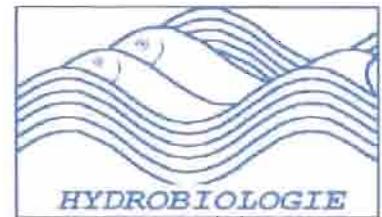




Centre de Cayenne



**AMÉNAGEMENT HYDROÉLECTRIQUE DE PETIT-SAUT**

**ÉTUDES RELATIVES AU SUIVI ICHTYOLOGIQUE  
DANS LA RETENUE ET A L'AVAL  
SYNTHÈSE DES ÉTUDES**

**RAPPORT FINAL ANNÉE 2000**

**Commande N° 000501-IRD Cayenne**

-----

**Bernard de Mérona**

**AVRIL 2001**

**Ce travail a été réalisé avec la collaboration de : (*par ordre alphabétique*)**

**Jean-Claude BRON Technicien IRD**

**Rigobert PALMOT Technicien IRD**

**Rolland RUFFINE Technicien IRD**

**Frédéric SOULARD – Satgiaire IRD**

**Michel TARCY Technicien IRD**

**Francisco Leonardo TEJERINA GARRO Allocataire de Recherche IRD**

**Régis VIGOUROUX VAT IRD**

**Et toute l'équipe du laboratoire HYDRECO.**

# TABLE DES MATIÈRES

<b>TABLE DES MATIÈRES</b> .....	<b>1</b>
<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>3</b>
<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>6</b>
<b>2. MATERIEL ET METHODES</b> .....	<b>7</b>
2.1. LE SITE D'ÉTUDE .....	7
2.2. LA MÉTHODE DE CAPTURE .....	9
2.3. LES DONNÉES COLLECTÉES .....	9
2.3.1. <i>A l'amont et dans le lac</i> .....	9
2.3.2. <i>A l'aval</i> .....	9
2.4. TRAITEMENT STATISTIQUE DES DONNÉES.....	10
2.4.1. <i>Les caractéristiques générales des peuplements : capture par effort, poids moyen, richesse spécifique, équitabilité et diversité</i> .....	10
2.4.2. <i>Analyse de la variabilité des paramètres</i> .....	11
2.4.3. <i>Etude du type de croissance et de la condition des espèces</i> .....	11
<b>3. L'ÉVOLUTION DANS LE RESERVOIR ET A L'AMONT</b> .....	<b>12</b>
3.1. HYDROLOGIE .....	12
3.2. ANALYSE DES CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DES PEUPEMENTS .....	13
3.2.1. <i>Evolution long terme dans la retenue (prélèvements semestriels)</i> .....	13
3.2.2. <i>Analyse long terme de l'effet du milieu dans le lac (stations basse et moyenne)</i> .....	17
3.2.3. <i>Comparaison amont retenue. Données semestrielles 1996-2000</i> .....	22
3.2.4. <i>Analyse détaillée de la phase d'inondation</i> .....	25
3.3. INTERPRÉTATION.....	28
3.3.1. <i>La capture</i> .....	28
3.3.2. <i>La richesse spécifique</i> .....	29
3.3.3. <i>L'équitabilité</i> .....	32
3.3.4. <i>La diversité</i> .....	32
3.3.5. <i>Le poids moyen</i> .....	32
3.4. ANALYSE SPÉCIFIQUE .....	33
3.4.1. <i>Parauchenipterus galeatus</i> .....	35
3.4.2. <i>Triportheus rotundatus</i> .....	38
3.4.3. <i>Charax pauciradiatus</i> .....	43
3.4.4. <i>Bryconops caudomaculatus</i> .....	46
3.4.5. <i>Poptella brevispinna</i> .....	50
3.5. CONCLUSIONS GÉNÉRALES SUR LE RÉSERVOIR ET L'AMONT. ....	54
<b>4. L'ÉVOLUTION DANS LA ZONE AVAL</b> .....	<b>56</b>
4.1. L'HYDROLOGIE .....	56
4.2. ANALYSE TEMPORELLE: LA STATION VÉNUS.....	57
4.2.1. <i>Les captures</i> .....	57
4.2.2. <i>Le poids moyen</i> .....	58
4.2.3. <i>La richesse spécifique</i> .....	59
4.2.4. <i>L'équitabilité</i> .....	61
<i>La composition spécifique</i> .....	62
4.3. ANALYSE SUR L'ENSEMBLE DE LA ZONE .....	64
4.4. ÉLÉMENTS DE BIOLOGIE DES PRINCIPALES POPULATIONS.....	65
4.4.1. <i>Curimata cyprinoides</i> .....	65
4.4.2. <i>Auchenipterus nuchalis</i> .....	67
4.5. CONCLUSIONS GÉNÉRALES SUR LA ZONE AVAL. ....	69

<b>5. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>	<b>71</b>
<b>6. ANNEXES.....</b>	<b>72</b>
6.1. ANNEXE 1 .....	72
6.2. ANNEXE 2 .....	74

## RÉSUMÉ

Depuis 1990 le laboratoire d'hydrobiologie du centre ORSTOM (IRD depuis 1999) mène les recherches concernant les peuplements de poissons du fleuve Sinnamary sous l'influence du barrage de Petit-Saut. Dans la phase pré-fermeture, un inventaire complet des espèces de poissons présentes dans le bassin a été réalisé et la répartition de ces espèces le long du cours et en fonction du type d'habitat établie. A partir de janvier 1994, un suivi est réalisé, d'abord quasi mensuel jusqu'en décembre 1996 puis semestriel. Sont échantillonnées trois zones du réservoir, trois stations à l'amont et trois stations à l'aval.

Les principales conclusions de cette étude long terme sont les suivantes.

Dans le réservoir et à l'amont :

➤ **Après la forte augmentation de la densité de poissons qui a suivi l'inondation en 1995 et 1996, ce paramètre diminue régulièrement depuis 1997.** La densité est théoriquement liée directement à la biomasse et à la production que l'on peut ainsi imaginer suivre la même évolution. Ce type d'évolution est bien connue pour la plupart des lacs de barrage en milieu tropical et particulièrement ceux qui inondent une importante végétation. La végétation inondée fournit en mourant une grande quantité de nutriments mis à disposition des poissons. De plus l'importante surface de milieux nouvellement inondés constitue une large nurserie pour les juvéniles qui y trouvent une abondante nourriture et une relative protection contre les prédateurs. Ainsi une survie élevée alliée à une croissance favorisée conduit à une production et à une biomasse élevées. Lorsque les ressources exogènes se tarissent avec la mort de la végétation inondée, la production ralentit et la biomasse et la densité diminuent. De plus, une fois le niveau opérationnel du lac atteint, les espèces peuvent rencontrer des difficultés à se reproduire dans un milieu pour lequel elles ne sont pas adaptées ce qui peut réduire d'autant la production.

➤ Cependant et par ailleurs, la relation entre densité et biomasse n'est directe que si le volume disponible reste constant. Ce n'est pas le cas à Petit-Saut puisque la couche oxygénée, seule habitable pour les poissons, a considérablement augmenté entre 1994 où elle n'était que de quelques dizaines de centimètres en moyenne et 2000 où elle atteignait 4 mètres. Ainsi ce facteur joue vraisemblablement pour entraîner une diminution de densité et en particulier en 2000 lorsque l'on voit ce paramètre diminuer plus fortement que durant la période 1997 à 1999.

➤ Dans le réservoir **la densité des poissons n'est pas homogène dans l'espace.** En effet elles sont d'une part plus importantes au niveau de la zone centrale que dans la zone basse. Cette différence peut s'expliquer par le fait que la zone basse a été inondée avant la zone centrale et donc s'est trouvée plus rapidement desoxygénée puis plus tôt restreinte en matières nutritives. A l'appui de cette hypothèse il faut remarquer que la différence entre zones a tendance à s'estomper. Par ailleurs la densité est plus importante dans les eaux libres que dans les zones marginales. Là aussi, la différence dans l'oxygénation de l'eau liée à la faible circulation dans les zones marginales peut expliquer la plus faible densité de poissons. Par ailleurs l'augmentation de production est principalement due au développement d'espèces pélagiques favorisées par la quasi absence de compartiment benthique au cours des premières années d'inondation.

➤ **La richesse spécifique est élevée durant les deux premières années de formation du lac puis elle diminue et se stabilise pendant les 4 années suivantes.** Les

espèces ayant disparu du réservoir sont pour l'essentiel des espèces benthiques qui, à l'évidence, ne trouvent pas dans le lac les conditions adéquates à leur survie.

➤ Avec la stabilisation des conditions dans le lac, **les peuplements de poissons voient leur régularité augmenter**. Après le développement explosif de quelques espèces durant les premières années, la répartition des ressources se met en place et l'abondance relative des espèces devient plus équilibrée. En revanche la zone de front ressemble, en ce qui concerne la structure de ses peuplements, au fleuve à l'amont avec une régularité relativement faible. La variabilité des conditions hydrologiques aliée au fait que le front fonctionne comme une interface entre deux milieux différents, favorise le déséquilibre des peuplements avec des passages en masse de poissons.

➤ **Dans le réservoir la taille moyenne des poissons diminue**. Ce phénomène est à attribuer au grand développement d'espèces de taille petite à moyenne car dans la plupart des cas la taille maximale des espèces individuelles est supérieur à sa valeur dans le fleuve.

➤ **L'hétérogénéité spatiale ainsi que l'évolution dans le lac** constatées à partir des caractéristiques générales des peuplements de **poissons se retrouvent dans leur composition spécifique**. Durant l'inondation le lac est immédiatement colonisé par une espèce opportuniste robuste : *Parauchenipterus galeatus*. Cette espèce est rapidement supplantée pendant les deux années suivantes par deux espèces pélagiques omnivores suffisamment adaptables pour tirer parti d'une faune d'invertébrés pélagiques (plancton et nymphes de Chaoborus) : *Triporthus rotundatus* et *Charax pauciradiatus*. Ces deux espèces voient leur abondance diminuer à partir de 1997 et sont progressivement remplacées par deux autres petits Characidae pélagiques : *Bryconops caudomaculatus* et *Poptella brevispinna*.

➤ L'examen des caractéristiques des populations qui se sont développées successivement dans le lac suggère que **le facteur essentiel de leur succès a d'abord résidé dans leur capacité à tirer parti des ressources alimentaires du nouveau milieu**. Par la suite **la capacité à se reproduire** dans le lac a constitué probablement un autre facteur déterminant comme le montre le déclin de la population de *Triporthus rotundatus* dont le recrutement est très faible dans les dernières années.

Dans la zone aval :

➤ Il apparaît que **la fermeture du barrage a eu un effet drastique sur les peuplements de poissons**. Cet effet s'est manifesté par une diminution importante des captures et donc de la densité de poissons dans la zone moyenne, une augmentation du poids moyen traduisant une rareté des poissons jeunes dans les assemblages et un diminution fugitive du nombre d'espèces dans les échantillons.

➤ Cependant, dès la fin de la phase de remplissage, **les paramètres du peuplement sont revenues à des valeurs proches de la période avant barrage**

➤ A partir de prélèvements effectués dans l'ensemble de la zone, on a pu attribuer les faibles captures observées immédiatement après la fermeture à **une fuite des poissons vers l'amont** et à une accumulation au pied du barrage. L'hypothèse de mortalités en masse a été écartée dans la mesure où peu d'observations directes corroboraient cette

hypothèse.

➤ Tant dans la phase avant barrage que dans la phase de stabilisation on a pu constater **une très grande variabilité dans les peuplements**. La série de données ne permet pas d'attribuer cette variabilité à des modifications saisonnières. Il semble que l'ensemble de la zone soit le siège de mouvements massifs de poissons.

➤ Contrairement aux prévisions basées sur l'hypothèse que la réduction du milieu provoquerait une diminution de la diversité, on observe une tendance à une augmentation de la richesse résiduelle. Cependant cette tendance n'est qu'apparente puisque le nombre d'espèces cumulé est identique dans les prélèvements avant barrage et dans les derniers effectués en fin de période. **Il n'y a donc ni augmentation ni diminution de la richesse spécifique à l'aval du fait de la présence du barrage au cours des 7 premières années.**

➤ En dépit d'importantes variations interannuelles, les populations les plus abondantes présentent un recrutement constant une croissance satisfaisante et se maintiennent à des niveaux comparables à ceux observés avant barrage.

## 1. INTRODUCTION

Les observations sur la faune ichthyologique dans la zone sous influence du barrage de Petit-Saut ont débutées pour ce qui concerne l'ORSTOM, fin 1989. A l'époque il n'était pas question de mettre en place un suivi régulier du fait des conditions d'accès extrêmement difficiles de la zone à l'amont du futur ouvrage. Seule une station dans la partie moyenne de la zone aval a pu être suivie de manière plus ou moins régulière.

L'objectif de cette étude préliminaire était en tout premier lieu de faire l'inventaire des espèces présentes dans le bassin et d'établir leurs relations avec l'environnement. Ce travail a produit la liste complète des espèces du Sinnamary dont le nombre s'élève à environ 136 (variable en fonction des développements de la systématique) (Lauzanne et al., 1993). Il a permis d'autre part d'améliorer la connaissance de la distribution des espèces le long du cours du fleuve dans la mesure où un travail précédent ne prenait pas en compte la partie la plus en amont (Tito de Morais et Lauzanne, 1994). Il a enfin apporté de précieuses indications sur l'occurrence des espèces dans les différents milieux (biefs du cours principal, rapide ou sauts et petits affluents ou criques).

A partir de janvier 1994, date de la fermeture du barrage et début de la mise en eau de la retenue, un suivi a été mis en place dans la retenue, à l'amont et à l'aval. Cette deuxième étape des travaux avait pour but de décrire la succession des événements dans un milieu en rapide évolution dans la mesure où la bibliographie sur le sujet de l'évolution des communautés de poissons dans les retenues tropicales est très pauvre. Les données existantes sont très disparates et incomplètes et ne permettent pas d'établir des schémas suffisamment généraux pour être transposés d'une situation à l'autre.

Dans la plupart des situations de barrage en zone intertropicale, les enjeux d'une étude sur les poissons sont extrêmement importants. En effet, dans les pays en développement à forte population rurale, la ressource piscicole est essentielle à l'apport protéinique des riverains et l'implication économique est importante. Dans le cas de Petit-Saut l'enjeu est beaucoup plus discutable localement puisque la pêche artisanale était peu développée à l'aval et inexistante à l'amont. Pourtant, dans la mesure où précisément le milieu se trouvait dans un état pristine, les observations pouvaient permettre d'établir des modèles relativement simples de l'effet de ce type d'ouvrage sur les poissons.

C'est donc dans cet esprit que nous avons entrepris cette étude qui se fixait pour but d'une part de décrire de manière la plus précise possible les changements intervenant dans les peuplements de poissons et d'autre part, dans la mesure du possible d'interpréter ces changements à partir de paramètres environnementaux et des caractéristiques biologiques des différentes espèces présentes.

Le croisement des données ichthyologiques avec des données chimiques, physiques ou environnementales d'une manière générale est encore en cours et le présent rapport se limitera à la description des changements dans les peuplements et les populations de poissons.

## 2. MATERIEL ET METHODES

### 2.1. Le site d'étude

« Le fleuve Sinnamary est un petit fleuve à l'échelle du sous-continent sud-américain (250 km de long pour un bassin versant de 6565 km<sup>2</sup>) (Figure 1). La température et le contenu en oxygène de l'eau sont particulièrement stables le long du gradient amont aval, de l'ordre de 25°C et 7mg.l<sup>-1</sup>. Le régime des crues des fleuves guyanais est directement corrélé à la pluviométrie et aux eaux de ruissellement et, lorsque les apports des criques n'augmentent pas significativement le débit comme dans le cas du Sinnamary, les hydrogrammes sont une allure très hachée en amont comme en aval (Figure 2) [...]

Le profil du Sinnamary permet de distinguer 5 zones sur la base des pentes et de la présence au non de rapides :

- La tête du bassin. La pente est très forte (0,16‰) mais les sauts sont peu accentués (<2m).
- La zone amont est formée de biefs d'une dizaine de kilomètres de long présentant des aires d'inondation avec des sauts également peu marqués (<2m pour la plupart). La pente est faible (0,04‰).
- La zone centrale, formée d'une succession rapprochée de sauts souvent marqués (>2m), séparés par des biefs courts (1 ou 2 km) et encaissés. La pente est forte (0,07‰).
- La zone basse, formée de longs biefs présentant des zones d'inondation, pas de vrais sauts, mais avec quelques radiers de faible dénivelé. La pente est très faible (0,006‰).
- L'estuaire.

Le barrage s'étant sur toute la zone centrale et sur l'amont de la zone basse » (Tito de Morais et Lauzanne, 1994).

Les stations de collecte des poissons sont de l'aval vers l'amont :

- La crique Saulnier. Il s'agit d'un petit affluent de la rive gauche situé à quelques kilomètres du bourg de Sinnamary. Il coule au cœur d'une forêt dense avec une pente très faible et est bordé d'importantes zones d'inondation périodique. L'influence de la marée se fait sentir fortement avec une inversion de courant mais sans pénétration d'eau salée.
- Le Sinnamary à Saulnier. A quelques centaines de mètres à l'amont de l'embouchure de la crique. Le fleuve est large, bordé de forêt dense et l'influence de la marée est importante
- Le Sinnamary à Vénus. La station est située à égale distance entre le barrage et l'embouchure. La marée est sensible avec inversion de courant. Le fleuve est plus étroit que dans la station précédente.
- Le Sinnamary à Kerenroch. La station est située à quelques km en aval du barrage. Elle est marquée par une succession de rapides de faible dénivelé.
- Le Sinnamary au barrage. Les pêches sont effectuées au pied de l'évacuateur de fond. Les berges ont peu de végétation et le milieu est essentiellement constitué de blocs rocheux. Le courant y est en général nul sauf bien sur lors des lâchers d'eau par les évacuateurs.
- Le lac à crique Plomb, à environ 10 mn de pirogue du barrage sur la rive droite, à l'entrée de l'ancienne crique. A partir de fin 1995 il s'agit d'une grande étendue d'eau libre avec quelques cimes d'arbres morts.

- Le lac à carbet Tava. Elle est située à peu de distance à l'amont de la précédente. A mesure de la dégradation de la végétation, le site de pose des filets s'est progressivement enfoncé à l'intérieur des dendrites du lac afin d'échantillonner les zones les plus intérieures.
- Le lac à Vata bistouri. Située au niveau de l'ancien saut Vata, la station occupe des eaux libres dans le bistouri qui évitait le saut.
- Le lac à Vata forêt. De la même façon que pour le carbet Tava, le site de pêche a évolué au cours du temps en vue de rechercher la zone la plus profonde dans les dendrites du lac.
- Le front. Il s'agit d'une station mobile qui a suivi l'inondation. Les lieux de pêche successifs sont Vata, Nancibo, L'autel, Coumarou, Aimara et Takari-Tanté.
- Le Sinnamary à Takari-Tanté, immédiatement à l'amont du saut.
- Le Sinnamary à Saut Dalles. La station couvre une zone de plusieurs km à l'amont de saut Dalles et à l'aval d'une petite zone inondée.
- Le Sinnamary à Deux Roros, à l'aval du saut.
- Le Sinnamary à saut Parasol (échantillonné une seule fois en octobre 1995)

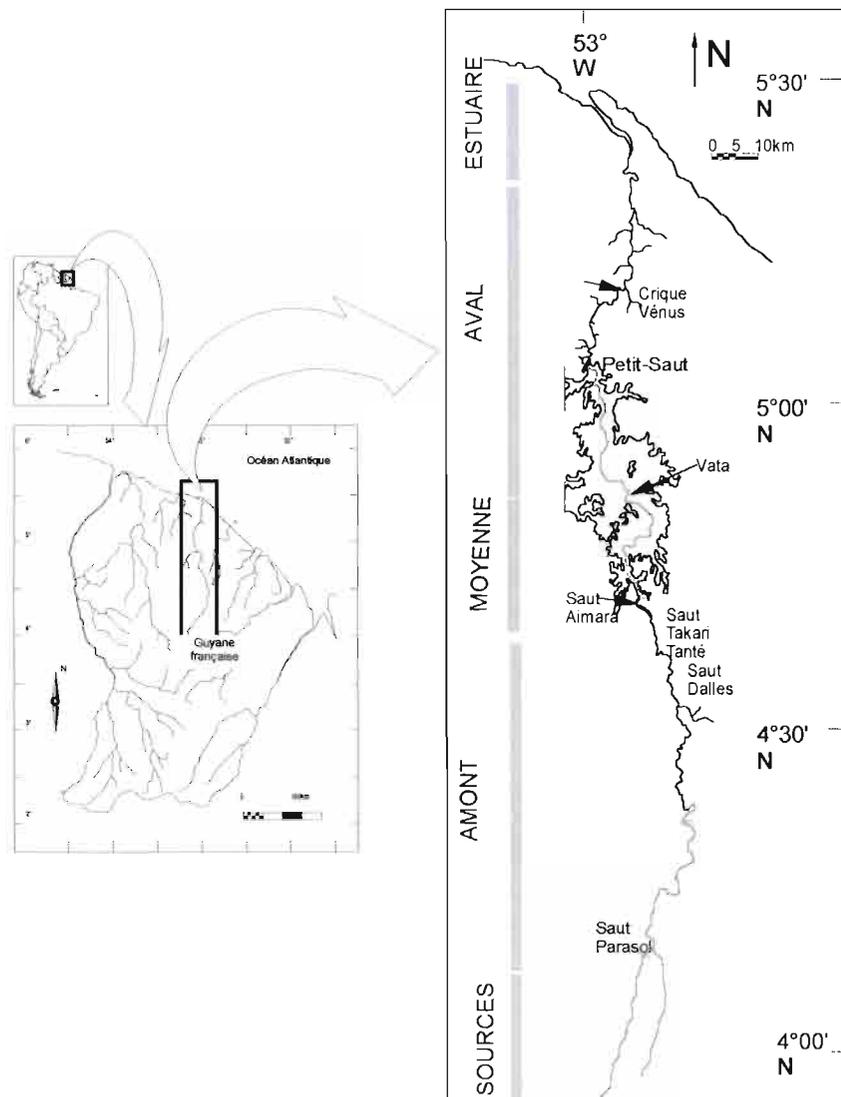


Figure 1. Position géographique du fleuve Sinnamary.

## **2.2. La méthode de capture**

Il s'agit de pêches expérimentales aux filets maillants. Les filets sont de type monofilaments de 25m de long et 2m de chute, restant en surface. On utilise des batteries de 10 filets de mailles croissantes de 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 50, 60 et 70mm de vide de maille. En fonction des conditions et des possibilités 1 ou 2 batteries sont posées le soir à partir de 17h et relevées le matin suivant à partir de 7h.

## **2.3. Les données collectées**

### **2.3.1. A l'amont et dans le lac**

Nous disposons de quatre jeux de données que nous analysons séparément :

- une série de 7 ans (janv. 1994 à novembre 2000) avec deux échantillons annuels en juin et en novembre sur trois stations de la retenue : une dans la zone basse (B), une dans la zone moyenne (M) et une au niveau de la tête, contact entre retenue et rivière séparés par un saut important (H). Cette série nous permet de tester d'une part l'évolution annuelle et saisonnière dans la retenue, et d'autre part l'effet de la position sur les peuplements de poissons.

- la même série avec les seules stations basse et moyenne du lac de retenue mais avec une séparation entre deux milieux différents : les eaux libres (EL) et les zones internes, encombrées de végétation qui se dégradait progressivement (INT). Ces données nous permettent de tester les différences entre ces deux milieux en ce qui concerne les peuplements de poissons.

- une série de 5 ans de données semestrielles (1996 à 2000) incluant la série précédente mais comprenant aussi des prélèvements dans trois stations à l'amont. Cette série nous permet de tester les différences entre le lac de retenue et la rivière originelle.

- une série de trois ans de données quasi mensuelles (transformées en bimestrielles) sur les trois zones du lac de retenue permettant de tester l'évolution précoce dans la retenue à une étroite échelle de temps.

### **2.3.2. A l'aval**

Nous disposons de trois séries de données :

- une série de 9 ans de données à la station Vénus située à égale distance entre le barrage et l'estuaire avec deux prélèvements par an en juin-juillet et en décembre entre décembre 1991 et décembre 2000. Cette série nous permet de décrire l'évolution temporelle des peuplements de poissons à l'aval en incluant les effets du barrage.

- une série de 3 ans de données quasi mensuelles à la station Vénus entre janvier 1994 et décembre 1996 qui nous permet de décrire en détail les effets de la fermeture du barrage en fonction de la saison

- une série de 4 ans de données semestrielles dans trois stations de la zone aval qui nous permet de décrire la répartition spatiale des peuplements de poissons après la phase de mise en eau.

En l'absence de répétitions pour la première série, ce qui empêche tout traitement statistique, nous traitons les deux premières séries en même temps.

## 2.4. Traitement statistique des données

### 2.4.1. Les caractéristiques générales des peuplements : capture par effort, poids moyen, richesse spécifique, équitabilité et diversité.

La capture par effort est le nombre de spécimens capturés par une batterie standard de 10 filets en une nuit de pêche. Le poids moyen est simplement le poids total de la capture divisé par le nombre capturé.

La richesse spécifique est évaluée dans un premier temps par le nombre d'espèces présentes dans chaque échantillon. Cependant ce nombre d'espèces est fonction du volume des captures. En effet selon le modèle de distribution log-normale de Preston (1948), généralement accepté, un doublement du nombre de poissons capturés entraînerait l'apparition d'un certain nombre d'espèces rares dans le peuplement. Une relation est donc recherchée entre le nombre d'espèces et le nombre de spécimens des échantillons du fleuve qui servent de référence pour l'amont et le lac. Cette relation est de la forme :

$$R = 16,538 * \log (N) - 16,563 \quad (n = 41 ; p < 0,001)$$

Pour l'aval la relation est calculée pour les échantillons avant barrage qui servent de référence. Elle est de la forme :

$$\log (R) = 0.497 * \log (N) + 0.244 \quad (n = 34 ; p < 0,001)$$

Les résidus de richesse spécifique par rapport à cette relation sont alors calculés. Cette procédure est basée sur deux hypothèses : d'une part il faut que la relation soit strictement linéaire c'est à dire que les résidus ne soient pas eux-même fonction du nombre de spécimens capturés ce qui signifierait qu'il y a une saturation du nombre d'espèces qui tendrait vers une valeur asymptotique dans la gamme des valeurs ; d'autre part elle suppose que la structure du peuplement est bien log-normale. En vue d'interpréter les variations temporelles des résidus de la richesse spécifique, ces deux hypothèses sont testées en effectuant des régressions linéaires entre les résidus, le nombre capturé et un indice de dominance calculé comme la proportion des trois espèces les plus abondantes dans le prélèvement. L'analyse qui porte sur les données semestrielles entre 1994 et 2000 (N = 56) montre que les résidus de richesse ne sont pas dépendants du nombre de spécimens capturés (p = 0,529) mais sont très dépendants de la dominance de quelques espèces (p < 0,001). De faibles valeurs de résidus de richesse spécifique devront donc être interprétées comme la somme de deux effets : une diminution de la richesse spécifique du peuplement en place et la dominance d'un petit nombre d'espèces.

Afin d'évaluer le nombre d'espèces réellement présentes durant les différentes années nous avons représenté par des graphiques le nombre d'espèces cumulé dans les échantillons effectués en juin et novembre cette année là, puis nous avons calculé une relation non linéaire de cette évolution pour évaluer l'asymptote à la courbe qui donne le nombre d'espèces espéré pour chacune des années considérées.

Compte tenu de la distribution générale des points nous ajustons une courbe logistique de la forme :

$$\text{Richesse} = \text{Richesse maximale} * (1 - e^{-k * (x-c)})$$

avec x = nombre de prélèvements successifs et k et c = paramètres de l'équation.

L'équitabilité est calculée comme le rapport de la diversité de l'échantillon sur sa diversité maximale. Pour la diversité on utilise la formule de Shannon :

$$I_{Sh} = \sum p_i * \log_2 p_i$$

et  $E = I_{Sh} / \log_2 N$

avec  $p_i$  : abondance relative de l'espèce  $i$  ;  $N$  : nombre d'espèces dans l'échantillon

L'évolution de la composition spécifique des échantillons dans le réservoir et à l'amont est visualisée à l'aide d'une analyse factorielle des correspondances (logiciel ADE-4)

#### 2.4.2. Analyse de la variabilité des paramètres.

La variabilité des paramètres est analysée en fonction d'un certain nombre de facteurs tels que le secteur considéré (amont, front, zone centrale et zone inférieure du lac), l'année, le bimestre, le milieu (fermé ou eau libre) par le biais de modèles linéaires généralisés. Ces modèles permettent de tester la signification statistique de l'effet des facteurs ainsi que l'interaction entre facteurs de variabilité.

#### 2.4.3. Etude du type de croissance et de la condition des espèces

La relation liant le poids et la longueur de tous les spécimens d'une espèce est évaluée en se basant sur le modèle :

$$P = a * L^b \quad \text{ou} \quad \log P = a' + b * \log L$$

Pour déterminer le type de croissance le coefficient  $b$  est comparé à la valeur 3 (croissance isométrique) à l'aide d'un test  $t$ . On identifie également de la même manière d'éventuelles différences entre sexes.

La condition des spécimens est évaluée par les résidus à la relation  $\log P / \log L$ . Des modèles linéaires généralisés permettent de tester la signification de différents facteurs sur la variabilité de la condition.

### 3. L'ÉVOLUTION DANS LE RÉSERVOIR ET A L'AMONT

#### 3.1. Hydrologie

Durant la période d'étude l'hydrologie du Sinnamary a été très variable (Figure 2). Des crues moyennes ont été observées pendant toute la durée du remplissage qui s'est effectué en deux étapes entre janvier 1994 et mai 1995. La crue 1997 a été légèrement excédentaire et en 1998 le phénomène El Niño a entraîné une hydrologie très déficitaire dans tous les bassins guyanais. Le niveau du réservoir a baissé jusqu'au minimum exigé pour le fonctionnement des turbines. La crue suivante a été normale et a permis de restaurer le niveau maximal dans le réservoir. Enfin la crue 2000 a été exceptionnelle avec des pointes jusqu'à  $2500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

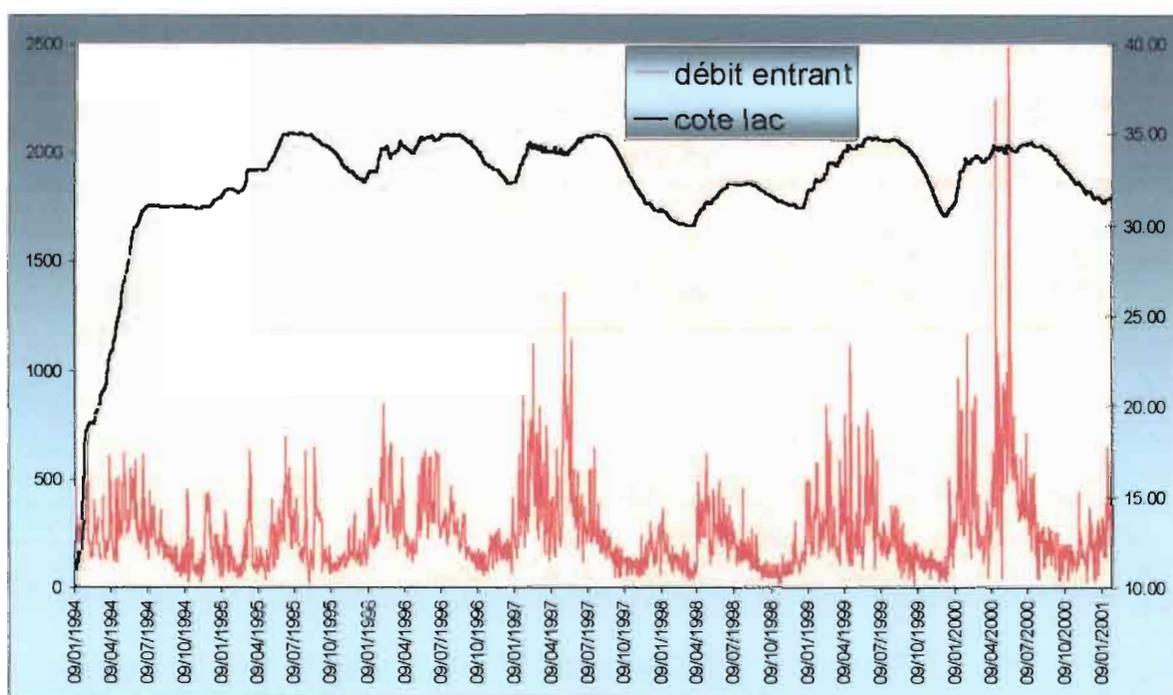


Figure 2. Débit entrant et niveau d'eau dans le réservoir de Petit-Saut.

### 3.2. Analyse des caractéristiques générales des peuplements

#### 3.2.1. Evolution long terme dans la retenue (prélèvements semestriels)

##### 3.2.1.1. La capture

La capture telle qu'évaluée par les captures par effort suit une évolution interannuelle marquée (Tableau 1). Les deux années 1995 et 1996 se détachent nettement des autres (Tableau 2). La capture croit de manière explosive entre 1994 et 1995, elle se maintient à un niveau élevé jusqu'à la fin de 1996, puis décroît régulièrement jusqu'à la fin des observations en 2000 (Figure 3). La baisse des captures en 2000 est particulièrement marquée puisque sa valeur apparaît significativement différentes de celle de 1997.

Les captures sont significativement plus élevées en juin qu'en novembre.

Par ailleurs la zone basse du lac se distingue par une abondance plus faible que dans les autres zones.

Paramètre	Facteur	Année	Saison	Position	Année x Position	Année x Mois	Mois x Position
Nombre		< 0,001	0,001	< 0,001			
Richesse		0,043	0,175	0,303		0,017	
Diversité		0,414	0,215	0,332			
Equitabilité		0,043	0,593	0,047	0,033		
Poids moyen		0,314	0,128	0,001			

**Tableau 1. Résultats du modèle linéaire généralisé sur 7 ans de données semestrielles dans le lac de retenue. Probabilités associées à l'effet de différents facteurs sur les paramètres des peuplements.**

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
1994	1.000						
1995	0.072	1.000					
1996	0.346	1.000	1.000				
1997	1.000	0.030	0.177	1.000			
1998	1.000	0.003	0.025	1.000	1.000		
1999	1.000	0.001	0.005	1.000	1.000	1.000	
2000	0.057	0.000	0.000	0.041	0.269	0.908	1.000

**Tableau 2. Matrice des probabilités associées aux comparaisons deux à deux des valeurs de capture à partir de l'ajustement de Bonferroni pour le facteur année.**

	Bas	Haut	Milieu
Bas	1.000		
Haut	0.000	1.000	
Milieu	0.000	0.377	1.000

**Tableau 3. Matrice des probabilités associées aux comparaisons deux à deux à partir de l'ajustement de Bonferroni pour le facteur position.**

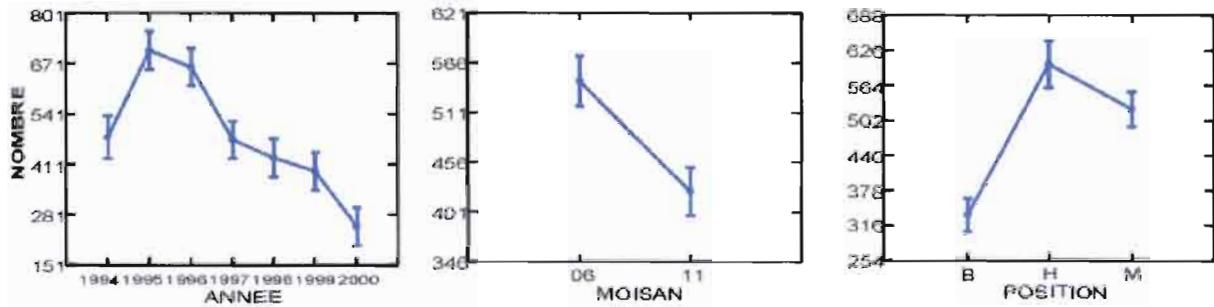


Figure 3. Evolution de la capture en fonction de l'année, de la saison et de la position.

### 3.2.1.2. La richesse spécifique

La richesse telle qu'évaluée par les résidus d'une relation logarithmique entre nombre de spécimens capturés et nombre d'espèces dans l'échantillon établie à partir des échantillons de l'amont, apparaît suivre un courbe inverse de la capture au cours du temps : elle diminue fortement durant les années 1995 et 1996 pour se rétablir à un niveau comparable à celui observé au début de la mise en eau dans les années suivantes (Figure 4). Cependant aucune comparaison deux à deux n'est significative car il existe une forte interaction entre l'année et la saison (Tableau 1 et Tableau 4). Dans les échantillons de juin, seule l'année 1996 semble marquée par une baisse de la richesse alors que les échantillons de novembre montrent une forte diminution en 1995 (Figure 4).

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
1994	1.000						
1995	1.000	1.000					
1996	1.000	1.000	1.000				
1997	1.000	0.431	1.000	1.000			
1998	1.000	0.098	0.475	1.000	1.000		
1999	1.000	0.409	1.000	1.000	1.000	1.000	
2000	1.000	0.428	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Tableau 4. Matrice des probabilités associées aux comparaisons deux à deux des valeurs de richesse spécifique à partir de l'ajustement de Bonferroni pour le facteur année.

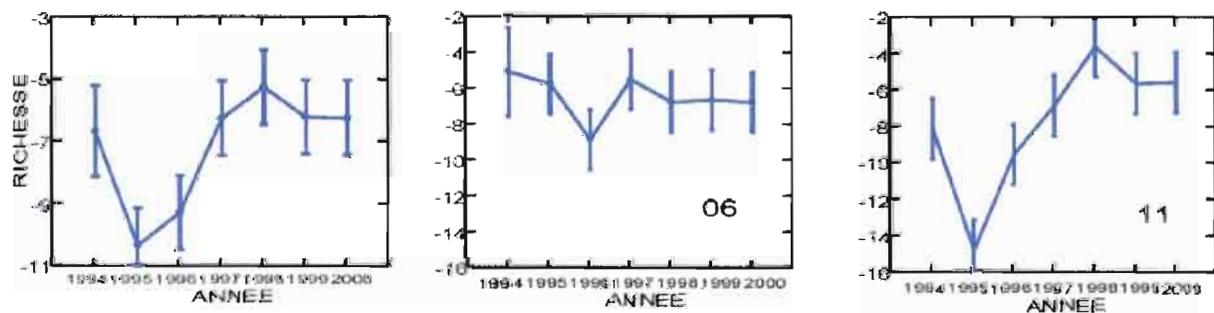
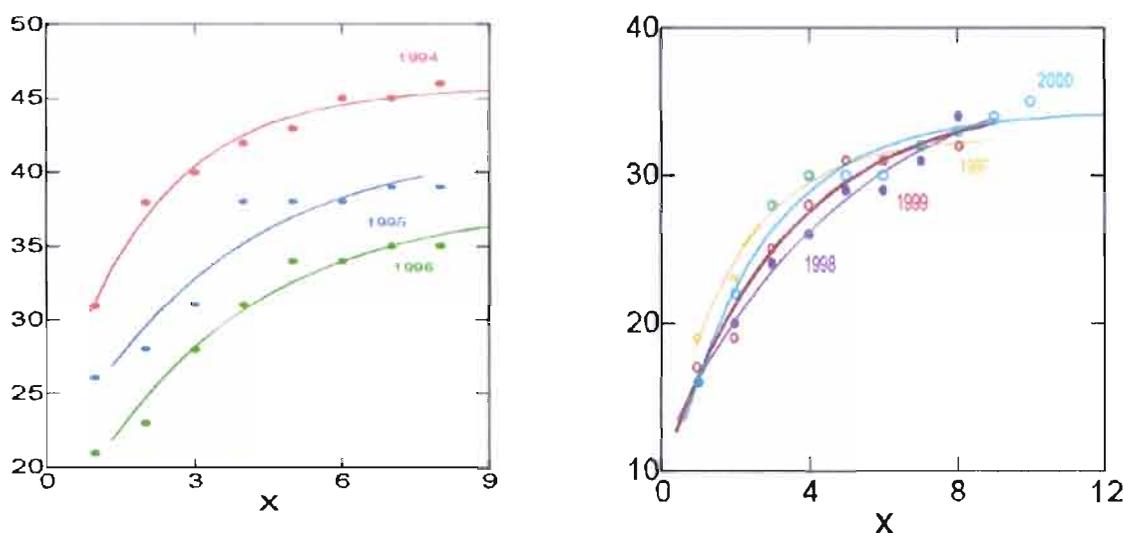


Figure 4. Evolution interannuelle de la richesse spécifique moyenne et pour chacune des saisons.

L'évaluation du nombre d'espèces cumulé pour chaque année donne une image quelque peu différente (Tableau 5 et Figure 5).

Année	r <sup>2</sup> corrigé	Richesse maximale 1
1994	0,983	45,78
1995	0,920	42,02
1996	0,970	37,96
1997	0,986	32,61
1998	0,984	38,43
1999	0,966	35,28
2000	0,966	34,33

**Tableau 5. Résultat des ajustements à une équation logistique de l'évolution de la richesse spécifique cumulée sur les échantillons successifs dans la retenue.**



**Figure 5. Ajustement du nombre d'espèces cumulé à un modèle logistique. X = nombre de prélèvements.**

La richesse spécifique diminue fortement entre 1994 et 1996 puis se stabilise pendant les 4 années suivantes. Le déficit d'espèces est de l'ordre de 10.

### 3.2.1.3. La diversité

Aucun effet significatif n'est observé pour la diversité. Les variations de ce paramètre n'apparaissent liées ni à une évolution interannuelle, ni à un facteur saisonnier, ni enfin à la position dans la retenue.

### 3.2.1.4. L'équitabilité

Deux effets significatifs sont mis en évidence : l'année et la position avec une forte interaction entre les deux (Tableau 1). La tendance générale observée est une augmentation de l'équitabilité au cours de la période d'observation et des valeurs plus faibles dans la partie haute de la retenue (Figure 6). La seule différence significative pour les comparaisons deux à deux est celle existant entre l'année 1995 et l'année 2000 qui sont les deux valeurs les plus extrêmes de la série. L'interaction année x position met en évidence quelques accidents

ponctuels dans cette tendance à l'augmentation. Ainsi l'équitabilité est la plus faible en 1995 dans la zone moyenne et en 1999 dans la zone basse. Ces accidents ne remettent toutefois pas en cause l'allure générale de la courbe.

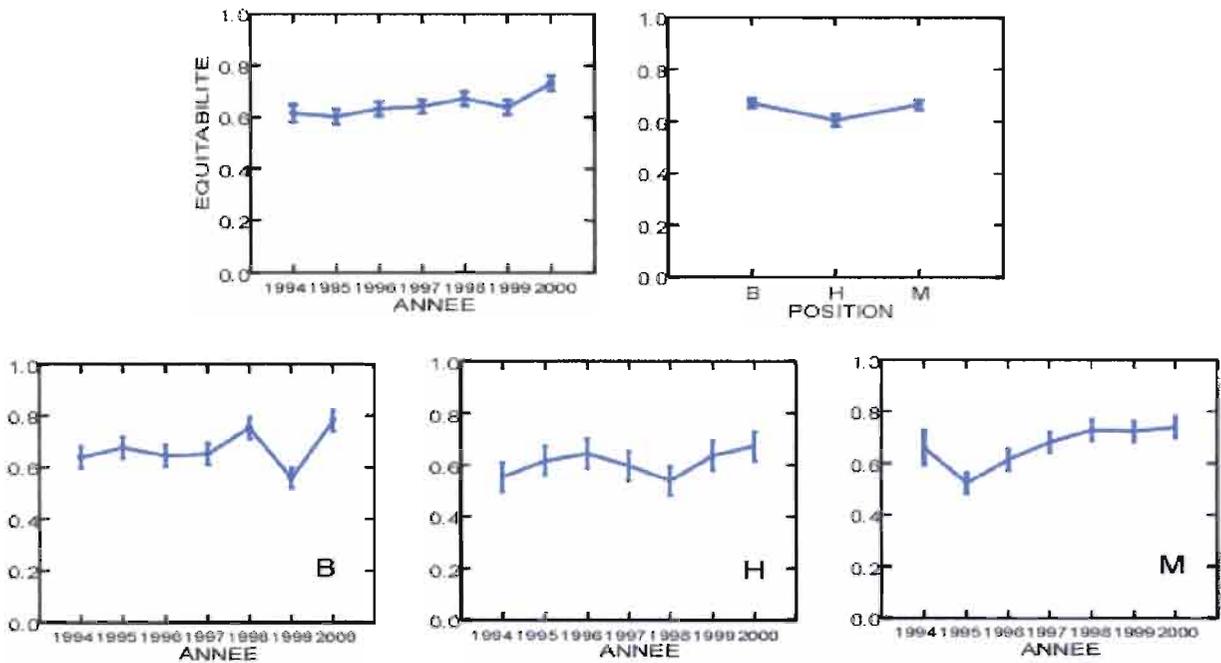


Figure 6. Evolution de l'équitabilité au cours de la période d'observation et dans les différentes zones de la retenue.

### 3.2.1.5. Le poids moyen

Le poids moyen est significativement différent selon la position dans la retenue (Tableau 1). Il est plus élevé dans la partie moyenne que dans les autres zones (Figure 7).

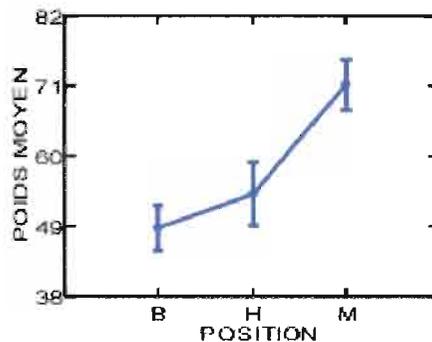


Figure 7. Variations du poids moyen en fonction de la position dans la retenue.

### 3.2.2. Analyse long terme de l'effet du milieu dans le lac (stations basse et moyenne)

On considère 4 facteurs de variabilité : l'année, la saison (juin ou novembre), la position (basse ou moyenne) et le milieu (ouvert ou fermé) (Tableau 6).

Paramètre Facteur	Nombre	Richesse	Diversité	Equitabilité	Poids moyen
Année	<0,001	0,001	0,005	0,003	0,006
Saison	0,001	0,004	0,157	0,470	0,068
Position	<0,001	0,403	0,212	0,565	<0,001
Milieu	0,040	<0,001	0,158	0,909	0,291
An/Saison		<0,001	0,011		
An/Position		0,041	0,005	0,024	
An/Milieu					
Saison/Posit.		0,013			
Saison/Milieu					
Posit./Milieu					

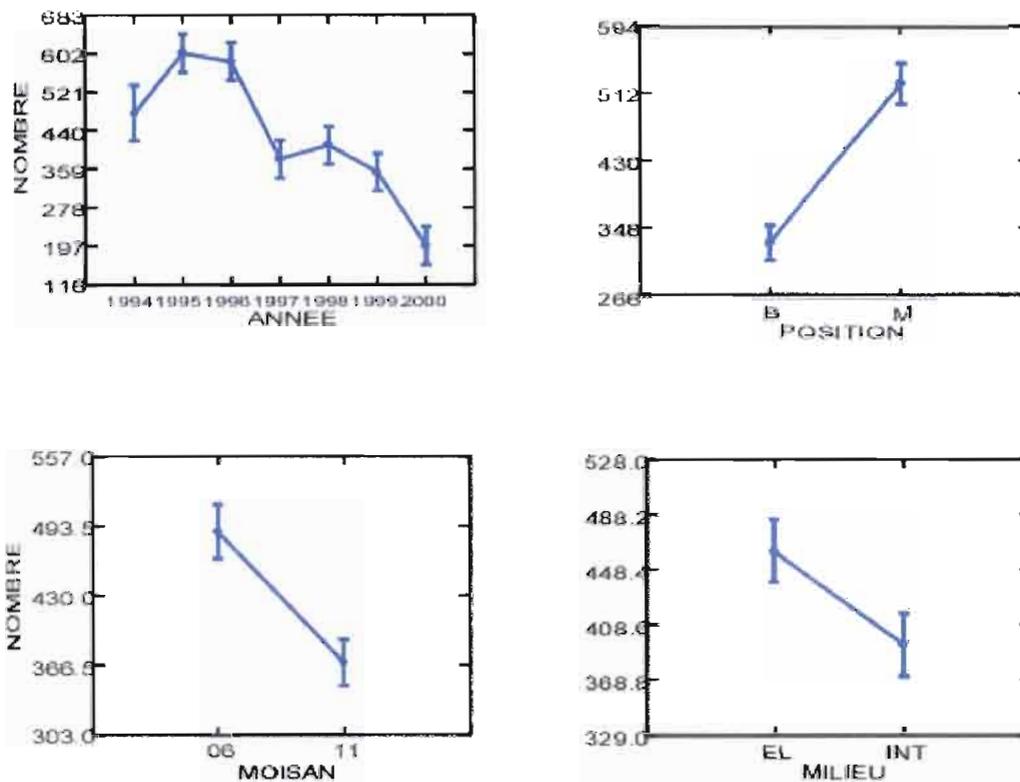
**Tableau 6 . Résultats du modèle linéaire généralisé sur 7 ans de données semestrielles dans le lac de retenue en excluant la zone du front. Probabilités associées à l'effet de différents facteurs sur les paramètres des peuplements**

#### 3.2.2.1. La capture

La capture suit la même évolution interannuelle déjà observée lors de l'analyse incluant la zone du front (Figure 8). Les différences sont ici encore plus accusées et l'année 2000 se trouve significativement différente de la plupart des autres années (Tableau 7). Il y a donc une baisse significative de la capture dans le lac en 2000. De la même manière on retrouve une abondance de poissons inférieure dans la zone basse et des captures plus élevées en juin qu'en novembre. Bien que la différence ne soit pas hautement significative, les captures apparaissent plus élevées dans les eaux libres que dans les zones fermées.

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
1994	1.000						
1995	1.000	1.000					
1996	1.000	1.000	1.000				
1997	1.000	0.013	0.028	1.000			
1998	1.000	0.046	0.098	1.000	1.000		
1999	1.000	0.004	0.008	1.000	1.000	1.000	
2000	0.014	0.000	0.000	0.074	0.021	0.237	1.000

**Tableau 7. Matrice des probabilités associées aux comparaisons deux à deux des valeurs de capture à partir de l'ajustement de Bonferroni pour le facteur année.**



**Figure 8. Evolution de la capture dans les zones basse et moyenne de la retenue en fonction de l'année, de la saison, de la position et du milieu échantillonné.**

### 3.2.2.2. La richesse

Comme dans le cas de l'analyse avec la zone haute, la richesse diminue fortement au cours de la deuxième année de mise en eau, puis réaugmente progressivement pour se situer à des niveaux proches de ceux de 1994 à partir de 1997 (Figure 9). Cet effet de l'année interagit fortement avec les effets position et saison. L'effet de la position ne remet pas en cause l'évolution interannuelle générale. On notera cependant une très faible valeur de richesse dans la zone basse en 1999. En revanche il semble que le patron d'évolution de la richesse soit essentiellement dû aux prélèvements de novembre. Les prélèvements de juin suivant une évolution quelque peu différente avec des minima en 1996, 1998 et 1999 et un maximum en 1997. La richesse est statistiquement plus élevée dans les milieux fermés plus proches des rives au fond des dendrites.

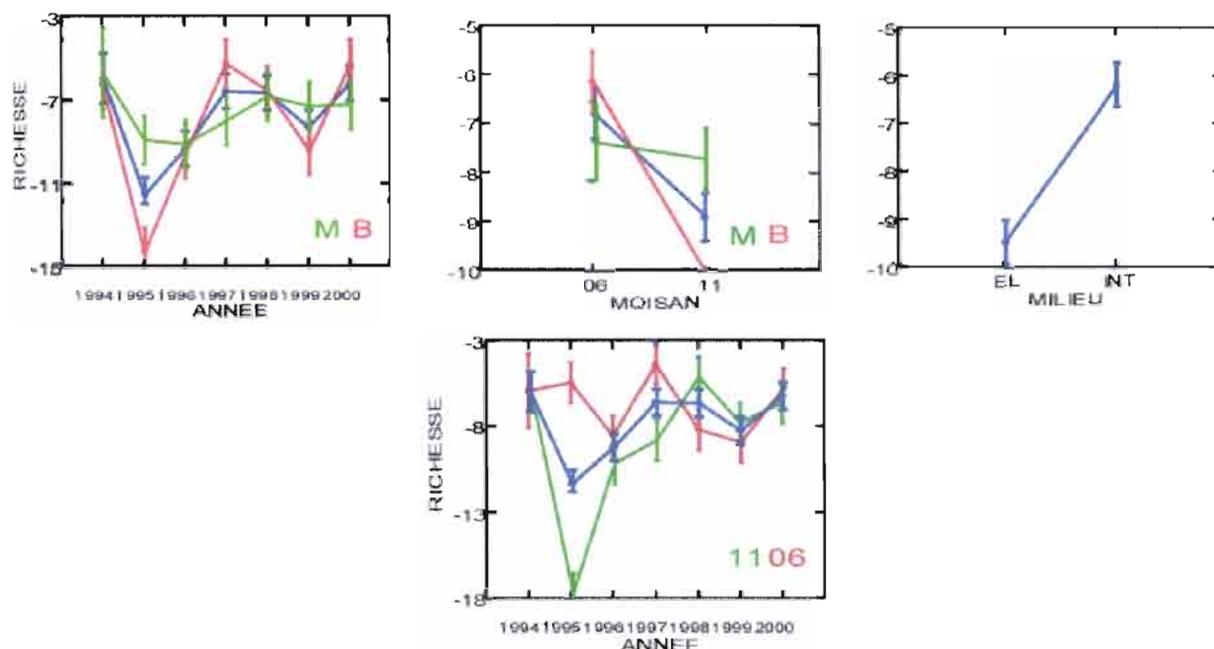


Figure 9. Evolution de la richesse spécifique (résidus de la relation  $\log N/R$  sur les prélèvements de l'amont) dans les deux zones moyenne et basse du lac en fonction de l'année, de la saison et du milieu.

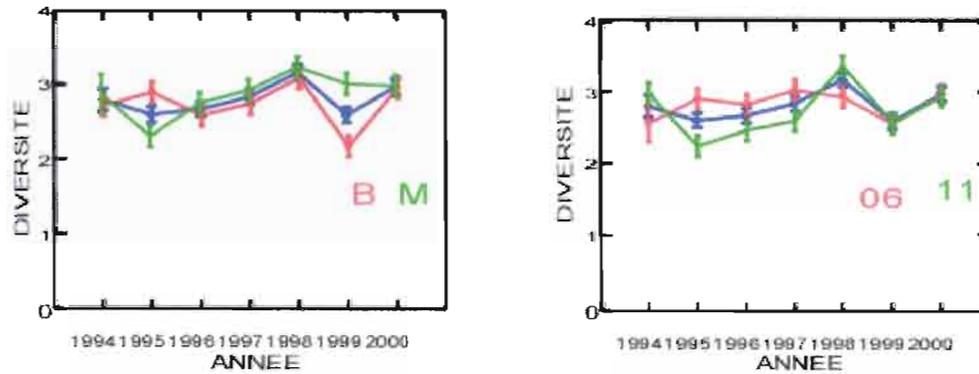
### 3.2.2.3. La diversité

Contrairement au résultat obtenu en incluant la zone haute du réservoir, la diversité présente une évolution interannuelle significative mais avec des interactions avec la position et la saison (Figure 10). La tendance générale est une légère augmentation de la diversité entre 1995 et 1998 puis une diminution brutale en 1999 surtout sensible dans la zone basse du lac. La seule année qui s'avère significativement différente de certaines autres est 1998 par rapport à 1995, 1996 et 1999 (Tableau 8).

On notera que le milieu n'a aucune influence sur la diversité.

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
1994	1.000						
1995	1.000	1.000					
1996	1.000	1.000	1.000				
1997	1.000	1.000	1.000	1.000			
1998	1.000	<b>0.013</b>	<b>0.044</b>	0.635	1.000		
1999	1.000	1.000	1.000	1.000	<b>0.011</b>	1.000	
2000	1.000	0.328	0.962	1.000	1.000	0.284	1.000

Tableau 8. Matrice des probabilités associées aux comparaisons deux à deux des valeurs de diversité à partir de l'ajustement de Bonferroni pour le facteur année. Données semestrielles zones basse et moyenne du lac.

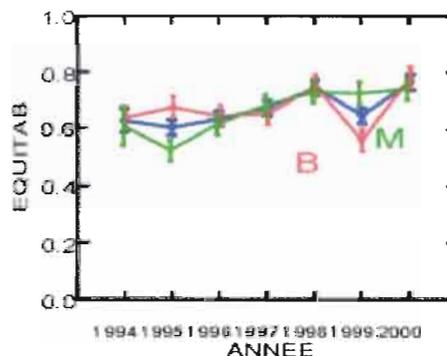


**Figure 10. Evolution de la diversité dans les deux zones moyenne et basse du lac en fonction de l'année**

#### 3.2.2.4. L'équitabilité

Comme dans le cas de la diversité, et conformément au résultat de l'analyse incluant la zone haute, l'équitabilité varie statistiquement avec l'année considérée. Il y a également une interaction forte avec la position. La courbe d'évolution de l'équitabilité ressemble fortement à celle de la diversité : une augmentation régulière entre 1995 et 1998 et une valeur faible en 1999 (Figure 11).

Là aussi on note l'absence d'effet du milieu sur ce paramètre.



**Figure 11. Evolution de l'équitabilité dans les deux zones moyenne et basse du lac en fonction de l'année**

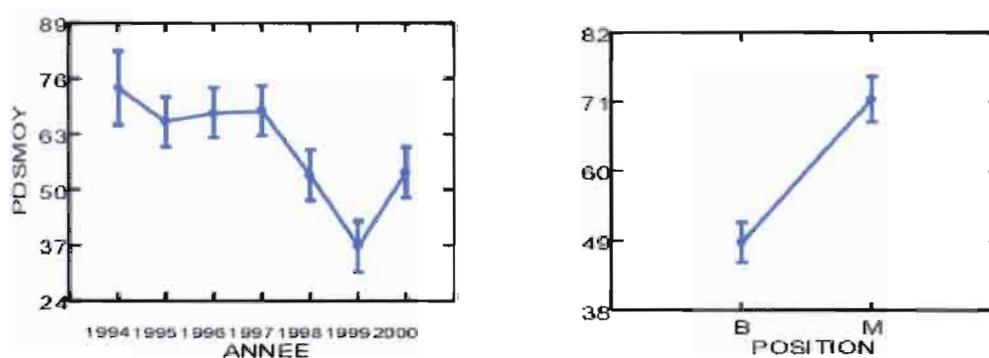
#### 3.2.2.5. Le poids moyen

L'année et la position ont un effet significatif sur le poids moyen des poissons (Figure 12). L'année 1999 s'avère significativement différente du groupe 1994 à 1997 avec un poids moyen largement inférieur (Tableau 9). La figure suggère deux groupes de prélèvements, l'un correspondant aux 4 premières années d'inondation et l'autre aux trois dernières avec une diminution du poids moyen.

Le poids moyen est significativement plus faible dans la zone basse que dans la zone moyenne mais il n'y a aucune différence entre milieux.

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
1994	1.000						
1995	1.000	1.000					
1996	1.000	1.000	1.000				
1997	1.000	1.000	1.000	1.000			
1998	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000		
1999	<b>0.037</b>	<b>0.041</b>	<b>0.022</b>	<b>0.019</b>	1.000	1.000	
2000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

**Tableau 9. Matrice des probabilités associées aux comparaisons deux à deux des valeurs de poids moyen à partir de l'ajustement de Bonferroni pour le facteur année. Données semestrielles zones basse et moyenne du lac.**



**Figure 12. Evolution du poids moyen en fonction de l'année et de la position. Données semestrielles pour les zones basse et moyenne du lac.**

### 3.2.3. Comparaison amont retenue. Données semestrielles 1996-2000

Les données utilisées sont les prélèvements de juin et de novembre entre juin 1996 et novembre 2000 dans les trois zones du lac et dans la zone amont.

Le modèle linéaire généralisé fournit les résultats suivants (Tableau 10).

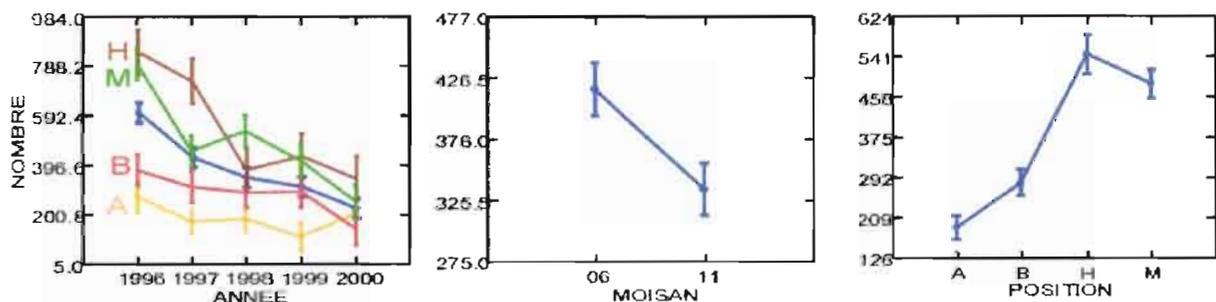
Facteur Paramètre	Année	Saison	Position	Année x Position	Année x Mois	Mois x Position
Nombre	< 0,001	0,010	< 0,001	0,008		
Richesse	0,189	0,118	<0,001			
Diversité	0,476	0,710	0,191			
Equitabilité	0,123	0,518	0,001	0,011		
Poids moyen	0,540	0,282	<0,001	0,430	0,144	0,907

**Tableau 10. Résultats du modèle linéaire généralisé sur 7 ans de données semestrielles dans toutes les zones. Probabilités associées à l'effet de différents facteurs sur les paramètres des peuplements**

#### 3.2.3.1. La capture

Elles restent soumises à l'effet de l'année, de la saison et de la position mais il existe une forte interaction entre année et position. L'évolution interannuelle descendante n'existe que dans les stations du lac de retenue et non pas à l'amont dont la capture reste remarquablement constante tout au long de la période (Figure 13).

La différence de capture entre le mois de juin et le mois de novembre est significative dans l'ensemble des stations. Par ailleurs les captures sont considérablement plus faibles dans la zone amont que dans les zones haute et moyenne de la retenue, la zone basse occupant une position intermédiaire. Les captures ont tendance cependant à se rapprocher en fin de période avec, en particulier une capture plus élevée dans la zone amont que dans la zone basse du lac.



**Figure 13. Evolution de la capture dans toutes les zones en fonction de l'année, de la saison, et de la position.**

#### 3.2.3.2. La richesse

La zone amont apparaît significativement plus riche en espèces que les trois zones de la retenue (Figure 14). Ce résultat transparait tant à partir de la richesse résiduelle des échantillons que de la richesse maximale cumulée sur l'ensemble des échantillons (Figure 15).

Dans ce dernier cas les ajustements ne sont pas très bons car l'échantillonnage, couvrant plusieurs années, intègre la variabilité naturelle des populations.

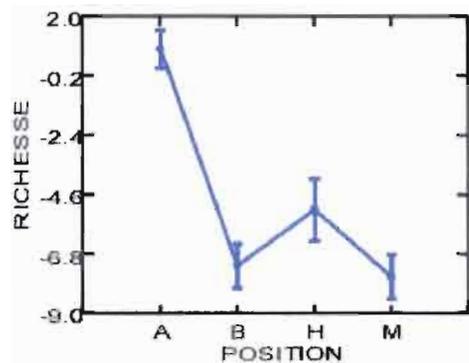


Figure 14. Evolution de la richesse spécifique dans l'ensemble de la zone.

Année	$r^2$ corrigé	Richesse maximale
1997-2000	0,806	47,87
FLEUVE	0,887	63,71

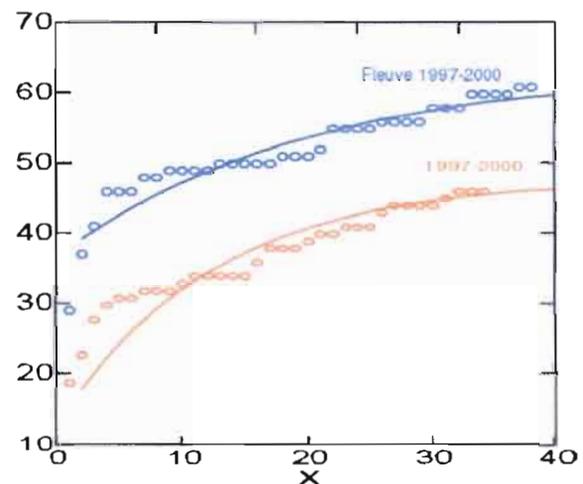


Figure 15. Evolution de la richesse spécifique cumulée dans les prélèvements du lac et du fleuve en amont entre 1997 et 2000 et paramètres des ajustements au modèle.

### 3.2.3.3. La diversité

Aucune différence significative n'est détectée entre zones.

### 3.2.3.4. L'équitabilité

L'équitabilité varie significativement selon la position dans la zone (Figure 16). Les probabilités associées à l'ajustement de Bonferroni isole la zone amont de la zone basse ( $p = 0,034$ ) et de la zone moyenne ( $p = 0,003$ ). Il y aurait donc des peuplements moins équilibrés dans le fleuve que dans les parties lacustres. Il faut cependant tempérer cette assertion du fait d'une interaction entre la position et l'année. En 1996 et 1997 en effet il y a peu de différence d'équitabilité entre les différentes zones et en 1999 la zone basse présente une équitabilité faible.

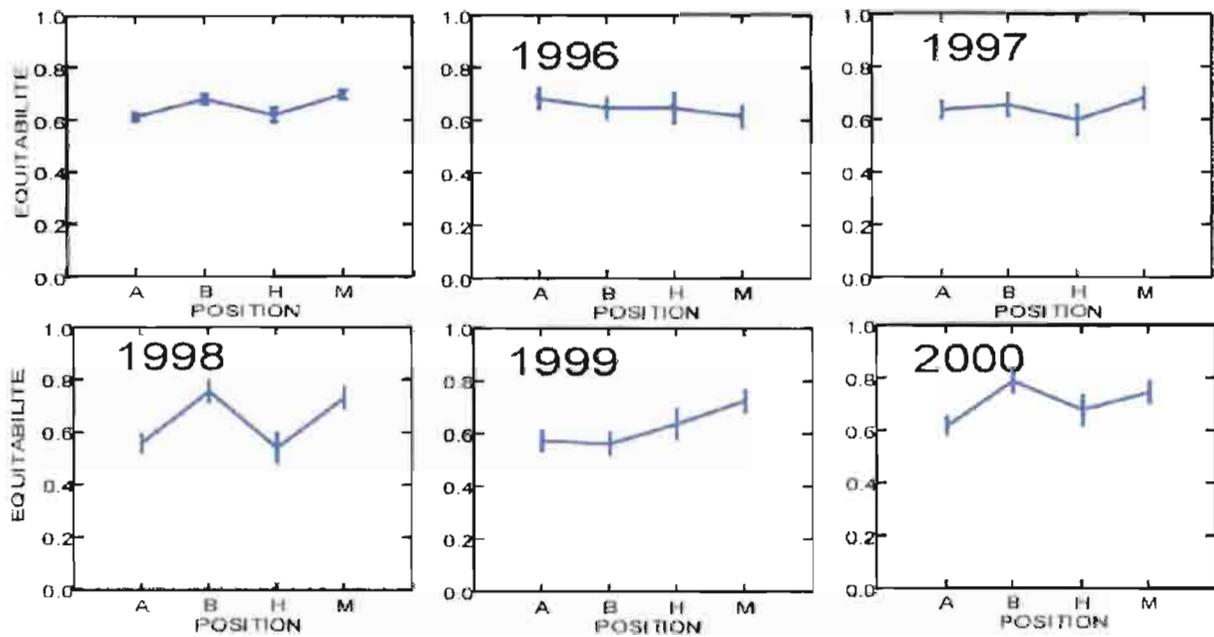


Figure 16. Evolution de l'équitabilité dans les différentes zones et en fonction de l'année.

### 3.2.3.5. Le poids moyen

Une différence significative est notée entre le poids moyen de la zone amont par rapport aux zones haute et basse de la retenue (Figure 17).

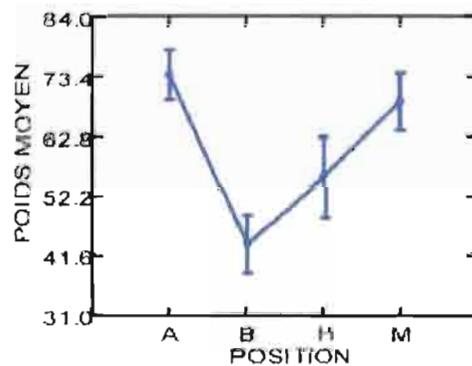


Figure 17. Evolution du poids moyen en fonction de la zone.

### 3.2.4. Analyse détaillée de la phase d'inondation

Les données utilisées sont les prélèvements effectués dans la retenue, y compris le front d'inondation, sur un rythme quasi mensuel entre février 1994 et décembre 1996. Pour contourner le problème des cellules vides dans l'analyse de variance, les données sont regroupées par bimestre. Les facteurs testés sont l'année, le bimestre et la position dans la retenue (Tableau 11).

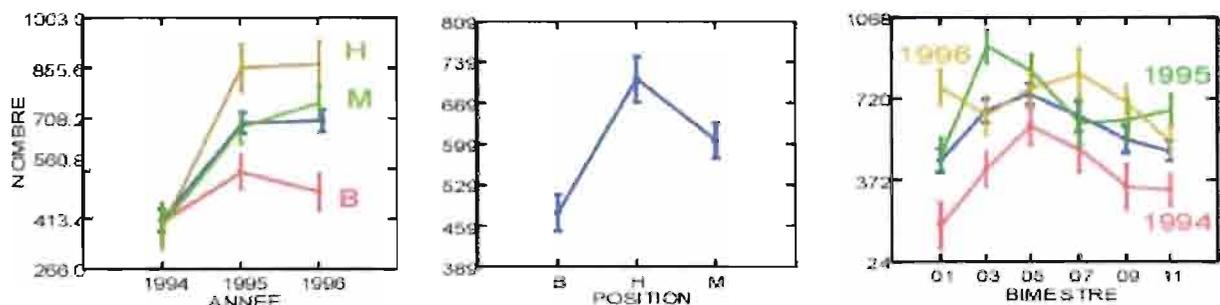
Facteur Paramètre	Année	Bimestre	Position	Année x Position	Année x Bimestre	Bimestre x Position
Nombre	< 0,001	<0,001	< 0,001	0,010	0,008	
Richesse	<0,001	<0,001	0,149		0,016	
Diversité	0,004	<0,001	0,029	0,034	0,010	0,036
Equitabilité	0,018	<0,001	0,284		<0,001	0,001
Poids moyen	0,923	<0,001	0,002	0,030	<0,001	0,001

**Tableau 11. Résultats du modèle linéaire généralisé sur 3 ans de données bimestrielles dans les zones de la retenue. Probabilités associées à l'effet de différents facteurs sur les paramètres des peuplements**

#### 3.2.4.1. La capture

L'importante augmentation de capture entre 1994 et les deux années suivantes se retrouve au niveau des données bimestrielles (Figure 18). Il y a cependant une forte interaction avec la position. Les captures décroissent de l'amont vers l'aval. Néanmoins dans les trois zones l'augmentation de la capture est nette.

Il existe une variabilité saisonnière marquée. La capture suit une courbe en cloche, elle est maximum au moment du maximum hydrologique en mai-juin. Cette tendance est significative dans les trois zones mais du fait de l'évolution ascendante de la capture d'année et année, on observe un certain nombre de différences d'une année à l'autre. Ainsi le volume des captures au début de 1995 est pratiquement identique à celui du maximum en 1994 et durant cette même année il diminue après mars-avril. Il n'est pas exclu non plus que les variations d'une année à l'autre soient dues à la variabilité climatique.



**Figure 18. Evolution de la capture dans les zones du lac de retenue en fonction de l'année, du bimestre et de la position.**

### 3.2.4.2. La richesse

La richesse spécifique diminue fortement au cours du temps dans toutes les zones du lac de retenue (Figure 19). Cette diminution est sensible tant au niveau annuel qu'au niveau bimestriel. A partir de milieu de l'année 1996 elle a tendance à se stabiliser.

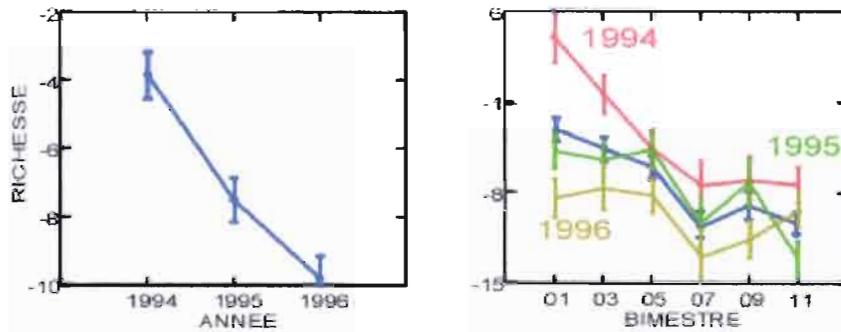


Figure 19. Evolution de la richesse dans les zones du lac de retenue en fonction de l'année et du bimestre.

Année	$r^2$ corrigé	Richesse maximale
1994	0,983	66,58
1995	0,920	57,30
1996	0,970	42,82
1997-2000	0,806	47,87

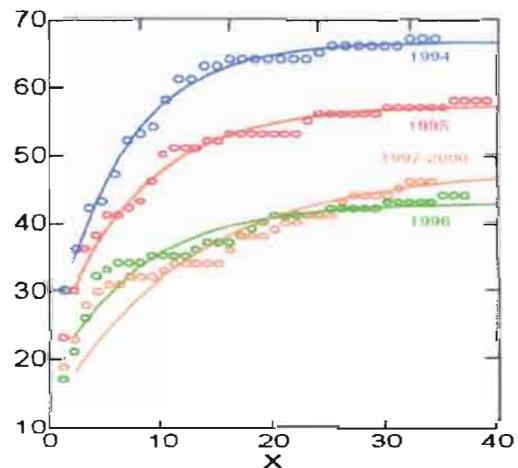


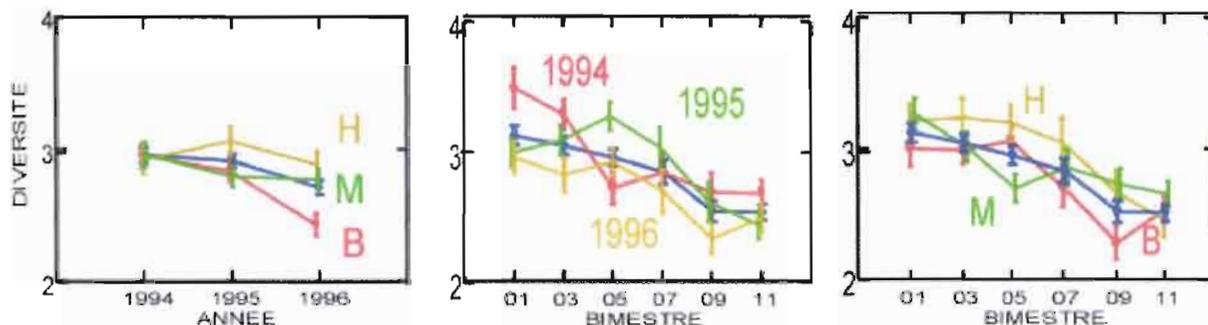
Figure 20. Evolution de la richesse spécifique cumulée sur l'ensemble des échantillons dans la retenue et paramètres des ajustements au modèle.

En 1994, la richesse spécifique totale de la retenue est estimée à plus de 66 espèces. Elle tombe à environ 43 espèces en 1996 soit un déficit de plus de 20 espèces (Figure 20).

### 3.2.4.3. La diversité

Tous les facteurs ont un effet significatif sur la diversité de même que toutes les interactions (Figure 21). On observe une diminution de la diversité d'année en année, surtout accusée entre 1995 et 1996. Cette diminution est particulièrement sensible dans la zone basse du lac. Au cours de l'année il y a également diminution régulière de la diversité bien qu'il existe des différences dans l'évolution de ce paramètre d'une année sur l'autre. Ainsi en 1994 la valeur de début d'année est élevée à environ 3.5 alors qu'en 1995 et 1996 elle est voisine de 3. Les valeurs intermédiaires subissent des variations qui semblent aléatoires mais les valeurs de fin d'année sont toujours largement inférieures à celles du début d'année. L'interaction de

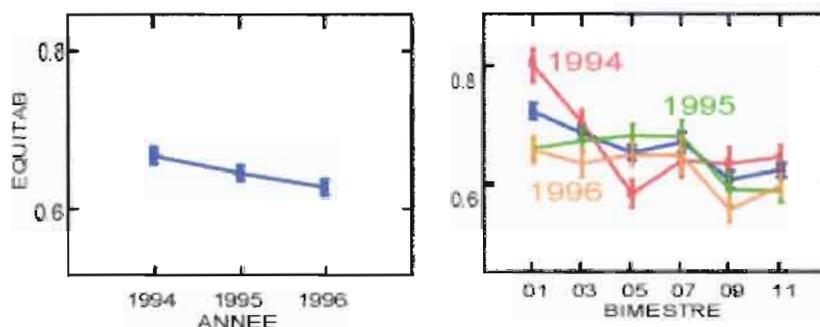
l'évolution bimestrielle avec la position ne met pas en évidence de tendance nette. On observe des variations qui semblent aléatoires d'une zone à l'autre



**Figure 21. Evolution de la diversité dans les zones du lac de retenue en fonction de l'année, du bimestre et interactions avec la position.**

#### 3.2.4.4. L'équitabilité

Les effets de l'année et du bimestre sont significatifs avec une interaction entre les deux (Figure 22). Comme la diversité, l'équitabilité diminue au cours du temps, tant au niveau interannuel qu'intra-annuel. La valeur initiale de 1994 est la plus élevée et il y a cette année là une chute importante de l'équitabilité durant le premier semestre. Cette diminution est suivie d'une relative stabilité, puis d'une diminution progressive les deux années suivantes.



**Figure 22. Evolution de l'équitabilité dans les zones du lac de retenue en fonction de l'année et du bimestre.**

#### 3.2.4.5. Le poids moyen

Le poids moyen est sensible au bimestre et à la position mais ne varie pas significativement d'une année à l'autre (Figure 23). Il y a en revanche des interactions entre tous les facteurs. en moyenne le poids moyen est supérieur dans la zone moyenne du lac mais on observe une valeur élevée en 1994 dans la zone basse.

Le poids moyen est significativement plus élevé au cours du premier bimestre de l'année mais d'importantes différences entre zones et entre années sont relevées. Ainsi dans la zone moyenne le poids moyen revient à son niveau de début d'année à partir du mois de juillet et reste stable jusqu'à la fin de l'année. Ainsi aussi l'évolution au cours de la première année

(1994) est assez différentes de celle des deux autres années avec un poids moyen qui diminue fortement entre le premier et le deuxième bimestre puis réaugmente jusqu'à ses valeurs initiales à partir de juillet alors que les deux autres années ce paramètre est beaucoup plus stable.

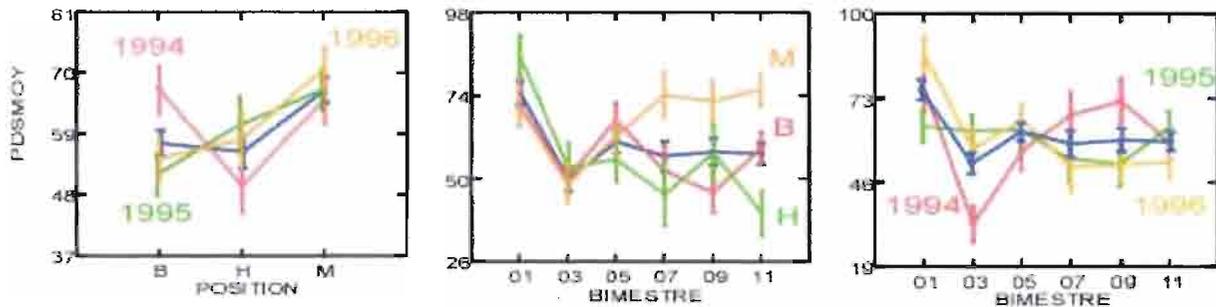


Figure 23. Evolution du poids moyen dans les zones du lac de retenue en fonction de la position et du bimestre et interactions avec l'année.

### 3.3. Interprétation

#### 3.3.1. La capture

L'analyse long terme (analyse 1) met clairement en évidence deux phases dans l'évolution des peuplements de poissons dans la retenue : une première période jusqu'en 1996 inclus qui voit une augmentation importante des captures et une diminution parallèle de la richesse spécifique et une deuxième de 1997 à la fin des observations avec une diminution d'abord brutale puis progressive des captures. En 2000 le volume des captures baisse de manière beaucoup plus importante. Les données bimestrielles (analyse 4) confirment l'importante augmentation de la capture dans les trois zones du lac mais beaucoup plus sensible dans les zones moyenne et haute de la retenue.

Il faut noter que les captures par effort ne constituent pas strictement un indice de l'abondance des poissons mais plutôt de leur densité dans le milieu. Durant les premières années après la mise en eau la couche oxygénée n'excédait pas 2m et l'ensemble des poissons étaient concentrés dans les eaux les plus proches de la surface, les rendant capturable par les filets maillants d'une hauteur de 2m. La couche oxygénée s'est progressivement enfoncée mais jusqu'en 1999 la limite de 2 à 3mg.l<sup>-1</sup>, généralement considérée comme le nécessaire vitale pour les poissons, ne dépassait 2m de profondeur qu'en certaines périodes. En revanche pendant la très importante crue de l'année 2000 la limite des 3mg.l<sup>-1</sup> s'est enfoncé jusque vers 10m ouvrant aux poissons un vaste volume à occuper. En vue de vérifier l'effet de ce facteur sur la correspondance capture/abondance, nous avons utilisé en 4 occasions en 2000 des filets maillants de 4 m de profondeur.

Les résultats font apparaître que les captures de la partie profonde entre 2 et 4m des filets sont de près de moitié inférieures à celles de la partie de surface (Tableau 12). Du fait du faible nombre d'échantillons cette différence n'est toutefois pas significative. En dépit de la concentration en poissons apparemment plus faible dans les zones profondes, ce phénomène de dilution peut expliquer la diminution importante des captures en 2000.

	0 – 2m	2 – 4m
2000/06 CRIQUE PLOMB	170	120
2000/06 VATA BISTOURI	352	160
NANCIBO EAU LIBRE 2000/11	211	178
VATA BISTOURI 2000/11	153	66
MOYENNE	221.5	131.0
Paired t Test	t = 2.538	p = 0.085

**Tableau 12. Comparaison des captures effectuées dans les filets maillants de 4m de chute, différenciant les captures dans la partie de surface et celles de la partie profonde.**

La capture est également fonction du niveau d'activité des poissons puisque les filets maillants sont des engins passifs qui ne capturent le poissons que quand ceux-ci se déplacent. Ce phénomène lié au comportement des poissons pourrait expliquer l'évolution saisonnière des captures, maximum en juin et minimum en novembre. En juin, à la saison des pluies, les poissons seraient plus actifs qu'à la fin de l'étiage, saison particulièrement défavorable. L'évolution interannuelle des captures ne s'observe pas dans le fleuve à l'amont. Les captures y restent stables à un niveau inférieur à celui obtenu dans la retenue entre 1996 et 2000 lors de l'importante diminution observée dans les zones moyenne et haute du lac. Cette évolution est donc bien un phénomène lié à l'évolution de la retenue et non à un quelconque effet climatique. Les valeurs faibles de capture en regard à celles des zones moyenne et haute de la retenue sont cependant à interpréter avec précaution. En effet du fait de la différence des conditions hydrologiques dans ces deux milieux, l'efficacité des filets maillants y est très probablement différente soit du fait même de l'hydrologie, soit du fait de comportements différents des poissons.

La zone basse est celle où les captures sont les plus faibles. Cette zone fut la première à être inondée et il est vraisemblable que les conditions d'oxygénation y ont été défavorables plus tôt et plus longtemps que dans la zone moyenne. Cette hypothèse est confirmée par le fait que les milieux fermés, les plus éloignés du canal principal et donc les moins oxygénés, sont également ceux où la capture est la plus faible.

### 3.3.2. La richesse spécifique

Les résultats font apparaître clairement une diminution importante de la richesse spécifique totale dans le lac de retenue entre 1994 et 1996 de l'ordre de 20 espèces soit près de 30%, puis une stabilisation à partir de 1997.

Dans le fleuve en amont la richesse spécifique est estimée à partir des prélèvements de juin et novembre de nov. 1996 à nov. 2000. La valeur de nombre d'espèces asymptotique est estimée à 64 espèces. Dans les premiers mois de l'inondation en 1994 le nombre d'espèces asymptotique dans le lac est du même ordre de grandeur voire légèrement supérieur. Ce phénomène est probablement du au fait que les espèces avaient la nécessité vitale d'occuper la seule zone oxygénée de la retenue, à savoir la couche superficielle dans laquelle sont placés les filets. Par la suite les espèces inadaptées à ce type d'environnement disparaissent, soit par mortalité, soit par déplacement vers leur milieu de prédilection (amont ou criques affluentes).

Les espèces qui ont disparu du réservoir entre 1994 et 2000 sont essentiellement et comme on pouvait s'y attendre, des espèces benthiques telles que des Loricariidae, le Corydoras, des Siluridae, des Gymnotiformes (Tableau 13). La plupart de ces espèces restent abondantes

dans la fleuve en amont mais il y a quelques exceptions qui concerne des espèces dont l'habitat avant barrage était plutôt réparti dans le cours inférieur. Ainsi *Loricaria parnahybae*, *Gymnotus carapo* ou *Rhambdia quelen*.

Les courbes de richesse résiduelle par échantillon ne retracent pas exactement l'évolution constatée à partir des richesses asymptotiques. Elles indiquent une diminution importante en 1995 et 1996 puis un retour à des valeurs proches de celles de 1994 à partir de 1997. Cette divergence est d'abord due au fait que durant l'année 1994 il y eut une diminution rapide de la richesse résiduelle des échantillons que la valeur moyenne ne traduit pas. Elle est due d'autre part à un biais dans l'estimation de la richesse spécifique à partir des résidus à une relation (voir méthodologie). Les résidus de richesse sont en effet dépendants de la dominance d'un petit nombre d'espèces dans le peuplement et donc de la régularité des peuplements évaluée par l'équitabilité.

Espèce	N 1994	N 1995	N 1996	N 1997- 2000	Fleuve 97-2000	Fleuve phase pré
<b>Characiformes</b>						
Anostomidae						
<i>Anostomus brevior</i>	<b>53</b>	<b>23</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>99</b>	<b>10</b>
<i>Leporinus desmotes</i>	1	0	0	0	17	35
Erythrinidae						
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	<b>12</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>
Hemiodidae						
<i>Bivibranchia bimaculata</i>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>30</b>	<b>63</b>
Curimatidae						
<i>Cyphocharax helleri</i>	<b>38</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>80</b>	<b>83</b>
Gasteropelecidae						
<i>Gasteropelecus sternicla</i>	4	0	0	0	0	0
<b>Siluriformes</b>						
Loricariidae						
<i>Ancistrus hoplogenys</i>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>10</b>	<b>5</b>
<i>Lasiancistrus brevispinis</i>	<b>9</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>15</b>
<i>Loricaria parnahybae</i>	2	0	0	0	0	0
Pimelodidae						
<i>Pimelodella cristata</i>	<b>82</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>18</b>	<b>50</b>
<i>Pimelodella geryi</i>	<b>143</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>4</b>
<i>Rhambdia quelen</i>	3	0	0	0	0	0
<i>Pseudopileodus raninus</i>	1	0	0	0	0	2
Aspredinidae						
<i>Disichthys coradoideus</i>	1	0	0	0	0	0
Callichthyidae						
<i>Callichthys callichthys</i>	1	1	0	0	0	0
<i>Megalechis thoracata</i>	7	4	1	0	0	0
<i>Corydoras geffroy</i>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>16</b>	<b>24</b>
<b>Perciformes</b>						
Nandidae						
<i>Polycentrus punctatus</i>	1	1	1	0	0	0
Cichlidae						
<i>Crenicichla saxatilis</i>	<b>14</b>	<b>8</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>8</b>	<b>12</b>
<b>Gymnotiformes</b>						
Gymnotidae						
<i>Gymnotus carapo</i>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0</b>
Hypopomidae						
<i>Hypopomus artedi</i>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>4</b>	<b>6</b>
Sternopygidae						
<i>Sternopygus macrurus</i>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0</b>

**Tableau 13. Liste des espèces ayant disparu des captures du lac entre 1994 et 2000. En gras les espèces dont la différence de capture est significative.**

### 3.3.3. L'équitabilité

L'équitabilité, qui mesure la régularité de la distribution des espèces dans les peuplements, est plus faible dans la zone haute de la retenue. Cette zone, dont les conditions hydrologiques sont très variables, fonction du niveau d'eau dans la retenue, représente une interface entre le lac et la rivière. Surmontée d'un saut important elle est le siège de passages d'importantes populations de poissons qui peuvent déséquilibrer le peuplement.

D'une manière générale ce paramètre augmente au cours du temps dans la retenue avec cependant un accident en 1995 dans la zone moyenne et un autre en 1999 dans la zone basse. La faible valeur de 1995 explique en partie la valeur anormalement faible de la richesse résiduelle des échantillons. Pour ce qui est de l'augmentation générale de régularité, il est vraisemblable qu'avec la stabilisation physique du lac, les peuplements se mettent progressivement en place avec une répartition des ressources ce qui entraîne une structure plus équilibrée. Les populations qui s'étaient développées de manière exponentielle dans les premières années voient leur abondance diminuer, laissant la place à une plus grande variété d'espèces. Dans le fleuve en amont, l'équitabilité est du même ordre de grandeur que dans la zone haute de la retenue et significativement inférieure à celle des zones moyenne et basse. Cette observation est à rapprocher à la variabilité des milieux, beaucoup plus élevée dans le fleuve et à l'interface que dans la retenue elle-même. Dans le détail, au cours des trois premières années, on constate une chute importante de l'équitabilité dans les premiers mois de 1994. Cette baisse est à attribuer au développement explosif de certaines populations de poissons au détriment des autres et en particulier de celles inadaptées aux conditions lacustres.

### 3.3.4. La diversité

La diversité est un paramètre qui, par son mode de calcul, intègre la richesse et la régularité de l'échantillon. Il représente en effet la quantité d'information, évalué en bits par le logarithme de base 2, apportée par le tirage au hasard d'un individu dans le peuplement. Cette quantité est nulle quand il n'existe qu'un seul signal possible (une seule espèce) de probabilité 1, elle est faible quand il existe un petit nombre de signaux très probables (espèces très abondantes) les autres l'étant très peu (espèces rares) et est maximale lorsque tous les signaux ont la même probabilité (plusieurs espèces d'abondance égale).

Dans la retenue ce paramètre diminue entre 1994 et 1996, suivant en cela l'évolution de la richesse spécifique et de la régularité. Il réaugmente ensuite pour atteindre un maximum en 1998, puis chute brutalement en 1999 dans la zone basse pour revenir à ses valeurs d'avant 1998 en 2000.

### 3.3.5. Le poids moyen

Entre 1994 et 1999 le poids moyen diminue de moitié. Cette diminution peut avoir plusieurs origines. Elle peut être due à la disparition d'espèces de grande taille, à la diminution de la taille maximale des espèces ou à la grande abondance d'espèces de plus petite taille. Les deux premières hypothèses ont été testées.

La distribution de fréquence des espèces en fonction de leur taille maximale observée dans le fleuve n'est pas différente entre le fleuve et le lac aussi bien en 1994 que dans les dernières années d'observation (Test de Kolmogorov-Smirnov ; respectivement  $p = 1,000$  et  $p = 0,921$ ).

Les tailles maximales observées sont plus élevées dans le lac que dans le fleuve (test t pour échantillons appariés ;  $n = 59$  ;  $p = 0,024$ ).

La diminution de taille observée est donc due à la grande abondance d'espèces de taille petite à moyenne dans le réservoir.

### 3.4. Analyse spécifique

L'évolution constatée par les caractéristiques générales des peuplements se traduit aussi dans la composition spécifique des échantillons. Il y a une évolution rapide entre 1994, caractérisé par la particulière importance de *Parauchenipterus galeatus*, et les deux années suivantes pendant lesquelles les espèces dominantes sont *Triportheus rotundatus* et *Charax pauciradiatus* (Figure 24 et Figure 25). Après cette période, la composition des échantillons du lac se stabilise et les espèces caractéristiques deviennent *Bryconops caudomaculatus* et *Poptella brevispinna*.

Les échantillons du front ou zone haute du réservoir apparaissent intermédiaires entre ceux du lac et ceux de l'amont qui eux sont associés à deux espèces de *Cyphocharax*, à *Myleus ternetzi* et à *Acestrorhynchus falcatus*.

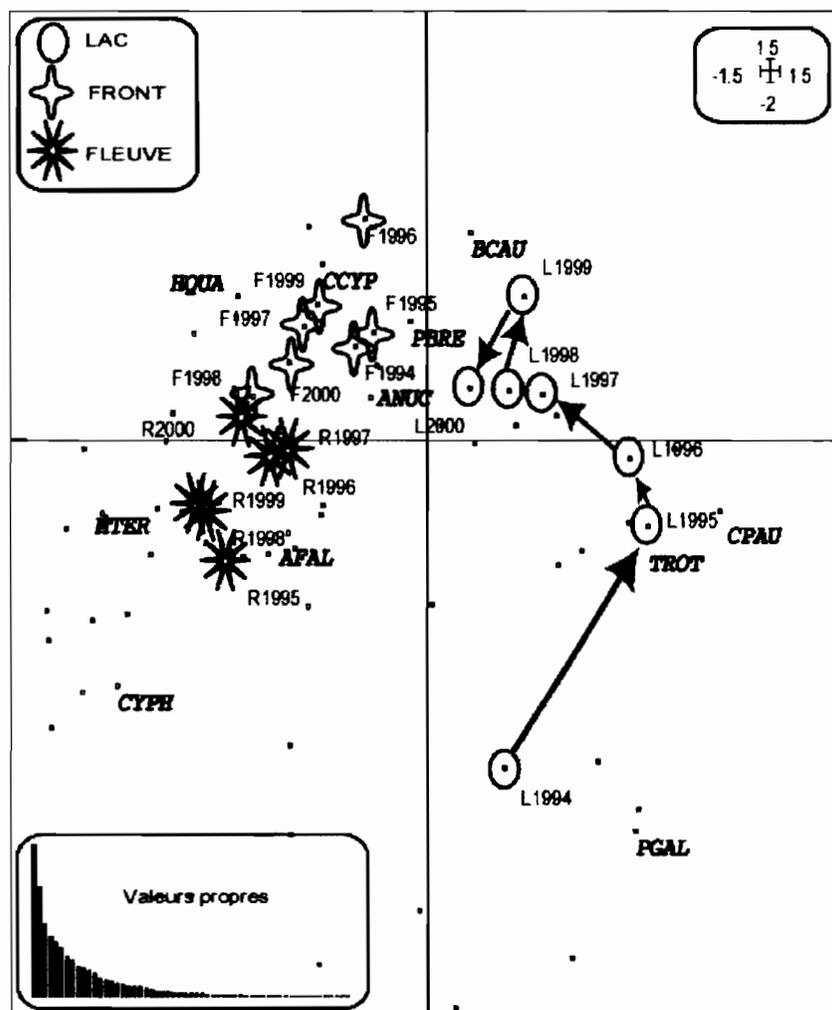


Figure 24. Projection des espèces et des échantillons dans le plan 1-2 de l'analyse des correspondances. Les symboles représentent les centroides des échantillons de la période indiquée. Seules les espèces qui participent de manière significative à la définition des axes sont indiquées. Signification des codes en Annexe 2.

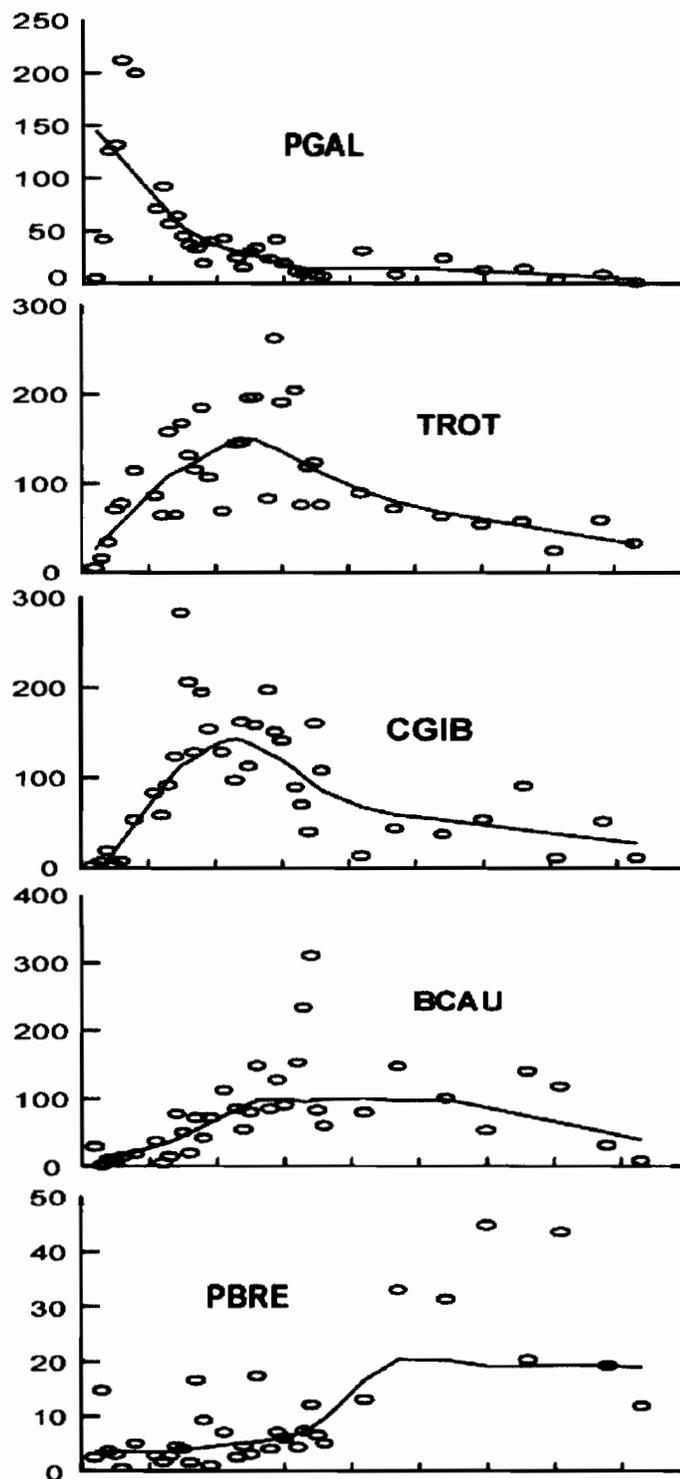


Figure 25. Variations temporelles de la capture des principales espèces dans la retenue de Petit-Saut. Les courbes représentent un ajustement LOWESS.

### 3.4.1. *Parauchenipterus galeatus*



Il s'agit d'une espèce de Siluriforme Auchenipteridae normalement peu abondante. Sa taille maximale est de 290mm dans le reservoir. Absente des captures de la zone amont avant barrage, elle était observée régulièrement mais en effectif réduit à l'aval dans la région de la crique Vénus. Après l'implantation du lac on la capture de manière épisodique dans la zone amont. Son régime alimentaire est totalement omnivore. Elle consomme surtout des fruits, des graines, des feuilles voire même des brindilles de bois et des invertébrés terrestres ce qui traduit un comportement nutritionnel extrêmement opportuniste (Tableau 14).

NB	Véget. Sup	Algues	Invert. Terr.	Invert. Aqua.	Decapode	Poisson	Sédiment
196	38.16	0.61	53.37	0.82	1.68	2.76	2.60

Tableau 14. Régime alimentaire de *Parauchenipterus galeatus*.

L'espèce présente une reproduction étalée sur une grande partie de l'année couvrant toute la durée de la saison des pluies de décembre à aout. Les œufs sont gros et en petit nombre (fécondité moyenne : 2036, diamètre moyen des ovocytes murs : 1,4mm) et la ponte est parcellée (Ponton et Mérona, 1998).

L'examen de l'évolution de la structure en taille entre mars 1994 et novembre 1995, montre que la population de *P. galeatus* provient d'une génération née vraisemblablement au moment du début de la mise en eau en janvier 1994 (Figure 27). Les jeunes individus que l'on voit apparaître dans les filets en mars à une taille moyenne de 90 mm croissent rapidement pour atteindre en avril 130mm puis en mai 150mm. Ce mode se stabilise ensuite vers 160mm et ne croit plus jusqu'à la fin de la période. Il a même tendance à régresser du fait de la mortalité naturelle qui atteint les plus gros individus. On n'observe aucun recrutement jusqu'à la fin de 1995. Par la suite la population se maintient à un niveau très faible.

La relation longueur-poids est de la forme :  
pour les femelles :

$$\log (\text{Poids}) = 3,148 * \log (\text{LS}) - 4,913 \quad (n=1007 ; R^2 = 0,862)$$

pour les mâles :

$$\log (\text{Poids}) = 3,101 * \log (\text{LS}) - 4,813 \quad (n = 1133 ; R^2 = 0,847)$$

Pour aucune de ces deux relations le coefficient n'est différent de la valeur théorique de 3 (respectivement  $t = 0,0536$  et  $t = 0,0769$  ;  $p < 0,001$ ). De plus les coefficients de ces deux relations ne sont pas différents l'un de l'autre.

La relation commune est donc :

$$\log (\text{Poids}) = 2,982 * \log (\text{LS}) - 4,550$$

ou

$$\text{Poids} = 0,000028 * \text{LS}^{2,982}$$

avec  $n = 2967$   $R^2 = 0,914$

La croissance est donc isométrique : le poids croît comme le cube de la longueur et il n'y a pas de modification notable de la forme du corps avec la croissance.

Le modèle linéaire généralisé appliqué sur les résidus de cette relation commune comme variable dépendante et sur les facteurs secteur (front, lac centre et lac bas), sexe (Mâle, Femelle et non déterminé), année, montre que seule le facteur année a une influence significative sur la condition des poissons ( $p < 0,001$ ) (Figure 26). En revanche la condition n'est pas différente entre mâles et femelles non plus qu'en fonction de la position dans le système réservoir ( $p = 0,978$  et  $p = 0,409$  respectivement).

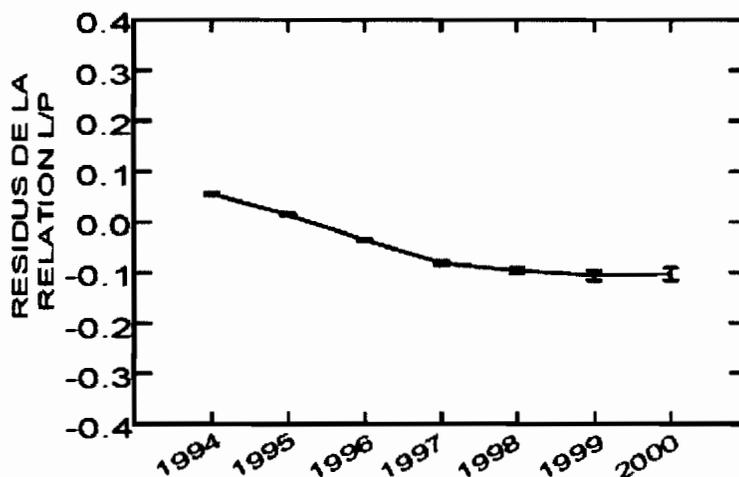


Figure 26. Evolution de la condition de *Parauchenipterus galeatus* dans le réservoir.

La condition est élevée au début de l'inondation, puis diminue régulièrement pour se stabiliser à partir de 1998. L'espèce a profité de l'abondante ressource disponible pendant l'inondation, les estomacs à cette époque sont distendus, remplis de fruits, de graines et de nombreux insectes terrestres. Lorsque la végétation meurt, ces ressources se tarissent et avec une alimentation moins abondante, l'espèce voit sa condition diminuer.

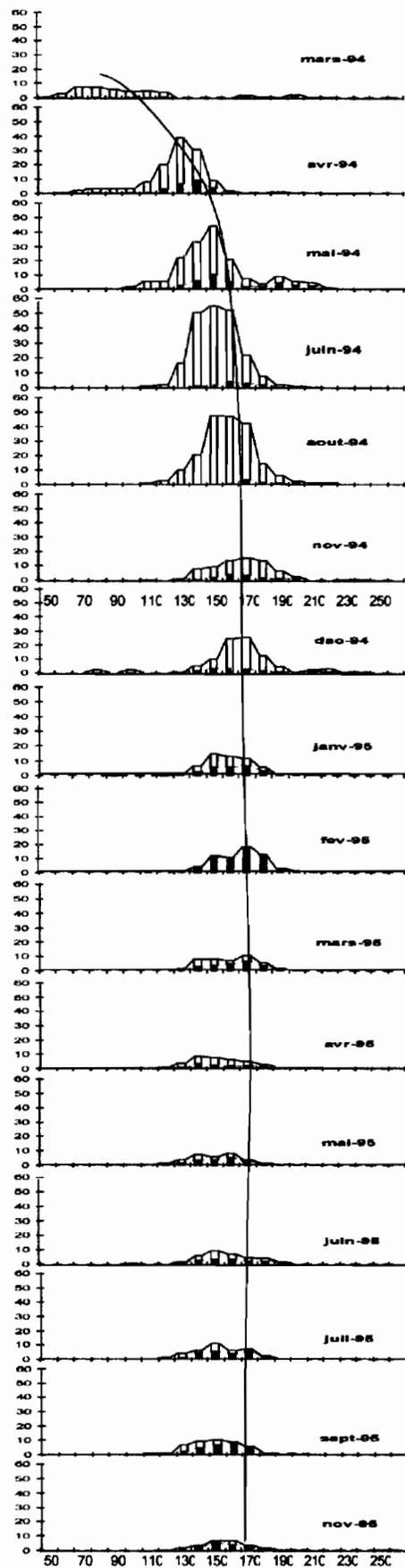


Figure 27. Evolution de la structure en taille de *Parauchenipterus galeatus* dans le réservoir..

### 3.4.2. *Triportheus rotundatus*



*Triportheus rotundatus* est un Characidae pélagique de taille maximale 250mm de longueur standard dans le fleuve et qui atteint 310mm dans le lac.

C'est un omnivore de surface consommant dans les conditions naturelles (celle du fleuve) essentiellement des insectes terrestres et des produits végétaux tels que fruits, graines et feuilles (Figure 28). L'espèce est donc supportée dans les rivières par une nourriture exogène provenant de la végétation rivulaire. Pendant la mise en eau du réservoir le *Triportheus* trouvent toujours ses sources de nourriture habituelle grâce à l'inondation de la forêt qui rend accessible produits végétaux et insectes terrestres, particulièrement fourmis et termites.

Cependant avec le développement d'un compartiment pélagique d'eau libre et le développement de zooplancton l'espèce commence à consommer cette nouvelle ressource. Le plancton devient même sa nourriture principale en 1997. Le régime se diversifie ensuite pour être constitué en part approximativement égales de végétaux, d'invertébrés terrestres de plancton et d'invertébrés aquatiques. En fin de période la part du plancton diminue probablement à cause de la raréfaction de cette ressource dans le lac.

Ainsi l'espèce apparaît comme possédant des capacités importantes d'adaptation de son régime. Celui-ci semble le reflet des changements qui interviennent dans l'écosystème à mesure de la mise en place d'un système lacustre à partir d'un système lotique. C'est d'abord la mise en place d'une production pélagique avec le développement de plancton et de Chaoboridae, puis l'apparition d'une faune d'invertébrés aquatiques, événements qui traduisent le passage d'un système essentiellement hétérotrophe (rivière) à un système autotrophe (lac).

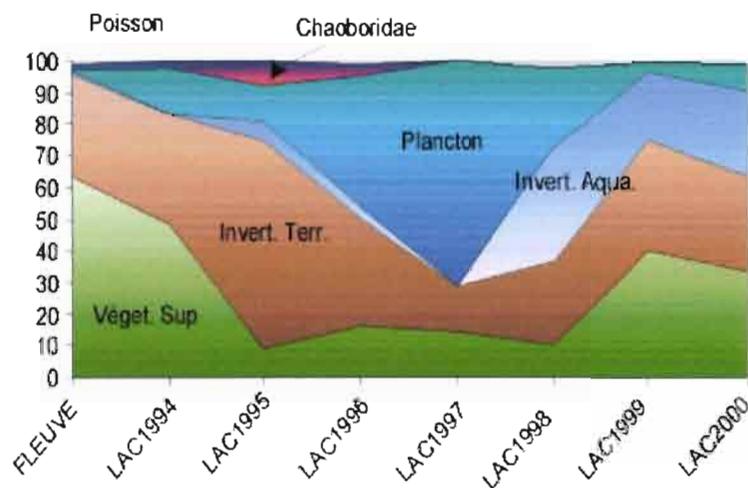


Figure 28. Changements dans le régime alimentaire de *Triportheus rotundatus* dans le réservoir.

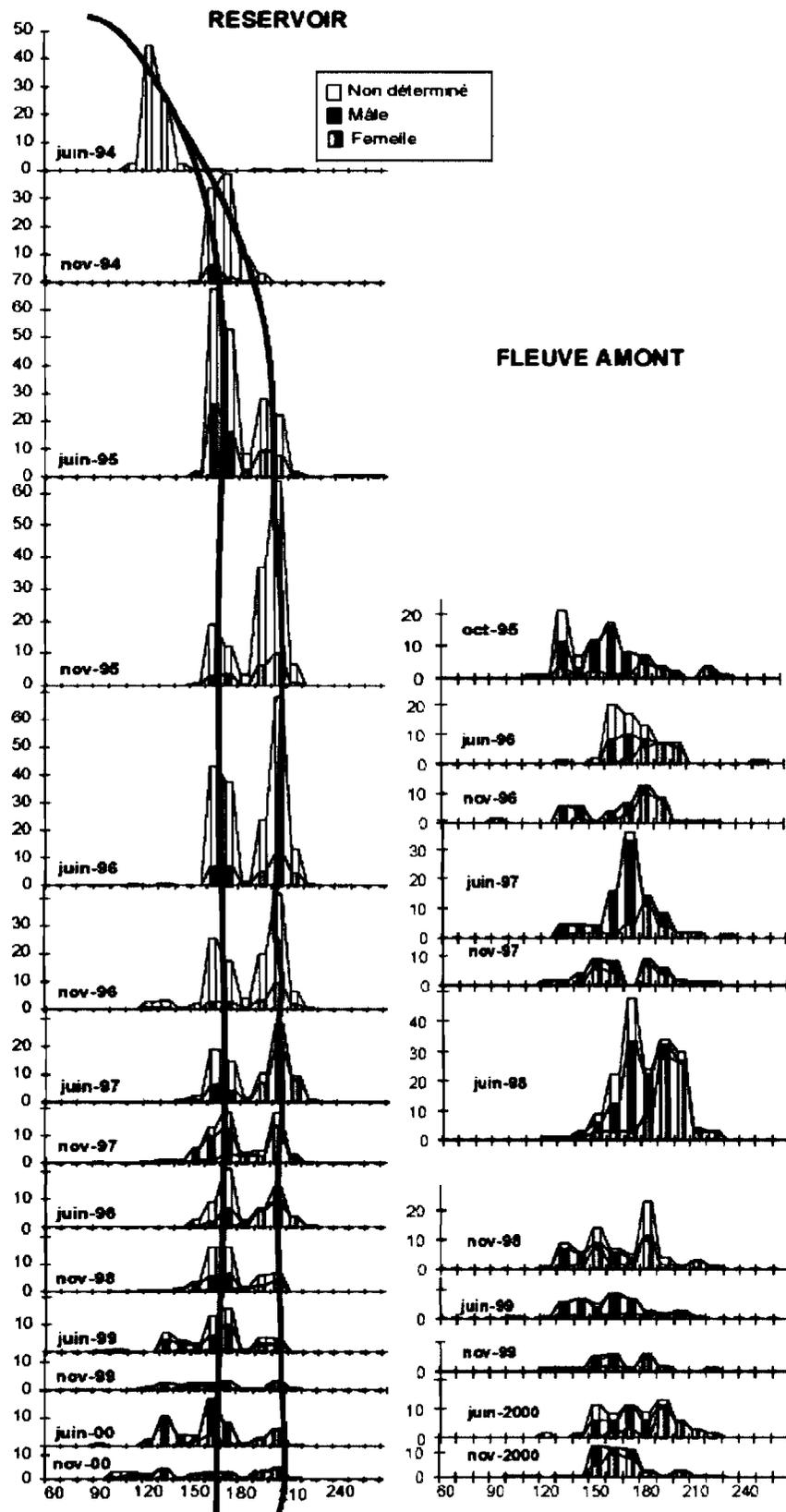


Figure 29. Evolution de la structure en taille de *Triportheus rotundatus* dans le réservoir et à l'amont entre 1994 et 2000.

L'espèce est commune dans tous les compartiments du Sinnamary avant barrage mais avec un niveau de capture relativement faible, représentant moins de 10% de l'ensemble des captures. Dès le mois de juin 1994 un important mode de jeunes poissons d'une taille voisine de 100mm envahissent le lac de retenue (Figure 29). Une importante population se développe alors et se maintient jusqu'au début de 1997 à la suite de quoi elle décline progressivement jusqu'à la fin des observations. On peut observer une croissance rapide des individus pendant la première année et en juin il semble que la majorité des spécimens aient atteint leur taille adulte. La croissance est très différente suivant les sexes, les mâles atteignant une taille plus petite que les femelles, respectivement 170 et 210 mm. Jusqu'à la fin de 1995 il n'y a aucun recrutement d'individus jeunes dans la population. Dans les années suivantes un petit nombre de poissons de taille moyenne apparaissent dans la structure en taille signe d'un recrutement mais qui reste faible. Dans le même temps, la population de *Triportheus rotundatus* est stationnaire dans le fleuve à l'amont avec parfois des pics de capture en particulier en juin 1997 et juin 1998.

Les relations taille Poids sont de la forme :

pour les mâles :

$$\log(\text{Poids}) = 3,131 * \log(\text{LS}) - 5,017 \quad (n = 3444 ; R^2 = 0,887)$$

pour les femelles :

$$\log(\text{Poids}) = 3,236 * \log(\text{LS}) - 5,248 \quad (n = 3248 ; R^2 = 0,869)$$

Aucun des coefficients n'est significativement différent de la valeur théorique 3 (respectivement  $t = 0,1175$  et  $t = 0,1884$  ;  $p > 0,400$ )

En dépit de la différence de croissance entre mâle et femelle, la relation liant la taille et le poids n'est pas non plus différente entre les sexes ( $p < 0,000$ ). La relation commune est donc :

$$\log(P) = 3,158 * \log(\text{LS}) - 5,070 \quad (n = 9121 ; R^2 = 0,938)$$

ou 
$$P = 8,511 * 10^{-6} * \text{LS}^{3,158}$$

Le modèle linéaire généralisé appliqué sur les résidus à cette relation comme variable dépendante et l'année, le secteur et le sexe comme variables indépendantes montre que la condition de l'espèce est très dépendante de l'année et du secteur et qu'il existe une forte interaction entre ces deux paramètres ( $p < 0,001$  pour chacune des trois variables)(Figure 30). La condition des poissons est plus élevée dans le réservoir qu'au niveau du front et surtout que dans la rivière en amont. Cependant elle diminue rapidement dans le lac après 1995 pour revenir en 1999 et 2000 à des valeurs comparables à celles du fleuve (Tableau 15).

	AMONT1995	AMONT1996	AMONT1997	AMONT1998	AMONT1999	AMONT2000	FRONT1994	FRONT1995	FRONT1996	FRONT1997	FRONT1998	FRONT1999	FRONT2000	LAC1994	LAC1995	LAC1996	LAC1997	LAC1998	LAC1999	LAC2000	
AMONT1995	1.000																				
AMONT1996	0.001	1.000																			
AMONT1997	1.000	0.020	1.000																		
AMONT1998	0.000	0.000	0.000	1.000																	
AMONT1999	1.000	1.000	1.000	0.000	1.000																
AMONT2000	1.000	0.000	1.000	0.213	1.000	1.000															
FRONT1994	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000														
FRONT1995	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	1.000													
FRONT1996	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000												
FRONT1997	1.000	0.042	1.000	1.000	0.439	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000											
FRONT1998	1.000	0.020	1.000	1.000	0.352	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000										
FRONT1999	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	0.000	0.000	0.098	1.000	1.000	1.000									
FRONT2000	0.018	0.000	0.041	1.000	0.008	1.000	0.000	0.000	0.546	1.000	1.000	1.000	1.000								
LAC1994	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	1.000	0.000	0.000	1.000							
LAC1995	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	0.680	0.000	0.000	1.000	1.000						
LAC1996	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.012	0.000	1.000	1.000	1.000	0.006	0.003	0.000	0.000	1.000					
LAC1997	0.000	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.074	1.000	1.000	1.000	1.000	0.000	0.000	0.000	1.000				
LAC1998	1.000	0.000	1.000	0.129	1.000	1.000	0.000	0.000	0.000	1.000	1.000	1.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000			
LAC1999	0.001	1.000	0.019	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.040	0.019	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000		
LAC2000	0.001	1.000	0.038	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.058	0.028	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	1.000	

Tableau 15. Matrice de corrélation entre les couples secteur/année pour les résidus de la relation logP/logL chez *Triportheus rotundatus*.

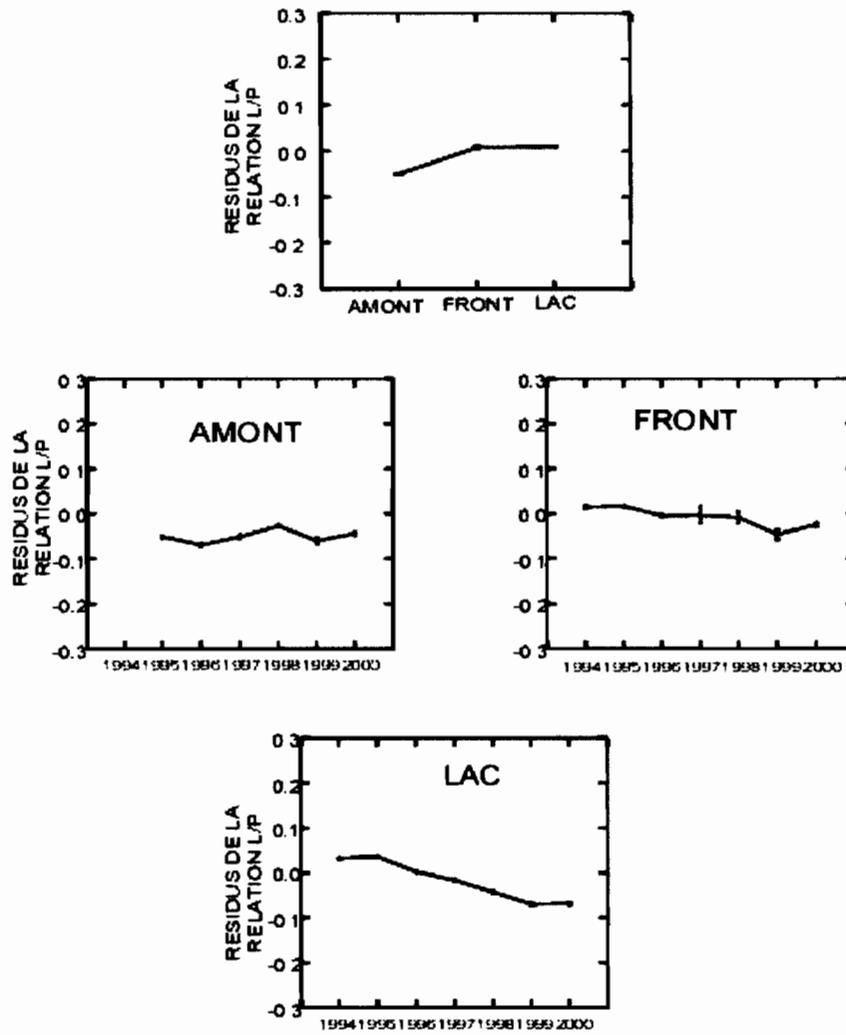


Figure 30. Résultats du modèle linéaire généralisé liant les résidus de la relation  $\log P/\log L$  aux variables secteur et année pour *Triportheus rotundatus*.

### 3.4.3. *Charax pauciradiatus*



*Charax pauciradiatus* est un petit Characidae de taille maximale de 120mm de longueur standard dans le fleuve alors que dans le lac il atteint une taille de 190mm.

Avant le barrage, il est absent de la zone supérieure, rare dans la zone médiane et relativement abondant dans la zone aval. Les femelles sont matures à partir de 90mm et la reproduction se prolonge pendant une grande partie de l'année de janvier à octobre. La ponte est vraisemblablement totale, la fécondité moyenne avec 3600 œufs et les œufs sont relativement gros (0.7mm de diamètre).

Dans des conditions de rivière l'espèce consomme principalement des poissons et des invertébrés terrestres la plaçant dans la catégorie des carnivores prédateurs. Dans le lac le régime évolue rapidement. l'espèce conserve un régime essentiellement carnée mais constitué majoritairement d'invertébrés aquatiques suivant en cela l'évolution des ressources alimentaires disponibles. Le plancton, pourtant abondant pendant certaines époques ne constitue qu'une ressource négligeable alors que les larves pélagiques de Chaoborus deviennent en 1995 et 1996 un des constituants majeurs du régime (Figure 31).

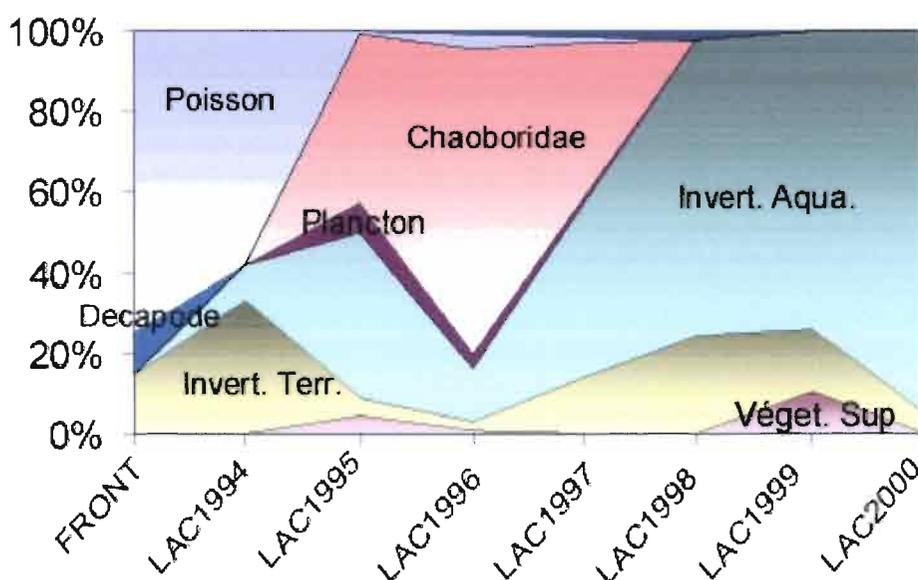


Figure 31. Changements dans le régime alimentaire de *Charax pauciradiatus* dans le réservoir.

Comme pour *Triportheus rotundatus*, le développement explosif de cette population a duré pendant les années 1995 et 1996, mais dans ce cas le recrutement paraît constant avec un apport de jeunes poissons (Figure 32). La population s'écroule dans le premier semestre de 1997 puis se reconstitue mais à un niveau inférieur et semble stable jusqu'à la fin des observations.

Pour cette espèce les relations taille poids sont de la forme :

pour les mâles :

$$\log(\text{Poids}) = 2,918 * \log(\text{LS}) - 4,606 \quad (n = 1321 ; R^2 = 0,864)$$

pour les femelles :

$$\log(\text{Poids}) = 3,091 * \log(\text{LS}) - 4,962 \quad (n = 1743 ; R^2 = 0,865)$$

Les deux coefficients ne sont pas significativement différents de 3 (respectivement  $t = 0,0705$  et  $t = 0,0752$  ;  $p > 0,5$ ) et il n'y a pas de différence significative entre les sexes ( $t = 0,1030$  ;  $p > 0,45$ ). L'espèce a donc elle aussi une croissance isométrique.

Le modèle linéaire généralisé liant les résidus de la relation précédente aux facteurs année, secteur et sexe révèle l'influence du facteur année ( $p < 0,001$ ). On observe une diminution régulière de la condition jusqu'en 1999, puis une stabilisation en 2000. En revanche la condition n'est pas dépendante du sexe.

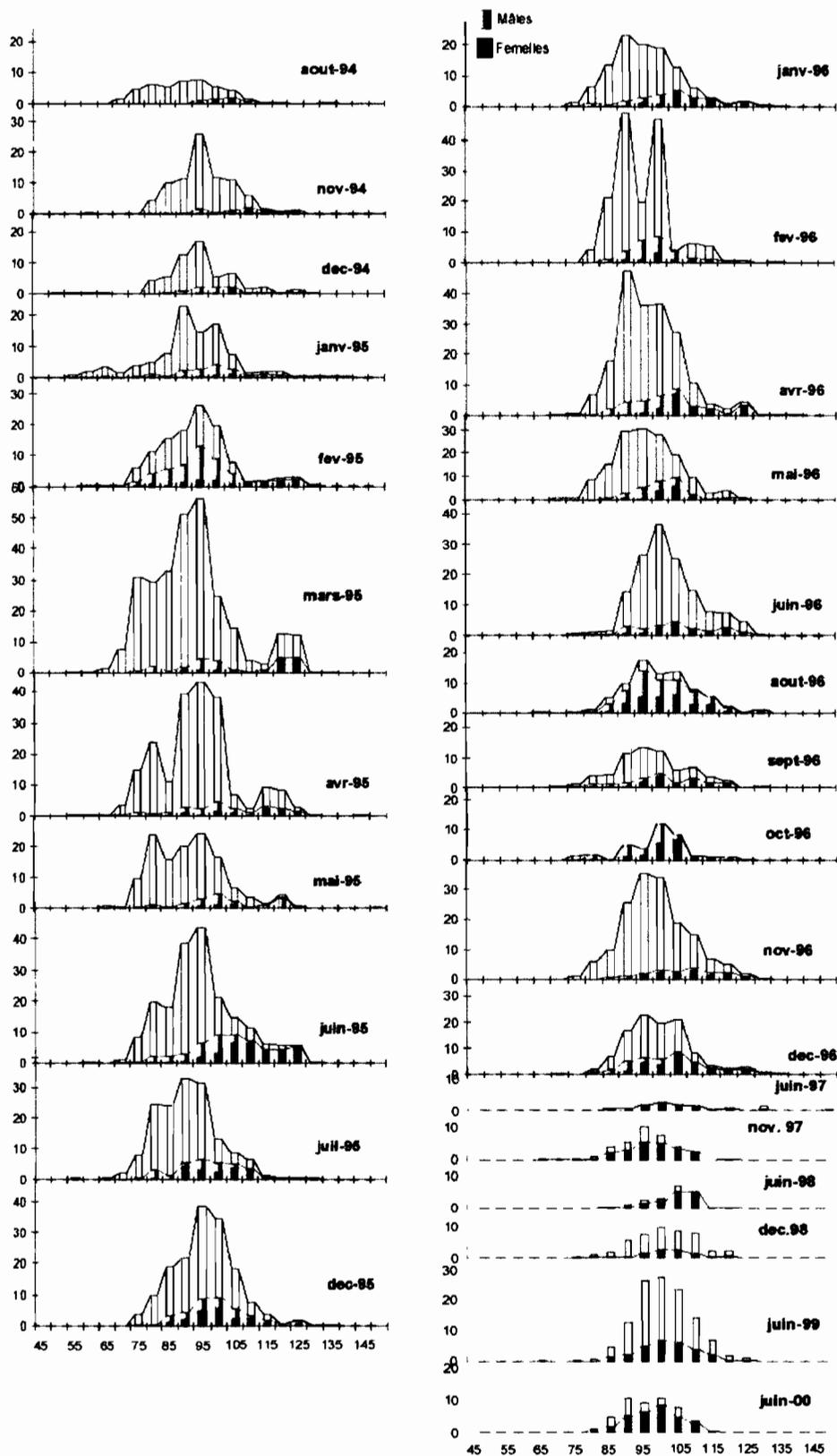


Figure 32. Evolution de la structure en taille de *Charax pauciradiatus* dans le réservoir entre 1994 et 2000.

#### 3.4.4. *Bryconops caudomaculatus*



Ce petit Characidae pelagique appartient à un genre comportant 3 espèces sympatriques très proches morphologiquement : *B. caudomaculatus*, *B. affinis* et *B. melanurus*. Dans le fleuve *B. caudomaculatus* est toujours dominant mais les deux autres espèces représentent à elles deux près de 50% des individus du genre (Figure 33). Dans le réservoir *B. caudomaculatus* a rapidement occupé tout l'espace, la capture des autres espèces devenant négligeable. A la fin de la période *B. affinis* semble se récupérer alors que *B. melanurus* a lui complètement disparu.

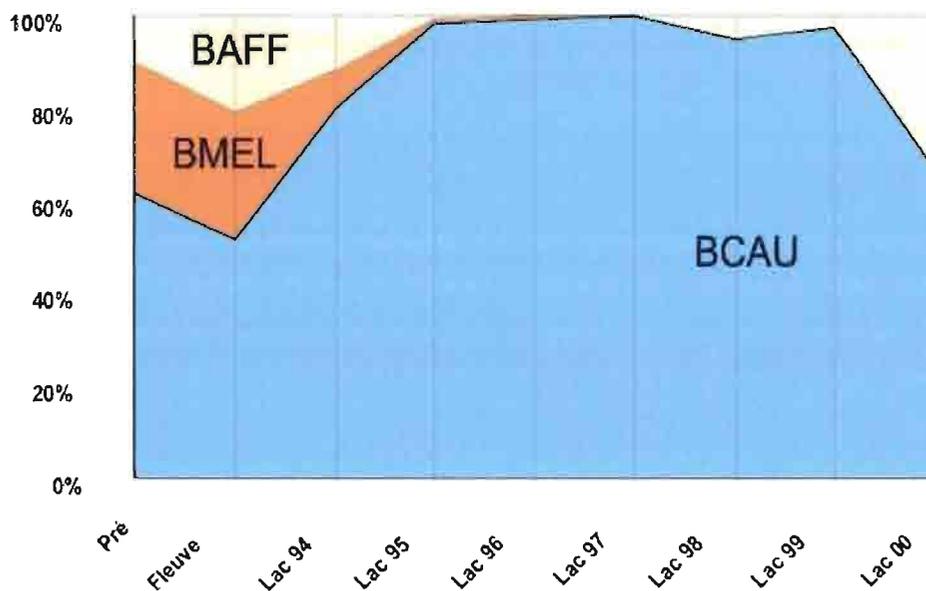
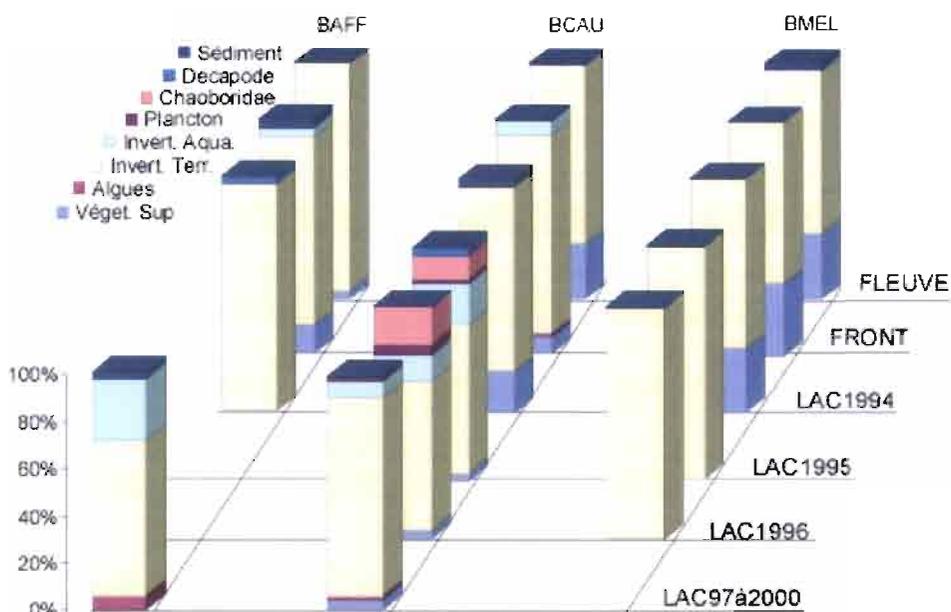


Figure 33. Répartition des trois espèces de *Bryconops* dans le fleuve et dans le lac.

Il existe des différences subtiles dans l'alimentation de ces trois espèces sœurs dans le fleuve (Figure 34). *B. melanurus* est celle qui consomme le plus de produits végétaux, *B. affinis* celle qui en consomme le moins, *B. caudomaculatus* occupant une position intermédiaire. Dans le lac le régime de cette dernière espèce change peu avec cependant une part limitée d'invertébrés aquatiques incluant du plancton au détriment de la végétation mais le régime reste dominé par les invertébrés terrestres. *B. melanurus* semble ne pouvoir se maintenir dans le milieu en l'absence de produits végétaux disponibles alors que *B. affinis* adapte son

alimentation en consommant des invertébrés aquatiques en fin de période et retrouve une place dans la communauté du lac.



**Figure 34. Evolution du régime alimentaire des trois espèces de *Bryconops* dans le réservoir.**

L'examen de la structure en taille de *B. caudomaculatus* révèle un mode quasiment constant tout au long de la période février 1995 à juin 1998 à une longueur standard de 105-110mm (Figure 35). Bien sûr on ne peut faire l'hypothèse qu'il s'agit de la même génération qui serait née en 1994. En effet, une longévité de 5 ans pour des poissons de cette taille est en désaccord avec les modèles de croissance connus. Il faut donc imaginer qu'il y a un recrutement constant avec une croissance rapide. Or on observe peu d'individus jeunes dans les captures pendant toute cette période. Il est probable que la ponte et le développement juvénile s'effectue dans des zones très marginales hors de portée de nos filets. En revanche en juin 99 un grand nombre de jeunes poissons de taille modale 75mm apparaissent dans les captures. Ce mode se déplace jusqu'en novembre quand il atteint 80mm, puis disparaît et les captures en 2000 sont très faibles.

Les relations liant le poids à la taille sont de la forme :

pour les mâles :

$$\log(\text{Poids}) = 3,072 * \log(\text{LS}) - 4,896 \quad (n = 1379 ; R^2 = 0,893)$$

pour les femelles :

$$\log(\text{Poids}) = 2,908 * \log(\text{LS}) - 4,865 \quad (n = 1719 ; R^2 = 0,832)$$

Il n'y a pas de différence significative entre les coefficients de ces deux relations et la valeur théorique 3 (respectivement  $t = 0,067$  et  $t = 0,069$ ) et pas de différence non plus entre les relations trouvées pour chacun des sexes ( $t = 0,096$ ). La croissance de cette espèce est donc elle aussi isométrique et identique entre mâles et femelles.

La relation commune est calculée, elle est de la forme :

$$\log(\text{Poids}) = 3,021 * \log(\text{LS}) - 4,796 \quad (n = 5099 ; R^2 = 0,918)$$

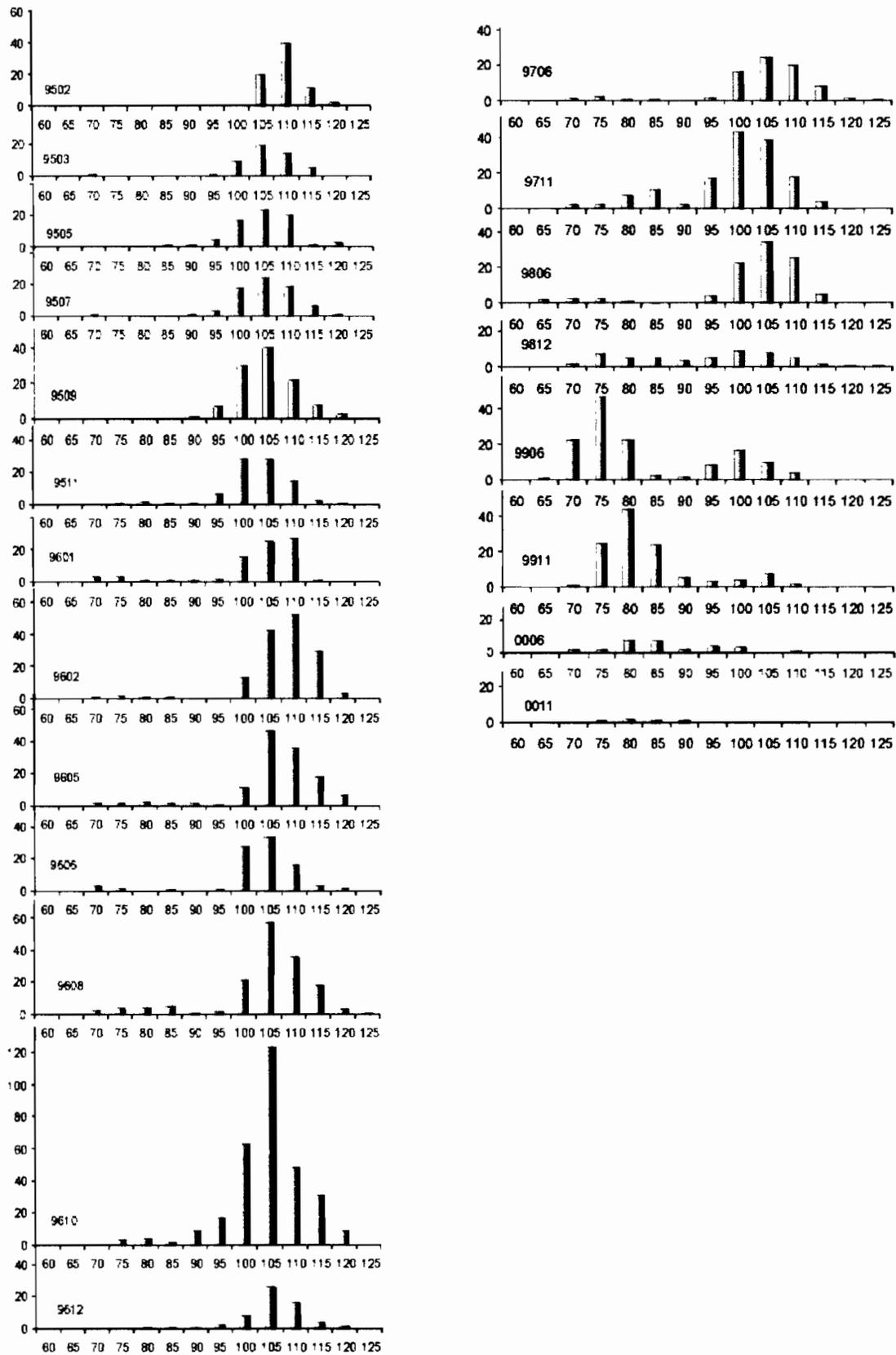
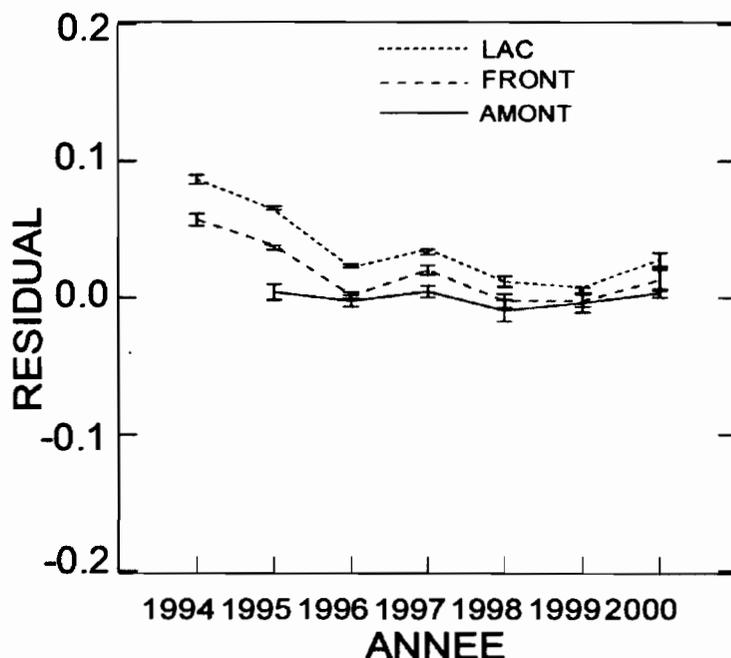


Figure 35. Structure en taille de *Bryconops caudomaculatus* dans le réservoir entre 1995 et 2000.



**Figure 36. Résultats de l'analyse de variance liant les résidus de la relation logP/logL aux facteurs année et secteur pour l'espèce *Bryconops caudomaculatus*.**

L'analyse de variance liant les résidus de la relation logP/logL et les facteurs de variabilité année, secteur et sexe montre des effets significatifs de l'année et du secteur avec une forte interaction entre ces deux facteurs ( $p < 0,001$  pour les trois effets) (Figure 36). En revanche il n'y a pas d'effet du sexe ( $p = 0,084$ ), donc pas de différence de condition entre mâles et femelles.

La condition est inférieure dans la zone amont et reste constante entre 1995 et 2000. Au niveau du front et dans le réservoir la condition est élevée au début de l'ondation puis diminue fortement en 1996 (Figure 36). Elle est relativement constante ensuite jusqu'à la fin des prélèvements mais reste supérieure dans le lac.

### 3.4.5. *Poptella brevispinna*



*Poptella brevispinna* est un autre Characidae de petite taille qui, dans le fleuve ne dépasse pas 110mm alors que dans le lac nous avons capturé des individus de plus de 150mm.

Son régime alimentaire est omnivore, basé essentiellement sur des invertébrés terrestres et de la végétation supérieure dans le fleuve (Figure 37). Ce régime est pratiquement inchangé au front de la retenue mais dans le lac l'espèce se dirige vers les ressources endogènes tels que le plancton et les chaoboridae lorsque ceux-ci sont abondants dans le milieu, puis vers d'autres invertébrés aquatiques. En fin de période, les invertébrés terrestres reprennent une grande importance dans le régime mais la végétation terrestre reste négligeable.

Les relations liant la longueur et le poids sont de la forme :

pour les mâles :

$$\log (\text{Poids}) = 2,792 * \log (\text{LS}) - 4,065 \quad (n = 853 ; R^2 = 0,719)$$

pour les femelles :

$$\log (\text{Poids}) = 3,039 * \log (\text{LS}) - 4,533 \quad (n = 1052 ; R^2 = 0,668)$$

Les coefficients de ces deux relations ne sont pas statistiquement différents de la valeur théorique de 3 (respectivement  $t = 0,1187$  et  $t = 0,0182$ ). La croissance est donc isométrique. Il faut cependant considérer ce résultat avec précaution car la gamme de taille des individus sexés est étroite, comprise entre 60 et 110mm. La relation n'est donc strictement valable que pour les tailles incluses dans cet intervalle.

On n'observe pas non plus de différence entre sexes ( $t = 0,0892$ ).

Ainsi la relation commune est :

$$\log (\text{Poids}) = 2,901 * \log (\text{LS}) - 4,270 \quad (n = 2314 ; R^2 = 0,825)$$

L'analyse de variance portant sur les résidus à cette relation comme variable dépendante et le secteur, l'année et le sexe comme facteurs fait état d'effets significatifs de l'année et du secteur avec une forte interaction entre les deux (Figure 38). En revanche il n'y a pas d'effet du sexe sur la condition. La condition diminue fortement dans le lac et au front entre 1994 et 2000 alors qu'elle a tendance à augmenter à l'amont en 1999 et 2000.

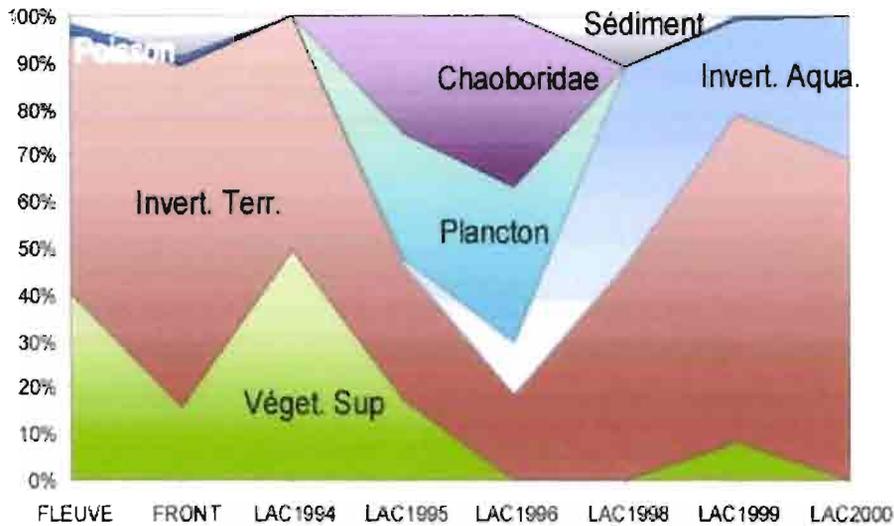


Figure 37. Régime alimentaire de *Poptella brevispinna* dans le fleuve et le réservoir de Petit-Saut.

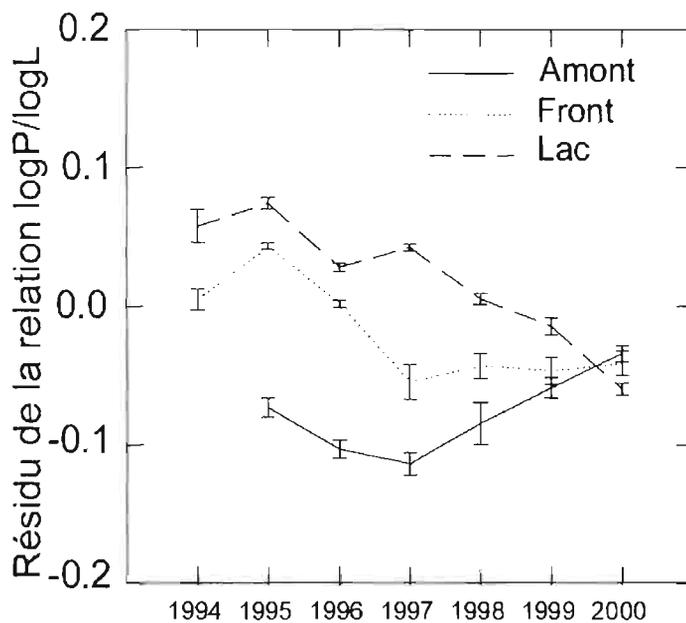


Figure 38. Effet des facteurs secteur et année sur les résidus de la relation  $\log P / \log L$  chez *Poptella brevispinna*.

La plupart des structures en taille montrent un mode d'adultes vers 90 ou 95mm à toutes les périodes aussi bien dans le fleuve à l'amont que dans le lac et au front (Figure 39 et Figure 40). Seules les structures dans le lac pendant l'inondation permettent d'observer la croissance d'une cohorte avec des individus de 35 mm en moyenne en mars 1994, puis 80mm en mai 1995 et 90 mm en mars 1996. Ce type d'évolution suggère une reproduction continue, ce qui a été vérifié dans un travail parallèle (Ponton et Mérona, 1998). Il suggère aussi que les jeunes poissons échappent à la capture dans les conditions normales, probablement parcequ'ils habitent des zones non échantillonnées (milieux peu profonds marginaux par exemple). Pendant la phase d'inondation du lac les jeunes poissons ont du se cantonner dans la mince couche d'eau oxygénée ce qui a permis leur capture.

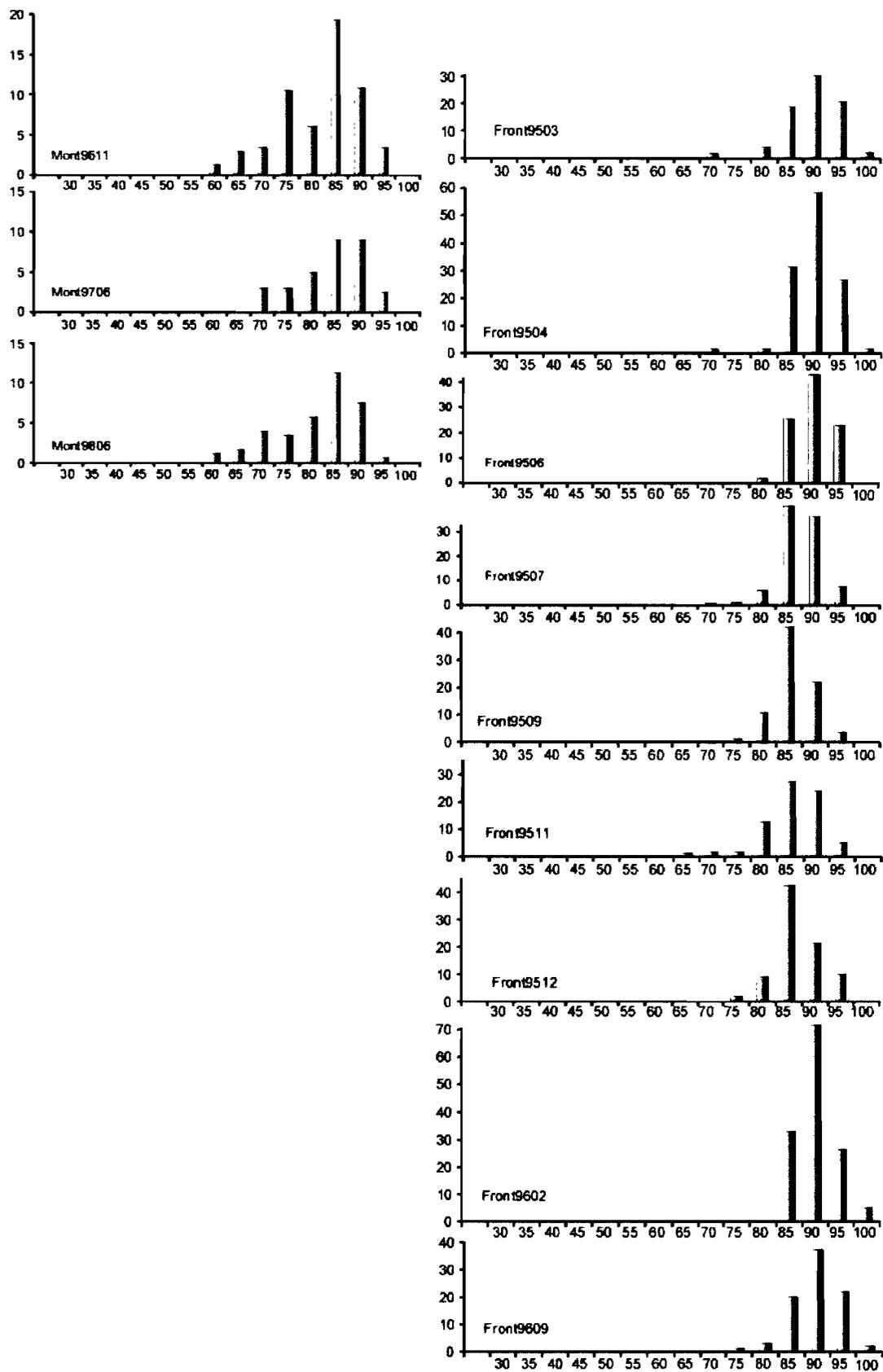


Figure 39. Structure en taille de *Poptella brevispinna* dans la zone amont et au front de la retenue.

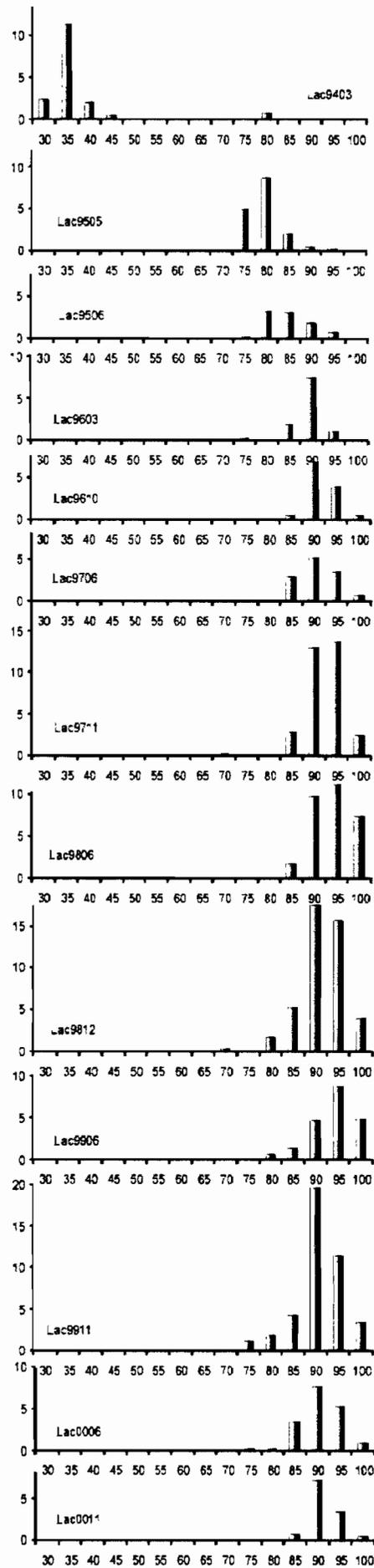


Figure 40. Structure en taille de *Poptella brevispinna* dans le réservoir.

### **3.5. Conclusions générales sur le réservoir et l'amont.**

**Après la forte augmentation de la densité de poissons qui a suivi l'inondation en 1995 et 1996, ce paramètre diminue régulièrement depuis 1997.** La densité est théoriquement liée directement à la biomasse et à la production que l'on peut ainsi imaginer suivre la même évolution. Ce type d'évolution est bien connue pour la plupart des lacs de barrage en milieu tropical et particulièrement ceux qui inondent une importante végétation. La végétation inondée fournit en mourant une grande quantité de nutriments mis à disposition des poissons. De plus l'importante surface de milieux nouvellement inondés constitue une large nurserie pour les juvéniles qui y trouvent une abondante nourriture et une relative protection contre les prédateurs. Ainsi une survie élevée alliée à une croissance favorisée conduit à une production et à une biomasse élevées. Lorsque les ressources exogènes se tarissent avec la mort de la végétation inondée, la production ralentit et la biomasse et la densité diminuent. De plus, une fois le niveau opérationnel du lac atteint, les espèces peuvent rencontrer des difficultés à se reproduire dans un milieu pour lequel elles ne sont pas adaptées ce qui peut réduire d'autant la production.

Cependant et par ailleurs, la relation entre densité et biomasse n'est directe que si le volume disponible reste constant. Ce n'est pas le cas à Petit-Saut puisque la couche oxygénée, seule habitable pour les poissons, a considérablement augmenté entre 1994 où elle n'était que de quelques dizaines de centimètres en moyenne et 2000 où elle atteignait 4 mètres. Ainsi ce facteur joue vraisemblablement pour entraîner une diminution de densité et en particulier en 2000 lorsque l'on voit ce paramètre diminuer plus fortement que durant la période 1997 à 1999.

Dans le réservoir **la densité des poissons n'est pas homogène dans l'espace.** En effet elles sont d'une part plus importantes au niveau de la zone centrale que dans la zone basse. Cette différence peut s'expliquer par le fait que la zone basse a été inondée avant la zone centrale et donc s'est trouvée plus rapidement desoxygénée puis plus tôt restreinte en matières nutritives. A l'appui de cette hypothèse il faut remarquer que la différence entre zones a tendance à s'estomper. Par ailleurs la densité est plus importante dans les eaux libres que dans les zones marginales. Là aussi, la différence dans l'oxygénation de l'eau liée à la faible circulation dans les zones marginales peut expliquer la plus faible densité de poissons. Par ailleurs l'augmentation de production est principalement due au développement d'espèces pélagiques favorisées par la quasi absence de compartiment benthique au cours des premières années d'inondation.

**La richesse spécifique est élevée durant les deux premières années de formation du lac puis elle diminue et se stabilise pendant les 4 années suivantes.** Les espèces ayant disparu du réservoir sont pour l'essentiel des espèces benthiques qui, à l'évidence, ne trouvent pas dans le lac les conditions adéquates à leur survie.

Avec la stabilisation des conditions dans le lac, **les peuplements de poissons voient leur régularité augmenter.** Après le développement explosif de quelques espèces durant les premières années, la répartition des ressources se met en place et l'abondance relative des espèces devient plus équilibrée. En revanche la zone de front ressemble, en ce qui concerne la structure de ses peuplements, au fleuve à l'amont avec une régularité relativement faible. La variabilité des conditions hydrologiques aliée au fait que le front fonctionne comme une

interface entre deux milieux différents, favorise le déséquilibre des peuplements avec des passages en masse de poissons.

**Dans le réservoir la taille moyenne des poissons diminue.** Ce phénomène est à attribuer au grand développement d'espèces de taille petite à moyenne car dans la plupart des cas la taille maximale des espèces individuelles est supérieure à sa valeur dans le fleuve.

**L'hétérogénéité spatiale ainsi que l'évolution dans le lac** constatées à partir des caractéristiques générales des peuplements de **poissons se retrouvent dans leur composition spécifique.** Durant l'inondation le lac est immédiatement colonisé par une espèce opportuniste robuste : *Parauchenipterus galeatus*. Cette espèce est rapidement supplantée pendant les deux années suivantes par deux espèces pélagiques omnivores suffisamment adaptables pour tirer parti d'une faune d'invertébrés pélagiques (plancton et nymphes de Chaoborus) : *Triporthus rotundatus* et *Charax pauciradiatus*. Ces deux espèces voient leur abondance diminuer à partir de 1997 et sont progressivement remplacées par deux autres petits Characidae pélagiques : *Bryconops caudomaculatus* et *Poptella brevispinna*.

L'examen des caractéristiques des populations qui se sont développées successivement dans le lac suggère que **le facteur essentiel de leur succès a d'abord résidé dans leur capacité à tirer parti des ressources alimentaires du nouveau milieu.** Par la suite la **capacité à se reproduire** dans le lac a constitué probablement un autre facteur déterminant comme le montre le déclin de la population de *Triporthus rotundatus* dont le recrutement est très faible dans les dernières années.

## 4. L'ÉVOLUTION DANS LA ZONE AVAL

### 4.1. L'hydrologie

Le régime hydrologique a été profondément modifié par le barrage (Figure 41). Pendant la mise en eau un débit minimum de  $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  a été maintenu mais des lâchers d'eau ponctuels ont été réalisés. Après cette phase on constate un net soutien des étiages avec un niveau minimum qui ne descend au dessous de quelques 300 cm sauf pendant l'année El Nino très sèche (1998). La crue présente un aspect extrêmement différent du régime naturel. Les montées d'eau sont brusques et suivies très rapidement de descentes tout aussi brutales. Il n'y a plus d'augmentation régulière du niveau de base et en 1998 et 1999 les conséquences de la sécheresse El Niño apparaissent beaucoup plus sévères puisqu'il n'y a pas eu de crue du tout.

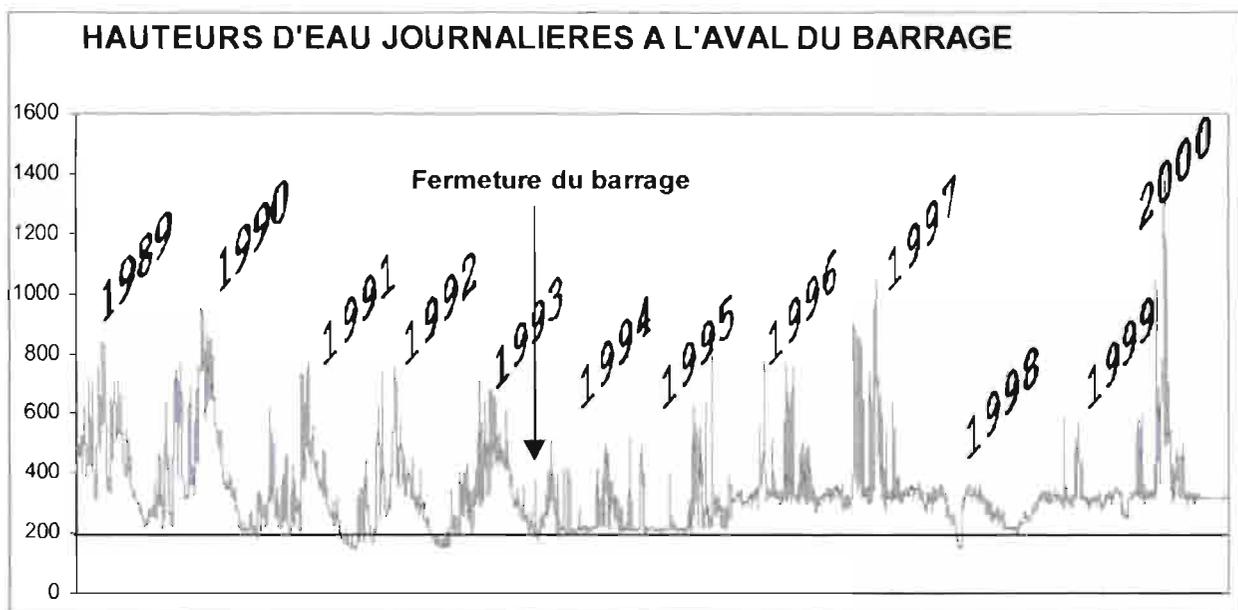


Figure 41. Evolution de la hauteur d'eau à l'aval du barrage.

## 4.2. Analyse temporelle: la station Vénus

### 4.2.1. Les captures

L'examen de l'évolution des captures depuis décembre 1991 permet de faire un certain nombre d'observations (Figure 42).

- En premier lieu, les captures sont très variables d'un échantillon à l'autre. Dans la période décembre 1991 à décembre 1993, avant la fermeture du barrage les valeurs extrêmes sont de 39 et 517 poissons par batterie et par nuit de pêche c'est à dire des écarts de plus de 1 à 100 !
- Les effets de la fermeture du barrage, furent d'abord une diminution très importante de la quantité de poissons pêchés, puis une stabilisation à des niveaux relativement bas et une variabilité plus faible. Les valeurs extrêmes sont de 37 à 81 poissons par batterie et par nuit, soit une fourchette de 1 à 2.
- Dans la phase de stabilisation, suivie de manière beaucoup plus lache depuis 1997 une importante variabilité est de nouveau observée. La tendance est une certaine stabilisation de la capture avec cependant des niveaux élevés durant toute l'année 2000.

L'analyse de variance met en évidence un effet significatif de l'année de prélèvement ( $n = 43$ ;  $R^2 = 0,377$ ;  $p = 0,046$ ) (Figure 43). Cependant le test de Bonfèroni ne met pas en évidence de différence significative 2 à 2.

Lorsque l'on sépare la série en trois périodes correspondant aux changements physiques du milieu, l'analyse de variance fait état d'une différence significative entre la phase de remplissage (période 2) et les deux autres périodes (respectivement  $p = 0,004$  et  $p = 0,022$ ). Il y a donc bien eu un effet de la fermeture du barrage sur les captures mais cet effet s'est rapidement estompé et les captures sont revenues à des niveaux comparables à ceux observés avant barrage.

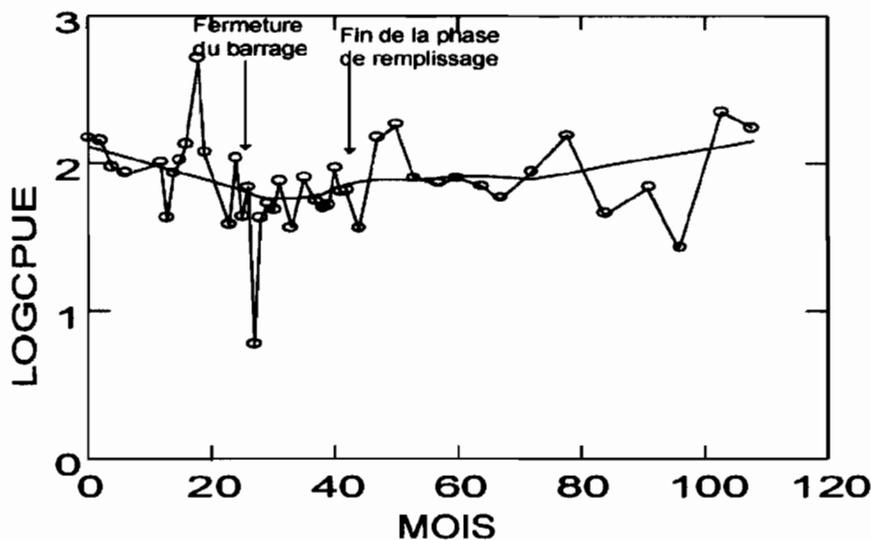


Figure 42. Evolution de la capture dans le Sinnamary aval entre dec. 1991 et dec. 2000.

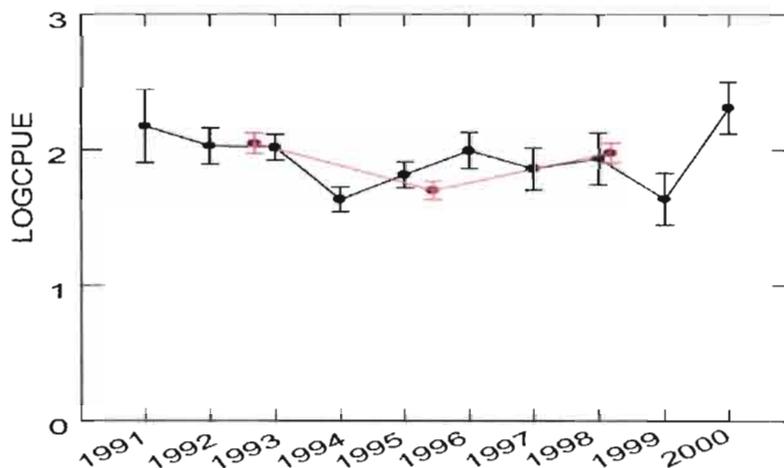


Figure 43. Résultat de l'analyse de variance liant la cpue (données logarithmiques) à l'année ou à la période. (Moindres carrés moyens).

#### 4.2.2. Le poids moyen

Le poids moyen suit une évolution inverse par rapport à celle de la capture (Figure 44). Les captures élevées sont le fait d'individus de petite taille. Les résultats de l'analyse de variance sont identiques: un modèle significatif avec l'année comme variable indépendante ( $p = 0,045$ ) mais pas de différences significatives 2 à 2, et un modèle très significatif avec la période comme variable indépendante ( $p = 0,001$ ) et la phase de remplissage significativement différente des deux autres phases avec un poids moyen supérieur (respectivement  $p = 0,030$  et  $p = 0,001$ ) (Figure 45).

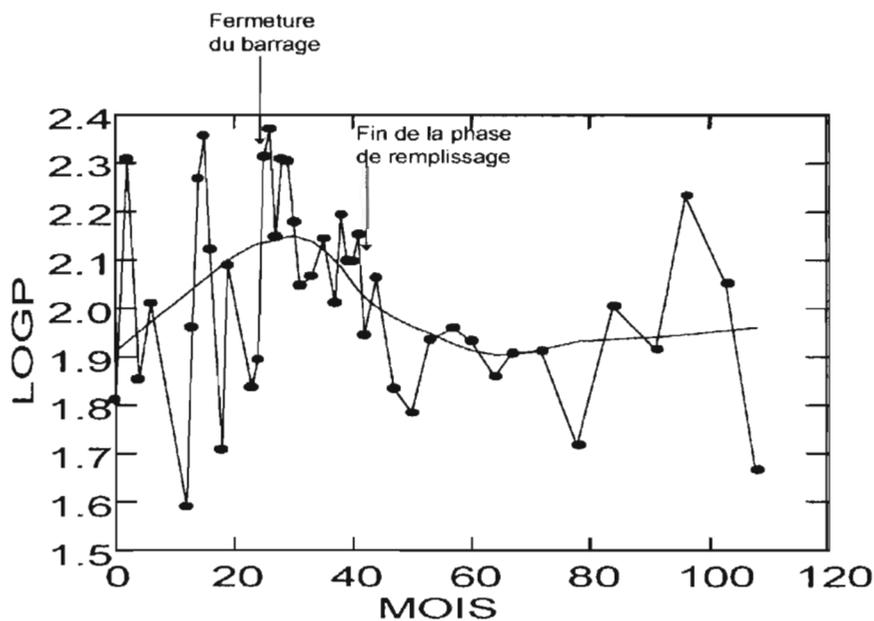


Figure 44. Evolution du poids moyen dans le Sinnamary aval entre dec. 1991 et dec. 2000.

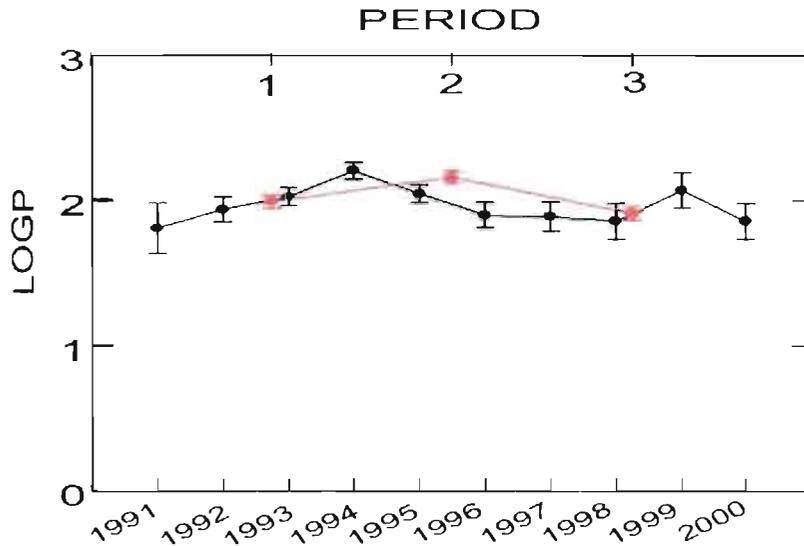


Figure 45. Résultat de l'analyse de variance liant le poids moyen (données logarithmiques) à l'année ou à la période. (Moindres carrés moyens).

#### 4.2.3. La richesse spécifique.

Les résidus de la relation Nb d'espèces/Nb d'individus pêchés suit une évolution générale ascendante durant toute la période d'étude (Figure 46). Dans le détail, de très faibles valeurs sont observées peu après la fermeture du barrage, mais à l'inverse on note des valeurs élevées en fin de remplissage durant l'année 1995. En dépit d'une importante variabilité dans ce paramètre, la tendance est à une élévation du nombre d'espèces résiduel dans les prélèvements. L'analyse de variance fait état d'un effet significatif de l'année ( $p = 0,031$ ) mais aucune différence 2 à 2 n'est significative (Figure 47). Il n'y a pas, en revanche d'effet significatif de la période du fait de la différence entre le début et la fin de la phase de remplissage ( $p = 0,139$ ).

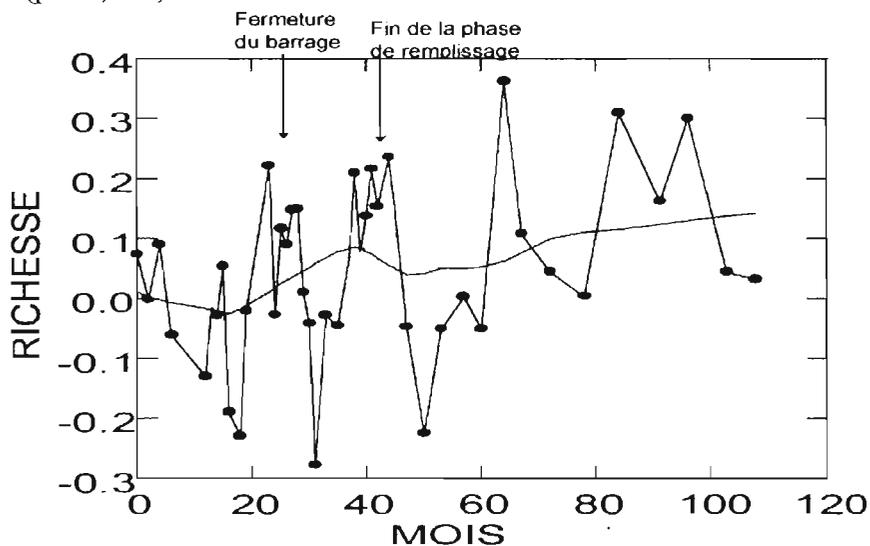


Figure 46. Evolution de la richesse résiduelle dans le Sinnamary aval entre dec. 1991 et dec. 2000.

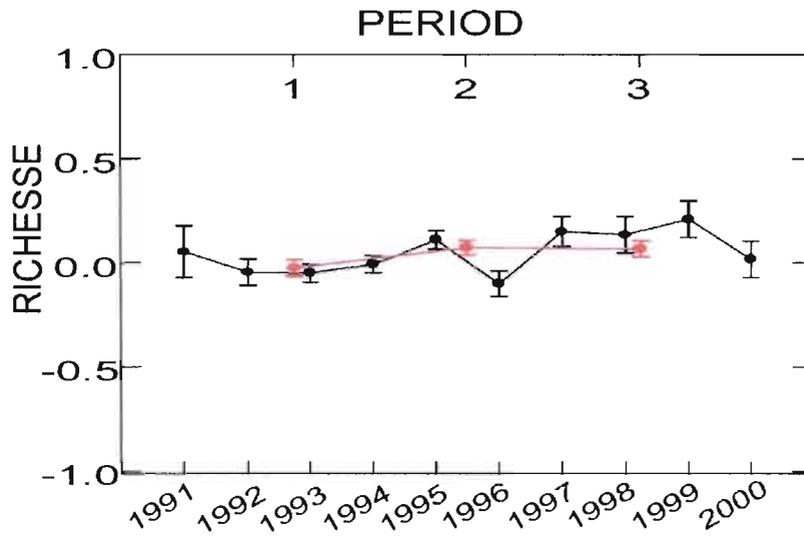


Figure 47. Résultat de l'analyse de variance liant la richesse résiduelle à l'année ou à la période. (Moindres carrés moyens).

Cependant lorsque l'on compare le nombre cumulé d'espèces dans les 13 prélèvements avant barrage et les 13 dernier prélèvements, on constate que celui-ci est identique (Figure 48). Il n'y a donc eu ni diminution ni augmentation de la richesse spécifique du fait de la présence du barrage au moins dans les 7 premières années.

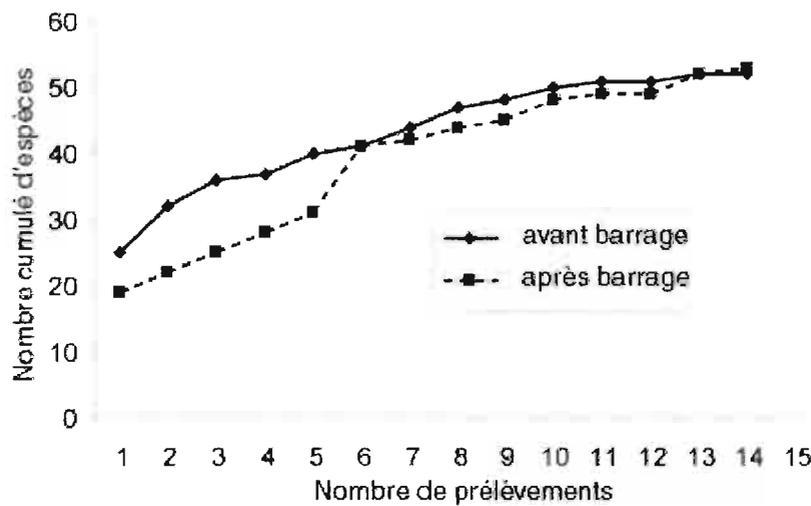


Figure 48. Nombre cumulé d'espèces dans les 13 prélèvements avant barrage et les 13 en fin de période.

#### 4.2.4. L'équitabilité

Ce paramètre est lui aussi extrêmement variable d'un échantillon à l'autre (Figure 49). Aucune tendance nette ne se dessine. L'analyse de variance ne montre aucun effet significatif, ni de l'année ni de la période (respectivement  $p = 0,718$  et  $p = 0,145$ ).

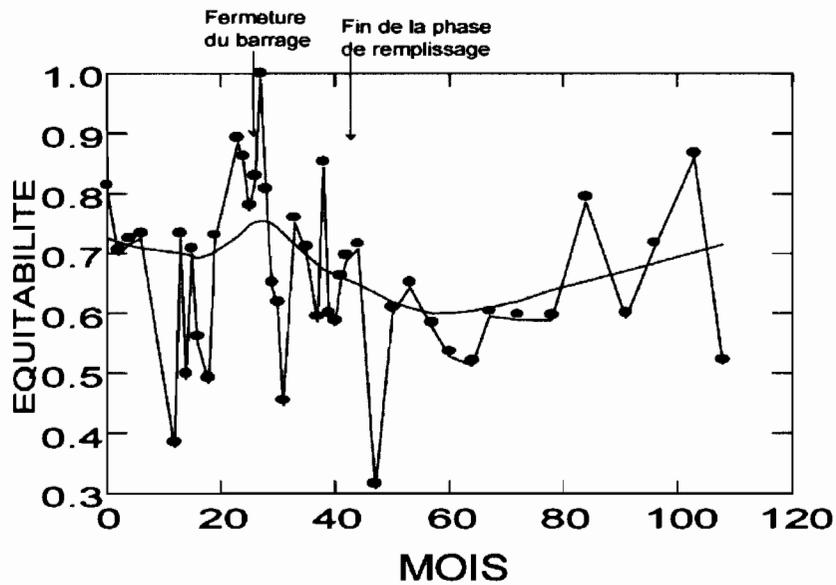


Figure 49. Evolution de l'équitabilité dans le Sinnamary aval entre dec. 1991 et dec. 2000.

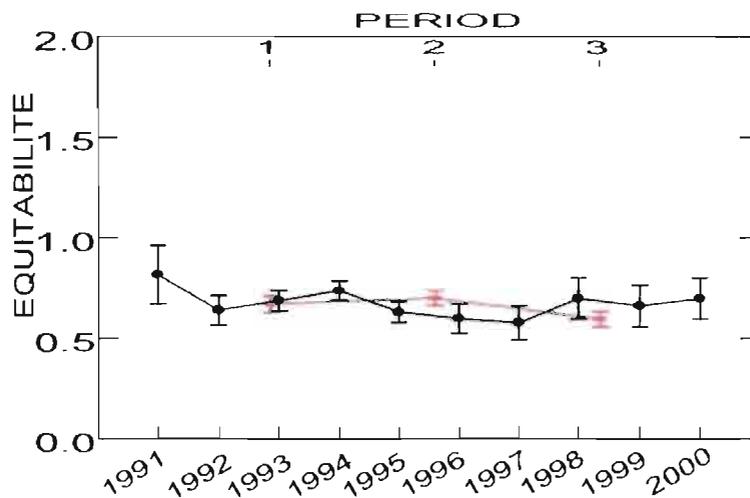
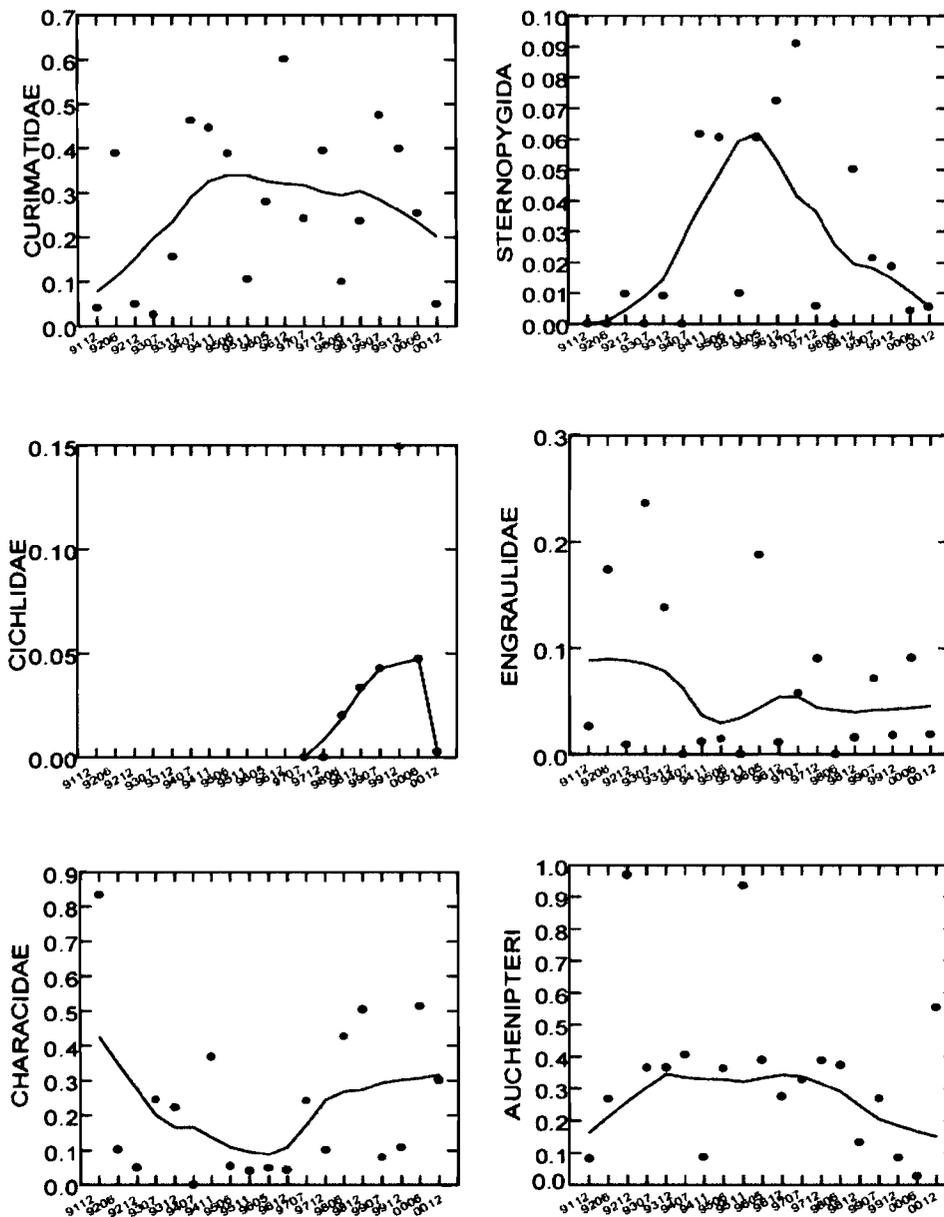


Figure 50. Résultat de l'analyse de variance liant l'équitabilité à l'année ou à la période. (Moindres carrés moyens).

#### 4.2.5. La composition spécifique

L'évolution de la composition systématique des échantillons met bien en évidence la grande variabilité des peuplements (Figure 51). D'une part les points correspondant à la dominance des familles dans chacun des échantillons sont très dispersés et d'autre part les tendances, exprimées par une fonction de lissage, s'inversent le plus souvent d'une année à l'autre. Ainsi par exemple les Curimatidae, représentés principalement par l'espèce *Curimata cyprinoides*, qui avaient vu leur dominance fortement augmenter après la fermeture du barrage, passent par des phases d'augmentation et de déclin depuis. En revanche, certaines familles telles que les Eugraulidae et les Sternopygidae continuent leur déclin.



**Figure 51. Evolution de la dominance des principales familles de poissons à la station Vénus. Les points représentent les observations et les courbes l'ajustement à une fonction de lissage LOWESS.**

### 4.3. Analyse sur l'ensemble de la zone

Nous avons noté en 1996 d'importantes accumulations de poissons au pied du barrage et une abondance particulière dans la zone la plus en amont. Ces accumulations qui ont lieu au début de la crue (décembre à février) se poursuivent jusqu'au début de 1997. Par la suite la densité de poissons semble s'équilibrer dans toute la zone. Toutefois, en 1999 une tendance à l'installation d'un gradient de l'amont vers l'aval semblait se dessiner, mais ce gradient s'inverse en 2000 (Figure 52). En juillet, les captures sont plus importantes dans la zone aval à la station Saulnier et déclinent jusqu'à la station Kerenroch. En décembre c'est la station Vénus qui présente les plus fortes captures.

En terme de composition spécifique, la ressemblance entre zones a été testée en appliquant un test de corrélation de rang de Spearman en éliminant les espèces rares (abondance inférieure à 5 individus dans tous les prélèvements). Il apparaît que les échantillons de la station aval sont toujours différents de ceux de la station amont, la station Vénus située entre les deux précédentes occupant aussi une situation intermédiaire en ce qui concerne ses peuplements (Tableau 16).

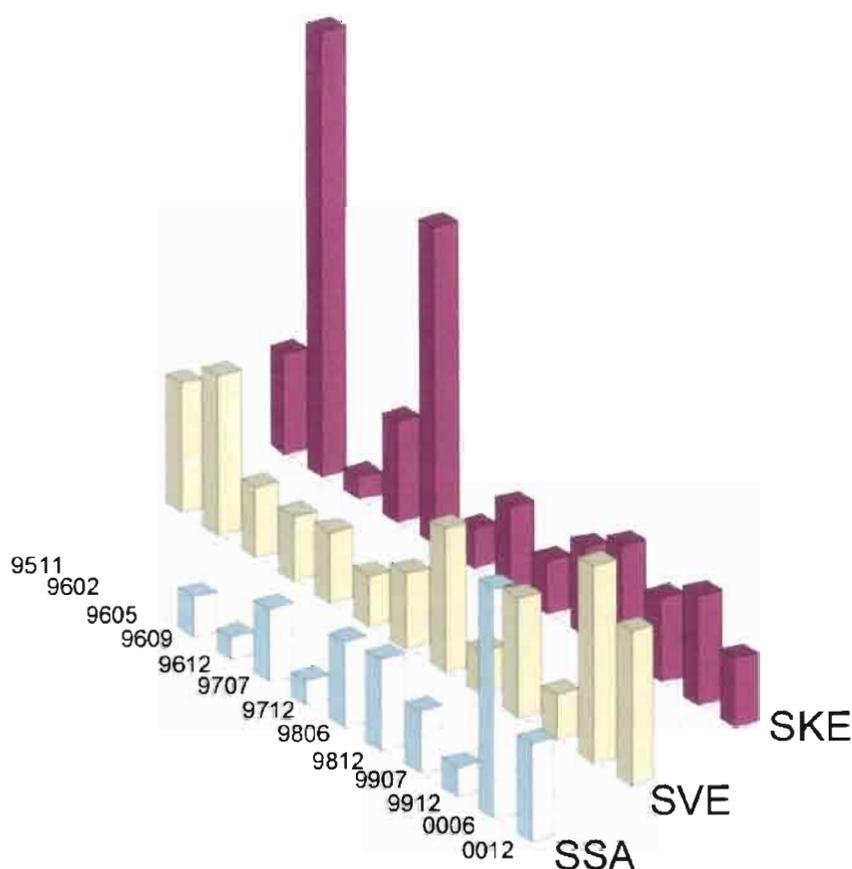


Figure 52. Capture par unité d'effort dans la zone aval entre dec. 1991 et dec. 2000.

	SSA07	SVE07	SKE07	SSA12	SVE12	SKE12
SSA07	1.000					
SVE07	0.658	1.000				
SKE07	<b>0.251</b>	0.564	1.000			
SSA12	0.466	0.472	0.323	1.000		
SVE12	<b>0.185</b>	0.342	0.421	0.613	1.000	
SKE12	<b>0.309</b>	0.438	0.617	<b>0.247</b>	0.538	1.000

Tableau 16. Matrice de corrélation de Spearman entre les prélèvements réalisés en 2000 dans la zone aval du Sinnamary. (En gras les corrélations non significatives pour  $p=0,05$ )

#### 4.4. Elements de biologie des principales populations

##### 4.4.1. *Curimata cyprinoides*



Cette espèce est un Curimatidae de taille moyenne. A l'aval sa taille maximale observée est de 258mm de longueur standard. Il présente des adaptations à un régime alimentaire détritovore et végétarien avec une bouche dépourvue de dents, un petit estomac très musculé et un intestin très long. Il affectionne particulièrement la pellicule organique déposée sur les substrats.

Il se reproduit durant toute la durée de la saison des pluies entre janvier et juillet et présente une fécondité élevée et une ponte unique.

Après la fermeture du barrage cette espèce est devenue très dominante dans les échantillons de la zone moyenne, probablement parce que ses habitudes alimentaires lui permettaient de trouver dans le milieu perturbé sa nourriture habituelle.

La longue durée de la période de reproduction rend difficile l'interprétation des modes de la structure en taille (Figure 53). Il est cependant possible de distinguer une croissance entre juillet 1993 et juillet 1994 période pendant laquelle le mode se déplace de 120mm à 160mm. Il peut s'agir de poissons nés pendant la saison des pluies 1992 et qui auraient donc 2 ans en juillet 1994. A partir de novembre 1996 on observe des recrutements annuels de jeunes poissons. Cependant, en fin de période, la structure en taille semble perturbée et le recrutement faible probablement du fait des perturbations hydrologiques liées au phénomène El Niño amplifié par les opérations du barrage.

La relation longueur poids n'est pas différente entre les mâles et les femelles :

Mâles :  $\log(\text{Poids}) = 2,963 * \log(\text{LS}) - 4,480$  (n = 1281 ;  $R^2 = 0,970$ )  
 $t_{a\#3} = 0,079$

Femelles:  $\log(\text{Poids}) = 3,067 * \log(\text{LS}) - 4,694$  (n = 1185 ;  $R^2 = 0,978$ )  
 $t_{a\#3} = 0,149$

$t_{M\#F} = 0,148$

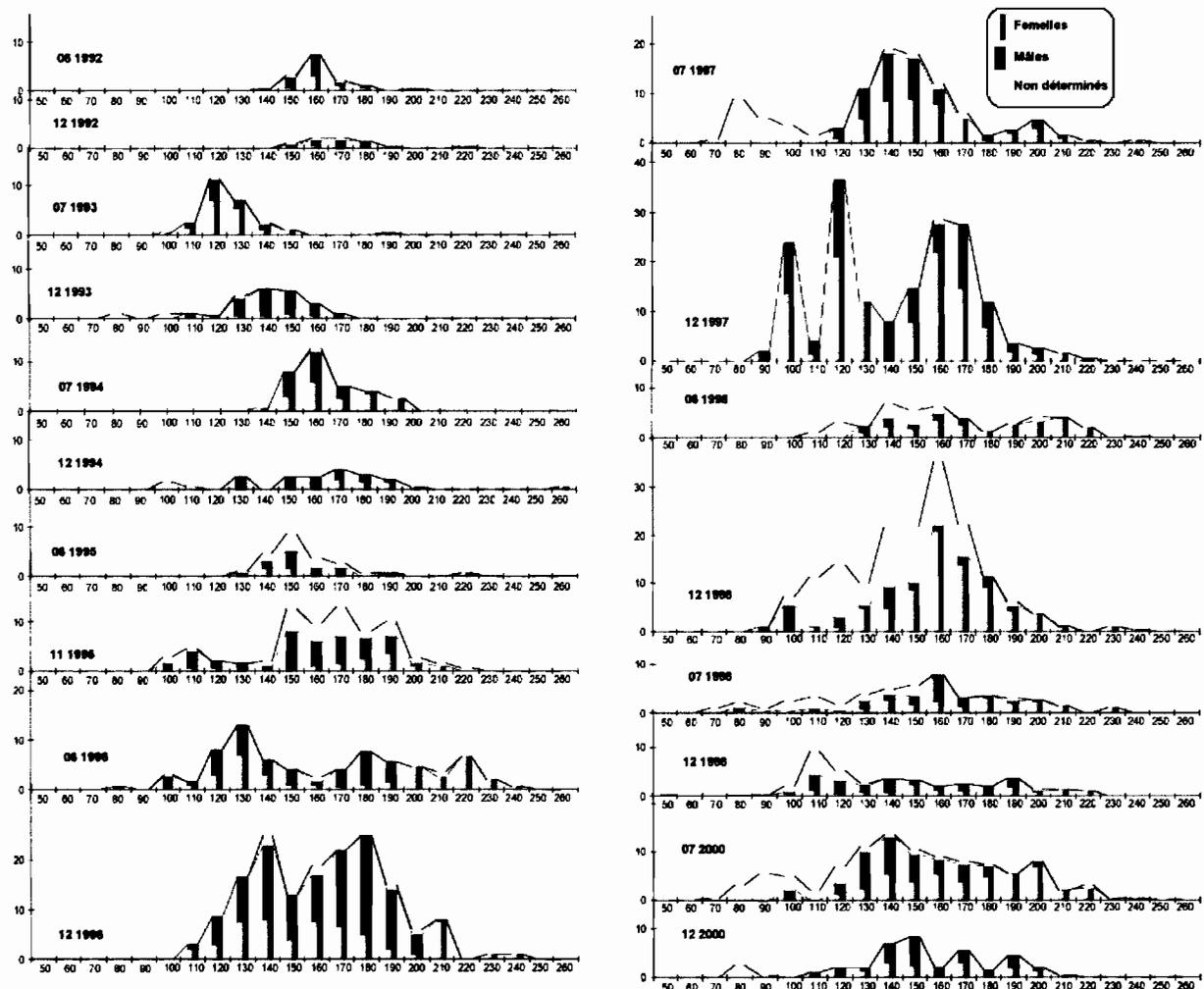
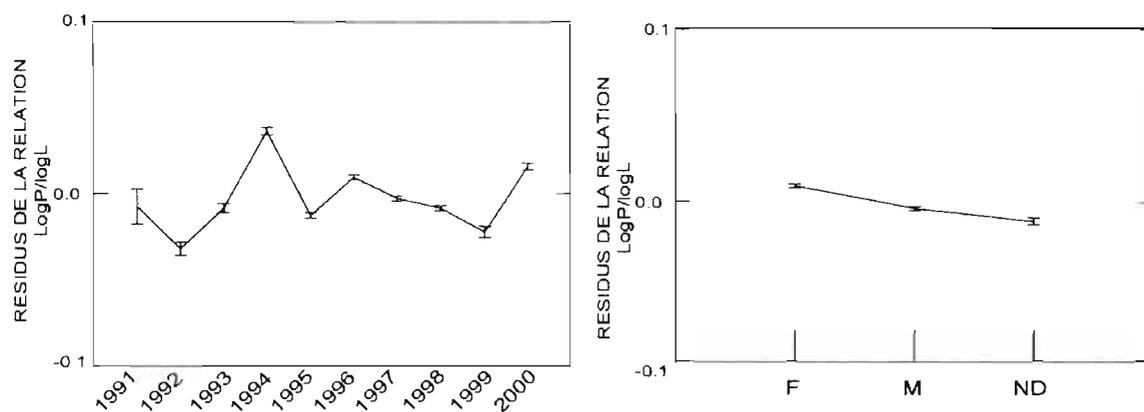


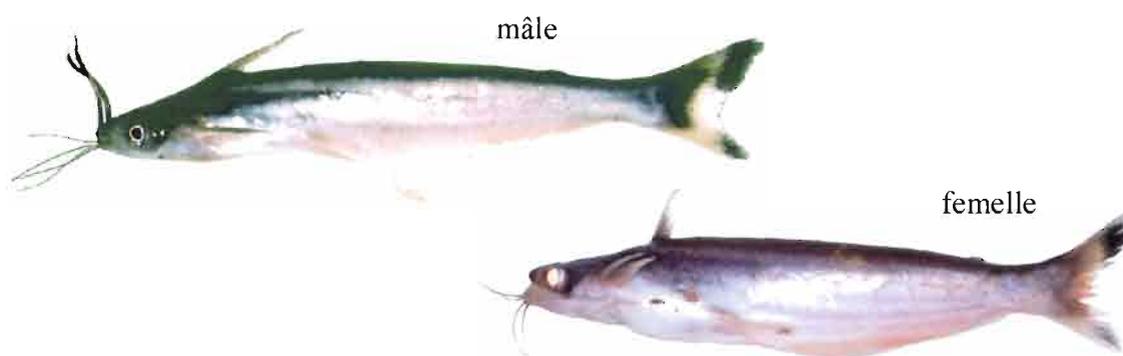
Figure 53. Structures en taille de *Curimata cyprinoides* dans le Sinnamary aval.

L'analyse de variance testant l'effet de l'année et du sexe sur les résidus de la relation  $\log P / \log L$  met en évidence des effets de ces deux facteurs. La condition est significativement supérieure durant l'année 1994 suivant la fermeture du barrage (Figure 54). Elle est aussi plus élevée chez les femelles que chez les mâles. Cette différence de condition n'est pas due à l'important volume d'œufs produit par les femelles au moment de la maturation car on ne met pas en évidence d'effet de la maturité sur la condition des femelles.



**Figure 54. Résultats de l'analyse de variance liant les résidus de la relation logP/logL aux facteurs année et sexe pour l'espèce *Curimata cyprinoides* dans le Sinnamary aval**

#### 4.4.2. *Auchenipterus nuchalis*



Ce petit Siluriforme Auchenipteridae de taille maximale 145mm présente un dimorphisme sexuel accusé, les mâles ayant des barbillons maxillaires ossifiés, le premier rayon de la nageoire anale transformé en appendice copulateur et un grand développement du premier rayon de la nageoire dorsale.

Son régime alimentaire est constitué essentiellement d'insectes terrestres, ceux-ci représentant plus de 80% du volume des 57 contenus stomacaux analysés dans la zone aval.

Il semble se reproduire durant la plus grande partie de l'année. Sa fécondité est relativement faible et les œufs sont gros. Il est probable que la ponte soit fractionnée.

La population d'*A. nuchalis* était en déclin avant la fermeture du barrage ( Figure 55). Elle devient très peu abondante jusqu'à la fin de 1995 lorsque un très fort recrutement intervient. Le même phénomène de déclin puis de reconstitution apparaît entre juillet 1999 et décembre 2000. Dans les époques où la population est abondante on assiste à un recrutement pratiquement continu, conséquence de la très longue période de reproduction de l'espèce.

Les relations longueur poids sont de la forme:

Pour les mâles:

$$\log(\text{Poids}) = 2,912 * \log(\text{LS}) - 4,773 \quad (n = 566 ; R^2 = 0,765)$$
$$t_{a\#3} = 1,026$$

Pour les femelles

$$\log(\text{Poids}) = 2,945 * \log(\text{LS}) - 4,781 \quad (n = 864; R^2 = 0,898)$$
$$t_{a\#3} = 0,053$$

$$t_{M\#F} = 0,010$$

La relation commune est:

$$\log(\text{Poids}) = 2,978 * \log(\text{LS}) - 4,853 \quad (n = 1848; R^2 = 0,889)$$

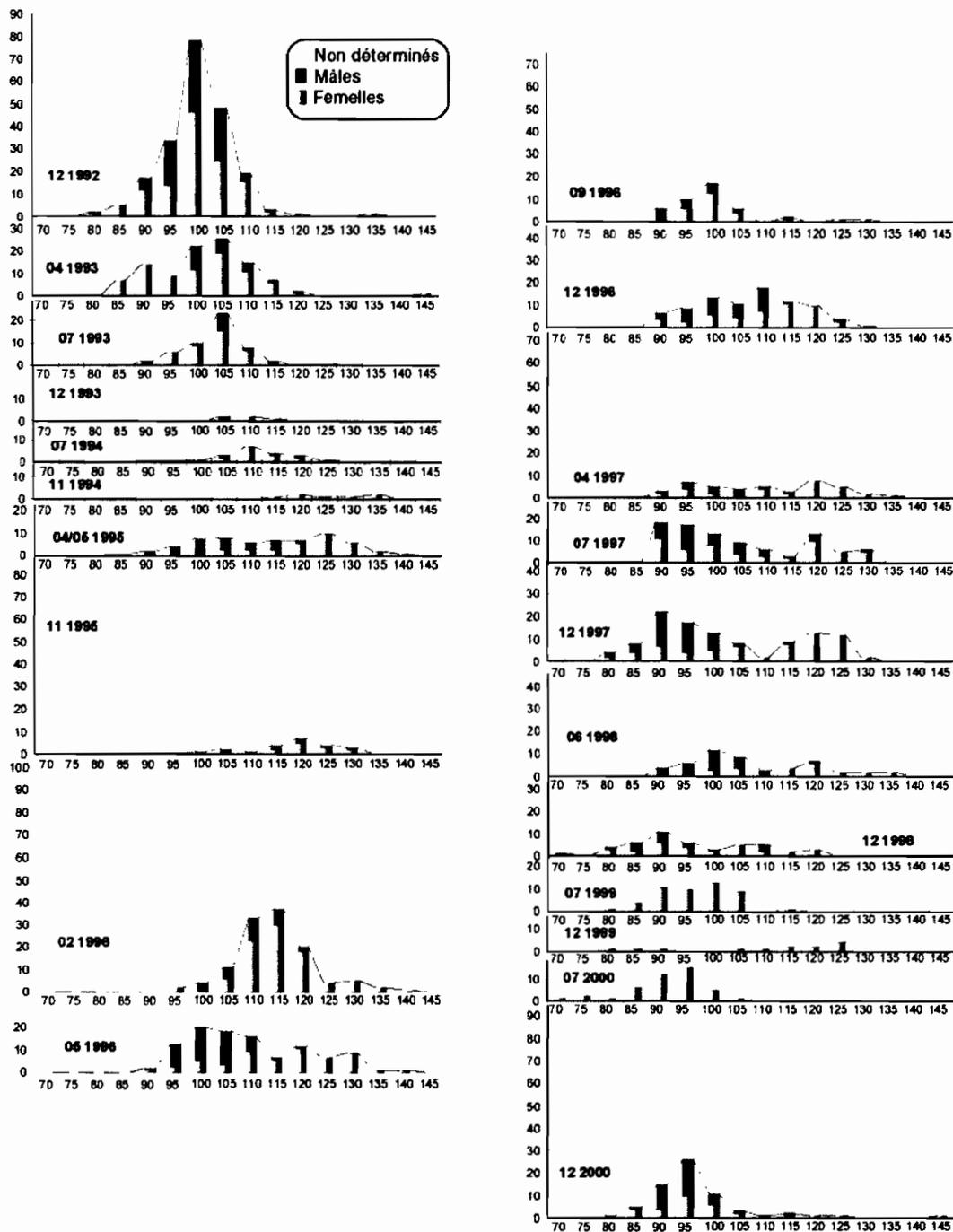


Figure 55. Structure en taille d'*Auchenipterus nuchalis* dans le Sinnamary aval.

#### 4.5. Conclusions générales sur la zone aval.

➤ Il apparaît que la fermeture du barrage a eu un effet drastique sur les peuplements de poissons. Cet effet s'est manifesté par une diminution importante des captures et donc de la densité de poissons dans la zone moyenne, une augmentation du

poids moyen traduisant une rareté des poissons jeunes dans les assemblages et un diminution fugitive du nombre d'espèces dans les échantillons.

➤ Cependant, dès la fin de la phase de remplissage, **les paramètres du peuplement sont revenues à des valeurs proches de la période avant barrage**

➤ A partir de prélèvements effectués dans l'ensemble de la zone, on a pu attribuer les faibles captures observées immédiatement après la fermeture **à une fuite des poissons vers l'amont** et à une accumulation au pied du barrage. L'hypothèse de mortalités en masse a été écartée dans la mesure où peu d'observations directes corroboraient cette hypothèse.

➤ Tant dans la phase avant barrage que dans la phase de stabilisation on a pu constater **une très grande variabilité dans les peuplements**. La série de données ne permet pas d'attribuer cette variabilité à des modifications saisonnières. Il semble que l'ensemble de la zone soit le siège de mouvements massifs de poissons.

➤ Contrairement aux prévisions basées sur l'hypothèse que la réduction du milieu provoquerait une diminution de la diversité, on observe une tendance à une augmentation de la richesse résiduelle. Cependant cette tendance n'est qu'apparente puisque le nombre d'espèces cumulé est identique dans les prélèvements avant barrage et dans les derniers effectués en fin de période. **Il n'y a donc ni augmentation ni diminution de la richesse spécifique à l'aval du fait de la présence du barrage au cours des 7 premières années.**

➤ En dépit d'importantes variations interannuelles, les populations les plus abondantes présentent un recrutement constant une croissance satisfaisante et se maintiennent à des niveaux comparables à ceux observés avant barrage.

## 5. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Lauzanne L., Tito de Morais L., Tito de Morais A., Ponton D., 1993. Structure et Biologie du fleuve Sinnamary en Guyane française. Rapport final Contrat EDF N° GP7514. ORSTOM Cayenne : 133p ; + 4 annexes

Tito de Morais L. & Lauzanne L., 1994. Zonation longitudinale des peuplements ichtyques avant mise en eau de la retenue de Petit-Saut (Guyane française). Rev. Hydrobiol. trop. 27(4) : 467-483.

Ponton D. & Mérona B.de, 1998. Fish life-history tactics in a neotropical river with a highly stochastic hydrological regime: the Sinnamary River, French Guiana, South America. Pol. Arch. Hydrobiol., 45(2): 201-224

Preston F.W., 1948. The commonness, and rarity of species. Ecology, 29 : 254-283

## 6. ANNEXES

### 6.1. ANNEXE 1

#### Récapitulatif des prélèvements effectués dans le Sinnamary entre 1989 et 2000

	Crique Saulnier	Sinnamary à Saulnier	Sinnamary à Vénus	Sinnamary à Kerenroch	Sinnamary à barrage	Lac à crique Plomb	Lac à carbet Tava	Lac à Vata bistouri	Lac à Vata forêt	Front mobile	Front à Takari-Tanté	Sinnamary à saut L'autel	Sinnamary à saut Aimara	Sinnamary à Takari-Tanté	Sinnamary à saut Dalles	Sinnamary à deux Roros
11/89														1(5j)	1(2j)	
06/90															1(2j)	
07/90														1(2j)	1(2j)	
12/90															1(4j)	
06/91															1(4j)	
08/91															1(4j)	
11/91															1(3j)	
12/91			1(3j)													
01/92															1(3j)	
02/92			1(2j)													
03/92															1(3j)	
04/92			1(3j)													
05/92															1(3j)	
06/92			1(3j)												1(3j)	
07/92											1(1j)		1(1j)		1(4j)	
12/92			1(3j)													
01/93			1(2j)													
02/93			1(2j)													
03/93			1(2j)													
04/93			1(2j)													
06/93			1(2j)													
07/93			1(2j)													
08/93													1(4j)			
10/93													1(2j)			
11/93			1(2j)													
12/93													1(3j)			
01/94			1(2j)							1						
02/94			1(2j)			1				1						
03/94			1(2j)			1	1		1	1						
04/94			1(2j)			1	1	1	1	2						
05/94			1(2j)			1	1	1	1	2						
06/94			1(2j)			1	1	1	1	2						
07/94			1(2j)													
08/94						1	1	1	1	2						
09/94			1(2j)													
11/94			1(2j)			1	1	1	1	2						

	Crique Saunier	Sinnamary à Saulnier	Sinnamary à Vénus	Sinnamary à Kerenroch	Sinnamary à barrage	Lac à crique Plomb	Lac à carbet Tava	Lac à Vata bistouri	Lac à Vata forêt	Front mobile	Front à Takari-Tanté	Sinnamary à saut L'autel	Sinnamary à saut Aimara	Sinnamary à Takari-Tanté	Sinnamary à saut Dalles	Sinnamary à deux Roros
12/94						1	1	1	1	2						
01/95			1(2j)			1	1	1	1	2						
02/95			1(2j)			1	1	1	1	2						
03/95			1(2j) 1(1j)				1	1	1	2						
04/95			1(2j) 1(1j)			1	1	1	1	2						
05/95			1(2j) 1(1j)			1	1	1	1	2						
06/95			2			1	1	1	1	2						
07/95						1	1	1	1	2						
08/95			2													
09/95						1	1	1	1	2						
10/95															2	2
11/95		1	2	2						1						
12/95						1	1	1	1	1				1		
01/96						1	1	1	1	1				1		
02/96		1	1	1	1	1	1	1	1	1				1		
04/96						1	1	1	1	1				1		
05/96		1	2	1	1	1	1	1	1	1				1		
06/96	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1				1		
08/96						1	1	1	1	1						
09/96	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1				1		
10/96						1		1		1						
11/96						1	1	1	1	1				1	3	3
12/96		1	2	1	1	1	1	1	1	1				1		
04/97			7													
06/97						1	1	1	1	1				1	2	2
07/97	1	1	2	1	1											
11/97						1	1	1	1	1				1	2	2
12/97		1	2	1	1											
06/98		2+2*	2+2*	2	1	1	1	1	1	2				1	2	2+2
12/98		2+2*	2+2*	2+2		1	1	1	1	2				2+2*	2+2*	2+2*
06/99						1	1	1	1	2				2+2*	2+2*	
07/99		2	2	2+2												
11/99						1	1	1	1	2				2	2	2
12/99		2+2*	2+2*	2+2*												
06/00						1	1	1	1	2				2+2*	2+2*	2+2*
07/00		2	2	2												
11/00						1	1	1	1	2				2	2	2
12/00		2	2	2												

\* La notation 2+2 indique qu'a été posé 2 batteries de 10 filets de maille 10 à 70mm et 2 batteries de 5 filets de maille 15 à 35mm.

l'indication xj entre parenthèse indique que la batterie a été laissée en place pendant x jours.

## 6.2. ANNEXE 2

Liste des poissons du Sinnamary avec l'abréviation utilisée dans le texte.

FAMILLE	GENRE	ESPECE	CODE
Characidae	Astyanax	bimaculatus	ABIM
Anostomidae	Anostomus	brevior	ABRE
Characidae	Acestrorhynchus	falcatus	AFAL
Loricariidae	Ancistrus	hoplogenys	AHOP
Engraulidae	Anchoviella	lepidentostole	ALEP
Characidae	Astyanax	meunieri	AMEU
Characidae	Acestrorhynchus	microlepis	AMIC
Auchenipteridae	Auchenipterus	nuchalis	ANUC
Characidae	Astyanax	polylepis	APOL
Engraulidae	Anchovia	surinamensis	ASUR
Characidae	Bryconops	affinis	BAFF
Hemiodontidae	Bivibranchia	bimaculata	BBIM
Characidae	Bryconops	caudomaculatus	BCAU
Pimelodidae	Brachyplatystoma	filamentosum	BFIL
Pimelodidae	Brachyplatystoma	flavicans	BFLA
Characidae	Bryconops	melanurus	BMEL
Aspredinidae	Bunocephalus	sp.	BUNO
Cichlidae	Cichlasoma	bimaculatum	CBIM
Callichthyidae	Callichthys	callichthys	CCAL
Lebiasinidae	Copella	carsevennensis	CCAR
Curimatidae	Curimata	cyprinoides	CCYP
Characidae	Charax	gibbosus	CGIB
Curimatidae	Cyphocharax	helleri	CHEL
Loricariidae	Cteniloricaria	maculata	CMAC
Characidae	Creagrutus	melanzonus	CMEL
Centropomidae	Centropomus	paralellus	CPAR
Cichlidae	Crenicichla	saxatilis	CSAX
Callichthyidae	Corydoras	spilurus	CSPI
Curimatidae	Cyphocharax	sp1	CYP1
Curimatidae	Cyphocharax	spilurus	CYSP
Curimatidae	Chilodus	zunevei	CZUN
Doradidae	Doras	carinatus	DCAR
Eleotridae	Dorminator	macropthalmus	DMAC
Eleotridae	Eleotris	amblyopsis	EAMB
Erythrinidae	Erythrinus	erythrinus	EERY
Electrophoridae	Electrophorus	electricus	ELEL
Sternopygidae	Eigenmannia	virescens	EVIR
Loricariidae	Farlowella	reticulata	FRET
Gymnotidae	Gymnotus	anguillaris	GANG
Gymnotidae	Gymnotus	carapo	GCAR
Auchenipteridae	Glanidium	leopardus	GLEO
Gasteropelecidae	Gasteropelecus	sternicla	GSTE
Cichlidae	Geophagus	surinamensis	GSUR

FAMILLE	GENRE	ESPECE	CODE
Erythrinidae	Hoplias	aimara	HAIM
Hypopomidae	Hypopomus	artedi	HART
Pimelodidae	Heptapterus	brevior	HBRE
Cetopsidae	Hemicetopsis	sp.	HEMC
Hemiodontidae	Hemiodus	unimaculatus	HEUN
Callichthyidae	Hoplosternum	littorale	HLIT
Pimelodidae	Heptapterus	longior	HLON
Erythrinidae	Hoplias	malabaricus	HMAL
Helogenidae	Helogenes	marmoratus	HMAR
Erythrinidae	Hoplerythrinus	unitaeniatus	HOUN
Loricariidae	Hypostomus	plecostomus	HPLE
Hemiodontidae	Hemiodopsis	quadrifasciatus	HQUA
Loricariidae	Harttia	surinamensis	HSUR
Pimelodidae	Heptapterus	tapanahoniensis	HTAP
Callichthyidae	Hoplosternum	thoracatum	HTHO
Cichlidae	Krobia	guianensis	KGUI
Engraulidae	Lycengraulis	batesii	LBAT
Anostomidae	Leporinus	despaxi	LDES
Anostomidae	Leporinus	fasciatus	LFAS
Anostomidae	Leporinus	friderici	LFRI
Loricariidae	Loricaria	gr. cataphracta	LGCA
Anostomidae	Leporinus	gossei	LGOS
Anostomidae	Leporinus	granti	LGRA
Loricariidae	Lasiancistrus	niger	LNIG
Anostomidae	Leporinus	pellegrini	LPEL
Loricariidae	Lithoxus	planquettei	LPLA
Megalopidae	Megalops	atlanticus	MATL
Characidae	Moenkhausia	colletii	MCOL
Characidae	Moenkhausia	comma	MCOM
Characidae	Moenkhausia	georgiae	MGEO
Characidae	Moenkhausia	hemigrammoides	MHEM
Characidae	Metynnis	lippincottianus	MLIP
Characidae	Moenkhausia	oligolepis	MOLI
Characidae	Myleus	rhomboidalis	MRHO
Characidae	Moenkhausia	surinamensis	MSUR
Characidae	Myleus	ternetzi	MTER
Pimelodidae	Pseudopimelodus	albomarginatus	PALB
Engraulidae	Pterengraulis	atherinoides	PATH
Pimelodidae	Pimelodus	blochii	PBLO
Pimelodidae	Pimelodella	crinata	PCRI
Characidae	Piabucus	dentatus	PDEN
Lebiasinidae	Pyrrhulina	filamentosa	PFIL
Clupeidae	Pellona	flavipinnis	PFLA
Auchenipteridae	Parauchenipterus	galeatus	PGAL
Pimelodidae	Pimelodella	gracilis	PGRA
Hemiodontidae	Parodon	guianensis	PGUI
Belonidae	Potamorhaphis	guianensis	PGUI
Characidae	Pristella	maxillaris	PMAX
Characidae	Phenacogaster	sp.	PMEG
Auchenipteridae	Pseudoauchenipterus	nodosus	PNOD

FAMILLE	GENRE	ESPECE	CODE
Pimelodidae	Pimelodus	ornatus	PORN
Pimelodidae	Pseudopimelodus	raninus	PRAN
Nandidae	Polycentrus	schomburgkii	PSCH
Sciaenidae	Plagioscion	squamosissimus	PSQU
Pimelodidae	Pseudopimelodus	zungaro	PZUN
Cichlidae	Satanoperca	sp. aff. leucosticta	SLEU
Sternopygidae	Sternopygus	macrurus	SMAC
Synbranchidae	Synbranchus	marmoratus	SMAR
Auchenipteridae	Tatia	intermedia	TINT
Characidae	Triportheus	rotundatus	TROT
Characidae	Utiaitichthys	sp.	UTIA