1	25.0	25.0
		<i>Myleus</i>	spp.		4	9.3	13.4
<b>Stethaprioninae</b>							
		<i>Poptella</i>	<i>brevispinna</i>		13	6.3	11.8

**Tableau 0.1. Nombre de descriptions de jeunes stades des poissons du fleuve Sinnamary effectuées par taxon et tailles minimales et maximales des individus décrits.**

<b>ORDRE</b>					
<b>FAMILLE</b>	<b>SOUS FAMILLE</b>			<b>Taille minimale</b>	<b>Taille maximale</b>
<b>GENRE</b>	<b>ESPECE</b>	<b>Nb dessins</b>		<b>LS (mm)</b>	<b>LS (mm)</b>
<b>Characiformes (suite)</b>					
<b>Tetragonopterinae</b>					
<i>Astyanax</i>	<i>bimaculatus</i>	3		10.0	19.0
<i>Astyanax</i>	<i>cf keithi</i>	6		10.3	31.0
<i>Bryconops</i>	spp.	8		4.0	25.0
<i>Astyanax</i>	<i>meunieri</i>	3		7.4	23.0
<i>Hemigrammus</i>	<i>boesemani</i>	2		18.0	20.0
<i>Hemigrammus</i>	<i>ocellifer</i>	6		7.0	15.0
<i>Hemigrammus</i>	<i>schmardae</i>	1		27.0	27.0
<i>Hemigrammus</i>	<i>unilineatus</i>	1		11.2	11.2
<i>Hyphessobrycon</i>	aff. <i>sovichtys</i>	5		10.0	19.0
<i>Moenkhausia</i>	<i>chrysargyrea</i>	4		8.5	17.4
<i>Moenkhausia</i>	<i>colletii</i>	11		6.2	13.7
<i>Moenkhausia</i>	<i>georgiae</i>	3		7.4	9.7
<i>Moenkhausia</i>	<i>hemigrammoides</i>	2		8.6	10.3
<i>Moenkhausia</i>	<i>lepidura</i>	2		12.4	24.0
<i>Moenkhausia</i>	<i>oligolepis</i>	9		7.3	14.1
<i>Moenkhausia</i>	<i>surinamensis</i>	2		12.0	25.0
<i>Moenkhausia</i>	sp.	1		29.0	29.0
<i>Phenacogaster</i>	aff. <i>megalostictus</i>	9		7.6	25.0
<i>Piabucus</i>	<i>dentatus</i>	3		8.5	20.0
Characidae	Type 1	1		18.0	18.0
	Type 2	1		14.7	14.7
	Type 3	2		12.0	13.9
Larves de Characiformes	Type 1	3		5.1	8.5
	Type 2	1		3.8	3.8
	Type 3	1		5.4	5.4
	Type 4	2		3.2	3.8
	Type 5	1		6.8	6.8
	Type 6	1		7.2	7.2
	Type 7	2		3.8	6.2
	Type 8	2		4.5	4.6
<b>Siluriformes</b>					
<b>Doradidae</b>					
<i>Doras</i>	<i>carinatus</i>	1		12.6	12.6
<b>Auchenipteridae</b>					
<i>Parauchenipterus</i>	<i>galeatus</i>	2		9.9	12.1
<i>Tatia</i>	<i>intermedia</i>	6		7.4	11.6
<b>Pimelodidae</b>					
<i>Imparfinis</i>	<i>minutus</i>	1		15.3	15.3
<i>Pimelodella</i>	<i>cristata</i>	1		21.0	21.0
<i>Pimelodella</i>	<i>gracilis</i>	1		24.0	24.0
<i>Pimelodella</i>	spp.	2		8.7	13.2
<i>Pseudopimelodus</i>	<i>raninus</i>	3		8.5	14.0
<i>Rhamdia</i>	<i>quelen</i>	2		14.0	32.0
<b>Helogenidae</b>					
<i>Helogenes</i>	<i>marmoratus</i>	1		14.6	14.6
<b>Cetopsidae</b>					
<i>Hemicetopsis</i>	sp.	1		17.0	17.0
<b>Aspredinidae</b>					
<b>Bunocephalinae</b>					
<i>Bunocephalus</i>	<i>coracoideus</i>	4		5.9	14.0
<b>Trichomycteridae</b>					
<i>Trichomycterus</i>	<i>guianense</i>	3		9.6	17.0

Tableau 0.1. (2 de 3)

ORDRE	FAMILLE			Taille minimale	Taille maximale
	SOUS FAMILLE			LS (mm)	LS (mm)
	GENRE	ESPECE	Nb dessins		
<b>Siluriformes (suite)</b>					
	<b>Callichthyidae</b>				
	<i>Callichthys</i>	<i>callichthys</i>	6	7.0	25.0
	<i>Corydoras</i>	<i>octocirrus</i>	1	22.0	22.0
	<i>Hoplosternum</i>	<i>thoracatum</i>	5	6.5	22.0
	<b>Loricariidae</b>				
	Loricariidae	sp.	2	14.0	14.0
	<i>Farlowella</i>	<i>reticulata</i>	1	12.4	12.4
	<i>Hypostomus</i>	<i>plecostomus</i>	1	18.0	18.0
Larves de Siluriformes		Type 1	1	7.8	7.8
		Type 2	2	8.9	9.7
		Type 3	1	11.6	11.6
		Type 4	2	3.3	4.0
		Type 5	3	5.2	6.3
<b>Gymnotiformes</b>					
	<b>Sternopygidae</b>				
	<i>Eigenmannia</i>	<i>virescens</i>	1	90.0	90.0
	<i>Sternopygus</i>	<i>macrurus</i>	9	7.0	85.0
	<b>Hypopomidae</b>				
	<i>Brachypomus</i>	<i>beebei</i>	4	11.0	70.0
	<i>Hypopomus</i>	<i>artedi</i>	7	12.0	57.0
	<b>Gymnotidae</b>				
	<i>Gymnotus</i>	<i>anguillaris</i>	2	16.0	26.0
	<i>Gymnotus</i>	<i>carapo</i>	4	12.0	23.0
	Gymnotiformes	Type 1	1	8.8	8.8
		Type 2	1	12.4	12.4
		Type 3	1	41.0	41.0
<b>Cyprinodontiformes</b>					
	<b>Aplocheilidae</b>				
	<i>Rivulus</i>	<i>agilae</i>	2	6.4	7.4
	<i>Rivulus</i>	<i>xiphidius</i>	4	5.1	7.8
	<b>Poeciliidae</b>				
	<b>Poeciliinae</b>				
	<i>Poecilia</i>	<i>parae</i>	3	4.5	11.3
	<b>Tomeurinae</b>				
	<i>Tomeurus</i>	<i>gracilis</i>	1	12.2	12.2
<b>Perciformes</b>					
	<b>Nandidae</b>				
	<b>Nandinae</b>				
	<i>Polycentrus</i>	<i>schomburgkii</i>	1	7.0	7.0
	<b>Cichlidae</b>				
	<i>Cleithracara</i>	<i>maronii</i>	1	10.0	10.0
	<i>Crenicichla</i>	<i>saxatilis</i>	2	9.5	19.0
	<i>Krobia</i>	<i>guianensis</i>	16	3.5	11.0
	<i>Nannacara</i>	<i>anomala</i>	1	7.2	7.2
	<i>Satanoperca</i>	sp. aff. <i>leucosticta</i>	2	17.7	26.0
	<b>Eleotridae</b>				
	<i>Dormitator</i>	<i>macrophthalmus</i>	1	11.5	11.5
	<i>Eleotris</i>	<i>amblyopsis</i>	1	7.6	7.6

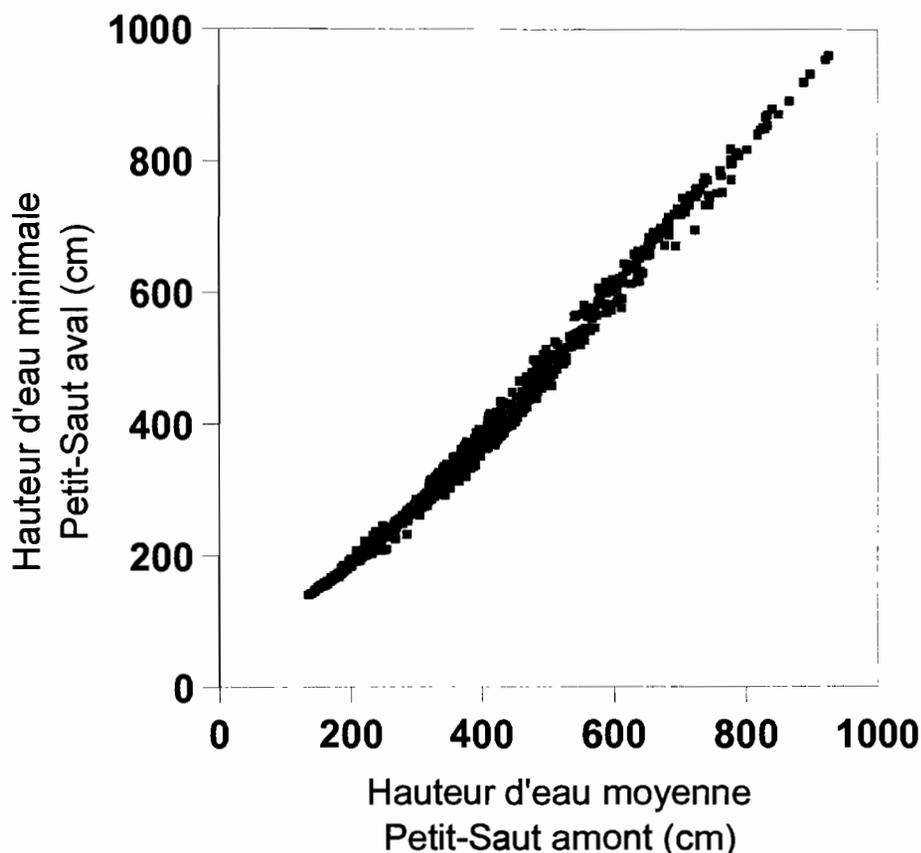
Tableau 0.1. (3 de 3)

## MATERIEL ET METHODES

### Hydrologie

Les niveaux d'eau du Sinnamary sont enregistrés par trois stations ELSYDE Modèle CHLOE-E installées: (1) 300 m à l'aval du barrage de Petit-Saut depuis 1990, (2) au dessus de Saut Dalles sur la branche Sinnamary depuis 1990, et (3) au dessus de Saut L'Autel sur la branche Courcibo. De plus, de 1982 à 1991, une station identique était installée au dessus de Petit-Saut. Les données sont recueillies et dépouillées par l'équipe d'hydrologie du Centre ORSTOM de Cayenne (responsable précédent P. Vauchel, actuel J. P. Mobèche).

La station "Petit-Saut aval" permet d'évaluer les perturbations hydrologiques engendrées par la fermeture du barrage de Petit-Saut. La relation entre les données de la station Petit-Saut amont et celles de la station "Petit-Saut aval" (Figure 0.1) permet de d'inférer le régime du fleuve Sinnamary dans sa partie aval sur une période de dix années avant la fermeture du barrage.



**Figure 0.1. Relation entre les hauteurs d'eau minimales journalières à la station "Petit-Saut aval" (PSAV) et les moyennes des hauteurs journalières à la station "Petit-Saut amont" (PSAM) sur la période 1990-1991 (Données section hydrologie, Centre ORSTOM de Cayenne). Paramètres du modèle obtenu par régression par morceaux ( $n=903$ ,  $r^2=0.992$ ): Pour  $PSAM < 380$ ,  $PSAV = 8.551 + (PSAM \times 0.892)$ ; pour  $PSAM \geq 380$ ,  $PSAV = -85.689 + (PSAM \times 1.14)$ .**

## Echantillonnage des jeunes poissons

Les poissons ont été collectés dans dix criques situées à l'aval du barrage en 1993, 1994; 1995 et 1996. Ils ont été aussi collectés dans dix stations de la retenue et dix criques situées à l'amont de Saut-Dalles en 1994, 1995 et 1996 (Figure 0.2). Le choix de chaque station a été effectué au hasard, c'est-à-dire sans savoir si de jeunes poissons étaient présents ou non, mais en se limitant aux endroits de profondeur maximales  $< 1.5\text{m}$  et de vitesse de courant  $< 20\text{ cm sec}^{-1}$ . En effet, dans les sites plus profonds il est difficile de retrouver les poissons morts posés sur le fond et utiliser la roténone dans des sites où le courant est rapide risque d'entraîner des mortalités de poissons à l'aval. Avant toute perturbation, la température de l'eau, le pH, la conductivité et l'oxygène ont été mesurés à l'aide d'une sonde ICM 51000. Ensuite, la zone à échantillonner a été délimitée par des filets de barrage (maille de 1mm) pour éviter que les poissons ne s'échappent. Trois doses successives de PREDATOX® (solution émulsifiable de roténone à 6.6% extraite de *Derris elliptica* par Saphyr, Antibes, France) ont été mélangées dans l'eau dans le but d'arriver au temps de contact effectif (dans le sens de Gilderhus, 1972) pour les jeunes les plus résistants. Le temps de contact effectif correspond à la période de temps durant laquelle un poisson doit être exposé à la roténone pour en mourir. La concentration finale n'a jamais dépassé  $3\text{ mg l}^{-1}$ . Cette progression graduelle de concentration en roténone permet de récolter tout d'abord les jeunes stades les moins résistants (principalement ceux des petits Characiformes), ensuite les jeunes poissons modérément résistants (principalement ceux des Siluriformes) et enfin les plus résistants (principalement ceux des Gymnotiformes). Pour chaque site la récolte des individus a été effectuée par 3 à 4 personnes équipées d'épuisettes de maille 1mm. Tous les individus ont été fixés immédiatement sur le terrain dans de l'alcool à 90%. Les poissons n'ayant pas fait surface ont été récupérés en remuant l'eau dans les crevasses et sous les troncs, en enlevant les débris de bois et en vérifiant soigneusement les amas de feuilles. Chaque pêche a duré au total entre 1 et 2 heures. Aucun essais de détoxification de la roténone en dehors de la zone de pêche par du permanganate de potassium n'a été effectué car (1) le volume échantillonné est toujours faible par rapport d'eau aux alentours, (2) la plupart des espèces en dehors de la zone de pêche détectent et fuient la roténone, (3) l'argile, qui est très abondant dans la plupart des sites, est connu pour neutraliser très rapidement la toxicité de la roténone (Gilderhus 1982), enfin (4) au dessus de  $23^{\circ}\text{C}$  la demi vie de la roténone est de moins de un jour (Bettoli & Maceina 1996). A la fin de chaque pêche d'autres variables environnementales ont été recueillies suivant des protocoles différents pour 1993 et 1994 et pour 1995 et 1996 (Tableau 0.2). La méthode de description de l'habitat employée en 1995 et 1996 est la même que celle mise en oeuvre par Sylvie Méricoux dans le cadre de sa thèse (Rapport intermédiaire de Convention N° GP 7585, novembre 1995). Certaines valeurs ont simplement été regroupées pour les rendre compatibles avec les informations recueillies en 1993 et 1994.

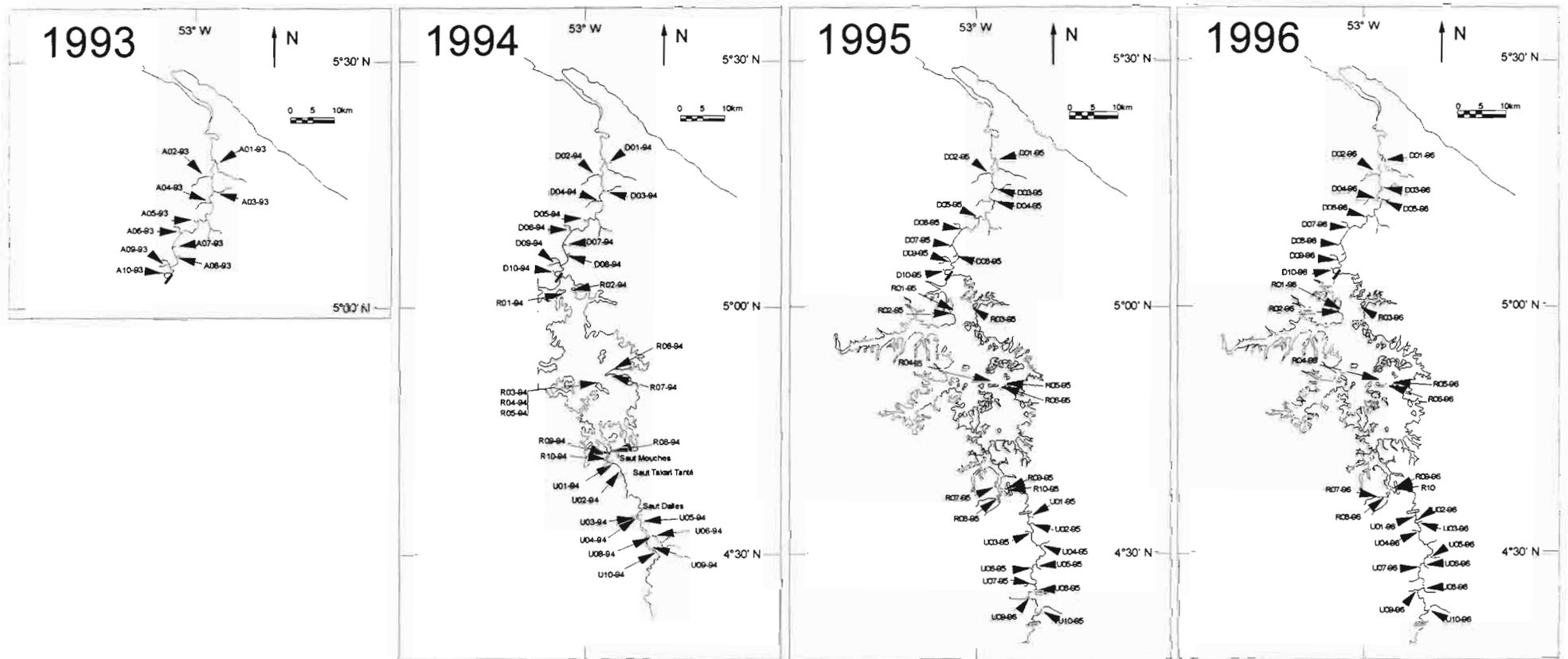


Figure 0.2. Localisation et code des stations échantillonnées en 1993, 1994, 1995 et 1996.

Variable	Code	Méthode 1993-94	Méthode 1995-96
Distance à l'estuaire	D_EST	Carte IGN	Carte IGN
Distance au fleuve	D_FL	Topofil	Topofil
Distance à la crique	D_CR	Topofila	Topofil
Vitesse courant	VIT	Estimation visuelle	Estimation visuelle
Turbidité	TURB	Estimation visuelle	Turbidimètre
Couverture végétale	C_VEG	Estimation visuelle	Estimation visuelle
Surface totale	SURF	Topofil	Topofil
Volume	VOL	Calul global	Intégration des volumes entre transects
Linéaire de berge	L_BER	Topofil	Somme des distances entre transects
Longueur totale	L_TOT	Topofil	Somme des distances entre transects
Largeur moyenne	L_MOY	moyenne de quelques mesures	Moyenne des transects
Profondeur maximale	P_MAX	maxi de quelques mesures	Maxi de toutes les mesures de la grille
Profondeur moyenne	P_MOY	moyenne de quelques mesures	Moyenne de toutes les mesures de la grille
% feuille+litière	%F	Estimation visuelle	Estimation en chaque point d'une grille 1x1m
% troncs + branches	%B	Estimation visuelle	idem
% végétation	%V	Estimation visuelle	idem
% vase ou argile	%A	Estimation visuelle	idem
% sable	%S	Estimation visuelle	idem
% gravier ou cailloux	%G	Estimation visuelle	idem

**Tableau 0.2. Variables retenues pour décrire le milieu. Abréviations des variables et méthodologies employées.**

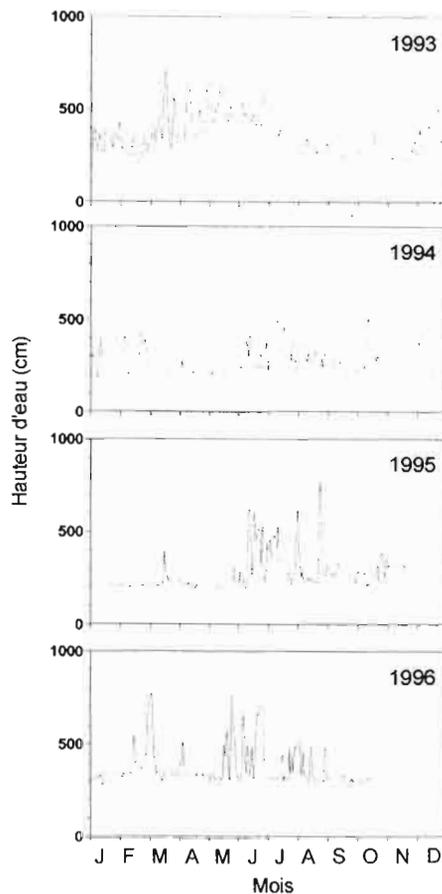
Au laboratoire tous les individus ont été transférés dans de l'alcool à 70% et identifiés en utilisant les clé de détermination pour le adultes de Géry (1977), Le Bail et al. (1983, 1984), Rojas-Beltran (1984), Lauzanne (non publiés) et mes propres clés sur les jeunes poissons. Les longueurs standards (LS en mm) de tous les individus ont été mesurées à 1mm près. Ces mesures ont été comparées aux valeurs de taille minimale à la première reproduction pour chaque espèce (ce présent rapport et Méricoux, non publié). Certains noms d'espèces ont été modifiés afin de suivre Planquette et al. (1996) et les indications des différents spécialistes contactés.

## RESULTATS ET DISCUSSION

### Hydrologie

#### Hauteurs d'eau dans le Sinnamary à l'aval du barrage

Naturellement la montée des eaux dans le fleuve Sinnamary débute avec la saison des pluies en novembre. Les valeurs de hauteurs d'eau fluctuent beaucoup en fonction des pluies et atteignent leurs valeurs maximales entre avril et juin. Ce patron typique, bien observé en 1993, a été fortement perturbé lors des deux saisons de remplissage de la retenue en 1994 et 1995 ainsi que lors de la première année d'exploitation en 1996 (Figure 0.3). Le maintien d'un débit de  $100 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$  durant la plus grande partie des deux périodes de remplissage a provoqué de fortes diminutions des hauteurs d'eau moyennes de chaque mois de la saison des pluies ainsi que du nombre de jours présentant des hauteurs d'eau importantes (Tableau 0.3).



**Figure 0.3. Hauteurs d'eau minimales journalières observées à la station Petit-Saut aval pour les années 1993, 1994, 1995 et 1996 (Données section Hydrologie, ORSTOM Cayenne).**

Les distributions des hauteurs d'eau observées mensuellement durant les années de mise en eau 1994 et 1995 sont très souvent différentes de celles des valeurs de hauteurs d'eau calculées sur une période de dix années (Figure 0.4). Les hauteurs sont significativement plus faibles durant la saison des pluies et plus fortes durant la saison sèche. La première années d'exploitation (1996), les distributions des hauteurs d'eau observées à l'aval du barrage de Petit-Saut ont été significativement plus élevées que celles observées habituellement en février, mars, août, septembre et octobre seulement.

Les organismes vivants étant généralement moins sensibles aux valeurs moyennes des paramètres environnementaux qu'à leurs valeurs extrêmes et à leurs variations subites, les distributions des variations journalières de hauteurs d'eau ont été établies avant la mise en eau de la retenue, pendant les deux années de mise en eaux et pour la première année d'exploitation (Tableau 0.4). La grande majorité du temps tout au long d'une année, les variations de hauteurs d'eau d'un jour à l'autre sont inférieures à  $\pm 50$ cm que ce soit en régime naturel ou en régime perturbé.

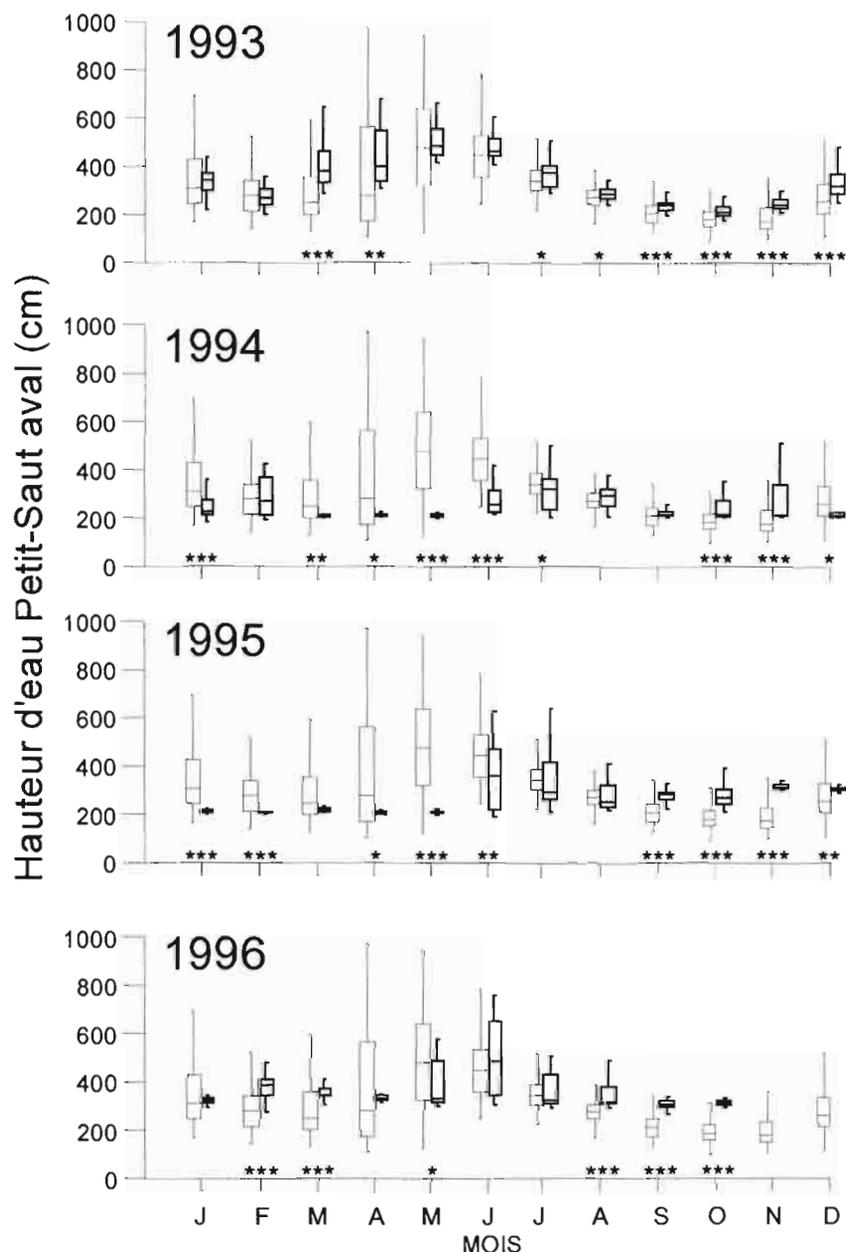
Mois	1				2				3			
Année	93	94	95	96	93	94	95	96	93	94	95	96
N	31	31	31	31	28	28	28	29	31	31	31	31
Moyenne	334.7	245.7	212.6	321.9	275.8	287.7	209.1	411.3	420.2	208.2	230.7	386.9
Min	218	185	206	278	201	194	194	273	289	201	209	305
Max	435	393	224	344	356	422	213	754	710	226	402	778
NJ>300	22	4	0	29	8	11	0	27	30	0	1	31
NJ>400	2	0	0	0	0	3	0	10	14	0	1	6
NJ>500	0	0	0	0	0	0	0	4	6	0	0	3
NJ>600	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	3

Mois	4				5				6			
Année	93	94	95	96	93	94	95	96	93	94	95	96
N	30	30	30	30	31	31	31	31	30	30	30	30
Moyenne	440.4	214.5	213.6	344.1	511.0	213.0	217.8	403.4	478.6	276.3	373.1	488.3
Min	309	204	195	313	415	202	200	297	410	217	194	304
Max	677	282	227	514	664	222	308	764	608	417	628	756
NJ>300	30	0	0	30	31	0	1	29	30	8	17	30
NJ>400	15	0	0	2	31	0	0	11	30	1	13	17
NJ>500	9	0	0	1	13	0	0	8	8	0	6	14
NJ>600	5	0	0	0	7	0	0	2	1	0	2	8

Mois	7				8				9			
Année	93	94	95	96	93	94	95	96	93	94	95	96
N	31	31	31	31	31	31	31	31	30	30	30	19
Moyenne	371.7	317.3	345.2	361.9	288.9	290.3	311.5	354.0	246.3	224.8	276.8	304.6
Min	291	206	213	293	243	209	217	292	201	203	216	265
Max	506	499	639	505	348	377	783	508	352	285	331	335
NJ>300	28	18	15	28	13	13	11	28	3	0	6	13
NJ>400	8	4	9	9	0	0	5	7	0	0	0	0
NJ>500	1	0	2	2	0	0	3	1	0	0	0	0
NJ>600	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0

Mois	10				11			12		
Année	93	94	95	96	93	94	95	93	94	95
N	31	31	31	16	30	30	30	31	31	31
Moyenne	224.6	253.4	278.6	309.8	251.0	283.6	318.1	341.0	245.6	309.5
Min	177	206	212	291	213	207	304	252	203	290
Max	374	516	393	329	338	509	339	509	403	339
NJ>300	3	6	9	13	2	8	30	21	6	25
NJ>400	0	2	0	0	0	7	0	6	2	0
NJ>500	0	1	0	0	0	6	0	1	0	0
NJ>600	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

**Tableau 0.3. Hauteurs d'eau enregistrées à l'aval du barrage en 1993, 1994, 1995 et 1996 pour chaque mois de janvier à décembre. Avec N: nombre d'observations, Moyenne: moyenne des valeurs, Min: valeur minimale, Max: valeur maximale, NJ>300: nombre de jours avec une hauteur d'eau >300cm, NJ>400: nombre de jours avec une hauteur d'eau >400cm, NJ>500: nombre de jours avec une hauteur d'eau >500cm, NJ>600: nombre de jours avec une hauteur d'eau >600cm (Données section Hydrologie, ORSTOM Cayenne)**



**Figure 0.4. Comparaisons pour chaque mois de l'année entre les hauteurs d'eau observées à la station "Petit-Saut aval" (traits épais) et les valeurs calculées pour cette même station durant la période 1982-1991 (traits fins) à partir des enregistrements de la station "Petit-Saut amont" (voir 0 pour la méthodologie employée pour calculer ces données). Les limites des boîtes correspondent aux valeurs des 1<sup>er</sup> et 3<sup>ème</sup> quartiles, les barres horizontales correspondent aux valeurs médianes, les barres verticales correspondent aux valeurs extrêmes dans la limite de  $\pm$  l'écart entre 1<sup>er</sup> et 3<sup>ème</sup> quartiles (Wilkinson et al. 1996). Pour chaque mois les données ont été comparées à l'aide du test de Mann-Whitney (Sokal & Rolf, 1981) avec \*:  $0.01 < p \leq 0.05$ , \*\*:  $0.001 < p \leq 0.01$ , \*\*\*:  $p \leq 0.001$  (Données section Hydrologie, ORSTOM Cayenne).**

$\Delta$	1982-1991	1993	1994	1995	1996
$\infty -250]$	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00
$] -250 -200]$	0.03	0.00	0.27	0.82	0.72
$] -200 -150]$	0.23	0.27	0.27	1.10	2.51
$] -150 -100]$	1.18	0.82	0.27	1.10	3.94
$] -100 -50]$	6.18	7.12	7.12	4.66	1.79
$] -50 0]$	53.64	48.77	46.85	49.04	43.73
$] 0 50]$	29.92	32.88	38.63	36.44	35.84
$] 50 100]$	5.48	7.12	4.93	3.56	5.38
$] 100 150]$	2.22	2.19	1.37	1.64	3.23
$] 150 200]$	0.82	0.82	0.27	0.27	1.43
$] 200 250]$	0.20	0.00	0.00	0.55	1.43
$] 250 \infty$	0.08	0.00	0.00	0.82	0.00
N	3559	365	365	365	279

**Tableau 0.4. Distribution des variations journalières de hauteurs d'eau  $\Delta$  à la station de Petit-Saut aval pour les années 1982-1991 (hauteurs d'eau calculées), 1993, 1994, 1995 et 1996 (Données section Hydrologie, ORSTOM Cayenne).**

Par contre on note une très forte augmentation de l'occurrence de variations de hauteurs d'eau d'un jour à l'autre supérieures à  $\pm 150$ cm à partir de 1995. En régime naturel de telles variations avaient une probabilité d'être observées au cours de l'année de environ 1%. En 1994, ce chiffre tombait même en dessous de cette valeur. En 1995, plus de 3% des variations étaient supérieures à  $\pm 150$ cm et en 1996 ce chiffre atteignait plus de 6%.

**La mise en eau de la retenue de Petit-Saut a provoqué à l'aval du barrage une diminution des hauteurs d'eau moyennes en saison des pluies et une augmentation de celles-ci en saison sèche.**

**L'exploitation du barrage semble pouvoir ramener les hauteurs d'eau de la section aval dans des gammes de valeurs comparables à celles observées naturellement compte tenu des fortes variations inter annuelles observées en Guyane. Toutefois, la gestion du barrage entraîne dans le secteur AVAL des amplitudes de variations de hauteurs d'eau d'un jour à l'autre supérieures à celles qui était observées naturellement.**

**Les poissons qui vivent dans le secteur AVAL du fleuve Sinnamary ont donc subi depuis 1994 un régime hydrologique dont les variations sont sans aucune mesures avec celles observées naturellement dans le milieu.**

## Niveaux d'eau dans la retenue

Les variations du niveau de l'eau dans la retenue durant les trois années 1994, 1995 et 1996 sont très différentes (Figure 0.5). En 1994, la montée des eaux a été très rapide jusqu'à la cote 19m puis plus lente jusqu'à la cote 31m atteinte début juillet. Le niveau d'eau a été ensuite stabilisé à cette hauteur jusqu'à la fin de l'année (Tableau 0.5). En 1995, le remplissage de la retenue s'est poursuivi par paliers successifs jusqu'à atteindre une cote supérieure à 35m. A partir de fin août, le niveau d'eau de la retenue est descendu progressivement. En 1996 les variations du niveau d'eau ont été plus variables durant toute la saison des pluies.

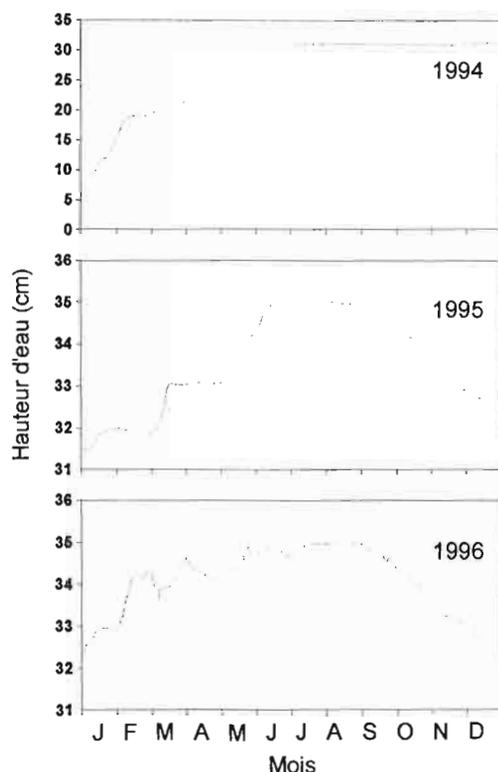


Figure 0.5. Cotes dans la retenue de Petit-Saut pour les années 1994, 1995 et 1996 (Données EDF).

**La fermeture du barrage de Petit-Saut a entraîné la création d'un milieu totalement différent sur le plan hydrologique: la retenue.**

**Dans ce milieu les variations du niveau d'eau sont très différentes suivant les années. Durant les deux premières années de mise en eau les milieux forestiers ont été inondés à des vitesses variables. En 1996, l'exploitation du barrage a entraîné une montée plus ou moins fluctuante du niveau des eaux durant la saison des pluies et une descente de environ 1m mois<sup>-1</sup> durant la saison sèche. On peut raisonnablement estimer que ce patron de variations devrait se retrouver d'années en années.**

Mois	1			2			3		
Année	94	95	96	94	95	96	94	95	96
N	22	31	31	28	28	29	28	31	31
Moyenne	12.1	31.8	32.8	18.6	31.9	34.0	20.5	32.6	34.1
Min	9.22	31.5	32.4	16	31.8	33	19.4	31.9	33.7
Max	15.5	32	33	19.2	32	34.4	21.6	33.1	34.7
NJ>32	0	0	31	0	0	29	0	25	31
NJ>33	0	0	0	0	0	29	0	15	31
NJ>34	0	0	0	0	0	19	0	0	16
NJ>35	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Mois	4			5			6		
Année	94	95	96	94	95	96	94	95	96
N	30	30	30	27	30	31	30	25	30
Moyenne	23.5	33.1	34.2	27.1	33.7	34.5	30.1	34.8	34.8
Min	21.8	33	34	25	33.1	33.9	29.1	34.3	34.6
Max	24.9	33.1	34.5	29	34.3	34.9	30.8	35.1	34.9
NJ>32	0	30	30	0	30	31	0	25	30
NJ>33	0	30	30	0	30	31	0	25	30
NJ>34	0	0	28	0	6	28	0	25	30
NJ>35	0	0	0	0	0	0	0	11	0

Mois	7			8			9		
Année	94	95	96	94	95	96	94	95	96
N	31	29	31	31	30	31	30	28	30
Moyenne	31.0	35.1	34.9	31.0	35.0	35.0	31.0	34.6	34.7
Min	30.9	35	34.7	31	34.8	34.9	31	34.4	34.4
Max	31.1	35.1	35	31.1	35.1	35	31.1	34.8	34.9
NJ>32	0	29	31	0	30	31	0	28	30
NJ>33	0	29	31	0	30	31	0	28	30
NJ>34	0	29	31	0	30	31	0	28	30
NJ>35	0	24	3	0	8	2	0	0	0

Mois	10			11			12		
Année	94	95	96	94	95	96	94	95	96
N	31	30	31	29	30	30	31	31	31
Moyenne	31.0	34.1	33.9	31.0	33.2	33.2	31.2	32.7	32.6
Min	31	33.7	33.4	30.9	32.9	33	31	32.4	32.3
Max	31.1	34.4	34.3	31.1	33.6	33.4	31.5	33	33
NJ>32	0	30	31	0	30	30	0	31	31
NJ>33	0	30	31	0	24	29	0	0	0
NJ>34	0	19	14	0	0	0	0	0	0
NJ>35	0	0	0	0	0	0	0	0	0

**Tableau 0.5. Hauteurs d'eau enregistrées dans la retenue en 1994, 1995 et 1996 pour chaque mois de janvier à décembre. Avec N: nombre d'observations, Moyenne: moyenne des valeurs, Min: valeur minimale, Max: valeur maximale, NJ>32: nombre de jours avec une hauteur d'eau >32m, NJ>33: nombre de jours avec une hauteur d'eau >33m, NJ>34: nombre de jour avec une hauteur d'eau >34m, NJ>35: nombre de jours avec une hauteur d'eau >35m (Données EDF).**

### Hauteurs d'eau dans le Sinnamary à l'amont de la retenue (Saut Dalles)

Dans le secteur AMONT, le fleuve Sinnamary présente d'importantes variations de son niveau des eaux au cours de l'année et suivant les années (Figure 0.6). Durant la grande majorité de la saison des pluies, les niveaux d'eau se sont maintenus à des niveaux plus élevés en 1994 qu'en 1995 et 1996 (Tableau 0.6). Par contre, en 1996 les hauteurs d'eau étaient encore très importantes durant les mois de juillet et août.

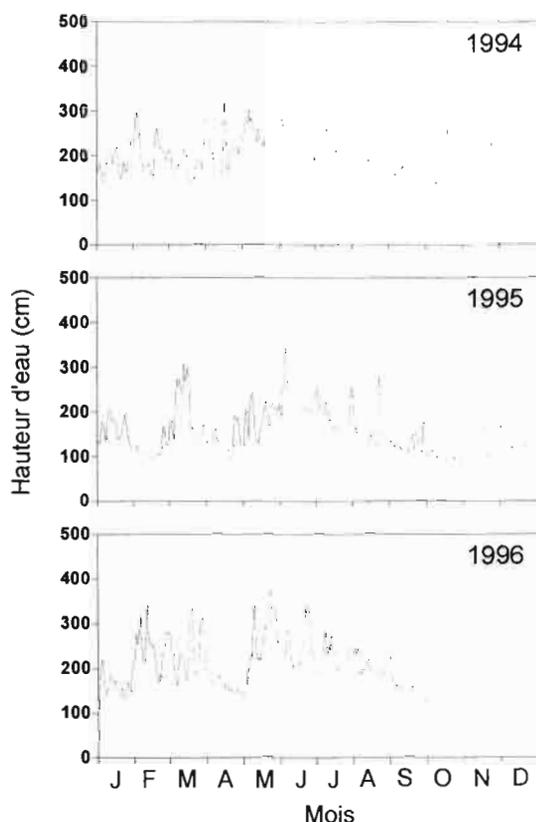


Figure 0.6. Hauteurs d'eau moyennes journalières observées à la station de Saut-Dalles (Données section Hydrologie, ORSTOM Cayenne).

**Le régime hydrologique observé à Saut Dalles varie très fortement sur de très courtes période au cours de l'année. Les variations inter annuelles sont elles aussi très importantes.**

Mois	1			2			3		
Année	94	95	96	94	95	96	94	95	96
N	31	31	31	28	28	29	31	31	31
Moyenne	188.9	157.9	166.2	208.6	114.9	249.3	181.9	194.7	229.2
Min	140	114	112	151	97	166	143	120	161
Max	236	208	226	296	169	346	273	315	332
NJ>150	28	17	21	28	2	29	28	21	31
NJ>200	11	3	5	15	0	25	7	12	22
NJ>250	0	0	0	5	0	17	1	9	9
NJ>300	0	0	0	0	0	2	0	2	5

Mois	4			5			6		
Année	94	95	96	94	95	96	94	95	96
N	30	30	30	31	31	31	30	24	30
Moyenne	211.0	132.5	158.5	261.0	184.1	260.5	228.5	225.0	245.4
Min	149	96	134	223	117	149	188	191	200
Max	326	192	188	310	240	383	282	346	340
NJ>150	29	7	18	31	24	30	30	24	30
NJ>200	20	0	0	31	14	27	28	19	29
NJ>250	5	0	0	19	0	15	8	3	11
NJ>300	1	0	0	2	0	6	0	2	4

Mois	7			8			9		
Année	94	95	96	94	95	96	94	95	96
N	31	31	31	31	31	31	30	30	30
Moyenne	198.3	188.1	221.9	165.3	153.5	207.6	139.3	125.9	147.8
Min	165	154	187	150	123	175	123	107	126
Max	261	255	282	192	282	266	178	181	178
NJ>150	31	31	31	30	9	31	8	3	14
NJ>200	13	10	23	0	3	17	0	0	0
NJ>250	2	2	5	0	1	2	0	0	0
NJ>300	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Mois	10			11			12	
Année	94	95	96	94	95	96	94	95
N	31	31	22	30	30	11	31	31
Moyenne	142.3	96.3	117.3	139.1	116.0	146.5	164.5	115.7
Min	119	82	107	99	83	106	117	86
Max	259	112	128	237	196	193	235	154
NJ>150	6	0	0	11	4	4	18	1
NJ>200	2	0	0	2	0	0	6	0
NJ>250	1	0	0	0	0	0	0	0
NJ>300	0	0	0	0	0	0	0	0

**Tableau 0.6. Hauteurs d'eau enregistrées à l'amont de la retenue en 1994, 1995 et 1996 pour chaque mois de janvier à décembre. Avec N: nombre d'observations, Moyenne: moyenne des valeurs, Min: valeur minimale, Max: valeur maximale, NJ>150: nombre de jours avec une hauteur d'eau >150cm, NJ>200: nombre de jours avec une hauteur d'eau >200cm, NJ>250: nombre de jours avec une hauteur d'eau >250cm, NJ>300: nombre de jours avec une hauteur d'eau >300cm (Données section Hydrologie, ORSTOM Cayenne).**

## Périodes d'échantillonnage et hauteurs d'eau correspondantes

Bien que situées approximativement à la même époque, les campagnes d'échantillonnage ont eu lieu dans des conditions hydrologiques très différentes d'une année à l'autre (Tableau 0.7). A part durant les campagnes de 1995 et 1996 dans la retenue, il n'a donc pas été possible d'échantillonner exactement les mêmes sites.

Secteur	Année	Echantillonnage		HE Fleuve			HE Réservoir		
		début	fin	N	Moy	SD	N	Moy	SD
AVAL	1993	15/07/93	23/07/93	9	3.66	0.23			
	1994	23/08/94	25/08/94	3	2.61	0.29			
	1995	14/08/95	17/08/95	2	2.39	0.07			
	1996	19/08/96	22/08/96	4	3.10	0.05			
LAC	1994	30/08/94	01/09/94				3	31.04	0.02
	1995	23/08/95	25/08/95				3	34.95	0.03
	1996	05/08/96	07/08/96				3	34.96	0.01
TETE	1994	01/09/94	02/09/94						
	1995	25/08/95	26/08/95						
	1996	07/08/96	08/08/96						
AMONT	1994	02/09/94	04/09/94	3	1.53	0.03			
	1995	28/08/95	01/09/95	5	1.27	0.05			
	1996	09/08/96	13/08/96	5	2.10	0.07			

Tableau 0.7. Périodes d'échantillonnage par secteur pour les années 1993, 1994, 1995 et 1996 et hauteurs d'eau correspondantes pour chaque secteur. Avec N: nombre d'observations, Moy: moyenne, SD: écart-type.

## Description de l'habitat

### Stations à l'aval du barrage

Les caractéristiques des stations échantillonnées à l'aval du barrage diffèrent peu d'une année à l'autre (Tableau 0.8). On notera toutefois des vitesses moyennes plus élevées en 1993, des températures moyennes plus importantes, un pH moyen plus bas et des conductivités plus élevées en 1995 et 1996 que les deux années précédentes.

### La retenue et la tête de retenue

Dans la retenue et en tête de retenue, certaines caractéristiques de milieu varient de façons importantes d'une années à l'autre (Tableau 0.9 et Tableau 0.10 respectivement). On observe ainsi dans la retenue principalement une diminution du pH, de la conductivité et de la couverture végétale des stations échantillonnées de 1994 à 1996 alors que la présence de troncs et branches augmente.

Secteur AVAL																		
	1993				1994				1995				1996				Statistique	p
	N	Moy	Min	Max	N	Moy	Min	Max	N	Moy	Min	Max	N	Moy	Min	Max		
D_EST	10.0	40.4	16.0	63.5	10.0	40.4	16.0	63.5	10.0	40.4	16.0	63.5	10.0	37.8	16.0	63.5	0.142	0.986
D_FL	10.0	163.5	5.0	1000.0	10.0	85.5	0.0	600.0	10.0	64.3	0.0	290.0	10.0	107.4	4.0	600.0	2.288	0.515
D_CR	10.0	0.0	0.0	0.0	10.0	0.0	0.0	0.0	10.0	0.5	0.0	3.0	10.0	15.5	0.0	150.0	6.079	0.108
VIT	10.0	1.5	0.0	3.0	10.0	1.1	1.0	2.0	10.0	1.1	0.0	2.0	10.0	0.0	0.0	0.0	19.340	<0.0001
TEMP	10.0	25.0	23.7	26.8	10.0	25.0	24.6	25.4	10.0	25.9	25.0	27.0	10.0	25.5	23.6	26.3	8.270	0.041
PH	10.0	5.5	5.1	6.1	10.0	5.2	4.8	5.6	10.0	4.9	4.3	5.3	10.0	4.9	4.2	5.2	19.399	<0.0001
COND	10.0	27.2	22.0	31.0	10.0	28.3	23.3	37.8	10.0	24.3	18.6	32.6	10.0	17.2	6.6	20.4	22.137	<0.0001
OXY	10.0	5.2	4.1	6.9	10.0	5.1	2.8	6.8	10.0	4.5	2.9	6.0	10.0	4.9	3.1	7.4	1.313	0.726
TURB	-	-	-	-	-	-	-	-	10.0	11.1	4.1	21.4	10.0	7.5	1.6	11.1	61.000	0.405
C_VEG	10.0	4.0	4.0	4.0	10.0	4.0	4.0	4.0	10.0	3.9	3.0	4.0	10.0	4.0	4.0	4.0	3.000	0.392
SURF	10.0	52.9	15.0	96.0	10.0	69.2	37.5	100.0	10.0	59.6	35.1	80.7	10.0	60.6	29.6	82.2	2.097	0.553
VOL	10.0	37.3	10.1	92.8	10.0	47.8	18.8	126.0	10.0	24.3	7.4	46.7	10.0	31.2	13.8	48.7	4.699	0.195
L_BER	10.0	37.0	20.0	60.0	10.0	34.5	25.0	50.0	10.0	29.6	15.3	43.3	10.0	27.7	19.0	38.1	4.275	0.233
LO_TOT	10.0	18.4	10.0	30.0	10.0	17.5	12.0	25.0	10.0	14.8	7.7	21.1	10.0	14.1	9.5	19.1	4.699	0.195
LA_MOY	10.0	2.9	1.0	5.0	10.0	4.0	0.5	7.0	10.0	4.3	2.4	7.7	10.0	4.4	2.0	6.3	6.804	0.078
P_MAX	-	0.0	0.0	0.0	10.0	0.9	0.5	1.6	10.0	0.9	0.4	1.3	10.0	1.0	0.8	1.5	2.354	0.308
P_MOY	10.0	0.7	0.3	1.2	10.0	0.7	0.4	1.4	10.0	0.4	0.2	0.7	10.0	0.6	0.4	0.9	6.003	0.111
%F	10.0	51.0	20.0	100.0	10.0	42.0	10.0	80.0	10.0	44.1	15.2	73.4	10.0	59.0	29.6	82.7	3.746	0.290
%B	10.0	17.0	0.0	30.0	10.0	16.5	5.0	40.0	10.0	31.3	17.4	62.2	10.0	35.2	7.9	66.7	14.644	0.002
%V	-	-	-	-	-	-	-	-	10.0	2.1	0.0	10.5	10.0	3.0	0.0	17.5	45.000	0.657
%A	10.0	82.0	20.0	100.0	10.0	59.0	0.0	100.0	10.0	73.7	15.0	100.0	10.0	72.2	41.6	100.0	2.166	0.539
%S	10.0	18.0	0.0	80.0	10.0	41.0	0.0	100.0	10.0	24.1	0.0	85.0	10.0	24.0	0.0	57.1	1.800	0.615
%G	-	-	-	-	-	-	-	-	10.0	1.9	0.0	18.5	10.0	3.5	0.0	23.4	36.000	0.164

**Tableau 0.8. Caractéristiques d'habitat des dix stations échantillonnées dans le secteur AVAL en 1993, 1994, 1995 et 1996. Avec N: nombre de stations, Moy: moyenne, Min: valeur minimale, Max: valeur maximale, Statistique: Valeur du U de Mann-Whitney (comparaison de deux années) ou du H de Kruskal-Wallis (comparaisons de plus de deux années), p: probabilité associée. Voir Tableau 0.2 pour la signification des variables.**

Secteur LAC														
Variable	1994				1995				1996				Statistique	p
	N	Moy	Min	Max	N	Moy	Min	Max	N	Moy	Min	Max		
D_EST	7.0	80.6	72.0	87.0	6.0	79.5	72.0	87.0	6.0	79.5	72.0	87.0	0.086	0.958
D_FL	-				-				-					
D_CR	-				-				-					
VIT	7.0	0.0	0.0	0.0	6.0	0.0	0.0	0.0	6.0	0.0	0.0	0.0	0.000	1.000
TEMP	7.0	30.0	27.5	31.3	6.0	30.7	29.0	32.5	6.0	31.3	28.8	33.3	2.522	0.283
PH	7.0	6.1	5.3	6.4	6.0	5.4	5.2	5.7	6.0	5.3	5.1	5.4	9.611	0.008
COND	7.0	25.6	24.0	29.5	6.0	21.7	19.7	23.9	6.0	16.4	15.1	19.2	16.124	<0.0001
OXY	7.0	4.5	3.9	5.3	6.0	5.0	3.5	6.5	6.0	6.0	4.3	7.3	5.214	0.074
TURB	-				6.0	3.4	2.0	5.7	6.0	4.5	2.7	6.1	10.500	0.229
C_VEG	7.0	2.0	2.0	2.0	6.0	2.0	2.0	2.0	6.0	1.3	1.0	2.0	10.400	0.006
SURF	7.0	41.7	25.0	112.0	6.0	44.8	28.7	55.2	6.0	47.9	34.9	55.2	3.235	0.198
VOL	7.0	34.1	20.0	100.8	6.0	21.8	13.0	26.8	6.0	22.7	19.0	31.3	0.364	0.834
L_BER	7.0	12.6	8.0	30.0	6.0	10.7	7.2	12.6	6.0	9.2	6.8	13.0	1.275	0.529
LO_TOT	-				6.0	9.4	7.1	11.3	6.0	9.0	6.4	11.5	20.000	0.749
LA_MOY	-				6.0	4.8	2.6	6.2	6.0	5.2	4.4	6.0	14.000	0.520
P_MAX	7.0	1.3	0.8	2.0	6.0	1.2	1.1	1.3	6.0	1.2	0.9	1.3	0.317	0.854
P_MOY	7.0	0.8	0.6	1.0	6.0	0.6	0.5	0.7	6.0	0.6	0.4	0.7	9.347	0.009
%F	7.0	73.6	60.0	90.0	6.0	89.0	51.2	100.0	6.0	72.0	47.5	89.9	5.678	0.058
%B	7.0	26.4	10.0	40.0	6.0	32.2	4.7	52.0	6.0	69.5	20.3	89.3	6.681	0.035
%V	-				6.0	27.2	21.0	32.8	6.0	12.1	6.4	20.2	36.000	0.004
%A	7.0	100.0	100.0	100.0	6.0	83.0	0.0	100.0	6.0	88.4	85.1	91.2	11.648	0.003
%S	7.0	0.0	0.0	0.0	6.0	15.9	0.0	95.3	6.0	0.0	0.0	0.0	2.167	0.338
%G	-				6.0	0.0	0.0	0.0	6.0	0.0	0.0	0.0	18.000	1.000

**Tableau 0.9. Caractéristiques d'habitat des stations échantillonnées dans la retenue en 1994, 1995 et 1996. Avec N: nombre de stations, Moy: moyenne, Min: valeur minimale, Max: valeur maximale, Statistique: Valeur du U de Mann-Whitney (comparaison de deux années) ou du H de Kruskal-Wallis (comparaisons de plus de deux années), p: probabilité associée. Voir Tableau 0.2 pour la signification des variables.**

Secteur TÊTE

	1994				1995				1996				Statistique	p
	N	Moy	Min	Max	N	Moy	Min	Max	N	Moy	Min	Max		
D_EST	3.0	109.7	106.0	112.0	4.0	117.0	115.0	118.0	4.0	118.0	118.0	118.0	8.000	0.018
D_FL	3.0	100.7	0.0	300.0	-				-					
D_CR	3.0	0.0	0.0	0.0	-				-					
VIT	3.0	1.0	1.0	1.0	4.0	0.0	0.0	0.0	4.0	0.0	0.0	0.0	10.000	0.007
TEMP	3.0	26.4	25.2	27.2	4.0	26.9	25.8	28.0	4.0	25.7	24.8	26.8	2.837	0.242
PH	3.0	5.4	5.2	5.5	4.0	5.2	4.5	5.9	4.0	5.0	4.8	5.2	3.530	0.171
COND	3.0	27.2	26.6	27.9	2.0	16.3	15.5	17.1	4.0	15.2	14.2	16.1	6.300	0.043
OXY	3.0	7.3	7.1	7.5	4.0	5.3	3.8	7.6	4.0	5.0	2.0	7.5	1.771	0.412
TURB	-				4.0	5.8	4.5	6.9	4.0	7.6	3.9	15.5	9.000	0.773
C_VEG	3.0	4.0	4.0	4.0	4.0	3.5	3.0	4.0	4.0	2.8	1.0	4.0	2.270	0.321
SURF	3.0	43.3	20.0	60.0	4.0	58.5	35.6	84.1	4.0	70.3	62.8	76.6	2.964	0.227
VOL	3.0	34.7	16.0	48.0	4.0	27.4	12.8	45.0	4.0	24.0	17.4	36.9	0.712	0.700
L_BER	3.0	25.0	20.0	30.0	4.0	10.1	9.0	11.0	4.0	12.8	10.5	16.5	7.957	0.019
LO_TOT	3.0	11.7	10.0	15.0	4.0	9.3	6.5	11.7	4.0	11.3	10.3	13.2	3.090	0.213
LA_MOY	3.0	3.7	2.0	5.0	4.0	6.4	3.4	9.2	4.0	6.1	5.3	6.9	4.212	0.122
P_MAX	3.0	1.2	1.0	1.5	4.0	1.2	0.7	1.5	4.0	0.9	0.6	1.3	2.654	0.265
P_MOY	3.0	0.8	0.8	0.8	4.0	0.6	0.4	0.8	4.0	0.4	0.3	0.6	7.814	0.020
%F	3.0	40.0	20.0	80.0	4.0	75.7	9.7	100.0	4.0	69.3	3.3	92.3	2.661	0.264
%B	3.0	26.7	10.0	60.0	4.0	24.8	16.3	36.4	4.0	48.7	39.6	64.3	4.346	0.114
%V	-				4.0	22.8	14.3	32.6	4.0	16.8	5.5	26.2	11.000	0.386
%A	3.0	80.0	40.0	100.0	4.0	73.2	0.0	100.0	4.0	68.2	0.0	91.1	2.149	0.341
%S	3.0	20.0	0.0	60.0	4.0	24.3	0.0	97.2	4.0	21.7	0.0	86.8	0.018	0.991
%G	-				4.0	2.5	0.0	7.1	4.0	1.1	0.0	4.4	10.000	0.508

**Tableau 0.10. Caractéristiques d'habitat des stations échantillonnées en tête de retenue en 1994, 1995 et 1996.**  
Avec N: nombre de stations, Moy: moyenne, Min: valeur minimale, Max: valeur maximale, Statistique: Valeur du U de Mann-Whitney (comparaison de deux années) ou du H de Kruskal-Wallis (comparaisons de plus de deux années), p: probabilité associée. Voir Tableau 0.2 pour la signification des variables.

Secteur AMONT

	1994				1995				1996				Statistique	p
	N	Moy	Min	Max	N	Moy	Min	Max	N	Moy	Min	Max		
D_EST	10.0	130.5	115.0	136.5	10.0	146.5	133.0	163.5	10.0	145.5	133.0	163.5	11.921	0.003
D_FL	10.0	52.5	0.0	200.0	10.0	17.6	2.0	120.0	10.0	69.0	10.0	200.0	8.092	0.017
D_CR	10.0	0.0	0.0	0.0	10.0	0.0	0.0	0.0	10.0	0.9	0.0	5.0	8.872	0.012
VIT	10.0	0.9	0.0	1.0	10.0	1.3	0.0	3.0	10.0	0.0	0.0	0.0	14.785	0.001
TEMP	10.0	25.0	23.9	26.1	10.0	25.0	23.3	26.8	10.0	25.0	23.8	26.0	0.084	0.959
PH	10.0	5.2	5.0	5.6	10.0	5.6	5.3	5.9	10.0	4.7	4.5	5.2	22.209	<0.0001
COND	10.0	24.2	21.1	30.0	-	-	-	-	10.0	13.3	12.1	15.1	100.000	<0.0001
OXY	10.0	6.4	4.1	7.5	9.0	6.3	5.9	7.3	10.0	5.0	2.6	7.0	6.166	0.046
TURB	-	-	-	-	10.0	3.6	1.7	5.9	10.0	4.4	1.2	10.6	44.000	0.650
C_VEG	10.0	4.0	4.0	4.0	10.0	3.6	1.0	4.0	10.0	3.9	3.0	4.0	2.217	0.330
SURF	10.0	52.7	14.0	108.0	10.0	101.0	72.7	144.7	10.0	73.1	44.5	94.9	10.573	0.005
VOL	10.0	34.9	5.6	64.8	10.0	47.9	29.3	75.6	10.0	36.0	16.0	70.9	2.249	0.325
L_BER	10.0	24.5	14.0	35.0	10.0	29.6	18.5	43.0	10.0	26.2	10.0	41.5	2.223	0.329
LO_TOT	10.0	12.2	7.0	18.0	10.0	14.8	9.3	21.5	10.0	13.7	9.0	20.8	2.430	0.297
LA_MOY	10.0	4.4	1.5	9.0	10.0	7.2	4.1	11.4	10.0	5.4	3.1	7.8	7.406	0.025
P_MAX	10.0	0.8	0.5	1.2	10.0	1.1	0.9	1.5	10.0	1.0	0.4	1.4	2.942	0.230
P_MOY	10.0	0.6	0.4	1.0	10.0	0.5	0.4	0.7	10.0	0.5	0.3	0.9	4.028	0.133
%F	10.0	43.5	10.0	80.0	10.0	44.7	19.2	83.7	10.0	78.7	24.6	99.0	8.253	0.016
%B	10.0	17.0	5.0	60.0	10.0	24.8	3.1	46.9	10.0	17.3	9.7	26.4	2.989	0.224
%V	-	-	-	-	10.0	0.7	0.0	6.0	10.0	29.2	7.6	89.6	0.000	<0.0001
%A	10.0	65.0	20.0	95.0	10.0	37.5	11.3	100.0	10.0	88.0	26.4	100.0	12.724	0.002
%S	10.0	35.0	5.0	80.0	10.0	58.6	0.0	83.7	10.0	9.4	0.0	59.8	14.335	0.001
%G	-	-	-	-	10.0	4.0	0.0	17.6	10.0	2.1	0.0	13.7	57.000	0.487

**Tableau 0.11. Caractéristiques d'habitat des dix stations échantillonnées en amont de la retenue en 1994, 1995 et 1996. Avec N: nombre de stations, Moy: moyenne, Min: valeur minimale, Max: valeur maximale, Statistique: Valeur du U de Mann-Whitney (comparaison de deux années) ou du H de Kruskal-Wallis (comparaisons de plus de deux années), p: probabilité associée. Voir Tableau 0.2 pour la signification des variables.**

En tête de retenue on observe aussi principalement une diminution de la conductivité, du linéaire de berge et de la profondeur moyenne des stations échantillonnées en 1995 et 1996.

### L'amont de la retenue

A l'amont de la retenue, les caractéristiques des stations ont aussi fortement varié en fonction d'impératifs logistiques et des conditions hydrologiques (Tableau 0.11). En 1994, il n'a pas été possible de remonter jusqu'à Saut Deux-Roro et donc l'échantillonnage s'est effectué dans les environs immédiats du camp de Saut-Dalles (Figure 0.2). En fonction des hauteurs d'eau très différentes rencontrées d'une année à l'autre (Tableau 0.7), les positions des stations par rapport au fleuve et aux criques ont aussi fortement varié. Pour cette raison, en 1996, l'échantillonnage s'est effectué dans des zones inondées présentant un plus grand pourcentage de feuilles, de végétation et de sol argileux.

### Assemblages de jeunes poissons

#### Espèces capturées par secteur et par année

Un total de 31666 individus appartenant à 7 ordres, 25 familles, 66 genres et 89 espèces ont été capturés, déterminés et mesurés dans le cadre de ce travail (Tableau 0.12). Parmi eux 25230, soit 79.7%, étaient des jeunes. Par rapport à la liste des poissons du Sinnamary établie par Lauzanne et al. (1993), cet échantillonnage en fin de saison des pluies n'a pas permis de retrouver les taxons suivants:

<b>Elopiformes</b>	Megalopidae:	1 espèce
<b>Clupeiformes</b>	Clupeidae:	1 espèce
	Engraulidae:	5 espèces
<b>Characiformes</b>	Hemiodontidae:	2 espèces
	Curimatidae:	2 espèces
	Anostomidae:	1 espèce
	autres:	5 espèces
<b>Siluriformes</b>	Ariidae	1 espèce
	Auchenipteridae	2 espèces
	Pimelodidae	5 espèces
	Loricariidae	4 espèces
<b>Perciformes</b>	Centropomidae	1 espèce
	Cichlidae	1 espèce
	Scianidae	1 espèces

Ordre	Secteur	Année	AVAL												LAC						TETE						AMONT					
			1993		1994		1995		1996		1994		1995		1996		1994		1995		1996		1994		1995		1996					
			Tot	Juv	Tot	Juv	Tot	Juv	Tot	Juv																						
Famille	Espèce	Auteur	Code																													
<b>Characiformes</b>																																
<b>Hemiodontidae</b>																																
	<i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i>	(Pellegrin 1908)	HQUA	22	22																											
	<i>Parodon guianensis</i>	Géry 1959	PGUI																													
<b>Curimatidae</b>																																
	<i>Cyphocharax helleri</i>	Steindachner 1910	CHEL																													
	<i>Chilodus zunevei</i>	Puyo 1945	CZUN	1	1					1																						
	Curimatidae jeunes indéterminés		CUSP	74	74	4	4	33	33	24	24																					
<b>Anostomidae</b>																																
	<i>Anostomus brevior</i>	Géry 1960	ABRE	2																												
	<i>Leporinus despaxi</i>	Puyo 1943	LDES																													
	<i>Leporinus friderici</i>	(Bloch 1794)	LFRI			8 6		1 1		1 1																						
	<i>Leporinus gossei</i>	Géry, Planquette & Le Bail 1991	LGOS																	1 1												
	<i>Leporinus granti</i>	Eigenmann 1912	LGRA	8	3	1	2	2																								
	<i>Leporinus pellegrini</i>	Steindachner 1910	LPEL	1	1																											
	<i>Leporinus</i> jeunes indéterminés		LESP	6	5																											
<b>Erythrinidae</b>																																
	<i>Erythrinus erythrinus</i>	(Schneider 1801)	EERY			3 3				3 3																						
	<i>Hoplias aimara</i>	(Valenciennes 1840)	HAIM	3	3	1	1	10	10	26	26	2	2	2	2	1	1	1	1	8	8	6	6	1	1	4	4					
	<i>Hoplias malabaricus</i>	(Bloch 1794)	HMAL	14	14	15	15	1	1	10	8	46	45	32	28	19	18	3	3	13	13	19	17	11	10	7	6	19	19			
	<i>Hoplias</i> jeunes indéterminés		HOPL	7	7	8	8	5	5	53	53			2 2		1 1		9 8		12 12		10 10		45 45		79 79						
	<i>Hoplerythrinus untaeniatus</i>	(Spix 1829)	HOUN	2	2																											
<b>Lebiasinidae</b>																																
	<i>Copella carsevensis</i>	(Regan 1912)	CCAR	47	36	179	131	31	31	51	41	90	47	3			5 3		9 9				8 7		32 32		11 10					
	<i>Nannostomus beckfordi</i>	Günther, 1872	NBEC	66	65	22	19	4	4	5	4	1	14	4	19	4																
	<i>Pyrhulina filamentosa</i>	Val. in Cuv. 1846	PFIL	57	48	67	58	43	39	26	21	30	28	42	3	15	5	9	8	4	4	6	6	19	19	5	5	29	28			
<b>Gasteropelecidae</b>																																
	<i>Gasteropelecus sternicla</i>	(Linnaeus 1758)	GSTE	4																												

Tableau 0.12. Nombre d'individus capturés par secteur et pour chaque année. Avec Tot: totalité et Juv: jeunes seulement.



Ordre	Secteur	AVAL												LAC						TETE						AMONT					
		Année		1993		1994		1995		1996		1994		1995		1996		1994		1995		1996		1994		1995		1996			
		Famille	Espèce	Auteur	Code	Tot	Juv	Tot	Juv	Tot	Juv																				
<b>Characidae (suite)</b>																															
		<i>Myleus</i> jeunes indéterminés	MYLE																												
		<i>Phenacogaster</i> aff. <i>megalostictus</i>	PHSP	Eigenmann 1909	2	2	2					6	1			1		13	10	1	1			385	376	994	956	234	232		
		<i>Pristella maxillaris</i>	PMAX	(Ulrey 1894)	525	509	85	50	198	155	299	253	1				4	4			35	35	260	256	1096	870	242	239			
		<i>Poptella brevispina</i>	PORB	Reis 1989	3	3	1	1	11	11	21	21					1	1	1	1					11	3					
		<i>Pseudopristella simulata</i>	PSIM	Géry 1960	498	493	48	38	28	28	14	7	2			1		5	5	115	101	33	31	763	678	1359	1055	647	643		
		<i>Triportheus rotundatus</i>	TROT	(Schomburgk 1841)																							3	3			
		Characidae jeunes indéterminés	CHSP				1		1		3												1					5			
		Larve Characidae indéterminée	LARV									3	3																		
<b>Siluriformes</b>																															
<b>Auchenipteridae</b>																															
		<i>Parauchenipterus galeatus</i>	PGAL	(Linnaeus 1766)																											
		<i>Tata intermedia</i>	TINT	(Steindachner 1876)	9	9	7	7	3	3	3	3											2	2	12	12	1	1			
<b>Pimelodidae</b>																															
		<i>Pimelodella cristata</i>	PCRI	(Müller & Troschel 1848)			2		1								20	18	4	1	1		24	24	24	11	2	2			
		<i>Pimelodella gracilis</i>	PGRA	(Val. in Cuv. & Val. 1840)			1		3	3												13	12	2							
		<i>Pimelodus ornatus</i>	PORN	(Kner 1857)			1	1														1	1								
		<i>Pseudopimelodus raninus</i>	PRAN	(Valenciennes 1840)	1	1	11	7									2	1							3	3	2	2			
		<i>Rhamdia quelen</i>	RQUE	(Quoy & Gaimard 1824)	1		2	1			1						1						3								
<b>Helogenidae</b>																															
		<i>Helogenes marmoratus</i>	HMAR	(Günther 1863)																						3	3				
<b>Cetopsidae</b>																															
		<i>Hemictopsis</i> sp.	HEMC																				1	1							
<b>Aspredinidae</b>																															
		<i>Bunocephalus coracoideus</i>	BCOR	Cope 1874	2	2					4	4	1																		
<b>Trichomycteridae</b>																															
		<i>Trichomycterus guianense</i>	TGUI	(Eigenmann 1909)			2		1	1							1								3	3	3	3			

Tableau 0.12. (3 de 5).



Ordre	Famille	Espèce	Auteur	Secteur Année Code	AVAL				LAC			TETE			AMONT															
					1993		1994		1995		1996		1994		1995		1996		1994		1995		1996							
					Tot	Juv	Tot	Juv	Tot	Juv	Tot	Juv	Tot	Juv	Tot	Juv														
<b>Syngnathiformes</b>																														
<b>Syngnathidae</b>																														
		<i>Syngnathidae</i> sp.		SYNG																										
<b>Synbranchiformes</b>																														
<b>Synbranchidae</b>																														
		<i>Synbranchus marmoratus</i>	Bloch 1795	SMAR																										
<b>Perciformes</b>																														
<b>Nandidae</b>																														
		<i>Polycentrus schomburgkii</i>	Müller & Troschel 1848	PSCH	7	3	12	3	10	6	7	4	32	31	1	1														
<b>Cichlidae</b>																														
		<i>Cichlasoma bimaculatum</i>	(Linnaeus 1758)	CBIM	2	2			2	1			1		129	126	9	9												
		<i>Cleithracara maronii</i>	(Steindachner 1882)	AMAR	4	1	30	16	2	1	23	12	1		4	1	2		1	1	1	1								
		<i>Crenicichla saxatilis</i>	(Linnaeus 1758)	CSAX	30	29	118	114	131	126	92	89	4	4	41	39	56	56	92	90	5	5								
		<i>Kribia guianensis</i>	(Regan 1905)	AGUI	193	191	97	92	12	11	64	61	887	885	238	232	98	97	183	179	53	53								
		<i>Nannacara anomala</i>	Regan 1905	NANO	42	24	161	155	64	62	68	58	70	38	15	2	4	1	10	6	29	13								
		<i>Satanoperca aff. leucosticta</i>	(Müller & Troschel 1848)	SLEU	11	6	3	3					61	59	18	18	40	31												
<b>Eleotridae</b>																														
		<i>Dormitator macropthalmus</i>	Puyo 1944	DMAC			4	4	1	1	1	1																		
		<i>Eleotris amblyopsis</i>	(Cope 1870)	EAMB	441	164	835	583	593	241	303	125																		
<b>Autres</b>																														
		Individus indéterminés		INDE	2	2			3	3					1	1			1	1										
<b>TOTAL</b>					3988	3480	2261	1680	2098	1588	1681	1250	1479	1228	1803	522	711	238	931	724	687	538	1406	1341	4682	4216	6001	4789	3938	3636

Tableau 0.12. (5 de 5).

Etant donné l'effort d'échantillonnage fourni durant ces quatre années en fin de saison sèche et celui fourni dans le cadre de la thèse de S. Mérigoux (cf rapport à venir), on peut conclure que les jeunes de plus des 2/3 des espèces présentes dans le fleuve Sinnamary passent une partie de leur vie dans les affluents et leurs zones d'inondation et/ou la zone littorale de la retenue. Les autres espèces utilisent donc d'autres zones comme nourricerie pour leurs jeunes.

**Il est important de noter que plusieurs espèces qui n'étaient pas indiquées dans la liste de Lauzanne et al. (1993) ont été capturées à différents stades. Il s'agit de: *Erythrinus erythrinus*, *Hemigrammus boesemani*, *Callichthys callichthys*, *Gymnotus anguillar*, un Syngnathidae et *Cichlasoma bimaculatum*. Ces espèces doivent donc être rajoutées à la liste des espèces de poissons présents dans le fleuve Sinnamary.**

### **Richesse et diversité des jeunes poissons**

L'application de la technique de jack-knife (Manly 1997) amène généralement à une faible précision dans l'estimation de la richesse et de la diversité des jeunes poissons (Tableau 0.13). Ceci indique que les valeurs de ces paramètres varient fortement en fonction des stations et donc que le nombre de pêches est généralement trop faible pour obtenir une bonne précision sur ces estimateurs. Les coefficients de variation sont ainsi particulièrement élevés à la fin de la saison des pluies 1994 pour les stations du lac. A cette date, les stations de la zones littorale du lac présentaient une forte hétérogénéité à mettre très certainement en relation avec l'intensité et la durée avec laquelle la montée des eaux les avait perturbé. On notera que les coefficients de variation les plus faibles sont observés pour les stations situées dans le secteur AMONT.

**Etant donné le plan d'échantillonnage retenu, la richesse en jeunes poissons ou le calcul d'un indice de diversité des jeunes poissons par secteur ne semble pas être suffisant pour suivre les effets de la fermeture du barrage de Petit-Saut**

### **Diagrammes rang-fréquence**

En 1993, les assemblages de jeunes poissons capturés à l'aval du barrage sont fortement dominés par la progéniture de petits characidés tels que *Moenkhausia collettii*, *Pristella maxillaris*, *Pseudopristella simulata* et *Hemigrammus ocellifer* (Figure 0.7). Les jeunes du Cichlidae ubiquiste *Krobia guianensis* (= *Aequidens guianensis* des rapports précédents) arrivent en 5<sup>ème</sup> position. Immédiatement après la fermeture du barrage en 1994, plus aucune de ces petites espèces de Characidae ne présente des jeunes en abondance. Les assemblages sont alors dominés par de jeunes Eleotridae (*Eleotris amblyopsis*) et Lebiasinidae (*Copella carsevennensis*) et des jeunes cichlidés tels que *Nannacara anomala*, *Crenicichla saxatilis* et toujours *Krobia guianensis*. En 1995 et 1996, les jeunes de *E. amblyopsis* sont encore très abondants mais ceux de petits Characidae tels que *Pristella maxillaris*, *Moenkhausia hemigrammoides* et *M. collettii* ou de plus grands comme *M. chrysargyrea* (= *M. comma* des rapports précédents) commencent à redevenir abondants.

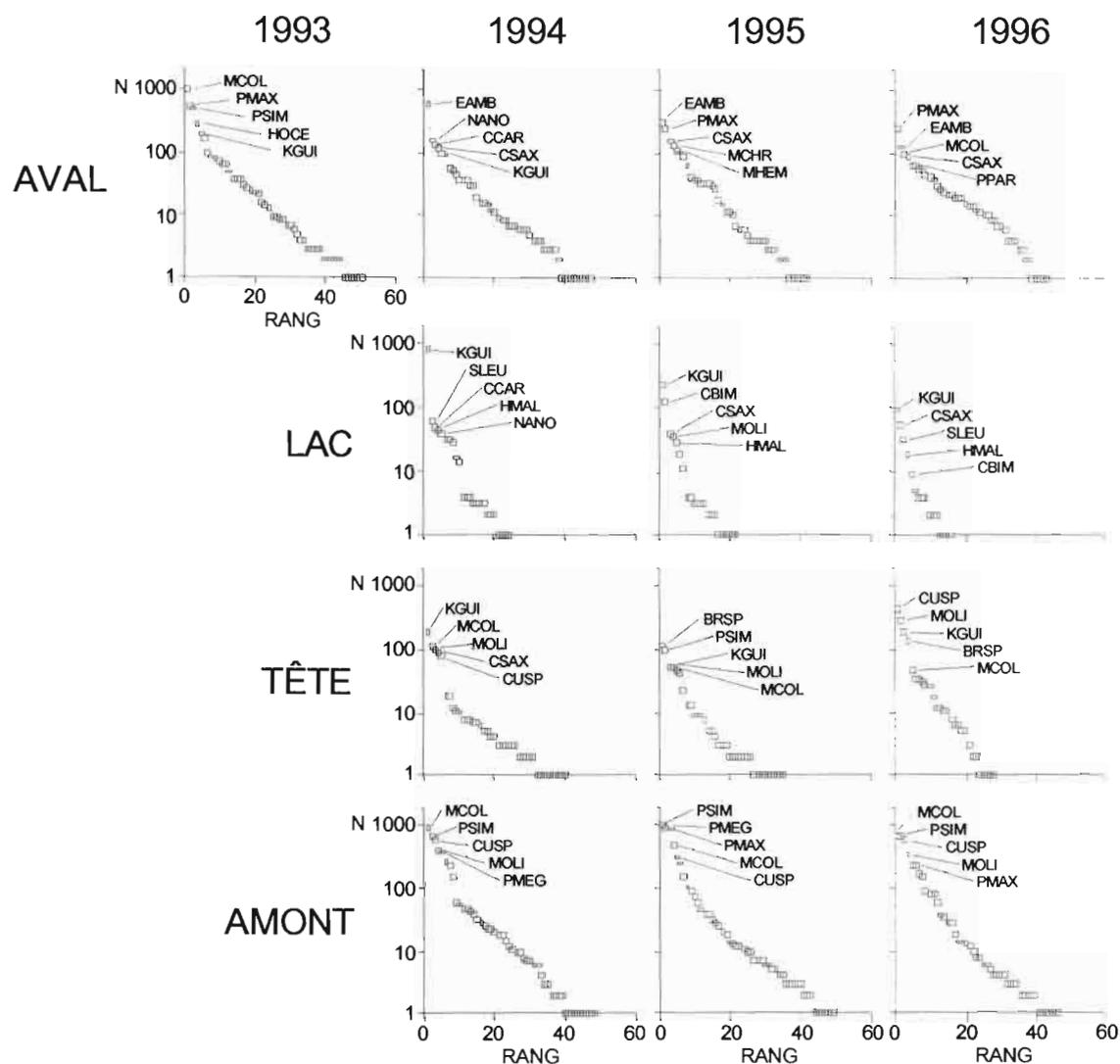
Pour chacune des années la zone littorale de la retenue héberge de nombreux jeunes de différentes espèces de Cichlidae comme: *Krobia guianensis*, *Satanoperca* sp. aff. *leucosticta*,

*Nannacara anomala* et *Cichlasoma bimaculatum*. Sont aussi présents en abondance des jeunes de *Copella carsevennensis*, *Hoplias malabaricus* et aussi *Moenkhausia oligolepis*. Suivant les années, les assemblages de jeunes poissons échantillonnés en tête de retenue sont dominés par des espèces très différentes mais les jeunes de *Moenkhausia oligolepis* et de *M. collettii* font toujours parti des cinq taxons les plus représentés. Dans le secteur AMONT, les variations de dominance entre années sont très faibles puisque l'on ne retrouve que six taxons parmi les cinq plus abondants en 1994, 1995 et 1996. Il s'agit de *Moenkhausia collettii*, *Pseudopristella simulata*, *Phenacogaster* aff. *megalostictus* (= *Phenacogaster* sp. des rapports précédents), *Pristella maxillaris*, *Moenkhausia oligolepis* et de jeunes Curimatidae indéterminés.

En fin de saison des pluies, les assemblages de jeunes poissons des affluents du Sinnamary sont naturellement dominés par la progéniture de petites espèces de Characidae. A l'aval, la fermeture du barrage a favorisé la dominance des assemblages par les jeunes d'autres groupes (Eleotridae, Lebiasinidae, Cichlidae). Les assemblages de jeunes poissons observés dans la zone littorale de la retenue sont fortement dominés par des Cichlidae et *Hoplias malabaricus*.

	1993					1994					1995					1996				
	N	Moy.	SD	SE	CV	N	Moy.	SD	SE	CV	N	Moy.	SD	SE	CV	N	Moy.	SD	SE	CV
<b>AVAL</b>	10					10					10					10				
S		60.9	9.9	3.1	22.8		57.8	13.9	4.4	33.8		52.8	9.3	2.9	24.6		50.2	11.1	3.5	30.9
H'		3.535	1.365	0.4	54.1		4.027	1.221	0.4	42.5		4.231	0.683	0.2	22.6		4.765	1.068	0.3	31.4
E		0.596	0.230	0.1	54.0		0.687	0.202	0.1	41.2		0.731	0.123	0.0	23.5		0.842	0.159	0.1	26.5
<b>LAC</b>						7					6					6				
S							32.6	12.9	4.9	62.2		30.3	6.8	2.8	37.5		21.0	5.5	2.2	43.5
H'							1.579	1.978	0.7	196.9		2.658	0.696	0.3	43.6		2.754	0.860	0.4	52.0
E							0.276	0.541	0.2	307.9		0.519	0.164	0.1	52.7		0.614	0.154	0.1	41.9
<b>TETE</b>						3					4					4				
S							18.7	9.0	5.2	112.7		48.5	8.7	4.3	35.7		55.8	20.8	10.4	74.8
H'							2.411	0.981	0.6	95.0		4.145	0.552	0.3	26.6		4.639	1.902	1.0	82.0
E							0.564	0.146	0.1	60.2		0.724	0.091	0.0	25.2		0.760	0.310	0.2	81.5
<b>AMONT</b>						10					10					10				
S							58.8	11.1	3.5	26.3		58.0	11.2	3.5	27.1		55.0	8.5	2.7	21.6
H'							3.738	0.441	0.1	16.5		3.550	0.604	0.2	23.8		3.763	0.532	0.2	19.8
E							0.626	0.063	0.0	14.1		0.607	0.106	0.0	24.6		0.650	0.085	0.0	18.3

**Tableau 0.13.** Nombre d'espèces (S), indice de diversité de Shannon (H') et équitabilité (E) calculés par la méthode jack-knife (Manly 1997) pour chacun des secteurs et chacune des années. Avec N: nombre de pêches, Moy.: valeur moyenne, SD: écart-type, SE: erreur standard et CV: coefficient de variation.

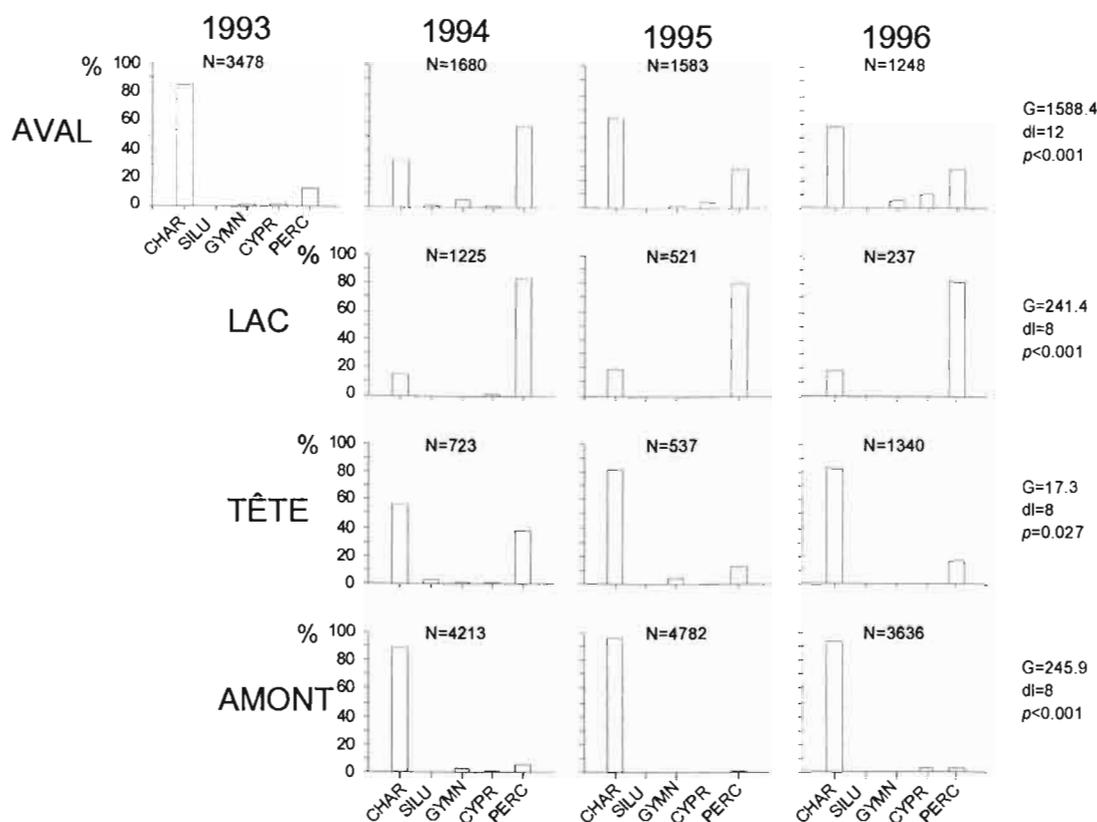


**Figure 0.7. Diagrammes rang-fréquence des taxons capturés dans les différents secteurs en 1993 (AVAL seulement), 1994, 1995 et 1996. Seuls les codes des cinq taxons les plus abondants sont indiqués pour plus de clarté. Voir Tableau 0.12 pour la signification des codes.**

### Composition relative des assemblages de jeunes poissons

Les abondances relatives des jeunes poissons regroupés par ordre varient très fortement entre les secteurs et d'une année à l'autre à l'intérieur d'un secteur (Figure 0.8). A l'amont, ainsi qu'à l'aval avant la fermeture du barrage et à la tête de la retenue en 1995 et 1996, les assemblages de jeunes poissons sont fortement dominés par de jeunes Characiformes. A l'aval, immédiatement après la fermeture du barrage et dans la retenue, ce sont les jeunes Perciformes qui sont les mieux représentés. En 1995 et 1996 à l'aval du barrage on observe de nouveau

une dominance des jeunes Characiformes mais moins importante qu'avant la perturbation introduite par le barrage.



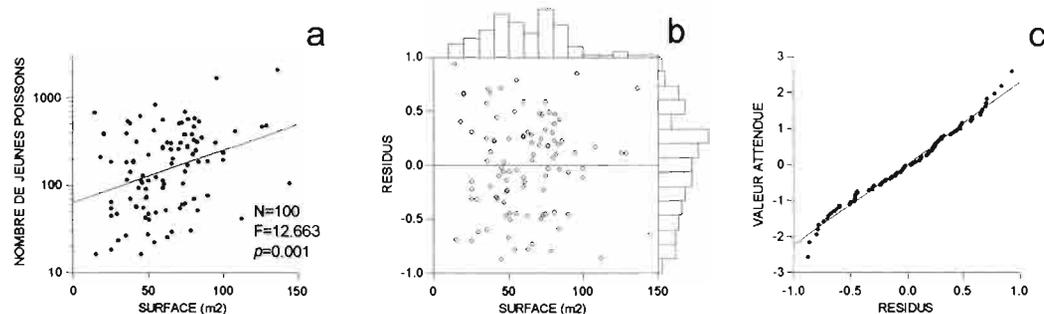
**Figure 0.8. Abondance relative des jeunes poissons regroupés par ordre pour chaque année et chaque secteur. Avec N: nombre total d'individus, G: valeur de la statistique G du test RxC (Sokal & Rohlf 1981), dl: nombre de degrés de liberté, p: probabilité associée à la valeur de G, CHAR: Characiformes, SILU: Siluriformes, GYMN: Gymnotiformes, CYPR: Cyprinodontiformes et PERC: Perciformes. Les jeunes poissons indéterminés et les jeunes Synbranchiformes ont été exclus.**

### Variations d'abondance de l'ensemble des jeunes poissons

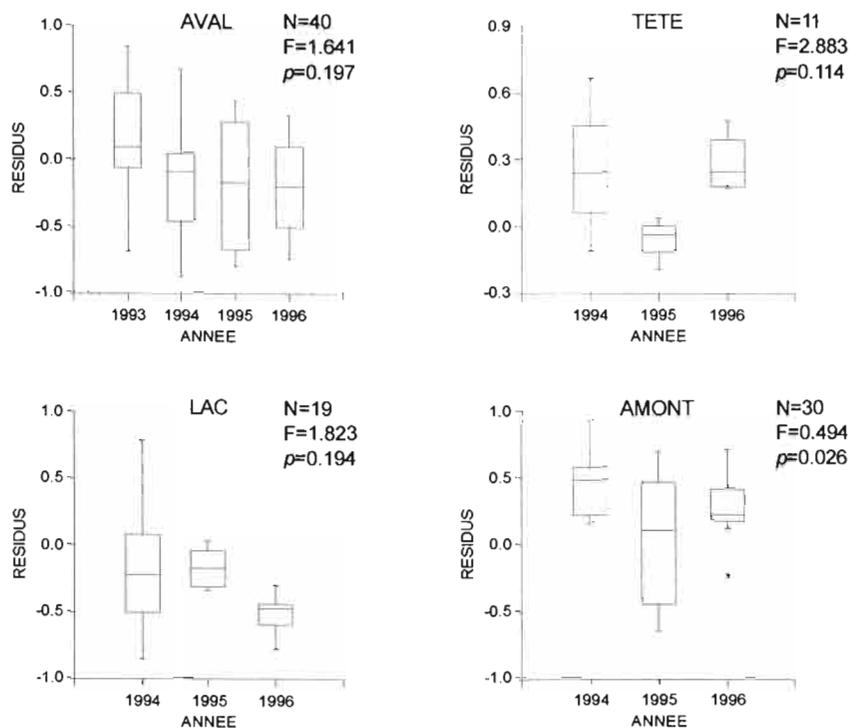
Il existe une relation linéaire significative entre la surface échantillonnée et le logarithme du nombre de jeunes poissons capturés (Figure 0.9a). L'utilisation des résidus de cette régression (Figure 0.9b) dont la distribution suit une loi normale (Figure 0.9c) permet donc d'étudier les variations de l'abondance des jeunes poissons en fonction des années pour chaque secteur en contrôlant l'effet de la surface.

Pour les secteurs AVAL, LAC et TÊTE, aucune différence significative dans l'abondance des jeunes (résidus de la régression en fonction de la surface échantillonnée) ne peut être détectée en fonction du temps (Figure 0.10). C'est paradoxalement pour les données obtenues dans le secteur AMONT qu'une différence est observée (Analyse de variance à un facteur, N=30, F=0.494, p=0.029). Les valeurs observées en 1995 dans ce secteur sont en effet

significativement plus faibles que celles observées en 1994 (Test post-hoc de Bonferonni,  $p=0.022$ ). Cette différence est très certainement à mettre en relation avec les vitesses significativement plus élevées enregistrées dans les stations échantillonnées en 1995 dans ce secteur (Tableau 0.11). En effet, l'abondance des jeunes (résidus de la régression en fonction de la surface échantillonnée) décroît de manière significative dans le secteur AMONT lorsque la vitesse du courant augmente (pente de la régression=-0.182,  $t=-2.289$ ,  $p=0.015$  test unilatéral).



**Figure 0.9. Relation entre le nombre de jeunes poissons capturés et la surface échantillonnée. a) régression avec N: nombre de pêches, F: valeur de la statistique F et  $p$ : probabilité associée; b) distribution des résidus de la régression en fonction de la surface; c) distribution des résidus en fonction des valeurs attendues pour une distribution normale.**



**Figure 0.10. Résidus de la relation entre le nombre d'individus et la surface échantillonnée (cf Figure 0.9) en fonction des années pour chaque secteur. Avec N: nombre de pêches, F= valeur de la statistique F et p: probabilité associée.**

En 1994 et 1996, des différences significatives dans l'abondance des jeunes (résidus de la régression en fonction de la surface échantillonnée) sont observées en fonction des secteurs (Figure 0.11). Pour chacune de ces années, on peut distinguer les secteurs AVAL et LAC qui présentent peu d'individus, des secteurs TÊTE et AMONT qui présentent significativement plus d'individus (Tests post-hoc de Bonferonni,  $p < 0.05$  pour chacun des cas possibles). En 1995, aucune différence significative dans l'abondance des jeunes (résidus de la régression en fonction de la surface échantillonnée) ne peut être mise en évidence du fait de certaines faibles valeurs enregistrées dans le secteur AMONT du fait des hautes vitesses rencontrées dans certaines zones.

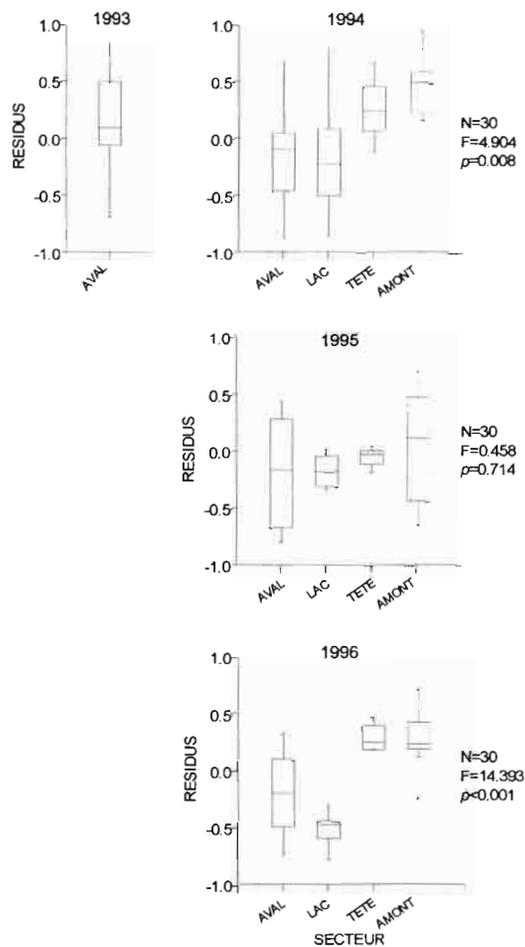


Figure 0.11. Résidus de la relation entre le nombre d'individus et la surface échantillonnée (cf Figure 0.9) en fonction des secteurs pour chaque année. Avec N: nombre de pêches, F= valeur de la statistique F et p: probabilité associée. Le graphe des données obtenues en 1993 dans le secteur AVAL est présentée dans un but de comparaison.

**D'une manière générale, le plan d'échantillonnage retenu ne permet pas de mettre en évidence des différences significatives dans l'abondance de l'ensemble des jeunes poissons (résidus de la régression en fonction de la surface échantillonnée) au cours du temps dans chacun des secteurs. Par contre, les secteurs AVAL et LAC présentent des valeurs significativement plus faibles de ce paramètre que les secteurs TÊTE et AMONT. Les résultats suggèrent aussi que ce paramètre est très sensible aux conditions de milieu et en particulier à la vitesse du courant dans la zone échantillonnée.**

### **Variation de la richesse spécifique de l'ensemble des jeunes poissons**

Il existe une relation linéaire significative entre la surface échantillonnée et le nombre d'espèces de jeunes poissons capturés (Figure 0.12a). L'utilisation des résidus de cette régression (Figure 0.12b) dont la distribution suit une loi normale (Figure 0.12c) permet donc d'étudier les variations de la richesse en jeunes poissons en fonction des années pour chaque secteur en contrôlant l'effet de la surface.

Pour les secteurs AVAL, TÊTE et AMONT, une différence significative dans le nombre d'espèces de jeunes poissons (résidus de la régression en fonction de la surface échantillonnée) est observée en fonction du temps (Figure 0.13). Dans le secteur AVAL, les valeurs observées en 1993 sont significativement différentes de celles observées en 1995 (Test post-hoc de Bonferonni,  $p=0.023$ ). Si, pour ce secteur, on exclue les données de 1993, il n'existe plus de différences significatives entre les nombres d'espèces de jeunes poissons (résidus de la régression en fonction de la surface échantillonnée) observés en 1994, 1995 et 1996 (analyse de variance à un facteur,  $N=30$ ,  $F=0.267$ ,  $p=0.768$ ). En tête de retenue, le nombre d'espèces de jeunes poissons diminue de façon linéaire en fonction du temps ( $N=11$ ,  $F=5.453$ ,  $p=0.032$ ) alors que dans le secteur AMONT les valeurs observées en 1994 sont significativement plus élevées que celles observées en 1995 et 1996 (Tests post-hoc de Bonferonni,  $p=0.004$  et  $p=0.017$ , respectivement). Les caractéristiques des habitats échantillonnés en 1994 ne sont pas particulièrement différentes de celles des zones échantillonnées en 95 et 96 (Tableau 0.11). L'explication la plus probable de cette plus grande richesse en jeunes poisson pourrait résider dans l'hydrologie du fleuve Sinnamary cette année là . De janvier à juin 94, les hauteurs d'eau enregistrées à Saut-Dalles ont en effet beaucoup moins varié qu'en 1995 et 1996 sur la même période (Figure 0.6 et Tableau 0.6). Les travaux en cours (Ponton & Vauchel, soumis; Mérigoux et al., en préparation) montrent en effet que le nombre d'espèces de jeunes poisson capturées dans les affluents du fleuve Sinnamary est d'autant plus élevé que les hauteurs d'eau sont élevées et stables dans les jours qui précèdent d'échantillonnage.

En 1995, aucune différence significative dans le nombre d'espèces de jeunes poissons (résidus de la régression en fonction de la surface échantillonnée) n'est observée en fonction des secteurs (Figure 0.14). En 1994, les secteurs AVAL et LAC présentent significativement moins d'espèces de jeunes poissons que les secteurs TÊTE et AMONT (Tests post-hoc de Bonferonni,  $p<0.001$  pour chacun des cas possibles). En 1996, seul le secteur LAC présente significativement moins d'espèces de jeunes poissons que le secteur AMONT (Test post-hoc de Bonferonni,  $p=0.010$ ).

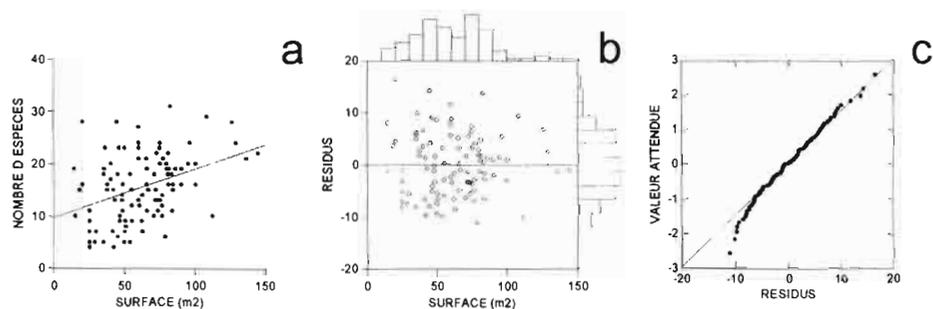


Figure 0.12. Relation entre le nombre d'espèces de jeunes poissons capturés et la surface échantillonnée. a) régression avec N: nombre de pêches, F: valeur de la statistique F et p: probabilité associée; b) distribution des résidus de la régression en fonction de la surface; c) distribution des résidus en fonction des valeurs attendues pour une distribution normale.

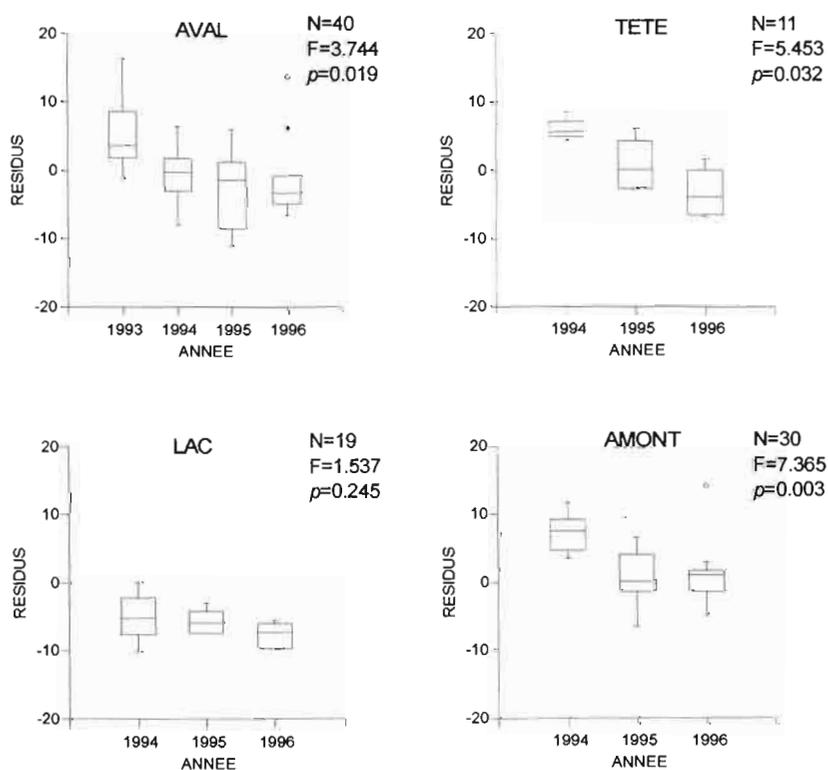
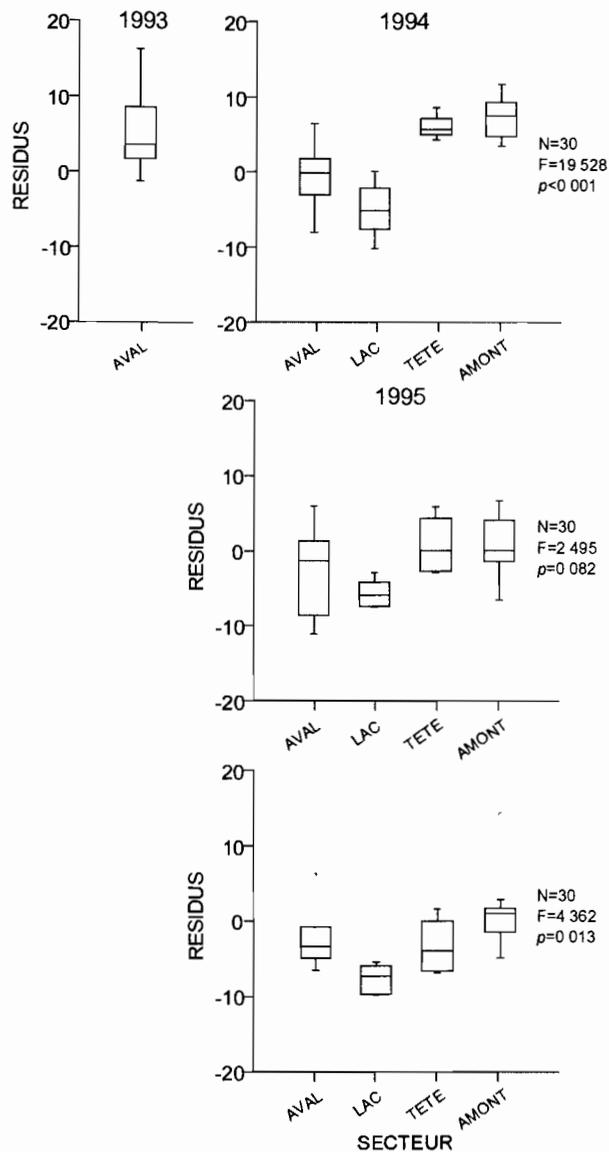


Figure 0.13. Résidus de la relation entre le nombre d'espèces et la surface échantillonnée (cf Figure 0.12) en fonction des années pour chaque secteur. Avec N: nombre de pêches, F= valeur de la statistique F et p: probabilité associée.



**Figure 0.14. Résidus de la relation entre le nombre d'espèces et la surface échantillonnée (cf Figure 0.12) en fonction des secteurs pour chaque année. Avec N: nombre de pêches, F= valeur de la statistique F et p: probabilité associée. Le graphe des données obtenues en 1993 dans le secteur AVAL est présenté dans un but de comparaison.**

**Le plan d'échantillonnage retenu permet de mettre en évidence des différences significatives du nombre d'espèces de jeunes poissons (résidus de la régression en fonction de la surface échantillonnée) au cours du temps dans les secteurs AVAL, TÊTE et AMONT. En 1994, les secteurs AVAL et LAC présentent des valeurs significativement plus faibles de ce paramètre que les secteurs TÊTE et AMONT. En 1996, seul le secteur LAC diffère du secteur AMONT. Les résultats suggèrent que ce paramètre est très sensible aux conditions de milieu et en particulier au régime hydrologique dans la période précédant l'échantillonnage.**

## Abondance et richesse spécifique des jeunes poissons regroupés par ordre

Il est apparu intéressant de refaire les analyses présentées ci-dessus dans les chapitres 0 et 0 en ne prenant d'une part que les jeunes appartenant à l'ordre des Characiformes et d'autre part en ne conservant que les jeunes non Characiformes (Tableau 0.14). Nos travaux montrent en effet que la position systématique des poissons du fleuve Sinnamary conditionne en partie la stratégie de reproduction des adultes (Ponton & Mérona, soumis, voir aussi ce présent rapport), la morphologie et l'alimentation des jeunes (Mérigoux & Ponton, soumis) et la sensibilité des tous premiers stades de vie aux modifications hydrologiques entraînées par la fermeture du barrage de Petit-Saut (Ponton & Vauchel, soumis; Mérigoux et al. en préparation).

		Characiformes			non Characiformes			
<b>ABONDANCE</b>	<b>Transformation</b>	log10			log10			
	<b>Effet de la surface</b>	<b>n</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	<b>n</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	
		100	14.756	<0.001	100	0.047	0.829	
	<b>Utilisation des résidus</b>	oui			non			
	<b>Effet Année</b>	<b>n</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	<b>n</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	
		AVAL	40	2.832	0.052	40	0.992	0.408
		LAC	19	4.538	0.027	19	0.513	0.608
		TÊTE	11	2.735	0.124	11	0.940	0.430
		AMONT	30	6.288	0.006	30	2.215	0.129
	<b>Effet Secteur</b>	<b>n</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	<b>n</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	
		1994	30	14.670	<0.001	30	0.790	0.510
		1995	30	2.312	0.099	30	2.996	0.049
1996		30	25.667	<0.001	30	1.215	0.324	
<b>RICHESSSE</b>	<b>Transformation</b>	aucune			aucune			
	<b>Effet de la surface</b>	<b>n</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	<b>n</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	
		100	14.426	<0.001	100	7.573	0.007	
	<b>Utilisation des résidus</b>	oui			oui			
	<b>Effet Année</b>	<b>n</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	<b>n</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	
		AVAL	40	5.335	0.004	40	2.517	0.074
		LAC	19	2.194	0.144	19	0.464	0.637
		TÊTE	11	3.534	0.079	11	3.164	0.097
		AMONT	30	2.879	0.074	30	9.975	0.001
	<b>Effet Secteur</b>	<b>n</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	<b>n</b>	<b>F</b>	<b>p</b>	
		1994	30	17.194	<0.001	30	5.392	0.005
		1995	30	3.842	0.021	30	0.263	0.851
1996		30	7.592	0.001	30	5.491	0.005	

Tableau 0.14. Effets de la surface (régression linéaire), de l'année et du secteur (Analyse de variance ou ANOVA) sur l'abondance et richesse spécifique des jeunes poissons Characiformes et non Characiformes. Avec Transformation: type de transformation utilisée pour normaliser les données, Utilisation des résidus: indique si ce sont les résidus de la régression sur la surface échantillonnée qui ont été utilisés pour les ANOVA, n: nombre d'observations, F: valeur de la statistique F et p: probabilité associée.

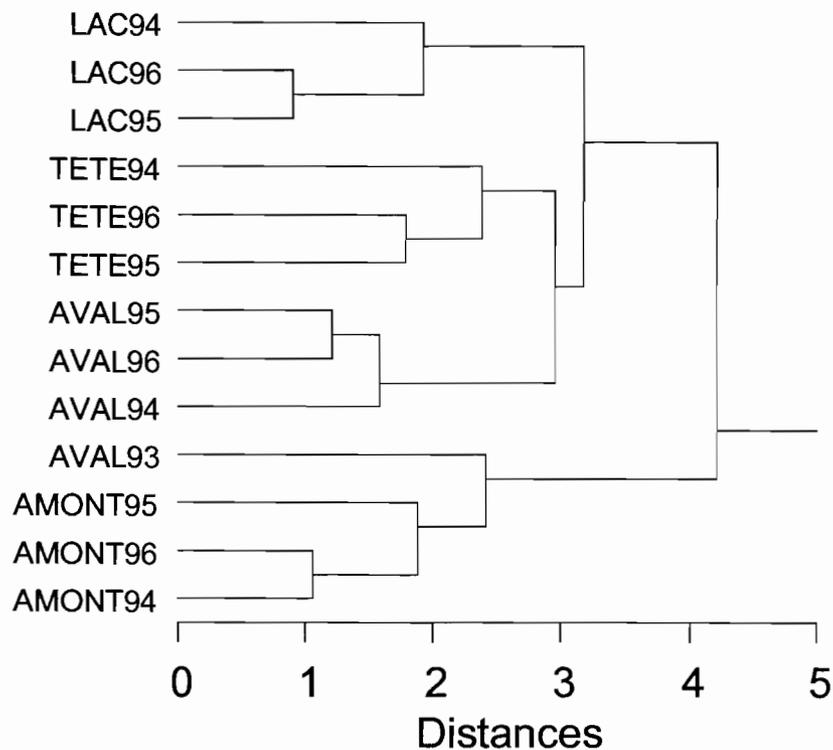
A partir de ces analyses on remarque que:

- l'abondance des jeunes poissons autres que Characiformes n'augmente pas significativement avec la surface échantillonnée
- les abondances des jeunes poissons autres que Characiformes ne diffèrent pas significativement suivant les années dans chacun des secteurs
- les abondances des jeunes Characiformes diffèrent très fortement d'un secteur à l'autre en 1994 et 1996 mais pas en 1995.
- Par contre pour cette même année 1995 les abondances des jeunes poissons autres que Characiformes diffèrent de manière faiblement significative.
- le nombre d'espèces de jeunes poissons augmentent significativement avec la taille de la pêche qu'ils soient Characiformes ou autres que Characiformes
- les richesses ne diffèrent significativement entre années que pour le secteur AVAL pour les jeunes Characiformes
- les richesses ne diffèrent significativement entre années qu'en amont pour les jeunes autres que Characiformes
- les richesses de jeunes Characiformes diffèrent significativement entre secteurs pour chacune des années
- les richesses de jeunes autres que Characiformes ne diffèrent significativement entre secteurs qu'en 1994 et 1996.

**Ces résultats suggèrent donc une plus grande sensibilité du nombre d'individus et du nombre d'espèces de jeunes Characiformes aux conditions de milieu. Les travaux en cours de S. Méricoux qui visent à relier la richesse en jeunes poissons dans les affluents du Sinnamary à l'hydrologie et aux conditions locales de milieux devraient permettre à l'avenir de mieux comprendre les mécanismes sous-jacents à certaines des résultats observés dans ces analyses.**

### **Comparaisons des assemblages de jeunes poissons suivant les secteurs et les années**

Une analyse en groupement par lien complet (Legendre & Legendre 1984) des différents secteurs du fleuve pour chacune des années basée sur les distances du  $\chi^2$  calculées à partir des densités de jeunes poissons observées en fin de saison des pluies montre très clairement une ségrégation des assemblages en fonction des secteurs. On remarquera aussi que les assemblages observés dans le secteur AVAL avant la fermeture du barrage se rapprochent de ceux observés de 1994 à 1996 dans le secteur AMONT. On peut donc penser que les assemblages de jeunes poissons des affluents du fleuve Sinnamary montraient une certaine homogénéité dans leur structure avant la fermeture du barrage.



**Figure 0.15. Analyse en groupement par lien complet (Legendre & Legendre 1984) des différents secteurs du fleuve Sinnamary pour chacune des années basée sur les distances du  $\chi^2$  calculées à partir des densités de jeunes poissons observées en fin de saison des pluies.**

### **CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES**

Les travaux sur les jeunes poissons n'ayant débutés qu'à la fin de l'année 1992, nous disposons de peu d'information sur le fonctionnement naturel de toute la zone à l'aval de Takari Tanté. A partir des données obtenues durant la saison des pluies 1992-1993 dans la crique Vénus (cf. Lauzanne et al. 1995, chapitre 3. Juvéniles), en en fin de saison des pluies dans le secteur AVAL (ce présent rapport), des données des empoisonnements effectués par L. Lauzanne et L. Tito de Morais entre 1990 et 1991 dans la crique Vénus (données présentées dans Lauzanne et al. 1993 modifiées pour ne considérer que les jeunes poissons), des données obtenues dans le secteur AMONT (ce présent rapport), de nos premiers résultats sur les relations entre jeunes poissons, leur habitat et l'hydrologie (Ponton & Vauchel, soumis; Méricoux et al. en préparation), on peut établir que schématiquement dans les zones non perturbées:

- les jeunes Characiformes dominent les assemblages de jeunes poissons dans les affluents du Sinnamary en fin de saison des pluies
- l'abondance et la richesse de ces jeunes Characiformes augmentent avec la surface échantillonnée

- l'abondance et la richesse de ces jeunes Characiformes sont très liées aux conditions hydrologiques ayant prévalu avant l'échantillonnage
- l'abondance et la richesse de ces jeunes Characiformes sont aussi très liées aux conditions locale de milieu (type de substrat par exemple)

Les résultats présentés dans ce rapport montrent que par rapport à ce schéma correspondant à un fonctionnement naturel, la fermeture du barrage a entraîné:

- une profonde modification du régime hydrologique dans le secteur AVAL lors des deux années de remplissage de la retenue
- un régime hydrologique qui reste encore très éloigné du patron normal de variations lors de la première année d'exploitation notamment en ce qui concerne les variations de niveaux d'un jour à l'autre
- une dominance des assemblages de jeunes poissons du secteur AVAL par des Perciformes au lieu des Characiformes
- une forte dominance des jeunes Cichlidae et de jeunes d'espèce prédatrices dans les zones littorales du corps de la retenue
- des assemblages de jeunes poissons en tête de retenue qui diffèrent de ceux du corps de la retenue mais qui sont aussi différents de ceux des zones non perturbées

Il reste encore un gros effort de traitement des données pour comprendre précisément comment les variables locales (le type d'habitat par ex.) ou hydrologiques structurent l'abondance et la diversité des jeunes poissons dans le fleuve Sinnamary. Ce travail d'exploitation des données recueillies entre 1993 et 1996 sera effectué en collaboration avec S. Méricoux, G.H. Copp, Ph. Vauchel et J.P. Mobèche dans les années qui viennent. Cette meilleure connaissance de certains des mécanismes qui participent au maintien de la diversité des poissons dans le fleuve Sinnamary devrait permettre d'établir les modes de gestion de la ressource en eau qui mettent le moins en danger cette diversité.

Remerciements: Je tiens à remercier Amésina Amési, Nicolas Brehm, Jean-Claude Bron, Gordon H. Copp, Loïc Coste, Georges Elfort, Jean Grimaud, Arnault Mallet, Sylvie Méricoux, Stéphane Papet, Jean Raffray, Marie Suaudeau, Michel Tarcy qui ont à un moment ou à un autre participé au travail de terrain.

## **REFERENCES CITEES**

- Bettoli, P. W. & M. J. Maccina. 1996. Sampling with toxicants., *In*: B. R. Murphy & D. W. Willis (eds.) Fisheries Techniques, American Fisheries Society, Bethesda, pp. 303-333.
- Géry, J. 1977. Characoids of the world. T.F.H. Publications, Neptune City. 672pp.
- Gilderhus, P. A. 1972. Exposure times necessary for Antimycin and rotenone to eliminate certain freshwater fish. *J. Fish. Res. Board Can.* 29: 199-202.
- Gilderhus, P. A. 1982. Effects of an aquatic plant and suspended clay on the activity of fish toxicants. *N. Am. J. Fish. Manag.* 2: 301-306.

- Lauzanne L., L. Tito de Morais, A. Tito de Morais, D. Ponton, and J.C. Bron 1993. Structure et biologie des peuplements ichtyques du fleuve Sinnamary en Guyane Française. 1-206.
- Lauzanne L., L. Tito de Morais, D. Ponton, B.d. Mérona, J.C. Bron, J. Raffray, M. Tarcy, A. Mallet, N. Brehm, and A. Besançon 1995. Structure et biologie des peuplements ichtyques du fleuve Sinnamary en Guyane Française. 1-142.
- Le Bail, P.Y., P. Planquette & J. Géry. 1983. Clé de détermination des poissons continentaux et côtiers de Guyane. Bull. Liaison Groupe Rech. Guyane N° 6 & 8. INRA, 97310 Kourou, French Guiana.
- Le Bail, P.Y., P. Planquette & J. Géry. 1984. Clé de détermination des poissons continentaux et côtiers de Guyane. Bull. Liaison Groupe Rech. Guyane N° 9. INRA, 97310 Kourou, French Guiana, France.
- Legendre L. and P. Legendre 1984. Ecologie numérique. Tome 2: la structure des données écologiques. 2d: 1-335.
- Manly B.F.J. 1997. Randomization, bootstrap and Monte-Carlo methods in biology. 2d ed. 399p.
- Mérigoux S. & D. Ponton. Body shape and diet of young fishes in the neotropical Sinnamary River, French Guiana, South America. Soumis à: J. Fish Biol., juin 1997.
- Planquette P., P. Keith, and P.-Y. Le Bail 1996. Atlas des poissons d'eau douce de Guyane (Tomel). 1: 1-429.
- Ponton, D. 1994. Sampling neotropical young and small fishes in their microhabitats: an improvement of the quatrefoil light-trap. Arch. Hydrobiol. 131: 495-502.
- Ponton D. & G. H. Copp, 1997. Early dry-season assemblage structure and habitat use of young fish in tributaries of the River Sinnamary (French Guiana, South America) before and after hydrodam operations. Env. Biol. Fish. (sous presse).
- Ponton D. & B. de Mérona. Fish life-history tactics in a neotropical river with a highly stochastic hydrological regime: the Sinnamary river, French Guiana, South America. Soumis à: Pol. Arch. Hydrobiol., mai 1997.
- Ponton D. & Ph. Vauchel. Immediate downstream effects of the Petit-Saut dam on young neotropical fish in a large tributary of the Sinnamary River (French Guiana, South America). Soumis à: Regulated Rivers: Research & Management, juin 1997.
- Rojas-Beltran, R. 1984. Clé de détermination des poissons continentaux et côtiers de Guyane. Bull. Liaison Groupe Rech. Guyane N° 7. INRA, 97310 Kourou, French Guiana, France.
- Sokal R.R. and F.J. Rohlf 1981. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. 2d ed. 859p.
- Wilkinson L., G. Blank, and C. Gruber 1996. Desktop data analysis with Systat. 798p.

# STRATEGIES DE REPRODUCTION DE QUELQUES ESPECES DE POISSONS DU FLEUVE SINNAMARY.

Dominique Ponton et Bernard de Mérona

## INTRODUCTION

Il y a plus de 20000 espèces de poissons décrites dans le monde (Nelson, 1984) qui présentent une grande diversité du point de vue de leur morphologie, de leur biologie (Bone et al., 1995), de leur écologie (Wootton, 1990), et de leurs stratégies de reproduction (Breder & Rosen, 1966). Ce sont les espèces des milieux tropicaux qui présentent la plus grande diversité de traits liés à la reproduction (Lowe-McConnell, 1987). Une classification des stratégies de reproduction a été récemment proposée par Winemiller (1989). Cette classification est basée sur l'âge à la première maturité, la fécondité et la survie des juvéniles de différentes espèces de poissons trouvées dans les Llanos vénézuéliens. Winnemiller & Rose (1992) ont ensuite proposé que ces groupes servent de cadre pour étudier les relations entre l'habitat et les stratégies de vie des poissons. En effet, l'habitat est généralement considéré comme un "moule" dans lequel les différentes stratégies de vie évoluent sous l'effet de différentes forces de sélection (Southwood, 1988).

Ces bases théoriques sont particulièrement importantes lorsque l'on étudie des communautés de poissons dont les habitats subissent de fortes modifications suite à la construction d'un barrage. Les conséquences à long terme d'un barrage sur les poissons d'un cours d'eau donné sont difficiles à prédire à partir d'autres études du fait des différentes caractéristiques des milieux. Ceci est particulièrement vrai en milieu tropical où la composition des communautés de poissons varie de façon importante d'un bassin versant à l'autre. Dans ces milieux, les études des stratégies de vie devraient nous fournir le cadre théorique utile pour comprendre pourquoi certaines espèces se maintiennent dans le milieu et pourquoi d'autres disparaissent. Bien que la diversité des comportements de reproduction des poissons ait été régulièrement mis en évidence (Lowe McConnell, 1987, Val & Almeida-Val, 1995), il existe très peu de données précises dans la littérature scientifique (Vazzoler, 1992). Ceci est particulièrement vrai pour les espèces de poissons de Guyane pour lesquels il existe très peu de données (Ponton & Tito de Morais, 1994).

L'autre aspect de ce travail est que 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. Il s'est donc avéré nécessaire dès le début de nos travaux d'obtenir des informations concernant en particulier le nombre et la taille des oeufs produits par les espèces capturées dans le fleuve Sinnamary.

Les buts du travail présenté ici étaient donc:

- de collecter des données sur les stratégies de reproduction des espèces de poissons les plus abondantes dans le fleuve Sinnamary
- d'étudier les co-variations de ces variables et de détecter l'effet que la position systématique peut avoir sur elles

- de comparer quelques traits des espèces du fleuve Sinnamary avec ceux d'espèces des Llanos vénézuéliens.

**Une première synthèse présentant des données sur la taille à la première maturité et la période de reproduction avait été présentée dans le rapport final de la convention N° 7530. Les données présentées ici constituent la synthèse finale qui concerne plus d'individus et plus d'espèces. Le nombre d'individus traités étant plus important, les analyses ont été effectuées différemment. Les résultats présentés ici remplacent donc ceux présentés dans le rapport final de la convention précédente.**

## **MATERIEL ET METHODES**

### **Conventions et définitions**

Elles restent les mêmes que celles utilisées dans le rapport final de la convention N° 7530.

La fécondité: elle est parfois 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, la définit comme le nombre d'ovocytes dont les tailles correspondent au groupe modal le plus avancé. C'est cette dernière qui sera retenue 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). Comme il n'a pas été possible d'obtenir systématiquement le poids de tous les individus dont les gonades ont été analysées aucune valeur de ce paramètre ne sera présentée ici.

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, il s'est avéré très difficile de déterminer la longueur à partir de laquelle 50% des femelles présentent des ovocytes de grande taille pour toutes les espèces. Nous avons donc utilisé la taille minimale à la première maturité, c'est-à-dire la taille de la plus petite femelle capturée avec des ovocytes matures dans toutes les pêches effectuées entre 1990 et 1996 par les hydrobiologistes de l'ORSTOM dans le Sinnamary.

### **Sites d'études et techniques de capture**

Les échantillons de poissons de grandes tailles proviennent des différents 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 à 1996), et de la retenue (1994 à 1996). Les poissons ont été obtenus à l'aide de la batterie habituelle de filets maillants (Lauzanne et al., 1993). Tous les filets étaient posés le soir, avant le coucher du soleil, vers 17 h et relevés le matin entre 7 et 10 h. Les poissons de longueur standard

inférieure à 10 cm proviennent des campagnes d'échantillonnage normalement prévues pour capturer de jeunes poissons. Dans ce cadre, plusieurs types de pièges ont été utilisés de 1992 à 1994: trappes lumineuses (Ponton, 1994) et nasses de maille 1 mm principalement. Des empoisonnements à la roténone ont été effectués régulièrement entre 1993 et 1996 entre la pointe Combi et Saut Deux-Roros.

Tous les spécimens ont été triés et identifiés à l'aide de clés pour les adultes (Géry, 1977 ; Le Bail et al. 1983,1984 ; Rojas-Beltran, 1984 ; Lauzanne, non publié ; Planquette et al., 1996). La longueur standard (SL) des individus a été mesurée au mm. Les espèces ont été classées en ordre et famille selon la classification proposée par Nelson (1984).

### Prélèvement et analyse des gonades

Les individus des grandes espèces capturées à l'aide de filets maillants ont été sous-échantillonnés puis disséqués sur le terrain pour examen de la maturation de leurs gonades. Une échelle à cinq stades basée sur l'apparence externe a été utilisée pour évaluer la maturation : 1) immature, 2) début de maturation, 3) maturité intermédiaire, 4) maturité avancée, 5) ponte. Les caractères utilisés pour classer les gonades étaient: la taille, la forme, le volume, le degré de vascularisation et l'opacité, la taille et l'apparence des ovocytes dans l'ovaire. Les ovaires de stade 4 ont été extraits et placés dans du liquide de Gilson. Après une période minimale de deux mois, les ovocytes ont été transférés dans l'eau et séparés du tissu conjonctif restant. Les diamètres d'au moins 100 ovocytes ont été mesurés à l'aide d'une loupe binoculaire munie d'un micromètre oculaire. Le nombre total d'ovocytes par femelle a été obtenu soit en comptant le nombre d'ovocytes de deux sous-échantillons d'un minimum de 100 chacun obtenu par une méthode gravimétrique, soit en comptant le nombre total lorsque celui-ci était inférieur à 300.

Les spécimens des petites espèces ont été préservés dans de l'alcool 90% sur le terrain puis transférés dans de l'alcool 75% au laboratoire où ils ont été disséqués. Les gonades de femelles choisies au hasard ont été transférées dans le liquide de Gilson. Après une période minimale d'un mois, les diamètres d'au moins 30 ovocytes par femelle ont été mesurés sous loupe binoculaire équipée d'un micromètre oculaire. Les femelles présentant les ovocytes les plus gros, c'est-à-dire correspondant au stade 4 de l'échelle de maturité utilisée pour les grandes espèces, ont été retenues pour les analyses subséquentes. Pour chaque femelle mature, le nombre total d'ovocytes a été obtenu soit en comptant deux sous-échantillons correspondant à deux volumes de 1/10 d'une suspension dans l'eau, soit en les comptant tous lorsque leur nombre était inférieur à 300.

## Traits biologiques

Sept variables ont été retenues pour chaque espèce de poisson : la longueur maximale, la longueur minimale des femelles à la première maturation, la longueur relative des femelles à la première maturation, la durée de la saison de reproduction, le pourcentage d'ovocytes matures dans la gonade, le diamètre moyen des ovocytes matures dans la gonade, et le nombre moyen d'ovocytes potentiellement émis durant une ponte. La longueur standard maximale (MSL en mm) et la taille minimale à la première maturation (SL1M en mm) ont été déterminées en mesurant respectivement, le plus grand individu et la plus petite femelle mature capturés dans le Sinnamary au cours de l'échantillonnage entre 1990 et 1996. La taille relative de première maturité (RSL1M) a été calculée en effectuant le rapport entre SL1M et MSL. La durée de la saison de reproduction (LRP en mois) a été estimée à partir de l'occurrence des femelles de stade 5 et/ou des très jeunes stades de leur progéniture dans des périodes de deux mois commençant au début de la saison des pluies (novembre). L'abondance relative d'ovocytes matures (%MO en pourcentage) a été calculée à partir du rapport entre le nombre d'ovocytes du mode le plus élevé et le nombre total d'ovocytes. %MO est considéré comme une estimation grossière du nombre de pontes par an en faisant l'hypothèse que plus %MO est élevé, et moins il y aurait de pontes par an. La moyenne des diamètres des ovocytes du mode le plus élevé a été calculée (MDO en mm). Enfin, une estimation du nombre d'ovocytes potentiellement pondus lors de chaque ponte a été calculé en multipliant le nombre total d'ovocytes dans chacune des femelles de stade 4 par %MO. Nous utiliserons dans la suite de ce travail cette valeur moyenne appelée fécondité moyenne (MF, cf. 0). Nous adoptons ainsi la proposition de Bagenal (1978) : « in tropical species where batches follow each other continuously... the fecundity must only include one batch ».

## Analyses des données

Les données ont été tout d'abord normalisées en utilisant les transformations racine carrée (MSL et SL1M), arc sinus (%MO) et log (MDO et MF). Les effets de la taille ont été étudiés par des régressions des données normalisées de SL1M, RSL1M, LPR, %MO, MDO et MF sur log(MSL). Le coefficient de corrélation de Pearson a ensuite été calculé entre les données normalisées de SL1M, RSL1M, LPR, %MO, MDO, et MF d'une part, et entre ces mêmes données corrigées par la longueur standard (résidus des régressions avec racine carrée de MSL) d'autre part. Une analyse en composantes principales a été réalisée sur le tableau espèces x variables démographiques. Afin d'obtenir une structure simple, c'est-à-dire d'identifier des composantes partageant la même variance expliquée, les axes ont été transformés par la procédure Varimax (Legendre et Legendre, 1984). Cette méthode distribue les poids des variables sur les composantes primaires sur des composantes différentes et permet ainsi une identification plus claire des composantes (Wilkinson et al., 1996). Une analyse de classification hiérarchique par la méthode des liens moyens et utilisant des distances Euclidiennes a été ensuite pratiquée sur les valeurs normalisées de MSL, RSL1M, LPR, %MO, MDO, et MF obtenues pour les 87 espèces.

La durée de la période de reproduction, le diamètre moyen des ovocytes et la fécondité moyenne ont été comparés aux valeurs obtenues par Winemiller (1989) dans les Llanos vénézuéliens. Les comparaisons ont été effectuées seulement pour les Characiformes et les

Siluriformes (sous ordre Gymnotoidei utilisé par Winemiller exclu). Ces deux ordres représentent en effet la plus grande partie des espèces dans les deux études. Toutes les analyses ont été réalisées avec le logiciel Systat ® 6.01 pour Windows (Wilkinson et al. 1996).

## **RESULTATS**

### **Données disponibles**

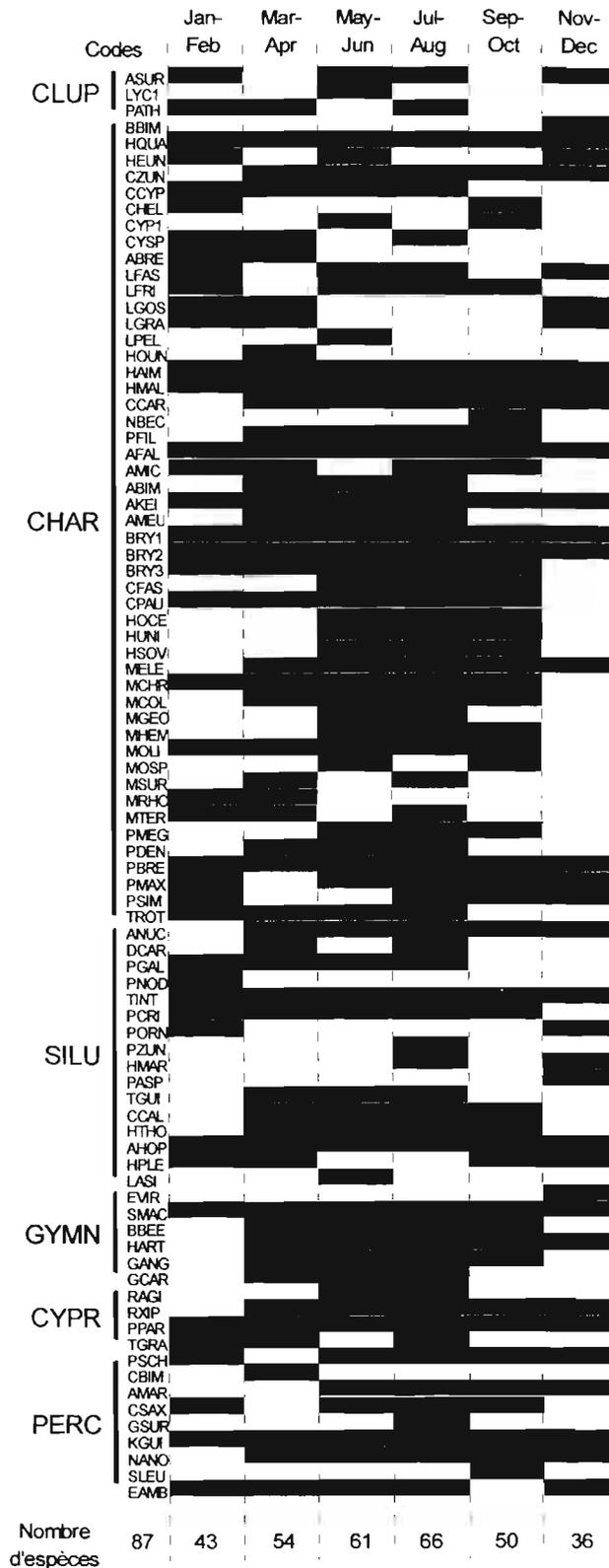
Nous avons obtenu des valeurs de MSL, SL1M, RSL1M, LPR, %MO, MDL, et MF pour 87 espèces de poissons du Sinnamary (Tableau 0.1). Ces taxons appartiennent à 6 ordres et 22 familles parmi lesquels les Characiformes sont les mieux représentés avec 49 espèces (56,3% du total). Parmi ceux-ci, les Characidae sont les plus abondants avec un total de 29 espèces (33,3% du total). Pour 26 espèces (29,9% des cas), les données ont été acquises en analysant plus de 10 individus. A l'inverse, pour 21 espèces (24,1% des cas), les valeurs de MDO et de MF ont été obtenues par l'observation d'un seul spécimen.

### **Durée de la saison de reproduction**

La plupart des espèces présentent une longue saison de reproduction (Figure 0.1). Des femelles au stade 5 et/ou leur progéniture à des stades précoces ont été observés tout au long de l'année pour 13 espèces, la majorité (61,5%) appartenant à l'ordre des Characiformes. Le plus grand nombre d'espèces en reproduction a été enregistré entre mai et août, c'est-à-dire durant la dernière partie de la saison des pluies, lorsque le niveau de l'eau est généralement maximum dans le fleuve Sinnamary.

### **Effet de la taille sur les traits biologiques**

Les données normalisées de SL1M, MDO, et MF présentent une corrélation positive significative avec MSL normalisée (Figure 0.2). Seule RSL1M décroît de manière significative avec MSL. Des corrélations positives significatives sont observées entre MDO et SL1M, MF et SL1M, MF et %MO alors que les relations sont négatives entre MDO et %MO, MF et RSL1M et MF et MDO (Tableau 0.2). Lorsque l'on utilise les résidus des régressions avec la taille maximale, LRP devient faiblement négativement corrélé à SL1M et RSL1M.



**Figure 0.1. Périodes de reproduction de 87 espèces de poissons du fleuve Sinnamary. Les barres noires horizontales indiquent la présence de femelles au stade 5 de maturité et/ou la présence de jeunes stades. Voir Tableau 0.1 pour les codes.**

Ordre	Famille	Espèce	Auteur	Code	Ntot	Nfem	SLfem min-max (mm)	MSL (mm)	SL1M (mm)	RL1M	LRP (mois)	%MO	Noo	MDMO (mm)	Nfec	MF
<b>Clupeiformes</b>																
<b>Engraulididae</b>																
		<i>Anchovia surinamensis</i>	(Bleeker 1866)	ASUR	329	31	76-104	178	76	0.43	8	100	27	0.2	36	25644
		<i>Lycengraulis batesii</i>	(Günther 1868)	LYC1	14	3	222-222	264	222	0.84	2	100	1	0.2	1	90176
		<i>Pterengraulis atherinoides</i>	(Linnaeus 1766)	PATH	400	83	171-245	245	147	0.60	6	99	24	0.4	33	96066
<b>Characiformes</b>																
<b>Hemiodontidae</b>																
		<i>Bivibranchia bimaculata</i>	Vari 1985	BBIM	110	4	106-106	161	106	0.66	2	92	1	0.6	1	36
		<i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i>	(Pellegrin 1908)	HQUA	1776	220	126-166	200	92	0.46	12	67	17	0.8	21	8748
		<i>Hemiodus unimaculatus</i>	(Bloch 1794)	HEUN	244	11	190-237	240	200	0.83	6	92	7	0.7	7	54736
<b>Curimatidae</b>																
		<i>Chilodus zunevei</i>	Puyo 1945	CZUN	173	12	76-92	96	75	0.78	10	75	3	1.3	12	1560
		<i>Curimata cyprinoides</i>	(Linnaeus 1766)	CCYP	1709	74	110-258	249	102	0.41	8	84	28	0.6	41	43325
		<i>Cyphocharax helleri</i>	Steindachner 1910	CHEL	422	43	100-117	117	81	0.69	4	87	8	0.6	9	41768
		<i>Cyphocharax spl</i>		CYP1	773	54	81-134	134	81	0.60	4	97	12	0.5	14	24540
		<i>Cyphocharax spilurus</i>	Günther 1864	CYSP	2896	103	89-133	152	76	0.50	6	89	33	0.5	36	22084
<b>Anostomidae</b>																
		<i>Anostomus brevior</i>	Géry 1960	ABRE	254	23	76-105	123	71	0.58	4	44	4	0.9	4	307
		<i>Leporinus fasciatus</i>	(Bloch 1794)	LFAS	107	8	134-382	360	149	0.41	8	94	4	0.9	7	78557
		<i>Leporinus friderici</i>	(Bloch 1794)	LFRI	1862	63	296-396	405	160	0.40	8	77	11	0.9	18	159627
		<i>Leporinus gossei</i>	Géry, Planquette & LeBail 1991	LGOS	292	28	166-230	253	151	0.60	6	89	6	1.2	6	37822
		<i>Leporinus granti</i>	Eigenmann 1912	LGRA	598	60	132-198	245	132	0.54	6	87	12	1.5	15	11862
		<i>Leporinus pellegrini</i>	Steindachner 1910	LPEL	24	2	164-164	169	164	0.97	2	64	1	0.9	1	13275
<b>Erythrinidae</b>																
		<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	(Spix 1829)	HOUN	51	7	212-240	250	212	0.85	2	88	3	1.2	3	43748
		<i>Hoplias aimara</i>	(Valenciennes 1840)	HAIM	643	14	470-740	830	460	0.55	12	91	5	2.1	9	72868
		<i>Hoplias malabaricus</i>	(Bloch 1794)	HMAL	729	13	205-334	322	160	0.50	12	63	9	1.3	11	5813
<b>Lebiasinidae</b>																
		<i>Copella carsevennensis</i>	(Regan 1912)	CCAR	893	5	26-39	53	26	0.49	10	91	5	0.6	7	335
		<i>Nannostomus beckfordi</i>	Günther, 1872	NBEC	975	1	26-26	35	26	0.74	2	30	1	0.5	1	425
		<i>Pyrhulina filamentosa</i>	Val. in Cuv. 1846	PFIL	1446	12	50-76	95	55	0.58	8	78	9	0.7	10	2207

**Tableau 0.1 Données de stratégies de vie des 87 espèces de poissons du fleuve Sinnamary. Avec Ntot: nombre total de poissons analysés, Nfem: nombre de femelles analysées, SLfem: gamme de taille (longueur standard) des femelles, MSL: taille maxi observée parmi tous les individus, SL1M: longueur standard minimale à la première maturité, RL1M: longueur relative à la première maturité ou SL1M/MSL, LRP: longueur de la période de reproduction en mois, %MO: pourcentage d'ovocytes mûrs dans les gonades des femelles stade 4, Noo: nombre total d'ovocytes mesurés, MDO: diamètre moyen des ovocytes, Nfec: nombre de femelles analysées pour le estimations de fécondité, MF: fécondité moyenne ou nombre moyen d'ovocytes mûrs chez les femelles de stade 4 ou nombre moyen d'oeufs déposés par ponte..**

Ordre	Famille	Espèce	Auteur	Code	Ntot	Nfem	SLfem min-max (mm)	MSL (mm)	SL1M (mm)	RL1M	LRP (mois)	%MO	Noo	MDMO (mm)	Nfec	MF
<b>Characiformes (suite)</b>																
<b>Characidae</b>																
		<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	(Bloch 1794)	AFAL	2761	114	140-265	285	151	0.53	12	84	16	0.8	29	16459
		<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	(Schomburgk 1841)	AMIC	1810	89	158-211	271	127	0.47	8	74	9	0.7	26	2475
		<i>Asyanax bimaculatus</i>	(Linnaeus 1758)	ABIM	1845	108	92-173	130	83	0.64	6	88	18	0.7	28	25398
		<i>Asyanax cf keithi</i>	Géry, Planquette & LeBail 1996	AKEI	3335	43	60-105	86	59	0.69	12	95	14	0.7	23	5845
		<i>Asyanax meunieri</i>	Géry, Planquette & LeBail 1996	AMEU	751	17	66-96	115	66	0.57	6	86	5	0.7	6	4521
		<i>Bryconops</i> sp. 1		BRY1	1274	73	103-123	143	95	0.66	12	83	8	0.7	14	1770
		<i>Bryconops</i> sp. 2		BRY2	6469	235	91-122	130	80	0.62	12	75	17	0.7	38	3082
		<i>Bryconops</i> sp. 3		BRY3	904	50	92-110	127	87	0.69	10	83	9	0.7	10	851
		<i>Characidium fasciadorsale</i>	Fowler 1914	CFAS	1018	3	47-54	60	47	0.78	6	92	3	0.7	3	3986
		<i>Charax pauciradiatus</i>	Günther 1864	CPAU	836	57	106-150	140	88	0.63	10	80	10	0.7	29	3605
		<i>Hemigrammus ocellifer</i>	(Steindachner 1882)	HOCE	5793	2	29-38	63	34	0.54	6	69	2	0.5	10	1930
		<i>Hemigrammus unilineatus</i>	(Gill 1858)	HUNI	436	6	31-42	42	31	0.74	6	88	3	0.7	4	883
		<i>Hypessobrycon</i> aff. <i>sovichthys</i>	Schultz 1944	HSOV	9047	4	25-30	42	27	0.64	6	63	4	0.6	8	882
		<i>Microcharacidium eleotrioides</i>	(Géry 1960)	MELE	497	12	17-23	23	18	0.78	10	83	12	0.5	35	209
		<i>Moenkhausia chrysargyrea</i>	(Günther 1864)	MCHR	2586	67	69-87	103	67	0.65	10	83	25	0.7	22	5785
		<i>Moenkhausia colletti</i>	(Steindachner 1882)	MCOL	11568	39	36-54	86	36	0.42	8	77	24	0.6	21	1031
		<i>Moenkhausia georgiae</i>	Géry 1966	MGEO	140	22	67-88	113	67	0.59	4	84	8	0.7	10	3440
		<i>Moenkhausia hemigrammoides</i>	Géry 1966	MHEM	3193	5	30-44	50	39	0.78	6	64	5	0.6	10	1130
		<i>Moenkhausia oligolepis</i>	(Günther 1864)	MOLI	7400	198	75-97	100	70	0.70	10	91	31	0.6	28	11130
		<i>Moenkhausia</i> sp.		MOSP	64	3	70-92	110	70	0.64	4	77	2	0.6	1	3862
		<i>Moenkhausia surinamensis</i>	Géry 1966	MSUR	866	30	62-107	116	91	0.78	4	95	6	0.7	7	8412
		<i>Myleus rhomboidalis</i>	(Cuvier 1818)	MRHO	35	1	245-245	390	245	0.63	4	47	1	1.2	1	1512
		<i>Myleus ternetzi</i>	(Norman 1929)	MTER	918	32	180-231	247	165	0.67	6	69	10	2.1	12	6528
		<i>Phenacogaster</i> aff. <i>megalostictus</i>	Eigenmann 1909	PMEG	2512	1	30-36	55	35	0.64	6	60	1	0.6	3	857
		<i>Piabucus dentatus</i>	(Köhlreuter 1761)	PDEN	71	13	110-149	153	110	0.72	6	65	3	1.0	10	1614
		<i>Poptella brevispina</i>	Reis 1989	PBRE	2828	258	69-100	126	68	0.54	12	69	29	0.7	40	2507
		<i>Pristella maxillaris</i>	(Ulrey 1894)	PMAX	6797	11	25-32	32	25	0.78	10	70	11	0.7	10	785
		<i>Pseudopristella simulata</i>	Géry 1960	PSIM	8944	11	30-37	39	30	0.77	6	81	11	0.7	9	1476
		<i>Triportheus rotundatus</i>	(Schomburgk 1841)	TROT	3257	289	194-260	381	170	0.45	8	83	37	0.9	58	26018

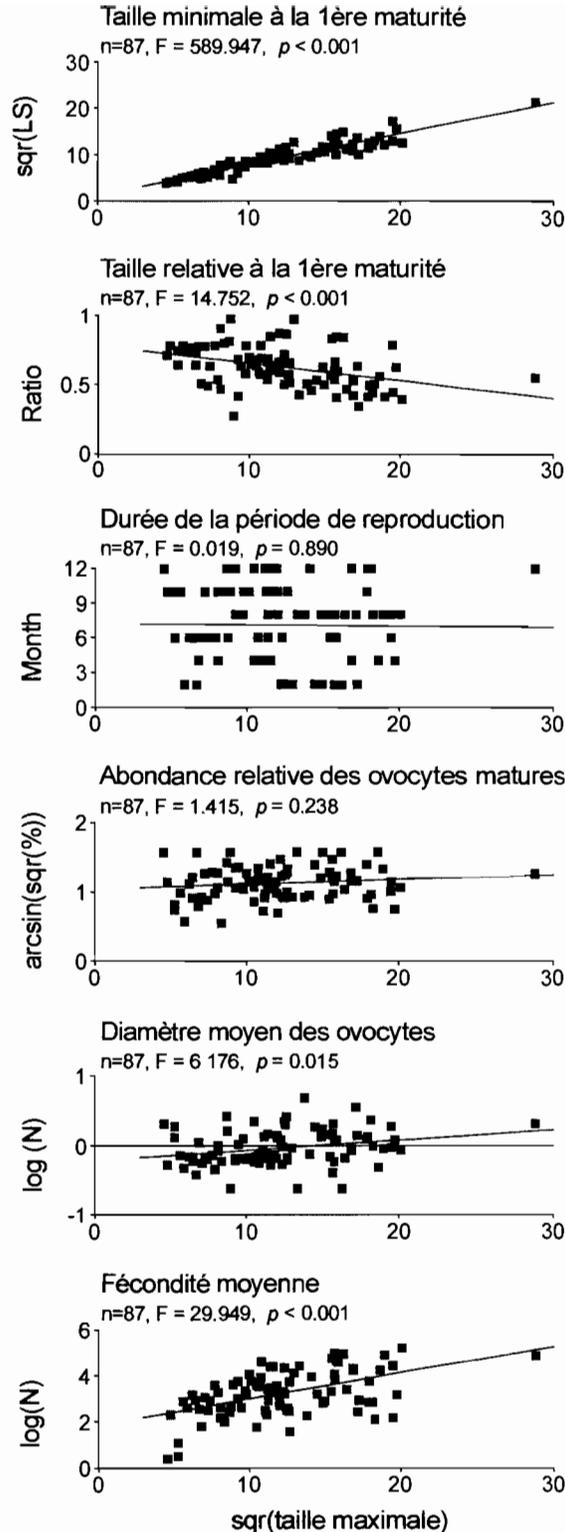
Tableau 0.1. (2 de 4).

Ordre	Famille	Espèce	Auteur	Code	Ntot	Nfem	SLfem min-max (mm)	MSL (mm)	SL1M (mm)	RL1M	LRP (mois)	%MO	Noo	MDMO (mm)	Nfec	MF
<b>Siluriformes</b>																
<b>Doradidae</b>																
		<i>Auchenipterus nuchalis</i>	(Spix 1829)	ANUC	6275	346	86-197	144	85	0.59	10	69	28	1.4	93	687
		<i>Doras carinatus</i>	(Linnaeus 1766)	DCAR	99	12	160-300	285	120	0.42	4	92	1	0.9	5	20513
		<i>Parauchenipterus galeatus</i>	(Linnaeus 1766)	PGAL	189	45	136-214	238	136	0.57	8	61	21	1.4	31	2036
		<i>Pseudauchenipterus nodosus</i>	(Bloch 1794)	PNOD	13	9	112-163	210	112	0.53	2	97	4	1.9	6	1644
		<i>Tatia intermedia</i>	(Steindachner 1876)	TINT	790	4	59-90	76	62	0.82	12	98	1	2.6	6	264
<b>Pimelodidae</b>																
		<i>Pimelodella cristata</i>	(Müller & Troschel 1848)	PCRI	1140	20	112-132	161	83	0.52	10	95	4	0.7	6	5323
		<i>Pimelodus ornatus</i>	(Kner 1857)	PORN	41	3	285-285	348	195	0.56	4	100	1	0.5	1	17205
		<i>Pseudopimelodus zungaro</i>	(Humboldt 1833)	PZUN	5	1	113-113	225	113	0.50	2	100	1	1.7	1	770
<b>Helogenidae</b>																
		<i>Helogenes marmoratus</i>	(Günther 1863)	HMAR	28	6	60-76	66	60	0.91	4	77	3	1.0	2	146
<b>Cetopsidae</b>																
		<i>Paracetopsis</i> sp.		PASP	3	1	35-35	45	35	0.78	2	100	1	0.4	1	380
<b>Trichomycteridae</b>																
		<i>Trichomycterus guianense</i>	(Eigenmann 1909)	TGUI	131	2	75-77	77	75	0.97	6	83	2	1.6	2	452
<b>Callichthyidae</b>																
		<i>Callichthys callichthys</i>	Linnaeus 1758	CCAL	30	1	126-126	145	126	0.87	8	41	1	1.3	1	519
		<i>Hoplosternum thoracatum</i>	(Val. in Cuv. & Val. 1840)	HTHO	45	2	110-110	130	110	0.85	8	85	1	1.5	1	1753
<b>Loricariidae</b>																
		<i>Ancistrus</i> aff. <i>hoplogeny</i>	(Günther 1864)	AHOP	264	7	65-82	110	75	0.68	12	58	3	2.2	6	58
		<i>Hypostomus plecostomus</i>	(Linnaeus 1758)	HPLC	145	17	104-196	191	97	0.51	8	64	10	4.8	24	185
		<i>Lasiancistrus</i> sp.		LASI	694	1	92-92	160	92	0.58	2	71	1	2.6	1	280
<b>Gymnotiformes</b>																
<b>Sternopygidae</b>																
		<i>Eigenmannia virescens</i>	(Valenciennes 1847)	EVIR	117	8	134-257	298	102	0.34	2	84	5	1.4	10	819
		<i>Sternopygus macrurus</i>	(Bloch & Schneider 1801)	SMAC	194	8	144-373	330	146	0.44	12	67	5	2.3	10	697
<b>Hypopomidae</b>																
		<i>Brachyhypopomus beebei</i>	(Schultz 1944)	BBEE	509	2	170-170	335	170	0.51	8	48	1	1.0	1	125
		<i>Hypopomus artedi</i>	(Kaup 1856)	HART	192	5	217-280	320	132	0.41	10	97	2	1.2	5	681
<b>Gymnotidae</b>																
		<i>Gymnotus anguillaris</i>	Hoedeman 1962	GANG	301	4	188-225	295	188	0.64	8	84	1	3.5	3	260
		<i>Gymnotus carapo</i>	Linnaeus 1758	GCAR	464	2	300-300	380	300	0.79	6	72	1	1.9	1	144

Tableau 0.1. (3 de 4).

Ordre	Authorship	Code	Ntot	Nfem	SLfem min-max (mm)	MSL (mm)	SL1M (mm)	RL1M	LRP (month)	%MO	Noo	MDMO (mm)	Nfec	MF
Family Species														
<b>Cyprinodontiformes</b>														
<b>Aplocheilidae</b>														
<i>Rivulus agilae</i>	Hoedeman 1954	RAGI	598	2	20-28	47	24	0.51	4	51	2	1.1	13	65
<i>Rivulus xiphidius</i>	Huber 1979	RXIP	1322	6	16-23	28	18	0.64	10	54	6	1.3	45	13
<b>Poeciliidae</b>														
<i>Poecilia parae</i>	(Eigenmann 1894)	PPAR	337	1	15-15	21	15	0.71	12	33	1	2.0	2	3
<i>Tomeurus gracilis</i>	Eigenmann 1909	TGRA	52	2	20-25	28	21	0.75	6	46	2	1.9	4	3
<b>Perciformes</b>														
<b>Nandidae</b>														
<i>Polycentrus schomburgkii</i>	Muller & Troschel 1848	PSCH	201	2	56-56	70	56	0.80	10	27	1	0.6	1	104
<b>Cichlidae</b>														
<i>Cichlasoma bimaculatum</i>	(Linnaeus 1758)	CBIM	176	15	98-137	150	100	0.67	2	99	5	1.2	8	2066
<i>Cleithracara maronii</i>	(Steindachner 1882)	CMAR	369	6	57-72	90	57	0.63	8	96	5	1.0	10	413
<i>Crenicichla saxatilis</i>	(Linnaeus 1758)	CSAX	2406	17	135-178	222	140	0.63	8	87	4	1.3	6	676
<i>Geophagus surinamensis</i>	(Bloch 1791)	GSUR	25	1	111-135	156	135	0.87	2	63	1	2.2	4	324
<i>Krobia guianensis</i>	(Regan 1905)	KGUI	7122	3	80-100	125	83	0.66	12	63	3	1.4	9	206
<i>Nannacara anomala</i>	Regan 1905	NANO	1708	8	21-45	66	31	0.47	10	92	8	0.8	19	416
<i>Satanoperca aff. leucosticta</i>	(Müller & Troschel 1848)	SLEU	176	1	91-132	158	91	0.58	2	90	1	2.0	2	389
<b>Eleotridae</b>														
<i>Eleotris amblyopsis</i>	(Cope 1870)	EAMB	9303	21	22-33	80	22	0.28	10	100	21	0.2	10	4217

**Tableau 0.1. (4 de 4).**



**Figure 0.2. Relations entre la taille minimale à la première maturité, la taille relative à la première maturité, la durée de la période de reproduction, l'abondance relative des ovocytes matures, le diamètre moyen des ovocytes et la fécondité moyenne (valeurs transformées) et  $\log(\text{taille maximale})$ . Avec  $n$ = nombre d'observations,  $F$ : valeur de  $F$  et  $p$ : probabilité associée.**

	Taille à la 1 <sup>ère</sup> maturité (SL1M)	Taille relative à la 1 <sup>ère</sup> maturité (RSL1M)	Longueur période reproduction (LRP)	Pourcentage ovocytes matures (%MO)	Diamètre moyen ovocytes (MDO)	Fécondité moyenne (MF)
Taille à la 1 <sup>ère</sup> maturité	-	(0.937) ***	(-0.242) *	(-0.096) ns	(0.159) ns	(-0.006) ns
Taille relative 1 <sup>ère</sup> maturité	-0.052 ns	-	(-0.224) *	(-0.118) ns	(0.202) ns	(-0.027) ns
Longueur période reproduction	-0.100 ns	-0.201 ns	-	(-0.096) ns	(0.072) ns	(-0.084) ns
Pourcentage ovocytes matures	0.086 ns	-0.159 ns	-0.096 ns	-	(-0.287) **	(0.350) ***
Diamètre moyen ovocytes	0.298 **	0.080 ns	0.065 ns	-0.244 *	-	(-0.659) ***
Fécondité moyenne	0.475 ***	-0.218 *	-0.080 ns	0.366 ***	-0.414 ***	-

**Tableau 0.2. Matrice des coefficients de corrélation ( $r$  de Pearson) et probabilité associée des variables de stratégie de reproduction de 87 espèces du fleuve Sinnamary. Les valeurs entre parenthèses proviennent des résidus de la régression avec la taille maxi. Avec ns: non significatif, \*:  $0.01 < p \leq 0.05$ , \*\*:  $0.001 < p \leq 0.01$ , \*\*\*:  $p \leq 0.001$ .**

## Traits biologiques et position systématique

Seules la taille relative à la première maturité (RSL1M) et la longueur de la saison de reproduction (LRP) ne varient pas significativement entre les ordres (Figure 0.3 et Tableau 0.3). Les Cyprinodontiformes présentent la taille maximale et la taille à la première maturité les plus faibles, les Clupéiformes le plus petit diamètre moyen des ovocytes (MDO) et la fécondité la plus élevée ( $p < 0.05$  et  $p \leq 0.001$  respectivement pour toutes les comparaisons entre paires par le test « post-hoc » de Bonferroni). L'ajustement des valeurs des traits par log MSL comme covariable ne change par les différences significatives de MDO et MF entre les ordres (Tableau 0.3). Ainsi, indépendamment de leur taille, les espèces de poissons du Sinnamary présentent certains traits de leur reproduction étroitement liés à leur position systématique.

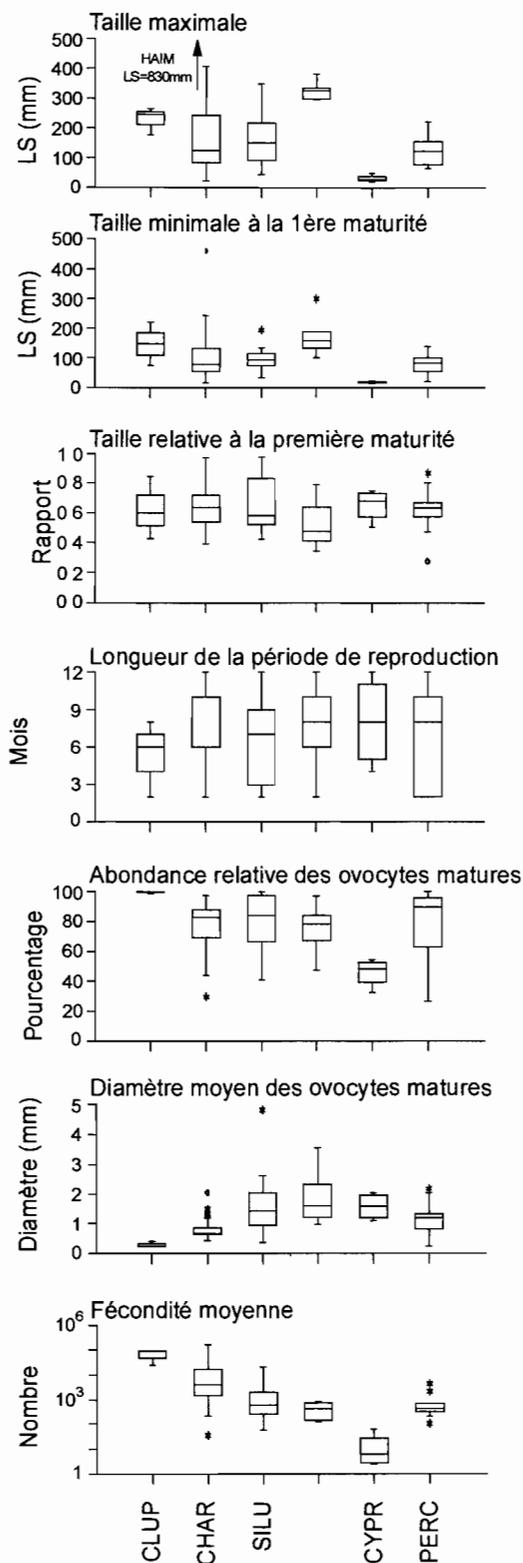
## Analyse multivariée et classification

Les trois premiers axes modifiés de l'analyse en composante principale sur les données normalisées expliquent 74.13% de la variance totale (Tableau 0.4). Le premier axe est influencé principalement par MDO, MF et %MO, le second axe par MSL et le troisième axe par LRP. La projection des espèces sur le plan des deux premiers axes de l'analyse a été effectuée séparément pour chacun des ordres (Figure 0.4). De nombreuses espèces sont positionnées proche de l'origine, particulièrement parmi les Characiformes, les Siluriformes et les Perciformes. Cependant, l'analyse sépare clairement les Clupeiformes (faible MDO et MF élevée) des Gymnotiformes (MDO et MF élevés) et des Cyprinodontiformes (MDO élevée et faible MF et MSL). Le Characiformes Erythrinidae *Hoplias aimara* se sépare fortement des autres taxons du fait de sa grande taille.

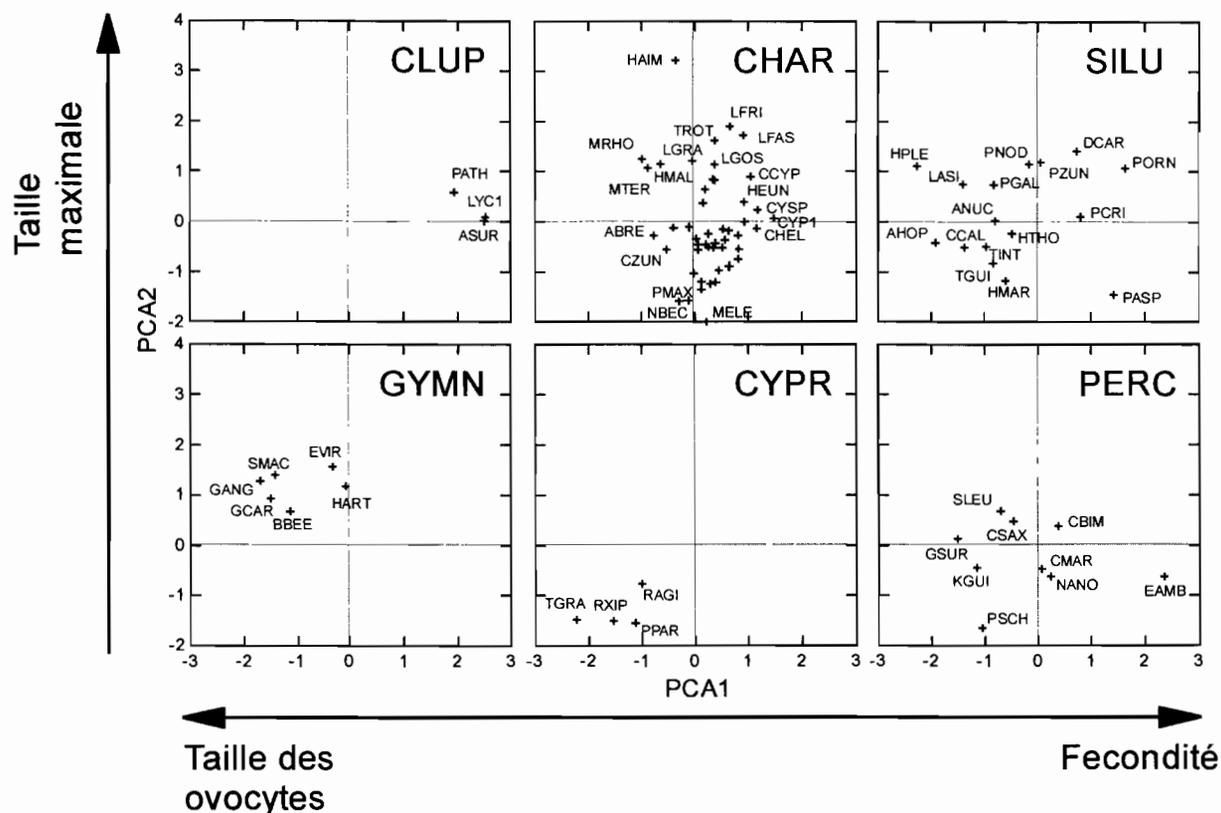
La classification des 87 espèces basée sur les distances Euclidiennes calculées à partir des valeurs standardisées des 6 variables isole 9 groupes (Figure 0.5), différenciant les espèces par les valeurs de MDO, MSL, et LRP (Tableau 0.5). Un total de 51 espèces, dont 40 sont des Characiformes, présentent une large gamme de valeurs pour ces trois traits.

## Comparaison de quelques traits biologiques avec ceux des poissons des Llanos vénézuéliens (Winnemiller, 1989)

Les Characiformes que les Siluriformes du fleuve Sinnamary atteignent des tailles maximales significativement supérieures que leurs équivalents des Llanos vénézuéliens (Tableau 0.6). De plus la durée de leur saison de reproduction est en moyenne environ deux fois plus longue que celle observée dans les Llanos. Une autre différence marquante est que la taille moyenne des ovocytes matures chez les Characiformes est significativement plus faible dans le Sinnamary alors que la fécondité n'est pas différente de celle des poissons des Llanos.



**Figure 0.3. Représentation des différents paramètres de stratégie de vie des 87 espèces de poissons groupées par ordre. Noter l'échelle log pour la fécondité. Avec CLUP: Clupeiformes, CHAR: Characiformes, SILU: Siluriformes, GYMN: Gymnotiformes, CYPR: Cyprinodontiformes et PERC: Perciformes.**



**Figure 0.4.** résultats de l'analyse en composantes principales des 6 paramètres de stratégie de vie des 87 espèces de poissons présentés pour chacun des ordres. Voir Tableau 0.1 pour les codes. Noter que des étiquettes ont été enlevées pour plus de lisibilité. Avec CLUP: Clupeiformes, CHAR: Characiformes, SILU: Siluriformes, GYMN: Gymnotiformes, CYPR: Cyprinodontiformes et PERC: Perciformes.

	Avec			Sans		
	Classe	F	<i>p</i>	Classe	F	<i>p</i>
Taille maximale (MSL)				Ordre	5.420	<0.001
Taille à la 1 <sup>ère</sup> maturité (SL1M)	Ordre	0.557	0.733	Ordre	4.816	0.001
	log MSL	426.710	<0.001			
Taille relative 1 <sup>ère</sup> maturité (RSL1M)	Ordre	0.570	0.723	Ordre	0.868	0.506
	log MSL	12.282	0.001			
Longueur période de reproduction (LRP)	Ordre	0.445	0.816	Ordre	0.454	0.809
	log MSL	0.001	0.976			
Pourcentage d'ovocytes matures(%MO)	Ordre	2.527	0.036	Ordre	2.732	0.025
	log MSL	0.585	0.447			
Diamètre moyen des ovocytes (MDO)	Ordre	14.143	<0.001	Ordre	11.317	<0.001
	log MSL	15.178	<0.001			
Fécondité moyenne (MF)	Ordre	22.951	<0.001	Ordre	17.284	<0.001
	log MSL	47.423	<0.001			

**Tableau 0.3. ANOVA pour étudier l'effet de la position systématique (ordre) avec ou sans la longueur maximale (MSL) comme covariable. Avec F: valeur de la statistique F et *p*: probabilité associée.**

	Valeurs propres	Pourcentage de la variance totale expliquée avant rotation		Pourcentage de la variance totale expliquée après rotation
PC1	1.977	32.95		28.42
PC2	1.395	23.24		26.48
PC3	1.077	17.94		19.24

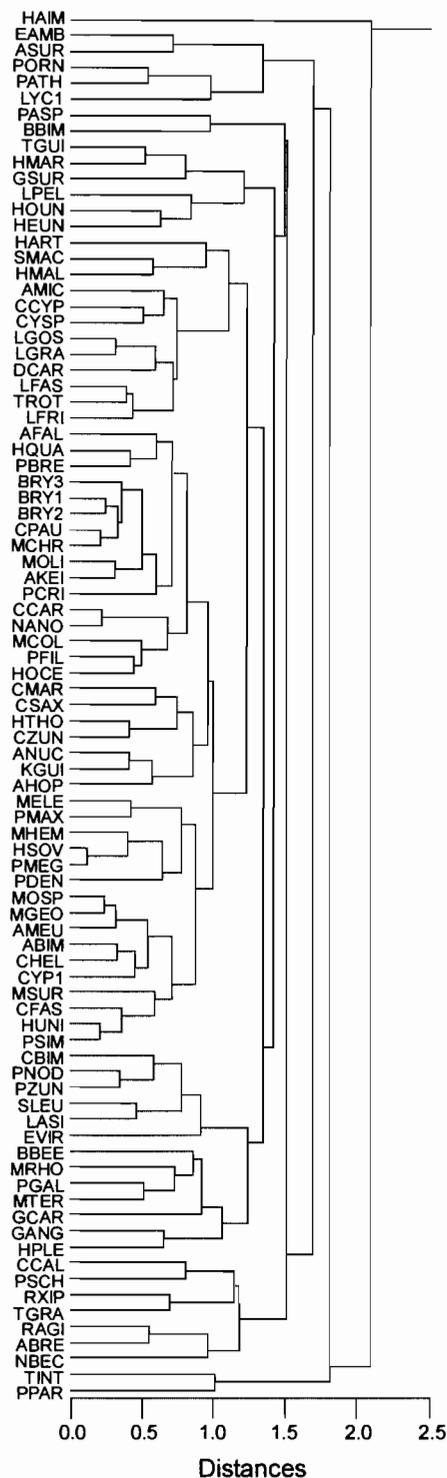
  

Variables	Coordonnées		
	PC1	PC2	PC3
MSL	0.644	-0.594	0.369
RSL1M	-0.564	0.437	0.364
LRP	-0.049	-0.431	-0.794
%MO	0.598	0.327	0.011
MDO	-0.390	-0.732	0.409
MF	0.856	0.149	0.095

Rotation de la matrice (VARIMAX, Gamma=1)			
Variables	Coordonnées		
	PC1	PC2	PC3
MSL	0.028	0.950	-0.020
RSL1M	-0.220	-0.495	0.590
LRP	-0.143	-0.087	-0.889
%MO	0.651	0.188	0.078
MDO	-0.839	0.379	0.087
MF	0.713	0.504	0.040

**Tableau 0.4. Résultats de l'analyse en composantes principales en utilisant les variables normalisées des 87 espèces du fleuve Sinnamary..**



**Figure 0.5. Analyse en groupement des 87 espèces de poissons du fleuve Sinnamary basée sur les distances Euclidiennes calculées à partir des 6 variables standardisées de stratégies de vie. Voir Tableau 0.1 pour les codes.**

Diamètre moyen ovocytes (MDO) in mm	Taille maximale (MSL) in mm	Longueur période reproduction (LRP) in month	Espèces par ordre							
			CLUP	CHAR	SILU	GYMN	CYPR	PERC		
0.24-0.48	245-348	2-6	LYC1 PATH				PORN			
0.24	80-178	8-10	ASUR						EAMB	
0.38-0.61	45-161	2		BBIM			PASP			
0.69-2.17	66-250	2-6		HEUN	HOUN	LPEL	HMAR TGUI		GSUR	
0.45-2.32	23-405	4-12		ABIM AFAL AMEU AMIC AKEI BRY1 BRY2 BRY3 CCAR CCYP CFAS CHEL CPAU CYP1	CZUN CYSP HMAL HOCE HQUA HSOV HUNI LFAS LFRI LGOS LGRA MCHR MCOL MELE	MGEO MHEM MOLI MOSP MSUR PDEN PFIL PHSP PBRE PMEG PSIM TROT	AHOP ANUC DCAR HTHO PCRI	HART SMAC	CMAR CSAX KGUI NANO	
0.47-1.88	28-145	2-10		ABRE NBEC			CCAL		RAGI RXIP TGRA	PSCH
0.97-4.80	150-390	2-8		MRHO MTER			HPLE LASI PGAL PNOD PZUN	BBEE EVIR GANG GCAR		CBIM SLEU
2.03-2.61	21-76	12					TINT		PPAR	
2.05	830	12		HAIM						

**Tableau 0.5. Groupes d'espèces de poissons du le fleuve Sinnamary formés à partir de l'analyse en groupement et les valeurs minimales et maximales du diamètre moyen de leurs ovocytes (MDO), taille maximale (MSL) et longueur de la période de reproduction (LRP). Avec CLUP: Clupeiformes, CHAR: Characiformes, SILU: Siluriformes, GYMN: Gymnotiformes, CYPR: Cyprinodontiformes, and PERC: Perciformes. Voir Tableau 0.1 pour les codes.**

	Fleuve Sinnamary	Llanos vénézuéliens	t	p
<b>Characiformes</b>				
Nombre d'espèces	49	34		
MSL (mm)	168.3 (139.9)	114.5 (91.7)	2.373	0.020
LPR (month)	7.3 (3.1)	3.9 (3.0)	5.919	<0.001
MDO (mm)	0.8 (0.3)	1.1 (0.4)	-6.496	<0.001
MF (N/clutch)	15747 (28252)	9653 (29701)	0.771	0.443
<b>Siluriformes</b>				
Nombre d'espèces	16	22		
MSL (mm)	163.2 (83.4)	101.3 (69.5)	2.672	0.011
LPR (month)	6.4 (3.6)	2.7 (1.2)	4.226	<0.001
MDO (mm)	1.6 (1.1)	1.6 (1.0)	-0.745	0.461
MF (N/clutch)	3263 (6253)	1796 (3306)	-0.746	0.461

**Tableau 0.6. Comparaisons des valeurs moyennes log transformées de LPR, MDO et MF pour les Characiformes et Siluriformes du fleuve Sinnamary et ceux des Llanos vénézuéliens. MDO et MF ont été rendus indépendants de la taille en prenant les résidus de la régression linéaires avec log MSL. Avec t: valeur de la statistique t et p: probabilité associée.**

## DISCUSSION

### Tactiques vitales des poissons dans le Sinnamary

L'examen de plusieurs milliers d'individus a fourni des données pour 87 des 126 espèces d'eau douce et 18 espèces euryhalines présentes dans le Sinnamary (Lauzanne et al., 1995). En dépit de l'important effort d'échantillonnage développé depuis 1990, nous n'avons pu obtenir de données pour les groupes suivants: Elopiformes Megalopidae (1 espèce), Gymnotiformes Electrophoridae (1 espèce), Siluriforme Bunocephalidae et Doradidae (2 espèces), Cyprinodontiformes Anablepidae (1 espèce), Syngnathiformes Syngnathidae (1 espèce), Perciformes Carangidae, Centropomidae, Gerridae, Gobioidae, Lutjanidae, Mugilidae, Pomadasyidae, Scianidae et Bothidae (16 espèces) et Synbranchiformes Synbranchidae (1 espèce). Excepté la dernière espèce, toutes ces familles ont une distribution géographique réduite au cours inférieur du Sinnamary (Lauzanne et al., 1993) où les variations du niveau d'eau induites par la marée se superposent aux événements hydrologiques. Ainsi, on peut affirmer que les 87 taxons pour lesquels des données ont été obtenues fournissent une image complète des tactiques vitales développées par l'ensemble de l'assemblage de poissons dans la plus grande partie du Sinnamary.

## Traits biologiques dans différents environnements

La comparaison de nos données avec celles concernant les poissons du Venezuela obtenues par Winemiller (1989) apporte quelques lumières sur les patrons de vie des assemblages de poissons vivant dans des habitats qui diffèrent dans leur prévisibilité. Les Characiformes et les Siluriformes sont plus grands dans le Sinnamary que dans les Llanos vénézuéliens (Tableau 0.6). Un total de 12 espèces de ces deux ordres (33,5% du total) présentent une longueur standard maximale  $\leq 50$  mm dans le travail de Winemiller contre seulement 7 taxons (14,3% du total) dans notre étude. La taille est un paramètre central dans les stratégies de vie (Barbault, 1988) et il est connu qu'elle est inversement corrélée avec le taux de mortalité chez les poissons (Roff, 1992). Dans le Sinnamary, ces poissons plus grands peuvent trouver ainsi quelques avantages lorsqu'ils sont confrontés à des variations stochastiques du régime hydrologique. En effet, des animaux plus grands vivent généralement plus longtemps et donc souffrent potentiellement moins d'une grande variabilité de l'habitat que celles qui présentent des cycles de vie courts (Benton & Grant, 1996). De plus, les événements hydrologiques extrêmes et imprévisibles ont un fort impact sur la survie de la progéniture des poissons dans le Sinnamary (Ponton, 1995; Ponton & Vauchel, soumis).

La durée de la saison de reproduction est environ le double dans le Sinnamary que dans les Llanos du Venezuela (Tableau 0.6). La plupart des espèces de poissons présentent une longue saison de reproduction, un trait généralement favorisé dans un environnement imprévisible. Les seules espèces à ponte unique sont principalement des Clupeiformes qui sont limités au cours inférieur du fleuve (Lauzanne et al., 1993). Dans les Llanos, 32 espèces sur un total de 72, dont 63% sont des Characiformes, présentent une ou deux pontes par an pendant les premières semaines qui suivent le début des pluies (Winemiller, 1989). De même, de nombreuses espèces d'Amazonie centrale présentent des stratégies de ponte unique concomitante avec l'ample montée d'eau pendant la crue (Araujo-Lima, 1990 ; Zaniboni, 1985). Dans cette région les espèces à ponte unique sont principalement de grands Characidae (Schwassmann, 1992) tels que *Prochilodus* spp. (Lowe-McConnell, 1987). Cette stratégie est souvent associée avec de migrations ascendantes massives, un comportement qui n'a jamais été observé dans le Sinnamary.

Curieusement, la durée de la saison de reproduction n'est pas négativement corrélée avec la proportion d'ovocytes matures (Tableau 0.2). Cette absence de corrélation pourrait indiquer que dans le Sinnamary toutes les femelles ne sont pas nécessairement impliquées dans chaque événement reproductif. Ainsi, les gonades de stade 4 du Characidae de taille moyenne *Moenkhausia oligolepis* contiennent une moyenne de 91% d'ovocytes de grande taille (Tableau 0.1). Cependant des échantillons bimensuels de jeunes poissons dans un des principaux affluents du cours inférieur révèlent des occurrences régulières de juvéniles de cette espèce pendant toute la durée de la saison des pluies (Ponton, 1995). Enfin, des pourcentages similaires d'ovocytes dans les gonades n'indiquent pas nécessairement des nombres identiques de pontes par an du fait que le développement ovarien se déroule à différentes vitesses chez les différentes espèces de poissons (Wootton, 1979).

Les ovocytes des Characiformes sont plus petits dans le Sinnamary que dans les Llanos vénézuéliens indépendamment de la taille de l'espèce (Tableau 0.6). Des biais méthodologiques pourraient expliquer cette différence. Nous avons utilisé du liquide de Gilson pour séparer les ovocytes de gonades fraîches ou fixées dans l'alcool alors que Winemiller (1989) fixait ses spécimens au formol avant examen au laboratoire. Cependant, le Gilson (Albaret, 1982) comme le formol sont connus pour faire rétrécir les tissus biologiques et nous avons donc considéré qu'aucun facteur de correction n'était nécessaire. Des ovocytes plus petits chez les Characiformes du Sinnamary suggèrent des tailles plus petites et donc une mortalité plus élevée de leur progéniture (Bagarino & Chua, 1986). En effet, des œufs plus gros produisent des jeunes de plus grande taille qui peuvent ingérer des proies plus grandes et ont des capacités natatoires meilleures pour éviter la prédation. La plus petite taille des jeunes de Characiformes dans le Sinnamary, et donc leurs probables taux de survie plus faibles pourrait représenter un compromis intéressant avec de nombreuses pontes dans l'année dans une rivière qui présente un régime hydrologique peu prédictible.

L'absence de différence dans la fécondité entre les deux systèmes alors que les ovocytes sont plus petits dans le Sinnamary est paradoxale. Il y a au moins deux raisons qui conduisent à une relation négative entre la taille des ovocytes et la fécondité. D'abord, le volume total des ovocytes est limité par la taille du poisson. Wootton (1992) trouve une corrélation significative entre le volume total des ovocytes et la taille pour 238 espèces de poissons téléostéens. D'autre part, une espèce donnée peut produire un grand nombre de petits ovocytes ou peu de gros pour une même quantité d'énergie consacrée à la reproduction (Duarte & Alcaraz, 1989 ; Mann & Mills, 1979 ; Elgar, 1990). Pour tester l'existence d'un tel compromis et les effets potentiels de la variabilité hydrologique sur l'investissement reproductif des femelles, une connaissance de la quantité de matériel pondu chaque année par femelle (c'est à dire de la fécondité au sens de Wootton, 1979) serait nécessaire. Malheureusement, notre stratégie d'échantillonnage ne nous permet pas d'estimer ce paramètre et Winemiller donne seulement des estimations du nombre de pontes par année et par espèce et non pas par femelle.

## **CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES**

En conclusion, les tactiques de reproduction des espèces de poissons capturées dans le Sinnamary ne correspondent pas exactement au schéma triangulaire mis en avant par Winemiller (1989) mais un certain nombre de tactiques peuvent être dégagées et comparées aux résultats de cet auteur. Les espèces de poissons du Sinnamary caractérisées par des ovocytes de petite taille, une grande taille maximale et une courte saison de reproduction appartiennent clairement à la stratégie « saisonnière » définie par Winemiller (1989). Comme nous l'avons montré précédemment, les grands Characiformes saisonniers sont absents dans le Sinnamary et remplacés par des Clupeiformes. A l'autre extrémité du gradient de taille des ovocytes, quelques espèces présentent de gros ovocytes, une taille maximale moyenne à grande et une saison de reproduction de durée variée. Parmi celles-ci *Hypostomus plecostomus*, *Cichlasoma bimaculatum*, et *Satanoperca* sp. aff. *leucosticta* sont connus pour effectuer des soins parentaux vis-à-vis de leur progéniture (Ponton & Tito de Morais, 1994). Ainsi, certaines espèces de ce groupe possèdent l'ensemble de caractères formant la stratégie « d'équilibre » mise en évidence par Winemiller (1989). Il faut cependant noter que beaucoup d'espèces, principalement des Characiformes, présentent des traits intermédiaires ne permettant pas une classification sur la base de leur patron de reproduction (Figure 0.4 ; Tableau 0.5). Il est

certaines que des données plus complètes, particulièrement en ce qui concerne la mortalité des juvéniles, permettraient le classement de certaines de ces espèces dans le groupe de la stratégie « opportuniste ».

**Les valeurs des différents traits biologiques présentées dans ce travail (Tableau 0.1) constituent la base de données la plus large jamais réalisée sur les espèces de poissons des Guyanes. En dépit des désaccords avec les résultats de Winemiller, les résultats de notre étude devraient être d'une grande utilité pour détailler les relations existant entre les paramètres environnementaux et les stratégies de reproduction. Ceci devrait permettre d'aller au delà du contexte systématique des poissons du fleuve Sinnamary dans le futur et ainsi de disposer d'une vision plus généralisable des impacts de barrages hydroélectriques sur les assemblages de poissons intertropicaux.**

### **REFERENCES CITEES**

- Albaret, J.-J. 1982. Reproduction et fécondité des poissons d'eau douce de Côte d'Ivoire. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 15: 347-371.
- Araujo Lima, C.A.R.M. 1990. Larval development and reproductive strategies of Central Amazon fishes. PhD Thesis, University of Stirling, Scotland. 152 p.
- Bagarinao, T., Chua, T.E. 1986. Egg size and larval size among teleosts: implications to survival potential. In: MacLean, J.L., Dizon, L.B., Hosillos, L.V. [Eds] *The first Asian fisheries forum*. 651-656. Manila, Philippines. Asian Fish. Soc.
- Bagenal, T.B. 1978. Aspects of fish fecundity. In: Gerking, S. [Ed.] *Ecology of freshwater fish production*. 75-101. Oxford. Blackwell Scientific Publication.
- Barbault, R. 1988. Body size, ecological constraints, and the evolution of life-history strategies. In: Hecht, M.K., Wallace, B., Prance, G.T. [Eds] *Evolutionary Biology*. 261-286. New York. Plenum Press.
- Benton, T.G., Grant, A. 1996. How to keep fit in the real world: Elasticity analyses and selection pressures on life histories in a variable environment. *Am. Nat.*, 147: 115-139.
- Bone, Q., Marshall, N.B., Blaxter, J.H.S. 1995. *Biology of Fishes*. 2d ed. 1-332. London. Blackie Academic & Professional.
- Breder, C.M., Rosen, D.E. 1966. *Modes of reproduction in fishes*. 1-941. Garden City, NY. The Natural History Press.
- Duarte, C.M., Alcaraz, M. 1989. To produce many small or few large eggs : a size independant reproductive tactic of fish. *Oecologia*, 80: 401-404.
- Elgar, M.A. 1990. Evolutionary compromise between a few large and many small eggs : comparative evidence in teleost fish. *Oikos*, 59(2): 283-287.
- Géry, J. 1977. *Characoids of the world*. 1-672. Neptune City, T.F.H. Publications.
- Lauzanne, L., Tito de Morais, L., Ponton, D., Mérona, B. de, Bron, J.C., Raffray, J., Tarcy, M., Mallet, A., Brehm, N., Besançon, A. 1995. *Structure et biologie des peuplements*

- ichtyques du fleuve Sinnamary en Guyane Française. 1-142. Cayenne. ORSTOM, Lab. d'Hydrobiologie.
- Lauzanne, L., Tito de Morais, L., Tito de Morais, A., Ponton, D., Bron, J.C. 1993. Structure et biologie des peuplements ichtyques du fleuve Sinnamary en Guyane Française. 1-206. Cayenne. ORSTOM, Lab. d'Hydrobiologie.
- LeBail, P.Y., P. Planquette & J. Géry. 1983. Clé de détermination des poissons continentaux et côtiers de Guyane. Bull. Liaison Groupe Rech. Guyane N°6 & 8. INRA, 97310 Kourou, French Guiana.
- LeBail, P.Y., P. Planquette & J. Géry. 1984. Clé de détermination des poissons continentaux et côtiers de Guyane. Bull. Liaison Groupe Rech. Guyane N°9. INRA, 97310 Kourou, French Guiana.
- Legendre, L., Legendre, P. 1984. Ecologie numérique. Tome 2: la structure des données écologiques. 2d ed. 1-335. Paris. Masson.
- Lowe-McConnell, R.H. 1987. Ecological studies in tropical fish communities. 1st ed. 1-382. Cambridge. Cambridge University Press.
- Mann, R.H.K., Mills, C.A. 1979. Demographic aspects of fish fecundity. Symp. Zool. Soc. Lond., 44: 161-177.
- Nelson, J.S. 1984. Fishes of the world. 2nd ed. 1-523. New York. John Wiley & Sons.
- Planquette, P., Keith, P., LeBail, P.Y. 1996. Atlas des poissons d'eau douce de Guyane. (tome 1). 1-429. Paris, Collection du Patrimoine Naturel, vol. 22. IEGB - M.N.H.N, INRA, CSP Min. Env.
- Ponton, D. 1994. Sampling neotropical young and small fishes in their microhabitats: an improvement of the quatrefoil light-trap. Arch. Hydrobiol., 131(4): 495-502.
- Ponton, D. 1995. Juvéniles *In*: Structure et biologie des peuplements ichtyques du fleuve Sinnamary en Guyane Française Lauzanne, L. et al. 1-142. Cayenne. ORSTOM, Lab. d'Hydrobiologie.
- Ponton, D., Tito de Morais, L. 1994. Stratégies de reproduction et premiers stades de vie des poissons du fleuve Sinnamary (Guyane Française): analyses de données bibliographiques. Revue d'Hydrobiologie Tropicale, 27(4): 441 - 465.
- Ponton, D., Copp, G.H. 1997. Early dry-season assemblage structure and habitat use of young fish in tributaries of the River Sinnamary (French Guiana, South America) before and after hydrodam operations. Env. Biol. Fish. (sous presse)
- Roff, D.A. 1992. The evolution of life histories. theory and analysis. 1-535. New York. Chapman & Hall.
- Rojas-Beltran, R. 1984. Clé de détermination des poissons continentaux et côtiers de Guyane. Bull. Liaison Groupe Rech. Guyane N°7. INRA, 97310 Kourou, French Guiana, France.
- Schwassmann, H.O. 1992. Seasonality of reproduction on amazonian fishes. In: Hamlett WC [Ed.] Reproductive biology of south american vertebrates. 71-81. Berlin. Springer-Verlag.
- Soutwood T.R.E., 1988. Tactics, strategies and templets. Oikos, 52: 3-18.

- Val, A.L., de Almeida-Val, V.M.F. 1995. Fishes of the Amazon and their environment. Physiological and biochemical aspects. 1-224. Berlin, Springer-Verlag.
- Vazzoler, A.E.A. de M. 1992. Reprodução de peixes. In: Agostinho, A.A., Benedito-Cecilio, E. [Eds]. Situação atual e perspectivas da ictiologia no Brasil. 1-13. Maringá - PR, Editora da Universidade Estadual de Maringá. Av. Colombo, 3690.
- Westby, G.W.M. 1988. The ecology, discharge diversity and predatory behaviour of gymnotiforme electric fish in the coastal streams of French Guiana. Behav. Ecol. Sociobiol., 22: 341-354.
- Wilkinson, L., Blank, G., Gruber, C. 1996. Desktop data analysis with Systat. 1-798. Upper Saddle River. Prentice Hall.
- Winemiller, K.O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. Oecologia , 81: 225-241.
- Winemiller, K.O., Rose, K.A. 1992. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 49: 2196-2218.
- Wootton, R.J. 1979. Energy costs of egg production and environmental determinants of fecundity in teleost fishes. Symp. zool. Soc. Lond. , 44: 133-159.
- Wootton, R.J. 1990. Ecology of teleost fishes. 1st ed. 1-404. London. Chapman & Hall.
- Wootton, R.J. 1992. Constraints in the evolution of life-histories. Neth. J. Zool., 42(2-3): 291-303.
- Zaniboni, F E. 1985. Biologia da reprodução do matrinxã, *Brycon cephalus* (Günther, 1869) (Teleostei : Characidae). Diss. Mestrado, Univ. Amazonas/INPA : 134 p.

# CONSEQUENCES ECOLOGIQUES ET EVOLUTIVES DES INTERACTIONS HÔTES-PARASITES CHEZ QUELQUES ESPÈCES DE POISSONS DU BASSIN DU SINNAMARY (GUYANE)<sup>1</sup>

Jean-François GUEGAN\* & Rolland RUFFINE

## I. INTRODUCTION

Les parasites sont reconnus aujourd'hui comme un paramètre essentiel de l'écologie et de l'évolution des espèces hôtes. Dans ce cadre, nous avons réalisé nos recherches sur quelques associations biologiques entre poissons Téléostéens de quatre familles distinctes (Serrasalmidae, Cichlidae, Anostomidae, Characidae) et les espèces de macroparasites (Cestodes, Trématodes, Monogènes, Acanthocéphales, Crustacés) qu'ils hébergent dans le bassin du Sinnamary en Guyane française.

Nous présentons dans ce rapport final les premiers résultats de nos travaux. Notre affectation tardive au Centre ORSTOM de Cayenne au début de l'année 1995, c'est-à-dire au moment où le lac de retenue de Petit Saut atteignait sa phase terminale de remplissage, limite notre étude à une participation, non moins intéressante, sur la connaissance de la diversité biologique des poissons dans la zone du bassin du Sinnamary.

Dans cette contribution, nous envisageons le rôle potentiel exercé par les parasites sur les individus-hôtes ainsi que ses conséquences sur la structuration des communautés de poissons. Cinq thèmes principaux sont ici abordés. Chacun d'entre eux devrait prochainement faire l'objet d'au moins une publication dans des revues scientifiques internationales. Le premier thème s'intéresse aux aspects épidémiologiques des parasitoses de poissons dans le Sinnamary, et met en évidence l'existence d'une fonction puissance relativement simple pour expliquer les caractéristiques parasitaires des poissons. Le deuxième sujet traite du comportement naturel de certaines espèces de poissons à rechercher des substances leur permettant de combattre les parasites, et nous analysons l'effet des perturbations liées au barrage sur la résistance comportementale de ces poissons. Dans le troisième paragraphe, nous discutons du rôle significatif des parasites dans la sélection sexuelle chez les poissons, son incidence sur la diversité des réponses adaptatives et comportementales que peuvent sélectionner les hôtes pour minimiser les coûts liés aux infestations, et son effet sur le sex-ratio des hôtes. La quatrième partie du rapport étudie l'impact des parasites sur plusieurs paramètres de la valeur sélective et des traits de vie des hôtes, et met en évidence l'effet régulateur des parasites sur les populations de jeunes poissons. Dans le cinquième et dernier chapitre

---

<sup>1</sup> \* Ce texte n'est pas une publication, et ne peut en aucun cas faire l'objet d'une citation ou d'une référence ! Pour plus de renseignements, l'auteur senior peut être contacté à l'adresse suivante : ORSTOM / Université de Montpellier II, Station Méditerranéenne de l'Environnement Littoral, 1 quai de la Daurade, F-34200 Sète. Mél : guegan@univ-montp2.fr

précédant la conclusion générale, nous nous intéressons à l'évolution du parasitisme des poissons dans le lac de retenue en définissant une notion d'«ambiance» parasitaire qui permet d'émettre quelques recommandations.

## II. AGREGATION ET DISTRIBUTION SPATIALE DES PARASITES

Deux modèles différents ont été proposés pour expliquer la distribution et l'abondance des organismes vivants. Le premier d'entre eux implique une combinaison de comportements d'agrégation et de migration des organismes : il s'agit du modèle comportemental (Hanski and Gyllenberg, 1993). Le second modèle suggère un effet combiné de caractéristiques démographiques des populations et de l'hétérogénéité de l'habitat dans lequel elles résident : c'est le modèle démographique (voir Anderson *et al.*, 1982 ; Nee *et al.*, 1991). Deux hypothèses ont été développées pour rendre compte de ces modèles : l'hypothèse *core/satellite* (Hanski, 1991 ; Hanski et Gyllenberg, 1993, Hanski *et al.*, 1995) que nous pourrions traduire par abondant/occasionnel, et la loi de Taylor (Taylor, 1992).

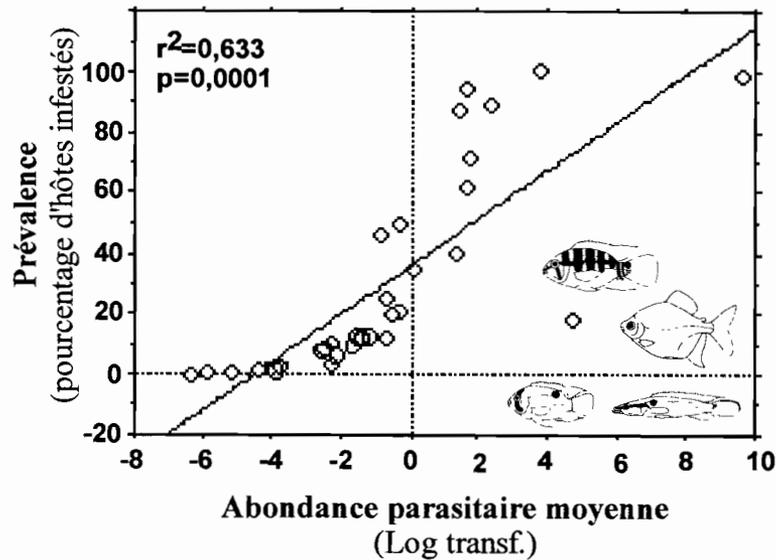
L'hypothèse *core/satellite* prédit une distribution bimodale des organismes dans leur environnement, et se réfère à un contexte d'occupation de l'espace sous la forme de *patches* traduisant les potentialités de colonisation des organismes ainsi que leurs probabilités d'extinction. Dans ce contexte, les espèces rares (*satellite*), à l'échelle locale, sont très nombreuses par rapport aux espèces largement distribuées (*core*) peu fréquentes.

La loi de Taylor décrit l'hétérogénéité spatiale des organismes par une relation du type  $s^2 = aM^b$  dans laquelle l'exposant  $b$  représente un indice de l'hétérogénéité spatiale du milieu. Cet indice est d'autant plus fort ( $b \rightarrow \infty$ ) que l'agrégation est importante, et des populations hautement agrégées sont considérées avoir un coefficient  $b$  supérieur à 2.

Nous avons donc cherché à voir pour les parasites de poissons que nous avons étudiés dans le fleuve Sinnamary si l'un ou l'autre de ces modèles pouvait répondre à nos observations. Dans le cas de l'hypothèse *core/satellite*, nous devrions rencontrer beaucoup d'espèces parasitaires concentrées chez quelques individus-hôtes, et très peu d'espèces bien représentées chez l'ensemble de leurs hôtes. Pour répondre à la loi de Taylor, nos résultats devraient mettre en évidence une forte propension des parasites à l'agrégation. La propriété des organismes, notamment animaux, à s'agréger est abondamment reconnue, et les fortes charges parasitaires sont souvent la cause de mortalité chez les hôtes.

Pour cette étude, nous nous sommes principalement intéressés aux Nématodes qui sont des vers ronds Nématelminthes vivant soit dans le tractus intestinal des poissons (cas de nombreux Nématodes au stade adulte), soit dans les mésentères, la cavité générale ou la musculature (cas des larves de Nématodes accomplissant leurs cycles chez d'autres poissons ou des oiseaux ichtyophages). Pour chaque espèce de parasite (au total 17 espèces représentant 35 populations différentes), nous avons calculé l'abondance moyenne ou charge parasitaire moyenne ( $M$ ) par individu-hôte, la variance de cette abondance ( $s^2$ ) et la prévalence qui représente le nombre d'individus-hôtes infestés sur le nombre total d'individus examinés. L'attraction mutuelle entre individus d'une même espèce conduit à l'agrégation qui se traduit d'un point de vue statistique par une variance supérieure à la moyenne alors que la répulsion

entre individus entraîne une dispersion quasi régulière qui s'exprime par une variance inférieure à la moyenne.

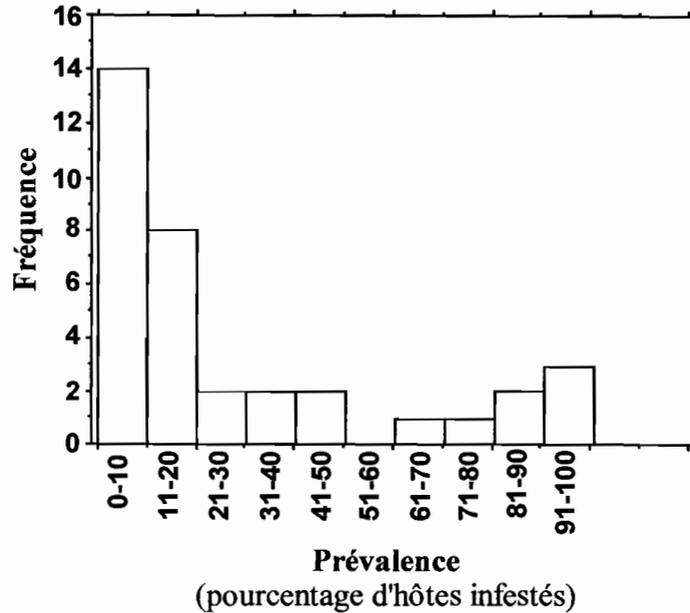


**Figure 1** - Variation de l'abondance parasitaire et de la prévalence d'infestation chez des Nématodes parasites (35 populations, 17 espèces) de 17 espèces de poissons appartenant aux familles des Cichlidae, Serrasalmidae, Anostomidae et Characidae du bassin du Sinnamary (Guyane française). La charge parasitaire par individu-hôte est étroitement liée à la distribution spatiale des parasites dans l'écosystème aquatique.

Nous observons une relation positive entre la charge parasitaire moyenne (M) et la prévalence pour les 35 populations des 17 espèces de Nématodes. Autrement dit, une forte occupation de l'espace (ici en nombre d'individus-hôtes infestés) par une espèce de parasite donnée se traduit par des charges parasitaires moyennes par individu-hôte supérieures à ce qu'elles sont lorsque l'occupation de l'espace est faible (Figure 1).

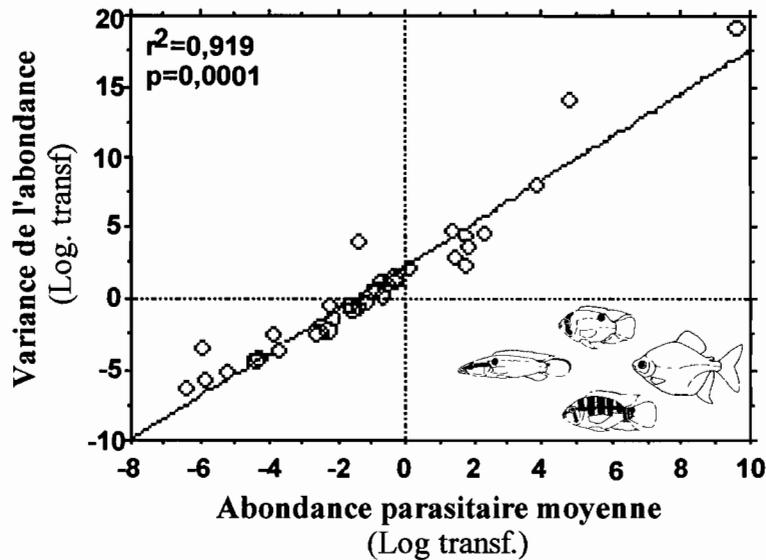
L'examen plus précis des 7 populations du Nématode *Spirocamallanus inopinatus*, parasites des espèces de poissons, *Anostomus brevior*, *Leporinus pellegrini*, *L. granti*, *L. gossei*, *L. fasciatus*, *Myleus rhomboïdalis* et *M. ternetzi*, montre que la relation prévalence-abondance moyenne est aussi vraie entre populations d'un même taxon parasite. Les résultats de la régression sont très significatifs ( $r^2=0.743$ ,  $F=14.46$ ,  $p=0.013$ ), et la comparaison des droites intraspécifique et interspécifique indique qu'elles sont parallèles ( $p>0.05$ ).

Ces résultats tendent à montrer que l'abondance parasitaire par individu-hôte est étroitement liée à la distribution spatiale des espèces de parasites comme prédit par l'hypothèse *core/satellite*, ce qui semble confirmé par l'étude des distributions de fréquence des prévalences parasitaires qui présente un aspect bimodal (Figure 2).



**Figure 2** - Distribution selon l'hypothèse *core/satellite* des parasites Nématodes de poissons du bassin du Sinnamary (Guyane française). Beaucoup d'espèces de parasites (à gauche de la figure) sont peu représentées localement et occupent quelques individus-hôtes seulement. Inversement, peu d'espèces (à droite de la figure) sont très présentes localement, et parasitent un grand nombre d'individus-hôtes.

La relation entre l'abondance parasitaire moyenne et sa variance est très significative, et correspond bien à une fonction puissance du type  $s^2 = aM^b$  ainsi que prédit par la loi de Taylor, avec  $M$  représentant l'abondance moyenne,  $s^2$  sa variance,  $a=2.30 (\pm 0.27)$  et  $b=1.54 (\pm 0.08)$  (Figure 3). L'analyse de la relation abondance-variance pour les 7 populations du Nématode *S. inopinatus* donne des résultats similaires ( $r^2=0.704$ ,  $F=11.885$ ,  $p=0.018$ ), et la comparaison des pentes de droites intra- et interspécifique indique une égalité de pente ( $p>0.05$ ).



**Figure 3** - Relation entre le logarithme de la variance ( $s^2$ ) et l'abondance parasitaire moyenne ( $M$ ) pour 35 populations parasites de Nématodes de poissons du bassin du Sinnamary. Cette relation correspond à une fonction puissance (loi de Taylor) avec  $\text{Log}s^2 = b\text{Log}M + a$  ( $r^2 = 0,919$ ,  $p = 0,0001$ ) avec  $a = 2,30 \pm 0,27$  et  $b = 1,54 \pm 0,08$ .

Nos résultats montrent que les parasites Nématodes de poissons du fleuve Sinnamary répondent bien au modèle démographique proposé par Anderson *et al.* (1982) et Nee *et al.* (1991). La valeur du coefficient  $b$  ( $1,54 \pm 0,08$ ) que nous obtenons dans l'équation de Taylor est bien comprise dans les valeurs limites ( $1 < b < 2$ ) supportées par un modèle démographique. La valeur du coefficient  $k$  qui est le paramètre de la loi binomiale négative qui s'ajuste très bien à des données provenant de phénomènes ayant un caractère contagieux comme le recrutement parasitaire, calculé à partir de l'équation  $1/k = aM^{b-2} - 1/M$ , est égale à 7.163. De plus, la distribution en fréquences des prévalences parasites que nous observons répond aussi à l'hypothèse *core/satellite*. Il semble donc que notre modèle épidémiologique tienne compte à la fois de la structure bimodale des prévalences et d'une relation positive entre ces prévalences et l'abondance parasitaire. La valeur du coefficient  $b$ , intermédiaire entre les valeurs 1 et 2, pourrait expliquer cette réponse positive à deux modèles jugés à l'origine distincts.

La loi de Taylor intègre la distribution bimodale des fréquences parasites pour le matériel que nous avons analysé. Cela implique que des populations parasites hautement agrégées à faible représentativité parmi les individus-hôtes (état *satellite*) peuvent passer à des distributions plus régulières chez les populations hôtes (état *core*), et inversement. Tel pourrait être le cas du Nématode parasite intestinal, *S. inopinatus*, présent au moins chez 7 espèces de poissons différentes dans le Sinnamary, et qui se rencontre à l'état *satellite* chez *M. ternetzi*, *Anostomus brevior* et *Leporinus pellegrini*, et à l'état *core* chez *L. gossei*, *L. fasciatus* et *M. rhomboïdalis*.

La distribution bimodale des parasites de poissons et la fonction puissance ( $\text{Log}s^2 = b\text{Log}M + a$ ) résultent de processus démographiques et stochastiques liés à l'hétérogénéité de probabilité d'infestation des hôtes et à l'action parasitaire sur la survie des hôtes. Le coefficient  $b$  y représente un indice d'agrégation décrivant la propriété des parasites à s'accumuler chez leurs hôtes. C'est cet effet de l'accumulation de formes parasites chez les

hôtes, ou charge parasitaire, et ses effets potentiels que nous nous proposons d'analyser dans les paragraphes suivants.

### III. CO-ADAPTATION POISSONS-PLANTES ET RESISTANCE COMPORTEMENTALE

Parmi les nombreuses hypothèses proposées pour rendre compte de l'évolution des caractères sexuels secondaires, Hamilton et Zuk (1982) ont proposé le rôle du parasitisme. Selon ces chercheurs, les femelles choisiraient les mâles sur la base des caractères sexuels secondaires, dont l'état de développement, traduirait certaines résistances aux parasites. En préférant des mâles avec des ornements développés, les femelles doteraient ainsi leurs progénitures des gènes de résistance portés par ces mâles. Une deuxième hypothèse dite de complémentarité de résistance (Wedekind, 1992) est démontré dans le cas des gardons qui développent des tubercules nuptiaux en période de reproduction. Il existe, en effet, une corrélation entre le nombre et la répartition des tubercules et l'infestation par différents parasites. Les individus parasités par des nématodes ont moins de tubercules sur l'ensemble du corps alors que cette réduction n'affecte que la tête chez les individus parasités par des monogènes. Les femelles pourraient, en fonction de leur propre niveau de résistance à ces parasites, choisir des mâles complémentaires sur la base d'un examen du nombre et de la répartition des tubercules nuptiaux. Chez la souris, les femelles sont capables sur la base de l'urine des mâles de détecter une pathologie en cours et d'éviter les mâles parasités. Une troisième hypothèse dite de la résistance comportementale (Lozano, 1994), est encore peu considérée car elle est très récente. La préférence des femelles pour des mâles porteurs de couleur rouge suite à l'absorption de caroténoïdes est connue chez quelques espèces de poissons. Il est aussi démontré que les caroténoïdes ont une action stimulante sur le système immunitaire ainsi qu'un rôle prophylactique sur l'apparition de maladies d'origines non parasitaires. L'intensité de la couleur rouge d'un mâle pourrait traduire son aptitude à trouver dans l'environnement des substances qui diminuent les risques d'apparition des maladies. De nombreuses espèces animales recherchent spécifiquement dans leur environnement ce genre de substances aux vertus préventives ou curatives vis à vis des parasites, comme chez les crustacés dont se nourrissent beaucoup de poissons, ou chez des plantes par exemple.

Nous avons choisi un exemple pour illustrer ce rapport, celui du Serrasalmidae *Myleus ternetzi*, appelé localement Pacussine. Peu de renseignements sont disponibles concernant le mode de reproduction de ce poisson, et on ne sait pas, à l'heure actuelle, s'il y a choix entre partenaires sexuels ou bien réalisation d'une reproduction groupée.

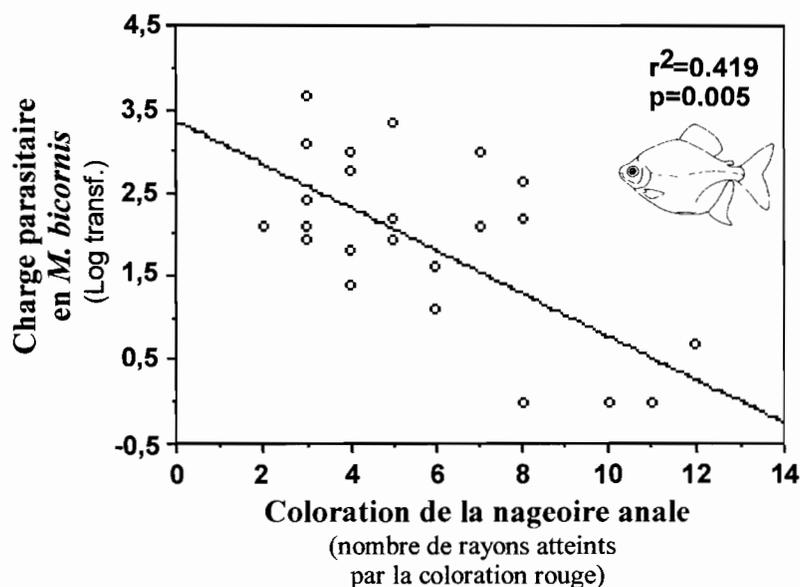
Nous avons analysé l'évolution des abondances parasitaires de deux espèces de parasites de *M. ternetzi*, un Nématode *Myleusnema bicornis* et un Trématode *Pseudocladorchis cylindricus* coexistant dans le tube digestif, en fonction des patrons de coloration des individus-hôtes. La variabilité de coloration chez la Pacussine a été estimée en calculant le nombre de rayons de la nageoire anale atteints par une coloration rouge-orangée.

Les charges parasitaires, en *M. bicornis* et en *P. cladorchis*, diminuent de manière significative avec la surface colorée de la nageoire anale (Figure 4). Ainsi, plus la coloration est importante et moins la quantité de parasites présents dans l'intestin est grande.

Une possibilité pour rendre compte de cette relation pourrait être le rôle de la taille des individus pour expliquer la variabilité de coloration de la nageoire puisque les grands individus

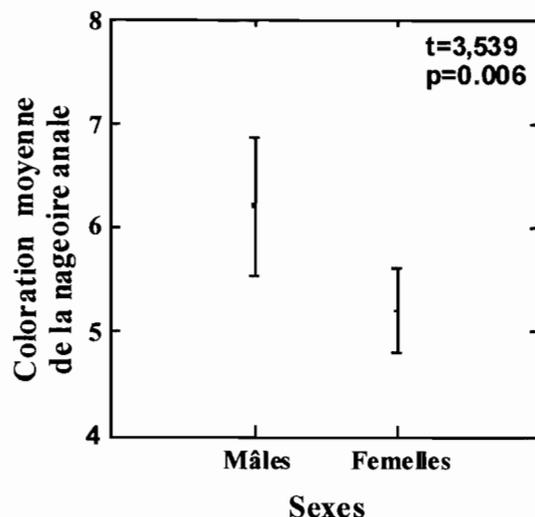
présentant de plus grandes nageoires pourraient avoir des surfaces rouges plus étendues que les petits individus. Notre analyse démontre que cette hypothèse n'est pas confirmée ( $r^2=0.081$ ,  $p=0.169$ ).

Les charges parasitaires ne sont pas non plus influencées par la taille des individus-hôtes. En effet, nous pourrions imaginer que plus un poisson est de grande taille et plus il peut abriter des charges élevées ce qui est souvent la règle en écologie parasitaire. Or, nous obtenons pour les relations entre le nombre de *M. bicornis* ( $r^2=0.113$ ,  $p=0.062$ ) et de *P. cylindricus* ( $r^2=0.059$ ,  $p=0.243$ ) avec la taille respective des poissons deux résultats non significatifs.



**Figure 4** - Relation entre la charge parasitaire en *Myleusnema bicornis* et le degré de coloration rouge de la nageoire anale de *Myleus ternetzi*. La charge parasitaire est une fonction inverse du niveau de coloration de l'hôte. Un résultat analogue est observé pour la charge parasitaire du Trématode *P. cylindricus* ( $r^2=0.331$ ,  $p=0.003$ ).

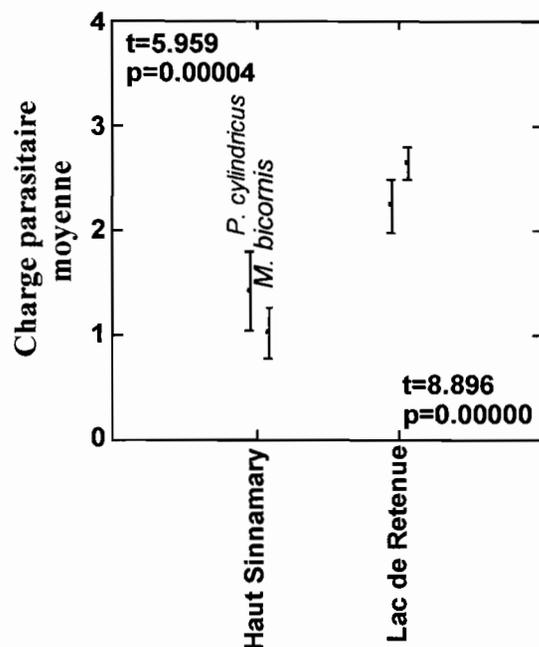
La comparaison entre le degré de coloration des mâles et celui des femelles montre une coloration moyenne plus importante en faveur des mâles (Figure 5) alors qu'une comparaison des charges parasitaires entre les deux sexes indique une charge moyenne plus élevée chez les femelles que chez les mâles pour les *M. bicornis* ( $t=2.25$ ,  $p=0.03$ ), et une égalité de charge entre sexes en ce qui concerne *P. cylindricus* ( $t=1.70$ ,  $p=0.10$ ).



**Figure 5** - Le degré de coloration rouge de la nageoire anale est liée au sexe des individus de *Myleus ternetzi* analysés. Les femelles sont en moyenne moins colorées que les mâles.

Dans le cas du parasitisme par *M. bicornis*, lorsque nous nous intéressons à la relation entre la charge parasitaire et la coloration de la nageoire pour chacun des deux sexes nous observons une relation significative et négative pour les mâles ( $r^2=0.453$ ,  $p=0.0000$ ), et non significative pour les femelles ( $r^2=0.337$ ,  $p=0.078$ ). Les mêmes résultats sont obtenus dans le cas du parasite *P. cylindricus* : pour les mâles ( $r^2=0.441$ ,  $p=0.007$ ), et pour les femelles ( $r^2=0.267$ ,  $p=0.126$ ).

Les charges parasitaires en *M. bicornis* et *P. cylindricus* sont aussi différentes en fonction de la provenance des individus-hôtes (Figure 6). En effet, les Pacussines capturées à Saut Takari-Tanté ou au-dessus de cette zone sont moins parasitées que les individus provenant de l'aval, et notamment dans la zone de Crique Plomb. Malheureusement, nous ne possédons pas encore suffisamment d'exemplaires provenant de l'aval du barrage (Crique Vénus, Crique Saulnier, etc...), pour pouvoir préciser leur degré de parasitisme.



**Figure 6** - Les spécimens de *Myleus ternetzi* provenant de l'amont du Sinnamary (Takari-Tanté et au-dessus du saut) sont moins parasités que les individus capturés dans le lac de retenue. Les valeurs dans le coin supérieur gauche de l'illustration se rapporte au parasite *P. cylindricus*, et les valeurs dans le coin inférieur droit au parasite *M. bicornis*.

L'analyse des colorations de la nageoire anale des individus de *Myleus ternetzi* en fonction de leur localisation de pêche montre que les poissons du Haut Sinnamary présentent des patrons de coloration beaucoup plus rouges que les individus issus du lac (Figure 7). L'examen des contenus intestinaux indique que les *Myleus* du Haut Sinnamary présentent fréquemment des substances de couleur rouge-orangé d'origine végétale (fruits, fleurs, graines), ou de rares crustacés alors que les intestins des poissons du lac sont marqués par une absence nette de ces substances colorées (Figure 7).

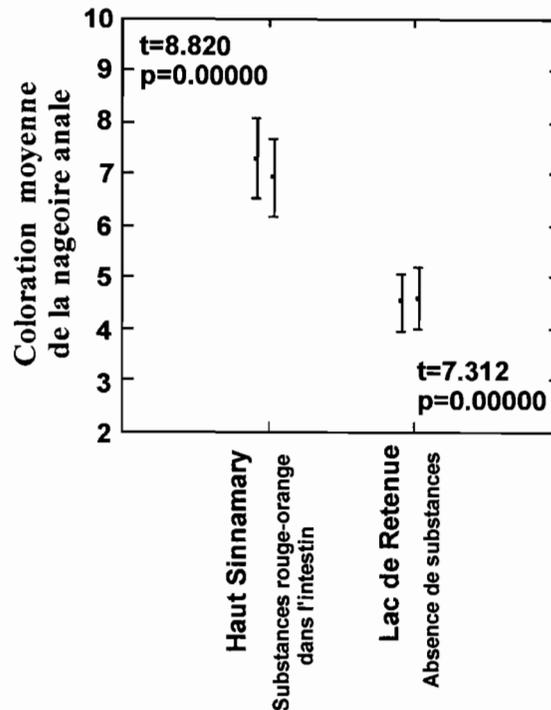


Figure 7 - Les spécimens de *Myleus ternetzi* provenant de l'amont du Sinnamary (Takari-Tanté et au-dessus du saut) présentent un patron de coloration de la nageoire anale plus coloré que les individus capturés dans le lac de retenue. Parallèlement, l'examen des contenus intestinaux montre une présence de substances rouge-orangé d'origine le plus souvent végétale à l'amont alors qu'elles sont absentes chez les poissons du lac. Les valeurs dans le coin supérieur gauche de l'illustration se rapporte à la comparaison entre les zones de captures, et les valeurs dans le coin inférieur droit à la comparaison entre les contenus intestinaux.

Comment pouvons-nous interpréter ces différents résultats ? Les propriétés anti-parasitaires des caroténoïdes sont actuellement relativement bien connues, et il semble que les organismes vivants aient sélectionnés des comportements de recherche de telles substances bénéfiques dans leur environnement. Les *M. ternetzi* ont une habitude alimentaire à se nourrir de feuilles de Podostomaceae qu'ils trouvent dans les rapides, de feuilles de végétaux aériens surplombant les rives, de fruits, de graines et de fleurs tombant de la ripisylve. Nous avons aussi trouvé, parfois, des petits crustacés ou des annélides dans les contenus intestinaux. La différence d'alimentation entre les Serrasalminae du Haut Sinnamary et ceux du domaine lacustre est caractérisée par la présence abondante de substances notamment végétales (fruits, graines, pétales de fleur) de couleur rouge, orangée ou jaune dont les Pacussines pourraient extraire les caroténoïdes. Même si l'assimilation de ces caroténoïdes ne doit pas être immédiate dans l'organisme, et donc elle ne peut pas rendre compte de la relation observée entre le patron de coloration rouge de la nageoire anale et la présence de substances colorées dans les intestins, elle permet cependant d'expliquer la relation de dépendance qui peut exister entre la végétation rivulaire et l'ichtyofaune.

En effet, la zone du Sinnamary à Takari-Tanté et au-delà de ce saut n'a pas été affectée par le phénomène de remplissage du lac et par conséquent l'écosystème rivulaire est resté intact permettant d'entretenir cette relation étroite entre plantes et poissons. Les *Myleus* trouvent en amont les substances nécessaires à la régulation de leur parasitofaune (la coloration rouge étant l'expression de cette habitude alimentaire) alors que dans le lac où les rives ont été très endommagées ces poissons ne trouvent plus une alimentation adéquate permettant de combattre les parasites intestinaux. Les charges parasitaires des Serrasalmidae du lac sont en nette augmentation, et il y a tout lieu de penser que ce processus conduise à des seuils en parasites pouvant affecter la survie des individus. Le maintien de la population de *M. ternetzi* dans le lac devrait alors dépendre de la capacité des berges à se restaurer d'elles mêmes et/ou de la faculté des *Myleus* à rechercher en amont des criques une alimentation équilibrée ! Inévitablement, la compétition pour cette ressource devrait être importante, et nous suggérons qu'une étude au long terme de la population de *M. ternetzi* intégrant des domaines de recherche comme la génétique des populations, l'écologie évolutive, la parasitologie ou bien l'éthologie devrait être dès maintenant envisagée.

*Myleus ternetzi* n'est pas connue comme une espèce se reproduisant en couples. Au contraire, il semblerait que les individus forment des *shoals* durant la reproduction lors desquels il n'existerait pas de choix entre partenaires. Pas ou peu d'études existent concernant les modalités de reproduction de cette espèce de Serrasalmidae. Chez de nombreuses espèces, il existe toutefois une compétition entre les mâles pour l'accès à la reproduction (choix des femelles les plus grosses par exemple). Il peut exister aussi un choix des mâles par les femelles. Cette compétition peut s'exprimer directement pour l'accès aux femelles (ou aux mâles) ou indirectement pour l'accès aux meilleurs territoires sur lesquels viendront les femelles (ou les mâles). Lorsque l'on s'adresse à des parasites qui diminuent la compétitivité, le simple jeu des interactions compétitives pourrait aisément conduire à une situation où seuls les individus les moins parasités auraient accès à la reproduction sans qu'il soit nécessaire d'invoquer un choix entre partenaires. De nombreux caractères sexuels, avant d'être potentiellement des ornements impliqués dans la sélection inter-sexuelle, peuvent être des structures utilisées dans la compétition entre individus d'un même sexe, ou sélection intra-sexuelle. Dans ce contexte, l'altération de ces ornements, et pour notre exemple de la coloration rouge des nageoires, par le parasitisme pourrait conduire à une diminution de la compétitivité vis à vis des autres individus du même sexe plutôt qu'à une diminution d'attraction entre partenaires. Les mâles sont plus rouges en amont que dans le lac ( $t=9.096$ ,  $p=0.0000$ ), et très probablement beaucoup plus vigoureux car moins affectés par le parasitisme ( $t=15,948$ ,  $p=0.0002$  pour les charges en *M. bicornis*, et  $t=11,180$ ,  $p=0.0010$  pour celles en *P. cylindricus*). Nous obtenons des résultats similaires concernant les femelles bien que moins accentués ( $t=5.398$ ,  $p=0.003$  pour le patron de coloration,  $t=13,148$ ,  $p=0.0004$  pour *M. bicornis* et  $t=3,993$ ,  $p=0.010$  pour *P. cylindricus*). De possibles migrations de l'amont du fleuve vers le lac doivent probablement avoir lieu, et elles seront bénéfiques à la sous-population de *M. ternetzi* installées dans le lac, mais inversement il semble aussi que les fortes charges parasitaires rencontrées chez les Pacussines du lac pourraient contrarier leurs possibilités de déplacement vers l'amont.

Si le parasitisme a bien une action sur les potentialités reproductrices de l'espèce et sur la viabilité des adultes, et cela autant de temps que les berges du lac n'auront pas retrouvé leur flore riveraine normale, nous pensons que le Haut Sinnamary (notamment la partie en amont du Saut Takari-Tanté) pourrait servir de réservoir naturel pour la re-colonisation du lac car les

poissons, du moins les *M. ternetzi* que nous avons analysés, sont beaucoup plus viables et notamment beaucoup plus résistants aux infestations de parasites.

D'un point de vue strictement épidémiologique, l'amont du Sinnamary qui a conservé son écosystème naturel est bien plus intéressant que l'aval, et c'est peut-être sur une meilleure appréciation de sa conservation que nous pourrions répondre à certaines questions de gestion et d'aménagement du lac.

Même si beaucoup d'interrogations demeurent notamment sur le comportement sexuel des *Myleus*, la résistance comportementale aux invasions parasitaires, ou l'effet du parasitisme sur la survie des adultes, nous pensons qu'il s'agit là d'un remarquable exemple de relation étroite entre les poissons et les plantes. La relation entre végétation riveraine et résistance parasitaire des poissons montre bien à quel point les effets d'une destruction d'habitats, sans une politique concernant leur restauration, peuvent être difficiles à apprécier !

#### **IV. PARASITISME ET SELECTION SEXUELLE, OU L'INEGALITE DES SEXES**

Chez de nombreuses espèces animales, les mâles en période de reproduction portent des ornements dont le développement est parfois si important que de nombreux auteurs les ont qualifiées d'extravagantes. L'évolution de tels caractères, qui vont à l'encontre de la survie des individus qui les portent (coût énergétique, risque de prédation), est difficile à expliquer à l'aide de la sélection naturelle. La sélection sexuelle est l'explication à laquelle Darwin était arrivé pour expliquer ce paradoxe : ces caractères évoluent parce que le coût qu'ils imposent sur la survie est compensé par un avantage dans la reproduction. Expliquer l'existence des caractères extravagants, les mécanismes précis par lesquels ils sont favorisés et l'origine des variations individuelles sont des questions auxquelles de nombreuses études ont tenté de répondre. Même si le débat n'est pas clos, l'ensemble de ces recherches a illustré l'importance de la sélection sexuelle dans l'évolution des populations (micro-évolution) et des espèces (macro-évolution).

Il existe de nombreuses évidences que les femelles choisissent les mâles et que ces choix sont à l'origine de l'évolution des caractères sexuels secondaires chez ces derniers. La préférence des femelles pour certains mâles porteurs d'ornements est souvent unanime dans les populations, et en conséquence, quelques mâles seulement peuvent réaliser l'essentiel des fécondations. Chez les poissons, une préférence pour certains ornements des mâles peut être initiée par un biais de sensibilité ou de perception des femelles à certains stimuli comme certaines couleurs, par exemple. Chez les guppies très étudiés en écologie évolutive, les femelles préfèrent les mâles portant des nageoires de grande taille très colorées, par exemple.

Le choix des femelles par les mâles a reçu beaucoup moins d'attention que le choix des mâles par les femelles. Par exemple, un avantage pour les mâles à discriminer les femelles survient lorsque ces dernières présentent des fécondités différentielles. Chez beaucoup d'espèces, la fécondité est fortement corrélée à la taille de la femelle, et on comprend alors pourquoi les mâles choisissent de préférence de grandes femelles pour s'accoupler.

Il semble donc que la viabilité d'un individu soit souvent corrélée avec son avantage dans la sélection intra- et/ou inter-sexuelle. Sachant que les parasites peuvent imposer un coût à la valeur sélective de leurs hôtes, et que souvent ce coût affecte la viabilité des individus affectés, on comprend aisément que les parasites puissent jouer un rôle significatif dans la

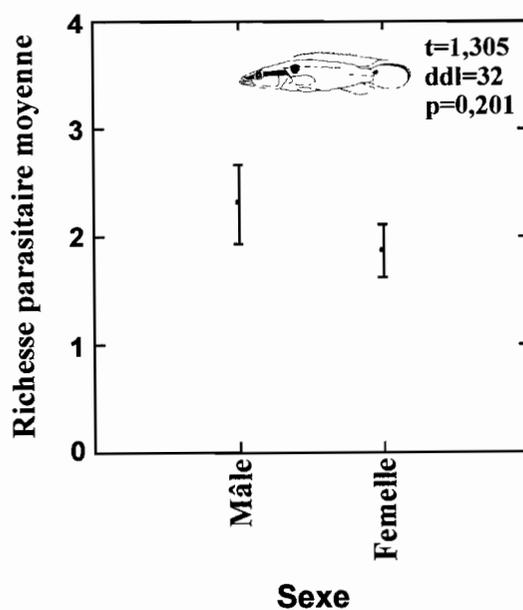
Page 142

sélection sexuelle. L'augmentation de la charge parasitaire d'un individu peut avoir une action négative sur son succès reproducteur, par exemple !

Dans ce contexte, nous nous sommes intéressés à l'évolution du parasitisme chez une espèce de Cichlidae, *Crenicichla saxatilis*, que l'on sait effectuer une reproduction en couples. La ponte est habituellement déposée dans une cavité, et la surveillance des oeufs et des jeunes est pratiquée par la femelle. Nous possédons des données concernant le parasitisme d'un autre Cichlidae, *Aequidens guianensis*, mais les résultats ne sont pas, pour le moment, encore exploités.

L'analyse de l'évolution de la richesse parasitaire (richesse totale et richesse intestinale) chez *C. saxatilis* montre qu'il n'existe pas de différence entre les deux sexes. Les partenaires semblent donc égaux devant le nombre total d'espèces parasites à pouvoir les envahir (Figure 8). Ce résultat est aussi confirmé lorsqu'on s'adresse à la richesse en parasite intestinaux.

A l'inverse, si l'on considère l'évolution des abondances parasitaires de deux espèces de parasites (un Nématode *Eustrongylides sp.* et un Cestode *Schistocephalus sp.*) en fonction des sexes des hôtes, on remarque une différence de parasitisme entre partenaires. Les mâles de *C. saxatilis* semblent être parasités par des charges en *Eustrongylides sp.* (Figure 9) légèrement plus fortes que les femelles (test t,  $p=0.0000$ ), mais ce résultat n'est pas corroboré par l'utilisation de tests non-paramétriques (test de conformité de  $\chi^2$ ,  $p=0.369$ ) ni par les régressions multiples faisant intervenir plusieurs variables explicatives (voir Tableau I).



**Figure 8** - Les sexes mâles et femelles de *Crenicichla saxatilis* sont, en moyenne, égaux devant la diversité spécifique parasitaire à pouvoir les infester.

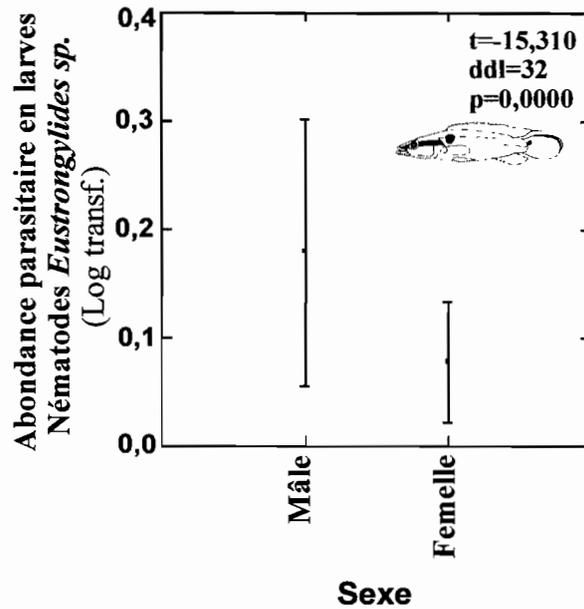
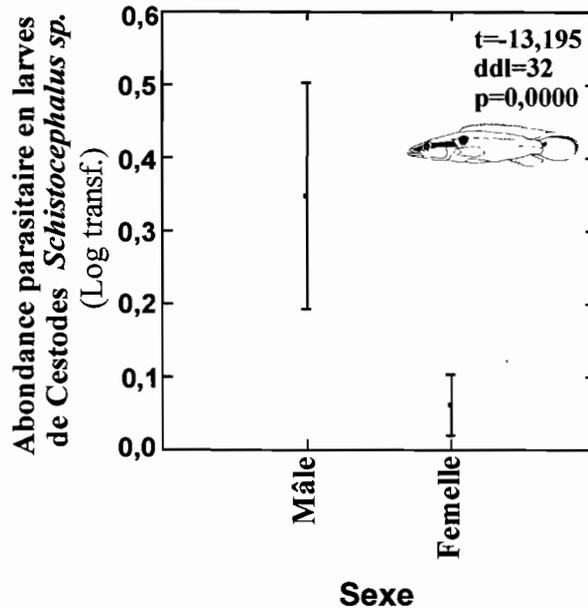


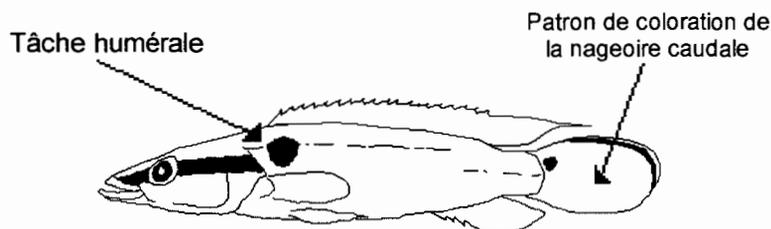
Figure 9 - Les sexes mâles et femelles de *Crenicichla saxatilis* montrent des charges parasitaires moyennes en Nématodes *Eustrongylides* sp. sensiblement différentes, mais ce résultat n'est pas significatif lorsqu'on utilise des analyses non-paramétriques ou des régressions multiples.

La différence de charges parasitaires moyennes du Cestode Pseudophyllidae *Schistocephalus* sp. entre sexes est significative (Figure 10), et les femelles sont beaucoup moins atteintes que les mâles. L'utilisation de statistiques non-paramétriques corrobore ce dernier résultat ( $p=0.031$ ) ainsi que les régression multiples ( $p=0.003$ ).



**Figure 10** - Les sexes mâles et femelles de *Crenicichla saxatilis* montrent des charges parasitaires moyennes en Cestodes *Schistocephalus sp.* très différentes, lesquelles tendent à démontrer que les partenaires sont inégaux devant l'infestation par le parasite.

Une régression multiple faisant intervenir la surface de la tâche humérale des individus-hôtes (en mm<sup>2</sup>) localisée aux environs de l'opercule juste derrière l'oeil (Figure 11), le sexe des individus (codé par catégorie : 1 pour mâle, 2 pour femelle), et l'existence d'une interaction entre le sexe et la tâche humérale (les sexes peuvent présenter des tâches de surface différente) pour expliquer l'abondance parasitaire en Cestodes Pseudophyllidae montre que ces trois variables sont très significatives (voir Tableau I). La surface de la tâche humérale est inversement proportionnelle au degré de parasitisme, les charges parasitaires sont plus fortes chez les mâles que chez les femelles, et il existe une différence significative de la tâche entre les mâles et les femelles en faveur de ces dernières. La taille des individus n'a pas d'effet sur la taille des tâches ( $p > 0.05$ ). Le même type de démarche effectué pour expliquer les charges parasitaires en Nématodes *Eustrongylides sp.* a conduit à un résultat non significatif.



**Figure 11** - Illustration schématique des critères de différenciation des sexes chez l'espèce *Crenicichla saxatilis*.

Les tâches ou spots blancs se trouvant sur la nageoire anale des poissons sont aussi différentes en fonction des sexes. Les mâles n'ont pas ou peu de ces tâches alors que les femelles présentent préférentiellement des bandes blanches bordant l'extrémité de la nageoire anale ( $t=4.946$ ,  $ddl=32$ ,  $p=0.0002$ ). L'utilisation de ce caractère distinctif entre mâles et femelles dans un modèle de régression multiple donne des résultats comparables à ceux illustrés dans le Tableau I, montrant ainsi que les femelles de *C. saxatilis* ont pu sélectionner des patrons de coloration distincts de ceux présents chez les mâles. Le parasitisme peut être ici aussi évoqué pour rendre compte de ces différences.

Variable dépendante				
<i>Schistocephalus sp.</i>				
				
Variables explicatives	Coefficient	Coefficient standard	Test t	Probabilité
Constante	1.308	0.000	4.113	0.0033
Surface Tâche humérale	-0.016	-1.901	-2.627	0.0140
Sexe	-0.603	-0.866	-3.302	0.0030
Interaction Sexe×Tâche	0.008	1.799	2.258	0.0320

$n=32$   
 $R^2=0.403$   
 $F\text{-ratio}=6.074$   
 $p=0.0030$   
(test bilatéral)

**Tableau I :** Régression multiple donnant les effets des variables explicatives pour expliquer les charges parasitaires en Cestodes Pseudophyllidae *Schistocephalus sp.* Les trois variables explicatives sont très hautement significatives conduisant à un résultat de régression multiple expliquant 40% de la variabilité en parasites.

Bien que la relation de cause à effet soit difficile à démontrer, sauf par une approche expérimentale, il semble que la charge parasitaire notamment en Cestodes Pseudophyllides, parasites d'oiseaux piscivores à l'état adulte, affecte différemment les deux sexes. Les abondances parasitaires beaucoup plus importantes chez les mâles mettent en évidence que ce sexe pourrait être beaucoup plus affecté par la prédation par les oiseaux. En contre partie, les mâles auraient développé des patrons moins remarquables par les prédateurs. Les femelles, quant à elles, sont moins affectées par le parasitisme. Lors de la reproduction ayant lieu toute l'année, les femelles s'occupent des oeufs déposés dans une cavité, et à ces moments elles ne sont pas accessibles aux oiseaux prédateurs. Les femelles semblent aussi présenter des patrons plus nuancés que les mâles avec notamment des bandes blanches assez larges sur les nageoires caudales, anales et dorsales plus aisément repérables par les oiseaux prédateurs. Le parasitisme pourrait ainsi affecter la survie des mâles avec des vers Nématodes à l'état larvaire se localisant sur ou dans la vessie natatoire du poisson et pouvant aller jusqu'à la perforer. Les plus faibles taux de parasitisme rencontrés chez les femelles favoriseraient aussi l'émergence de robes plus extravagantes traduisant une meilleure santé. Les *C. saxatilis* vivant en couples, il y a

possibilité qu'un choix entre les partenaires puisse s'effectuer : les mâles étant très affectés par le parasitisme et très probablement par la prédation, il est tout à fait possible que les femelles choisissent leurs partenaires en fonction de l'importance de la tâche puisque celle-ci pourrait être un signal traduisant le degré de parasitisme d'un individu (Tableau I) ; les mâles consentiraient quant à eux à fertiliser les oeufs des femelles les plus extravagantes.

Ce nouvel exemple emprunté aux poissons Cichlidae montre bien à quel point le comportement, le développement d'ornementation ou de couleurs vives et le parasitisme sont étroitement liés à tel point que la seule description des espèces de poissons sur la base des patrons de coloration ne devrait plus suffire comme le confirme aussi notre exemple sur la résistance comportementale de *Myleus ternetzi* !

## **V. DEVELOPPEMENT LARVAIRE ET INEGALITE INDIVIDUELLE DES JEUNES STADES DE POISSONS FACE AU PARASITISME.**

L'inégalité devant le parasitisme existe à tous les niveaux d'organisations biologiques : entre les organismes d'une même population, entre les sexes, entre les populations, entre les taxons périspécifiques et entre les espèces. Ces différences peuvent s'exprimer au travers des caractéristiques de l'infestation (présence/absence d'un parasite, prévalence, abondance et intensité) et/ou au travers de troubles pathologiques. Ainsi, en fonction des taxons de nombreux paramètres sont capables d'influencer une susceptibilité différentielle à l'infestation et/ou aux conséquences pathologiques associées à l'infection. Les conséquences d'une susceptibilité différentielle peuvent s'exprimer sur de nombreux paramètres susceptibles d'influencer directement ou indirectement la valeur sélective des individus-hôtes (croissance, fécondité, survie, comportement).

Nous avons donc cherché à vérifier si pour le Cichlidae, *Crenicichla saxatilis*, il existait une mortalité liée au parasitisme, et si le parasitisme observé chez les jeunes stades de la vie des poissons pouvait avoir une influence sur la croissance des individus. Nous présentons dans ce rapport les résultats relatifs à *C. saxatilis* uniquement, mais des données concernant un autre Cichlidae, *A. guianensis*, sont en cours d'exploitation.

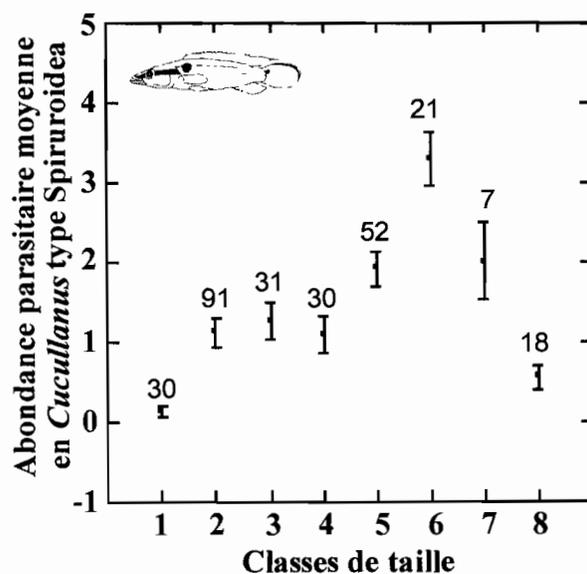
Pour se faire, nous avons analysé le parasitisme chez un grand nombre d'individus-hôtes de la larve à l'état sub-adulte, et un certain nombre de mesures morphométriques par analyse d'images ont été prises sur ces mêmes individus afin de tester l'hypothèse d'une croissance différente des poissons en fonction de leur atteinte parasitaire. Pour ce rapport, nous tenons compte de quatre mesures principales effectuées sur les poissons, et qui sont *DHO* pour le diamètre de l'orbite, *LB* pour la largeur de la bouche prise entre les deux commissures, *LM* pour la longueur de la lèvre supérieure de son extrémité à la commissure, et *SC* pour la surface de la nageoire caudale. Le produit  $LB \times LM$  donne ainsi une estimation de la surface de la mâchoire supérieure laquelle apporte une idée sur la taille de la bouche. Les parasites analysés sont des Nématodes Spiruroidea du genre *Cucullanus* se développant très tôt chez les jeunes stades de *C. saxatilis* puisqu'ils sont déjà présents dans l'intestin de larves de 5mm de longueur. La charge parasitaire en *Cucullanus* sp. par individu-hôte n'est pas considérée comme variable explicative dans les modèles que nous utilisons mais elle est intégrée comme terme interactif avec la longueur (Charge $\times$ Longueur), ce qui nous permet de mesurer l'effet

Page|47

direct de la charge parasitaire (codée 0 pour les abondances comprises entre 0 et 2 parasites, et 1 pour les abondances supérieures à 2 parasites) sur le développement morphologique en ayant contrôlé l'effet de la taille des individus.

Les méthodes indirectes de mise en évidence d'une mortalité induite par le parasitisme sont basées sur l'analyse de l'évolution de l'abondance parasitaire et du rapport de la variance de la charge parasitaire sur la moyenne en fonction de la taille et/ou de l'âge des hôtes. Globalement, les simulations montrent que dans le cas d'un parasitisme n'entraînant pas de mortalité significative dans la population hôte, la charge parasitaire et le rapport variance/moyenne augmentent avec la taille. En revanche, lorsque le parasitisme est à l'origine d'une mortalité (en rapport avec la charge parasitaire ou avec la simple présence/absence du parasite), les simulations montrent que les courbes sont convexes. Le déclin de ces courbes dépend de la sévérité de la pathogénicité parasitaire (Thomas *et al.*, 1995 ; Rousset *et al.*, 1997).

L'évolution de la charge parasitaire en *Cucullanus sp.* en fonction de la taille des individus-hôtes montre un aspect de courbe convexe (Figure 12). De même, le rapport variance/moyenne montre aussi un tel comportement de courbe (Figure 13).



**Figure 12** - Evolution de la charge parasitaire moyenne en Nématodes *Cucullanus sp.* en fonction de la taille chez le Cichlidae *Crenicichla saxatilis*. Les longueurs des poissons sont exprimées en classes de taille. Les valeurs au-dessus des barres d'erreur donnent les effectifs des échantillons par classe.

Le retard que nous observons entre le pic obtenu pour le rapport variance/moyenne (Figure 13), correspondant à la classe 2 (individus de 10 à 14mm), et celui observé pour l'évolution de la charge parasitaire (Figure 12) à la classe 6 (30 à 34mm) pourrait correspondre au temps de latence nécessaire entre l'infestation parasitaire (contact de la larve avec le ou les parasites), le développement du ou des parasites dans l'organisme hôte, et le déclenchement

d'effets pathologiques sur l'hôte. Dans cet exemple, il se pourrait que l'allure convexe de l'infestation puisse être due à la prédation par les propres parents (beaucoup de Cichlidae mangent leurs jeunes !) ou par d'autres poissons prédateurs, et nous ne pouvons pas écarter cette hypothèse d'une mortalité par prédation.

Afin de tester l'idée d'une mortalité différentielle des Cichlidae par les parasites, nous avons imaginé que si cette hypothèse était vraie alors les individus parasités pouvaient avoir un développement différent des individus non parasités, et cet effet différentiel dans la croissance des larves permettait d'expliquer la mortalité des individus les plus atteints.

Le tableau II montre la relation entre la charge parasitaire en Nématodes *Cucullanus sp.* et le développement de l'oeil des poissons, les individus non parasités présentant des orbites de plus grande taille que les individus parasités. Même s'il n'existe pas une relation de cause à effet directe entre développement de l'oeil et parasitisme, les jeunes poissons parasités consacrent de l'énergie à combattre leurs parasites à un moment où leur développement exige une allocation de ressources optimale. Autrement dit, utiliser de l'énergie contre ses parasites signifie en accorder en moins pour d'autres tâches, et notamment pour le développement du corps et des organes ! Le développement de l'oeil étant moins important chez les poissons atteints par les parasites, ces individus présenteraient des capacités visuelles moindres accentuant notamment leurs risques de prédation.

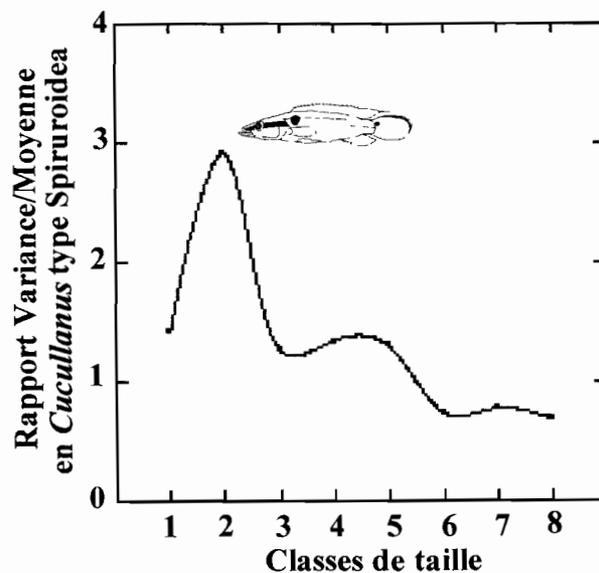


Figure 13 - Evolution du rapport de la variance sur la moyenne de charge parasitaire en Nématodes *Cucullanus sp.* en fonction de la taille chez le Cichlidae *Crenicichla saxatilis*.

Variable dépendante

DHO (Diamètre orbital)



Variabes explicatives	Coefficient	Coefficient standard	Test t	Probabilité
Longueur des individus (par classes)	0.576	1.079	36.105	0.0000
Interaction Longueur×Charge	-0.037	-0.098	-3.289	0.0010

n=259  
R<sup>2</sup>=0.975  
F-ratio=4917.34  
p=0.0000  
(test bilatéral)

**Tableau II** : Analyse de variance donnant les effets des variables indépendantes pour expliquer le diamètre de l'orbite chez 259 individus de l'espèce *Crenicichla saxatilis*. Ce résultat montre qu'à longueur des individus constante, les charges parasitaires différentes correspondent à des diamètres de l'oeil des hôtes distincts.

Le tableau III montre l'évolution différentielle de la bouche chez les juvéniles de *Crenicichla* en fonction de la charge parasitaire. Les individus parasités présentent des bouches aux mâchoires supérieures plus importantes (et donc probablement des ouvertures de bouche plus conséquentes !) permettant d'assimiler des proies comme des larves d'insectes aquatiques plus grandes, et vecteurs d'une plus grande quantité de stades larvaires de parasites.

Variable dépendante

*LB×LM (Surface Mâchoire Supérieure)*



Variables explicatives	Coefficient	Coefficient standard	Test t	Probabilité
Longueur des individus (par classes)	1.121	0.750	12.164	0.0000
Interaction Longueur×Charge	0.212	0.203	3.298	0.0010

n=261  
R<sup>2</sup>=0.891  
F-ratio=1056.93  
p=0.0000  
(test bilatéral)

**Tableau III** : Analyse de variance donnant les effets des variables indépendantes pour expliquer la surface de la mâchoire supérieure chez 261 individus de l'espèce *Crenicichla saxatilis*. Ce résultat montre qu'à longueur des individus constante, des différences de charges parasitaires coïncident avec un développement distinct de la mâchoire supérieure de la bouche, et aussi probablement de l'ensemble de l'appareil buccal.

Ces deux exemples tendent à montrer un effet potentiel du parasitisme sur le développement morphologique des stades du poisson Cichlidae, *C. saxatilis*. Un résultat identique, non illustré ici, a été obtenu concernant l'évolution de la nageoire caudale. Combattre les parasites représente un coût pour les organismes hôtes : il pourrait exister, par exemple, un compromis pour les individus entre le développement de certaines parties de leur organisme, comme l'évolution de l'appareil buccal et sa capacité à capturer des proies plus grandes et/ou différentes, et les risques d'infestation parasitaire qui lui sont liés. S'il existe bien une mortalité induite par le parasitisme (Figures 11 et 12), les parasites contribueraient ainsi à la sélection des jeunes stades de poissons et par conséquent à la morphologie des formes adultes. Nous testons actuellement ce genre d'hypothèse pour une autre espèce de Cichlidae, *Aequidens guianensis*.

## VI. AMBIANCE PARASITAIRE ET EVOLUTION DE L'ECOSYSTEME

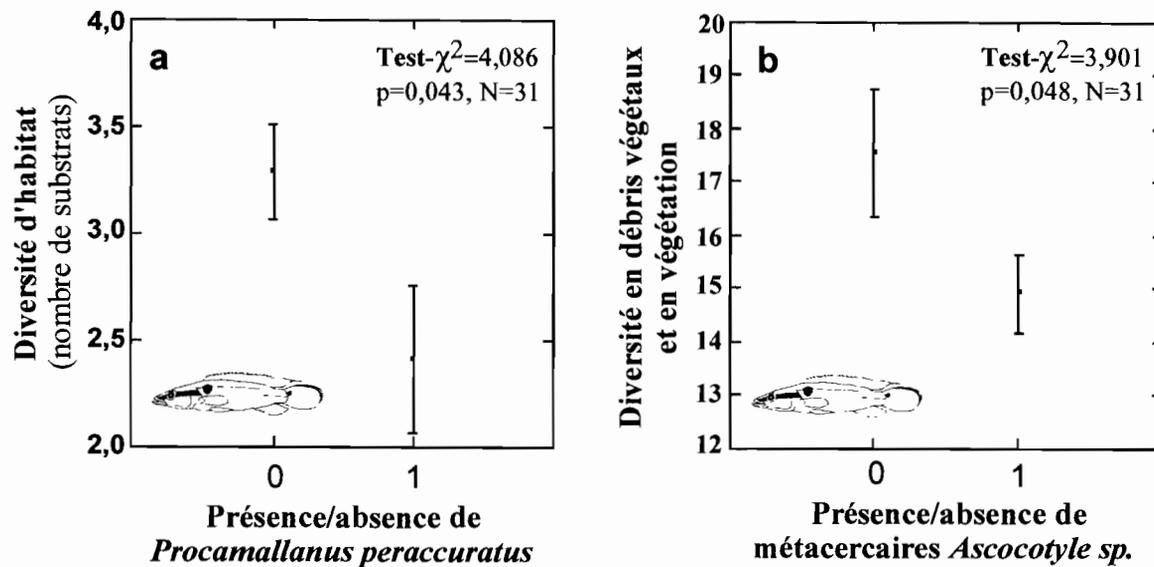
Dans le cadre des études concernant l'influence de l'habitat sur le recrutement des jeunes stades larvaires de poissons, nous nous sommes intéressés à chercher le type de relation qui pouvait exister entre le développement de certaines parasitoses chez trois espèces de Cichlidae, *Crenicichla saxatilis*, *Aequidens maroni* et *A. guianensis*, et les conditions d'habitat. Ce genre d'approche reste traditionnellement marginale en écologie parasitaire essentiellement parce que l'objet de recherche du parasitologue est centré sur le parasite rencontré chez un individu-hôte. Dans ce contexte, les conditions environnementales (notion d'ambiance parasitaire) n'ont pas ou peu été étudiées. Il nous a semblé particulièrement

Page 151

intéressant de vérifier si des composantes environnementales, comme la diversité d'habitats ou la pente des berges de crique, pouvaient avoir un rôle explicatif sur la présence de certains parasites. Les espèces de poissons ont été choisies sur le double critère de leur fréquence dans les échantillonnages, et de la taille des individus car pour cette approche seuls les spécimens sub-adultes ou adultes sont retenus. Trois espèces (listées ci-dessus) ont été considérées pour ces analyses dans un ensemble de stations localisées aussi bien à l'amont qu'à l'aval du lac de barrage. Nous avons choisi d'analyser uniquement la présence/absence d'espèces parasitaires eu égard à la difficulté de traiter ici des valeurs d'abondance.

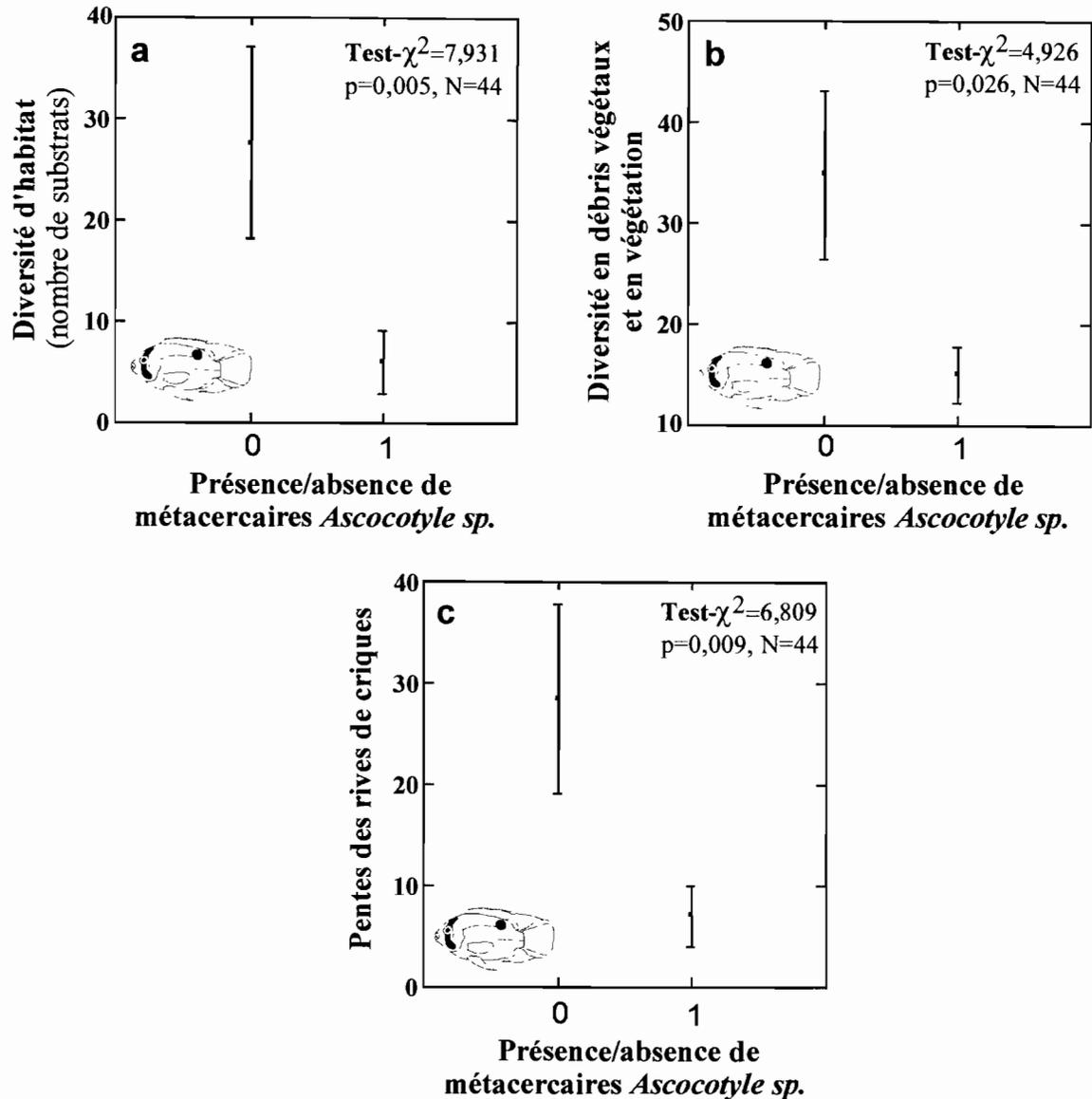
Parmi l'ensemble des variables d'habitat étudiées par l'équipe travaillant sur les jeunes stades larvaires de poissons, il nous a semblé impossible de décrire l'effet potentiel de chacune d'entre elles sur le développement d'une parasitose donnée. Nous avons retenu pour cette présentation uniquement les variables les plus significatives sachant que cette étude devrait faire l'objet d'une recherche plus attentive dans les mois à venir.

Pour le Cichlidae *Crenicichla saxatilis*, la présence de deux espèces de parasites, un Nématode, *Procamallanus peraccuratus* parasite de l'intestin, et une larve de Trématode, *Ascocotyle sp.* parasite de la musculature, semble associée de manière significative à des conditions d'habitats particulières. La présence de *P. peraccuratus* semble être étroitement associée à des substrats de criques peu diversifiés (Figure 14a) et la présence d'*Ascocotyle sp.* à une diversité en débris végétaux et en végétation aérienne peu importante (Figure 14b). Le développement du Nématode est conditionnée par la présence d'un hôte intermédiaire, une larve d'insecte Odonatoptère, vivant probablement sur des substrats aquatiques particuliers. Quant à la présence du Trématode *Ascocotyle sp.*, parasite à l'état adulte d'un oiseau piscivore, nous pensons que son développement chez *C. saxatilis* est lié à la présence d'une végétation riveraine ouverte permettant l'accès d'oiseaux d'eau divers. Les Trématodes sont généralement peu spécifiques chez leurs hôtes définitifs à l'état adulte, et un grand nombre d'espèces d'oiseaux piscivores pourraient abriter l'adulte d'*Ascocotyle sp.*



**Figure 14.** a) La présence du Nématode *Procammallanus peraccuratus* chez son hôte *Crenicichla saxatilis* est conditionnée par une diversité de substrats aquatiques peu importante, et notamment la présence d'un type de substrat particulier favorable au développement de l'hôte intermédiaire ; b) la présence de métacercaires d'*Ascocotyle sp.* chez *C. saxatilis* est marquée par un biotope aquatique peu riche en débris végétaux et en végétation arbustive.

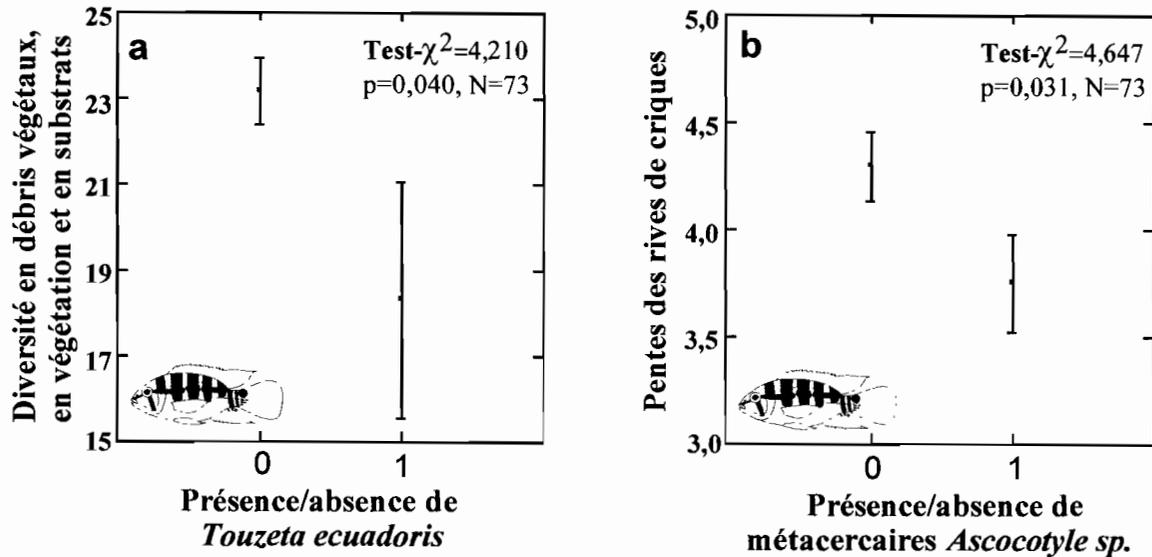
Pour *Aequidens maroni*, la présence de la larve de Trématode, *Ascocotyle sp.*, déjà analysée précédemment, semble être liée aux trois paramètres du milieu suivants : à la diversité du substrat comme dans le cas de *P. peraccuratus* de *C. saxatilis* (Figure 15a); à la diversité en débris végétaux et en végétation aérienne comme chez *C. saxatilis* (Figure 15b); et à la diversité des pentes de rives des stations échantillonnées (Figure 15c). Si nous interprétons difficilement le premier résultat, la relation obtenue pour le développement d'*Ascocotyle sp.* chez *A. maroni* semble conforter ce qui a été exprimé précédemment pour *C. saxatilis*. Concernant la relation entre la présence d'*Ascocotyle* et la variabilité des pentes de rives, nous pensons que les pentes douces sont plus propices à la présence des hôtes intermédiaires de parasites, et donc à la transmission parasitaire des stades larvaires (beaucoup de parasites d'oiseaux effectuent une partie de leur cycle dans le milieu aquatique !). Pour les rives à pentes raides ou verticales, les stades larvaires ont beaucoup moins de succès de rencontrer leurs hôtes, et les probabilités d'infestation sont ainsi diminuées.



**Figure 15.** a) La présence de métacercaires d'*Ascocotyle sp.* chez *Aequidens maroni* est liée à la diversité de substrats aquatiques présents dans le biotope ; b) la présence du parasite est conditionnée par des milieux présentant peu de débris végétaux et de végétation arbustive riveraine ; c) le parasite se développe préférentiellement dans des milieux à faible diversité de rives, et essentiellement pour des rives à pente douce.

Chez l'espèce *Aequidens guianensis*, le développement du Nématode intestinal *Touzeta ecuadoris* semble conditionné par la présence d'une diversité en débris végétaux, en végétation aérienne et en substrats dans les zones échantillonnées moyennement faible (Figure 16a). Une diversité des pentes de rive faible, notamment caractérisée par des rives à pentes douces, serait favorable au développement du cycle d'*Ascocotyle sp.*, pour les mêmes raisons exprimées ci-dessus (Figure 16b).

Bien que cette étude ne soit pas complète, et demande certainement beaucoup plus d'analyses que celles présentées ici, il se dégage déjà une « ambiance » favorable au développement de certaines parasitoses.



**Figure 16.** a) La présence du Nématode *Touzeta ecuadoris* chez *Aequidens guianensis* est marquée par un biotope aquatique peu diversifié en substrats, en débris végétaux ainsi qu'en végétation arbustive aérienne ; b) la présence de métacercaires d'*Ascocotyle sp.* est liée à une diversité des pentes de rives faibles, et notamment des rives à pente douce.

Les Trématodes *Ascocotyle sp.*, présents à l'état de kystes larvaires chez beaucoup de poissons, semblent se développer préférentiellement dans les zones découvertes ou ouvertes aux passages d'oiseaux ichtyophages entretenant le stade adulte du parasite. Les oiseaux en capturant des poissons porteurs de kystes métacercariens contractent ainsi la parasitose, et la dispersent au gré de leurs déplacements. Il y a tout lieu de penser que la transformation de l'ensemble de l'écosystème ancestral en milieu lacustre devrait favoriser l'installation progressive de colonies d'oiseaux d'eau venant du littoral ou la visite de formes migratrices apportant avec eux leurs lots de parasites. Les faibles pentes du rivage favoriseraient aussi le développement de parasitoses en augmentant les chances de contact entre les stades de parasites et les différentes formes d'hôtes nécessaires au cycle biologique : les oeufs de parasites évacués avec les fèces d'oiseaux ont moins de chances de rencontrer un mollusque ou un crustacé, premier hôte intermédiaire, lorsque les berges sont profondes. Les métacercaires de Trématodes lorsqu'elles présentent de fortes charges parasitaires chez les hôtes provoquent souvent des effets pathogènes pouvant entraîner la mort des individus les plus parasités, et nous pensons que le parasitisme représente par conséquent une composante importante dont il faut tenir compte dans le suivi écologique du milieu lacustre.

Il nous semble actuellement intéressant de constituer une cartographie complète des rives du lac basée sur la morphologie des rives et l'évolution de la profondeur. En effet, il y a tout lieu d'imaginer que ces zones devraient être propices à la colonisation non seulement de parasitoses de poissons, mais aussi favorables au développement d'agents parasitaires ayant une incidence en santé publique comme la bilharziose par exemple.

## VII. CONCLUSION

Au terme de cette contribution, quelques résultats intéressants semblent se dégager.

1.- Notre étude suggère l'existence de règles permettant d'expliquer le parasitisme (abondance, charge parasitaire, prévalence) des poissons. Des fonctions puissance décrivent bien l'importance de la distribution spatiale des espèces parasites pour comprendre le développement d'une parasitose.

2. - La mise en évidence d'une évolution de la résistance comportementale des poissons aux parasites par ingestion de substances riches en carotènes, présentes dans le milieu naturel, démontre l'étroite co-adaptation entre les organismes et leur environnement.

3. - Chez certaines espèces de poissons, les sexes sont inégaux devant le parasitisme. Nous montrons que les mâles du Cichlidae *Crenicichla saxatilis* sont plus atteints par les parasites, et que leurs risques de prédation par les oiseaux piscivores sont certainement plus importants. Parasitisme et prédation, indépendamment ou en synergie, peuvent ainsi être responsables du déséquilibre du sex-ratio chez certaines espèces de poissons.

4. - Les partenaires des deux sexes chez certains poissons ont pu sélectionner des patrons de coloration et des ornements différents traduisant une meilleure résistance contre les invasions parasitaires. Les parasites pourraient intervenir comme facteur important dans la sélection sexuelle.

5. - Le parasitisme pourrait rendre compte des chutes brutales d'abondance observées dans la dynamique des populations d'hôtes, et il pourrait intervenir comme facteur régulateur du taux de survie des jeunes stades de poissons.

6. - L'allocation de ressources disponible pour le développement normal de la morpho-anatomie d'un jeune stade larvaire de poisson peut être «détournée» au profit du développement des parasites qu'il abrite. Le développement normal de la larve peut être contrarié avec pour effet possible une disparition de cet individu.

7. - Les relations qu'entretiennent les trois acteurs «habitat-poisson-parasite» permettent de définir une notion d'«ambiance» parasitaire. Les perturbations de l'écosystème aquatique, notamment dans sa constituante rivulaire, devrait entraîner une modification de cette «ambiance» parasitaire avec l'apparition de très nombreux parasites de poissons transportés par les colonies d'oiseaux d'eau, et éventuellement la colonisation par des espèces parasites ayant une incidence sur l'homme.

## VIII. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Anderson, R.M., D.M. Gordon, M.J. Crawley & P.M. Hassel (1982). Variability in the abundance of animal and plant species. *Nature* **296**: 245-248.
- Hamilton, W.D. & M. Zuk (1982). Heritable true fitness and bright birds: a role for parasites. *Science* **218**: 384-387.
- Hanski, I (1991). Reply to Nee, Gregory and May. *Oikos* **62**: 88-89.
- Hanski, I. & M. Gyllenberg (1993). Two general metapopulation models and the *core/satellite* species hypothesis. *American Naturalist* **142**: 17-41.
- Hanski, I., J. Pörry, T. Pakkala and M. Kuussaari (1995). Multiple equilibria in metapopulation dynamics. *Nature* **377**:618-621.
- Lozano, G.A. (1994). Carotenoïds, parasites and sexual selection. *Oikos* **70**: 309-311.
- Nee, S., R.D. Gregory & R.M. May (1991). *Core* and *satellite* species: theory and artefacts. *Oikos* **62**: 83-87.
- Rousset, F. F. Thomas, T. de Méeûs & F. Renaud (1997). Inference of parasite-induced host mortality from distributions of parasite loads. *Ecology* (sous presse).
- Taylor, R.A.J. (1992). Simulating populations obeying Taylor's power law. In D.L. DeAngelis & L.J. Gross (eds), pp. 295-311, *Individual-based models and approaches in Ecology*. Chapman & Hall Ltd., New-York.
- Thomas, F., F. Renaud, F. Rousset, F. Cézilly & T. de Méeûs (1995). Differential mortality of two closely related host species induced by one parasite. *Proc. R. Soc. Lond. B.* **260**: 349-352.
- Wedekind, C. (1992). Detailed information about parasites revealed by sexual ornamentation. *Proc. R. Soc. Lond. B.* **247**: 169-174.