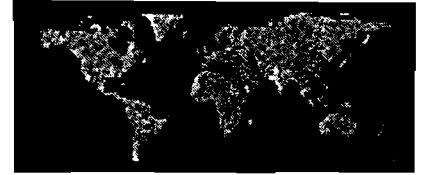




Institut français de recherche  
scientifique pour le  
développement en coopération

LABORATOIRE  
D'HYDROBIOLOGIE



*Centre de Cayenne*

# SUIVI ECOLOGIQUE DES COMMUNAUTES DE POISSONS EN AVAL DU BARRAGE DE PETIT SAUT (GUYANE FRANCAISE).

Philippe ALBERT

Sous la direction de B. de MERONA.  
Laboratoire d'hydrobiologie du centre ORSTOM de Cayenne, Guyane française.

Septembre 1996

Note : Ce rapport a fait l'objet de deux présentations orales, l'une auprès de la commission scientifique d'E.D.F., réunie à Kourou les 3 et 4 juillet 1996, l'autre lors de l'université d'été de l'ORSTOM, le 22 juillet 1996.

## SOMMAIRE

I.	INTRODUCTION	p.03
II.	CARACTERISATION GENERALE DES COMMUNAUTES DE POISSONS TROPICAUX	p.04
	1. Communautés et relations poissons-habitats	p.04
	2. Saisonnalité en milieu tropical	p.06
III.	IMPACT D'UNE RETENUE HYDROELECTRIQUE SUR LA REGION AVAL	p.09
	1. Modifications du régime hydrologique	p.09
	2. Modifications de la qualité de l'eau	p.11
IV.	REGION ETUDIEE	p.13
	1. La Guyane et le fleuve Sinnamary	p.13
	2. Le barrage de Petit Saut	p.16
V.	MATERIEL ET METHODES	p.19
	1. Echantillonnage	p.19
	1.1. Méthodologie	p.19
	1.2. Stations échantillonnées et durée de l'étude	p.21
	1.3. Mesures	p.25
	1.3.1. Caractéristiques physico-chimiques de la station	p.25
	1.3.2. Mesures sur les poissons	p.25
	2. Sélection des données	p.26
VI.	RESULTATS	p.28
	1. Inventaire des poissons du Sinnamary	p.28
	2. Evolution de la communauté de poissons à la station « Sinnamary à crique Vénus »	p.28
	2.1. Analyse des données brutes	p.28
	2.1.1. Variabilité dans le temps des paramètres	p.28
	2.1.2. Tendances linéaires des variables	p.30

2.2.	Approche mathématique de l'information	p.33
2.2.1.	Effet de l'effort d'échantillonnage	p.33
	A. Mise en évidence de l'effort d'échantillonnage par régression multiple	p.33
	B. Calcul de l'effort d'échantillonnage par régression simple	p.35
2.2.2.	Autres effets possibles	p.37
2.2.3.	Contrôle de l'effet d'échantillonnage	p.39
2.3.	Statistiques non-linéaires : analyse de l'autocorrélation temporelle	p.44
2.4.	Peuplement et hauteurs d'eau du Sinnamary	p.47
3.	Structure de la communauté et indices de dominances	p.49
3.1.	Indices globaux	p.50
3.2.	Indices de dominance de quelques espèces	p.52
3.3.	Indices de dominance de quelques familles	p.55
4.	Autres stations échantillonnées	p.59
VII.	DISCUSSION	p.60
VIII.	CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	p.69
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	p.71
	ANNEXES	p.75

## I. INTRODUCTION

Le développement des premières populations humaines étant étroitement lié aux fleuves, la construction de barrages est certainement l'une des plus anciennes disciplines de l'ingénierie. A la volonté d'irrigation, de stockage de l'eau et de contrôle des flots, s'est ajouté ce siècle dernier la production d'hydroélectricité.

L'édification d'un grand barrage hydroélectrique est certainement l'une des plus impressionnante altération de l'environnement par l'homme. En plus des modifications simplement paysagère, la mise en place d'une retenue d'eau va avoir des implications sur la faune, la flore, et plus généralement sur l'écosystème local, sur les activités humaines (pêche et agriculture), et même sur le climat ... Ces conséquences sont assez bien connues en milieux tempérés, où les pays les plus développés ont pu mettre en place des programmes de suivi de l'environnement. Mais en milieux tropicaux, les informations disponibles sont beaucoup plus fragmentaires. Il existe peu d'études sur les grands barrages africains (principalement sur celui d'Assouan) et presque rien sur ceux d'Amérique du Sud, lesquels, il est vrai, sont bien moins nombreux. Cette lacune est d'autant plus importante que la construction d'un barrage en milieu tropical aura des effets que la connaissance acquise par l'expérience des retenues en régions tempérées ne permet pas de prévoir (modification des conditions sanitaires en favorisant l'installation d'espèces vecteurs de parasites, par exemple).

Aussi, la décision d'E.D.F. de bâtir un barrage hydroélectrique sur le fleuve Sinnamary en Guyane (département français, situé en région néotropicale), avec la volonté de mettre en place un programme de suivi de l'environnement, est apparue comme une véritable aubaine pour combler un certain nombre de lacunes sur le sujet. Si les premiers travaux d'inventaire et de sauvetage de la faune furent largement médiatisés dès la fermeture du barrage en janvier 1994, les premières conclusions des études sur le long terme commencent seulement à apparaître, plus de deux ans après la mise en opération du barrage. Notre travail s'inscrit dans cette analyse au long terme de l'impact du barrage sur l'écosystème aquatique, et plus particulièrement sur les communautés de poissons d'eau douce en aval de celui-ci.

Dès 1989, l'I.N.R.A. et l'ORSTOM se sont intéressés aux communautés de poissons du Sinnamary, puis à partir de 1991, un protocole d'étude a été mis en place par l'ORSTOM pour un suivi hydrobiologique de la région. Cinq ans après le début du programme, nous nous proposons dans ce mémoire d'analyser l'évolution des communautés de poissons en aval du barrage de Petit Saut afin de répondre à un certain nombre de questions. Pouvons-nous mettre en évidence un effet du barrage sur les communautés ichtyques ? Des espèces de poissons ont-elles disparu à l'aval comme encore dénoncé récemment dans la presse, et si oui, lesquelles ? Les communautés ichtyques ont-elles été modifiées ou, à l'inverse, se sont-elles bien adaptées aux nouvelles conditions prévalant à l'aval du barrage ? Nous tenterons enfin de dégager les acquis de cette expérience de suivi écologique des communautés de poissons soumises à l'édification d'un ouvrage hydroélectrique en zone équatoriale, et pouvant servir à la mise en œuvre de travaux similaires dans d'autres régions inter-tropicales.

## II. CARACTERISATION GENERALE DES COMMUNAUTES DE POISSONS TROPICAUX

### 1. COMMUNAUTES ET RELATIONS POISSONS-HABITATS

La communauté est un niveau d'organisation complexe pouvant se définir comme un assemblage de populations d'espèces interagissant dans l'espace et le temps (RICKLEFS, 1990). Ces interactions sont de plusieurs types : verticales ou trophiques (prédation, nécrophagie, herbivorie, parasitisme, ...), horizontales (compétitions), et diagonales (mutualisme). Elles décrivent les relations fonctionnelles entre les espèces de la communauté (SOUTHWOOD, 1987). L'étude des communautés demande une bonne connaissance des niveaux inférieurs d'organisation (individus, populations). Cette connaissance, alliée à celle des liens interspécifiques, est nécessaire pour appréhender le comportement et la structure de l'ensemble de la communauté.

Deux approches existent pour expliquer la nature et de l'origine de ce groupement d'espèces (BEGON et al., 1990). Certains considèrent la communauté comme un « super-organisme », et expliquent l'association des populations par un fort lien entre elles, que ce soit aujourd'hui mais aussi tout au long de leur évolution commune. L'autre point de vue, qualifié « d'individualiste », estime que les relations entre espèces coexistantes résultent simplement de similarités et/ou de complémentarités dans leurs exigences et leurs tolérances d'une part, et du hasard d'autre part. Cette dernière approche est généralement celle admise.

Une communauté est ainsi étroitement liée à son environnement physique, formant ce que certains qualifient d'écosystème. Le choix d'un habitat par un poisson, par exemple, résulte d'un compromis entre la variabilité du milieu et l'accomplissement de ses besoins vitaux (reproduction, protection contre les prédateurs, alimentation, ...). Un moule phylogénétique va prédéterminer un type d'habitat pour une espèce donnée, cependant cette espèce peut développer des tactiques, ou réponses adaptatives, aux modifications du milieu dans lequel elle vit. Des mesures de l'habitat donnent une indication sur la communauté, et réciproquement, la communauté renseigne sur l'habitat. Aussi, de nombreuses études ont été menées sur les relations poissons-habitats visant à mieux connaître les facteurs physiques régissant la structuration d'une communauté. On cherche à déterminer les paramètres qui font que l'on trouvera cette espèce, ou ce groupe d'espèces, plutôt ici que là, et en plus forte proportion aujourd'hui que demain ; le but étant de décrire simplement, par ses propriétés essentielles, un système complexe. On essaie notamment d'extraire de la multitude de variables constituantes de l'écosystème celles influant de façon prépondérante la composition spécifique et ses variations. La seule connaissance de ces paramètres peut par la suite nous renseigner sur la situation de la communauté. On s'intéresse à la caractérisation et à l'évolution des communautés dans l'espace, mais aussi dans le temps. En effet, l'ensemble des conditions physiques, biologiques et chimiques, caractérisant l'habitat ne sont pas figées, elles sont susceptibles d'évoluer avec le temps. On cherche alors à relier espèces présentes et facteurs d'habitats présentant le plus de constante possible. Cette connaissance permettra notamment de préserver, restaurer, ou prédire le devenir d'un milieu aquatique ayant subi une perturbation. Mais, il est délicat de déterminer à l'avance quels facteurs seront déterminants, et difficile de voir, *a posteriori*, s'il l'on n'a pas oublié un facteur important.

Il est d'autant plus difficile de déterminer de nettes relations habitat-communauté que la sélection de l'habitat peut varier avec l'âge (les jeunes peuvent presque être considérés comme un taxon à part entière, du fait de leur différence d'habitat et de nutrition avec les adultes de la même espèce (MOYLE et al., 1985), le sexe, l'état reproductif, la zone géographique et les conditions environnementales, représentant ainsi l'intégration de nombreux facteurs écologiques.

Du point de vue spatial, il n'existe pas de frontière nette entre les communautés. La transition d'une communauté à l'autre ne se fait pas brutalement, mais plus insidieusement par un remplacement d'une espèce par une autre, une modification dans l'abondance respective, une addition ou une soustraction d'espèces.

Les modèles existants de structure et dynamique des communautés de poissons sont largement basés sur des observations en cours d'eau de forêts tempérées. Les facteurs généralement considérés comme les plus explicatifs de la distribution des animaux sont :

- Disponibilité de la ressource alimentaire
- Intensité de la prédation
- Conditions physico-chimiques

Le type d'habitat et le régime alimentaire sont deux variables présentant une assez forte corrélation selon les travaux d'ANGERMEIER et al. (1983). La distribution des ressources, la prédation, et le parasitisme, sont trois facteurs déterminants de la sélection d'un habitat par les poissons. ANGERMEIER (1983) a même montré que la distribution de la biomasse de poissons entre les habitats de rivières tropicales semble davantage corrélée aux dangers de prédation par les oiseaux et les mammifères qu'à la distribution des ressources alimentaires.

Le « Stream Continuum Concept » (VANNOTE et al., 1980) met en valeur l'importance de la fonction trophique et de la disponibilité des ressources sur la distribution et l'abondance des organismes. Cependant cette hypothèse est peu sensible aux variations de la composition chimique de l'eau, et aux interactions biotiques complexes typiques des cours d'eau. Une autre approche décrit la rivière comme une mosaïque de biotopes hautement structurés. Les différents biotopes, de fleuves tropicaux d'Amérique du sud, généralement considérés par le « Patchwork Dynamic Concept » seraient, par exemple :

- Les barres rocheuses ou sauts
- Les méandres du fleuve, que l'on peut diviser en :
  - \* Berge en érosion (concave)
  - \* Berge en sédimentation (convexe)
  - \* Berge de type intermédiaire (droite)
- Les affluents principaux, ou criques

GORMAN et al. (1978) indiquent que la richesse spécifique est corrélée avec la diversité du substrat. D'autres études mettent en avant d'autres variables telles que la production primaire nette, la surface, le débit, l'effet continent, ... pour expliquer la richesse spécifique (OBERDORFF et al., 1995). Il existe un grand nombre de paramètres pouvant influencer sur la richesse en espèces. Mais dans tous les cas, les poissons tendent à se spécialiser dans un type d'habitat particulier. De même, dans un habitat type il va y avoir des spécialisations pour des ressources nutritionnelles, d'où une diminution de la compétition interspécifique. Les milieux présentant la plus grande diversité d'habitats présentent la biomasse et le nombre de poissons le plus élevé (MOYLE et al., 1985). De même, dans les milieux les plus constants on trouvera les associations d'espèces les plus constantes (BART, 1989).

De nombreuses études ont montré une zonation longitudinale des peuplements, avec une augmentation de la diversité de la communauté de l'amont vers l'aval, en soulignant particulièrement l'expansion de la communauté par l'addition d'espèces (LYONS et al., 1990). Ceci pourrait être lié à une augmentation de la largeur et de la profondeur du fleuve de l'amont vers l'aval (HUGUENY, 1990). En effet, la taille de la rivière est un excellent indicateur de l'importance de la ressource nutritionnelle pour la communauté de poisson : quand la taille de la rivière augmente, la proportion d'invertébrés terrestres et aquatiques diminue alors que celle des algues et plantes terrestres augmente (ANGERMEIER et al., 1983). Cependant, l'accès aux ressources suit des changements saisonniers (faible abondance des invertébrés benthiques en saison sèche du fait de la faible production algale, ...). Aussi la distribution spatiale des poissons va varier de façon saisonnière. Les rapides présentent une diversité spécifique plus grande en saison sèche, alors que dans les affluents secondaires et la forêt inondée cette diversité est supérieure durant la saison humide (BOUJARD, 1992).

La structure de l'association varie de façon spatiale et saisonnière (BART, 1989). Ainsi, il existe des différences de diversité biologique d'un milieu à l'autre pendant une même saison et une réorganisation de cette diversité d'une saison à l'autre. L'utilisation de l'espace est très structurée au niveau de la communauté mais il y a une réorganisation de l'espace au gré des saisons. Si certaines espèces sont caractéristiques de la saison, d'autres caractériseront le biotope. Les communautés de poissons tropicaux présentent donc une *structuration temporelle (saison) et spatiale (biotope)* (BOUJARD et al., 1990).

## 2. SAISONNALITE EN MILIEU TROPICAL

Les milieux tropicaux montrent des valeurs plus élevées en espèces et en taxa supérieurs (familles, ordres, ...) que les régions tempérées (Mac ARTHUR, 1969 ; RICKLEFS et SCHLUTER, 1993), et ceci est aussi vrai en ce qui concerne les poissons (OBERDORFF et al., 1995). L'augmentation du nombre d'espèces s'accompagne généralement d'une plus grande équité dans leur abondance, réduisant les phénomènes de dominance au sein des communautés. Les climats tropicaux se caractérisent par une forte saisonnalité, avec un important contraste pluviométrique entre la saison sèche et la saison humide. Ce qui aura obligatoirement une incidence sur les cycles biologiques des espèces. Du fait de la prédictibilité et de la longue durée des crues, les poissons ont pu développer des adaptations (anatomiques, morphologiques, physiologiques) et des stratégies leur permettant d'exploiter efficacement cette période. En effet, la zone immergée présente une production primaire beaucoup plus élevée que les masses d'eau permanentes. D'un point de vue théorique, ces modifications saisonnières des conditions environnementales engendrent une grande diversité d'habitats, et contribuent au maintien d'un grand nombre d'espèces en limitant par exemple l'exclusion compétitive (BEGON et al., 1990). Quand plus d'espèces sont présentes, les interactions entre elles sont d'autant plus importantes et la communauté est structurellement plus complexe (Mac ARTHUR, 1969). Mais, cette grande quantité d'espèces rend les relations au sein des communautés d'autant plus difficiles à appréhender.

Les pluies abondantes lors de la saison humide provoquent une période de crue des fleuves, lesquels sortent de leur lit et inondent une partie de la forêt. Cette période est extrêmement propice pour nombre de poissons, qui voient leur accès aux ressources alimentaires considérablement favorisé. Ainsi, alors que l'on n'a pas pu mettre en évidence de migration longitudinale importante, chez les poissons des rivières de Guyane française, on peut noter d'importantes migrations latérales ou longitudinales de courtes distances, liées à la recherche de nourriture (BOUJARD, 1992). Pour beaucoup d'espèces, l'essentiel de leur apport énergétique se fait durant la saison des pluies, et leurs réserves de graisses sont maximales à la fin de cette période. Certaines espèces voient leur alimentation considérablement réduite, voir inexistante, durant la saison sèche, d'où l'importance de constituer des réserves lors de la période de crue. Cependant, si les crues favorisent l'accès à des zones de berges et de sous-bois, riches en ressources de type allochtone (feuilles, graines, invertébrés, ...), elles ont un effet négatif pour les poissons ichtyophages, du fait d'un phénomène de dilution des proies et donc de diminution des ressources. Cependant, ces crues restent indirectement très importantes pour les prédateurs, leurs proies dépendant largement de la production des habitats de plaines inondées. Les fluctuations hydrologiques saisonnières constituent donc le facteur principal influant sur le régime alimentaire des poissons (BOUJARD, 1992).

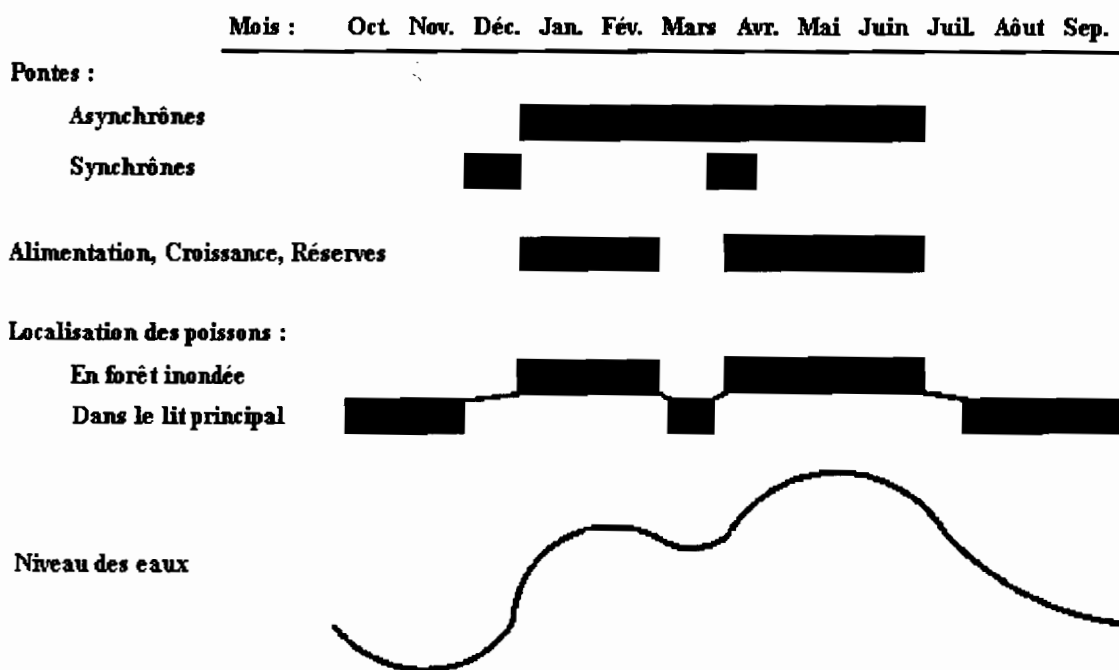
La saisonnalité du régime alimentaire se répercute, bien évidemment, sur la croissance. Ainsi, les espèces phytophages et omnivores montrent un patron saisonnier de croissance hautement significatif (BAYLEY, 1988). Deux périodes de croissances rapide alternent avec deux périodes de croissance lente ; cette périodicité est liée, respectivement, avec les saisons humide et sèche. Plus la période de crue est longue, plus élevé sera le taux de croissance (BOUJARD, 1990). La fertilité d'une plaine inondée dépend de la qualité des sédiments déposés par la rivière, de celle des nutriments présents dans l'eau, et de la production durant la période émergée. Mais, les réserves alimentaires peuvent être tellement abondantes que la croissance individuelle n'est plus limitée par des problèmes de nourriture mais par des facteurs tels que la prédation, le manque d'habitats suffisamment oxygénés, etc...

Enfin, ces conditions font de cette période de crue un moment propice aux migrations reproductives. Ces migrations concernent un grand nombre d'espèces. L'augmentation de la surface utilisable du fait de l'inondation, accroît le nombre d'habitats susceptibles d'accueillir des nurseries, accroît les ressources disponibles, diminue la compétition, et augmente donc la survie des jeunes. Cependant, toutes les espèces ne se reproduisent pas au moment de la saison humide : certaines fraient toute l'année, d'autres seulement en période sèche. La capacité des animaux à constituer des réserves de graisse permettrait une relative indépendance de la période de reproduction, par rapport à la période d'abondance nutritive (KRAMER, 1978). Le rendement et la production globale de poissons sont malgré tout étroitement liés à la durée de l'inondation et à l'étendue de la plaine inondée (MERONA et al., 1993), le cours d'eau principal constituant surtout une voie de migration ou une zone de refuge (JUNK et al., 1989).

Lors de la saison des pluies les ressources étant abondantes et variées pour beaucoup d'espèces, la saison sèche apparaît comme une période limitante de l'année. De plus, durant cette saison, les poissons sont concentrés dans un habitat limité. Une augmentation des interactions compétitives est prédictible à la fin de l'été, début de l'automne, alors que les ressources sont limitées et qu'une grande quantité de poissons est présente.



On note donc une saisonnalité dans, l'accès à la nourriture, la croissance et la reproduction, que l'on peut synthétiser de la manière suivante (Figure 1) :



**Figure 1 : Modèle de variation saisonnière de la localisation, de la période d'alimentation, de la croissance, de la constitution de réserve de graisse et de la reproduction des poissons d'eau douce de Guyane (modifié d'après BOUJARD, 1990, 1992)**

Les poissons ayant une ponte asynchrone frayent indépendamment de l'hydrologie, alors que les poissons à ponte synchrone ont une reproduction liée au niveau d'eau. BOUJARD sépare bien les deux périodes de hautes eaux : petite saison des pluies (janvier-février) et grande saison des pluies (mai-juin). Ces deux périodes de crues permettent aux poissons d'avoir accès à la forêt inondée, et sont donc les plus favorables à la nutrition, la croissance et le stockage de réserves (graisses).

### III IMPACT D'UNE RETENUE HYDROELECTRIQUE SUR LA REGION AVAL

Les effets de modifications des régimes hydrologiques peuvent être si importants sur les systèmes biologiques qu'une presse très spécialisée a pu se développer, avec notamment les revues : « Regulated rivers : research and management », « Rivers », ... Cependant, l'étude systématique des conséquences qu'une retenue hydroélectrique peut avoir sur l'écosystème reste encore un thème très marginal. Bien sûr, la construction d'un tel ouvrage n'est pas chose courante. Dans les pays en voie de développement, où cette source d'énergie peu onéreuse peut être intéressante à exploiter, on ne trouve pas toujours les ressources financières et techniques permettant une surveillance écologique des impacts causés par un barrage. Et lorsqu'une telle étude est réalisée, les efforts de recherche se concentrent souvent sur la retenue, délaissant quelque peu la partie aval. L'une des conséquences est la faible disponibilité d'information concernant ces aspects, information que l'on retrouve le plus souvent au sein de travaux de synthèse (BAXTER, 1977 ; PETR, 1978 ; POURRIOT, 1982 ; BERNACSEK, 1984 ; BAIN et al., 1989), ou encore, dans des ouvrages traitant de la biodiversité des systèmes aquatiques (MOYLE et al., 1992). Cependant, les résultats ne permettent pas une prédiction efficace de l'impact en aval d'un grand barrage, souvent du fait d'un manque d'information sur la situation précédant la fermeture et aussi de la complexité des processus environnementaux mis en jeu. L'impact semble se présenter chaque fois comme un cas particulier, rendant d'autant plus difficile toute généralisation.

#### 1. MODIFICATIONS DU REGIME HYDROLOGIQUE

Comme nous l'avons signalé précédemment, en régions tropicales, les organismes aquatiques, les poissons plus particulièrement, calquent leur cycle biologique sur le régime hydrologique. Or, la principale conséquence de la construction d'une retenue hydroélectrique est une modification plus ou moins drastique du régime hydrologique. L'effet le plus néfaste vis-à-vis de l'environnement aquatique peut intervenir tôt après la fermeture du barrage. Un arrêt ou un ralentissement trop important du flot, lors de la période de remplissage du réservoir, est susceptible d'entraîner une mortalité importante en aval. Les poissons qui ne peuvent pas se réfugier dans les criques sont condamnés. Par la suite, l'effet principal est un écrêtage des crues naturelles. On constate aussi une augmentation du débit en saison sèche, et un délai dans l'apparition de la période de hautes eaux.

Les plaines d'inondation situées en aval peuvent totalement disparaître du fait de la régulation du débit. Les migrations latérales qui avaient lieu durant les crues sont entravées. Alimentation, croissance et reproduction de nombreuses espèces sont alors contrariées. La structure et la dynamique des communautés de poissons sont alors perturbées. Les poissons se voient contraints de trouver de nouvelles aires de reproduction pour compenser la disparition des zones inondables. La plupart des espèces ne seraient pas capables de s'adapter à frayer dans la rivière elle-même. Aussi, la fin de ces inondations signifierait une diminution dans l'ichtyoproduktivité de la rivière, et un possible appauvrissement du peuplement. Cependant, le fait que des espèces survivent indique leur aptitude à trouver des alternatives aux sites normaux de fraies (canal d'irrigation, plan d'eau artificiel, affluents de la rivière, ...). Dans le cas des crevettes du Tocantins, après la fermeture du barrage de Tucuruí (Brésil), on constate une diminution des prises en termes d'abondance. Il y a

eu modification dans la quantité de crevettes capturées dans les stations aval les plus éloignées du barrage. Dans les zones les plus proches, l'eutrophisation liée à la modification de la quantité d'eau a fait fuir les poissons, bénéficiant ainsi aux crevettes. Cependant, le patron de saisonnalité de ces captures n'a pas été modifié, les perturbations environnementales n'ont donc pas changé le cycle de vie des crevettes malgré la réduction constaté du stock (COLLART, 1991).

L'écrêtement des crues annuelles (phénomène physique périodique), peut, à long terme, provoquer une évolution de l'écosystème de plaines vers un écosystème présentant une végétation plus sèche. Cependant la zone n'est plus naturellement fertilisée par le dépôt de limon du aux crues, et la diminution de la charge en nutriment abaisse la fertilité de l'eau. C'est notamment le cas sur le fleuve Zambèze (PETR, 1978), ou dans la vallée du Nil (BAXTER, 1977).

Selon BAIN et al. (1988), un autre aspect de la perturbation du régime hydrologique est le déchargement erratique de grande quantité d'eau en un laps de temps très court, en fonction de la demande en hydroélectricité. Ces nouvelles contraintes peuvent avoir des effets sur l'abondance et la composition spécifique des poissons et invertébrés et cela de manière différente dans les habitats de berges et ceux de chenal. L'importance de ces modifications dépend des caractéristiques de l'habitat non modifié et du régime des flots. Les espèces d'eau peu profonde, souvent de plus petite taille, sont plus particulièrement sensibles à ces changements. L'augmentation rapide de la hauteur d'eau rend leurs habitats accessibles aux prédateurs de grande taille, l'accroissement du débit est susceptible de les entraîner, et la décrue peut les piéger dans des trous d'eau. Dans ces cas, les espèces les plus généralistes et les plus flexibles dans l'utilisation de microhabitats seront moins touchées que celles plus spécialisées. Cette variation du débit, aussi importante qu'imprédictible, est également à l'origine d'une diminution de la quantité et de la diversité en organismes (BAXTER, 1977). Cependant, cet effet diminue selon un gradient aval. De plus, une augmentation du débit minimum relâché et une diminution de l'amplitude des fluctuations contribuent à limiter ces phénomènes (TRAVNICHEK, 1995).

On constate généralement une diminution de la production halieutique sur l'ensemble de l'aval, mais aussi une forte augmentation, les premières années, au pied du barrage (BERNACSEK, 1984). L'existence même du barrage est une perturbation : il bloque les mouvements migratoires des poissons anadromes (saumons, ...) et catadromes (anguilles, ...) à son pied, attirant ainsi de nombreux prédateurs, susceptibles également de se nourrir des poissons morts ou agonisants rejetés par la décharge. Cela induit un déclin de ces espèces migratrices. Ce phénomène peut être atténué par la construction d'échelles. Cependant, les cas d'utilisation de ce type de structure sont peu nombreux et insatisfaisants. Pour être efficaces, elles doivent satisfaire à des facteurs comportementaux complexes d'une ou de plusieurs espèces requérant l'accès, et être capable de permettre le passage des nombreux individus présents dans le stock de migration. GROSS et al. (1988) ont cependant montré que les espèces migratrices étaient peu représentées dans les zones inter-tropicales par rapport aux zones septentrionales. *A contrario*, le pied du barrage peut montrer une forte mortalité du fait d'un phénomène particulier : le "Gas-bubble disease". Les poissons ingèrent une eau saturée en gaz, liées aux effets des turbines et/ou à la chute d'eau d'une grande hauteur. Il se crée alors des bulles dans l'organisme de l'animal qui peut en mourir (BAXTER, 1977).

Le réservoir peut aussi constituer une source de recrutement pour le stock de poissons aval. Une quantité non estimée de poissons traverse le barrage par les turbines, les portes de vidange ou les trop plein (BERNACSEK, 1984).

## 2. MODIFICATIONS DE LA QUALITE DE L'EAU

On constate souvent une altération marquée de la qualité de l'eau en aval. Les conséquences, en aval, de la présence d'un barrage sont souvent inverses de celles induites en amont (BERNACSEK, 1984). Ainsi, le limon, les nutriments organiques ou inorganiques, la « chaleur », ... sont retenus dans le lac et donc perdus pour la zone aval. Les turbines pompent l'eau de l'hypolimnion ou du métalimnion du réservoir, aussi l'eau déchargée est froide, désoxygénée, contenant parfois des gaz toxiques dissous, tel que H<sub>2</sub>S (produit par la décomposition de la forêt inondée), mais aussi riche en solides dissous. Dans plusieurs cas constaté, la transparence de l'eau déchargée en aval s'élève, les sédiments s'étant déposés dans le réservoir. Le trop plein, *a contrario*, déverse une eau chaude, oxygénée et riche en plancton de l'épilimnion.

La déficience en oxygène de l'eau déchargée est un problème crucial. Quand le taux d'oxygène dissout est inférieur à 50 % de la saturation on constate les premiers troubles chez les poissons. A moins de 2mg.l<sup>-1</sup> les poissons meurent. Une période prolongée d'hypoxie serait nuisibles à nombres d'espèces, mais certaines d'entre elles présentant des adaptations aux conditions de faible oxygénation, résisteraient probablement mieux. Plusieurs méthodes ont été imaginées pour réoxygéner l'eau :

- Mixer l'eau des turbines et l'eau de décharge libérée de haut,
- Chutes d'eau en aval du barrage,
- Réoxygénation artificielle, par aération de l'hypolimnion notamment (processus peu utilisé),
- Réoxygénation "naturelle" (diffusion à partir de l'atmosphère, photosynthèse du plancton et des macrophytes aquatiques favorisés par l'augmentation de transparence de l'eau).

Par l'intermédiaire des décharges, le régime des températures à l'aval est très influencé par les modifications complexes que subit la masse d'eau du réservoir (stratification, ...). Ainsi, l'eau au pied du barrage est plus froide en été et plus chaude en hiver qu'elle ne l'était avant la construction de la retenue. Les effets biologiques de ce changement de régime de température pourraient être extrêmement sévères.

L'eau plus claire, moins chargée en sédiments, provenant de la retenue, va posséder des capacités à se recharger par le phénomène de lessivage et d'érosion du lit et des rives en aval. Cette érosion aura un impact direct sur les habitats de berges, qui sont les plus riches en terme d'abondance et de diversité. La régulation de la décharge à un flot diminué et constant réduit ce problème (BAXTER, 1977 ; BERNACSEK, 1984).

Certains effets apparaissent antagonistes. Ainsi, la diminution de la turbidité de l'eau induirait une augmentation de la production primaire, mais la diminution de la quantité de nutriments dans l'eau va à l'encontre de cette augmentation. La diminution de la quantité de débris organiques provoque une diminution du niveau d'activité hétérotrophique, au moins jusqu'à ce qu'une nouvelle source apparaisse du fait, notamment, du développement planctonique dans le réservoir. Ces effets opposés ne sont pas les seuls et les prédictions sont difficiles à faire, y compris à des niveaux trophiques élevés. Par exemple, une diminution de la turbidité fait que les poissons trouvent plus facilement leur nourriture, mais aussi, que les prédateurs ichtyophages trouvent plus facilement leurs proies.

Les effets du barrages ne se font pas ressentir uniquement sur les populations de poissons, mais aussi sur les animaux terrestres, sur les oiseaux piscivores et sur les végétaux. En temps normal, la croissance des macrophytes est faible, du fait de l'instabilité du lit de la rivière lessivé par les flots, de la faible pénétration de la lumière du fait de la charge en sédiments, des larges variations annuelles du niveau de la rivière, et des érosions saisonnières. Le barrage diminue l'influence de ces facteurs, favorisant ainsi le développement de ces macrophytes. De même, le développement de phytoplancton et de macrophytes flottantes se voit favorisé, d'où une augmentation de la population d'invertébrés et donc un effet certain sur l'ichtyofaune (accentuation de la présence d'espèces végétariennes de courant lent par exemple). Ce développement de la végétation peut être d'autant plus négatif que certaines espèces sont susceptibles d'abriter des vecteurs de maladies (schistosomes, paludisme, filarioses ...). Il existe cependant peu d'études sur le sujet, hormis sur le barrage d'Akosombo sur le bas de la rivière Volta (OBENG-ASAMAA et PETR, cité par BERNACSEK, 1984).

Les effets peuvent se poursuivre jusqu'à l'embouchure du fleuve :

- Augmentation de la pénétration de l'eau salée,
- Augmentation de l'érosion du delta du fait de la faible charge des eaux relâchées,
- Diminution de la valeur nutritive des sédiments qui est à l'origine d'une

diminution de la population de crevettes dans le delta de la rivière Purari (Papouasie-Nouvelle Guinée), elle même induisant une chute dans la population de poissons s'en nourrissant (PETR, 1978). Un autres exemple, du même type, est celui des sardines, en Méditerranée, à l'embouchure du Nil. La disparition des nutriments apportés par le fleuve, suite à la construction du barrage d'Assouan, a entraîné une régression du plancton, et les poissons sont allés chercher ailleurs une nourriture devenue rare (POURRIOT 1982).

Cette revue de la littérature sur les nombreux effets constatés, attendus ou supposés, montre l'extrême complexité du système, le grand nombre de facteurs à considérer, et donc la difficulté de faire des prédictions. La perturbation majeure imposée par la construction du barrage peut induire des modifications de l'ichtyofaune aval : changements dans la composition spécifique, avec prédominance d'espèces qui rencontreront des conditions favorables à leur développement suite aux modifications du milieu. Ainsi, le barrage d'Assouan sur le Nil a profité aux tilapias : ils sont devenus prédominants dans les communautés de l'aval et de la retenue, favorisés semble-t-il, par un ralentissement du courant et le développement de macrophytes (BERNACSEK, 1984). Mais, à plus ou moins long terme, on peut supposer un retour à des conditions voisines de l'état initial. Ceci va dépendre de l'importance de la perturbation, de la stabilité du peuplement, et de la capacité de résilience de ce dernier. Si la période de fermeture du barrage constitue une forte perturbation, visible à court terme, l'écrêtage des crues et les décharges erratiques sont certes des perturbations moins importantes, mais sur un plus long terme.

#### IV. REGION ETUDIE

##### 1. LA GUYANE ET LE FLEUVE SINNAMARY

La Guyane française se situe au nord du continent sud américain, entre le 2<sup>ème</sup> et le 6<sup>ème</sup> degré de latitude nord et entre le 52<sup>ème</sup> et le 55<sup>ème</sup> degré de longitude ouest. Sa superficie de 90,000 km<sup>2</sup> est couverte en grande partie par la forêt équatoriale humide. Sa population d'environ 115,000 habitants se localise essentiellement sur une étroite bande littorale. Les températures se situent, en moyenne, aux environs de 26°C, avec de faibles variations saisonnières. Au contraire, les précipitations abondantes (2,000 à 4,000 mm par an) sont marquées par une inégale répartition au long de l'année, différenciant une saison des pluies (décembre à juin) et une saison sèche (juillet à novembre).

Le réseau hydrographique est extrêmement dense du fait des fortes pluviosités annuelles, des sols imperméables, des faibles pentes, et cela malgré la forte évapotranspiration de la forêt dense qui couvre le relief. Neufs bassins hydrographiques principaux drainent la Guyane, avec d'est en ouest, l'Oyapock, l'Approuague, le Mahury-Comté, le Kourou, le Sinnamary, la Counamana, l'Iracoubo, la Mana et le Maroni. Il faut y ajouter un grand nombre de petits fleuves (appelés localement criques). Les plus grands fleuves (Maroni, Oyapock, Mana, Sinnamary et Approuague) ont des sources très rapprochées. Ils se jettent tous directement dans l'Océan Atlantique.

Les fleuves de Guyane sont de type « eaux noires » selon la classification de SIOLI (1967), c'est à dire riches en acides humiques (soit un pH aux alentours de 6,0), faiblement minéralisées, peu conductrices (25 à 50 µS), chaudes (24 à 27°C), et d'une transparence inférieure à un mètre. La végétation aquatique y est rare, et beaucoup de poissons dépendent des milieux marginaux (berges et zones inondées) pour leur alimentation.

Le Sinnamary (Figure 2) prend sa source en plein coeur de la Guyane, au pied de la montagne Continent. Il s'écoule en direction du nord vers l'Atlantique au long d'un cours de 220 km de long. Le fleuve a un bassin versant de forme allongée qui couvre 5927 km<sup>2</sup> de forêts. Ce bassin reçoit chaque année, en moyenne, 2750 mm de pluie.

Le régime hydrologique, directement influencé par la pluviométrie, est caractérisé par deux périodes de hautes eaux dont les pointes se situent en janvier et mai-juin, après une diminution aux alentours de mars, durant le « petit été de mars ». La décroissance des débits qui débute en août, se termine avec l'étiage de décembre (Figure 3). Le débit moyen annuel du fleuve est de 267 m<sup>3</sup>/s, avec de fortes crues de courtes durées atteignant des valeurs de plus de 1000 m<sup>3</sup>/s, alors que les périodes d'étiage voient le débit tomber à 10-20 m<sup>3</sup>/s.

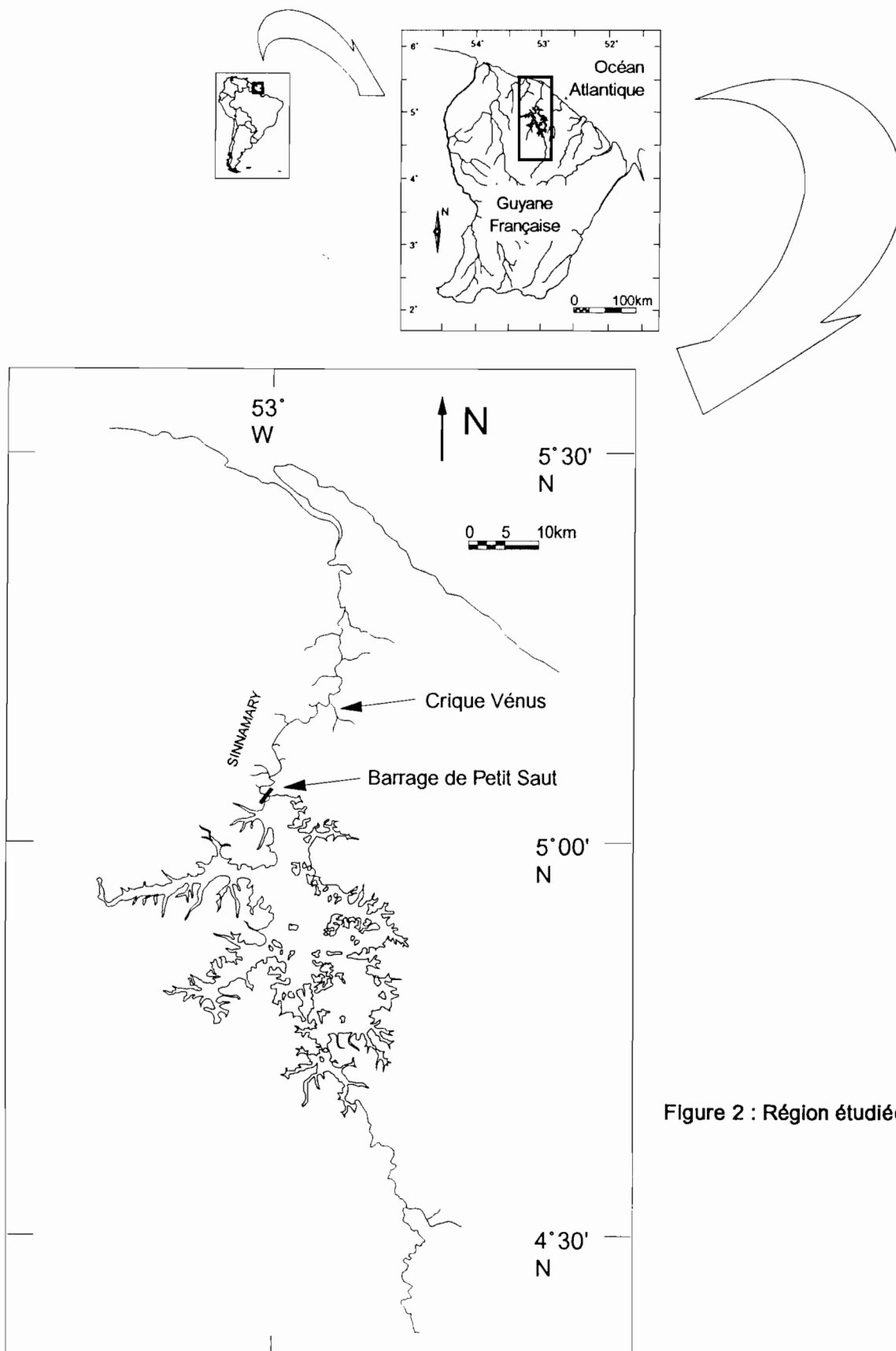


Figure 2 : Région étudiée

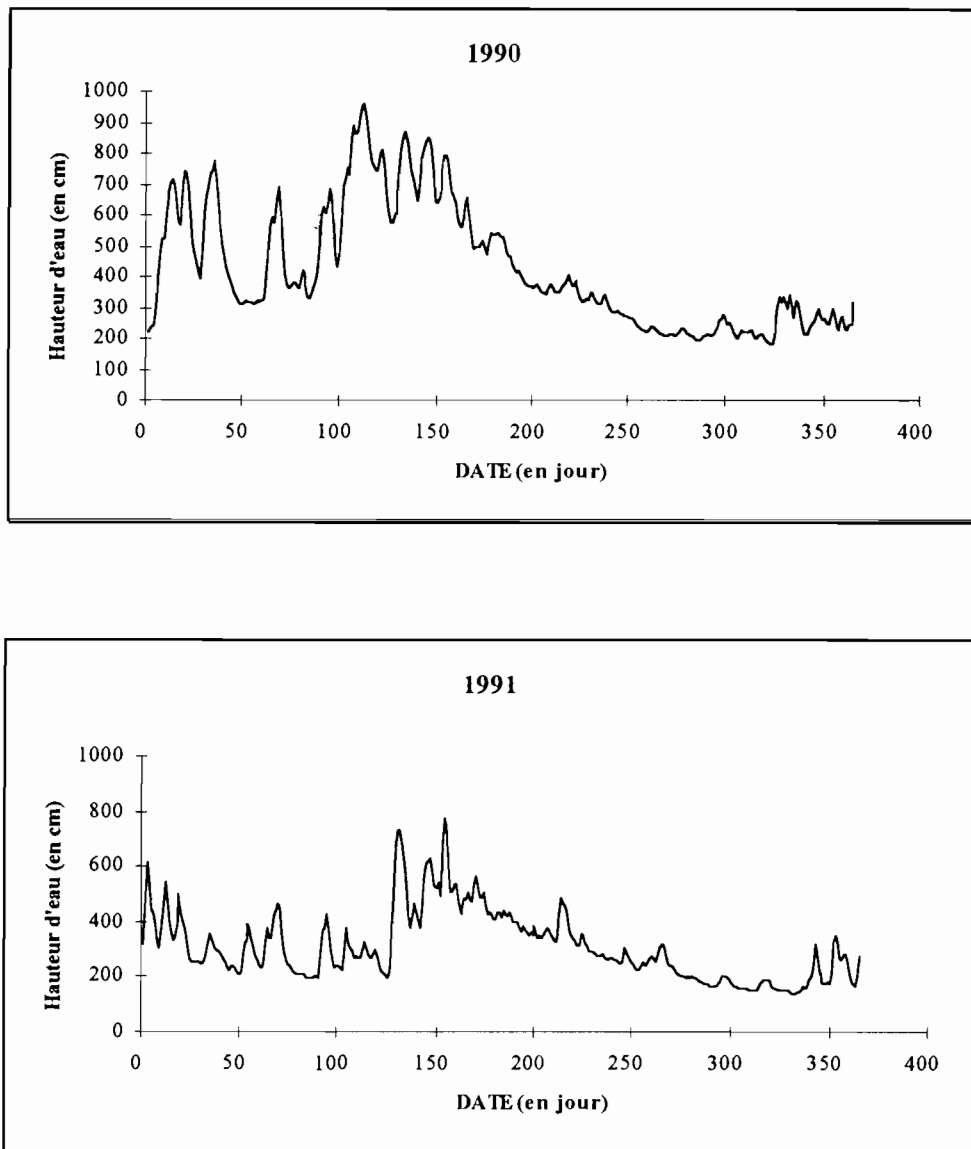


Figure 3 : Côtes moyenne journalières à Petit Saut pour les années 1990 et 1991.



## 2. LE BARRAGE DE PETIT SAUT

Du fait de l'augmentation de sa population, de l'amélioration du niveau de vie, et de la demande en électricité croissante du Centre Spatial, la Guyane a vu sa consommation d'électricité multipliée par 6,5 en l'espace de 15 ans (entre 1976 et 1991), soit 410 millions de kw/h. Le besoin pour l'an 2000 est évalué à près de 770 millions de kw/h. La production d'électricité, jusqu'alors assurée par deux centrales thermiques équipées de moteurs diesels, ne répondait plus aux besoins (source : E.D.F.).

Entreprise en 1989, la construction du barrage de Petit Saut fut achevée en 1994. La mise en eau a débutée le 6 janvier 1994 avec la fermeture du barrage. Le choix de Petit Saut comme site de l'édification se fit pour des raisons économiques, et, du fait de sa situation privilégiée (superficie inondable, proximité des centres de consommation, position centrale en Guyane ...). L'ouvrage se situe sur le fleuve Sinnamary à quelques 67 km de son embouchure. C'est le premier aménagement de ce type réalisé par E.D.F. en région équatoriale. Aussi, a-t-il fait l'objet de nombreuses actions visant à cerner, supprimer ou réduire les conséquences dommageables sur l'écosystème. Certaines de ces démarches ont fait l'objet d'une large médiatisation (reportage de CANAL+ sur l'opération « faune sauvage », notamment).

D'une capacité utile de 1 milliard de m<sup>3</sup>, il produira en moyenne 560 millions de kw/h par an, multipliant par deux le potentiel électrique du département. Chaque seconde 110 m<sup>3</sup> d'eau sont drainés vers les quatre turbines, délivrant chacune une puissance électrique de 29 Mwatts. L'ouvrage principal représente 750 mètres de longueur et 45 mètres de hauteur sur fondation. Il s'organise en plusieurs sections particulières (Figure 4) :

- déversoir de surface,
- évacuateur de fond,
- clapet de surface (permet l'élimination des corps flottants),
- usine et ouvrage de prise.

La fermeture s'est suivie d'une rapide montée des eaux dans le réservoir, jusqu'à la cote 31 m (mètre) atteinte fin juin 1994. Puis il y a eu stabilisation à cette hauteur jusqu'au mois avril 1995, date à laquelle la montée des eaux a repris. Actuellement, le point le plus profond du réservoir, situé au pied du barrage est de 35 m, la profondeur moyenne de la retenue étant d'une dizaine de mètres.

Etalée sur 365 km<sup>2</sup> (estimation à 35 m), soit 0,3 % de la surface du département, la retenue est alimentée par le fleuve Sinnamary. Elle recouvre environ 80 km de son cours. Cette capacité de stockage assure l'écrêtement des crues et le soutien des étiages. La consommation électrique en Guyane étant assez constante au long de l'année, le débit moyen restitué à l'aval est supérieur au débit naturel pendant la saison sèche, et inférieur à celui-ci lors de la saison humide. Un débit minimum de 100 m<sup>3</sup>/s (pendant la phase de remplissage), ou de 80 m<sup>3</sup>/s (pendant la période d'exploitation) est déchargé en aval de l'ouvrage, ce qui est supérieur au débit caractéristique d'étiage en saison sèche.

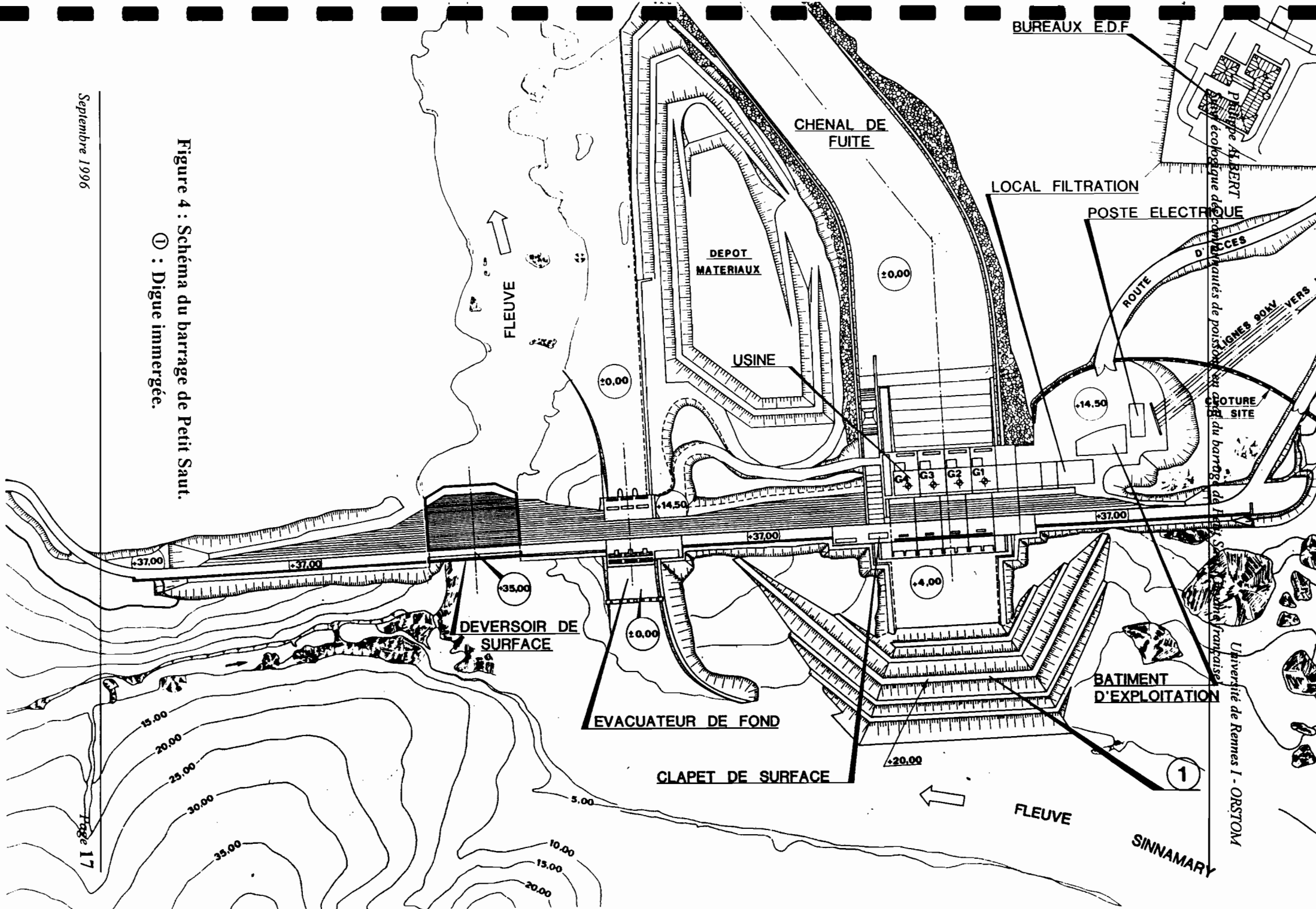


Figure 4 : Schéma du barrage de Petit Saut.  
 ① : Digue immergée.

Université de Rennes I - ORSTOM

La retenue ne fut pas déboisée avant l'inondation. L'immersion de la forêt a demandé des dispositions particulières pour assurer, à l'aval du barrage, une qualité d'eau compatible avec la survie des espèces aquatiques. Il a été notamment construit, dans le réservoir, au pied du barrage, d'une digue immergée permettant de restituer les eaux de surface plutôt que les eaux de fond, pauvres en oxygène (Figure 4).

D'un point de vue prévisionnel, la modification, à l'aval, du régime thermique devait être des plus limitée, et dépendre, dans une certaine mesure, des conditions d'exploitation du moment. La température au pied du barrage est liée à la couche d'eau soutirée dans la retenue. A cet endroit, le cycle de température du Sinnamary serait donc éliminé, mais son amplitude naturelle progressivement restaurée vers l'aval. Pour ce qui est de l'oxygène dissous, les modèles prévoient une concentration inférieure à 2 mg/l en certains points de la retenue et à l'aval immédiat du barrage, les deux années suivant la mise en eau. Cette concentration devait s'améliorer rapidement vers l'aval grâce aux apports des criques et à la réoxygénation naturelle. Cependant, E.D.F. s'était engagé à restituer à l'aval une eau présentant des teneurs minimales en oxygène de 2mg/l. Or, la mise en service de l'usine hydroélectrique a provoquée une désoxygénation croissante, qui a conduit à son arrêt, en octobre 1994. Des dispositifs de dégazage et de réoxygénation (diffuseur d'air et seuil déversant) ont été construits à l'aval immédiat des turbines, entre novembre 1994 et février 1995. La production d'hydroélectricité a pu reprendre le 2 mars 1995. Mais les teneurs en O<sub>2</sub>, si elles restent « compatibles avec la vie aquatique » (> à 2 mg/l), sont très dépendantes de l'importance du turbinage. Les taux au pied des systèmes de réoxygénation sont satisfaisants, mais ils décroissent en allant vers l'estuaire, et ce malgré les processus naturels de réoxygénation. Différents composés relâchés à l'aval mènent une véritable compétition pour la consommation d'oxygène : ce sont principalement les gaz dissous (CH<sub>4</sub> et H<sub>2</sub>S) et les métaux (Fe, Mn), ainsi que l'azote ammoniacal et la matière organique, mais dans une moindre mesure (E.D.F. , 1996).

## V. MATERIEL ET METHODES

### 1. ECHANTILLONNAGE

#### 1.1. Méthodologie

L'échantillonnage se fait à l'aide de filets maillants monobrins de 25 m de longueur sur 2 m ou 2.5 m de hauteur. Ces filets sont organisés en batterie de 10 unités de mailles différentes (10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 50, 60, 70 mm d'entre-noeuds).

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

La procédure d'échantillonnage a quelque peu évolué entre les premiers prélèvements (décembre 1991) et les derniers traités (mai 1996). Ces modifications portent sur le nombre de batteries de filets utilisées (une ou deux), sur le nombre de relèves de ces filets (cinq à une), et enfin sur le nombre de stations étudiées (une à trois). Dans un premier temps, il était convenu de poser les filets le soir vers 17h. Ils étaient relevés une première fois le lendemain matin vers 7h, les poissons étaient démaillés, et les filets remis en place. On procédait de même vers 17h, puis le lendemain vers 7h les filets étaient définitivement relevés. Dans la mesure du possible, ce protocole a été suivi de décembre 1991 jusqu'à février 1995. Cinq relèves ont été effectuées lors des tous premiers échantillonnages (Tableau 1). Mais par la suite, les relèves de jour ont à plusieurs reprises été ignorées, faute de temps ou du fait des intempéries fréquentes dans la région. De plus, la durée de cette manipulation (au moins 40 heures) limitait le nombre de stations étudiées.

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

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

MERONA et al. (1996) ont montré que les prises additionnées de la journée et de la deuxième nuit de pêche était 20% moins importantes que celle d'une seconde batterie. Une deuxième batterie est donc plus informative qu'une journée et une deuxième nuit de pêche en terme

d'échantillonnage des espèces dans le peuplement. Autre avantage de ce changement, une autre station peut être échantillonnée le lendemain.

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

**Tableau 1. : NOMBRE DE BATTERIES RELEVÉES ET MOMENT DES RELEVÉS EN FONCTION DE LA DATE D'ÉCHANTILLONNAGE À LA STATION « SINNAMARY À CRIQUE VENUS »**

## 1.2. Stations échantillonnées et durée de l'étude

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

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

Cependant, pour l'étude sur le long terme la plupart de ces stations ont été abandonnées, et seul le site « Sinnamary à la crique Vénus » à été conservé. Suite à la modification de la méthodologie, de nouvelles stations ont pu être exploitées à partir de novembre 1995 (Figure 5). Les stations actuellement traitées sont :

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

La station « Sinnamary à hauteur de la crique Vénus » est la plus intéressante pour une étude sur l'évolution des communautés de poissons, ce site faisant l'objet d'un suivi régulier depuis fin 1991. Cependant, de décembre 1991 à octobre 1993, l'échantillonnage manque quelque peu de régularité, avec notamment une longue période sans collecte de juillet à novembre 1992. A partir de novembre 1993, pour mieux suivre les conséquences immédiates de la fermeture du barrage, les prélèvements sont devenus mensuels, exception faite des mois d'août, octobre et décembre 1994. Depuis août 1995, les échantillonnages se font selon un rythme trimestriel. Nous possédons donc, sur une période de 54 mois (entre décembre 1991 et mai 1996), 32 sessions d'échantillonnage (Tableau 1 et Figures 6 et 7).

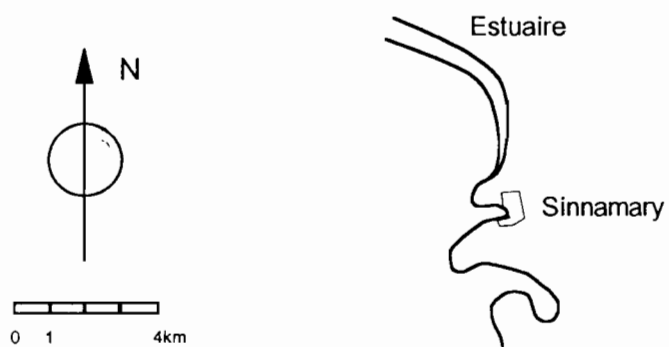
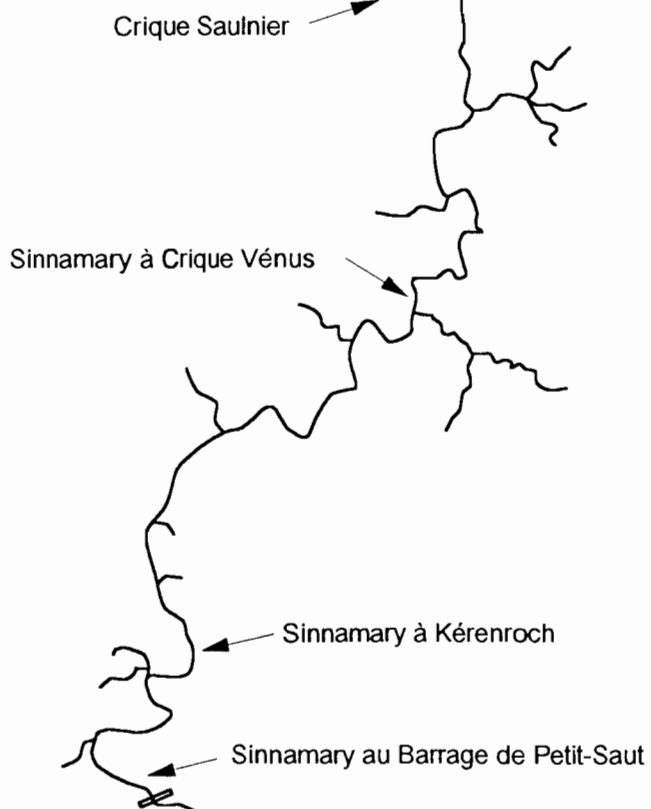
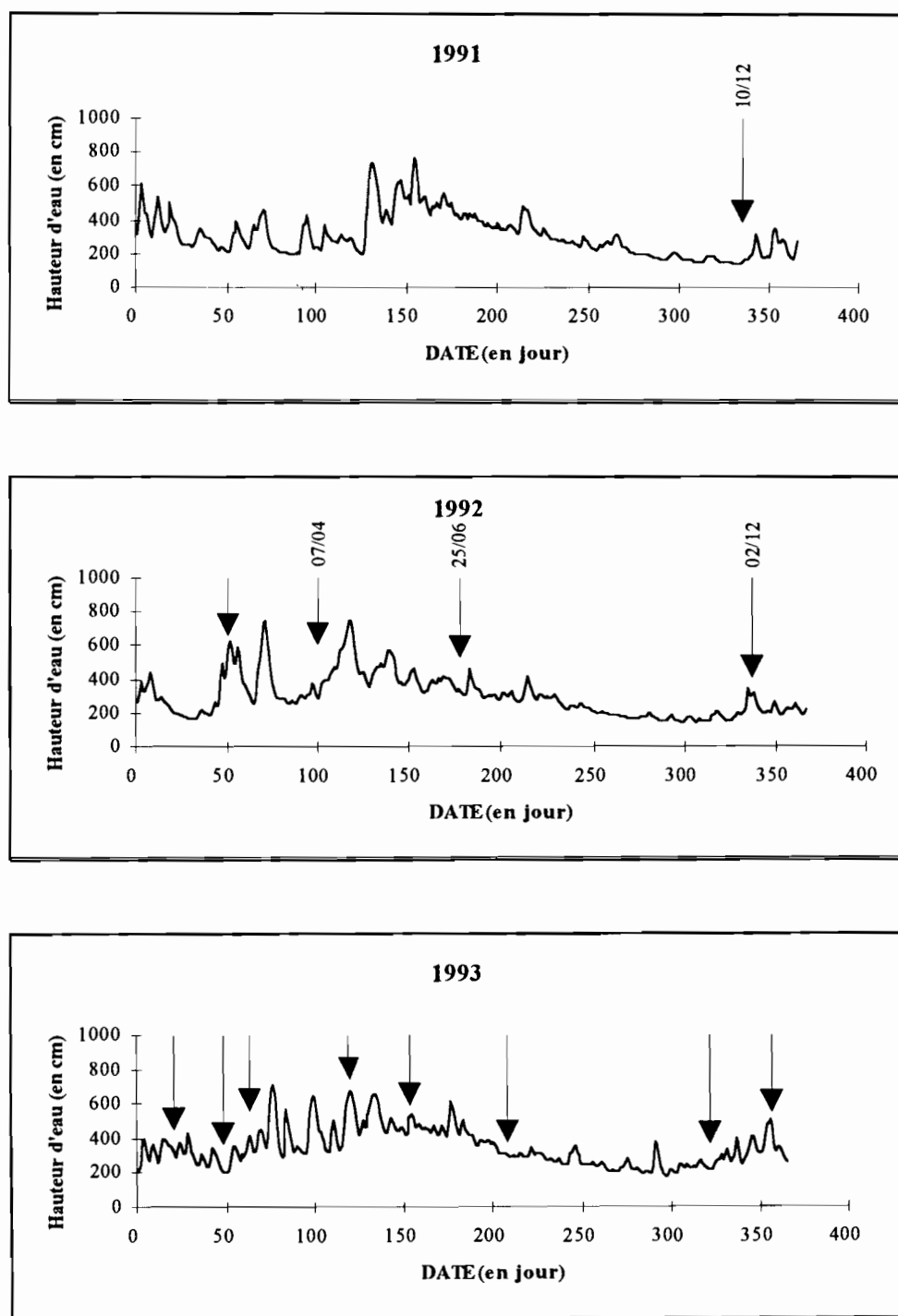


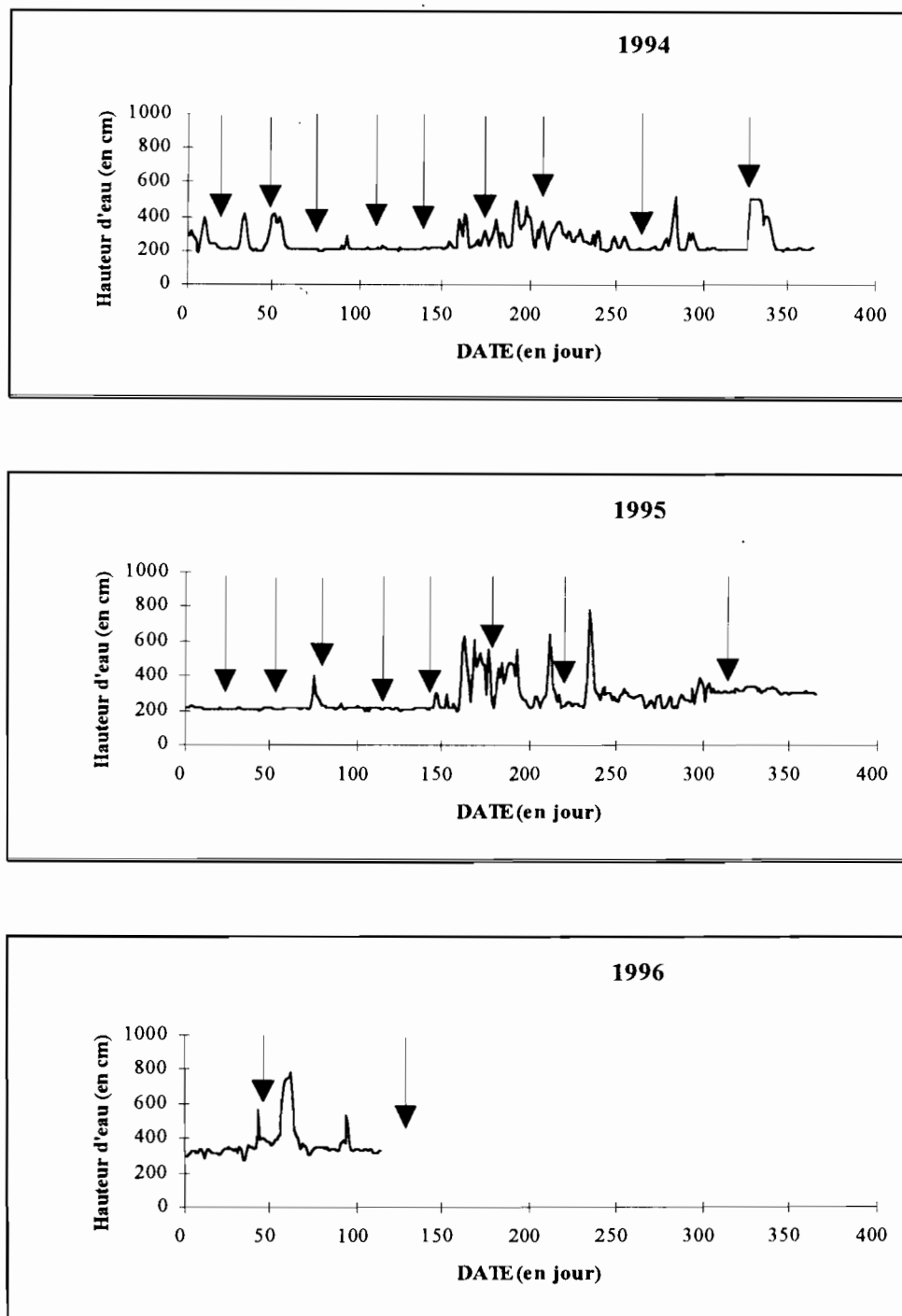
Figure 5 : STATIONS ECHANTILLONNEES





**Figure 6 : Dates d'échantillonnage à la station Sinnamary à crique Vénus (indiquées par les flèches verticales), et évolution de la hauteur d'eau moyenne à Petit Saut en fonction du temps exprimé en jours (avant fermeture du barrage).**





**Figure 7 : Dates d'échantillonnage à la station Sinnamary à crique Vénus (indiquées par les flèches verticales), et évolution de la hauteur d'eau moyenne à Petit Saut en fonction du temps exprimé en jours (après fermeture du barrage).**

### 1.3. Mesures

#### 1.3.1. Caractéristiques physico-chimiques de la station

Chaque prélèvement est caractérisé par sa date, le nom de la station, et l'heure lorsque les filets font l'objet de trois relèves (2 de nuit et 1 de jour). On considère, ensuite, les caractères physico-chimiques globaux de la station, ainsi que des paramètres propres à chaque filet.

Au niveau de chaque station, il est mesuré :

- pH
- Température
- Oxygène
- Transparence

Ces mesures n'ont débuté qu'en novembre 1995. Le laboratoire d'E.D.F., a effectué un suivi régulier de ces paramètres, en plusieurs stations de l'aval depuis la fermeture du barrage (janvier 1994), et quelques données fragmentaires ont été prélevées avant fermeture (1991-1993).

Au niveau de chaque filet est mesuré, ou évalué :

- La distance des deux extrémités du filet à la berge
- La profondeur à chaque extrémité du filet
- Le courant
- La nature de la berge et sa pente
- La couverture végétale
- La nature du fond

Mais, cette série de variables prise entre 1991 et 1995, peu exploitable par la suite, sera abandonnée au début de l'année 1996.

#### 1.3.2. Mesures sur les poissons

Chaque poisson capturé est :

- Identifié et référencé par un code en quatre lettres (exemples : ABIM = *Astyanax bimaculatus*, LFRI = *Leporinus friderici*, ...)
- Mesuré (longueur standard au mm près)
- Pesé (Individuellement ou en groupe d'individus de même espèce lorsque leur nombre est très important)
- Disséqué pour déterminer le sexe et la maturité sexuelle, cette dernière étant codée :

- F1 Femelle immature ou en repos sexuel
- F2 Femelle en début de maturation
- F3 Femelle en maturation
- F4 Femelle mature
- F5 Femelle en cours de ponte
- F6 Femelle ayant pondu récemment
- M1 Mâle immatures ou en repos sexuel
- M2 Mâle en maturation
- M3 Mâle en fin de maturation y compris la période d'émission de sperme

- Prélèvement de gonades, estomacs ou parasites, en fonction de l'intérêt qu'ils présentent.

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

L'ensemble de ces valeurs est stocké sous forme de fichiers Excel (tableur), ou inclus dans une base de données Foxpro (Système de Gestion de Base de Données), sur support PC. Une étude globale sur la période déc. 1991 - mai 1996, nous a obligé à réactualiser et à compléter une base exploitée à l'aide du logiciel SAS, sur station de travail Sun, eu égard à l'important volume de données à traiter.

## 2. SELECTION DES DONNEES

Dans l'optique d'un traitement mathématique visant à déterminer l'évolution des communautés de poissons sur l'ensemble de la période décembre 1991 - mai 1996, deux faits s'imposent à nous :

- seules les données de la station « Sinnamary à crique Vénus » sont utilisables. Les autres sites ne présentent pas un suivi suffisamment long, et ils ne pourront donc servir qu'à titre informatif uniquement.

- le manque de constance dans les nombres de relèves et de batteries nous oblige à une sélection importante de ces données.

Si l'on s'en réfère à la méthode du plus petit dénominateur commun à l'ensemble de l'échantillonnage, nous ne devons travailler que sur une batterie de filets relevée au bout d'une nuit (février 1996), soit seulement 36% de l'information totale. Les pêches de deuxième et troisième jour et de troisième nuit ne sont pas assez nombreuses pour être intéressantes (Tableau 1). De même, les relèves de jour, irrégulièrement effectuées, ne sont pas non plus exploitables. Il nous reste donc les valeurs de première et de deuxième nuit. Mais, ces valeurs ne peuvent être considérées que séparément, le calcul d'une moyenne sur les deux nuits n'étant pas opportun. En effet, il existe une relation de dépendance ( $p < .05$ ) entre l'information acquise la première nuit et celle de la seconde nuit. Les filets restent à la même place au cours des 48 heures, et l'échantillonnage de la première nuit appauvrit le milieu. La plupart du temps la seconde pêche est effectivement plus faible, aussi une moyenne sur le nombre d'individus, d'espèces ou sur le poids total des captures pour les deux nuits seraient une sous-estimation des valeurs réelles.

Par contre, les deux batteries posées la même nuit, étant *a priori* parfaitement indépendantes, il nous est permis de faire une moyenne sur ces deux valeurs.

Dans le souci de perdre le moins d'information possible, nous avons décidé de travailler séparément sur les deux nuits (nuit 1 : décembre 1991-mai 1996, nuit 2 : décembre 1991-mai 1995), et de faire une moyenne lorsque deux batteries étaient présentes la même nuit. Ceci nous permet d'utiliser 74% de l'information disponible.

Au point de vue des variables utilisées (Annexe I), nous considérerons donc, dans un premier temps :

- ↳ Pour la première nuit,
  - ⊗ le nombre d'individus capturés, en utilisant la moyenne lorsque deux batteries auront été posées,
  - ⊗ le poids total des captures, en utilisant la moyenne lorsque deux batteries auront été posées,
  - ⊗ le nombre d'espèces capturées, en utilisant la moyenne lorsque deux batteries auront été posées,
  - ⊗ le nombre d'espèces capturées, en utilisant la somme lorsque deux batteries auront été posées, mais à titre purement indicatif, car l'effort d'échantillonnage est supérieur lorsque deux batteries sont posées, et la probabilité de capturer des espèces rares est alors plus grande. On ne peut comparer des richesses que si l'effort d'échantillonnage est identique (WALTHER et al. 1995).
  
- ↳ Pour la seconde nuit,
  - ⊗ le nombre d'individus capturés,
  - ⊗ le poids total des captures,
  - ⊗ le nombre d'espèces capturées.

Les données d'hydrologie (hauteur d'eau moyenne quotidienne à Petit Saut), nous ont été fournies par le laboratoire d'Hydrologie de l'ORSTOM de Cayenne, qui possède une station d'enregistrement à quelques centaines de mètres en aval du barrage.

## VI RESULTATS

### 1. INVENTAIRE DES POISSONS DU SINNAMARY

Conduite entre autre par l'ORSTOM, la caractérisation des différentes communautés ichtyologiques du fleuve Sinnamary a débuté dès 1989, avec la participation de l'I.N.R.A. (PLANQUETTE, 1996), puis elle s'est intensifiée à partir de 1991 avec la mise en place d'une convention ORSTOM-E.D.F. Ce sont, au total, 158 espèces de poissons qui ont été identifiées au cours de ces sept années d'études (Annexe II). Sur ces 158 espèces, 14 sont marines et leur intrusion dans le fleuve est accidentelle, 18 sont euryhalines et 126 sont strictement inféodées à l'eau douce. Ces espèces ne se répartissent pas de manière homogène le long du Sinnamary (LAUZANNE et al., 1993, 1995). En effet, elles sont caractéristiques, préférentielles, communes ou rares, sur des milieux comme les pri-pris, les criques amont/aval, les sauts, les biefs amont/aval, les diverticules, les bistouris, ou l'estuaire (Annexe III).

### 2. EVOLUTION DE LA COMMUNAUTE DE POISSONS A LA STATION « SINNAMARY A CRIQUE VENUS »

Dans un premier temps, nous avons délibérément choisi de suivre la démarche généralement employée en ichtyologie laquelle considère un traitement brut des données sans aucune considération sur les modalités de calculs à effectuer. La méthode des C.P.U.E. (Captures Par Unité d'Effort), très couramment utilisée et qui prend en compte un effort de capture par unité constante de surface, s'est avérée inutile dans notre cas puisque les filets utilisés ont tous des surfaces très voisines (de l'ordre de 50 m<sup>2</sup>). Dans un deuxième temps, nous avons tenu compte des progrès récents faits en écologie théorique notamment dans le domaine du traitement des séries non-linéaires (voir BEGON et al., 1996) et nous avons considéré l'effet pervers exercé par l'effort d'échantillonnage (nombre d'individus échantillonnés par mois) sur les paramètres de richesse spécifique et de poids à analyser en travaillant sur des valeurs résiduelles (voir HARVEY et PAGEL, 1991 ; WALTHER et al., 1995 ; GUEGAN et KENNEDY, 1996).

#### 2.1. ANALYSE DES DONNEES BRUTES

##### 2.1.1. Variabilité dans le temps des paramètres

La Figure 8 nous montre l'évolution des différents paramètres considérés en fonction du temps. **L'origine de l'axe des abscisses correspondant à l'échelle de temps représente le mois de novembre 1991, le mois 1 est donc décembre 1991, et le dernier mois (mai 1996) est le point d'abscisse 54. Le barrage a été fermé le 6 janvier 1994, soit le 26<sup>ème</sup> mois de notre étude, cette fermeture est signalé par une flèche. Cette représentation sera conservée tout au long du traitement des données.**

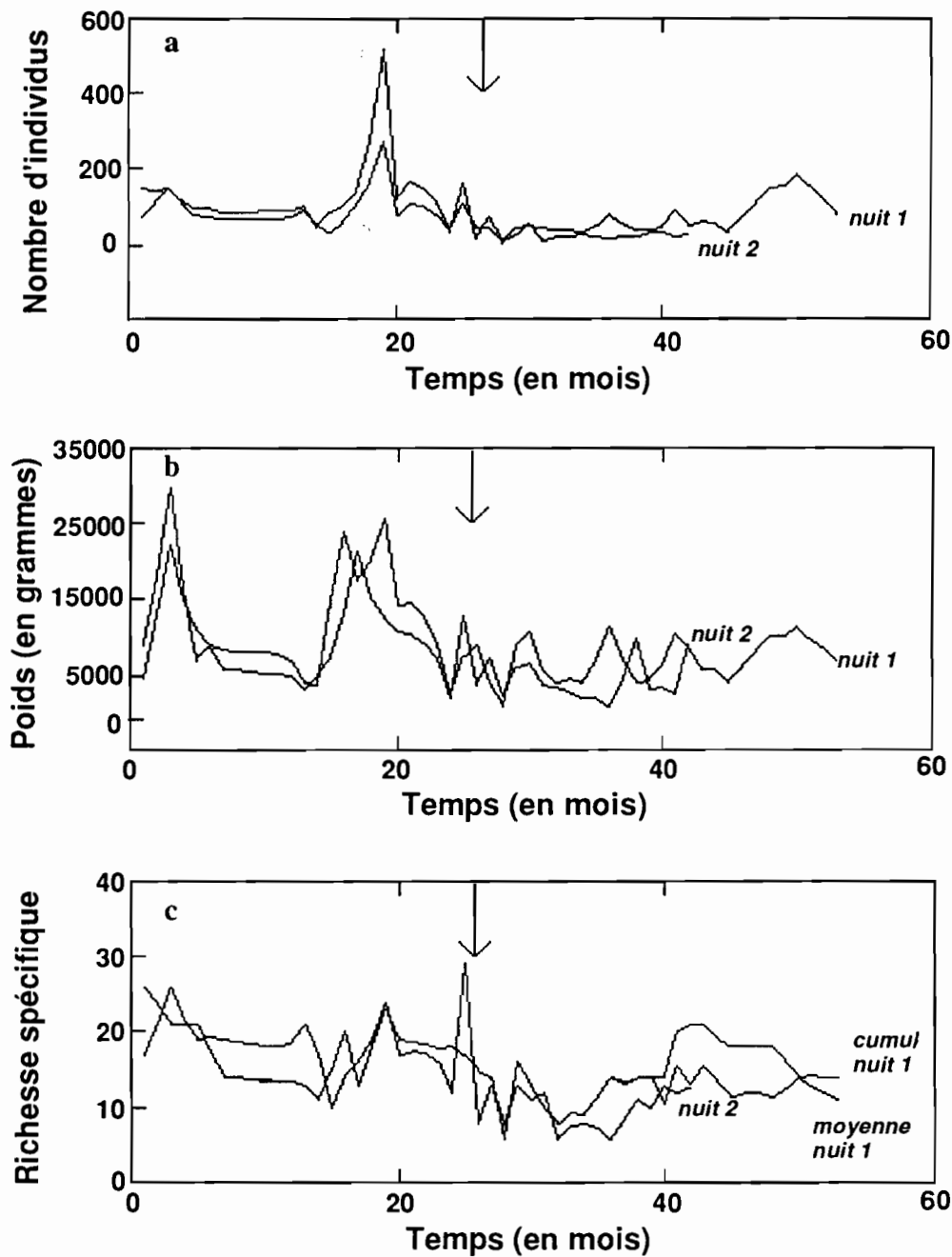


Figure 8 : Représentation graphique des données brutes mensuelles du nombre d'individus capturés (a), du poids total des captures (b), et de la richesse spécifique (c), en fonction du temps. Sur chaque graphique figurent les valeurs de première et de seconde nuit. Pour les valeurs de richesses spécifiques, nous avons distingué :

- richesse spécifique moyenne de la nuit 1
- richesse spécifique cumulée de la nuit 1
- richesse spécifique de la nuit 2

### 📁 Nombre de poissons capturés

A la lumière de notre connaissance des communautés de poissons en milieux tropicaux, et plus particulièrement sur l'aspect saisonnier de leur biologie et de leur comportement, nous pouvions espérer obtenir un patron du type « augmentation temporaire du nombre de poissons capturés au moment du début de la saison humide, lorsqu'ils migrent du chenal vers les zones de forêts inondées, puis une rapide diminution des captures à cause du phénomène de dilution lié à l'augmentation de la surface exploitable par les poissons » (BOUJARD, 1990).

Or, nous n'observons pas un tel phénomène sur la Figure 8a, au contraire on y voit une relative constance dans les captures d'individus, à l'exception d'un pic au 18-19 mois, soit vers juin 1993. Cinq cent dix sept poissons furent capturés à cette date (pour la première nuit), dont 60% de l'espèce *Anchovia surinamensis* habituellement peut représentée au sein de l'échantillon. De plus, nous n'observons pas de diminution drastique des captures dès la fermeture du barrage. Mais trois mois après la fermeture, en mars 1994 (mois 28), la quantité de poissons pris dans les filets tombe à six (première nuit) et onze (deuxième nuit). A partir de cette date, les filets sont largement couverts d'une algue brune, dont il est difficile d'évaluer l'impact sur leur capacité de capture. Par la suite, le nombre de prises semble relativement stable jusqu'au mois d'avril 1995 (mois 41), puis vient une nette remontée, suivie d'une nouvelle diminution.

### 📁 Poids totaux des captures

Avant la fermeture du barrage les courbes de variations du poids total de prises montrent ce qui semble bien correspondre à un patron saisonnier (Figure 8b). Ainsi, apparaissent deux grands pics, en février 1992 (mois 3) et juin 1993 (mois 19), durant la saison humide. Cette période pluviale est essentielle pour l'alimentation, et donc pour la croissance et la reproduction. Toutes ces activités vont contribuer à augmenter le poids individuel, et donc le poids global des captures, même si le nombre d'individus capturés n'augmente pas. Après la fermeture du barrage, les cycles saisonniers disparaissent complètement pour laisser place à des variations apparemment beaucoup plus erratiques.

### 📁 Richesses spécifiques

A l'image du nombre d'individus pêchés, la richesse spécifique ne semble pas présenter de cycle saisonnier en fonction du temps (Figure 8c). Des différences de richesses spécifiques assez nettes sont par contre visibles entre les deux nuits de pêche. Nous observons une diminution du nombre d'espèces capturées après la fermeture du barrage, mais cette valeur se rétablit légèrement et paraît se stabiliser finalement vers novembre 1994 (mois 36) aux alentours de 12 espèces.

#### 2.1.2. Tendances linéaires des variables

Des régressions simples effectuées sur chacune des variables, nombre d'individus, valeurs pondérales et richesses spécifiques, montrent une tendance générale à la diminution. Cette tendance n'est cependant pas confirmée par une approche utilisant l'algorithme de CLEVELAND ou

« lowess function » (CLEVELAND, 1981), lequel donne une allure générale de la distribution de la variable, sans préjuger de sa forme.

### Nombre de poissons capturés

Sur l'ensemble de la période décembre 1991 - mai 1996 (mois 1 à 54), la diminution du nombre de poissons pêchés est significative pour la seconde nuit ( $p=.012$ ), mais non significative pour la première nuit ( $p=.249$ ), (Figures 9a<sub>1</sub> et Tableau 2). L'étude de la « lowess function » montre une absence de linéarité dans la variation du nombre d'individus capturés durant la première nuit, et une légère tendance vers une diminution des captures pour la seconde nuit de pêche (Figures 9a<sub>2</sub>).

### Poids totaux des captures

Sur toute la durée de l'étude, les valeurs pondérales de captures diminuent de manière significative pour la première nuit ( $p=.043$ ), comme pour la seconde ( $p=.021$ ), (Figure 9b<sub>1</sub> et Tableau 2). Mais, là encore, au vue de la représentation par une « lowess function », ces deux variables montrent un manque d'ajustement certain par rapport à un modèle linéaire (Figure 9b<sub>2</sub>).

### Richesses spécifiques

La diminution du nombre d'espèces est très significative pour les deux nuits : richesse moyenne de la première nuit ( $p=.001$ ) et richesse de la seconde nuit ( $p=.001$ ), (Figure 9c<sub>1</sub> et Tableau 2). La richesse cumulée pour la première nuit ne diminue pas significativement, mais cela est bien sûr lié à l'effort supérieur d'échantillonnage fourni lors des derniers prélèvements, alors que deux batteries ont été posées au lieu d'une seule. L'étude de la « lowess function » montre un manque d'ajustement par rapport à un modèle linéaire (Figure 9c<sub>2</sub> et Tableau 2). Seule la richesse spécifique moyenne semble accuser une nette diminution, alors que les deux autres richesses (richesse cumulée de la première nuit, et richesse de la seconde nuit) diminuent puis amorcent une augmentation de leurs valeurs respectives.

	Nbre de cas N	Coeff. corrél. r	Coeff. de détermination ajusté r <sup>2</sup> adj	Constante CTE	Pente	F-ratio	P	Chi-2	dl	p
Nombre d'individus capturés la première nuit * Temps	32	0.210	0.012	128.081 0.001	-1.315 0.249	1.382	0.249	1537	1508	0.296
Nombre d'individus capturés la seconde nuit * Temps	27	0.475	0.195	117.421 0.000	-2.280 0.012	7.302	<b>0.012</b>	1378	1352	0.305
Poids total des captures de la première nuit * Temps	32	0.359	0.100	14098.503 0.000	-170.329 0.043	4.452	<b>0.043</b>	1696	1664	0.287
Poids total des captures de la seconde nuit * Temps	27	0.443	0.164	12146.901 0.000	-201.760 0.021	6.112	<b>0.021</b>	1431	1404	0.302
Richesse spécifique moyenne de la première nuit * Temps	32	0.555	0.284	19.354 0.000	-0.172 0.001	13.323	<b>0.001</b>	1007	988	0.330
Richesse spécifique cumulée de la première nuit * Temps	32	0.228	0.020	17.774 0.000	-0.073 0.057	1.639	0.210	848	832	0.342
Richesse spécifique de la seconde nuit * Temps	27	0.594	0.327	21.225 0.000	-0.288 0.001	13.634	<b>0.001</b>	742	728	0.351

**Tableau 2 : Régressions linéaires simples (test bilatéral), des principaux paramètres analysés en fonction du temps.**



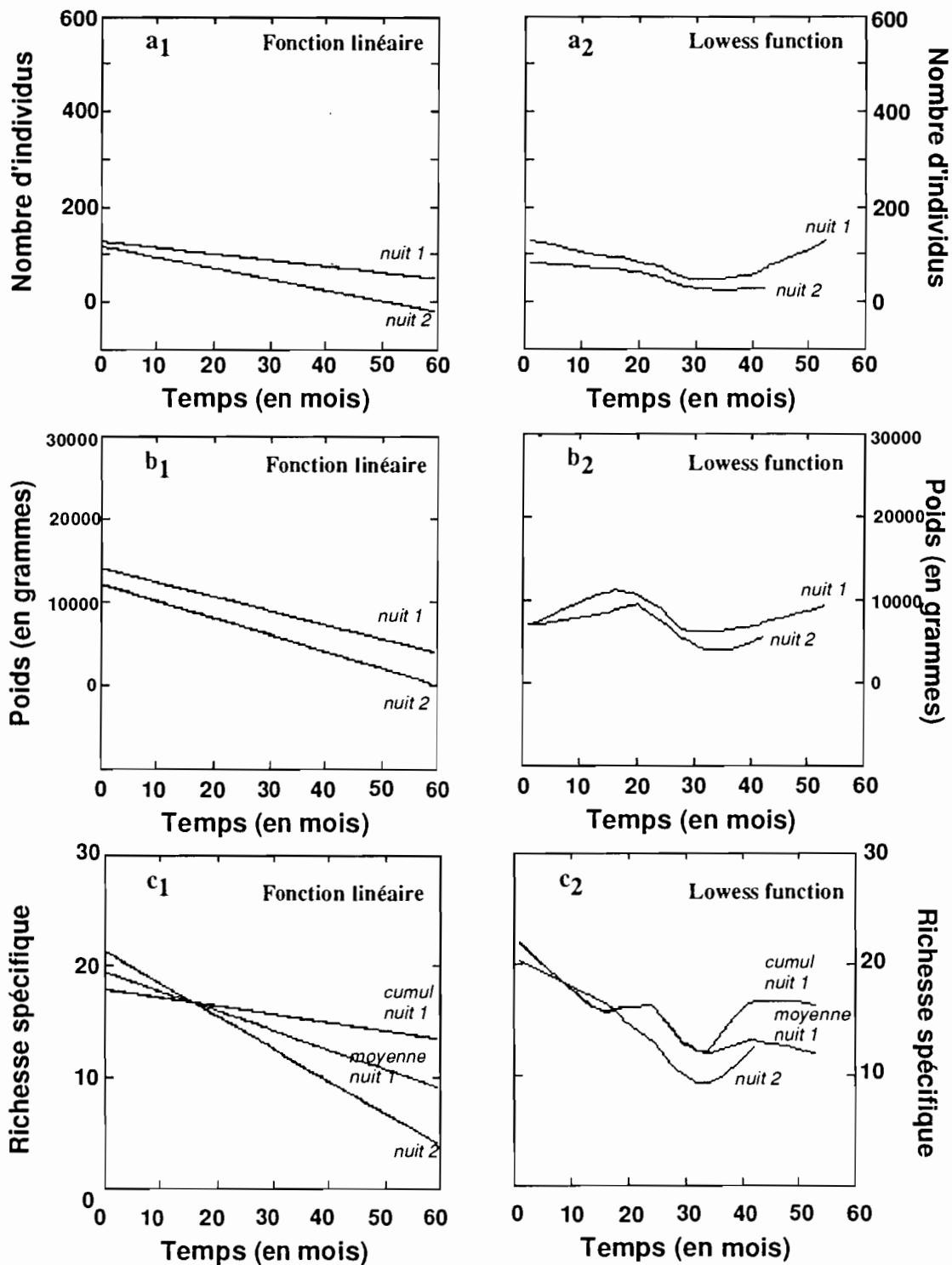


Figure 9 : Représentation en fonction linéaire (a1 b1 et c1) et en "lowess function" (a2 b2 et c2), des données brutes du nombre d'individus capturés (a), du poids total des captures (b), et de la richesse spécifique (c).

D'après l'approche utilisant l'algorithme de CLEVELAND, cinq régressions, sur un total de sept, bien qu'elles eussent présentées une significativité inférieure à 0.05, montrent un manque d'ajustement linéaire. Pour l'ensemble de ces cinq régressions, un test Chi-2, comparant valeurs observées et valeurs prédites par le modèle, donne des résultats non significatifs, indiquant ainsi le défaut d'ajustement manifeste des équations simples (Tableau 2).

Parmi les raisons que nous pouvons invoquer pour expliquer ce manque d'ajustement, l'utilisation de variables à distribution non-normale est une des plus importantes. L'analyse de distribution des fréquences de chacune des variables étudiées montrent la nécessité d'opérer une transformation de l'ensemble de celles-ci. Toutes les variables concernant le nombre d'individus, le poids total, et la richesse spécifique seront donc utilisées dans leur expression logarithmique pour les analyses ultérieures (voir HARVEY, 1982).

En fait, la vérification de la normalité de la distribution des variables est un test à réaliser avant tout traitement mathématique. La première approche, qui est celle traitant l'information brute, et qui est couramment effectuée dans ce genre d'étude du suivi écologique des communautés de poissons, ne respecte donc pas cette condition de normalisation de variables. Les conclusions qui en découlent sont donc irrecevables.

## 2.2. APPROCHE MATHÉMATIQUE DE L'INFORMATION

### 2.2.1. Effet de l'effort d'échantillonnage

En écologie théorique, il existe une relation positive entre le nombre d'individus échantillonnés et la richesse spécifique. Ainsi, la probabilité de capturer des espèces qu'on ne possède pas déjà, est d'autant plus grande qu'augmente la taille de l'échantillon. Il s'agit donc d'un échantillonnage passif ou « passive sampling » des auteurs anglo-saxons (STRONG et al. , 1984) dans lequel la richesse spécifique est une fonction du nombre d'individus récoltés.

#### A. Mise en évidence de l'effort d'échantillonnage par régression multiple

##### *➤ Effets sur la richesse spécifique*

Les régressions multiples effectuées sur les différentes valeurs de richesses mettent toutes en évidence l'effet primordial du nombre d'individus récoltés pour expliquer les richesses en espèces de poissons (Tableau 3a).

Pour la première nuit de pêche, les valeurs de la richesse spécifique cumulée sont expliquées par le nombre de poissons capturés ( $p=.000$ ), le nombre de batteries ( $p=.003$ ) et le temps ( $p=.035$ ), alors que les valeurs de richesse spécifique moyenne sont expliquées par l'effort d'échantillonnage (nombre de poissons pêchés) ( $p=.000$ ), et le temps ( $p=.034$ ). L'effet du nombre de batteries (1 ou 2) est ici annulé par le calcul d'une moyenne de richesse spécifique ( $p=.748$ ). L'utilisation du nombre de batteries comme variable explicative, dans un modèle de régression multiple montre que les valeurs de richesse spécifique cumulée sont très nettement influencées par l'échantillonnage, démontrant ainsi l'effet d'une modification du protocole sur la mise en place d'une

surveillance écologique du Sinnamary aval (passage d'une batterie deux nuits, à deux batteries une seule nuit).

Pour la deuxième nuit de pêche, les valeurs de richesse spécifique sont très nettement influencées par l'effort d'échantillonnage ( $p=.000$ ), alors que le temps n'a aucun effet significatif sur cette richesse ( $p=.370$ ).

**Variable à expliquer : Richesse spécifique cumulée de la première nuit**  
(logarithme népérien)

Variables prédictives	Coeff. de pente	Coeff. standard	P (test bilatéral)
Temps en mois	-0.008	-0.362	0.035
Nombre de batterie	0.392	0.518	0.003
Nombre d'individus capturés (log. népérien)	0.244	0.582	0.000
<b>F-ratio</b>			13.694
<b>P</b>			0.000
<b>Chi-2</b>			808
<b>dl</b>			496
<b>P</b>			0.000

**Variable à expliquer : Richesse spécifique moyenne de la première nuit**  
(logarithme népérien)

Variables prédictives	Coeff. de pente	Coeff. standard	P (test bilatéral)
Temps en mois	-0.008	-0.367	0.034
Nombre de batterie	0.038	0.052	0.748
Nombre d'individus capturés (log. népérien)	0.247	0.606	0.000
<b>F-ratio</b>			13.330
<b>P</b>			0.000
<b>Chi-2</b>			1007
<b>dl</b>			608
<b>P</b>			0.000

**Variable à expliquer : Richesse spécifique de la seconde nuit**  
(logarithme népérien)

Variables prédictives	Coeff. de pente	Coeff. standard	P (test bilatéral)
Temps en mois	-0.004	-0.121	0.370
Nombre d'individus capturés (log. népérien)	0.390	0.779	0.000
<b>F-ratio</b>			33.786
<b>P</b>			0.000
<b>Chi-2</b>			742
<b>dl</b>			364
<b>P</b>			0.000

**Tableau 3a : Régression multiple pas à pas pour expliquer l'évolution des valeurs de richesses spécifiques en poissons observées mensuellement.**

📁 Effets sur les valeurs pondérales

Les régressions multiples effectuées sur les valeurs pondérales calculées sur les première et deuxième nuit de pêche mettent en avant l'effet principal de l'effort d'échantillonnage ( $p=.000$ ) et l'absence d'effet du temps ( $p=.682$ ), ou du nombre de batterie utilisées ( $p=.828$ ) (Tableau 3b).

**Variable à expliquer : Poids total des prises de la première nuit**

(logarithme népérien)

Variables prédictives	Coeff. de pente	Coeff. standard	P (test bilatéral)
Temps en mois	-0.003	-0.060	0.682
Nombre de batterie	0.053	0.031	0.828
Nombre d'individus capturés (log. népérien)	0.767	0.807	0.000
<b>F-ratio</b>			<b>19.477</b>
<b>P</b>			<b>0.000</b>
<b>Chi-2</b>			<b>1696</b>
<b>dl</b>			<b>1024</b>
<b>P</b>			<b>0.000</b>

**Variable à expliquer : Poids total des prises de la seconde nuit**

(logarithme népérien)

Variables prédictives	Coeff. de pente	Coeff. standard	P (test bilatéral)
Temps en mois	-0.001	-0.019	0.918
Nombre d'individus capturés (log. népérien)	0.656	0.700	0.001
<b>F-ratio</b>			<b>12.358</b>
<b>P</b>			<b>0.000</b>
<b>Chi-2</b>			<b>1378</b>
<b>dl</b>			<b>702</b>
<b>P</b>			<b>0.000</b>

**Tableau 3b : Régression multiple pas à pas pour expliquer l'évolution des valeurs pondérales mensuelles en poissons.**

B. Calcul de l'effet de l'effort d'échantillonnage par régression simple

L'influence du nombre d'individus est donc très importante puisqu'elle explique à elles seules 46% de la variabilité de la richesse moyenne de la première nuit, et 72% de celle de la seconde nuit de pêche (Figure 10 et Tableau 4). Les valeurs pondérales en poissons sont aussi très nettement influencées par l'effort d'échantillonnage fourni puisque 66% de la variabilité de poids s'explique par le nombre d'individus capturés la première nuit, et pour la deuxième nuit 49% de cette variabilité a la même origine.

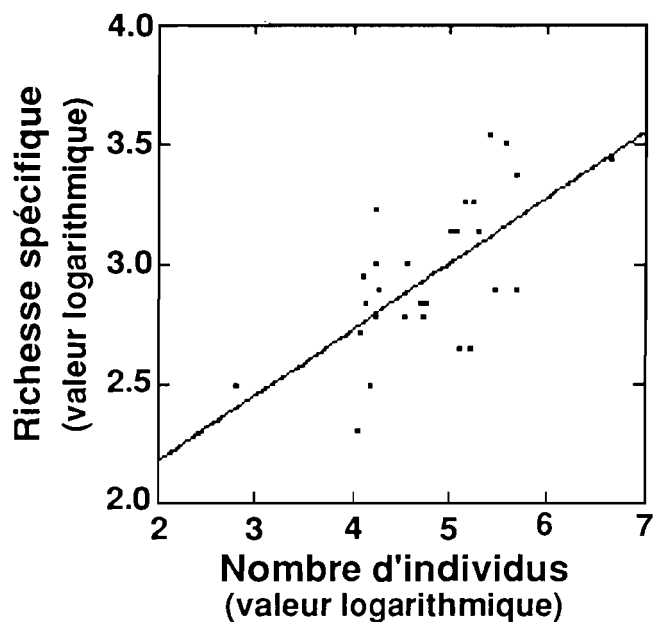


Figure 10 : Relation entre richesse spécifique moyenne de la première nuit (valeur logarithmique) et nombre d'individus capturés (valeur logarithmique). La richesse spécifique évolue en fonction du nombre d'individus capturés : plus il y a d'individus plus la probabilité de rencontrer des espèces non encore échantillonnées devient importante. Equation de la droite :  $y = 0.283x + 1.433$  (N = 32 ;  $r = 0.695$  ;  $r^2_{adj.} = 0.465$  ; F-ratio = 27.979 ;  $p = 0.000$ )

	Nbre de cas N	Coeff. corrél. r	Coeff. de détermination ajusté r <sup>2</sup> adj	Constante CTE	Pente	F-ratio	P
Poids total des captures * Nombre d'individus (première nuit)	32	0.821	0.663	5.606 0.000	0.780 0.000	62.026	0.000
Poids total des captures * Nombre d'individus (seconde nuit)	27	0.712	0.487	6.087 0.000	0.667 0.000	25.722	0.000
Richesse spécifique moyenne * Nombre d'individus (première nuit)	32	0.695	0.465	1.433 0.000	0.283 0.000	27.979	0.000
Richesse spécifique cumulée * Nombre d'individus (première nuit)	32	0.663	0.421	1.533 0.000	0.278 0.000	23.528	0.000
Richesse spécifique * Nombre d'individus (seconde nuit)	27	0.854	0.718	0.951 0.000	0.428 0.000	67.181	0.000

**Tableau 4 : Régressions linéaires simples (tests bilatéraux), des paramètres de poids totaux et de richesses spécifiques en fonction du nombre d'individus capturés (valeurs en logarithme népérien).**

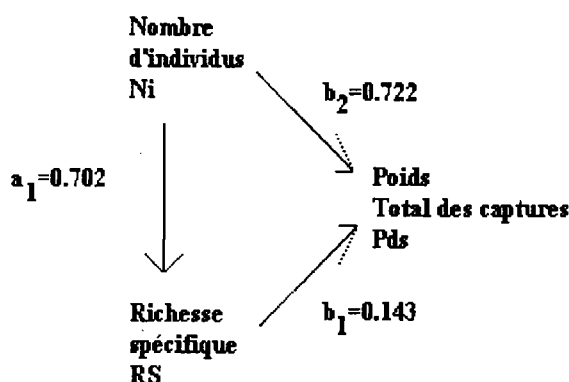
Cet effort d'échantillonnage distinct en fonction des périodes nécessite, par conséquent, qu'on opère une correction sur les variables de richesses spécifiques et de poids avant d'effectuer des tests mathématiques.

#### 2.2.2. Autres effets possibles

Nous avons précédemment vu l'effet pervers joué par l'effort d'échantillonnage (nombre d'individus capturés mensuellement) sur les valeurs de richesses spécifiques et de poids. Nous pouvons donc nous interroger sur l'influence de la diversité spécifique (les espèces de poissons ont des tailles différentes) sur les valeurs pondérales obtenues, puisque un nombre important d'espèces devrait présenter une gamme de taille et de poids plus large qu'un nombre réduit.

Nous avons procédé à une analyse mathématique des coefficients de direction, ou « Path analysis » (SOKAL et ROHLF, 1981), afin de mettre en évidence les relations de cause à effet existantes entre les trois variables richesse spécifique, nombre d'individus et poids. Nous avons également mesuré les effets de l'une sur l'autre. Trois types d'effets peuvent donc influencer le poids total de poissons pêchés mensuellement (Figure 11) ; ce sont :

- l'effet direct du nombre de poissons capturés,
- l'effet direct de la richesse spécifique en poissons,
- l'effet indirect du nombre de captures, par l'intermédiaire de son influence sur la richesse spécifique.



**Figure 11 : Diagramme montrant les types de relation existants entre le nombre d'individus, la richesse spécifique, et le poids total de captures pour 32 mois d'échantillonnage. Le poids total des captures est largement influencé par le nombre d'individus capturés.**

**Coefficients de direction :**

$a_1 = 0.702$	Effet direct du nombre d'individus sur la richesse spécifique, calculé par une régression simple du nombre d'individus ( $N_i$ ) par la richesse spécifique ( $RS$ ).
$b_1 = 0.143$	Effet direct de la richesse sur le poids total, calculé par une régression multiple $Pds = f(RS, N_i)$ .
$b_2 = 0.722$	Effet directe du nombre d'individus sur le poids total, calculé par une régression multiple $Pds = f(RS, N_i)$ .
$a_1 \times b_1 = 0.100$	Effet indirect du nombre d'individus sur le poids total.

**Coefficient d'effet :**

$(a_1 \times b_1) + b_2 = 0.822$	Effet total du nombre d'individus sur le poids total.
$b_1 = 0.143$	Effet total de la richesse spécifique sur le poids total.

**Tableau 5 : Coefficients de direction et effets des variables (nombres d'individus, richesse spécifique et poids) entre elles. L'effet total du nombre d'individus sur les valeurs pondérales est très nettement prépondérant.  $b_1$  et  $b_2$  sont les coefficients standards générés par régression multiple.**

Le tableau 5 montre que l'effet du nombre d'individus sur le poids est près de six fois supérieur à celui de la richesse (valeur non significative). Cela tend à démontrer que des échantillons présentant une richesse importante et donc des espèces de poids différents n'influent pas le poids total de captures mensuelles. L'effort d'échantillonnage, exprimé dans notre étude par le nombre de poissons capturés, est donc bien la variable la plus importante expliquant les variations de richesse en poissons que nous observons. Cela implique l'utilisation de valeurs résiduelles de richesses spécifiques, après contrôle de l'effet de l'échantillonnage, et non plus les valeurs brutes de richesse de notre étude.

### 2.2.3. Contrôle de l'effet de l'échantillonnage

Nous avons donc choisi de contrôler l'influence du nombre d'individus sur la richesse spécifique et sur le poids total des captures. Cette technique a l'avantage de maintenir l'effort d'échantillonnage constant (voir SOKAL et ROHLF, 1981). Tous les tests mathématiques à suivre seront donc effectués sur des valeurs de richesses spécifiques et de poids totaux en maintenant constant le nombre d'individus au cours de l'étude.

#### Nombre d'individus capturés

Après une transformation logarithmique de cette variable pour normaliser la distribution, nous observons un patron identique à celui présenté à la figure 8, avec cependant quelques variations dues à cette transformation des données (Figure 12a). Une régression simple met en évidence l'absence de variation du nombre d'individus pêchés au cours de la première nuit ( $p=.179$ ), et une diminution significative des prises ( $p=.001$ ) pour la seconde nuit (Figure 13a<sub>1</sub> et Tableau 6). Une même analyse réalisée à l'aide de l'algorithme de CLEVELAND montre le manque de linéarité en ce qui concerne les captures de la première nuit (Figure 13a<sub>2</sub>), ce qui est confirmé par un test Chi-2 non significatif (Tableau 6).

	Nbre de cas N	Coeff. corrél. r	Coeff. de détermination ajusté r <sup>2</sup> adj	Constante CTE	Pente	F-ratio	P	Chi-2	df	p
Nombre d'individus capturés la première nuit (log. népérien) * Temps	32	0.244	0.028	4.601 0.000	-0.013 0.179	1.895	0.179	-	-	-
Nombre d'individus capturés la seconde nuit (log. népérien) * Temps	27	0.616	0.355	4.809 0.000	-0.042 0.001	15.317	<b>0.001</b>	1378	1352	0.305
Poids total des captures de la première nuit (valeurs résiduelles) * Temps	32	0.065	0.000	0.053 0.751	-0.002 0.723	0.128	0.723	-	-	-
Poids total des captures de la seconde nuit (valeurs résiduelles) * Temps	27	0.017	0.000	0.018 0.940	-0.001 0.933	0.007	0.933	-	-	-
Richesse spécifique moyenne de la première nuit (valeurs résiduelles) * Temps	32	0.435	0.162	0.190 0.025	-0.007 0.013	7.004	<b>0.013</b>	1643	1612	0.290
Richesse spécifique cumulée de la première nuit (valeurs résiduelles) * Temps	32	0.019	0.000	0.009 0.928	0.000 0.919	0.100	0.919	-	-	-
Richesse spécifique de la seconde nuit (valeurs résiduelles) * Temps	27	0.145	0.000	0.062 0.518	-0.003 0.472	0.534	0.472	-	-	-

**Tableau 6 : Régressions linéaires simples (tests bilatéraux), des paramètres de nombre d'individus (valeurs logarithme népérien), et des valeurs résiduelles de poids totaux et de richesses spécifiques (valeurs logarithme népérien) en fonction du temps.**

#### Poids totaux des captures

Sur une représentation des données résiduelles de poids total des captures (Figure 12b), le cycle saisonnier antérieur à la fermeture de la retenue est encore plus net que sur notre premier graphique illustrant les données brutes (Figure 8b). Les deux courbes de valeurs pondérales (nuit1/nuit2) coïncident remarquablement jusqu'au moment de la fermeture du barrage (mois 26), ensuite elles évoluent de manière asynchrone. Une analyse en statistique linéaire ne permet pas de dégager d'évolution du poids total des captures en fonction du temps (Tableau 6, Figures 13b<sub>1</sub>), ni même une tendance générale (Figure 13b<sub>2</sub>).



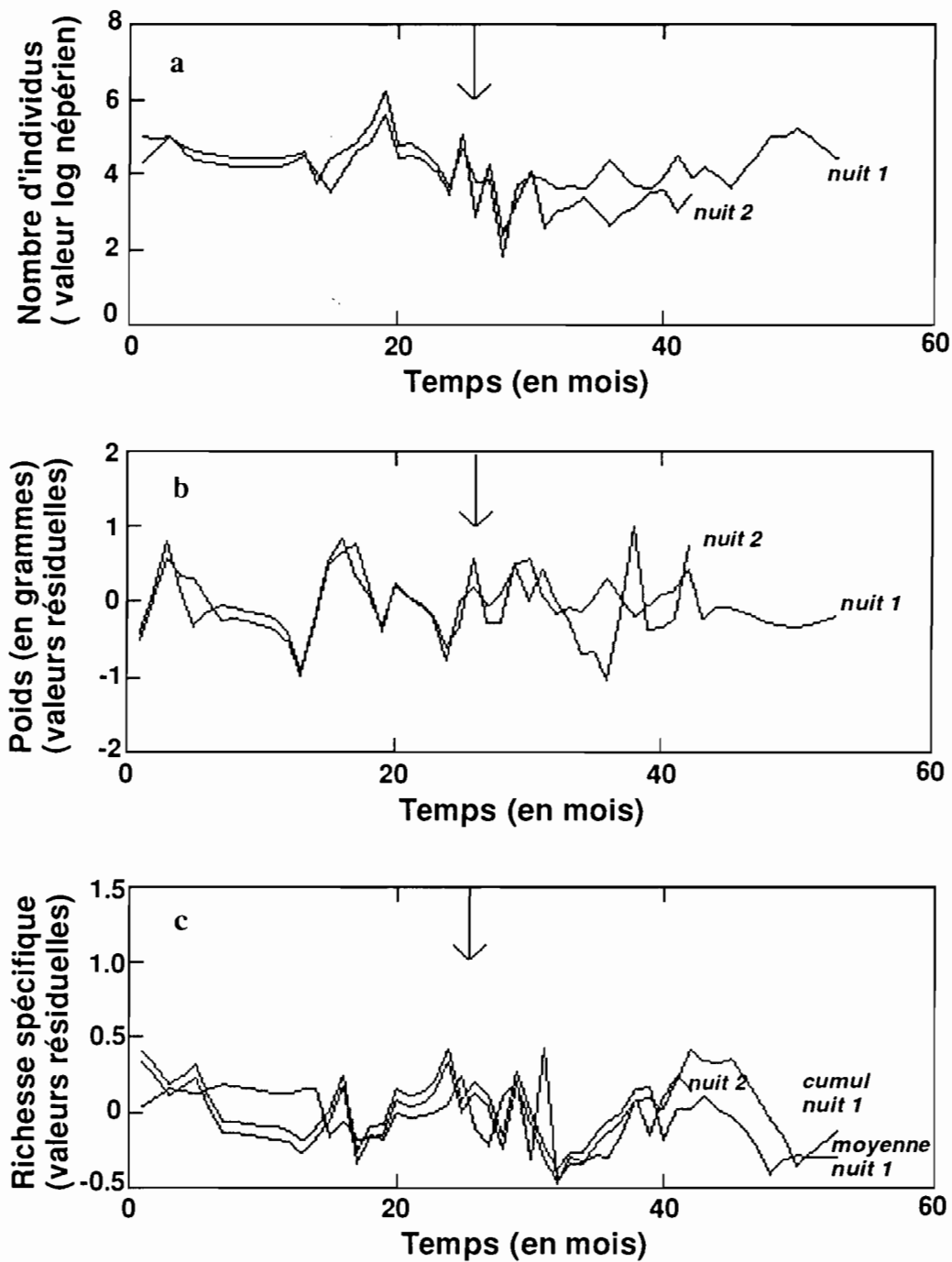


Figure 12 : Représentation graphique des données transformées en logarithme népérien du nombre d'individus capturés (a), et des valeurs résiduelles de poids total des captures (b), et de richesse spécifique (c), en fonction du temps après correction de l'effort d'échantillonnage. Sur chaque graphique figure les valeurs de première et de seconde nuit. Pour les valeurs de richesses spécifiques, nous avons distingué :

- richesse spécifique moyenne de la nuit 1
- richesse spécifique cumulée de la nuit 1
- richesse spécifique de la nuit 2e.

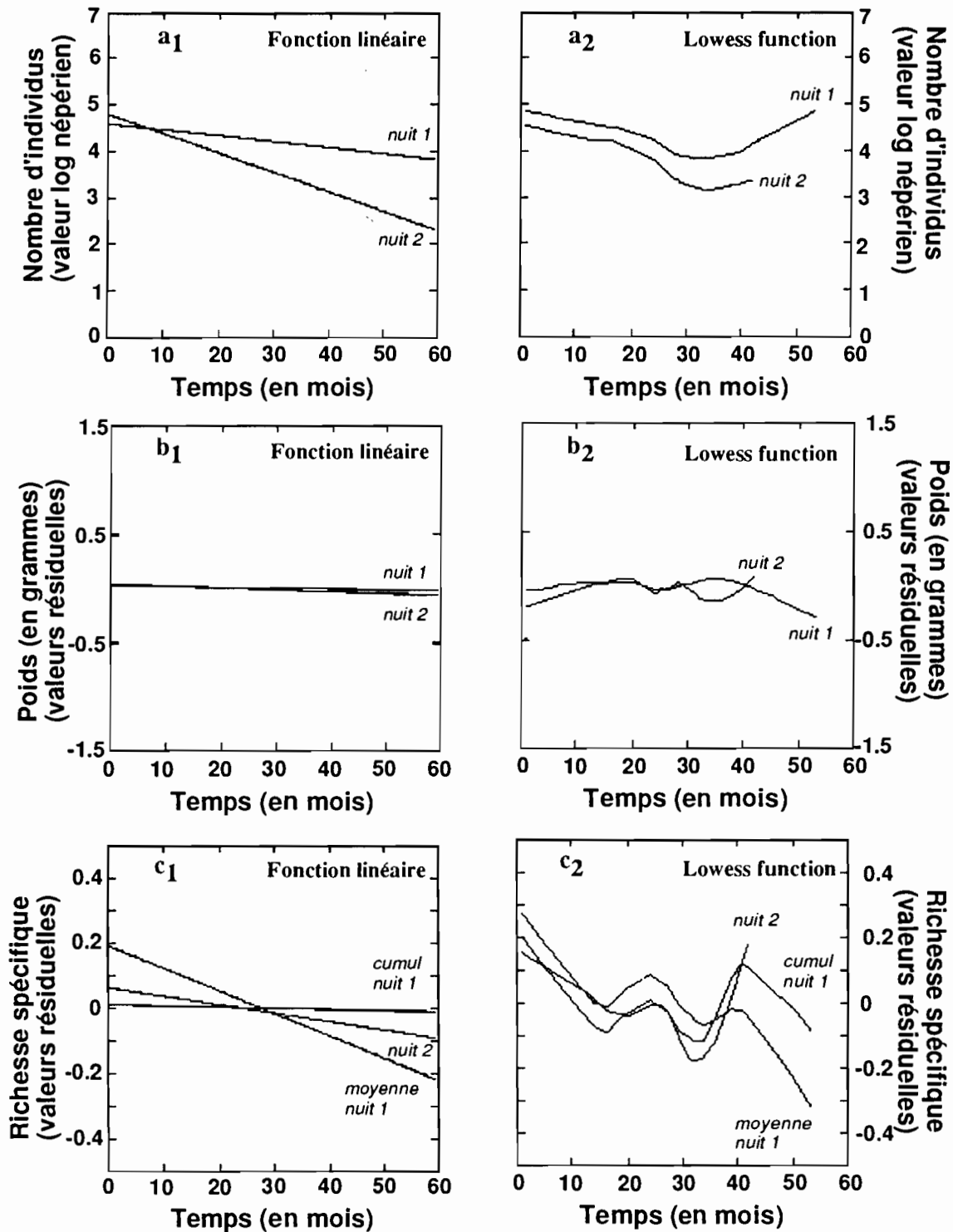


Figure 13 : Représentation en fonction linéaire (a<sub>1</sub> b<sub>1</sub> et c<sub>1</sub>) et en "lowess function" (a<sub>2</sub> b<sub>2</sub> et c<sub>2</sub>), des données contrôlées du nombre d'individus capturés (a), du poids total des captures (b), et de la richesse spécifique (c).

### Richesses spécifiques

Dans l'ensemble, les différentes valeurs de richesses spécifiques analysées réagissent de manière similaire en fonction du temps, sans que nous puissions y remarquer de phénomène périodique net (Figure 12c). Ces valeurs de richesses spécifiques ne montrent pas non plus de tendance évidente vers une diminution en statistique linéaire (Figure 13c<sub>1</sub>), à l'exception toutefois des valeurs de richesse moyenne de la première nuit qui diminuent de manière significative en fonction du temps ( $p=.013$ ). Cette tendance semble confirmée par l'utilisation de l'algorithme de CLEVELAND (Figure 13c<sub>2</sub>) qui montre cependant un manque de linéarité du modèle, attesté par le calcul du Chi-2 non significatif (Tableau 6 et Figure 14).

En conclusion à ce traitement des données, nous mettons en évidence que toutes les variables analysées dans cette étude nécessitent une première transformation (de type logarithmique) pour respecter les conditions de normalité des distributions et d'homoscédasticité des variances en statistiques linéaires. Les transformations logarithmiques effectuées, il s'avère que l'effort d'échantillonnage, c'est à dire le nombre de poissons capturés mensuellement, biaise considérablement les valeurs de richesses spécifiques et de poids totaux observées. Afin de contrôler cet effet sur les variables, nous avons choisi de nous intéresser aux valeurs résiduelles de richesses et de poids obtenues après contrôle de l'effort d'échantillonnage.

Bien que notre étude respecte la double condition de normalité des variables analysées et de contrôle de l'effet d'échantillonnage, sur les variables clés comme la richesse spécifique et le poids total (condition écologique), nous remarquons le manque d'ajustement linéaire (condition mathématique) de tous les modèles étudiés visualisé par les fonctions générées par l'algorithme de CLEVELAND.

Au terme de cette première analyse mathématique des résultats, il apparaît clairement que le type de statistiques utilisées, c'est à dire les statistiques linéaires, ne sont pas appropriées pour ce genre d'étude. Le manque de linéarité évident et la présence possible de variations en fonction du temps préconisent donc l'utilisation de statistiques non-linéaires que nous nous proposons d'étudier maintenant.

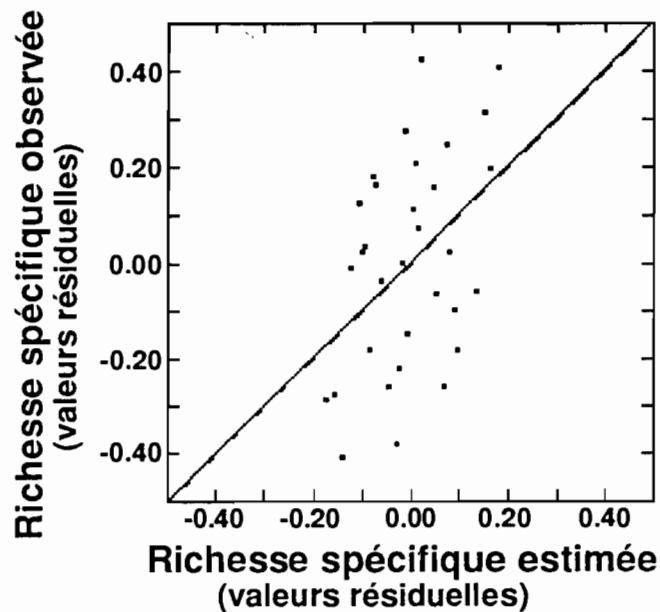


Figure 14 : Relation entre la richesse spécifique observée et la richesse calculée par la fonction  $y_{RS} = -0.007 x_{\text{temps}} + 0.190$  ( $n = 32$ ;  $F = 7.004$ ;  $p = 0.013$ ). Les valeurs de richesses utilisées pour ce test sont les valeurs moyennes de la première nuit. Ce sont des valeurs résiduelles après contrôle de l'effort d'échantillonnage. Les valeurs de richesses spécifiques observées et estimées ne sont pas ajustées ( $\text{Chi-2} = 1643$ ;  $\text{dl} = 1612$ ;  $p = 0.290$ ) démontrant le manque de linéarité de la fonction.

### 2.3. STATISTIQUES NON-LINEAIRES : ANALYSE DE L'AUTOCORRELATION TEMPORELLE

L'échantillonnage effectué à la station « Sinnamary à crique Vénus » n'est pas de type aléatoire. En effet, les données recueillies sont d'autant plus identiques qu'elles sont rapprochées dans le temps. Ainsi, une hauteur d'eau prise à un temps  $t$ , dépendra de la hauteur estimée à  $t-1$ , elle même fonction de la hauteur à  $t-2$ , etc. ... Cette ressemblance d'éléments voisins est qualifiée d'autocorrélation ou corrélation en série (SCHERRER, 1984). Elle est de type autocorrélation temporelle pour des données de temps, et de type spatial pour une série de données spatiales.

Les méthodes d'analyses des séries exigent généralement que celles-ci soient constituées d'un grand nombre d'observations ( $N > 100$ ), afin que les résultats aient une valeur statistique compte tenu de l'existence de fluctuations aléatoires (LEGENDRE et LEGENDRE, 1979). Cependant, ces cent points minimums ne sont pas impérativement nécessaires si l'on possède une série de données où les variations aléatoires ont pu être gommées au maximum comme avec les valeurs résiduelles que nous utilisons (WILKINSON et al., 1992). Le type d'analyse que nous présentons ici est donc tout à fait analogue à celle décrite par BEGON et al. (1996) sur les dynamiques de systèmes hôtes-pathogènes.

Les valeurs de nombre d'individus, richesse spécifique et poids total des captures sont utilisées dans leurs expressions logarithmiques, et seules les valeurs résiduelles de richesses spécifique et de poids sont considérées. Les données sont alors soumises à deux transformations :

- la génération de données à intervalles réguliers par interpolation
- un filtrage, dans le but de réduire les fluctuations non dominantes

Dans notre cas, une interpolation permet de générer des données mensuelles sur la période décembre 1991 à mai 1996, puis une fonction de type « smoothest » élimine les « bruits de fonds ».

L'analyse de l'autocorrélation en vue de dégager la variabilité, ou oscillations, de la série, permet de décrire la dépendance moyenne des valeurs de cette série, par rapport aux valeurs situées à  $k$  unités de distance, ou pas (LEGENDRE et LEGENDRE, 1979). On représente les valeurs successives d'autocorrélation, en fonction de l'augmentation de  $k$  (pas de la série), au moyen de corrélogrammes qui permettent la caractérisation de la série et l'interprétation de sa variabilité (Figure 15).

Les valeurs significatives (supérieures à l'erreur standard) au pas 1, ou aux environs de ce pas, sont ignorées. Seules les valeurs consécutives d'autocorrélation sont considérées pour notre recherche de la rythmicité (pour plus de détails se référer à la méthodologie préconisée par BEGON et al., 1996).

L'analyse des corrélogrammes montrent :

✉ Pour le nombre d'individus capturés (Figure 15a<sub>1</sub> et 15a<sub>2</sub>)

une absence de variabilité de type cyclique, que ce soit pour les captures de première ou de seconde nuit.

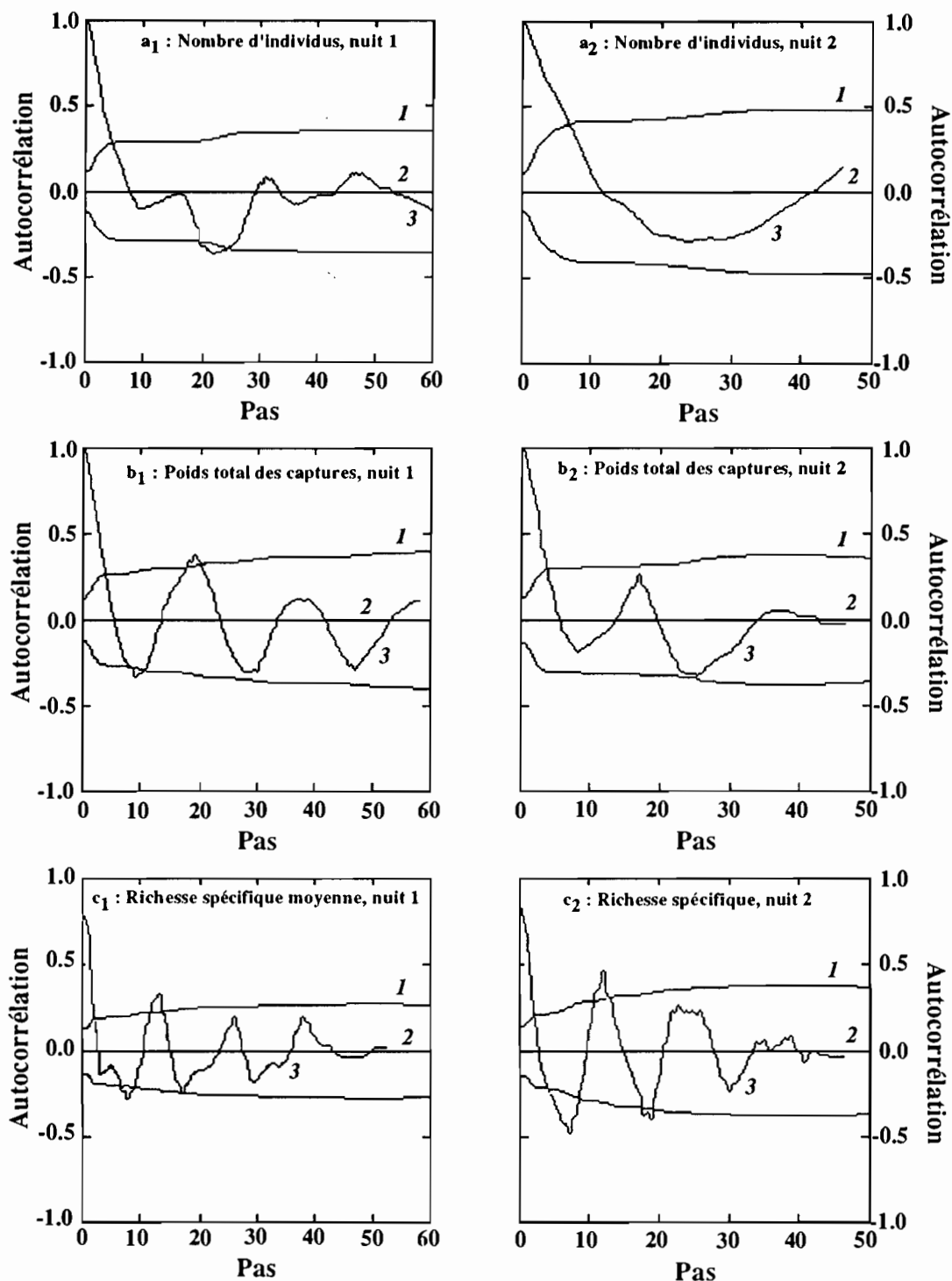


Figure 15 : Correlogrammes des valeurs logarithmiques du nombre d'individus capturés (a), des valeurs résiduelles du poids total des captures (b) et de la richesse spécifique (c). La courbe 1 est celle de l'erreur standard, la courbe 2 présente l'autocorrélation nulle, et la 3 le correlogramme du paramètre considéré.

✉ *Pour les poids totaux des captures (Figure 15b<sub>1</sub> et 15b<sub>2</sub>)*

une rythmicité qui semble s'estomper avec le pas de temps ( $k$ ). Cela vient de deux phénomènes :

(1). Plus le pas de temps est grand et plus la valeur d'autocorrélation diminue. La précision de l'estimation, de même que le nombre de degrés de liberté disponibles, deviennent de plus en plus faibles avec l'augmentation du pas (LEGENDRE et LEGENDRE, 1979).

(2). Un effet possible du barrage qui influe sur la rythmicité du phénomène identifié.

Les périodes cycliques sont celles pour lesquelles les valeurs d'autocorrélation temporelle sont significatives ( $p < .05$ ), atteignant un pic dépassant l'erreur standard. Pour le poids total de capture de la première nuit, ces pics se situent aux pas de temps 8 (pic négatif), 13 (pic positif) et 17 (pic négatif), soit une période de 10 mois environ. La seconde nuit de pêche ne montre pas de rythmicité manifeste.

✉ *Pour les richesses spécifiques (Figure 15c<sub>1</sub> et 15c<sub>2</sub>)*

L'étude des corrélogrammes montrent que la richesse spécifique varie de manière cyclique. En effet, la richesse moyenne de la première nuit montrent deux pics significatifs aux pas de temps 10 (pic négatif), et 19 (pic positif), respectivement, soit une demi-période de 9 mois. La seconde nuit de pêche montre des pics significatifs des valeurs d'autocorrélations temporelles aux pas de temps 7 (pic négatif), 12 (pic positif) et 19 (pic négatif), soit une période de 12 mois environ.

## 2.4. PEUPLEMENT ET HAUTEURS D'EAU DU SINNAMARY

Les résultats précédents, ainsi que deux concepts importants (la notion de cycle saisonnier, lié à l'hydrologie, en milieu tropical et l'impact de la fermeture d'une retenue sur le régime hydrologique), nous ont amenés à calquer la courbe de hauteur d'eau moyenne mensuelle sur nos graphiques du nombre de prises, du poids des captures et des richesses spécifiques (Figure 16). Le débit du fleuve est, en effet, proportionnel à cette hauteur d'eau. Ces valeurs illustrent le phénomène hydrologique saisonnier.

### *☞ Nombres d'individus capturés*

Les deux courbes du nombre d'individus capturés lors de la première et de la seconde nuit ne se superposent pas très bien avec celle du régime hydrologique, mais elles présentent tout de même quelques similitudes. Ainsi, le pic de captures au mois 19 (en juin 1993) correspond à un pic de hauteur d'eau. Elles entament ensuite une diminution parallèle jusqu'au mois 28 (mars 1994). De même, l'augmentation des captures lors de la première nuit de pêche se fait en même temps que l'augmentation de hauteur d'eau moyenne à partir du mois 41 (avril 1995).

### *☞ Poids totaux des captures*

Les courbes d'évolution des poids totaux des captures de la nuit 1 et de la nuit 2 présentent sensiblement le même allure. La rythmicité saisonnière de la variation de hauteur d'eau se superpose bien aux variations de poids total des captures que nous observons. Un test non paramétrique de Wilcoxon indique, qu'avant le barrage les variations cycliques de biomasse sont rythmées sur l'hydrologie du système ( $p < .001$ ), mais que cette rythmicité disparaît à la fermeture du barrage ( $p < .453$ ) pour faire place à des fluctuations beaucoup plus irrégulières.

### *☞ Richesses spécifiques*

Les trois valeurs de richesse spécifique que nous avons analysées montrent une allure générale d'évolution en fonction du temps sensiblement identique. Les richesses spécifiques, bien que variant de façon pseudo-cyclique (tout du moins pour la richesse moyenne de la première nuit, avant la fermeture du barrage), ne semblent pas du tout évoluer parallèlement à l'hydrologie du système aquatique.



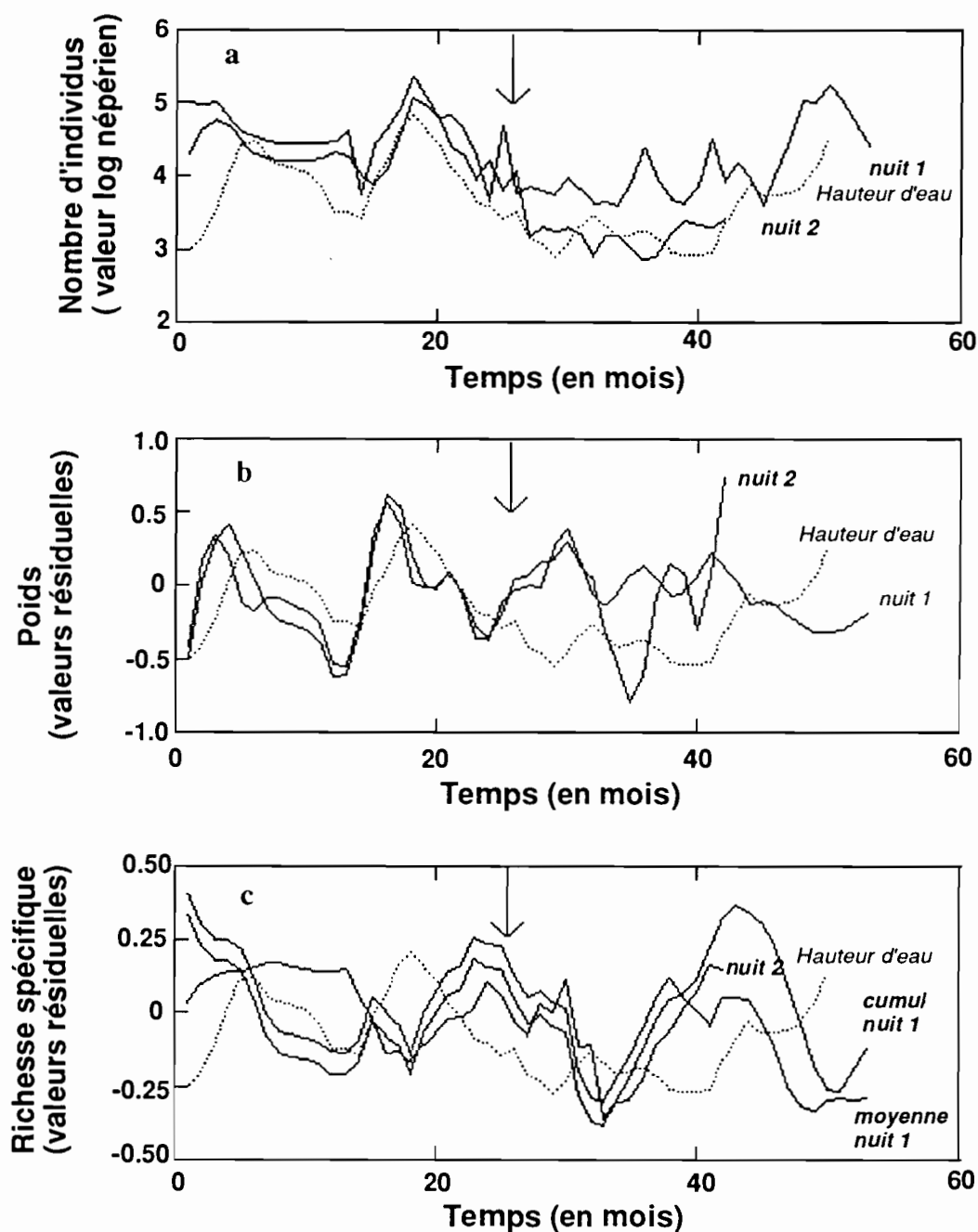


Figure 16 : Représentation graphique des données transformées en logarithme népérien du nombre d'individus capturés (a), et des valeurs résiduelles de poids total des captures (b) et de richesse spécifique (c), en fonction du temps après correction de l'effort d'échantillonnage, et superposition de la courbe de hauteur d'eau moyenne mensuelle (en pointillés). Sur chaque graphique figure les valeurs de première et de seconde nuit. Pour les valeurs de richesses spécifiques, nous avons distingué :

- richesse spécifique moyenne de la nuit 1
- richesse spécifique cumulée de la nuit 1
- richesse spécifique de la nuit 2

### 3. STRUCTURE DE LA COMMUNAUTE ET INDICES DE DOMINANCES

Sur l'ensemble de la période étudiée (décembre 1991 à mai 1996), le nombre total d'individus et la richesse spécifique à la station « Sinnamary à crique Vénus » ne semblent donc pas fortement influencés par la fermeture du barrage. En nous intéressant principalement à la composition et aux relations de dominances au sein de la communauté de poissons, nous allons tenter d'apprécier d'éventuelles modifications qualitatives (remplacement d'espèces) ou quantitatives (changements d'abondances relatives) qui n'apparaissent pas à l'échelle de la richesse spécifique.

La structure d'une communauté de poissons est généralement caractérisée par le nombre d'espèces présentes et leur abondance relative au sein de cette communauté (GEE et GILLER, 1987). Pour mieux décrire cette structure, de nombreux indices intégrant ces paramètres ont été construits. Les variations de ces indices permettent de rendre compte d'éventuelles perturbations dans les communautés.

Certains de ces indices de diversité exigent que l'effort d'échantillonnage soit important pour que toutes les espèces présentes soient capturées. Or, ce n'est pas le cas dans notre étude. La courbe de richesse spécifique cumulée pour la première nuit (Figure 16c) montre que plus l'effort d'échantillonnage est important et plus grande est la probabilité de capturer des espèces non encore échantillonnées, ce qui correspond à un échantillonnage passif (WALTHER et al., 1995). En effet, si le doublement du nombre de batteries posées augmente le nombre d'espèces capturées, c'est donc que la mise en place d'une seule batterie, comme c'est le cas de décembre 1991 à février 1995, ne permet pas la capture de toutes les espèces présentes. Quant à l'utilisation d'une moyenne sur les deux batteries (mars 1995 à mai 1996), il est difficile de déterminer si elle donne une juste représentativité de ce que l'on obtiendrait avec une seule batterie. Il apparaît donc délicat de se baser uniquement sur des variations du nombre d'espèces capturées. L'utilisation de la plupart des indices de diversité, basés sur la richesse spécifique, tel que ceux de Shannon, Brillouin, Macintosh, n'est pas envisageable. Cependant, les estimations des abondances relatives des espèces nécessitent un effort d'échantillonnage moindre, pour une exactitude donnée, que les estimations du nombre d'espèces (ANGERMEIER et al., 1995). Aussi, allons nous pouvoir utiliser des indices basés sur la dominance des espèces au sein de la communauté.

Parce que la seconde nuit de pêche ne semble pas apporter d'information supplémentaire, et pour éviter la redondance d'informations, nous ne travaillerons plus, à partir de maintenant, que sur les données de première nuit de capture.

### 3.1. INDICES GLOBAUX

Dans un premier temps, nous présentons des indices intégrant le maximum d'information sur l'ensemble de la communauté. Les indices les plus informatifs, d'après MAGURRAN (1988) sont :

(1) l'indice de dominance de Simpson, exprimé par sa réciproque :

$$1/D = 1 / \left\{ \sum [ n_i(n_i-1)/N(N-1) ] \right\}$$

où D : indice de Simpson  
 $n_i$  : nombre d'individus de l'espèce  $i$   
 N : nombre total d'individus

(2) l'indice de dominance de Berger-Parker, exprimé par sa réciproque :

$$1/d = 1/(N_{\max}/N)$$

où d : indice de Berger-Parker  
 $N_{\max}$  : nombre d'individus de l'espèce la plus représentée  
 N : nombre total d'individus

Selon MAY (1979), l'indice de Berger-Parker est de loin le plus performant.

Les Figures 17a et 17b montrent l'évolution de ces deux indices et de leur réciproques. Plus l'indice est faible, et donc la réciproque élevée, plus la représentation des espèces au sein de la communauté est équitable. Un indice fort, ou une réciproque faible, est indicateur d'une distribution des espèces dans la communauté beaucoup moins équitable, et donc de la dominance d'une ou de quelques espèces en particulier.

Au 23<sup>ème</sup>-24<sup>ème</sup> mois (fin de l'année 1993), juste avant la fermeture du barrage, un pic (ascendant ou descendant selon les courbes) montre que la représentativité des espèces a été notablement modifiée. Durant cette période, la distribution des espèces présentes dans les échantillons étaient plus équitables. Suite à la mise en eau de la retenue (en janvier 1994, mois 26), on retrouve des valeurs similaires à celles de l'année 1993 (mois 14 à 25). Il est donc très difficile de dégager un impact net de la fermeture du barrage. Au vue de la Figure 17a, on peut se demander si les variations de dominance ne présenteraient pas une certaine rythmicité. Nous ne disposons hélas pas d'un pas de temps assez long pour juger de la valeur de cette assertion.

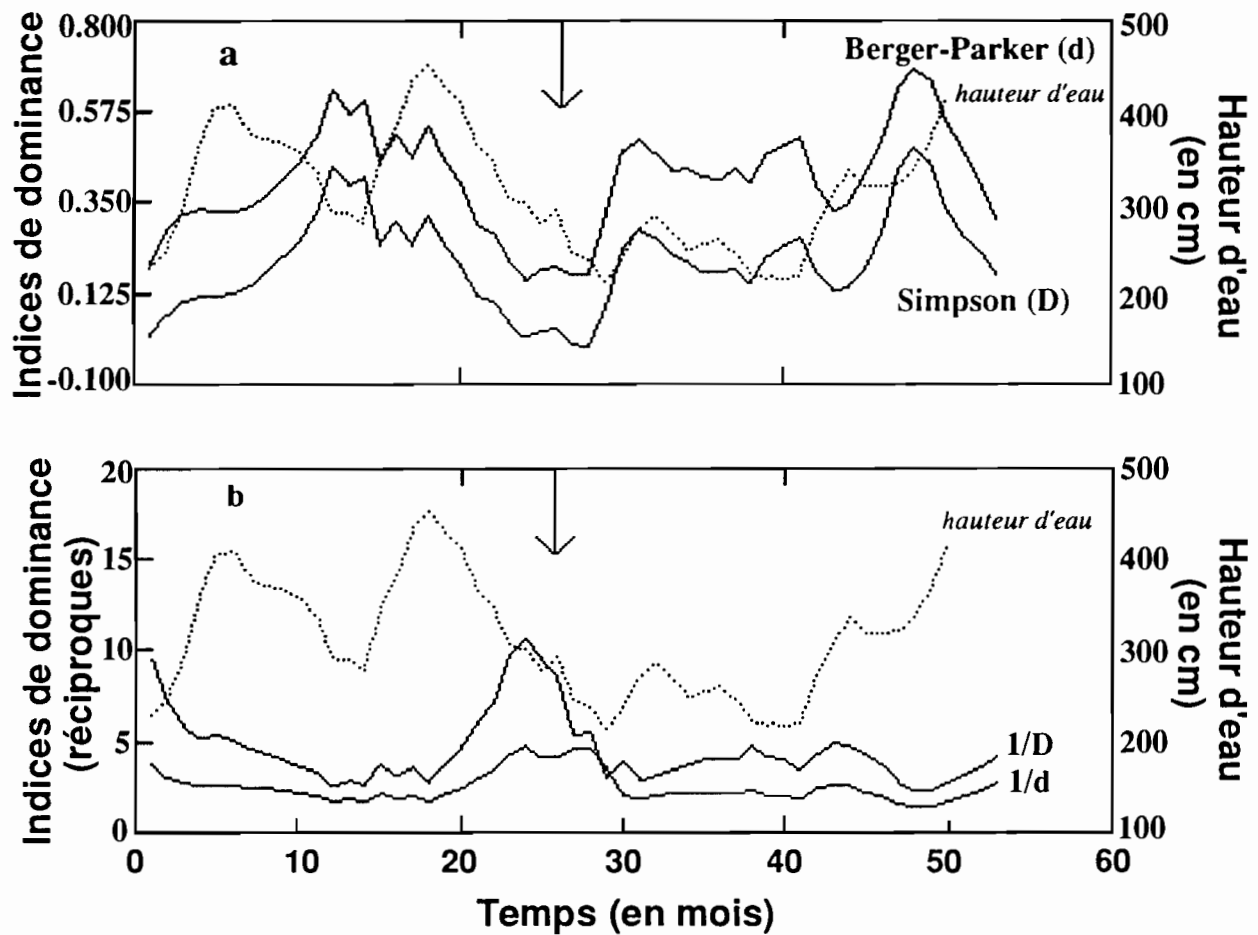


Figure 17 : Evolution des indices de Simpson (D) et de Berger-Parker (d), en fonction du temps (a), et de leurs réciproques en fonction du temps (b) avec superposition de la courbe de hauteur d'eau moyenne (en pointillés).

### 3.2. INDICES DE DOMINANCE DE QUELQUES ESPECES

Nous allons nous concentrer sur les espèces les plus représentées au sein de la communauté, c'est à dire celles le plus régulièrement capturées, et en nombre suffisant pour suivre leur évolution au cours du temps (plus de cinq individus par capture). Pour estimer la dominance d'une espèce, nous utilisons l'indice :

$$\text{Dominance (de l'espèce } i) = \text{ArcSin} \left( \frac{\text{Nombre d'individus de l'espèce } i}{\text{Nombre total d'individus}} \right)$$

où  $i$  représente une espèce donnée,  
le quotient, la proportion de l'espèce  $i$  dans l'échantillon,  
et ArcSin, la transformation permettant une normalisation de la variable.

#### ✉ *Triportheus rotundatus* (Figure 18a)

Avant la fermeture du barrage (mois 26), et un peu avant chaque pic de hauteur d'eau moyenne, *Triportheus rotundatus* présente un pic de dominance. Après la fermeture du barrage, ces pics réguliers sont totalement occultés.

#### ✉ *Bryconops sp. n°2* (Figure 18b)

Au tout début de l'échantillonnage l'espèce *Bryconops sp. n°2* était bien représentée au sein de la communauté, puis sa représentativité a chuté pour se stabiliser à un niveau assez faible, malgré un léger pic vers le mois 24 (novembre 1993). Il est à noter que d'après PLANQUETTE et al. (1996) *Bryconops sp. n°2* serait en fait l'espèce *Bryconops affinis*.

#### ✉ *Anchovia surinamensis* (Figure 18c)

Cette espèce très peu capturée en temps normal, était très abondante lors de l'échantillonnage du mois 19 (juin 1993). Sur les 517 poissons qui furent capturés à cette date, 60% étaient de cette espèce. Un nouveau pic semble se dessiner à partir du 50<sup>ème</sup> mois (début 1996).

#### ✉ *Pterengraulis atherinoides* (Figure 19a)

De même que pour *Anchovia surinamensis*, cette espèce présente un seul pic de dominance autour du mois 15 (février 1993). Ensuite la représentation de l'espèce dans la communauté semble se stabiliser.

#### ✉ *Auchenipterus nuchalis* (Figure 19b)

Toujours bien représentée au sein de l'échantillon, l'espèce *Auchenipterus nuchalis* montre deux pics de dominance aux mois 13 (décembre 1992) et 51 (février 1996), soit à environ 3 ans d'intervalle. Entre les deux pics, on note des valeurs minimales au mois 27 et 28 (février-mars 1994).

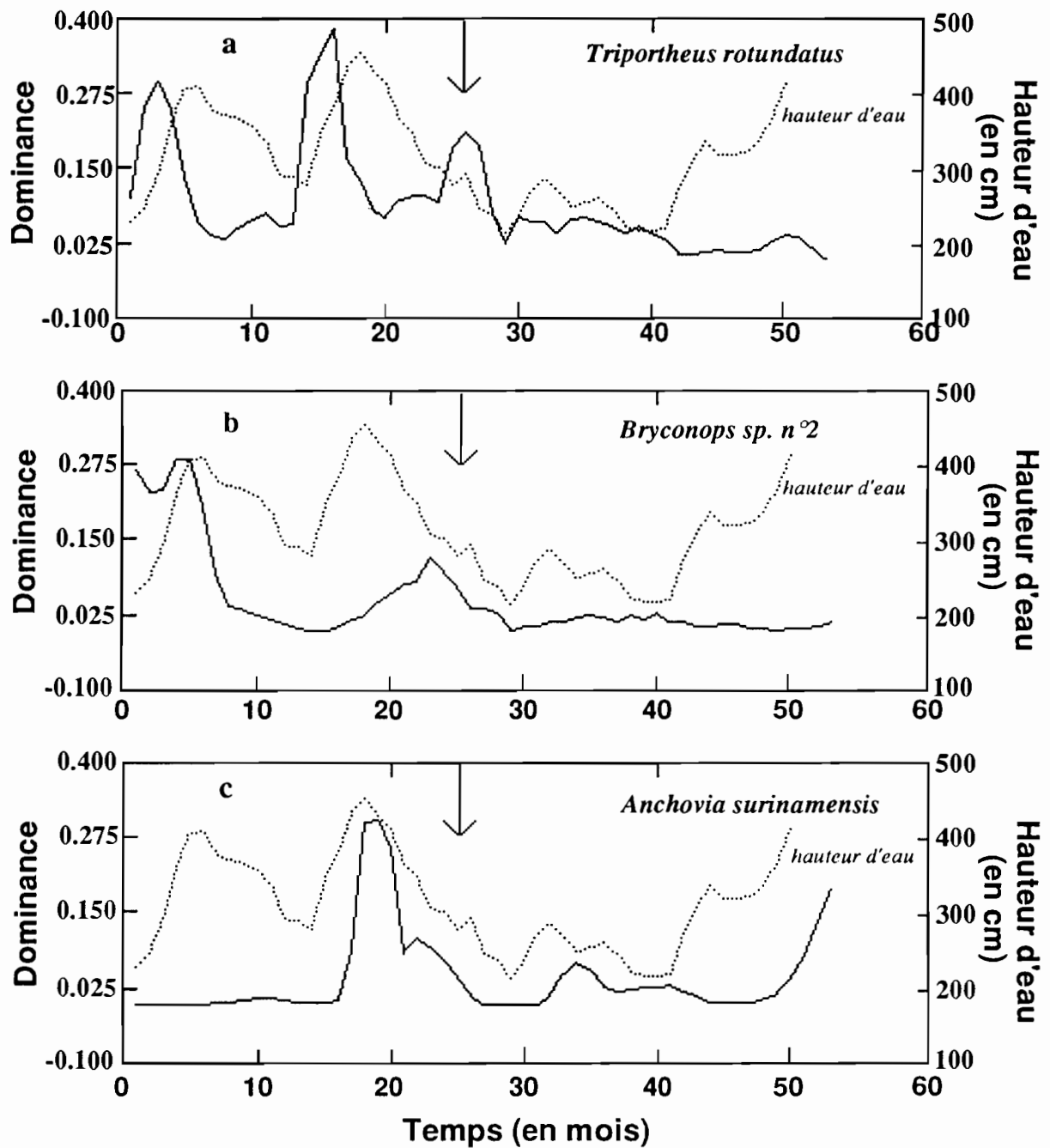


Figure 18 : Evolution des indices de dominance de :  
*Triportheus rotundatus* (a),  
*Bryconops sp. n°2* (b),  
*Anchovia surinamensis* (c),  
 avec superposition de la courbe de hauteur d'eau moyenne (en pointillés).

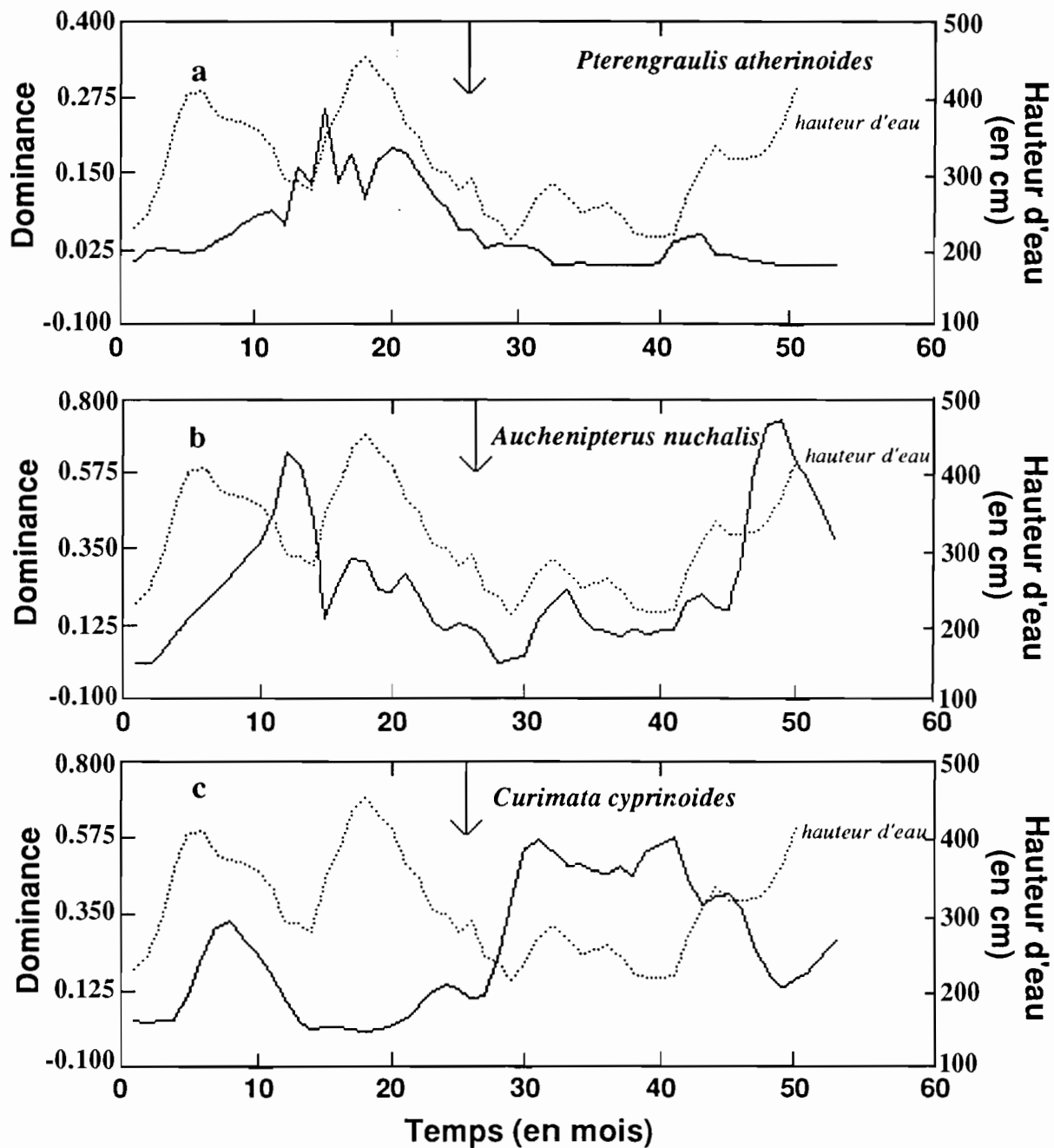


Figure 19 : Evolution des indices de dominance de :  
*Pterengraulis atherinoides* (a),  
*Auchenipterus nuchalis* (b),  
*Curimata cyprinoides* (c),  
 avec superposition de la courbe de hauteur d'eau moyenne (en pointillés).

📁 *Curimata cyprinoides* (Figure 19c)

Comme pour *Auchenipterus nuchalis*, c'est une espèce que l'on trouve régulièrement, et en assez grande quantité lors des échantillonnages. Elle montre un pic de dominance au mois 7 (juin 1992), assez lié semble-t-il à l'hydrologie. Puis, suite à la fermeture du barrage, sa représentativité au sein de la communauté explose. *Curimata cyprinoides* va dominer cette communauté jusque vers le 40<sup>ème</sup> mois de notre étude, soit vers la fin de l'année 1995. A partir de cette date, la représentativité de l'espèce diminue considérablement, mais paraît ré-augmenter récemment.

### 3.3. INDICES DE DOMINANCE DE QUELQUES FAMILLES

Certaines espèces étant représentée par un très petit nombre d'individus à chaque fois, nous avons choisi d'étudier la dominance au niveau de la famille, c'est à dire à un niveau d'intégration taxonomique supérieur, pour voir s'il y a apport d'un complément d'information. Nous avons indiqué sur les graphiques (Figures 23 et 24) l'indice de dominance de la famille (D), ainsi que le nombre de poissons capturés de cette famille (N). Pour estimer la dominance d'une famille, nous utilisons l'indice :

$$\text{Dominance (de la famille } I) = \text{ArcSin} \left( \frac{\text{Nombre d'individus de la famille } I}{\text{Nombre total d'individus}} \right)$$

où *I* représente une famille donnée,  
le quotient, la proportion de la famille *I* dans l'échantillon,  
et ArcSin, la transformation permettant une normalisation de la variable.

📁 Anostomidae (Figure 20a)

Leur représentation dans la communauté est assez constante, avec cependant un léger pic au mois 17 (avril 1993), et un creux peu après la fermeture du barrage (mois 27).

📁 Characidae (Figure 20b)

Très présent en début d'étude, leur dominance diminue rapidement puis se stabilise, à l'image de ce qui se passe pour l'espèce la plus représentée de cette famille : *Bryconops sp. n°2*.

📁 Auchenipteridae (Figure 20c)

Là encore, les variations de dominance dans la communauté sont très liées à l'espèce numériquement la plus importante, soit *Auchenipterus nuchalis*.

📁 Cichlidae (Figure 20d)

Totalement absents des premiers prélèvements, des Cichlidae apparaissent, certes en très petite quantité, dans les échantillons postérieurs à la fermeture du barrage.

📁 Sternopygidae (Figure 21a)

De même que les pour les Cichlidae, quelques Sternopygidae apparaissent plus fréquemment et abondamment dans les prélèvements réalisés après le mois 32 (juillet 1994).



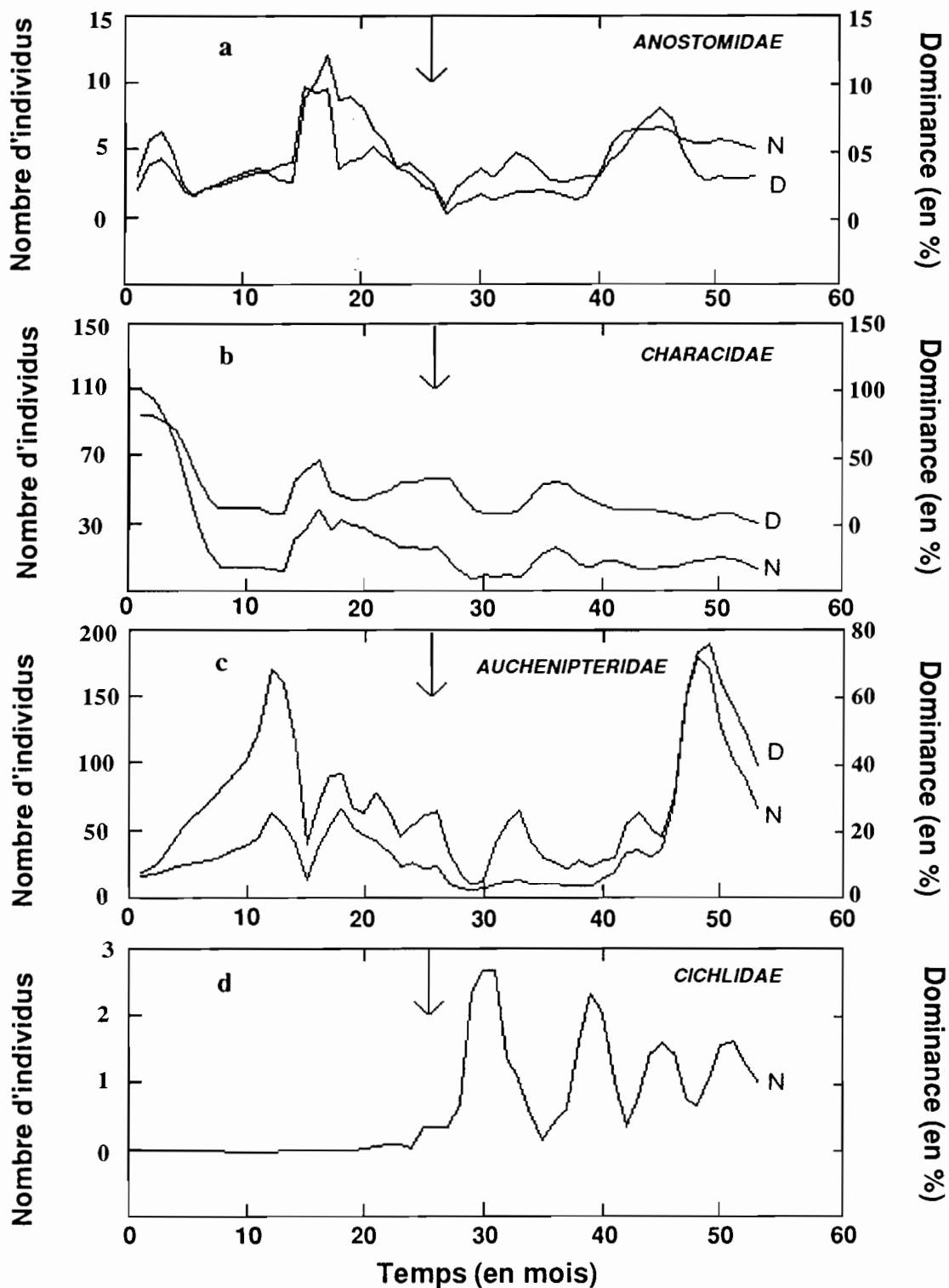


Figure 20 : Evolution des indices de dominance (D), et du nombre d'individus capturés (N) appartenant aux familles :

- Anostomidae (a),
- Characidae (b),
- Auchenipteridae(c),
- Cichlidae (d).

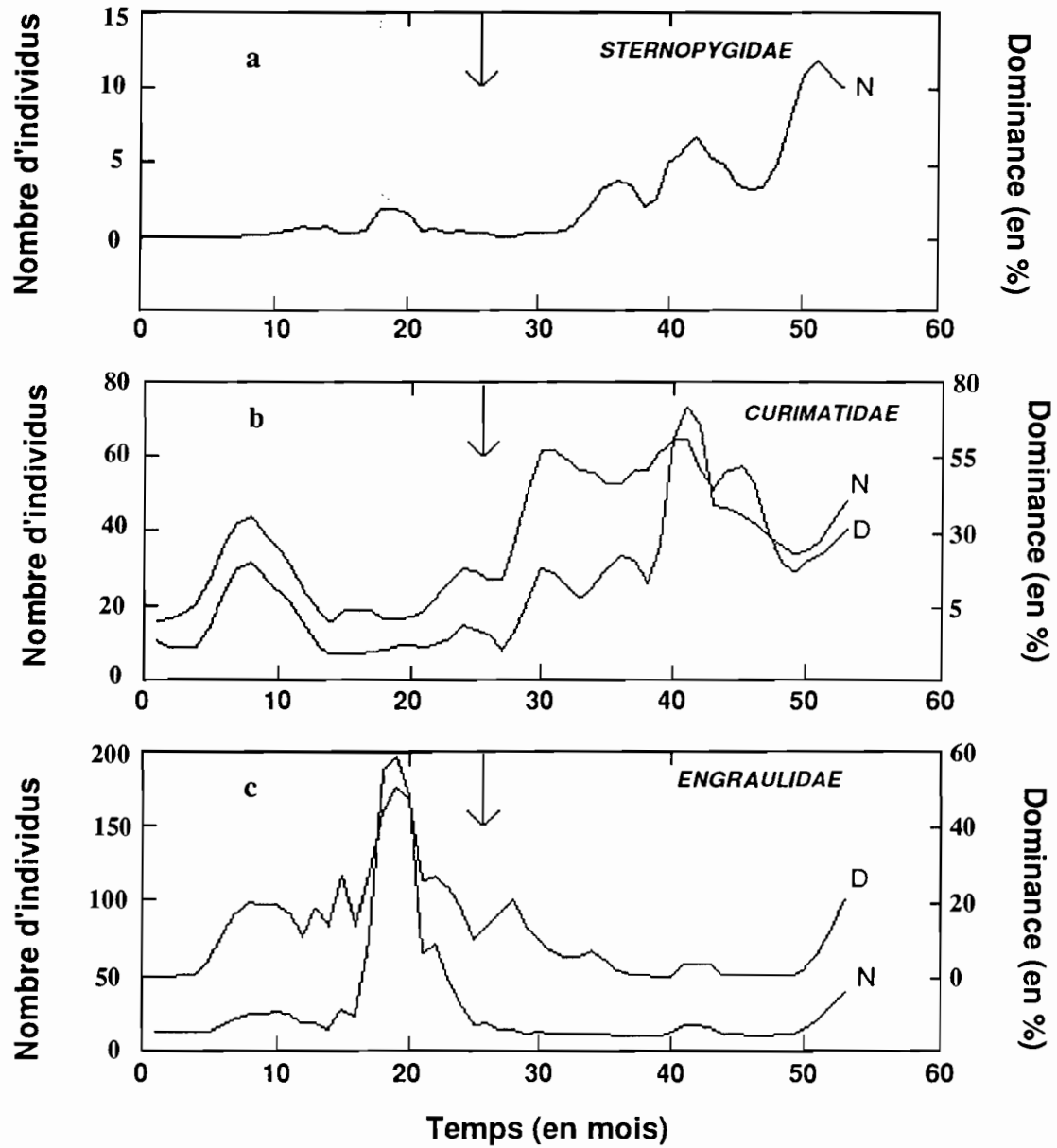


Figure 21 : Evolution des indices de dominance (D), et du nombre d'individus capturés (N) appartenant aux familles :  
 Sternopygidae (a),  
 Curimatidae (b),  
 Engraulidae (c).

📁 Curimatidae (Figure 21b)

Les Curimatidae, très largement représentés par une seule espèce dominante, *Curimata cyprinoides*, suivent le patron de dominance présenté pour cette espèce.

📁 Engraulidae (Figure 21c)

La remarque précédente vaut également dans ce cas, les espèces concernées étant *Anchovia surinamensis* et *Pterengraulis atherinoides*, déjà citées dans l'analyse de la dominance spécifique.

## 4. AUTRES STATIONS ECHANTILLONNEES

Comme nous l'avons expliqué dans la partie traitant du matériel et des méthodes, la modification du protocole d'échantillonnage (passage d'une batterie de filet deux nuits, à deux batteries une seule nuit) a permis, à partir de novembre 1995, d'échantillonner de nouvelles stations. A titre indicatif, les tableaux 4, 5 et 6 donnent un bref aperçu de quelques prélèvements effectués. L'intérêt principal de ces stations viendra sans doute de leur comparaison avec les données obtenues lors des échantillonnages sur la retenue.

Date	08/11/1995	14/02/1996	07/05/1996
Nombre d'individus capturés	231	520	26
Nombre d'espèces présentes	15	20	5
Espèces les plus représentées :			
- <i>Auchenipterus nuchalis</i>	27%	52%	53%
- <i>Curimata cyprinoides</i>	50%	22%	8%

Tableau 4 : Echantillonnage à saut Kérenroch.

Date	14/02/1996	07/05/1996
Nombre d'individus capturés	2718	1370
Nombre d'espèces présentes	32	25
Espèces les plus représentées :		
- <i>Bryconops sp 2</i>	12%	0%
- <i>Curimata cyprinoides</i>	38%	69%
- <i>Cyphocharax sp 1</i>	7%	2%

Tableau 5 : Echantillonnage au pied du barrage.

Date	09/11/1995	16/02/1996	09/05/1996
Nombre d'individus capturés	174	70	98
Nombre d'espèces présentes	18	10	9
Espèces les plus représentées :			
- <i>Auchenipterus nuchalis</i>	5%	17%	27%
- <i>Bryconops sp 2</i>	8%	10%	54%
- <i>Leporinus friderici</i>	3%	29%	6%
- <i>Poptella orbicularis</i>	45%	27%	3%
- <i>Triporthus rotundatus</i>	7%	0%	0%

Tableau 6 : Echantillonnage dans la crique Saulnier.

## VII. DISCUSSION

A la suite de cette étude, deux aspects complémentaires doivent être discutés : l'un concerne ce que l'on pourrait qualifier « d'historique de l'étude », et correspond plus au bilan que nous pouvons actuellement faire sur le programme de suivi des communautés de poissons à l'aval du barrage de Petit Saut, l'autre intéresse l'interprétation des principaux résultats.

### Bilan critique du programme

Une interprétation sans équivoque de l'évolution des paramètres globaux du peuplement de poissons à l'aval du barrage est délicate. Une analyse objective des raisons de ces limitations permettent de recommander un certain nombre d'améliorations pour des études ultérieures.

### De l'étude d'une seule station sur le long terme

La principale limite de cette étude est le manque de stations étudiées sur le long terme. Nous ne pouvons parler que de l'impact du barrage de Petit Saut sur la zone du Sinnamary située près de l'embouchure de la crique Vénus, et pas de ce qui s'est passé plus en amont ou plus en aval dans le fleuve. Une espèce absente de la station « Sinnamary à crique Vénus » n'a pas obligatoirement disparu de la région aval. Elle peut être présente dans d'autres stations du fleuve, voir d'autres biotopes (crique par exemple). Ces observations posent donc le problème de la représentativité d'une seule station pour observer un phénomène complexe. Certes, d'après BOUJARD (1990) ou LAUZANNE et al. (1993, 1995), dans la portion du fleuve qui nous intéresse (de Petit Saut à l'estuaire), les communautés de poissons ne présentent pas de zonation longitudinale. Le sous-peuplement de cette zone apparaît relativement homogène. On peut donc penser qu'à conditions physico-chimiques similaires, l'évolution des communautés du fleuve devrait être identique sur l'intervalle barrage-début de l'estuaire.

Mais, selon BAIN (1989), la mise en place d'une retenue hydroélectrique induirait, en aval, la création d'un gradient longitudinal de changement dans les caractéristiques des communautés de poissons. Ainsi, les communautés les plus éloignées du barrage seront les moins touchées par la perturbation du régime hydroélectrique provoquée par les décharges soudaines. On peut y ajouter, dans notre cas, l'effet négatif des différents composés liés à la dégradation de la matière organique dans la retenue ( $H_2S$  notamment), dont l'action tend à diminuer alors que ces composés se diluent ou se déposent au fur et à mesure de leur progression vers la mer. Les pêches réalisées en février et mai 1996, montrent qu'au pied du barrage hydroélectrique les poissons ont été capturés en abondance. Cependant, ces échantillonnages ont été réalisés non pas sur les berges, comme pour les autres stations, mais en travers du bassin situé au pied du déversoir de surface. Ce bassin ne subit pas le fort courant de l'eau rejetée par les turbines vers les systèmes de réoxygénation. Il présente une eau calme, de nombreux rochers, et donc potentiellement une surface d'habitats utilisables par les poissons supérieure aux berges. Une autre explication avancée, est que, cherchant des habitats moins touchés par les perturbations, les poissons ont remonté le courant et ce sont trouvés bloqués par le barrage. Mais, l'absence de suivi sur le long terme de cette station ne nous permet pas de nous prononcer sur le sujet.

De plus, dans notre cas, les communautés situées près de l'estuaire ont dû souffrir de la carence en oxygène qui a suivi les premiers essais de turbinage. Des poissons morts ont été signalés au niveau de la Pointe Combi, à 8 km de l'estuaire, en 1994. Mais, qu'en a-t-il été de l'impact réel ?

Une étude de MERONA et al. (1987) sur la fermeture du barrage de Tucurui, Brésil, montre qu'à la station intermédiaire, située entre le barrage et l'estuaire, la communauté de poissons a subi des modifications moindres qu'au pied du barrage ou dans la zone d'inversion de courant due aux marées. Pourtant, c'est bien une station intermédiaire, le « Sinnamary à la crique Vénus » qui fut choisie pour qualifier et quantifier l'impact du barrage de Petit Saut sur la région aval.

Pour tenter de combler cette lacune, la méthodologie a donc été modifiée en novembre 1995. A partir de cette date trois zones sont échantillonnées trimestriellement.

#### *Du changement de méthode d'échantillonnage*

A partir de juin 1995, la nécessité d'augmenter la taille des échantillons pour les études de biologie d'espèces, ainsi que des impératifs opérationnels ont conduit à une modification de la méthode d'échantillonnage. Il est clair que ce genre de modification n'est jamais souhaitable pour la comparaison d'échantillons. En effet, la poursuite de l'ancienne méthode, bien que celle-ci ne fut pas absolument idéale, aurait tenu constante tout au long de la série temporelle l'erreur liée, en l'incluant comme un paramètre de l'étude. En changeant de méthode, le risque d'erreur est donc modifié. Cependant, des précautions ont été prises telles que la mise en œuvre parallèle pendant plusieurs mois de l'ancienne et de la nouvelle méthodologie. Ainsi, l'examen des résultats montre que l'utilisation de la moyenne de deux batteries (nouvelle méthode) comparée à la capture de la première nuit d'une batterie (ancienne méthode) ne semble pas affecter notablement l'évolution des paramètres.

## □ Principaux résultats

### 📁 De l'utilisation des statistiques linéaires et leur application

Comme nous l'avons montré précédemment, les statistiques linéaires habituellement employées pour caractériser l'évolution des principaux paramètres d'un peuplement (nombre d'individus, poids global des captures, richesse spécifique), ne semblent pas appropriées pour qualifier ou quantifier les variations paramétriques observées en fonction du temps. Les peuplements ichtyologiques, notamment dans les régions inter-tropicales, présentent généralement des variations cycliques de leurs paramètres que les statistiques linéaires ne peuvent naturellement pas mettre en évidence. Or, l'impact d'une perturbation pourra se concrétiser non seulement par une diminution du nombre d'individus ou d'espèces mais aussi et surtout par une modification des cycles biologiques, modification que l'on ne peut mettre en évidence qu'en utilisant les statistiques appropriées.

### 📁 Nombre de poissons capturés

Le nombre de poissons pêchés ne diminue pas significativement, la première nuit, sur l'ensemble de la durée de notre étude. Si l'on se réfère à la seconde nuit de pêche, plus courte et qui diminue elle de manière assez significative, une nette augmentation des captures entre mai 1995 et mai 1996 est à l'origine de cette non significativité. Mais l'inadéquation des techniques statistiques linéaires pour l'étude de ce type de phénomène est notable. Le nombre d'individus ne semble pas présenter de variation de type cyclique. Les variations du nombre d'individus au sein de la communauté, et au sein de l'échantillon, peuvent être dues en partie au mode agrégatif de ces communautés en fonction du temps, mais aussi et surtout en fonction de l'espace. Les espèces, et donc les individus, ont une tendance naturelle à se regrouper, d'abord parce que beaucoup d'espèces se déplacent en bancs, ensuite parce que la présence d'une espèce phytophage est suivi de l'apparition d'un prédateur, lui même attirant un superprédateur, ... Une bonne part des fluctuations du nombre d'individus et d'espèces est donc également liée à ce phénomène agrégatif dans l'espace. L'absence de poissons à un moment donnée peut être dû à un déplacement des poissons plus en amont ou plus en aval de la station prospectée, et il est alors très difficile de distinguer la structuration spatiale de la communauté (nombre d'individus sur une surface donnée), de sa structuration temporelle (nombre d'individus à un temps donné).

La récupération relativement rapide, des valeurs du nombre de poissons capturés à la station « Sinnamary à la crique Vénus » en fonction du temps tendrait à démontrer la plasticité de la communauté ichtyologique. Les animaux ne subissent pas une perturbation autant que pourrait le faire la végétation ; ils ont la capacité lorsque leur environnement se dégrade de rechercher un milieu moins défavorable. Cette plasticité de la communauté nécessiterait un laps de temps assez court, à partir du moment où l'environnement redevient favorable. Une étude de TRAVNICHEK et al. (1995) a montré que seulement un an après l'aménagement d'un régime hydrologique plus propice, une station à l'aval immédiat d'une retenue a vu le nombre de poissons capturés nettement augmenter, le nombre d'espèces présentes doubler, et des espèces plus spécialistes apparaître. La forte capacité de résilience des communautés de poissons, suite à une perturbation (telle qu'une extrême sécheresse, un empoisonnement, une surpêche, ...) grâce à leur mobilité et à leurs stratégies de reproduction, souvent efficaces, a également été démontrée par WELCOMME (cité par BAYLEY, 1988).

Il existe plusieurs hypothèses permettant d'expliquer cette faculté de récupération. En effet, le degré de stabilité d'une communauté dépend de plusieurs facteurs (ROSS, 1985) :

- l'élasticité liée à un taux intrinsèque de reproduction élevé, permettant ainsi un rapide repeuplement par les survivants ;
- l'élasticité liée à une grande mobilité permettant un retour rapide sur les zones après la perturbation ;
- la résistance par le développement de comportement de recherche de nouveaux refuges ;
- la résistance par une augmentation de la tolérance physiologique aux changements environnementaux.

Un taux de reproduction élevé ne semble pas le facteur principal de la relative stabilité de la communauté de poissons qui nous concerne. L'étude de D. PONTON de l'ORSTOM montre qu'à l'intérieur de la crique Vénus, le nombre de juvéniles présents était considérablement réduit lors de la saison humide 1993-94, par rapport à la saison précédente (communication personnelle). Or, en saison humide, ces criques sont probablement un lieu de reproduction préférentielle, même pour les espèces du fleuve. En effet, en période de hautes eaux, l'augmentation de débit du fleuve ralentit le courant des affluents et provoque des zones inondées à leur confluence. Ces zones constituent alors des habitats propices pour des nurseries utilisables par les poissons de la crique comme par ceux du fleuve. Mais, suite à la fermeture du barrage, les crues des criques n'ont plus été compensées par celles du fleuve. Les courants dans les affluents ont alors été d'autant plus forts, empêchant l'apparition de zones inondées utilisables comme nurseries, et pouvant entraîner les jeunes poissons en dehors de ce système par un effet de « chasse d'eau ». La même situation pour la saison humide 1994-95 a dû conduire aux mêmes conséquences.

Pour ce qui est de l'élasticité liée à une grande mobilité, ou du développement de comportement de recherche de nouveaux refuges, le manque de stations échantillonnées à l'aval ne nous permet pas de nous faire une bonne idée de l'importance de ces mécanismes dans notre étude. Il s'agit pourtant là de facteurs certainement essentiels, liés très probablement à la structure agrégative des communautés de poissons, pour expliquer la recolonisation rapide de la station. De plus, si notre station d'échantillonnage est positionnée entre deux zones ayant subies de fortes perturbations (pied du barrage à 23 km en amont, et Pointe Combi à 17 km en aval), un phénomène de migration des espèces de ces deux points vers le « Sinnamary à la crique Vénus », constituant ainsi une zone refuge, pourrait être une hypothèse importante pour expliquer le maintien du nombre d'individus capturés. De même, au plus fort de la perturbation dans le fleuve, il aurait été très intéressant de connaître les mouvements des poissons : se sont-ils réfugiés dans les criques où les perturbations physico-chimiques ont dû être moindres ?

Enfin, le peu de connaissance sur la biologie et la physiologie des poissons étudiés ne nous permet pas de proposer d'hypothèses sur l'augmentation de la tolérance physiologique aux changements environnementaux comme facteur de stabilité de la communauté.



### Poids totaux des captures

Comme pour le nombre de poissons capturés, le poids total des captures en fonction du temps ne présente pas de tendance linéaire nette. Cependant, les tests d'autocorrélation réalisés montrent la présence de fluctuations des paramètres de biomasse en fonction du temps. Ces fluctuations sont de deux types :

- Avant le barrage : les variations sont cycliques et rythmées de manière très significative sur l'hydrologie du système ( $p < .001$ ) ;
- Après le barrage : les variations sont erratiques ( $p < .453$ ).

La cyclicité des variations nous amène à nous interroger sur l'effet statistique possible du manque de régularité de l'échantillonnage en 1992 et 1993 sur les résultats obtenus (voir WILKINSON et al., 1992 pour l'approche mathématique de séries temporelles), cependant cela ne devrait pas nuire à une approche qualitative du phénomène.

Avant le barrage, les périodes de hautes eaux sont marquées par une biomasse en poissons maximale alors que les périodes de basses eaux voient une réduction de celle-ci. Lors de la saison des pluies, l'apparition des plaines d'inondations rend de plus amples ressources disponibles pour les poissons. Cette période est donc propice à la nutrition, la croissance, la constitution de réserves en graisse, et la reproduction de nombreuses espèces. Après la fermeture du barrage, les faibles variations du niveau d'eau s'accompagnent d'un ralentissement voire d'une disparition de ces comportements. Pendant les deux saisons humides (1993-94 et 1994-95), la constitution de réserves de graisses, la croissance et la reproduction ont donc dû être notablement perturbées ; une étude des données de taille, poids et maturité sexuelle des poissons durant ces périodes pourra apporter de plus amples renseignements à ce sujet. Mais, l'effet de cette perturbation est difficile à évaluer car les cycles biologiques des espèces sont mal connus. Il est probable qu'à long terme cette perturbation pourrait entraîner la disparition d'espèces les plus affectées, c'est à dire celles dont les cycles sont inférieurs à la durée de la perturbation et qui n'auront pu trouver de nouveaux refuges pour assurer leur nutrition et leur reproduction. Cependant, depuis juin 1995, la phase de remplissage du réservoir est terminée et le débit du Sinnamary à l'aval de Petit Saut devrait retrouver un cycle plus naturel. Il sera donc intéressant de voir comment sur les deux périodes humides suivantes (1995-96 et 1996-97) se comportera la biomasse. Lors de notre dernière pêche (mai 1996), nous n'avons pas observé une reprise du phénomène cyclique. Les prochains échantillonnages devraient nous apporter de plus amples informations à ce sujet.

### Richesses spécifiques

La richesse spécifique moyenne de la première nuit montre des fluctuations cycliques, sur une période de 18 mois, et celle de la seconde nuit sur une période de 12 mois. Si la période de 18 mois ne répond à aucune raison biologique évidente, par contre la période de 12 mois coïnciderait avec un cycle saisonnier. Cependant, le trop court laps de temps qui précède la fermeture du barrage, le manque de régularité de l'échantillonnage en 1992 et 1993, la méconnaissance de la biologie des espèces ne nous permet pas, à l'heure actuelle, d'expliquer clairement ce résultat.

L'analyse linéaire de l'évolution de la richesse spécifique moyenne de la première nuit montre une diminution significative de celle-ci (coefficient de pente de -0.007), mais elle correspond à la disparition de deux à trois espèces en 100 mois ! Cette information porte encore plus à caution lorsque l'on connaît tous les problèmes liés à la détermination des espèces :

☞ L'effort d'échantillonnage plus important fourni à partir de mars 1995 tend à augmenter la probabilité de rencontrer des espèces rares, et l'on peut se demander si la moyenne sur deux batteries est un bon reflet de ce qu'une seule batterie aurait capturé.

☞ La détermination des espèces est parfois délicate du fait :

- du grand nombre d'espèces présentes,
- du manque de clefs de détermination précises et fiables,
- de la grande similitude morphologique que présentent certaines espèces,
- d'une différence souvent marquée entre les jeunes et les adultes d'une même espèce,
- du fait que plusieurs équipes se soient relayées au cours de l'étude, la personne chargée d'identifier les poissons ayant ainsi changé à plusieurs reprises.

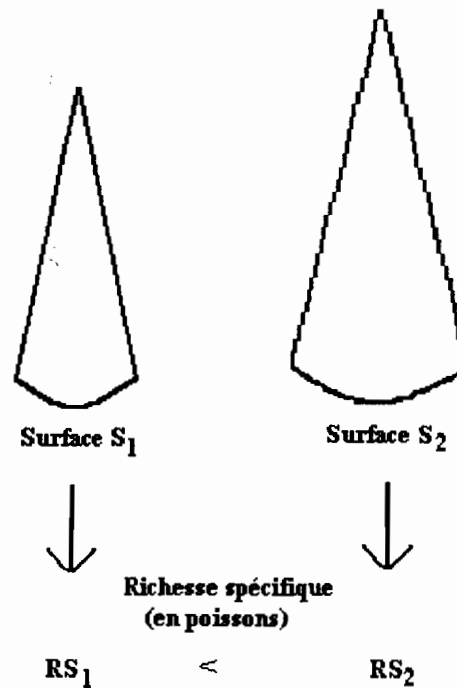
En dehors de cette approche locale d'un suivi temporel sur cinq ans des communautés ichtyques, nous pouvons nous interroger sur le devenir de ces communautés à très long terme. Ainsi, si nous nous référons à la théorie des îles de MacARTHUR et WILSON (1967), tous les calculs coïncident pour montrer qu'une diminution nette de la richesse en poissons en aval du barrage devrait se produire.

La richesse spécifique d'une île océanique est liée à sa surface : plus une île est grande et plus sa richesse spécifique sera importante. Un bassin hydrographique peut être considéré comme une île virtuelle (c'est à dire isolée de tous les autres bassins hydrographiques par la terre) si l'on ne s'intéresse qu'aux espèces de poissons d'eau douce (HUGUENY, 1989). Le nombre d'espèces de poissons sera donc lié à la taille du bassin. Or, la mise en place d'un barrage hydroélectrique coupe un bassin en deux sous-bassins presque indépendants. Des espèces peuvent certes passer du barrage de retenue vers l'aval, mais aucune étude ne permet *a priori* de savoir s'il passe suffisamment d'espèces pour permettre le maintien d'un peuplement viable en aval (BERNACSEK, 1984). Sur la nouvelle surface calculée du bassin aval du Sinnamary, les modèles mathématiques que nous avons utilisés prédisent entre 41 et 55 espèces en fonction des paramètres pris en compte (Figure 22). Actuellement, cette région comporte 93 espèces strictement d'eau douce. Si les modèles ne sont pas viables à 100% (ils considèrent l'absence de colonisation de la zone aval par les poissons du lac de barrage ou des marais près de l'estuaire) l'ordre de grandeur est lui significatif, et il est très probable que certaines espèces de poissons devraient connaître une extinction locale. Les questions qui se posent alors sont :

- En combien de temps auront lieu ces extinctions ?
- Quelles espèces seront affectées ?

S'il est difficile de répondre à la première question, car nous ne connaissons pas grand chose à ce sujet, nous pouvons nous prononcer sur la seconde. Les espèces les plus affectées devraient être :

- celles de grandes tailles, les plus influencées par la diminution de surface, et qui ne pourront pas constituer des tailles de population viable,
- celles inféodées au lit de la rivière, qui auront le plus subi la modification du régime hydrologique,
- celles qui auront le plus souffert de l'absence de condition normale de reproduction lors des saisons humides 1994-95 et 1995-96.



**Estimation du nombre d'espèces dans le sous-bassin aval du Sinnamary :**

- **Modèle régional simple [RS=f(S)] :**                      41 espèces
- **Modèle élaboré global [RS=f(S,M,PPN,EC)] :**      50 espèces
- **Modèle non-linéaire neuronal :**                      55 espèces

Où **RS** : Richesse spécifique en poissons


**S** : Surface du bassin en  $\text{km}^2$

**M** : Module, ou débit moyen annuel en  $\text{m}^3/\text{s}$

**PPN** : Production Primaire Nette en  $\text{kg}/\text{m}^2/\text{an}$

**EC** : Effet continent (cette variable tient compte du fait qu'à bassin hydrographique égal, le nombre d'espèces diffère en fonction du continent : Europe, Afrique, Amérique du sud, ... voir OBERDORFF et al., 1995)

Figure 22 : Effet de la réduction du bassin, par la mise en place du barrage, sur la région aval du Sinnamary.

 Etude de la communauté

L'interprétation de l'évolution des communautés ne peut se faire qu'en présence d'un minimum de connaissance de la biologie, sinon de toutes les espèces du moins de celles les mieux représentées au sein de la communauté. Or, ce n'est pas du tout le cas pour notre étude. Des données telles que la durée du cycle de vie, la période de reproduction, ... ne sont pas connues à l'heure actuelle, cela rend d'autant plus délicate toute interprétation. Ainsi, *Auchenipterus nuchalis* présente deux pics de dominance avec un intervalle de 3 ans dans la communauté, mais est-ce là le cycle biologique normal de l'espèce ?

Il ne semble pas que le barrage ait induit de modification marquée dans la composition et la diversité des communautés en aval. La communauté de la station « Sinnamary à crique Vénus » conserve une représentativité des espèces similaire tout au long de l'étude. Certes en décembre 1993, juste avant la fermeture du barrage, cette représentativité apparaît plus équitable (les espèces de poissons sont représentées en proportion plus égale dans la communauté), mais globalement les valeurs avant et après fermeture ne diffèrent presque pas. On peut se demander, tout de même, si ce pic d'équitabilité correspond à un phénomène périodique ou, au contraire, ponctuel. Cependant, la durée de l'étude avant mise en eau du barrage semble trop courte pour répondre à cette question. L'ensemble de la communauté présente une plasticité naturelle plutôt remarquable qui paraît évoluer avec les nouvelles conditions hydrologiques en aval du barrage. Il faut là encore considérer que nous sommes peut être dans une station assez épargnée par la perturbation.

La communauté étant composée d'un grand nombre d'espèces mais en assez faible abondance en général, il nous est d'autant plus difficile d'y dégager les variations naturelles liées aux cycles biologiques des espèces des éventuelles perturbations liées au barrage de Petit Saut. Ainsi, sur l'ensemble de la période étudiée, certaines espèces présentent un pic d'abondance que rien ne semble permettre d'expliquer (cas de *Bryconops sp. n°2*, *Anchovia surinamensis*, *Pterengraulis atherinoides*, par exemple). Si l'on s'intéresse de plus près à quelques principales espèces ou familles de la communauté, c'est à dire celles rencontrées le plus régulièrement et en quantité assez importante, on note tout de même des différences de réaction vis à vis de la fermeture du barrage. Ainsi, certaines espèces peuvent être considérées comme :

- indifférentes (exemple : *Auchenipterus nuchalis*),
- perturbées (exemple : *Triportheus rotundatus* dont la population semble en net déclin),
- opportunistes (exemple : *Curimata cyprinoides* qui profitent des nouvelles conditions).

Il est difficile de déterminer les raisons exactes expliquant cette différence dans les réactions des espèces car de nombreux paramètres entrent en jeu (physiologie, biologie, éthologie, ...). Si *Auchenipterus nuchalis*, petit insectivore pélagique, ne semble pas durablement influencé par la fermeture du barrage, la biologie de cette espèce est encore assez mal connue et il est difficile de faire des conclusions. *Triportheus rotundatus* est une grande espèce, omnivore, préférant des eaux à courant lent du lit principal ou des petites criques, et très dépendante de la période de crue pour sa reproduction comme on peut le voir sur la Figure 18 (PLANQUETTE, 1996). L'atténuation du phénomène de crue depuis la fermeture du barrage pourrait alors plus particulièrement expliquer la nette diminution dont fait preuve la population de cette espèce. Quant à *Curimata cyprinoides*, c'est une grande espèce consommatrice de débris organiques, d'organismes benthiques et de périphyton (végétation qui pousse sur les roches), et qui a pu rencontrer des conditions favorables à sa nutrition et à sa reproduction suite aux modifications physico-chimiques de l'eau après la fermeture du

barrage. On ne peut pas non plus négliger l'hypothèse que la grande quantité de *Curimata cyprinoides* capturée après la fermeture serait liée à une migration importante de cette espèce vers la station « Sinnamary à la crique Vénus », qui serait un refuge privilégié pour elle. Une étude des données de taille, poids et maturité sexuelle, pourra nous fournir de plus amples informations à ce sujet. Le fait que la fermeture du barrage de Tucurui (Brésil) en 1984 ait été défavorable à cette espèce (MERONA et al., 1987) montre à quel point il peut être délicat de réaliser des prévisions puisque nous observons exactement l'inverse. On peut également noter, et qui semble coïncider avec la fermeture de la retenue, l'apparition de Cichlidae dans la communauté. Cependant, cette présence de Cichlidae, si elle conforte les résultats de l'équipe travaillant sur les jeunes poissons, est surtout anecdotique (2 à 3 individus par échantillonnage).

Le manque de connaissance sur la biologie des espèces pose un autre problème. On considère qu'idéalement une étude de la persistance d'une communauté doit durer au moins deux fois la durée de vie des espèces constituantes pour s'assurer que les structures observées ne soient pas un artefact d'un succès reproducteur inhabituel d'une espèce une année (MOYLE, 1985). On ne sait pas, dans le cadre de notre étude sur les communautés de poissons en aval du barrage de Petit Saut, dans quelle mesure cette condition peut être remplie. Cependant, les cycles biologiques, parfois très longs de certaines espèces préconisent une étude d'impact à commencer au moins 40-50 mois avant la fermeture du barrage et à se poursuivre bien au delà des 20 à 22 mois, comme pour cette étude.

### VIII. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

L'étude de la communauté de poissons de la station « Sinnamary à crique Vénus » nous montre que la fermeture de la retenue hydroélectrique de Petit Saut n'a pas eu de conséquence catastrophique au niveau de ce site. On ne note pas de grosse mortalité de poissons mais plutôt une perturbation des cycles biologiques, via les modifications du régime hydrologique, que les animaux aquatiques ont plus ou moins bien surmontées. Il ressort aussi de cette étude, le fort lien entre la biologie des poissons et les fluctuations naturelles de l'hydrologie, ainsi que la capacité de résilience des communautés ichtyques, du moins en ce qui concerne la station analysée.

Cependant, le fait qu'une seule station ait été étudiée pose de nombreux problèmes d'interprétation. Il convient cependant de replacer cette étude dans un contexte plus global puisque si une seule station a été analysée à l'aval, d'autres furent suivies sur la retenue et à l'amont, ce qui exige un effort de recherche très conséquent et parfois disparate. La modification de méthodologie qui a permis de multiplier le nombre de stations à l'aval, intervenue seulement après la mise en eau, rend aussi l'interprétation de ces données difficile actuellement. La poursuite d'un suivi sur le long terme donnera en revanche toute leur valeur à ces données. De même, le choix de la station « Sinnamary à crique Vénus », située au milieu de la portion aval du fleuve, justifié par sa représentativité, limite la portée des conclusions si l'on considère que cette zone a peut-être été relativement épargnée par les perturbations physiques et chimiques.

L'apparente résilience du système biologique préconise une étude écologique à long terme des communautés aquatiques en aval du barrage pour savoir si ce phénomène se confirme avec le rétablissement d'un régime hydrologique plus naturel qui a été restauré depuis juin 1995. On pourrait espérer la mise en place et le maintien d'un écosystème aquatique plus proche de l'original sur l'ensemble de la zone aval. Mais la restauration d'une période d'abondance des flots ne veut pas dire la fin de toutes perturbations. Les décharges erratiques, importantes, et sur un court laps de temps, liées à la production électrique constitue également un facteur de perturbation (BAIN, 1988). Le contrôle des décharges, la réduction de magnitude des fluctuations, est indispensable pour le maintien des communautés (TRAVNICHEK et al., 1995).

Nous ne connaissons pas l'évolution des communautés au niveau d'autres stations de l'aval, mais si comme on le suppose la station que nous avons étudiée a pu être relativement épargnée par les perturbations par rapport à des stations plus en aval ou en amont, la recolonisation des zones les plus touchées pourrait être possible à partir notamment de la station « Sinnamary à la crique Vénus », ou, dans une moindre mesure, par le passage de poissons à travers le barrage et par les criques en aval.

Cependant, l'approche modélisatrice que nous avons utilisée met en évidence la forte probabilité de disparition d'espèces du fait de la réduction du bassin. Couplé au phénomène d'isolement plus ou moins important que subiront les populations de l'aval par rapport à celles du lac, il est tout indiqué qu'un suivi écologique et génétique des populations de poissons cibles (probablement celles les mieux représentées dans la communauté) serait un sujet d'étude des plus intéressants. Cette recherche se basant sur une évolution à long terme (avec deux à quatre pêches annuelles sur plusieurs décennies) serait à envisager.

Le grand nombre et la complexité des mécanismes mis en jeu, et la faible connaissance de la biologie des espèces limite énormément les conclusions que nous pouvons tirer de ce travail.

Cependant, cette étude ne concerne qu'une partie des résultats des recherches effectuées en hydrobiologie sur le barrage de Petit Saut. Par la suite, il conviendra d'analyser les données de taille, poids et maturité sexuelle des poissons adultes, et d'intégrer les informations sur les juvéniles pour mieux appréhender la biologie des espèces et avoir une meilleure approche des événements. Cela pourrait permettre d'expliquer la différence de réaction des espèces vis à vis de la fermeture du barrage. On pourra également à l'aide des données physico-chimiques recueillies par le laboratoire de Petit Saut déterminer les paramètres essentiels affectant les communautés après la fermeture, et comparer l'évolution des communautés de l'aval, de la retenue et de l'amont. Un gros travail reste donc encore à effectuer.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ANGERMEIER P. L. , KARR J. R. 1983 - Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9 :117-135.
- ANGERMEIER P. L. , SMOGOR R. A. 1995 - Estimating number of species and relative abundances in stream-fish communities : effects of sampling effort and discontinuous spatial distributions. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Science*, 52 : 936-949.
- BAIN M. B. , FINN J. T. 1988 - Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology*, 69 : 382-392.
- BAIN M. B. , BOLTZ J. M. 1989 - Regulated Streamflow and Warmwater Stream Fish : A General Hypothesis and Research Agenda. U.S. Fish and Wildlife Service. Biological Report, 89 : 32p.
- BART H. L. Jr. 1989 - Fish habitat association in an Ozark stream. *Environmental Biology of Fishes*, 24 : 173-186.
- BAXTER R. M. 1977 - Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8 : 255-283.
- BAYLEY P. B. 1988 - Factors affecting growth rates of young tropical floodplain fishes : seasonality and density-dependence. *Environmental Biology of Fishes*, 21 : 127-142.
- BEGON M. , HARPER J. L. , TOWNSEND C. R. 1990 - Ecology. Individuals, Populations and Communities (2<sup>nd</sup> ed.). Blackwell scientific publications. Boston, London.
- BEGON M. , SAIT S. M. , THOMPSON D. J. 1996 - Predator-prey cycles with period shifts between two and three-species systems. *Nature*, 381 : 311-315.
- BERNACSEK G. M. 1984 - Dam design and operation to optimize fish production in impounded river basins. FAO-CIFA Technical paper, 11.
- BOUJARD T. , PASCAL M. , MEUNIER F. J. 1990. - Micro-répartition spatio-temporelle du peuplement ichthyologique d'un haut bassin fluvial de Guyane, l'Arataye. *Revue d'Ecologie*, 45 : 357-373.
- BOUJARD T. 1990 - Les relations poissons-forêt en Guyane. Gestion de l'écosystème forestier et aménagement de l'espace régional. Congrès SEPANGUY, 131-138.



- BOUJARD T.** 1992 - Space-time organization of riverine fish communities in French Guiana. *Environmental Biology of Fishes*, 34 : 235-246.
- CLEVELAND W. W.** 1981 - Lowess : a program for smothing scatterplots by robust locally weighted regression. *The American Statistician*, 35, 54.
- COLLARD O. O.** 1991 - Tucurui dam and the populations of the prawn *Macrobrachium amazonicum* in the lower Tocantins (Pa-Brasil) : a four year study. *Archiv fur Hydrobiology*, 122 : 213-227.
- E.D.F.** 1996 - Actes des sixièmes journées « environnement » relatives à la protection du site de Petit Saut (Guyane), 21 et 22 juin 1995. E.D.F. CNEH, Laboratoire de Petit Saut, ORSTOM, M.N.H.N. , « Faune Sauvage », O.N.C., A.F.A.N.
- GEE J. H. R. , GILLER P. S.** 1987 - Organization of Communities, past and present. Blackwell Scientific Publication, Boston, Palo Alto, Melbourne.
- GUEGAN J-F. , KENNEDY C. R.** 1996 - Parasite richness/Sampling effort/Host range : The fancy Three-piece Jigsaw Puzzle. *Parasitology Today*, 12 : 367-369.
- GORMAN O. T. , KARR J. R.** 1978 - Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59 : 507-515.
- GROSS M. R. , COLEMAN R. M. , Mc DOWALL R. M.** 1988 - Aquatic Productivity and the Evolution of Diadromous Fish Migration. *Science*, 239 : 1291-1293.
- HARVEY P. H.** 1982 - On rethinking allometry. *Journal of Theoretical Biology*, 95 : 37-41.
- HARVEY P. H. , PAGEL M. D.** 1991 - The Comparative Method in Evolutionary Biology. Oxford Series in Ecology and Evolution, Oxford University Press, Oxford.
- HUGUENY B.** 1989 -West african rivers as biogeographics islands. *Oecologia*, 79 : 235-243.
- HUGUENY B.** 1990 - Richesse des peuplements de poissons dans le Niandan (haut Niger, Afrique) en fonction de la taille de la rivière et de la diversité du milieu. *Revue d'Hydrobiologie tropicale*, 23 : 351-364.
- JUNK W. P. , BAYLEY P. B. , SPARKS R. E.** 1989 - The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication Fisheries Aquatic Science*, 106 : 110-127.
- KRAMER D. L.** 1978 - Reproductive seasonality in the fishes of a tropical stream. *Ecology*, 59 : 976-985.
- LAUZANNE L. , et al.** 1993 - Structure biologique des peuplements ichtyques du fleuve Sinnamary en Guyane française. Rapport final, Convention ORSTOM-EDF N°GP 7514.

- LAUZANNE L. , et al. 1995** - Structure biologique des peuplements ichtyques du fleuve Sinnamary en Guyane française. Rapport final, Convention ORSTOM-EDF N°GP 7530.
- LEGENDRE L. , LEGENDRE P. 1979** - Ecologie numérique, tome I : Le traitement multiple des données écologiques, 260p ; tome II : La structure des données écologiques. Masson, Paris.
- LYONS J. , SCHNEIDER D. W. 1990** - Factors influencing fish distribution and community structure in a small coastal river in southwestern Costa Rica. *Hydrobiologia*, 203 : 1-14.
- Mac ARTHUR R. H. , WILSON E. O. 1967** - The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Mac ARTHUR R. H. 1969** - Patterns of communities in the tropics. *Biological Journal of the Linnean Society (London)*, 1 : 19-30.
- MAGURRAN A. E. 1988** - Ecological Diversity and its Measurement. Chapman & Hall, London, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras.
- MAY R. M. 1975** - Patterns of species abundance and species. In *Ecology and Evolution of Communities*, Cody M. L. & Diamond J. M. (eds.), Harvard University Press, Cambridge, MA, USA, 81-120.
- MERONA B. de, CARVALHO J. L. de, BITTENCOURT M. M. 1987** - Les effets immédiats de la fermeture du barrage de Tucurui (Brésil) sur l'ichtyofaune aval. *Revue d'hydrobiologie tropicale*, 20 : 73-84.
- MERONA B. de , GASCUEL D. 1993** - The effects of flood regime and fishing effort on the overall abundance of an exploited fish community in the Amazon floodplain. *Aquatic Living Resources*, 6 :97-108.
- MERONA B. de , et al. 1996** - Structure biologique des peuplements ichtyques du fleuve Sinnamary en Guyane française. Rapport intermédiaire, Convention ORSTOM-EDF N°GP 7572.
- MOYLE P. B. , VONDRACEK B. 1985** - Persistence and structure of the fish assemblage in a small california stream. *Ecology*, 66 : 1-13.
- MOYLE P. B. , LEIDY R. A. 1992** - Loss of Biodiversity in Aquatic Ecosystems : Evidence from Fish Fauna. *Conservation Biology*, P. FIEDLER , S. JAIN, Chapman et Hall, 129-169.
- OBERDORFF T. , GUEGAN J. F. , HUGUENY B. 1995** - Global scale patterns of fish species richness in rivers. *Ecography*, 18 : 345-352.
- PETR T. 1978** - Tropical man-made lakes - their ecological impact. *Archiv fur Hydrobiologie*, 81 : 368-385
- PLANQUETTE P. , KEITH P. , LE BAIL P.-Y. 1996** - Atlas des poissons d'eau douce de Guyane, tome 1. Collection du Patrimoine Naturel, vol. 22 . IEGB - M.N.H.N., INRA, CSP, Min. Env., Paris.

**POURRIOT R. 1982** - Problèmes écologiques posés par la réalisation de grands barrages : l'exemple du barrage d'Assouan. *Revue française des Sciences de l'eau*, 1 : 297-301.

**RICKLEFS R. E. 1990** - *Ecology* (3<sup>rd</sup> ed.). W. H. Freeman and Company, Oxford.

**RICKLEFS R. E. , SCHLUTER D. 1993** - *Species Diversity in Ecological Communities*. The University of Chicago Press. Chicago, London.

**ROSS S. T. , MATTHEWS W. J. , ECHELLE A. A. 1985** - Persistence of stream fish assemblages : Effects of environmental change. *The American Naturalist*, 126 : 25-40.

**SHERRER B. 1984** - *Biostatistique*. Gaëtan morin éditeur, Québec, Canada.

**SIOLI H. 1967** - Studies in Amazonian waters. *Atas do simposio sobre a biota Amazonica*, 3 :9-50.

**SOKAL R. R. , ROHLF J. 1981** - *Biometry*. 2<sup>nd</sup> edition. W. H. Freeman, San Francisco, U.S.A.

**STRONG D. R. , SIMBERLOFF D. , ABELE L. G. , THISTLE A. B. 1984** - *Ecological Communities, Conceptual Issues and the Evidence*. Princeton University Press, New Jersey.

**SOUTHWOOD T. R. E. 1987** - The concept and nature of the community. *Organisation of the communities*. Blackwell scientific publications, Boston, London : 3-27.

**TRAVNICHEK V. H. , BAIN M. B. , MACEINA M. J. 1995** - Recovery of a warmwater fish assemblage after the initiation of a minimum-flow release downstream from a hydroelectric dam. *Transactions of the American Fisheries Society*, 124 :836-844.

**VANNOTE R. L. , MINSHALL G. W. , CUMMINS K. W. , SEDELL J. R. , CUSHING C. E. 1980** - The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Science*, 37 :7-130.

**WALTHER B. A. , COTGREAVE P. , PRICE R. D. , GREGORY R. D. , CLAYTON D. H. 1995** - Sampling Effort and Parasite Species Richness. *Parasitology Today*, 11 : 306-310.

**WILKINSON L. , HILL M. , VANG E. 1992** - *Systat : Statistics, Version 5.2*. Edition Evanston, IL, USA : Systat, Inc.

# ANNEXES

## **ANNEXES I : Tableau des données**

MOIS	Nombre de batterie(s)	Première nuit				Deuxième nuit			Hauteur d'eau moyenne mensuelle
		Nombre d'individus	Poids total	Nombre moyen d'espèces	Nombre cumulé d'espèces	Nombre d'individus	Poids total	Nombre moyen d'espèces	
déc-91	1	149.00	8947.00	26	26	75	4757.00	17	224.903
févr-92	1	149.00	29620.50	21	21	153	22197.00	26	262.742
avr-92	1	98.00	6924.00	21	21	79	11145.50	19	458.567
juin-92	1	87.00	8591.90	14	14	69	5833.70	19	368.667
déc-92	1	103.00	4009.70	13	13	91	3345.20	21	228.065
janv-93	1	43.00	3909.90	11	11	57	4879.90	17	334.677
févr-93	1	84.00	14490.00	15	15	34	7156.50	10	275.821
mars-93	1	105.00	23822.60	20	20	60	13183.50	14	420.161
avr-93	1	136.00	17538.50	13	13	106	21212.00	16	440.400
juin-93	1	517.00	25552.50	23	23	274	12538.70	24	478.567
juil-93	1	120.00	14243.50	19	19	83	10640.50	17	371.742
nov-93	1	39.00	2639.00	18	18	32	2051.00	12	251.033
déc-93	1	109.00	7586.30	17	17	162	12889.30	29	341.000
janv-94	1	44.00	9039.00	15	15	18	3691.05	8	245.710
févr-94	1	48.00	4231.00	14	14	72	7277.00	13	287.714
mars-94	1	6.00	842.50	6	6	11	2404.80	8	208.161
avr-94	1	43.00	8615.50	16	16	27	6247.00	13	214.467
mai-94	1	54.00	10801.50	13	13	60	6776.50	11	213.000
juin-94	1	47.00	5922.50	10	10	13	3699.00	12	276.267
juil-94	1	38.00	3978.00	8	8	21	3396.50	6	317.323
sept-94	1	37.00	3986.50	9	9	30	2159.50	8	224.800
nov-94	1	81.00	11271.00	14	14	14	908.90	6	283.600
janv-95	1	40.00	3999.30	14	14	24	9877.40	11	212.645
févr-95	1	38.00	4440.20	14	14	33	3118.00	10	209.071
mars-95	2	48.50	6281.60	10.5	14	35	3394.40	13	230.710
avr-95	2	90.00	10553.35	15.5	20	20	2642.20	12	213.633
mai-95	2	50.50	8784.71	13	21	31	8996.60	13	217.806
juin-95	2	66.00	5809.55	15.5	21	-	-	-	373.067
août-95	2	36.50	4211.90	11.5	18	-	-	-	311.548
nov-95	2	151.50	10289.15	11.5	13	-	-	-	318.133
févr-96	1	186.00	11317.72	14	14	-	-	-	412.517
mai-96	2	83.00	7138.93	11	14	-	-	-	-

Moyenne des 2 batteries

Cumul des 2 batteries

**ANNEXES II : Liste des espèces de  
poissons du Sinnamary dans l'état  
actuel des connaissances  
(espèces estuariennes exclues).**

Liste systématique

N°	Ordre	N° Fam.	Famille	Sous famille	Genre	Espèce	Code	Nouveau Genre	Nouvelle Espèce	Nouveau Code	Auteur et Date
17	Elopiiformes	44	Megalopidae		Megalops	atlanticus	MATL				Valenciennes 1846
20	Clupeiformes	69	Clupeidae	Pristigasterinae	Pellona	flavipinnis	PFLA				(Valenciennes 1847)
20	Clupeiformes	70	Engraulididae	Engraulidinae	Anchovia	surinamensis	ASUR				(Bleeker 1866)
20	Clupeiformes	70	Engraulididae	Engraulidinae	Anchoviella	lepidenstole	ALEP				Fowler 1911
20	Clupeiformes	70	Engraulididae	Engraulidinae	Anchoviella	sp.	ANSP				
20	Clupeiformes	70	Engraulididae	Engraulidinae	Engraulididae	sp.	ENGR				
20	Clupeiformes	70	Engraulididae	Engraulidinae	Lycengraulis	batesii	LBAT				(Günther 1868)
20	Clupeiformes	70	Engraulididae	Engraulidinae	Lycengraulis	batesii	LYC1				(Günther 1868)
20	Clupeiformes	70	Engraulididae	Engraulidinae	Lycengraulis	grossidens	LGRO				Agassiz 1829
20	Clupeiformes	70	Engraulididae	Engraulidinae	Lycengraulis	grossidens	LYC2				Agassiz 1829
20	Clupeiformes	70	Engraulididae	Engraulidinae	Pterengraulis	etherinoides	PATH				(Linnaeus 1766)
23	Characiformes	83	Hemiodontidae	Hemiodontinae	Bivibranchia	bimaculata	BBIM				Vari 1985
23	Characiformes	83	Hemiodontidae	Hemiodontinae	Hemiodopsis	quadrifasciatus	HQUA				(Pellegriin 1908)
23	Characiformes	83	Hemiodontidae	Hemiodontinae	Hemiodus	unimaculatus	HEUN				(Bloch 1794)
23	Characiformes	83	Hemiodontidae	Perodontinae	Parodon	guianensis	PGUI				Géry 1959
23	Characiformes	84	Curimatidae	Chilodontinae	Chilodus	zunavei	CZUN				Puyo 1945
23	Characiformes	84	Curimatidae	Curimatinae	Curimata	cyprinoides	CCYP				(Linnaeus 1766)
23	Characiformes	84	Curimatidae	Curimatinae	Curimatidae	spp.	CUSP				
23	Characiformes	84	Curimatidae	Curimatinae	Cyphocharax	helleri	CHEL				Steindachner 1910
23	Characiformes	84	Curimatidae	Curimatinae	Cyphocharax	sp1	CYP1				
23	Characiformes	84	Curimatidae	Curimatinae	Cyphocharax	spilurus	CYSP				Günther 1864
23	Characiformes	84	Curimatidae	Curimatinae	Cyphocharax	spp.	CYPS				
23	Characiformes	85	Anostomidae	Anostomidae	Anostomidae	sp.	ANOS				
23	Characiformes	85	Anostomidae	Anostomidae	Anostomus	brevior	ABRE				Géry 1960
23	Characiformes	85	Anostomidae	Anostomidae	Leporinus	despaxi	LDES				Puyo 1943
23	Characiformes	85	Anostomidae	Anostomidae	Leporinus	fasciatus	LFAS				(Bloch 1794)
23	Characiformes	85	Anostomidae	Anostomidae	Leporinus	friderici	LFRI				(Bloch 1794)
23	Characiformes	85	Anostomidae	Anostomidae	Leporinus	gossei	LGOS				Géry, Planquette & LeBaill 1991
23	Characiformes	85	Anostomidae	Anostomidae	Leporinus	granti	LGRA				Eigenmann 1912
23	Characiformes	85	Anostomidae	Anostomidae	Leporinus	pellegrini	LPEL				Steindachner 1910
23	Characiformes	85	Anostomidae	Anostomidae	Leporinus	spp.	LESP				
23	Characiformes	86	Erythrinidae	Erythrinidae	Erythrinus	erythrinus	EERY				(Schneider 1801)
23	Characiformes	86	Erythrinidae	Hoplerythrinidae	Hoplerythrinus	unitaeniatus	HOUN				(Spix 1829)
23	Characiformes	86	Erythrinidae	Hopliidae	Hoplias	aimare	HAIM				(Valenciennes 1840)
23	Characiformes	86	Erythrinidae	Hopliidae	Hoplias	malabericus	HMAL				(Bloch 1794)
23	Characiformes	86	Erythrinidae	Hopliidae	Hoplias	spp.	HOPL				
23	Characiformes	87	Lebiasinidae	Pyrrhulininae	Lebiasinidae	spp.	LEBI				
23	Characiformes	87	Lebiasinidae	Pyrrhulininae	Copella	carsevegnensis	CCAR				(Regan 1912)
23	Characiformes	87	Lebiasinidae	Pyrrhulininae	Nannostomus	beckfordi	NBEC				Günther, 1872
23	Characiformes	87	Lebiasinidae	Pyrrhulininae	Pyrrhulina	filamentosa	PFIL				Val. in Cuv. 1846
23	Characiformes	88	Gasteropelecidae	Gasteropelecidae	Gasteropelecus	sternicla	GSTE				(Linnaeus 1758)
23	Characiformes	91	Characidae	Bryconinae	Tripottheus	rotundatus	TROT				(Schomburgk 1841)
23	Characiformes	91	Characidae	Characidiinae	Characidiinae	spp.	CHAR				
23	Characiformes	91	Characidae	Characidiinae	Characidium	gr. blennioides	CGBL				
23	Characiformes	91	Characidae	Characidiinae	Characidium	gr. fasciatum	CGFA	Characidium	fasciadorsale	CFAS	Fowler 1914
23	Characiformes	91	Characidae	Characidiinae	Characidium	sp.	CMSP				
23	Characiformes	91	Characidae	Characidiinae	Melanocharacidium	blennioides	MBLE				(Eigenmann 1909)
23	Characiformes	91	Characidae	Characidiinae	Melanocharacidium	sp.	MESP				
23	Characiformes	91	Characidae	Characidiinae	Microcharacidium	eleotrioides	MELE				(Géry 1960)
23	Characiformes	91	Characidae	Characinae	Acestrorhynchus	fasciatus	AFAL				(Bloch 1794)
23	Characiformes	91	Characidae	Characinae	Acestrorhynchus	microlepis	AMIC				(Schomburgk 1841)



Liste systématique

23	Characiformes	91	Characidae	Characinae	<i>Aeostorhynchus</i>	sp.	ACSP					
23	Characiformes	91	Characidae	Characinae	<i>Charax</i>	<i>gibbosus</i>	CGIB	Charax	<i>pauciradiatus</i>	CPAU		Günther 1864 (Ulrey 1894)
23	Characiformes	91	Characidae	Cheirodontinae	<i>Pristella</i>	<i>maxillaris</i>	PMAX					Géry 1960
23	Characiformes	91	Characidae	Cheirodontinae	<i>Pseudopristella</i>	<i>simulata</i>	PSIM					Günther 1863
23	Characiformes	91	Characidae	Crenuchinae	<i>Crenuchus</i>	<i>spilurus</i>	CRES					(Cope 1870)
23	Characiformes	91	Characidae	Serrasalminae	Metynnis	<i>lippincottianus</i>	MLIP	Metynnis	<i>cf. lippincottianus</i>	MLIP		(Cuvier 1818)
23	Characiformes	91	Characidae	Serrasalminae	<i>Myleus</i>	<i>rhomboidalis</i>	MRHO					(Norman 1929)
23	Characiformes	91	Characidae	Serrasalminae	<i>Utariatichthys</i>	sp.	UTIA					(Val. in Cuv. & Val. 1849)
23	Characiformes	91	Characidae	Serrasalminae	<i>Myleus</i>	spp.	MYLE					(Linnaeus 1758)
23	Characiformes	91	Characidae	Serrasalminae	<i>Myleus</i>	<i>ternetzi</i>	MTER					(Linnaeus 1758)
23	Characiformes	91	Characidae	Stethoprioninae	<i>Poptella</i>	<i>orbicularis</i>	PORB					(Linnaeus 1758)
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Astyanax</i>	<i>bimaculatus</i>	ABIM					(Linnaeus 1758)
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Astyanax</i>	<i>bimaculatus</i>	AST1					(Linnaeus 1758)
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Astyanax</i>	<i>polylepis</i>	APOL	Astyanax	<i>cf. keithi</i>	AKEI		Géry, Planquette & LeBail 1996
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Astyanax</i>	<i>polylepis</i>	AST2	Astyanax	<i>cf. keithi</i>	AKEI		Géry, Planquette & LeBail 1996
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Bryconops</i>	sp. 1	BRY1					
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Bryconops</i>	sp. 2	BRY2					
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Bryconops</i>	sp. 3	BRY3					
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Bryconops</i>	spp.	BRSP					
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Creagrutus</i>	<i>melanzonus</i>	CMEI					(Eigenmann 1909)
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Deuterodon</i>	sp.	DEUT	Astyanax	<i>meunieri</i>	AMEU		Géry, Planquette & LeBail 1996
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Hemigrammus</i>	<i>boesemani</i>	HBOE					(Géry 1959)
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Hemigrammus</i>	<i>ocelliifer</i>	HOCE					(Steindachner 1882)
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Hemigrammus</i>	<i>schmaridae</i>	HSCH	Hemigrammus	<i>aff. schmaridae</i>	HSCH		(Steindachner 1882)
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Hemigrammus</i>	<i>unilineatus</i>	HUNI					(Gill 1858)
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Hyphessobrycon</i>	sp. <i>aff. sovichtys</i>	HSOV	Hyphessobrycon	<i>aff. sovichtys</i>	HSOV		Schultz 1944
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Knodus</i>	sp. <i>aff. moenkhausii</i>	KNOD					
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Moenkhausia</i>	<i>collettii</i>	MCOL					(Steindachner 1882)
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Moenkhausia</i>	<i>comma</i>	MCOM	Moenkhausia	<i>chrysergyrea</i>	MCHR		(Günther 1864)
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Moenkhausia</i>	<i>georgiae</i>	MGE0					Géry 1966
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Moenkhausia</i>	<i>hemigrammoides</i>	MHEM					Géry 1966
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Moenkhausia</i>	<i>lepidura</i>	MLEP					(Kner 1859)
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Moenkhausia</i>	<i>oligolepis</i>	MOLI					(Günther 1864)
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Moenkhausia</i>	sp.	MOSP					
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Moenkhausia</i>	<i>surinamensis</i>	MSUR					Géry 1966
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Phenacogaster</i>	sp.	PHSP	Phenacogaster	<i>aff. megalostictus</i>	PMEG		Eigenmann 1909
23	Characiformes	91	Characidae	Tetragonopterinae	<i>Piabucus</i>	<i>dentatus</i>	PDEN					(Kohlreuter 1761)
23	Characiformes	91	Characidae	Characidae nain	sp. 1	CHA1						
23	Characiformes	91	Characidae	Characidae nain	sp. 2	CHA2						
23	Characiformes	91	Characidae	Characidae nain	sp. 3	CHA3						
23	Characiformes	91	Characidae	Characidae nain	sp. 4	CHA4						
23	Characiformes	91	Characidae	Characidae nain	sp. 5	CHA5						
23	Characiformes	91	Characidae	Characidae nain	sp. 6	CHA6						
23	Characiformes	91	Characidae	Characidae	sp.	CHSP						
24	Siluriformes	111	Doradidae		<i>Doras</i>	<i>carinatus</i>	DCAR					(Linnaeus 1766)
24	Siluriformes	112	Auchenipteridae		Auchenipteridae	spp.	AUCH					
24	Siluriformes	112	Auchenipteridae		<i>Auchenipterus</i>	<i>nuchalis</i>	ANUC					(Spix 1829)
24	Siluriformes	112	Auchenipteridae		<i>Glenidium</i>	<i>leopardus</i>	GLEO					(Hoedman 1961)
24	Siluriformes	112	Auchenipteridae		<i>Parauchenipterus</i>	<i>galatus</i>	PGAL					(Linnaeus 1766)
24	Siluriformes	112	Auchenipteridae		<i>Pseudauchenipterus</i>	<i>nodosus</i>	PNOD					(Bloch 1794)
24	Siluriformes	112	Auchenipteridae		<i>Tatia</i>	<i>intermedia</i>	TINT					(Steindachner 1876)
24	Siluriformes	113	Pimelodidae		<i>Brachyplatystome</i>	<i>filamentosum</i>	BFLA					(Lichtenstein 1819)
24	Siluriformes	113	Pimelodidae		<i>Brachyplatystome</i>	<i>flavicans</i>	BFLA					(Castelnau 1855)

Liste systématique

24	Siluriformes	113	Pimelodidae	Brachyplatystoma	vaillanti	BVAI			(Valenciennes 1840)	
24	Siluriformes	113	Pimelodidae	Heptapterus	brevior	HBRE			(Eigenmann 1912)	
24	Siluriformes	113	Pimelodidae	Heptapterus	longior	HLON			(Eigenmann 1912)	
24	Siluriformes	113	Pimelodidae	Heptapterus	tapanahoniensis	HTAP			Mees 1974	
24	Siluriformes	113	Pimelodidae	Imperfinis	minutus	IMIN			(Lütken 1874)	
24	Siluriformes	113	Pimelodidae	Pimelodella	cristata	PCRI			(Müller & Troschel 1848)	
24	Siluriformes	113	Pimelodidae	Pimelodella	gracilis	PGRA			(Val. in Cuv. & Val. 1840)	
24	Siluriformes	113	Pimelodidae	Pimelodidae	sp.	PIME				
24	Siluriformes	113	Pimelodidae	Pimelodus	blochii	PBLO			Valenciennes 1840	
24	Siluriformes	113	Pimelodidae	Pimelodus	ornatus	PORN			(Kner 1857)	
24	Siluriformes	113	Pimelodidae	Pseudopimelodus	albomarginatus	PALB			Eigenmann 1912	
24	Siluriformes	113	Pimelodidae	Pseudopimelodus	raninus	PRAN			(Valenciennes 1840)	
24	Siluriformes	113	Pimelodidae	Pseudopimelodus	zungaro	PZUN			(Humboldt 1833)	
24	Siluriformes	113	Pimelodidae	Rhamdia	quelen	RQUE			(Quoy & Gaimard 1824)	
24	Siluriformes	115	Helogenidae	Helogenes	marmoratus	HMAR			(Günther 1863)	
24	Siluriformes	116	Cetopsidae	Hemicetopsis	sp.	HEMC				
24	Siluriformes	116	Cetopsidae	Paracetopsis	sp.	PASP				
24	Siluriformes	118	Aspredinidae	Bunocephalus	sp.	BUNO	Bunocephalus	coracoideus	BCOR	Cope 1874
24	Siluriformes	119	Trichomycteridae	Ochmacantus	sp.	OCSP				
24	Siluriformes	119	Trichomycteridae	Trichomycterus	guianense	TGUI			(Eigenmann 1909)	
24	Siluriformes	120	Callichthyidae	Callichthys	callichthys	CCAL			Linnaeus 1758	
24	Siluriformes	120	Callichthyidae	Corydoras	octocirrus	COCT			(Nijsen 1970)	
24	Siluriformes	120	Callichthyidae	Corydoras	spilurus	CSPI			Norman 1926	
24	Siluriformes	120	Callichthyidae	Hoplosternum	sp.	HOSP				
24	Siluriformes	120	Callichthyidae	Hoplosternum	littorale	HLIT			(Hancock 1828)	
24	Siluriformes	120	Callichthyidae	Hoplosternum	thoracatum	HTHO			(Val. in Cuv. & Val. 1840)	
24	Siluriformes	121	Loricariidae	Loricariidae	sp.	LORI				
24	Siluriformes	121	Loricariidae	Ancistrus	hoplogeny	AMOP	Ancistrus	aff. hoplogeny	AHOP	(Günther 1864)
24	Siluriformes	121	Loricariidae	Cteniloricaria	maculata	CHAC			(Boeseman 1971)	
24	Siluriformes	121	Loricariidae	Farlowella	reticulata	FRET			Boeseman 1971	
24	Siluriformes	121	Loricariidae	Harttia	surinamensis	HSUR			Boeseman 1971	
24	Siluriformes	121	Loricariidae	Hypostomus	gymnorhynchus	HGYM			(Norman 1926)	
24	Siluriformes	121	Loricariidae	Hypostomus	plecostomus	HPLE			(Linnaeus 1758)	
24	Siluriformes	121	Loricariidae	Hypostomus	ventromaculatus	HVEN			Boeseman 1968	
24	Siluriformes	121	Loricariidae	Lasiancistrus	niger	LNIG			(Norman 1926)	
24	Siluriformes	121	Loricariidae	Lasiancistrus	sp.	LASI				
24	Siluriformes	121	Loricariidae	Lithoxus	planquettei	LPLA			Boeseman 1982	
24	Siluriformes	121	Loricariidae	Loricaria	gr. cataphracta	LGCA				
24	Siluriformes	121	Loricariidae	Rhineloricaria	stewarti	RSTE			(Eigenmann 1909)	
24	Siluriformes			Siluriformes	sp.	SILU				
25	Gymnotiformes	123	Sternopygidae	Eigenmannia	virescens	EVIR			(Valenciennes 1847)	
25	Gymnotiformes	123	Sternopygidae	Sternopygus	macrurus	SMAC			(Bloch & Schneider 1801)	
25	Gymnotiformes	125	Hypopomidae	Hypopomus	beebei	HBEE	Brachyhypopomus	beebei	BBEE	(Schultz 1944)
25	Gymnotiformes	125	Hypopomidae	Parupygus	sevannensis	PSAV	Hypopomus	artedi	HART	(Kaup 1856)
25	Gymnotiformes	127	Gymnotidae	Gymnotus	anguillaris	GANG			Hoedeman 1962	
25	Gymnotiformes	127	Gymnotidae	Gymnotus	carapo	GCAR			Linnaeus 1758	
25	Gymnotiformes	127	Gymnotidae	Gymnotus	spp.	GYSP				
25	Gymnotiformes	128	Electrophoridae	Electrophorus	electricus	ELEL			(Linnaeus 1766)	
25	Gymnotiformes			Gymnotiformes	spp.	GYMN				
36	Cyprinodontiformes	207	Aplocheilidae	Rivulus	agilae	RAGI			Hoedeman 1954	
36	Cyprinodontiformes	207	Aplocheilidae	Rivulus	igneus	RIGN			Huber 1991	
36	Cyprinodontiformes	207	Aplocheilidae	Rivulus	sp.	RISP				
36	Cyprinodontiformes	207	Aplocheilidae	Rivulus	xiphidius	RXIP			Huber 1979	

Liste systématique

36	Cyprinodontiformes	212	Poeciliidae	Poeciliinae	Poecilia	parae	PPAR				(Eigenmann 1894)
36	Cyprinodontiformes	212	Poeciliidae	Poeciliinae	Poecilia	sp.	POEC				
36	Cyprinodontiformes	212	Poeciliidae	Poeciliinae	Poecilia	vivipara	PVIV				Bloch & Schneider 1801
36	Cyprinodontiformes	212	Poeciliidae	Tomeurinae	Tomeurus	gracilis	TGRA				Eigenmann 1909
44	Syngnathiformes	259	Syngnathidae	Syngnathinae	Syngnathidae	sp.	SYNG				
46	Synbranchiformes	261	Synbranchidae		Synbranchus	marmoratus	SMAR				Bloch 1795
48	Perciformes	282	Centropomidae		Centropomus	paralellus	CPAR				Poey 1860
48	Perciformes	282	Centropomidae		Centropomus	undecimalis	CUND				(Bloch 1792)
48	Perciformes	326	Sciaenidae		Plagioscion	squamosissimus	PSQU				(Heckel 1840)
48	Perciformes	342	Nandidae	Nandinae	Polycentrus	schomburgkii	PSCH				Müller & Troschel 1848
48	Perciformes	344	Cichlidae		Cichlidae	spp.	CICH				
48	Perciformes	344	Cichlidae		Aequidens	guianensis	AGUI	Krobia	guianensis	KGUI	(Regan 1905)
48	Perciformes	344	Cichlidae		Aequidens	maroni	AMAR	Cleithracara	maronii	CMAR	(Steindachner 1882)
48	Perciformes	344	Cichlidae		Aequidens	sp.	AESP				
48	Perciformes	344	Cichlidae		Cichlasoma	bimaculatum	CBIM				(Linnaeus 1758)
48	Perciformes	344	Cichlidae		Crenicichla	saxatilis	CSAX				(Linnaeus 1758)
48	Perciformes	344	Cichlidae		Geophagus	surinamensis	GSUR				(Bloch 1791)
48	Perciformes	344	Cichlidae		Heros	severus	HSEV				Heckel 1840
48	Perciformes	344	Cichlidae		Nannacara	anomala	NANO				Regan 1905
48	Perciformes	344	Cichlidae		Nannacara	aureocephalus	NAUR				Allgayer 1983
48	Perciformes	344	Cichlidae		Nannacara	spp.	NASP				
48	Perciformes	344	Cichlidae		Satanoperca	sp. aff. leucosticta	SLEU				
48	Perciformes	402	Eleotridae		Dormitator	macropthalmus	DMAC				Puyo 1944
48	Perciformes	402	Eleotridae		Eleotris	amblyopsis	EAMB				(Cope 1870)
48	Perciformes	403	Gobiidae		Gobiidae	sp.	GOBI				
99	Autres	999	autres		Indéterminé	sp.	INDE				
99	Autres	999	autres		Larve	sp.	LARV				

**ANNEXES III : Les différents  
peuplements du fleuve Sinnamary  
(d'après LAUZANNE, 1993).**

Figure III.5: Les différents peuplements du fleuve Sinnamary

