

**UNIVERSITE MONTPELLIER II  
SCIENCES ET TECHNIQUES DU LANGUEDOC**

**THESE**

pour obtenir le grade de

**DOCTEUR DE L'UNIVERSITE MONTPELLIER II**

Discipline: **Ecologie des systèmes aquatiques continentaux**  
Formation Doctorale: **Ecologie des systèmes aquatiques continentaux**  
Ecole Doctorale: **Biologie intégrative**

Présentée et soutenue publiquement

par

**Francisco Leonardo TEJERINA GARRO**

le 12 décembre 2001

**ETUDE DES RELATIONS HABITAT-POISSONS DANS LES EAUX COURANTES  
DE GUYANE FRANÇAISE POUR L'EVALUATION DE LA QUALITE DU MILIEU  
AQUATIQUE**

**JURY**

M. Gérard LASSERRE, Professeur UM II, Montpellier	Président
M. Bernard de MERONA, Directeur de Recherche IRD, Cayenne	Directeur de Thèse
M. Thierry OBERDORFF, Chercheur MNHN, Paris	Rapporteur
M. Angelo Antonio AGOSTINHO, Professeur UEM, Maringa, Brésil	Rapporteur
M. Patrick BERREBI, Professeur UM II, Montpellier	Examineur
M. Sovan LEK, Professeur UM II, Montpellier	Examineur

**à Gabriela, Gustavo (père et fils)  
et Goya**

## REMERCIEMENTS

Ce travail n'aurait pas pu être réalisé sans le concours direct et indirect de nombreuses personnes. Parmi elles, je tiens spécialement à remercier :

- M. Bernard de Mérona qui m'a donné l'opportunité de participer à ce projet au sein du laboratoire d'Hydrobiologie du Centre IRD de Cayenne et a accepté de me diriger dans les méandres de la recherche scientifique. Je le remercie pour sa confiance, sa patience, son soutien intellectuel et moral et pour son engagement vis-à-vis des démarches administratives et scientifiques me permettant d'acquérir une formation intellectuelle et bien plus, le long des ces quatre ans de thèse. Mes sincères remerciements !
- Aux membres du jury, qui ont bien voulu juger ce travail, j'exprime ma gratitude.
- MM. Bernard Hugueny et Jean-Jacques Albaret pour avoir accepté de participer au Comité de suivi de la thèse et partagé leurs connaissances dans le domaine écologique.
- Mme la Professeur Clélia Brandão Alvarenga Craveiro, ex Rectrice de l'Universidade Católica de Goiás, Brésil, pour la confiance accordée dans les moments troubles du début de la thèse.
- MM. le Professeur José Wellington G. de Souza Lemos, Directeur du Département de Biologie de l'Universidade Católica de Goiás et le Professeur Afonso Pereira Fialho pour leur appui, confiance et amitié. Mille merci !
- MM. Roland Ruffini, Jean-Claude Bron, Jean-Jacques Troubat et Michel Tarcy pour leur inestimable aide et partage de leur savoir-faire en matière de capture des poissons, traversée des sauts, construction des carbet, boucanage des poissons et autres aléas du terrain.
- MM. Marc Barral, Nicolas Hubert, Sébastien Lebossé, Frédéric Soulard, Régis Vigouroux et Mlle Emmanuelle Gautheret pour leur précieuse participation sur le terrain et au laboratoire et pour les bons moments partagés.
- Mme Judy Rankin de Mérona pour son aide incontournable dans la rédaction des articles en anglais.
- Mme Sylvie Mérigoux pour avoir partagé ses connaissances sur le milieu aquatique guyanais.
- Mlle Monique Simier qui m'a aidé à découvrir la «planète ADE» des analyses multivariées.
- L'équipe du laboratoire d'Hydrologie du Centre IRD de Cayenne, représenté par M. Jean-Pierre Mobeche, pour m'avoir fourni les données hydrologiques.

- M. Christophe Charron pour avoir partagé ses connaissances sur l'utilisation des logiciels d'application géographique.
- Mlle Marie-Françoise Prévost pour l'identification du matériel végétal et pour la relecture de la première version de ce manuscrit et M. Laurent Polidori pour son aide à la révision de quelques chapitres.

Je tiens à exprimer aussi toute ma sympathie à TOUS qui m'ont soutenu pendant ces années principalement: Lorenza, Jean-Pierre Lefebvre, Yolande Guedon, Valérie Bernal, Téogenes Rodrigues de Lima, Maria Carneiro, Jacqueline Rodrigues de Lima, Maria Vilma Moraes, Moïse Tsayem-Demaze, Thomas Guyondet, Loïc Galisson, Jérôme Labatt, Fernanda Silva Bonfin, Laurence Goury, Nathalie Souquet, Nathalie Rougean. Et comme dans la vie il y a des moments de détente, je remercie aux membres de l'OSBAND pour toutes les bons moments partagés.

Je tiens à exprimer ma gratitude à la Direction générale de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) pour la bourse octroyée et à la Direction Régionale de l'Environnement de Cayenne, pour la subvention de cette recherche.

Je suis reconnaissant aux MM. les professeurs, Divino Brandão et Guilhermino de Paula Souza de l'Univesidade Federal de Goiás, Brésil, qui ont su réveiller en moi, au début de mon parcours d'étudiant, l'intérêt pour l'écologie et l'ichtyologie.

Enfin, je suis particulièrement reconnaissant à ma mère et à ma sœur Fatima, pour leur soutien moral et leur encouragement, et à Laurence pour son soutien, son aide et pour les instants partagés. Merci infiniment !

## TABLE DE MATIERES

<b>REMERCIEMENTS</b> .....	iii
<b>1. Introduction</b> .....	1
1.1. Définition du concept d'habitat .....	3
1.2. Définition du concept de peuplement et structure du peuplement .....	4
1.3. Interactions entre le peuplement des poissons et l'habitat .....	5
1.4. Échelle spatiale d'application de la relation habitat-poissons .....	7
1.4.1. Influence des variables environnementales régionales et locales sur la structure des communautés de poissons .....	7
1.5. Le cycle saisonnier : aspects écologiques dans le milieu lotique .....	9
1.6. Le peuplement ichtyologique guyanais .....	10
1.7. Problématique .....	10
<b>2. Caractéristiques générales de l'aire d'étude</b> .....	12
2.1 Localisation géographique .....	12
2.2 Le climat .....	12
2.3 Le réseau hydrographique .....	14
2.4 Caractéristiques physiques .....	14
2.5 Interaction entre les cours d'eau et la forêt .....	16
2.6 Caractéristiques physico-chimiques .....	18
2.7 Caractéristiques spécifiques des cours d'eau échantillonnés .....	18
2.7.1 Les cours d'eau guyanais: échelle spatiale .....	18
2.7.2 La rivière Comté: échelle temporelle .....	22
<b>3. Méthodologie d'échantillonnage</b> .....	24
3.1 Standardisation de l'échantillonnage au filet maillant dans les grand cours d'eau .....	24
3.1.1 Introduction .....	24
3.1.2 Méthodologie .....	25
3.1.3 Analyse des données .....	26
3.1.4 Résultats .....	28
3.1.5 Discussion .....	36
3.1.6 Conclusion .....	38
3.2 Plan d'échantillonnage .....	38
3.3 Traitement du matériel biologique .....	39
3.4 Les descripteurs des peuplements .....	42
3.5 Techniques d'échantillonnage de l'habitat .....	44
3.5.1 Echelle et variables quantitatives et qualitatives .....	44
3.6. Analyse statistique des données .....	47
<b>4. Variation de l'habitat à l'échelle spatiale: les cours d'eau de la Guyane</b> .....	50
4.1 Introduction .....	50
4.2 Méthodes .....	51
4.3 Résultats .....	51
4.4 Discussion .....	63
4.5 Conclusion .....	67
<b>5. Variation saisonnière de l'habitat : la rivière Comté</b> .....	69
5.1 Introduction .....	69

5.2 Méthodes .....	70
5.2.1 Les données de la Rivière Comté .....	70
5.2.2 Les données des autres stations .....	71
5.3 Résultats .....	71
5.3.1 La rivière Comté .....	71
5.3.1.1 Variables qualitatives .....	74
5.3.1.2 Variables quantitatives .....	76
5.3.2 Les autres stations .....	80
5.4 Discussion .....	81
5.5 Conclusion .....	86
<b>6. Variabilité temporelle des peuplements .....</b>	<b>89</b>
6.1 Introduction .....	89
6.2 Méthodes .....	89
6.3 Résultats .....	90
6.3.1 Variabilité saisonnière de la composition spécifique et synthétique du peuplement de poissons .....	90
6.3.1.1 Coefficient de Variation (CV) .....	93
6.3.1.2 Analyse factorielle des Correspondances (AFC) .....	93
6.4 Discussion .....	99
6.5 Conclusion .....	106
<b>7. Variabilité saisonnière de la relation habitat-poissons: le cas de la rivière Comté .....</b>	<b>106</b>
7.1 Introduction .....	106
7.2 Méthodes .....	107
7.3 Résultats .....	108
7.3.1 Station A .....	108
7.3.1.1 Variables quantitatives .....	108
7.3.1.2 Variables qualitatives .....	113
7.3.2 Station B .....	119
7.3.2.1 Variables quantitatives .....	119
7.3.2.2 Variables qualitatives .....	124
7.4 Discussion .....	130
7.5 Conclusion .....	137
<b>8. Variabilité spatiale des peuplements .....</b>	<b>139</b>
8.1 Introduction .....	139
8.2 Méthodes .....	139
8.3 Résultats .....	142
8.3.1 Distribution spatiale des peuplements .....	142
8.3.1.1 Pluie .....	142
8.3.1.1.1 Analyse Factorielle des Correspondances .....	142
8.3.1.1.2 Patrons spatiaux .....	147
8.3.1.2 Etiage .....	153
8.3.1.2.1 Analyse Factorielle des Correspondances .....	153
8.3.1.2.2 Patrons spatiaux .....	157
8.4 Discussion .....	160
8.5 Conclusion .....	165
<b>9. Variabilité spatiale de la relation habitat-poissons .....</b>	<b>166</b>
9.1 Introduction .....	166

9.2 Méthodes .....	167
9.3 Résultats .....	168
9.3.1 Peuplement de poissons vs. variables quantitatives et qualitatives.....	168
9.3.1.1 Pluie .....	168
9.3.1.2 Etiage .....	179
9.4 Discussion.....	183
9.4.1 Transparence de l'eau.....	184
9.4.2 Conductivité, température, aire du bassin versant, aire de drainage en amont de la station et substrat.....	189
9.5 Conclusion .....	196
<b>10. Application des relations habitat-poissons dans l'élaboration d'un indice pour l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques d'eau courante en Guyane française.....</b>	<b>198</b>
10.1 Introduction.....	198
10.2 Méthodologie.....	199
10.2.1 Les données.....	199
10.2.2 Sélection des descripteurs et des variables environnementales .....	200
10.2.2.1 Descripteurs globaux.....	200
10.2.2.2 Descripteurs taxonomiques .....	202
10.2.2.3 Descripteurs trophiques.....	203
10.2.3 Elaboration de modèles de référence.....	204
10.2.4 Sélection des descripteurs.....	207
10.2.5 Elaboration de l'indice et notation des descripteurs.....	207
10.2.6 Interprétation de l'indice.....	207
10.2.7 Validation de l'indice.....	209
10.3 Résultats.....	209
10.4 Discussion.....	213
10.4.1 Nature et interprétation des descripteurs .....	217
10.4.1.1 Descripteurs globaux.....	217
10.4.1.2 Descripteurs taxonomiques .....	217
10.4.1.3 Descripteurs trophiques.....	218
10.4.2 Sensibilité de l'indice élaboré .....	219
10.4.3 Interprétation de l'indice.....	220
10.4.4 Application de l'indice élaboré .....	226
10.5 Conclusion .....	227
<b>Conclusions générales et perspectives.....</b>	<b>229</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE .....</b>	<b>232</b>

**CHAPITRE 1**  
**INTRODUCTION**



## 1. Introduction

L'Amérique du Sud possède encore de nombreuses zones, principalement celles de forêt ou les bois, qui n'ont pas subi les effets directs de l'activité humaine (Pringle et al., 2000). Toutefois, la conservation de la faune et la flore pose des problèmes qui, le plus souvent, s'opposent directement au développement industriel et urbain. Cette situation devient plus grave lorsque les unités administratives concernées par la préservation de l'environnement ne possèdent pas les outils écologiques qui permettent de gérer de façon plus ou moins harmonieuse un programme de développement et de conservation.

Si les problèmes environnementaux affectent plus amplement le milieu terrestre que le milieu aquatique continental, ce dernier constitue un indicateur des conditions et des altérations subies par le milieu terrestre (Sioli, 1990). D'après Pringle et al. (2000) et Sioli (1990) les principales activités anthropiques qui affectent le milieu aquatique continental sud-américain sont:

- la déforestation, qui provoque une fragmentation critique de l'habitat aquatique, une augmentation de la charge des sédiments dans la colonne d'eau, des modifications de l'hydrologie et de la géomorphologie des cours d'eau, des changements des régimes de la température et de la lumière incidente et de l'hétérogénéité de l'habitat ;
- l'agriculture, qui entraîne la pollution de l'eau via l'utilisation intensive des engrais, des pesticides et des herbicides;
- le développement des aires urbaines et industrielles qui affecte la qualité et la quantité d'eau disponible par la voie de la décharge sans traitement des eaux usées domestiques ou industrielles ;
- la construction de barrages hydroélectriques, qui fragmente le système lotique dans le sens longitudinal (amont/aval) et horizontal (canal principal/plaine d'inondation) affectant ainsi les peuplements des organismes aquatiques en bloquant les déplacements saisonniers de reproduction ou trophiques, en modifiant les concentrations d'oxygène dissous et les processus de sédimentation ;
- l'orpaillage, qui augmente la contamination des chaînes trophiques par le méthyl mercure et induit la mise en suspension de grandes quantités de sédiments provoquant une importante turbidité ;
- l'introduction d'espèces exotiques.

Différentes approches visant la conservation du milieu ont été utilisées face à cette problématique environnementale. L'utilisation de critères chimiques pour déterminer la

qualité de l'eau et ainsi contrôler les activités humaines s'est avérée insuffisante (Leska et al., 1994). Les approches qui considèrent la qualité chimique de l'eau et la toxicité du sédiment ne sont pas capables de mesurer d'autres types de dégradation du milieu aquatique comme l'introduction d'espèces exotiques ou l'altération du régime hydrologique (Leska et al., 1994).

Parallèlement à l'utilisation des indices chimiques ou des tests de toxicité, d'autres approches ont été développées pour mesurer la qualité du milieu, comme par exemple l'utilisation des organismes indicateurs. Cependant, ce type d'approche s'est avérée limitée car il reflète seulement les perturbations provoquées par la décharge des eaux usées en milieu naturel, les relations entre les organismes et leur tolérance à la pollution ne sont pas bien connues, les organismes indicateurs choisis ne sont pas de valeur économique (Davis, 1995).

Un autre type d'approche utilisé concerne les indices biologiques numériques. Dans ce groupe on trouve l'indice de Shannon-Wiener, le mieux connu comme l'indice de diversité des espèces. Il a été largement utilisé comme une mesure des peuplements du milieu lotique en réponse à la pollution. Toutefois, son utilisation est limitée car 1) il ne reflète pas la signification écologique, 2) il dépend totalement des mesures de la structure comme l'abondance, laquelle varie en fonction du temps, du type d'équipement de collecte utilisé et du niveau de résolution taxonomique, et 3) il y a une perte d'information sur la composition du peuplement en utilisant une valeur simple d'indice (Davis, 1995).

Dans le même groupe des indices biologiques numériques on trouve les indices dits multi-métriques. Ils sont ainsi appelés car ils sont élaborés à partir des différents attributs des peuplements (métriques) comme la structure du peuplement (richesse, abondance relative, entre autres), la composition taxonomique (espèces tolérantes, espèces rares, etc.), la condition individuelle (maladies, anomalies corporelles, etc.), et les processus biologiques (productivité, dynamique trophique entre autres).

L'Indice d'Intégrité Biologique (IBI) (Karr, 1981) basé sur les peuplements de poissons est un type d'indice multi-métrique. Cet indice repose sur le concept d'intégrité biologique, c'est-à-dire la capacité d'un système écologique à soutenir et maintenir des peuplements des organismes adaptés, en équilibre et intégrés, qui possèdent une composition d'espèces, une diversité et une organisation fonctionnelle comparables à celles trouvées dans un habitat naturel de la région (Karr et Dudley, 1981).

Les peuplements de poissons sont considérés comme d'excellents indicateurs de l'intégrité et de la santé des écosystèmes (Lyons et al., 1995). Karr (1987) et Hocutt (1981) mentionnent plusieurs avantages quant à l'utilisation des communautés de poissons dans les programmes de surveillance biologique. Parmi ces avantages, Karr et Dudley (1981), Karr (1987) et Harris (1995) signalent:

- les poissons reflètent les conditions des communautés d'organismes producteurs et consommateurs présents dans le milieu aquatique du fait de leur position finale ou semi-finale dans les chaînes alimentaires ;
- ils peuvent être utilisés comme indicateurs des longs processus produits au niveau temporel et spatial dans le milieu à cause de leur longévité et mobilité, respectivement;
- la diversité des espèces ichtyologiques représentent les différents niveaux trophiques (omnivores, herbivores, insectivores, planctophages, piscivores);
- les poissons mangent des aliments originaires du milieu terrestre et aquatique;
- ils sont trouvés dans la plupart des environnements aquatiques sauf les milieux très pollués ou éphémères;
- ils sont de facile identification taxonomique en comparaison avec d'autres groupes d'animaux.

Initialement l'indice de Karr a été conçu pour les cours d'eau nord-américains. Au-delà de l'Amérique du Nord, l'IBI a notamment été utilisé par Coeck et al. (1993) dans le bassin du Schelot (Belgique); par Oberdorff et Hughes (1992) dans le bassin de la Seine (France); par Oberdorff et al. (1996) dans le bassin Seine-Normandie (France); par Harris (1995) dans les rivières de New South Wales (Australie); par Lyons et al. (1995) dans les rivières de la région centrale de l'ouest du Mexique ; par Gutierrez (1994) dans les rivières Guache et Guanare (Venezuela) et par Araújo (1998) dans la rivière Paraíba do Sul (Brésil).

Cependant, le développement de ces indices dans les régions néotropicales ne s'avère pas facile à cause des différentes entraves. Un des plus importants est la connaissance insuffisante de la biologie des espèces de poissons tropicaux (Moyle et Cech, 1996; Marco A. Rodriguez, communication personnelle) et des interactions entre les peuplements de poissons et le milieu. Cette dernière caractéristique, c'est-à-dire la compréhension des facteurs abiotiques qui influencent la richesse spécifique, la composition de communautés et le fonctionnement des écosystèmes des cours d'eau non perturbés est un des préalables indispensables à l'élaboration des pratiques qui peuvent éliminer ou minimiser l'impact sur l'environnement (Hugueny, 1990a; Townsend, 1989).

Avant d'aborder les interactions entre le milieu et les peuplements de poissons, deux définitions sont nécessaires. La première concerne l'habitat et la deuxième le peuplement et la structure du peuplement.

### **1.1. Définition du concept d'habitat**

La définition initiale du concept d'*habitat* dans le sens écologique se confond avec celle de *niche écologique*. Hutchinson (1957 cité par Barbault, 1992), définit la niche écologique comme l'ensemble des conditions dans lesquelles vit et se maintient la population. Cette définition est une généralisation et une formalisation de la notion d'habitat (Frontier et Pichod-Viale, 1991).

Ultérieurement, les définitions d'Odum (1971) et Ricklefs (1990) donnent à l'habitat un sens plus large. Le premier définit l'habitat comme « l'adresse » d'une espèce, c'est-à-dire le local où on trouve une espèce, tandis que le deuxième définit l'habitat comme l'endroit où un animal ou une plante vivent normalement, lequel est caractérisé par une formation végétale dominante ou par des caractéristiques physiques. Ceci permet d'identifier plusieurs types d'habitat comme par exemple l'habitat lotique ou l'habitat forestier.

Toutefois, une définition plus précise de l'habitat par rapport au milieu aquatique mais qui peut être généralisée à d'autres milieux, est donnée par Lévêque (1995). D'après cet auteur l'habitat est une notion essentiellement dynamique, une référence spatiale et temporelle, c'est-à-dire, la position qu'occupe à un instant donné un individu parvenu à un certain stade de développement, cherchant à optimiser le nécessaire compromis entre différentes contraintes biologiques et écologiques, dans un milieu lui-même très variable.

Dans ces conditions, l'habitat ne peut être défini par les seules caractéristiques physiques du milieu, mais aussi par quatre grands types d'organisation spatio-temporelle :

- la zone de stabulation ou zone de repos pour l'individu qui cherche avant tout un abri temporaire vis-à-vis du milieu ou de prédateurs ;
- la zone d'activité qui est l'échelle de référence pour les cycles nyctéméraux et lunaires correspondant notamment à la recherche de nourriture ;
- la niche ontogénique qui correspond à l'ensemble des milieux dont une espèce a besoin pour accomplir son cycle biologique ;
- l'échelle de la métapopulation qui correspond aux différents bassins hydrographiques dans lesquels l'espèce est présente (Lévêque, 1995).

Cette définition complexe implique des connaissances approfondies de la biologie des espèces qui sont loin d'être acquises dans le cas de peuplements néotropicaux très riches en espèces. Dans ce travail nous intégrons cependant un aspect dynamique de l'habitat aux définitions d'Odum (1971) et de Ricklefs (1990) en suivant sa variabilité temporelle.

## **1.2. Définition du concept de peuplement et structure du peuplement**

Il n'existe pas de consensus sur la définition du concept de peuplement et quelques auteurs considèrent que ce dernier existe rarement comme une unité naturelle et définissable (Lévêque, 1997).

Pour Frontier et Pichod-Viale (1991) le concept de peuplement est défini comme un ensemble de populations monospécifiques vivant simultanément sur un territoire. Toutefois, cette définition associe le peuplement à une simple collection d'espèces.

D'après Barbault (1992), le peuplement est plus qu'une collection d'espèces, il est un système de populations interconnectées ou susceptibles de l'être.

Une définition plus précise est donnée par Southwood (1987, cité par Lévêque, 1997). Pour cet auteur le peuplement est un groupe d'organismes (généralement avec de larges affinités taxonomiques) vivant ensemble dans un endroit ; plusieurs d'entre eux peuvent interagir avec d'autres au niveau horizontal (compétition) et vertical (prédation, parasitisme).

La définition du concept de peuplement permet de définir plus facilement le concept de structure des peuplements. D'après Barbault (1992) ce terme désigne :

- une organisation de nature numérique (structure taxonomique ou structure d'abondance) ou un mode de distribution spatiale et/ou une organisation fonctionnelle.

Dans ce contexte, d'après Matthews (1998) la structure du peuplement inclut :

- le nombre des espèces ;
- le nombre de familles ;
- la richesse spécifique au sein des familles ;
- le nombre d'espèces proies par rapport aux espèces piscivores ;
- la composition en proportion du peuplement par groupe trophique ou par groupes fonctionnels ;
- la distribution de l'abondance des espèces dans un endroit ;
- la distribution de taille du corps pour l'ensemble du peuplement ;
- la distribution du «potentiel trophique» (dimensions de la gueule) pour l'ensemble du peuplement.

La définition de peuplement de Southwood (1987, cité par Lévêque, 1997) et celle du concept de la structure du peuplement de Matthews (1998) et Barbault (1992) ont été retenues dans le cadre de cette étude.

### **1.3. Interactions entre le peuplement de poissons et l'habitat**

Deux approches ont été considérées dans le cadre des études sur l'écologie des peuplements. La première, de type déterministe considère que les relations biotiques de compétition et de prédation sont les principaux paramètres à avoir une influence sur la structure des communautés en dehors de toute perturbation anthropique du milieu (Gorman et Karr, 1978). La deuxième admet la participation des facteurs stochastiques, c'est-à-dire, des facteurs environnementaux qui influencent la structure des peuplements de poissons comme le montrent Grossman et al. (1982) dans le cas des peuplements de poissons d'un petit cours d'eau d'Amérique du Nord. Toutefois, d'autres résultats indiquent que les facteurs de type déterministe et stochastique peuvent interagir pour influencer les peuplements de poissons. C'est le cas pour les peuplements piscicoles des plaines d'inondation de l'Orénoque (Rodriguez et Lewis Jr., 1994) où les changements de la transparence de l'eau, de la saison des pluies à l'étiage, provoque des changements dans les peuplements piscicoles basés sur la relation prédateur-proie.

Une importante classe parmi les modèles stochastiques considère les peuplements piscicoles selon le « Patch dynamic concept » de Townsend (1989). Ce concept considère les peuplements comme un ensemble de cellules identiques en ce qui concerne les conditions et les ressources, qui est colonisé aléatoirement par les individus des différentes espèces (Townsend, 1989).

Dans les différents modèles stochastiques la perturbation est implicite. Townsend (1989) définit la perturbation comme un cas relativement discret dans le temps, lequel arrive à enlever les organismes et ouvre des espaces dans le milieu qui peuvent être colonisés par des individus de la même espèce ou de différentes espèces. La perturbation fonctionne comme un mécanisme de réinitialisation des conditions biotiques et abiotiques du milieu.

Une autre approche plus récente, qui explique l'influence du milieu sur la structure des peuplements, est « l'Habitat temple » de Townsend et Hildrew (1994). Selon cette approche, l'habitat fournit le cadre dans lequel la combinaison des adaptations pour la survie et la reproduction des espèces est sélectionnée pendant le temps écologique (Townsend et Hildrew, 1994).

Ces deux approches considèrent que la structure des peuplements est influencée par la variation spatio-temporelle de l'environnement et, d'après Townsend (1989) et Townsend et Hildrew (1994), les deux approches peuvent être appliquées aux cours d'eau continentaux.

Toutefois, l'application du concept de « Patch dynamic » au milieu lotique a montré des résultats négatifs dans le cas des peuplements piscicoles du Rhône (Persat et al., 1994) et seulement partiellement positifs dans le cas des peuplements piscicoles juvéniles du fleuve Sinnamary (Guyane française) (Mérigoux, 1998).

#### **1.4. Échelle spatiale d'application de la relation habitat-poisson**

Dans les systèmes lotiques le rapport entre l'habitat et les poissons peut-être considéré à différentes échelles spatiales dépendant du but de l'étude (Changeux, 1995 ; Méricoux et al., 1998). Différentes approches ont été développées afin d'obtenir une classification hiérarchique de l'habitat en considérant les caractéristiques spatiales et temporelles d'un réseau hydrographique. Frissell et al. (1986), Imhof et al. (1996) et Poff (1997) ont développé une approche en considérant l'ensemble de bassin versant tandis que Hawkins et al. (1993) considèrent à peine une partie spécifique du système hydrographique.

L'approche qui considère l'intégralité du réseau hydrographique place le bassin versant au sommet de l'échelle. Les variables mesurées à ce niveau sont appelées « régionales ». Par contre, au niveau inférieur se trouve l'habitat et les variables ici mesurées sont dénommés « locales ». Parmi ces approches, celle présentée par Imhof et al. (1996) semble être la plus convenable en milieu d'eaux courantes tropicales à cause de la hiérarchie géographique et de l'ampleur de l'échelle linéaire spatiale (le bassin versant,  $10^5$  m ; le sous bassin versant,  $10^4$  m ; le tronçon,  $10^4 - 10^1$  m ; le site  $10^1 - 10^0$  m et l'habitat  $10^0 - 10^{-1}$  m). Cette hiérarchie est facilement retrouvée dans le milieu aquatique tropical.

##### **1.4.1. Influence des variables environnementales régionales et locales sur la structure des communautés de poissons**

Les poissons ainsi que d'autres organismes montrent une étroite relation avec leur milieu. Les variables comme la structure de l'habitat, les interactions biotiques, le débit, la source d'énergie et la qualité de l'eau contrôlent les peuplements de poissons de telle façon qu'on peut avoir une relation de prédiction entre les variables et les peuplements de poissons (Harris, 1995). Les variables abiotiques peuvent être classifiées selon une échelle de grandeur spatiale. De cette façon, on peut avoir des variables locales et régionales. Les changements dans la structure des communautés de poissons au niveau local sont dus aux facteurs écologiques tandis que les variations régionales sont dues aux facteurs géomorphologiques et zoogéographiques (Fausch et al., 1984).

Selon Poff (1997) dans l'état de connaissance actuel sur l'écologie des peuplements aquatiques, on sait que la composition locale d'organismes aquatiques, incluant les poissons, est déterminée par des variables locales et régionales.

Les variables caractérisant tout un bassin versant sont dites régionales, comme par exemple le régime hydrologique, la superficie de drainage, le débit, la morphologie, la taille du bassin versant, le climat, la pédologie, la géologie, la végétation, etc.

Oberdorff et al. (1996) mentionnent que les peuplements ichtyologiques sont susceptibles d'être influencés par les caractéristiques régionales. Un exemple de cette situation connu depuis longtemps est la variation du nombre des espèces en fonction de la superficie du bassin versant (Welcomme, 1979). En outre, Hugueny (1990a) mentionne le débit, parmi les variables régionales, qui semble influencer la structure des peuplements de poissons.

De plus, Guégan et al. (1998) mentionnent que la diversité des espèces est corrélée à la disponibilité d'énergie dans le système tandis que Mérigoux et al. (1998) remarquent que la richesse spécifique dans les régions zoogéographiques est déterminée par des événements climatiques ou géologiques.

Des études sur l'influence des variables régionales sur les peuplements d'organismes, incluant les poissons, ont été menées par Changeux (1995) sur le Rhône. L'auteur conclut que la pente, les secteurs hydrologiques (cf. montagne) et la distance à la source expliquent 21% des variations observées dans les communautés de poissons des cours supérieurs et médians du fleuve. La zonation longitudinale des cours d'eau a une influence sur la structure des peuplements de poissons. Ceci se traduit par la participation des variables régionales comme l'aire de drainage (Osborne et Wiley, 1992) et les caractéristiques locales présentes le long des cours d'eau (Mérona, 1986 ; Ibarra et Stewart, 1989 ; Tito de Morais et Lauzanne, 1994).

La description des rapports entre les peuplements de poissons et les variables locales ont été étudiées il y a longtemps par les ichtyologistes (Bain, 1995). Cet auteur remarque que l'approche la plus courante dans les études habitat local vs. peuplement de poissons considère les mesures physiques de l'habitat telles que la profondeur, le courant et le substrat.

Pyron et Taylor (1993) mentionnent que dans le milieu lentique et lotique la profondeur maximale, le substrat et les courants ont une influence sur la structure des communautés de poissons. Dans les plaines d'inondation de l'Amazones, Kramer et al. (1978), Junk et al. (1983) et Welcomme (1985) suggèrent que le déficit d'oxygène dissous a une influence marquée sur la structure des communautés de poissons. Par ailleurs, d'autres recherches développées en milieu tropical montrent l'importance de la transparence de l'eau dans la structure des peuplements de poissons des plaines d'inondation (Rodriguez et Lewis Jr. (1994) fleuve Orénoque, Venezuela, Landivar (1995) rivière Vines, Equateur, Tejerina-Garro et al. (1998), rivière Araguaia, Brésil). Mérigoux et al. (1998) ont trouvé que la couverture de la végétation ripicole sur le cours d'eau, la conductivité et la largeur de la berge



structurent les peuplements de jeunes poissons des rivières Malmanoury et Karouabo - Guyane française.

### 1.5. Le cycle saisonnier : aspects écologiques dans le milieu lotique

La perturbation est un phénomène important et fréquent dans la nature (Pickett et White, 1985), qui fonctionne comme un mécanisme de réinitialisation des systèmes écologiques (Townsend, 1989). Dans les systèmes lotiques la perturbation crée une mosaïque de conditions abiotiques et biotiques à travers des changements spatiaux et temporels (Resh et al., 1988). Cette mosaïque peut être traduite comme l'hétérogénéité spatiale observée dans le milieu d'eau courante. Cooper et al. (1997) observent que l'hétérogénéité spatiale influe sur la structure des communautés, la dynamique des populations et le fonctionnement des écosystèmes. Dans cette situation la disponibilité des ressources alimentaires ira se modifier à chaque période de perturbation.

Dans le milieu tropical les oscillations à l'intérieur des cycles et entre les cycles hydrologiques sont une source de perturbation dans les écosystèmes lotiques. Pendant la période des pluies le cours d'eau avance sur la végétation ripicole rendant ainsi possible la communication entre le canal principal des cours d'eau et les plaines d'inondation. De cette façon, des nouveaux espaces avec de nouvelles sources alimentaires sont disponibles. Junk et al. (1997) remarquent que la plupart des arbres de la végétation ripicole ont le maximum de fruits pendant cette période. Ces fruits constituent la source alimentaire de différentes espèces de poissons comme les pacous (cf. *Myleus*, *Mylossoma*). Par contre, pendant la période sèche, le canal principal des cours d'eau offre des ressources alimentaires pour les espèces prédatrices (Junk et al., 1997), et aussi pour les espèces détritivores et phytoplanctophages, lesquelles sont largement distribuées et représentent une portion significative de la biomasse des cours d'eau (Flecker, 1992).

Les cours d'eau tropicaux fonctionnent de façon différente de ceux de la région tempérée en ce qui concerne leur source d'alimentation. En milieu tropical forestier cette source est en grande partie allochtone, tandis que en milieu tempéré elle est principalement autochtone (Tito de Morais et al., 1995). Horeau et al. (1996) suggèrent que la couverture végétale joue un rôle important dans la structure des communautés de poissons des criques affluents du Fleuve Sinnamary, Guyane française, car cela favorise la chute des arthropodes. Cette observation peut également être appliquée aux fruits, graines et autres produits d'origine végétale. Tito de Morais et al. (1995) ont trouvé qu'il y a une relation entre le niveau de

déforestation et la richesse spécifique/biomasse dans les peuplements de poissons du Fleuve Sinnamary, Guyane française.

### **1.6. Le peuplement ichthyologique guyanais**

Les rivières tropicales présentent la plus vaste diversité d'espèces de poissons d'eau douce du monde. Le bassin amazonien abrite probablement plus de 3 000 espèces (Bohlke et al., 1978). Ce chiffre correspond à 1/3 des espèces de poissons dulçaquicoles connues (Santos et al., 1984). En Guyane française, Planquette et al. (1996) ont identifié 429 espèces de poissons d'eau douce et saumâtre. Boujard et al. (1997) estiment que l'ichtyofaune guyanaise compte actuellement plus de 350 espèces dulçaquicoles. Ce peuplement semble à présent peu perturbé par l'introduction d'espèces exogènes.

On observe une grande variabilité de l'ichtyofaune dans le réseau hydrique guyanais. Cette variabilité semble avoir pour axe de séparation géographique la rivière Kourou (Renno et al., 1990). A l'est, on trouve un peuplement de poissons relativement similaire au peuplement amazonien; tandis qu'à l'ouest, les espèces sont plus endémiques (Boujard et al., 1997). Cette situation peut être expliquée par la théorie des refuges. La colonisation des cours d'eau de l'ouest guyanais semble être liée aux refuges du pléistocène des Guyanes tandis que les cours d'eau de l'est semblent avoir été colonisés à partir des refuges interglaciaires localisés à l'embouchure de l'Amazone (Renno et al., 1990).

### **1.7. Problématique**

Cette étude se propose d'établir un certain nombre de bases écologiques indispensables pour l'évaluation de la qualité du milieu aquatique néotropical basée sur la relation habitat-peuplement de poissons des différents cours d'eau de la Guyane française en considérant le concept de «Habitat temple» de Townsend et Hildrew (1994) à une échelle régionale et locale de l'habitat suivant l'approche d'Imhof et al. (1996).

Cette problématique est ici présentée de la façon suivante : une introduction qui aborde le cadre théorique de cette étude et les connaissances acquises sur l'habitat et le peuplement piscicole en milieu néotropical (Chapitre 1), suivi d'une présentation géophysique de l'aire d'étude (Chapitre 2).

Vu les difficultés d'échantillonnage des peuplements piscicoles face aux caractéristiques physiques du milieu lotique tropical et plus spécifiquement dans les grands cours d'eau, une section du chapitre des méthodes et techniques utilisées (Chapitre 3) aborde

la mise au point d'une méthode standardisée d'échantillonnage des peuplements de poissons. Les autres sections de ce chapitre décrivent les méthodes et techniques utilisées pour l'échantillonnage de l'habitat ainsi que les analyses statistiques utilisées.

En considérant l'importance et la complexité de l'habitat échantillonné, on a trouvé pertinent d'analyser celui-ci indépendamment des peuplements des poissons. Dans l'étude des aspects spatiaux de l'habitat (Chapitre 4), nous nous sommes préoccupés de déterminer la variabilité spatiale des variables environnementales biotiques et abiotiques d'ordre régional ou local des cours d'eau échantillonnés.

Ultérieurement, nous avons cherché à déterminer quelles variables expriment les changements saisonniers de l'habitat dans deux régions contrastées de la rivière Comté ainsi qu'à comparer leur importance par rapport à celle de la variabilité spatiale à une large échelle géographique (Chapitre 5).

L'approche utilisée dans les deux chapitres précédents nous a permis d'identifier quelles variables sont les plus pertinentes pour décrire les changements de l'habitat et conséquemment qui peuvent influencer la structure des peuplements de poissons.

Ainsi, concernant la variabilité temporelle des peuplements piscicoles, nous avons d'abord analysé la distribution temporelle de ces peuplements dans les secteurs central et bas de la rivière Comté (Chapitre 6), puis nous nous sommes efforcés d'identifier les variables environnementales qui structurent ces peuplements de poissons dans un contexte saisonnier ainsi que de vérifier la capacité de prédiction de ces variables en utilisant un descripteur taxonomique (espèce) et quatre descripteurs synthétiques (famille, groupe trophique et taille maximale observée) des peuplements de poissons (Chapitre 7).

Ensuite, nous nous sommes intéressés à déterminer 1) la distribution spatiale des peuplements de poissons des cours d'eau échantillonnés, 2) la présence des patrons spatiaux basés sur la relation de proximité entre les stations échantillonnées et les bassins versants auxquels ils appartiennent (Chapitre 8), et finalement 3) les variables du milieu qui structurent les peuplements piscicoles en utilisant les descripteurs du peuplement déjà mentionnés (Chapitre 9).

Enfin, dans un dernier volet (Chapitre 10) nous avons abordé l'élaboration d'un premier indice de la qualité du milieu aquatique de la Guyane française basé sur les interactions temporelles et spatiales de l'habitat et les peuplements de poissons.

**CHAPITRE 2**  
**CARACTERISTIQUES GENERALES**  
**DE L'AIRE D'ETUDE**

## **2. Caractéristiques générales de l'aire d'étude**

### **2.1. Localisation géographique**

La présente étude a été développée dans le Département d'Outre-mer de la Guyane française, lequel s'étend sur 90.000 km<sup>2</sup> (1/6 de la superficie de la France) entre 51°40' et 54°30' longitude Est et 1°30' à 5°50' latitude Nord située dans la zone équatoriale de l'hémisphère Nord. Elle fait frontière au sud-est avec le Brésil et à l'ouest avec le Suriname (Figure 1). Cette région fait partie du complexe géologique dénommé Bouclier Guyanais formé par des terrains précambriens.

Deux zones contrastantes sont présentes en Guyane française:

- les terres basses qui forment les plaines côtières (altitude <50m), dont le sol est constitué par des sédiments marins du tertiaire ou quaternaire et recouvert par une végétation de forêt tropicale humide, de marécage et/ou de savane;
- les terres sublittorales ou d'intérieur dont le socle est formé principalement par des roches volcaniques et sédimentaires qui sont à l'origine des sols composés d'argile et de sable et d'une couche superficielle de litière, le tout recouvert par une dense forêt tropicale humide. Le relief est homogène mais on trouve des sommets qui atteignent 830 m comme le Sommet Tabulaire dans le Massif Central.

### **2.2. Le climat**

Le climat est de type équatorial influencé par les anticyclones subtropicaux des Açores et de Ste. Hélène. Ces deux alizés entrent en conflit dans la Zone de Convergence Intertropicale (ZIC) caractérisée par de fortes et fréquentes averses. Cette ZIC balaie la Guyane et est à l'origine de deux saisons pluvieuses. La période des pluies qui s'étend du mois de novembre au mois de juillet est, en effet, entrecoupée par le "petit été de mars" période pendant laquelle les pluies sont moins abondantes. La saison d'étiage s'étend de juillet à novembre.

La moyenne annuelle des pluies est de 3 000 à 3 500mm pour la région littorale; mais, dans l'intérieur du pays, cette moyenne peut dépasser les 4 500mm. Pendant l'étiage les moyennes de précipitation oscillent entre 100 et 800mm. Il faut remarquer que la variabilité de la pluviométrie d'une année sur l'autre peut être considérable (CNRS/ORSTOM, 1979).

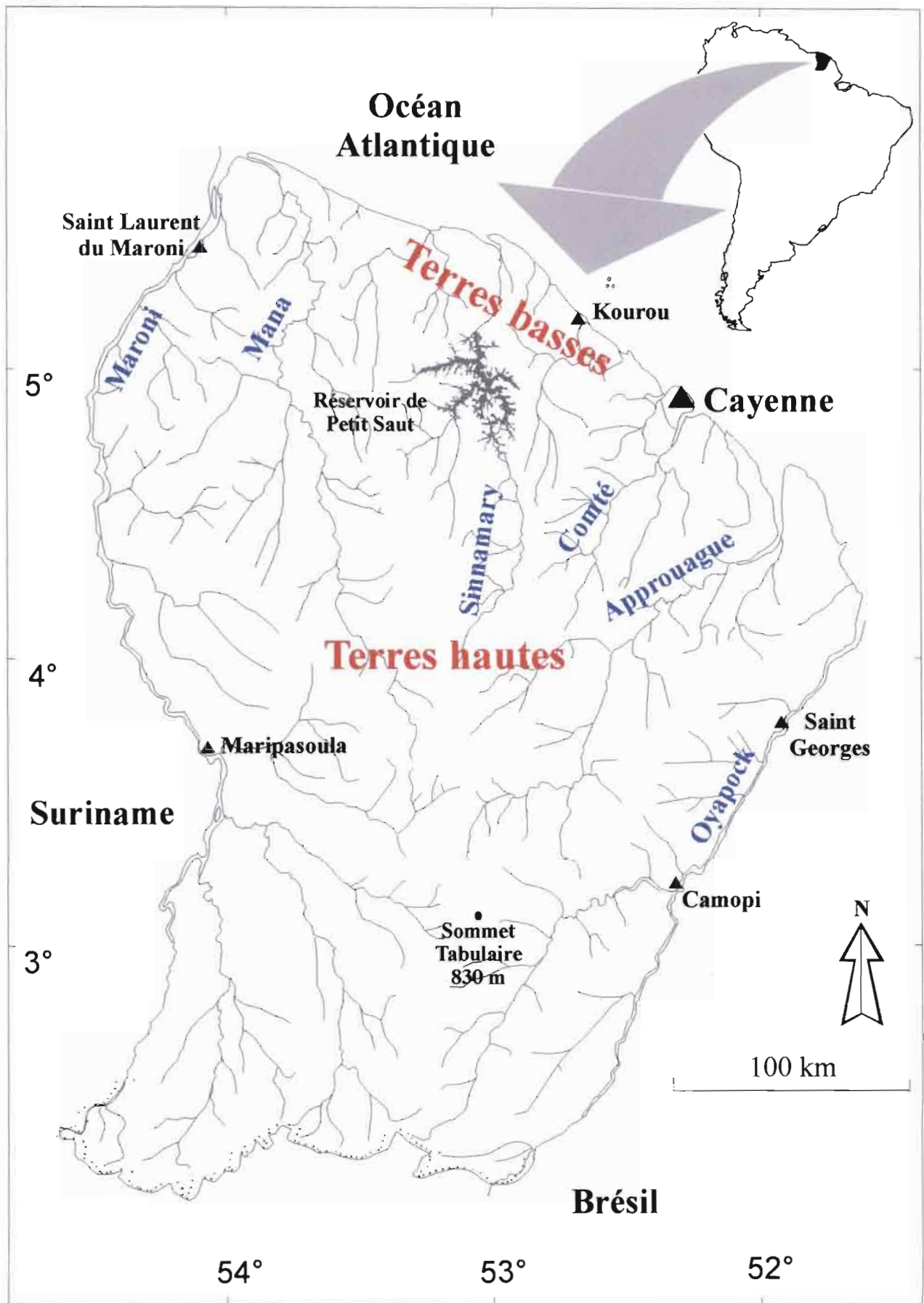


Figure 1 - Localisation de la Guyane française. Les principaux centres urbains et cours d'eau sont indiqués.

La température moyenne (25,8°C à Cayenne) est uniforme tout le long de l'année à 1° ou 1,5° près. Le mois le moins chaud est février (moyenne mensuelle de 25,2°C à Cayenne) et le plus chaud octobre (moyenne mensuelle de 26,1°C à Cayenne).

Les variations mensuelles de température sont en rapport avec le rythme saisonnier, saison des pluies et saison sèche, et particulièrement avec la durée de l'insolation.

### **2.3. Le réseau hydrographique**

Le réseau hydrographique de la Guyane est surtout caractérisé par son extrême densité due à l'importance des pluies annuelles et aux faibles pentes des terrains. La plupart des cours d'eaux guyanais sont orientés du sud vers le nord. Les plus importants de ces cours d'eau, du sud-est au nord-ouest, sont l'Oyapock, l'Approuague, le Mahury, le Kourou, le Sinnamary, la Mana et le Maroni (Figure 1). Entre ces fleuves coulent un grand nombre d'affluents et criques (dénomination locale des petits cours d'eaux) telles les criques côtières Malmanoury, Karouabo, entre autres.

Selon leur superficie les bassins versants (Tableau I) peuvent être classifiés en trois groupes : les grands bassins tel que le Maroni et l'Oyapock, les bassins intermédiaires tels que la Mana, le Sinnamary ou l'Approuague et les petits bassins comme la Karouabo et la Malmanoury (Gaucherel, 2000).

Le débit des cours d'eaux guyanais varie avec les saisons pluviométriques et avec la superficie drainée, c'est à dire un débit plus élevé en crues qu'en étiage dans les grands bassins comme le Maroni (crues=5600 m<sup>3</sup>/s; étiage=270 m<sup>3</sup>/s), les bassins intermédiaires comme l'Approuague (crues=650 m<sup>3</sup>/s; étiage=65 m<sup>3</sup>/s) et les petits bassins comme celui du Coursibo (crues=400 m<sup>3</sup>/s; étiage=26 m<sup>3</sup>/s) (CNRS/ORSTOM, 1979).

### **2.4. Caractéristiques physiques**

Les cours d'eaux guyanais sont caractérisés par la présence d'affleurements de roches basaltiques ou granitiques qui forment des discontinuités géomorphologiques désignées localement de « sauts ». Sauf dans ces régions accidentées, les cours d'eaux guyanais ont un cours lent et même dans les cours supérieurs, ils conservent une allure de fleuve ou de rivière de plaine dans les biefs.

Les sauts et la pente peuvent être utilisés pour délimiter, en considérant le long d'un cour d'eau, les zones caractéristiques des cours d'eaux guyanais. La description du profil du

Tableau 1 – Réseau hydrographique principal de la Guyane française. \* Donnés extraites de CNRS/ORSTOM, 1979.

Cours d'eaux	Longueur ( km)	Superficie du bassin versant (km <sup>2</sup> )			
		Total	En Guyane Française	Au Surinam	Au Brésil
Maroni	520	65 830*	28 665*	37 165*	
Tampock	238	7 958			
Grand Inini	176	4 538			
Petit Inini	54	1 419			
Oyapock	392	26 820*	13 195*		13 625
Camopi	212	5 935			
Mana	430*	12 090*			
Approuague	270*	10 250*			
Sinnamary	262*	6 565			
Koursibo	100	1 342			
Leblond	44	775			
Mahury					
Comté	152	3 633			
Kounana	30	200			
Orapu	73	1 023			
Kourou	112*	2 000*			
Iracoubo	140*	1 470*			
Counamana	90*	945*			
Rivière de Cayenne	50*	480*			
Rivière de Montsinery	40*	265*			
Passoura	25	117			
Karouabo	21	88			
Malmanoury	25	138			
Pères	16	73			



fleuve Sinnamary par Tito de Morais et Lauzanne (1994) peut être appliquée aux autres cours d'eaux guyanais, excepté les criques côtières. Ces auteurs distinguent cinq zones (tête de bassin, amont, centrale, basse, estuaire) dans le fleuve Sinnamary, cependant les zones amont et centrale sont souvent difficiles à distinguer et nous avons retenu seulement quatre zones (Figure 2):

- la zone tête de bassin présente une pente très forte (0,16‰ de pente) avec des sauts peu accentués (<2 m);
- la zone centrale est formée de biefs d'une dizaine de kilomètres de long avec des aires d'inondation, présence des sauts marqués (>2 m) et avec une pente souvent accusée (0,04 à 0,07‰);
- la zone basse, formée de longs biefs; la zone d'inondation est réduite; présence de radiers de faible dénivelé avec une pente très faible (0,006‰);
- l'estuaire, profond, avec certains hauts fond rocheux mais qui ne barrent pas toute la largeur du canal et un dépôt de sédiment dont la localisation est conditionnée par l'équilibre fluvio-océanique du moment.

Les petits bassins localisés dans la plaine côtière tel que ceux de la Malmanoury et de la Karouabo diffèrent des autres bassins en ce sens que la totalité de leurs cours sont inclus dans la plaine côtière. La zone tête de bassin et centrale sont réduites par rapport à la zone basse et estuarienne. Les deux premières se caractérisent par une pente douce et traversent une région de sols argileux bien drainés tandis que les deux dernières traversent une région fréquemment inondable et marécageuse.

Les zones estuarienne et basse des cours d'eau continentaux et côtiers souffrent l'influence quotidienne d'une inversion du courant du fait de l'influence mécanique de la marée. Cette inversion peut se faire sentir à 30 km ou plus de la région estuarienne (CNRS/ORSTOM, 1979).

## **2.5. Interaction entre les cours d'eau et la forêt**

Le long des cours d'eau guyanais, deux facteurs, le cycle saisonnier (crue/étiage) et la marée, influencent les interactions entre les écosystèmes aquatique et terrestre, ce dernier étant représenté par la végétation ripicole. Le cycle saisonnier est important dans les régions en amont tandis que la marée est le facteur prépondérant dans le cours inférieur (Sabatier et Prévost, 1989).

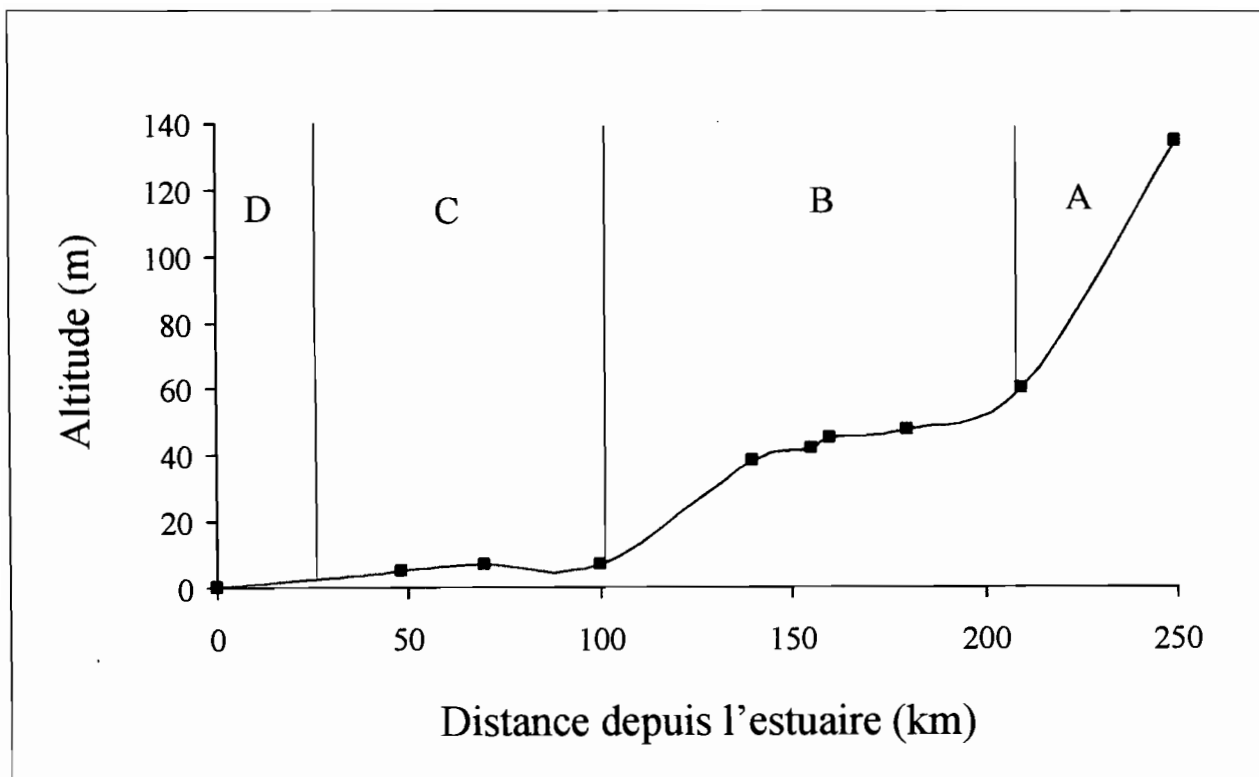


Figure 2 - Zones caractéristiques le long des cours d'eau guyanais. Profil du fleuve Sinnamary. Les carrés indiquent la présence des principaux sauts. A=Tête de bassin; B=Zone centrale; C=Zone basse; D=Estuaire (Extraite et modifiée de Tito de Morais et Lauzanne, 1994).

D'après ces auteurs, dans le cours inférieur, la marée entraîne des conditions très particulières (salinité, submersion et sédimentation) qui favorisent la formation de la mangrove. Par contre, dans les régions en amont des cours d'eau, l'interaction entre les crues et la végétation ripicole prend une autre nature. Dans les zones le long du cours d'eau où la rive est concave, les processus d'érosion sont plus accentués que dans les rives convexes (CNRS/ORSTOM, 1979) (Figure 3).

Ceci favorise l'entrée des matériaux végétaux (troncs, feuilles, branches) et en suspension (principalement argile). Dans ces endroits la végétation ripicole est semblable à la forêt de l'intérieur (Sabatier et Prévost, 1989) (Figure 3).

Dans les rives convexes, normalement marécageuses, il y a une déposition de sable et de vase où prédomine une végétation formée par des arbres parfois hauts (25-30m), des espèces arborescentes et des arbustes (Sabatier et Prévost, 1989).

## **2.6. Caractéristiques physico-chimiques**

L'eau des fleuves et des rivières guyanaises est en général boueuse du fait de la quantité de matières en suspension transportées, ce qui leur donne une coloration brunâtre (Barral, 1998). Parmi les éléments transportés on trouve le fer et la silice, lesquels jouent un rôle important dans la physico-chimie des eaux de surface de la Guyane française (Humbel, 1989). D'après cet auteur, au sein des eaux continentales guyanaises on peut distinguer deux types d'eau. Le premier se caractérise par une relative richesse en matières en suspension (fer et silice) et par une pauvreté en chlorures. Il s'agit des eaux issues du ruissellement superficiel. Le deuxième est au contraire caractérisé par des faibles teneurs en matières en suspension (fer, silice) et des teneurs plus fortes en chlorures. Ce sont les eaux de nappes. Le premier type est prédominant à la période des pluies et le deuxième à l'étiage.

Néanmoins, sans considérer les effets saisonniers, les eaux des fleuves guyanais sont caractérisées par 8 à 10 mg/l de matériel en suspension, 12 à 14 mg/l d'ions majeurs, 10 à 15 mg/l de silice dissoute, 6,5 unités de pH, une conductivité faible (35  $\mu$ S) et la création d'un milieu tamponné lors du mélange avec les eaux de mer (Lointier, 1990 cité par Richard, 1996). La température des eaux douces guyanaises ne subit que de faibles variations atmosphériques, diurnes, nocturnes et saisonnières (Puyo, 1949).

## **2.7. Caractéristiques spécifiques des cours d'eau échantillonnés**

### **2.7.1. Les cours d'eau guyanais: échelle spatiale**

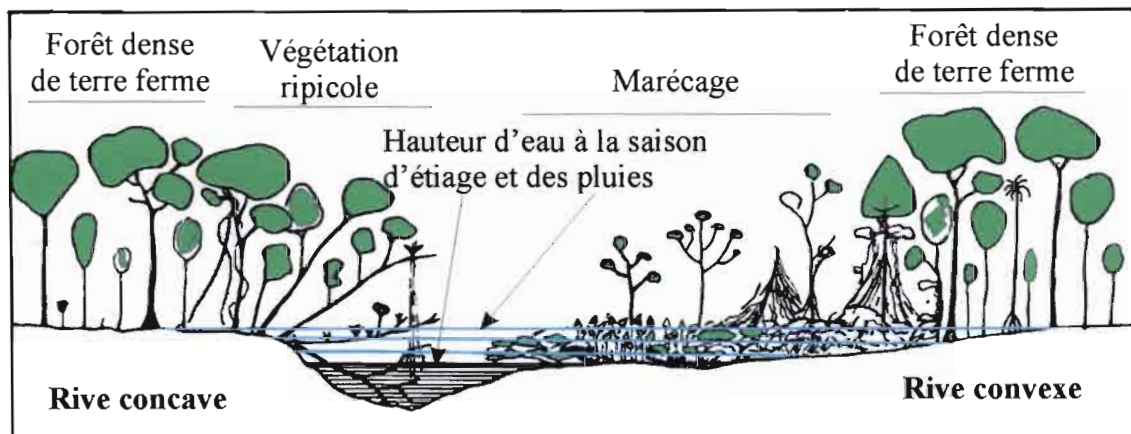


Figure 3 - Schéma des interactions saisonnières entre les milieux lotique et terrestre (Extrait et modifié de CNRS/ORSTOM, 1979).

28 stations distribuées sur 16 cours d'eau de la Guyane française ont été échantillonnées (Figure 4). Deux de ces cours d'eau sont de grande taille le Maroni (516 km) et l'Oyapock (392 km), six ont leur taille oscillant entre 100 et 262 km (Sinnamary, Tampock, Camopi, Grand Inini, Koursibo et Comté) et huit entre 21 et 74 km (Orapu, Petit Inini, Leblond, Kounana, Passoura, Pères, Karouabo et Malmanoury).

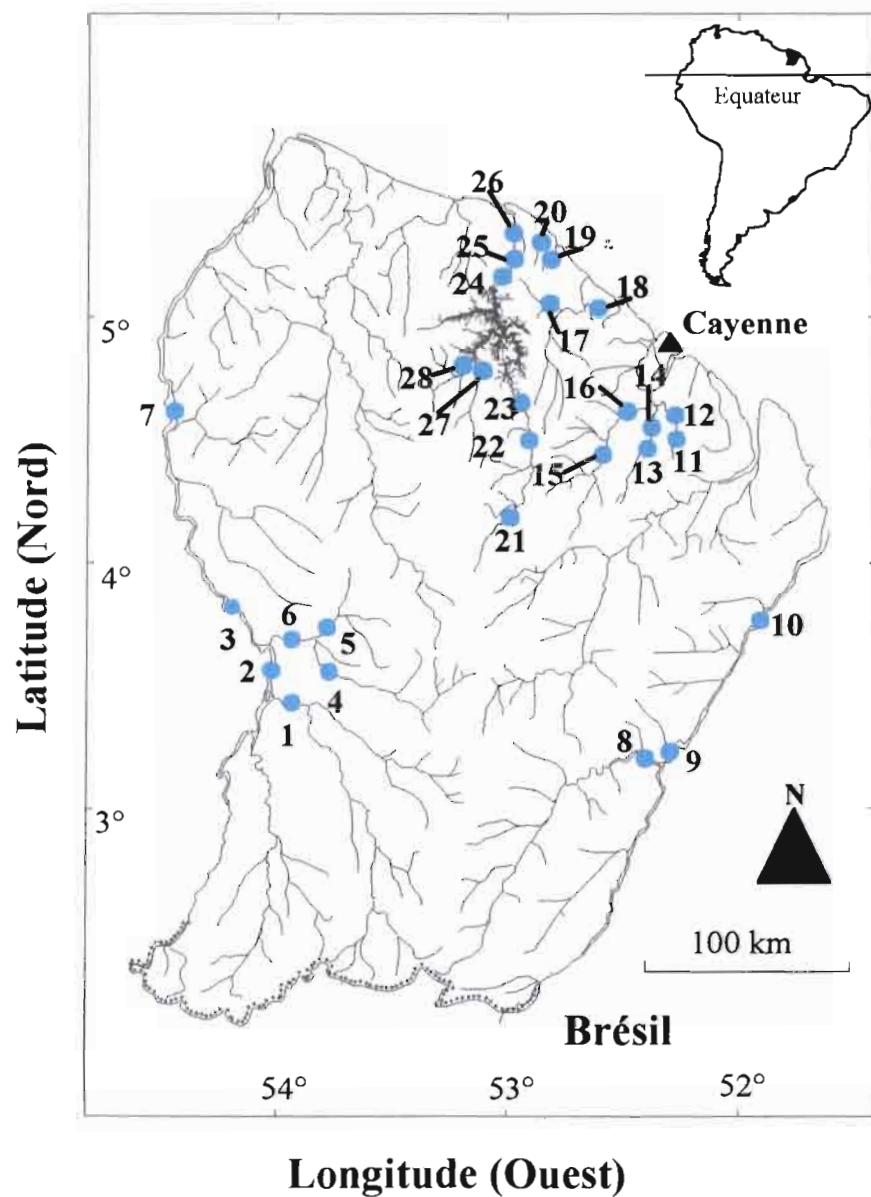
Le fleuve Maroni constitue la frontière ouest entre la Guyane française et le Suriname. La tête du bassin est localisée dans les Monts Tumuc Humac au niveau de la frontière sud entre la Guyane française, le Brésil et le Suriname. Différents groupes humains se sont établis le long du fleuve, parmi lesquels les amérindiens (Galibi, Wayana, Wayãpi, Emerillon), les noirs (Boni, Djuka, Paramaka et Saramaka), les européens et les créoles guyanais. Ces groupes forment des agglomérations urbaines plus ou moins importantes comme celle de la ville de Maripasoula dans le cours central et de Saint-Laurent, dans le bas Maroni. La première est localisée à environ 242km de Cayenne à vol d'oiseau et elle est accessible par voie aérienne ou fluviale tandis que la deuxième est localisée à 272 km de Cayenne et est accessible par une route.

Dans le bassin versant du Maroni et du côté français, deux types d'exploitations aurifères sont présentes. Une constante le long de l'année, comme celle localisée dans la commune de Dorlin dans la tête du bassin versant de la rivière Petit Inini, ou sporadique comme celle observée le long de la rivière Grand Inini et du fleuve Maroni pendant la période de l'étiage. Une intense activité commerciale, agricole et de transport est présente le long du fleuve Maroni.

Le fleuve Oyapock constitue la frontière est entre la Guyane française et le Brésil. Le long du fleuve est moins peuplé que le Maroni. Deux agglomérations urbaines sont remarquables: le village de Camopi dont la population est formée principalement par des amérindiens (Wayãpi et Emerillon) et la ville de St.-Georges où différents groupes humains sont présents (brésiliens, noirs Saramaka, créoles et amérindiens Palikur). Des activités d'orpaillage sont observées le long du fleuve Oyapock. Les lits des fleuves Oyapock et Maroni sont encombrés de nombreuses îles.

La tête du bassin du fleuve Sinnamary est localisée dans le Massif central. Dans le cours central et bas se trouve le réservoir de l'usine hydroélectrique de Petit Saut, lequel a une superficie de 310km<sup>2</sup>. Des exploitations aurifères permanentes sont localisées dans la commune de Saint Elie et sur la rivière Leblond. La seule agglomération urbaine, la ville de Sinnamary, est située non loin de l'estuaire.

Les rivières Orapu, Kounana et Comté constituent le bassin versant du fleuve Mahury. La rivière Comté a sa tête de bassin dans les Montagnes Soufflet, la rivière Orapu dans les



Cour d'eau	N°	Station
Rivière Tampock	1	Tampock
Fleuve Maroni	2	Maroni A
	3	Maroni B
	7	Langa Tabiki
Rivière Grand Inini	4	Grand Inini
	6	Saut Sonnelle
Rivière Petit Inini	5	Petit Inini
Rivière Camopi	8	Camopi
Fleuve Oyapock	9	Oyapock A
	10	Oyapock B
Rivière Kounana	11	Kounana A
	12	Kounana B
Rivière Orapu	13	Orapu A
	14	Orapu B
Rivière Comté	15	Comté A
	16	Comté B
Crique Passoura	17	Passoura
Crique des Pères	18	Pères
Crique Karouabo	19	Karouabo
Crique Malmanoury	20	Malmanoury
Fleuve Sinnamary	21	Deux Roros
	22	Saut Dalles
	23	Takari Tanté
	24	Kerenroch
	25	Venus
	26	Saulnier
Rivière Coursibo	27	Koursibo
Crique Leblond	28	Leblond

Figure 4 - Stations d'échantillonnage en Guyane française. La région colorée en gris représente le réservoir de Petit Saut. Les numéros correspondent aux cours d'eau indiqués dans le tableau à droite.

Montagnes Tortue et la Kounana dans la Montagne de Kaw et le Mont Inéri. Il n'y a pas d'agglomération urbaine importante. Des exploitations de bois (scieries) se trouvent sur la rivière Orapu.

Les criques côtières comme la Malmanoury, la Karouabo, de même que les criques Passoura et Pères, affluents du fleuve Kourou, sont situées dans la région côtière proche de la zone du Centre Spatial Guyanais.

### **2.7.2. La rivière Comté: échelle temporelle**

La rivière Comté de 152 km de long et avec une superficie de drainage de 3 633km<sup>2</sup> est le principal constituant du fleuve Mahury. La route Cayenne/Regina coupe la rivière à environ 34 km de la ville de Cayenne. Son cours traverse entièrement un paysage dominé par la forêt tropicale humide.

La tête du bassin se localise dans le Massif Central spécifiquement dans la Montagne Soufflet. Dans la zone centrale, le canal principal est étroit ( $\pm$  40m) et bordé par une végétation ripicole continue. Des zones de plaine d'inondation sont présentes et des arbustes sont mélangés aux arbres. Des radiers sont présents mais des discontinuités géomorphologiques importantes, comme les chutes d'eaux, sont absentes. Dans cette zone se localise la seule agglomération urbaine importante le long de la rivière, il s'agit de la commune de Cacao avec une population de 400 habitants (CNRS/ORSTOM, 1979) (Figure 5).

Une exploitation d'or permanente est localisée dans un des affluents. Une station d'échantillonnage (A), située à 77,7km de la source en amont de la commune de Cacao a été établie à l'amont de l'exploitation (Figure 5).

Dans la zone basse, le canal principal est large ( $\pm$  90m). La végétation ripicole est continue et composée principalement d'arbres. Les régions de plaine d'inondation aussi bien que les radiers sont absents. L'influence de la marée est marquée par une inversion quotidienne du courant de l'eau mais sans intrusion de sel. Plusieurs maisons secondaires (carbets) sont présentes ainsi qu'une station de captage et distribution d'eau potable pour l'île de Cayenne. Dans cette zone, a été établie une deuxième station d'échantillonnage (B), localisée à 101,1km de la source en aval de la commune de Cacao.

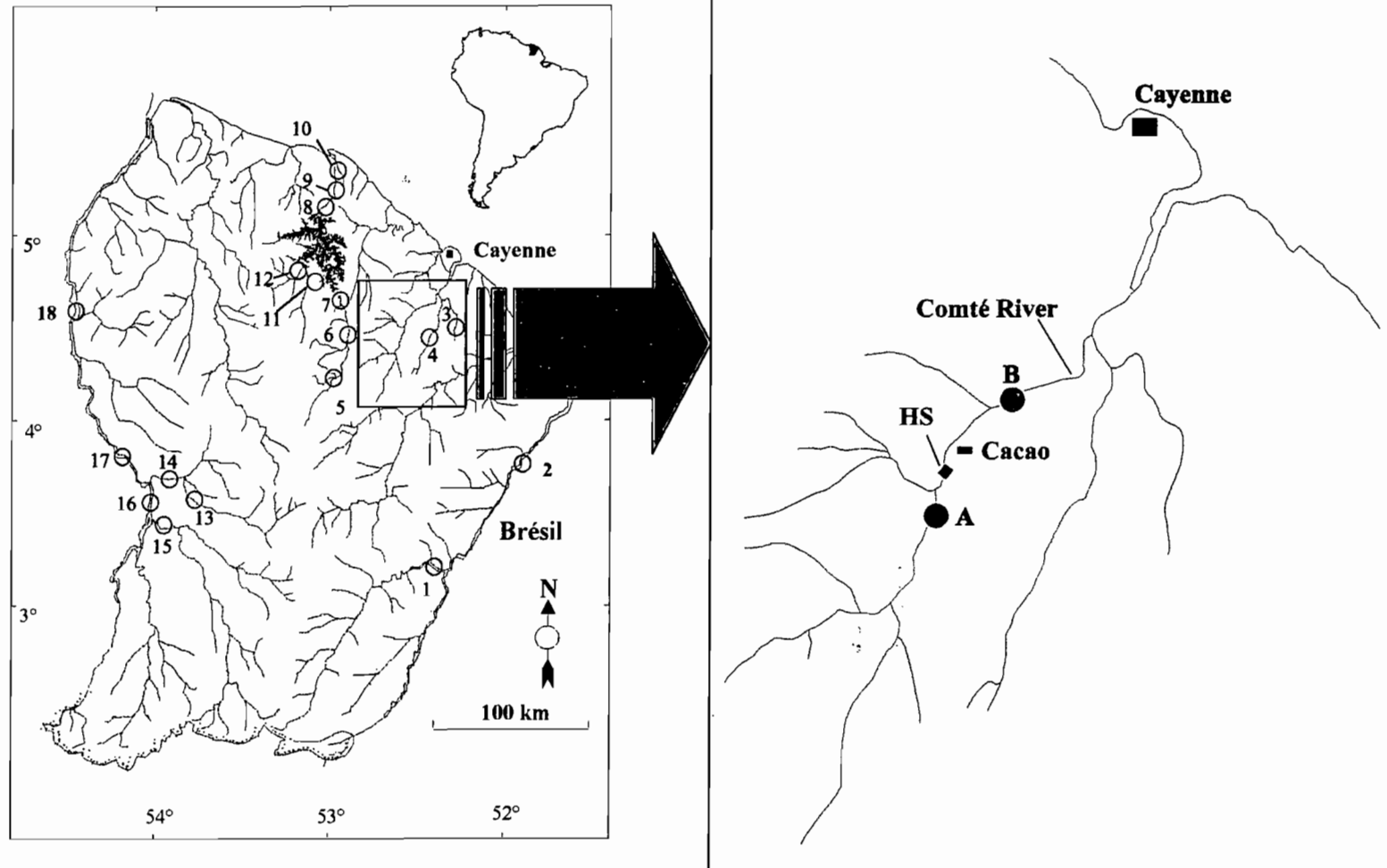


Figure 5 - Stations d'échantillonnage dans la zone centrale (A) et basse (B) de la rivière Comté (carte à droite). Les numéros des stations dans la carte à gauche correspondent à ceux de la Figure 4. HS=Station hydrologique.



## **CHAPITRE 3**

# **METHODOLOGIE D'ECHANTILLONNAGE**

### 3. Méthodologie d'échantillonnage

#### 3.1. Standardisation de l'échantillonnage au filet maillant dans les grands cours d'eau (adapté de Tejerina-Garro et Mérona, sous presse)

##### 3.1.1. Introduction

Un des grands problèmes auxquels les hydrobiologistes sont confrontés est d'obtenir des estimations fiables du peuplement de poissons dans un habitat étudié. Un certain nombre de méthodes ont été développées (Backiel et Welcomme, 1980; Bayley, 1985) mais leur utilisation est limitée par les contraintes liées aux caractéristiques de l'habitat. Dans cette étude l'habitat ciblé était les grands cours d'eau.

En ouvrant le «Large River Symposium» à Honey Harbour (Ontario) en 1986, D. P. Dodge a défini les grands cours d'eau comme étant assez larges pour intimider les chercheurs (Hynes, 1989). Bien qu'il soit évidemment difficile de mettre une frontière arbitraire entre les petits et grands cours d'eaux, les auteurs en général conviennent qu'au-dessus d'une profondeur d'1m et de 20m de largeur, on peut considérer un cours d'eau comme grand (Kellerhals et Church, 1989; Church, 1992).

Dans ces habitats, les méthodes les plus efficaces de capture de poissons sont en général inapplicables. L'observation directe (*snorkeling*) ne peut pas être utilisée à cause de la faible transparence de l'eau. Le chalutage est écarté par la présence fréquente des rochers ou d'embâcles. La pêche électrique a été employée dans certaines occasions (Nelva et al., 1979; Persat et Copp, 1990) mais la méthode est limitée par le manque de conductivité de certaines eaux. Dans les cours d'eau comme ceux rencontrés en Guyane française, la conductivité ne dépasse guère 30 $\mu$ S en moyenne. Dans ce cas, la pêche électrique n'est possible qu'à condition d'utiliser des équipements lourds. La profondeur du milieu aquatique et le comportement des poissons rendent aussi difficile l'utilisation de cette technique dans les grands cours d'eau. L'utilisation d'ichthyotoxiques, qui est considérée comme une méthode très efficace d'échantillonnage des peuplements des poissons, est limitée aux zones petites et superficielles et ne peut pas être utilisée à maintes reprises. Ponton et Copp (1997) utilisant la roténone dans les rivières de la Guyane mentionnent que dans les endroits plus profonds l'efficacité pour récupérer des poissons coulés diminue. En outre, les cours d'eau avec un fort courant demandent de plus grandes quantités d'ichthyotoxiques, ce qui peut augmenter le risque de mortalité des poissons en aval de l'endroit échantillonné. Les filets de seine ont été rarement utilisés, essentiellement dans des buts d'estimations de la biomasse, mais la méthode est limitée à des biotopes relativement propres. De plus, elle provoque des perturbations de

l'habitat (Bayley, 1982; Lagler et al., 1971) car il y a un remuage du substrat ce qui rend tourbe la colonne d'eau ou le déplacement des plantes aquatiques, etc.

L'utilisation des filets maillants reste une des méthodes disponibles pour la capture des poissons dans la plupart des grands cours d'eau. Naturellement, les hydrologistes savent combien cette méthode est incertaine principalement à cause des problèmes de sélectivité (Hamley, 1975). Cependant, comparée aux méthodes dites efficaces comme la pêche électrique, elle s'est révélée sensible en détectant les changements de la structure des peuplements des poissons des lacs de la plaine d'inondation de la Rivière Araguaia, (Tejerina-Garro et al., 1998). La probabilité de capture d'un poisson en utilisant des filets maillants dépend non seulement de sa taille par rapport à celle de la maille du filet (Hamley et Regier, 1973; Henderson et Wong, 1991; Helser et Condrey, 1991), mais également de sa forme et de son comportement (Hamley, 1975; Jensen, 1986). La capture individuelle est aussi soumise à la chance. Cette situation amène à penser que prendre un échantillon non biaisé des peuplements de poissons dans les grands cours d'eau semble peu réaliste. Quoi qu'il en soit, la possibilité de comparer des échantillons en réduisant le biais est, elle, réaliste. La sélectivité de la taille de la maille peut être réduite en utilisant une grande gamme de filets de pêche de différentes tailles de mailles, tandis que l'utilisation d'un grand nombre de filets de chaque taille de maille peut réduire les paramètres fortuits. Evidemment, il y a une limite dans le nombre de filets qu'une équipe de recherche peut manipuler.

Ainsi, nous avons recherché une méthode pour déterminer le meilleur compromis entre le nombre de mailles différents et le nombre de filets de chaque maille qui doit être utilisé afin de prendre un échantillon reproductible des peuplements de poissons des grands cours d'eau de la Guyane française.

### **3.1.2. Méthodologie**

Le principe de la méthode utilisée était de placer un grand nombre de filets de pêche dans une même zone dans une période de temps limitée. Les filets maillants ont été organisés en batteries ; chaque batterie a été composée par neuf filets de tailles de maille 15, 20, 25, 30, 35, 40, 50, 60 et 70 mm entre nœuds. Le choix de cette combinaison des mailles a été déterminé par des prélèvements préalables. Le filet maillant de 10 millimètres s'était révélé avoir une efficacité très faible, étant rapidement rempli par des débris ou des algues. Chaque filet avait 25m de long et 2m de haut. Afin d'obtenir des résultats généralisables, les échantillonnages ont eu lieu en des périodes différentes de l'année et dans des cours d'eau différents.

Cinq échantillons ont été prélevés dans:

- le fleuve Sinnamary en amont du barrage de l'hydroélectrique de Petit Saut (Figure 6). Les échantillonnages ont eu lieu en novembre 1995 avec 5 batteries et en novembre 1996 avec 7 batteries. L'échantillonnage a été fait dans trois stations différentes distantes les unes des autres d'environ 25 km. La corrélation des valeurs normalisées de l'abondance des espèces parmi les trois stations est très significative (Tableau II). Dans les trois stations la largeur de rivière varie entre 26 et 63 m et la berge est couverte par une végétation primaire dense et continue;
- le fleuve Sinnamary, en aval du barrage de l'hydroélectrique de Petit Saut, l'échantillonnage a eu lieu en avril 1997 dans une section de 800 m, à environ 30 km du barrage (Figure 6). Cinq batteries ont été utilisées. La largeur du canal oscille entre 59 et 112m. Le fleuve circule dans la plaine côtière et est bordé par la forêt primaire;
- la Malmanoury, une crique côtière, un échantillon a été prélevé en avril 1997 (Figure 6). Six batteries ont été mises dans une section d'environ 800 m située dans la zone centrale de la crique. Dans la zone échantillonnée la largeur du canal varie de 25 à 35m. Cette crique parcourt des régions de forêt, savane et quelques zones soumises à des perturbations anthropiques;
- la rivière Comté, un échantillon a été pris en mars 1998. Le prélèvement a eu lieu dans la partie en amont de la rivière (Figure 6). Six batteries ont été utilisées. La largeur du canal oscille entre 23 et 45m et les berges sont couvertes de végétation.

Les filets maillants ont été mis parallèlement à la ligne de rivage dans les endroits où le courant était faible. Ils ont été déployés à 17h et relevés à 7h. En effet, des pêches expérimentales effectuées précédemment pendant la journée ont montré que la capture additionnelle, en nombre de spécimens et d'espèces, était négligeable. Les poissons capturés ont été identifiés sur le terrain en utilisant les clés d'identification de Rojas-Beltran (1984), Santos et al. (1984), Planquette et al. (1996) et Boujard et al. (1997).

### **3.1.3. Analyse des données**

Afin de connaître la contribution de chaque maille à la variance totale, une Analyse de Composante Principale (ACP) centrée du logiciel ADE 4 (Thioulouse et al., 1997) a été conduite en utilisant une matrice de la Capture Par Unité d'Effort (CPUE=50m<sup>2</sup> de filet/une

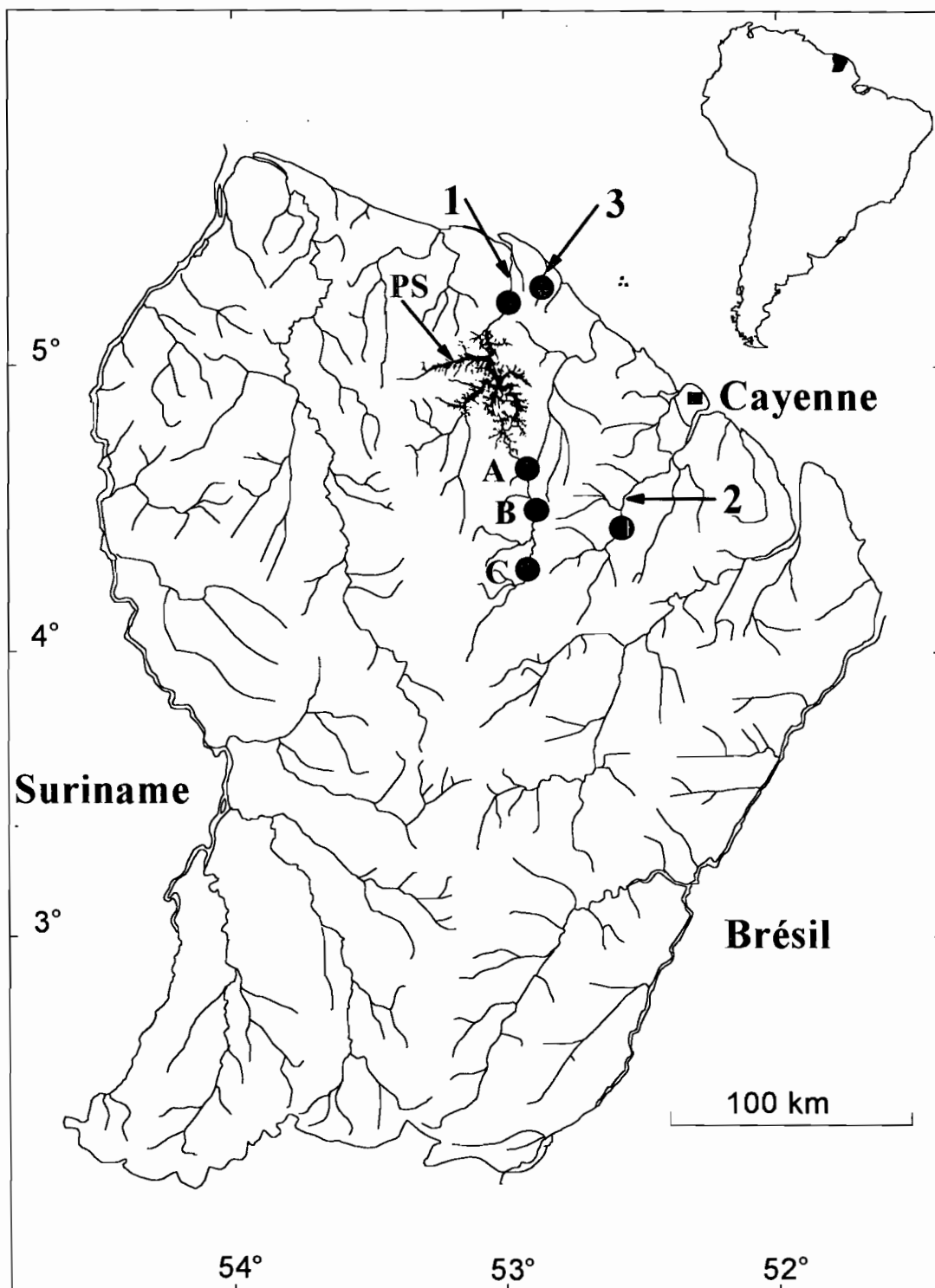


Figure 6 - Localisation du Fleuve Sinnamary (1), de la Rivière Comté (2) et du fleuve Malmanoury (3) en Guyane française. Les points indiquent les stations d'échantillonnage. Sur le fleuve Sinnamary trois stations ont été échantillonnées en amont (A= Saut Takari Tanté, B= Saut Dalle, C= Saut Deux Roros) et une en aval du barrage de Petit Saut (PS).

nuit de pêche) des espèces (ligne) par la taille de maille (colonne) pour chaque échantillon. L'ACP centrée est adaptée au traitement des tableaux homogènes (même type de mesure dans chaque cellule), dans laquelle la transformation initiale (centrage) se limite à soustraire de chaque cellule la moyenne de la colonne correspondante (Simier, 1998).

Tableau II - Valeurs de la corrélation parmi les trois stations prélevées en amont du fleuve Sinnamary en 1995 et 1996. A= Saut Takari Tanté, B= Saut Dalles, C= Saut Deux Roros.

		1995			1996		
		Station			Station		
		A	B	C	A	B	C
Station	A						
	B	0,695*	1		0,646**	1	
	C	0,690*	0,726*	1	0,703**	0,680**	1

Afin de déterminer la quantité optimale de batteries de filets de pêche, nous avons généré aléatoirement et sans remise, des batteries composées par cinq filets de la maille 15, 20, 25, 30 et 35 mm. Cinquante tirages aléatoires ont été effectués pour chaque nombre de batteries utilisées dans chaque cours d'eau échantillonné. Les paramètres examinés étaient:

- 1) Richesse spécifique - nous avons ajusté les valeurs moyennes de la richesse contre le nombre de batteries à une courbe logistique:  $y = Sr_{\alpha} (1 - e^{-n})$  où  $y$  est la richesse de l'échantillon,  $Sr_{\alpha}$  est la valeur asymptotique considérée comme la richesse théorique du peuplement et  $n$  un paramètre de l'équation;
- 2) Capture par unité d'effort- 50m<sup>2</sup> de filet/une nuit de pêche;
- 3) Structure de l'échantillon à l'aide de la corrélation de rang entre l'échantillon de chaque batterie et l'échantillon total.

Pour chacun de ces paramètres la moyenne et le coefficient de variation (CV), défini en %, étaient tracés contre le nombre de batteries.

#### 3.1.4. Résultats

La contribution de chaque taille de maille à l'inertie totale dans l'analyse des résultats de l'ACP montre une diminution de l'inertie entre les mailles 15 et 25 mm pour le Sinnamary en amont (1997), le Sinnamary en aval et la rivière Comté. De la maille 35mm à 70mm, l'inertie présente des valeurs basses ( $<4$ ) dans les trois cours d'eau mentionnés (Figure 7). Dans le Sinnamary en amont (1995), l'inertie diminue entre le filet de maille 15 mm et celui de maille 20 mm et atteint des hautes valeurs dans le filet de maille 25 mm. Les filets de maille au-dessus de 35mm montrent des valeurs basses d'inertie ( $<2$ ).

Dans la crique Malmanoury, l'inertie augmente entre les filets de maille 15 et 30mm et atteint des valeurs basses ( $<2$ ) à partir de la maille 40 mm (Figure 7).

De plus, les filets de maille 40 à 70 mm n'additionnent pas une quantité significative d'espèces : 3/32 au total dans le Sinnamary en aval, 2/15 dans la crique Malmanoury, 1/38 dans la rivière Comté et aucune dans les deux échantillonnages du fleuve Sinnamary en amont.

4121 spécimens distribués en 74 espèces ont été collectés dans les cinq stations échantillonnées. 38 espèces ont été prélevées à la rivière Comté et 15 espèces à la crique Malmanoury. Dans le fleuve Sinnamary en amont 1995 et 1996 et à l'aval, le nombre total d'espèces prélevées est respectivement 43, 44 et 32 (Tableau III).

La courbe ajustée de la richesse spécifique par le nombre de batteries indique un déclin clair de la pente des trois rivières échantillonnées (Comté, Sinnamary en amont 1996 et Sinnamary en aval).

Dans ces trois cours d'eau, le pourcentage de la richesse spécifique théorique ( $S_r\alpha$ ) atteint avec quatre batteries est de: 78,8% de 43,9; 82,1% de 43,7 et 79,3% de 27,1, respectivement (Figure 8). Pour les deux autres échantillons (Malmanoury et Sinnamary en amont 1995), les courbes ajustées sont proches de lignes droites et le nombre d'espèces en considérant quatre batteries est faible par rapport au nombre théorique: 56,7% de 15,7 et 59,1% de 48,7, respectivement (Figure 8).

Le coefficient de variation affiche des valeurs homogènes à partir de 3 batteries. A ce niveau, la variance varie de 6.6% dans le Sinnamary en amont 1996 à 13.1% dans la crique Malmanoury, où le nombre d'espèces est faible.

Les courbes résultantes de la corrélation de rang moyenne entre l'échantillon total et les échantillons des batteries des filets de pêche, choisies aléatoirement, sont asymptotiques mais aucune rupture claire dans la pente n'est observée. Le coefficient de variation diminue continuellement de 1 à 6 batteries mais atteint les valeurs plus basses avec 3 batteries où le coefficient de variation varie entre 2.6% (crique Malmanoury) et 3.7% (Sinnamary en amont 1995) (Figure 9).

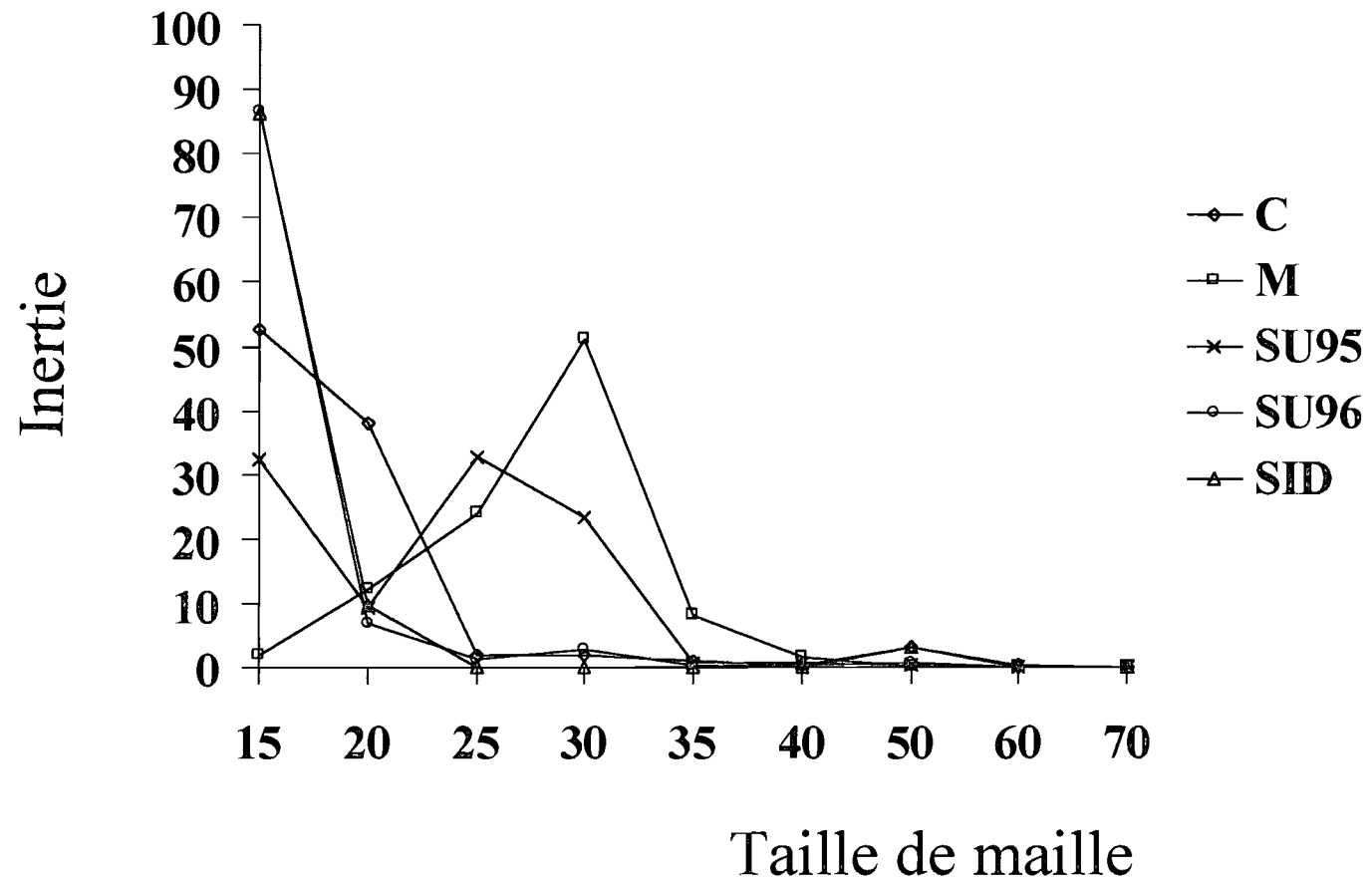


Figure 7 - Contribution de chaque maille à l'inertie totale. C= Comté; M= Malmanoury; SU95= Sinnamary en amont 1995; SU96= Sinnamary en amont 1996; SID= Sinnamary en aval.



Tableau III – Fréquence et nombre des espèces échantillonnées au fleuve Sinnamary, à la rivière Comté et à la crique côtière Malmanoury, Guyane française.

ORDRE	Comté	Malmanoury	Sinnamary en amont 1995	Sinnamary en amont 1996	Sinnamary en aval	Total
<b>Famille</b>						
<i>Genre et espèce</i>						
<b>BELONIFORMES</b>						
<b>Belontiidae</b>						
<i>Pseudotilostorus microps</i>	1	-	-	-	-	1
<b>CHARACIFORMES</b>						
<b>Anostomidae</b>						
<i>Leporinus friderici</i>	5	1	83	114	5	208
<i>Leporinus despaxi</i>	-	-	-	4	-	4
<i>Leporinus fasciatus</i>	-	-	1	5	-	6
<i>Leporinus gossei</i>	-	6	1	4	-	11
<i>Leporinus granti</i>	-	-	4	5	-	9
<i>Leporinus pellegrini</i>	-	-	2	3	-	5
<b>Characidae</b>						
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	13	14	8	60	-	95
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	13	-	25	136	4	178
<b>Characidae</b>						
<i>Astyanax bimaculatus</i>	-	3	2	1	-	6
<i>Astyanax polylepis</i>	1	-	2	13	2	18
<i>Bivibranchia bimaculata</i>	-	-	1	20	-	21
<i>Bryconops melanurus</i>	-	-	31	61	-	92
<i>Bryconops caudomaculatus</i>	82	-	99	288	5	474
<i>Bryconops affinis</i>	-	-	6	38	-	44
<i>Charax gibbosus</i>	8	-	-	-	3	11
<i>Hemigrammus unilineatus</i>	-	-	-	5	-	6
<i>Moenkhausia colletii</i>	-	-	-	-	2	2
<i>Moenkhausia comma</i>	-	1	2	12	1	16
<i>Moenkhausia georgiae</i>	-	-	23	20	-	43
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	-	-	7	83	1	91
<i>Moenkhausia surinamensis</i>	3	-	3	25	-	31
<i>Piabucus dentatus</i>	3	-	-	-	3	6
<i>Poptella orbicularis</i>	8	-	29	94	3	134
<i>Triportheus rotundatus</i>	-	-	191	54	13	258
<b>Characidiidae</b>						
<i>Characidium sp. 1</i>	-	-	1	-	-	1
<b>Curimatidae</b>						
<i>Chilodus zunevei</i>	2	-	1	27	-	30
<i>Curimata cyprinoides</i>	21	1	-	33	117	172
<i>Cyphocharax spilurus</i>	1	-	50	351	1	403
<i>Cyphocharax helleri</i>	-	-	-	33	-	33
<i>Cyphocharax sp. 1</i>	-	-	9	76	5	90
<b>Erythrinidae</b>						
<i>Hoplias aimara</i>	1	-	10	28	1	40
<i>Hoplias malabaricus</i>	-	-	2	20	-	22
<b>Hemiodidae</b>						
<i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i>	-	2	4	11	-	17
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	55	-	15	-	-	70
<b>Lebiasinidae</b>						
<i>Pyrrhulina filamentosa</i>	-	-	1	-	-	1
<b>Serrasalminidae</b>						
<i>Myleus rhomboidalis</i>	1	-	1	3	-	5
<i>Myleus ternetzi</i>	11	-	48	130	2	191
<i>Serrasalmus humeralis</i>	5	-	-	-	-	5
<b>CLUPEIFORMES</b>						
<b>Clupeidae</b>						
<i>Pellona flavipinnis</i>	1	-	-	-	-	1
<b>Engraulidae</b>						
<i>Anchovia surinamensis</i>	9	-	-	-	35	44
<i>Anchoviella sp.</i>	-	-	-	-	2	2
<i>Lycengraulis batesii</i>	10	-	-	-	-	10

Tableau III (Continuation)

ORDRE	Comté	Malmanoury	Sinnamary amont	Sinnamary amont	Sinnamary aval	Total
Famille			1995	1996		
Genre et espèce						
<b>ELOPIFORMES</b>						
<b>Megalopidae</b>						
<i>Megalops atlanticus</i>	-	2	-	-	1	3
<b>GYMNOTIFORMES</b>						
<b>Hypopomidae</b>						
<i>Parupygus savannensis</i>	-	-	-	1	-	1
<b>Sternopygidae</b>						
<i>Eigenmannia virescens</i>	-	-	-	2	2	4
<i>Sternopygus macrurus</i>	1	-	-	-	8	9
<b>PERCIFORMES</b>						
<b>Centropomidae</b>						
<i>Centropomus parallelus</i>	1	1	-	-	3	5
<b>Cichlidae</b>						
<i>Aequidens guianensis</i>	-	-	14	5	2	21
<i>Crenicichla saxatilis</i>	-	-	1	2	-	3
<i>Geophagus surinamensis</i>	-	-	-	4	2	6
<i>Heros severus</i>	2	-	74	78	-	154
<i>Satanoperca sp. aff. leucosticta</i>	2	-	-	-	-	2
<b>Scianidae</b>						
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	3	-	-	-	-	3
<i>Stellifer microps</i>	8	-	-	-	-	8
<b>SILURIFORMES</b>						
<b>Ageneiosidae</b>						
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	11	-	10	59	-	80
<i>Ageneiosus sp.</i>	4	-	-	-	-	4
<b>Auchenipteridae</b>						
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	40	-	94	290	238	662
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	18	83	-	-	2	103
<i>Parauchenipterus nodosus</i>	4	72	-	-	1	77
<i>Tatia intermedia</i>	-	2	-	-	2	4
<b>Callichthyidae</b>						
<i>Corydoras spilurus</i>	1	-	2	2	-	5
<b>Doradidae</b>						
<i>Doras carinatus</i>	1	-	3	5	-	9
<b>Loricariidae</b>						
<i>Ancistrus hoplogenis</i>	1	-	4	2	-	7
<i>Ctenoloricaria maculata</i>	-	-	2	-	-	2
<i>Harttia surinamensis</i>	-	4	-	-	-	4
<i>Hypostomus plecostomus</i>	2	6	1	-	1	10
<i>Lithoxus planquettei</i>	-	-	1	-	-	1
<i>Loricaria cataphracta</i>	-	-	-	-	8	8
<i>Loricaria gr. cataphracta</i>	4	-	-	-	-	4
<b>Pimelodidae</b>						
<i>Pimelodella cristata</i>	-	-	-	5	3	8
<i>Pimelodus ornatus</i>	-	-	1	2	1	4
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	1	-	-	-	-	1
<i>Rhamdia quelen</i>	-	2	-	-	-	2
Nombre d'espèces	38	15	43	44	32	74
Nombre de spécimens	358	200	870	2214	479	4121

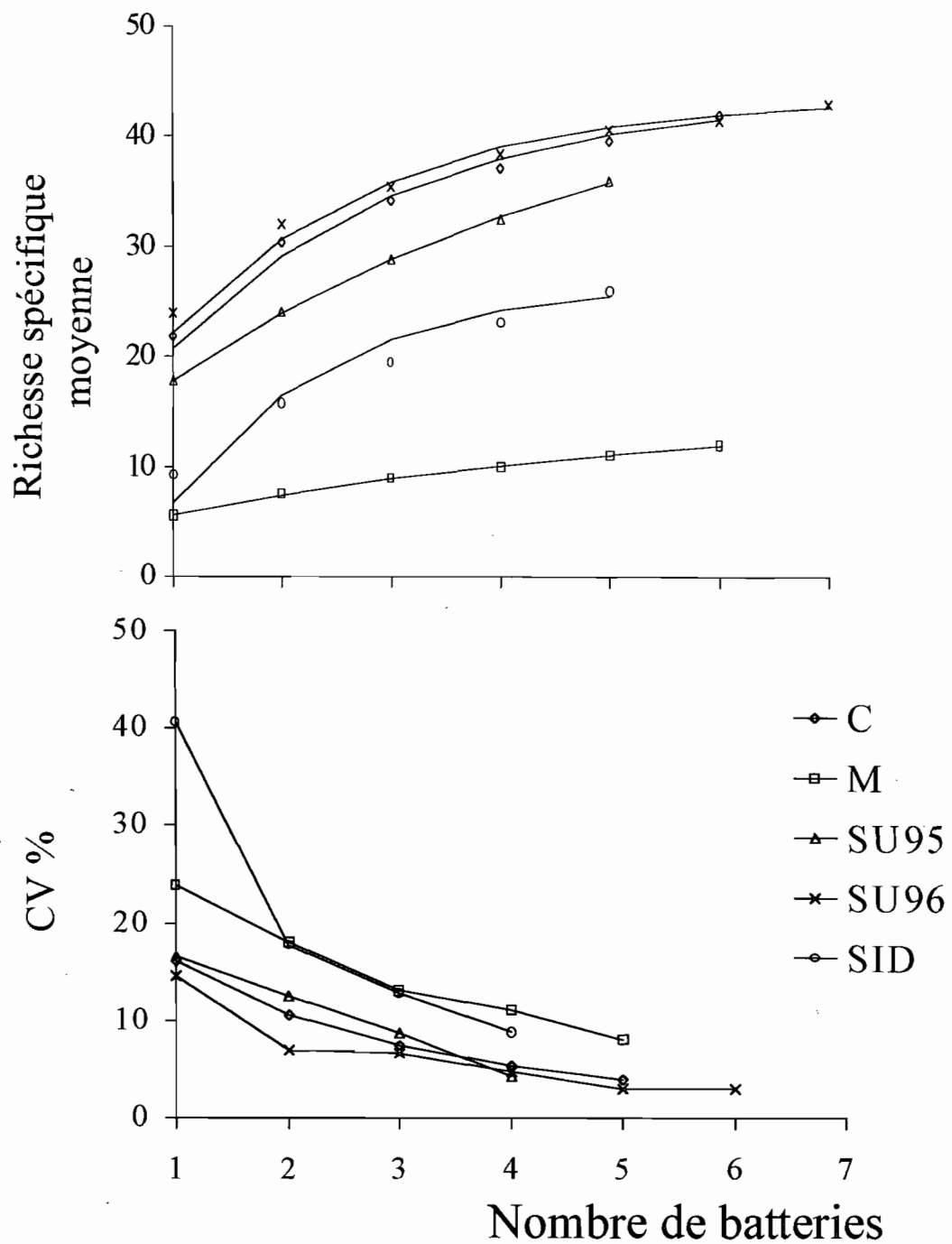


Figure 8 - Moyenne, coefficient de variation et courbes ajustées par rapport à la richesse spécifique. Les symboles représentent la moyenne de la richesse spécifique. Les codes des cours d'eau sont les mêmes que ceux de la Figure 7.

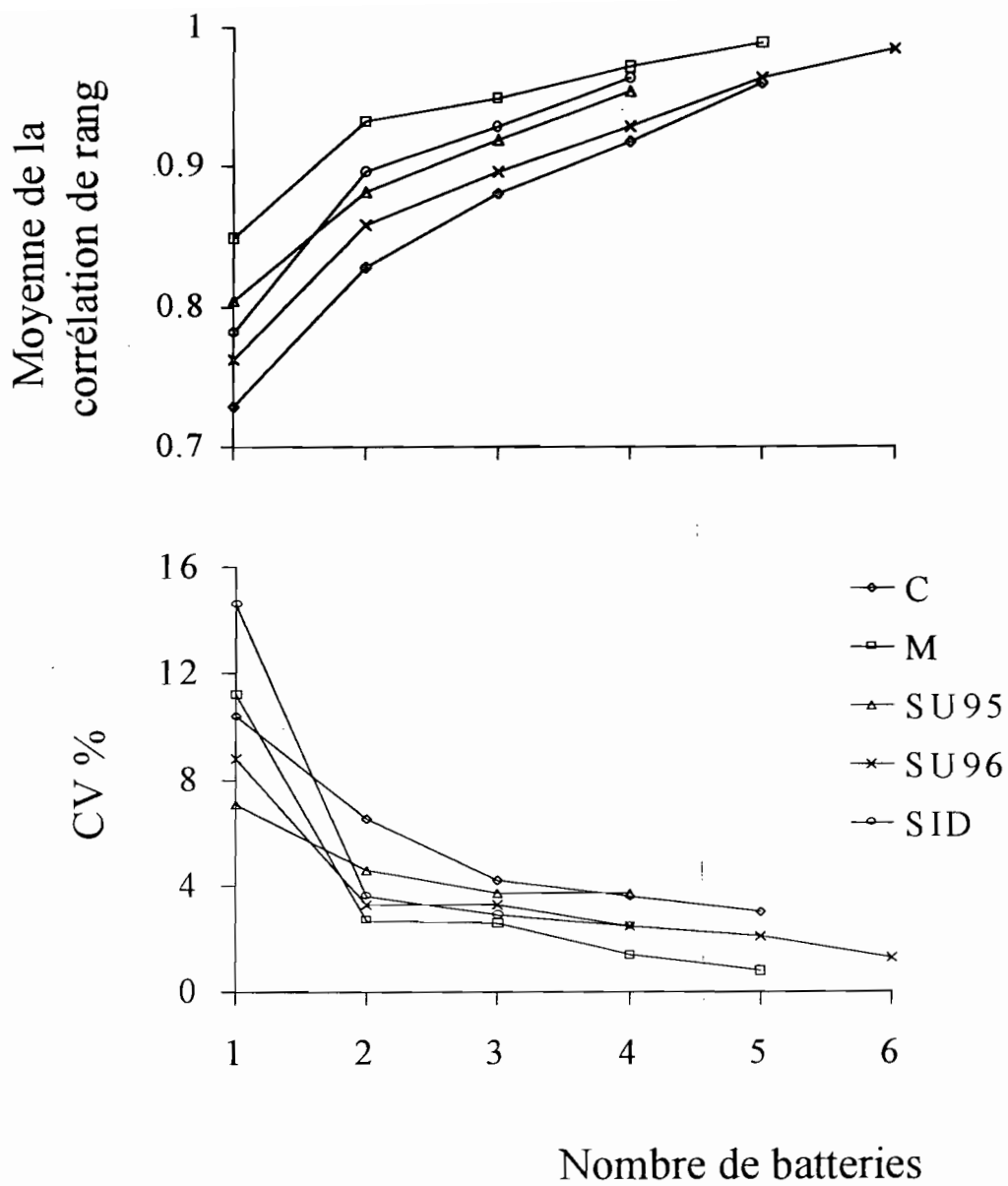


Figure 9 - Moyenne et coefficient de variation de la corrélation de Spearman entre la structure spécifique totale et celle des batteries reconstituées aléatoirement. Les codes des cours d'eau sont les mêmes que ceux de la Figure 7.

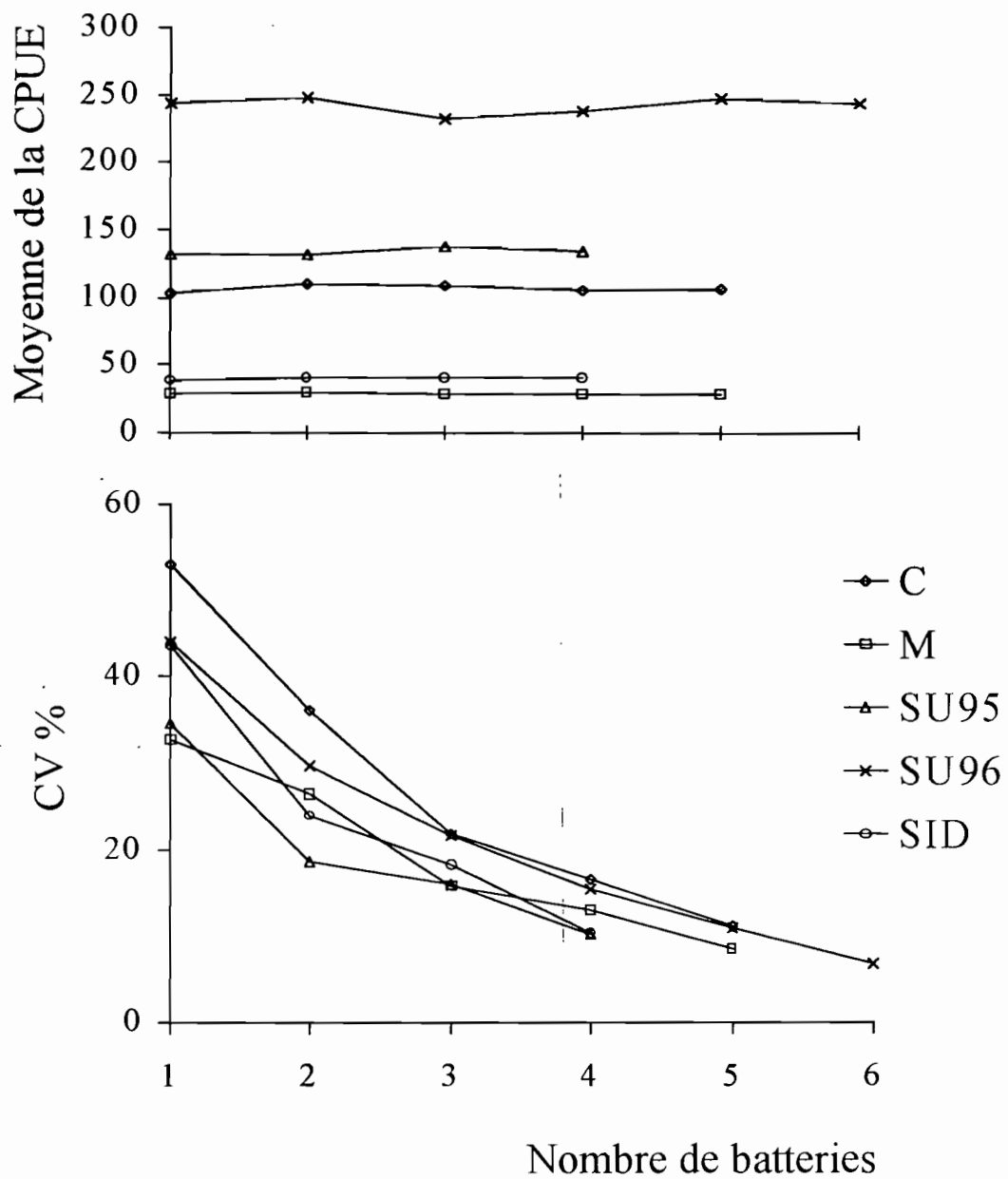


Figure 10 - Moyenne et coefficient de variation du CPUE par batterie de filets maillants. Les codes des cours d'eau sont les mêmes que ceux de la Figure 7.

Cependant, des valeurs stabilisées sont observées avec deux/trois batteries (Malmanoury et Sinnamary en amont 1996) et avec trois/quatre batteries (Sinnamary en amont 1995) (Figure 9).

La CPUE affiche une grande variance parmi les échantillons mais la moyenne est bien estimée par une seule batterie. La variance décroît lorsque le nombre de batteries augmente et avec 3 batteries et plus, les valeurs sont proches. Le coefficient de variation avec 3 batteries varie entre 15.8% dans le Malmanoury et 21.7% à la rivière Comté (Figure 10).

### 3.1.5. Discussion

Dans cette étude, la contribution de chaque taille de maille à la variance totale (inertie) diminue jusqu'à rester stable mais, cette diminution n'est pas semblable pour tous les cours d'eau échantillonnés. Malgré les différences dans le nombre de batteries utilisées dans chaque cours d'eau (7 batteries dans le Sinnamary en amont 1996; 5 batteries dans le Sinnamary en amont et en aval 1995; 6 batteries dans la rivière Comté et Malmanoury) les filets maillants de taille 15, 20, 25, 30 et 35 mm montrent une contribution importante à l'inertie totale, alors que les filets maillants de maille 40, 50, 60 et 70 mm ont une basse contribution. Ceci suggère que les filets de maille 15 à 35 mm sont plus efficaces pour échantillonner les peuplements des poissons dans les cours d'eau étudiés que les filets de mailles 40 à 70 mm.

Cependant, les oscillations de l'inertie n'ont pas par origine exclusive la variation des captures inhérente à l'utilisation des filets maillant, elles peuvent aussi être attribuées à l'influence des caractéristiques de l'habitat comme par exemple la vitesse du courant, le type de substrat, le type de berge (Boujard et al., 1990). Toutefois, d'autres facteurs semblent être aussi importants. En effet, les faunes tropicales de poissons comme ceux trouvés dans la Guyane française, sont formées naturellement par une grande proportion d'espèces de petite taille (<10 cm) (Welcomme, 1979). Ceci peut expliquer la contribution significative du filet de maille 15 mm dans la plupart des stations.

Les différences observées parmi les filets maillants de taille 15 à 35 mm sont aussi imputées à l'abondance des spécimens de quelques espèces. C'est le cas d'*Acestrorhynchus microlepis*, *Bryconops caudomaculatus* et *Cyphocharax spilurus* dans le Sinnamary en amont 1996 (15 mm de taille de la maille); *Bryconops caudomaculatus* et *Hemiodopsis quadrimaculatus* dans le Sinnamary en amont 1995 (15 mm de taille de la maille). *Parauchenipterus galeatus* est le principal responsable du pic observé au filet de pêche de taille de maille 30 mm dans la crique Malmanoury.

La faible capture par les filets de grande taille de maille (40 à 70 mm) serait due aussi au comportement des poissons, particulièrement celui de grands prédateurs comme *Hoplias aimara* et *Ageneiosus brevifilis*. Ces poissons sont souvent piégés dans les filets de petite maille, où ils sont attirés par les mouvements des poissons pêchés. Etant intéressés par les peuplements des poissons, nous n'avons pas considéré ici la biomasse. La capture accidentelle des spécimens très grands, principalement survenue par hasard, induit une grande variabilité dans la biomasse totale de l'échantillon et apporte ainsi une information d'interprétation écologique difficile.

Malgré les problèmes rapportés lors de la capture du poisson par les filets de pêche, nos résultats sont en accord avec la suggestion de Helser et Condrey (1991) de mélanger différentes tailles de maille afin de réduire le biais dû à la sélectivité des filets de pêche. Dans notre étude, la combinaison des filets de pêche de maille 15 à 35 mm semble être satisfaisante pour échantillonner les peuplements de poissons des cours d'eau prélevés.

Dans cette analyse, le nombre de batteries répétées a été estimé sur la base sur deux types de statistiques (moyenne et variance de l'évaluation choisie aléatoirement dans un système d'accroissement du nombre de batteries de filets) de trois paramètres: CPUE, richesse spécifique et structure de l'échantillon (corrélation de rang).

L'évaluation de la densité des poissons (CPUE) ne varie pas beaucoup avec l'accroissement du nombre des batteries dans tous les cours d'eau échantillonnés, mais le hasard semble être un important facteur qui rend compte de la haute variance observée parmi les échantillons. Cependant, cette variance peut être due à d'autres facteurs comme la variabilité saisonnière (par exemple les échantillons du fleuve Sinnamary en amont en 1995 et 1996) ou la taille du cours d'eau (par exemple le Malmanoury, une crique côtière comparée aux autres cours d'eau échantillonnés). Les résultats de la CPUE montrent qu'avec 3 batteries de filets de pêche la variance atteint des valeurs basses, lesquelles varient ensuite très peu. Ceci nous permet de supposer qu'avec 3 batteries ou plus de filets de pêche on peut obtenir une bonne estimation de la densité des peuplements de poissons.

La richesse spécifique et la structure de l'échantillon ne se stabilisent pas, même au-delà de 5 batteries, mais leur évolution en fonction du nombre de batteries est presque toujours asymptotique. Le coefficient de variation de la moyenne des corrélations de rang atteint des plateaux avec 2 et 3 ou de 3 et 4 batteries dans les différents échantillons ; dans tous les cas après 3 batteries la variance n'oscille pas beaucoup. Ceci suggère qu'avec 3 batteries ou plus on peut avoir une bonne estimation de la structure de l'échantillon. La variance de la richesse spécifique diminue rapidement de 1 à 5 batteries. Cependant, de 3 batteries ou plus, les valeurs de l'inertie varient peu dans tous les échantillons. Les points

ajustés par rapport à la richesse spécifique théorique indiquent une moyenne de 71.2% des espèces prélevées avec 3 batteries de filets de pêche. Ceci représente un nombre significatif d'espèces du peuplement de poissons échantillonné, même si nous considérons que la richesse spécifique est un facteur qui change en fonction de la taille de l'échantillon (Magurran, 1988), laquelle n'a pas été bien évaluée par l'effort de l'échantillonnage utilisé dans cette étude.

### **3.1.6. Conclusion**

Même si les paramètres mentionnés présentent des limites de confiance au lieu de résultats ponctuels, ceux-ci semblent assez sensibles pour déterminer le meilleur nombre de batteries. Ainsi, 3 batteries semblent être un bon compromis entre l'effort d'échantillonnage et la reproductibilité des résultats, ce qui nous donne une image sûre de la fraction du peuplement de poissons prélevés. Ce nombre de batteries prend en compte les possibilités matérielles d'une équipe de recherche et la densité d'habitat dans une section du cours d'eau où l'utilisation des filets de pêche est possible.

Cependant, parce que l'éventail de données utilisé pour cette étude ne couvre pas toutes les conditions trouvées dans les fleuves de la Guyane française, nous avons inclus une batterie supplémentaire dans la mesure où nous disposions d'une équipe de pêche suffisamment importante. Ainsi, le protocole d'échantillonnage se résume à 4 batteries de filets de maille 15 à 35 par une nuit de pêche.

### **3.2. Plan d'échantillonnage**

La variabilité temporelle de la relation habitat-poissons a été étudiée dans deux stations de la rivière Comté. Dans ces stations, les échantillonnages ont été effectués tous les deux mois entre août 1998 et août 2000, soit 12 échantillons dans chacune des stations. Les stations d'échantillonnage ont été choisies en considérant la configuration géomorphologique générale des fleuves en Guyane française décrite par Tito de Morais et Lauzanne (1994) pour le fleuve Sinnamary. Les deux stations sont typiques des deux zones contrastées des cours d'eau de la Guyane française: un long cours central avec une succession de bassins séparés par des rapides et un bas cours avec un faible gradient d'altitude quand la rivière s'approche de la plaine côtière.

Pour l'étude de la variabilité spatiale, 27 autres cours d'eau ont été échantillonnés deux fois, une à la période de la pluie et une autre à la période de l'étiage en 1998 et 1999. Toutefois, en raison des difficultés de déplacement en Guyane, certains prélèvements d'étiage



ont été tardifs, et ont donc été exclus des analyses qui concernent les peuplements des poissons. Ainsi et dans ce cas, seulement 10 stations ont été considérées pour les analyses d'étiage.

Les filets ont été placés parallèlement à la berge dans des locaux présentant un faible courant sur un tronçon de 800m de la rivière. Ils ont été placés à 17 :00 h et relevés le jour suivant à 7:00 h. Les tronçons des cours d'eau prélevés ont été choisis en considérant le courant, la présence d'une végétation ripicole continue, l'absence de radiers et l'accessibilité.

### **3.3. Traitement du matériel biologique**

Sur le terrain, les captures ont été séparées par type de filet et les poissons collectés ont été identifiés au niveau de l'espèce à l'aide des clés d'identification des ouvrages de Planquette et al. (1996), Keith et al. (2000) et Le Bail et al. (2000).

Chaque spécimen a été mesuré (longueur standard au mm près) avec un ichtyomètre, pesé au 10<sup>ème</sup> de gramme près en utilisant une balance de marque «Sartorius».

Enfin, les estomacs avec contenu ont été prélevés et conservés en alcool à 70%, puis analysés en laboratoire. L'analyse qualitative a été effectuée à l'aide d'un microscope stéréoscopique. L'analyse quantitative des items alimentaires a été réalisée à partir d'une estimation visuelle de la proportion de chaque item par rapport au volume total de chaque contenu stomacal (100%). Puis, on a calculé la moyenne par item alimentaire et par espèce. (Tableau IV).

Afin de clarifier l'interprétation des données certains items ont été regroupés. Ces regroupements ne concernent que des items de nature similaire. Ainsi, les catégories d'items utilisées pour déterminer les groupes trophiques sont:

- végétaux supérieurs qui regroupe les feuilles, bois, racines ,fruits et graines;
- invertébrés aquatiques qui regroupe les insectes aquatiques et autres invertébrés aquatiques comme les crevettes ou les crabes;
- invertébrés terrestres qui regroupe les insectes terrestres et autres invertébrés terrestres comme les araignées ou les myriapodes;
- poissons ;
- détritiques qui incluent les sédiments et la pellicule organique des substrats.

Jusqu'à sept exemplaires de chaque espèce ont été conservés en alcool (70%) pour constituer une collection de référence des poissons de la Guyane française du Laboratoire d'Hydrobiologie du Centre du Institut de recherche pour le développement (IRD) de Cayenne.

Tableau IV – Nombre d'estomacs (n) analysés et moyenne en pourcentage des items alimentaires déterminés par espèce.

ORDRE	Code	n	Item alimentaire							
			Végétaux supérieurs	Algues	Plancton	Invertébrés terrestres	Invertébrés aquatiques	Décapodes	Poissons	Sédiment
<b>CHARACIFORMES</b>										
<b>Anostomidae</b>										
<i>Anostomus brevior</i>	ABRE	1	-	-	-	-	-	-	-	100.00
<i>Leporinus fasciatus</i>	LFAS	4	50.00	-	-	-	-	-	-	50.00
<i>Leporinus friderici</i>	LFRI	136	72.79	1.03	-	13.31	0.66	0.15	3.97	8.09
<i>Leporinus gossei</i>	LGOS	20	67.50	3.00	-	17.00	2.00	-	-	10.50
<i>Leporinus lebailli</i>	LLEB	5	64.00	-	-	16.00	-	-	-	20.00
<i>Schizodon fasciatus</i>	SFAS	6	100.00	-	-	-	-	-	-	-
<b>Characidae</b>										
<i>Astyanax bimaculatus</i>	ABIM	11	32.73	-	-	60.91	-	-	-	6.36
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	AFAL	33	-	-	-	-	-	-	100.00	-
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	AMIC	30	-	-	-	15.67	-	6.67	77.67	-
<i>Astyanax polylepis</i>	APOL	4	35.00	-	-	65.00	-	-	-	-
<i>Bryconops affinis</i>	BAFF	197	6.80	0.51	-	90.41	0.76	-	1.12	0.41
<i>Bryconops caudomaculatus</i>	BCAU	429	8.30	0.09	-	88.53	0.12	-	-	2.96
<i>Bryconops cyrtogaster</i>	BCYR	16	6.25	2.50	-	71.25	-	-	-	20.00
<i>Bryconops melanurus</i>	BMEL	83	13.01	-	-	84.82	-	-	-	2.17
<i>Brycon pesu</i>	BPES	38	34.47	-	-	65.00	-	-	-	0.53
<i>Cynodon meionactis</i>	CMEI	1	-	-	-	-	-	-	100.00	-
<i>Charax pauciradiatus</i>	CPAU	32	4.69	-	-	31.56	5.00	26.25	21.88	10.63
<i>Hemigrammus unilineatus</i>	HUNI	5	20.00	-	-	4.00	-	-	12.00	64.00
<i>Moenkhausia chrysargyrea</i>	MCOM	4	50.00	-	-	50.00	-	-	-	-
<i>Moenkhausia grandisquamis</i>	MGRA	181	49.78	0.55	-	44.59	0.22	0.66	0.66	3.54
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	MOLI	11	20.00	-	-	80.00	-	-	-	-
<i>Moenkhausia surinamensis</i>	MSUR	50	55.80	1.20	-	36.60	0.40	-	1.60	4.40
<i>Piabucus dentatus</i>	PDEN	14	25.71	32.14	-	0.71	-	-	7.14	34.29
<i>Poptella orbicularis</i>	PORB	156	19.29	0.64	-	73.91	3.33	-	1.28	1.54
<i>Tetragonopterus chalcus</i>	SSTR	2	100.00	-	-	-	-	-	-	-
<i>Triportheus rotundatus</i>	TROT	314	54.55	1.21	-	41.85	0.22	-	0.96	1.21
<b>Ctenopomidae</b>										
<i>Boulangerella cuvieri</i>	BCUV	7	-	-	-	-	-	-	100.00	-
<b>Curimatidae</b>										
<i>Curimata cyprinoides</i>	CCYP	113	1.77	-	-	0.88	-	1.42	-	95.93
<i>Cyphocharax sp.</i>	CYPI	30	3.33	-	-	-	2.00	-	-	94.67
<i>Cyphocharax spilurus</i>	CYSP	53	5.28	-	-	-	-	-	-	94.72
<i>Chilodus zunevei</i>	CZUN	9	-	-	-	-	-	-	-	100.00
<b>Erythrinidae</b>										
<i>Hoplias aimara</i>	HAIM	11	-	-	-	-	-	27.27	72.73	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	HMAL	12	3.33	-	-	5.00	-	16.67	75.00	-
<b>Hemiodontidae</b>										
<i>Bivibranchia simulata</i>	BSIM	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	HEUN	109	13.49	16.06	0.92	5.14	-	-	1.74	62.66
<i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i>	HQUA	40	13.50	49.00	-	3.00	3.00	-	2.50	29.00
<b>Serrasalminidae</b>										
<i>Myleus ternetzi</i>	MTER	137	97.15	0.15	-	0.22	-	1.46	-	1.02
<i>Serrasabmus humeralis</i>	SHUM	36	31.67	-	-	1.67	-	3.33	52.78	10.56
<i>Serrasabmus rhombeus</i>	SRHO	39	7.18	-	-	6.67	-	-	80.51	5.64

Tableau IV (Continuation)

ORDRE	Code	n	Item alimentaire							
			Végétaux supérieurs	Algues	Plancton	Invertébrés terrestres	Invertébrés aquatiques	Décapodes	Poissons	Sédiment
<b>CLUPEIFORMES</b>										
<b>Engraulidae</b>										
<i>Anchovia surinamensis</i>	ASUR	20	-	-	-	5.00	76.00	5.00	-	14.00
<i>Lycengraulis batesii</i>	LBAT	15	-	-	-	5.33	-	20.00	58.67	16.00
<i>Pterengraulis atherinoides</i>	PATH	9	-	-	-	-	-	33.33	66.67	-
<b>ELOPIFORMES</b>										
<b>Megalopidae</b>										
<i>Megalops atlanticus</i>	MATL	9	-	-	-	11.11	22.22	-	66.67	-
<b>GYMNOTIFORMES</b>										
<b>Sternopygidae</b>										
<i>Eigenmannia virescens</i>	EVIR	34	5.88	-	-	37.94	42.06	0.88	-	13.24
<b>PERCIFORMES</b>										
<b>Cichlidae</b>										
<i>Geophagus surinamensis</i>	GSUR	9	-	-	-	-	40.00	-	-	60.00
<i>Heros severus</i>	HSEV	3	-	46.67	-	-	-	-	-	53.33
<i>Satanoperca jurupari</i>	SLEU	32	-	-	-	9.06	15.94	-	5.63	69.38
<b>Sciaenidae</b>										
<i>Pachyops furcatus</i>	PFUR	23	6.52	2.61	-	58.26	8.70	6.09	-	17.83
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	PSQU	21	-	-	-	-	-	23.81	76.19	-
<b>SILURIFORMES</b>										
<b>Ageneiosidae</b>										
<i>Ageneiosus dentatus</i>	ADEN	2	-	-	-	-	-	50.00	50.00	-
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	AGBR	29	6.90	-	-	3.45	-	10.34	64.83	14.48
<b>Auchenipteridae</b>										
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	ANUC	418	1.39	0.24	-	89.95	3.66	0.05	0.53	4.19
<i>Parmuchenipterus galeatus</i>	PGAL	202	41.83	0.40	-	50.40	0.79	1.63	2.43	2.52
<i>Pseudochenipterus nodosus</i>	PNOD	5	20.00	14.00	-	60.00	-	-	-	6.00
<b>Doradidae</b>										
<i>Doras carinatus</i>	DCAR	35	2.86	8.57	-	11.43	36.00	-	1.71	39.43
<i>Platydoras costatus</i>	PCOS	21	57.14	0.95	-	15.71	2.86	6.19	14.29	2.86
<b>Loricariidae</b>										
<i>Ancistrus hoplogenys</i>										
<i>Hypostomus plecostomus</i>	HPLE	13	-	-	-	-	-	-	-	100.00
<i>Loricaria cataphracta</i>	LCAT	10	-	-	-	14.00	43.00	-	-	43.00
<b>Pimelodidae</b>										
<i>Pimelodus blochii</i>	PBLO	3	13.33	-	-	46.67	-	6.67	13.33	20.00

### 3.4. Les descripteurs des peuplements

Dans le domaine de l'écologie des peuplements, il est courant d'utiliser les espèces comme l'unité taxonomique d'analyse (Sale et Guy, 1992). Toutefois, lorsque l'on s'adresse à des bassins différents, cette procédure intègre des aspects zoogéographiques et des aspects écologiques. Afin de s'affranchir des aspects zoogéographiques, il est recommandé l'utilisation de descripteurs de l'organisation fonctionnelle, c'est-à-dire des modalités d'organisation des peuplements (Barbault, 1992).

Dans cette étude, dans le but de caractériser la structure fonctionnelle des peuplements des poissons trois descripteurs ont été choisis :

- la composition par famille : le nombre de spécimens dans chacune des familles du prélèvement. L'utilisation d'un niveau taxonomique plus élevé que l'espèce, la famille par exemple, permet d'approcher la place ou fonction d'un groupe d'espèces au sein du peuplement. En effet, les similitudes morphologiques au sein d'une même famille entraîne une certaine similitude de comportement (de stratégie vitale), ce qui permet de mettre en évidence des patrons non détectés à une échelle taxonomique plus fine (Sale et Guy, 1992).
- par groupe trophique : la biomasse de poissons dans chacun des groupes trophiques déterminés. L'organisation trophique confère au peuplement une structure indépendante de leur taxonomie car elle permet un regroupement des espèces sur des bases écologiques (Barbault, 1992).
- et par taille maximale observée : le nombre d'espèces dans chaque classe de taille maximale. Les classes de taille maximale considérées sont : <100mm; 101-200mm; 201-300mm; et >301mm. La taille maximale des espèces composant le peuplement peut également présenter des relations avec le type d'environnement en ce qu'elle représente un aspect écologique des espèces (Barbault, 1992).

Ces trois descripteurs du peuplement sont appelés dans la suite du texte « composition synthétique des peuplements » par opposition à la composition taxonomique des espèces (composition spécifique).

De toutes les espèces présentes dans l'échantillon, seulement celles qui présentaient une abondance égale ou supérieure à 10 spécimens ont été considérées pour les analyses. L'identification au niveau de la Famille a été faite à partir de la liste des espèces capturées et identifiées.

Les groupes trophiques ont été déterminés à partir de l'analyse des contenus stomacaux. L'item alimentaire prédominant a été utilisé pour déterminer le groupe trophique des espèces. La détermination du régime alimentaire des poissons est affectée par deux paramètres : 1) les changements trophiques dues à l'ontogénie et 2) l'opportunisme en termes d'alimentation qui caractérise plusieurs espèces de poissons adultes (Matthews, 1998).

Dans notre cas, l'interférence de l'ontogénie est négligeable car les estomacs ont été prélevés à partir des spécimens adultes, c'est-à-dire sexuellement matures. L'interférence de l'opportunisme a été évitée en adoptant un protocole de détermination quantitative basé sur la prédominance d'un item dans le volume total du contenu stomacal. Mais aussi parce que l'on analyse des contenus de différentes provenances et époques.

Dans le cas où l'effectif d'estomacs analysé était réduit (<3 estomacs), le régime alimentaire a été confirmé par l'examen de la littérature disponible. Ainsi, les groupes trophiques suivants ont été considérés :

- ichtyophages – espèces qui se nourrissent exclusivement des poissons tel *Acestrorhynchus falcatus* ou qui s'alimentent préférentiellement de poissons comme *Ageneiosus brevifilis* ;
- herbivores – espèces qui consomment de la biomasse végétale obtenue à partir de la photosynthèse (Goldstein et Simon, 1999) comme *Myleus ternetzi* ou qui s'alimentent principalement de ce produit tel *Leporinus friderici* ;
- détritivores – espèces, telle *Hemiodus unimaculatus*, qui se nourrissent des détritiques c'est-à-dire de la matière organique associée au matériel inerte, aux micro-organismes et à des invertébrés aquatiques présents au fond ou sur des surfaces comme les troncs des arbres (Goulding, 1980) ;
- invertivores aquatiques – espèces, tel *Eigenmannia virescens*, qui se nourrissent préférentiellement des invertébrés aquatiques tels les larves des insectes aquatiques des ordres Diptera, Ephemeroptera et Trichoptera (Goulding, 1980 ; Horeau et al., 1998) ;
- invertivores terrestres – espèces qui consomment principalement des invertébrés terrestres comme par exemple fourmis, araignées, termites, insectes divers (Goulding, 1980 ; Horeau et al., 1998) telles *Astyanax bimaculatus* ou *Bryconops affinis* ;
- omnivores – espèces qui consomment des produits d'origine végétale et animale (Goulding et al., 1988 ; Karr, 1981) presque dans la même proportion par exemple *Moenkhausia grandisquamis* ou *Hemiodopsis quadrimaculatus*.

Chaque composition spécifique et synthétique a été exprimée en un tableau de comptage type espèces-relevés, c'est à dire une liste d'espèces en colonne, une liste des relevés en ligne et dans chaque case référencée ( $i, j$ ) une donnée qui représente la fréquence de l'espèce  $j$  dans le relevé  $i$  (Simier, 1998).

### 3.5. Techniques d'échantillonnage de l'habitat

#### 3.5.1. Echelle d'observation et variables quantitatives et qualitatives

Afin de déterminer les caractéristiques physiques des cours d'eau échantillonnés, on a adopté l'échelle spatiale linéaire proposée par Imhof et al. (1996), laquelle caractérise les écosystèmes au niveau des bassins versants.

La hiérarchie «tronçon» ( $10^1$ - $10^4$ m) a été choisie pour l'évaluation et la mesure des variables qualitatives et quantitatives à une échelle locale (ici nommée par des variables locales) (Tableau V).

Dans chacun des cours d'eau échantillonnés, 9 transects ont été établis dans un tronçon de 800m du canal principal représentatif de la zone où sont posées les filets (Figure 11). À chaque transect, signalisé par un ruban, les variables locales de l'habitat liées aux caractéristiques physiques de la berge ont été mesurées. Il s'agissait de la *pente de la berge*, le *substrat de la berge*, la *hauteur de la végétation ripicole*, la *couverture de la végétation ripicole* au-dessus du canal et la *largeur du canal principal*. Les quatre premières variables ont été estimées et classées par catégorie (Tableau V) et la dernière a été mesurée par un télémètre optique (Modèle 400<sup>TM</sup>, RANGING Co.). Seule la largeur moyenne du canal a été utilisée pour l'analyse statistique.

À chaque transect la présence/absence des *macrophytes*, des *débris végétaux flottants* et des *embâcles* (troncs d'arbres) a été notée (Tableau V). Le *type de substrat* du canal a été déterminé en utilisant une drague d'Eckman. La *profondeur du canal* a été mesurée en utilisant une sonde digitale (Modèle Speedtech SM-5, HONDA Electronics Co. Ltd.) et la *vitesse du courant* du canal avec un compteur digital (Modèle 2030, General Oceanic Inc.). Le type de substrat, la profondeur du canal et le courant du canal ont été déterminés à trois ou cinq points le long de chaque transect, selon la largeur du canal (Figure 11).

Cependant, seules les valeurs de la profondeur du canal et du courant mesurées au centre de celui-ci ont été considérées pour l'analyse statistique. Au centre de chaque tronçon et à la profondeur d'un et deux mètres, l'*oxygène dissous*, la *conductivité* et la *température* ont été mesurés à l'aide d'une multisonde digitale (Modèle 85, YSI Incorporated). Le *pH* a été

Tableau V – Variables qualitatives et quantitatives classifiées par type d'échelle spatiale.

Echelle	Type	Variable	Catégories	
Régionale	Qualitative	Barrières naturelles en amont de la station	Présence, absence	
		Barrières naturelles en aval de la station	Présence, absence	
		Sinuosité	Basse Moyenne Haute	
	Quantitative	Aire du bassin versant (km <sup>2</sup> )	-	
		Aire de drainage en amont de la station (km <sup>2</sup> )	-	
		Distance station/embouchure (km)	-	
Locale	Qualitative	Pente de la berge	Abrupte Marche pente Marche flat	Pente douce Inondée
		Hauteur de la végétation ripicole	Minimale Basse Moyenne	Haute Inondée
		Couverture de la végétation ripicole	Minimale Basse Moyenne	Haute Inondée
		Substrat de la berge	Roche Sable Argile	Terre Inondée
		Macrophytes	Présence, absence	
		Débris végétaux flottants	Présence, absence	
		Embâcles	Absent Bas	Moyen Fort
		Substrat du canal	Roche Gravier Sable	Vase Litière Argile
	Quantitative	Profondeur du canal (m)	-	
		Vélocité du courant (cm/s)	-	
		Largeur du canal (m)	-	
		Conductivité (µS)	-	
		Oxygène dissous (mg/l)	-	
		pH	-	
Transparence de l'eau (cm)		-		
Température (°C)	-			

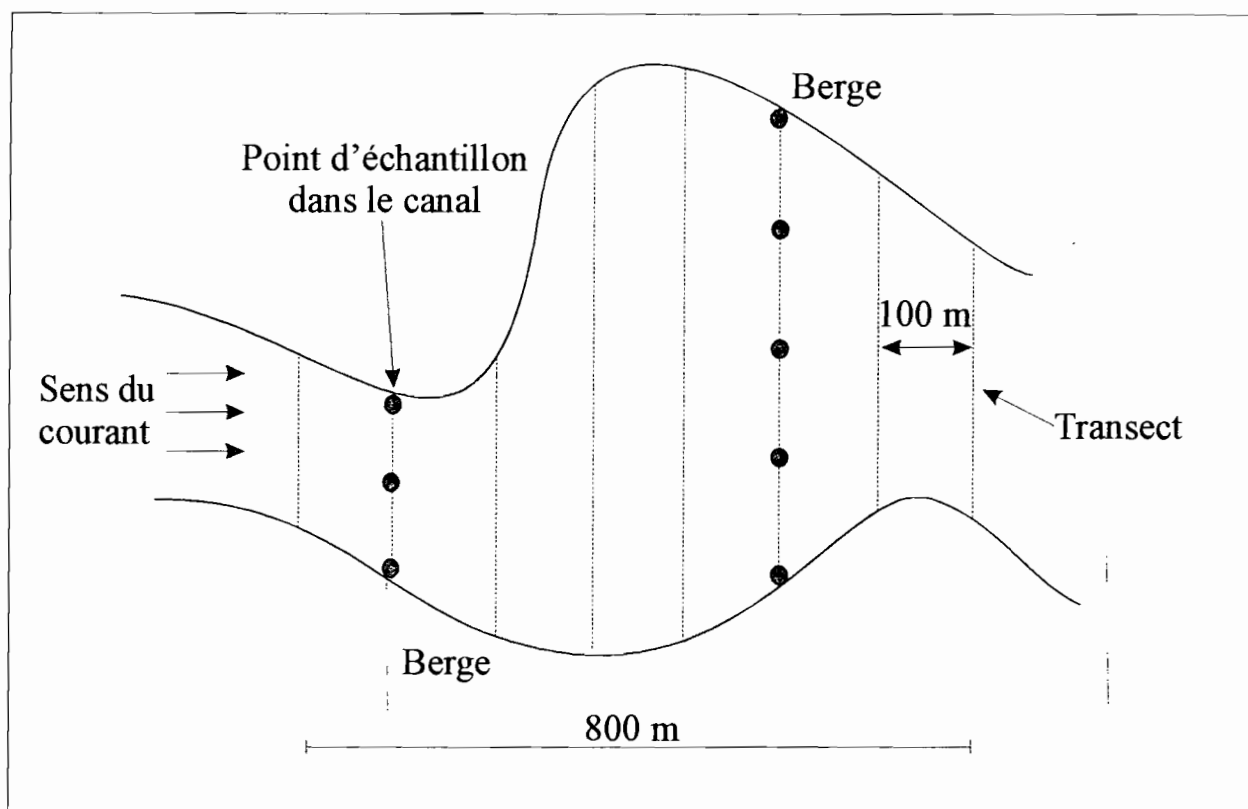


Figure 11 - Schéma de la disposition des transects au long d'un tronçon (sens Imhof et al., 1996) et du nombre de points d'échantillonnage, selon la largeur du canal, utilisés pour la caractérisation de l'habitat (berge et canal principal).



déterminé par une sonde (Modèle pH330, WTW France), la *transparence de l'eau* avec un disque de Secchi, et la *turbidité* à l'aide d'un turbidimètre (Modèle 2008, LaMOTTE Co.).

Les hiérarchies «sous bassin versant» ( $10^4$  -  $10^8$ m) et «bassin versant» ( $10^5$  -  $10^{10}$ m) (Imhof et al., 1996) ont été choisies pour la mesure des variables quantitatives et qualitatives à une échelle régionale (ici nommées variables régionales) (Tableau V). Dans cette catégorie sont incluses 2 variables caractérisant le bassin entier: *aire du bassin versant* et *sinuosité*; 3 liées à la position de la station dans le bassin: *distance de l'embouchure à la station*, *présence/absence de barrières* en amont et en aval de la station et *aire de drainage en amont de la station*. Cette dernière variable est considérée comme un indicateur grossier du débit au niveau de chaque station. Les variables *aire du bassin versant*, *aire de drainage en amont de la station* et la *distance de l'embouchure à la station* ont été mesurées à partir de cartes numérisées en utilisant le logiciel AUTOCAD MAP (Version 2,0) sauf pour les bassins du Maroni et de l'Oyapok pour lesquels une estimation a été faite par planimètre en utilisant la carte IGN de la Guyane française (IGN 1/500,000). Les données sur la hauteur d'eau utilisées dans cette étude sont celles enregistrées quotidiennement par la station hydrologique sur la rivière Comté localisée près du village de Cacao (Laboratoire de l'hydrologie, Institut de Recherche pour le Développement, Centre de Cayenne) (Figure 12). Trois classes de niveau d'eau pendant la période du prélèvement ont été déterminées graphiquement comme suit (Figure 12):

Classe	Hauteur d'eau (cm)
1	50 -150
2	160 – 250
3	260 - 400

Les données hydrologiques mentionnées ci-dessus ont été également utilisées pour classer les saisons de pluie et étiage dans les 9 autres cours d'eau échantillonnés.

### 3.6. Analyse statistique des données

Les études écologiques ont souvent une approche multivariée, c'est à dire un individu ou un site d'étude est caractérisé par la mesure de plusieurs paramètres (Randerson, 1993). C'est le cas dans cette étude, où les stations d'échantillonnage sont caractérisées par un ensemble de paramètres environnementaux ou associées à un ensemble des espèces.

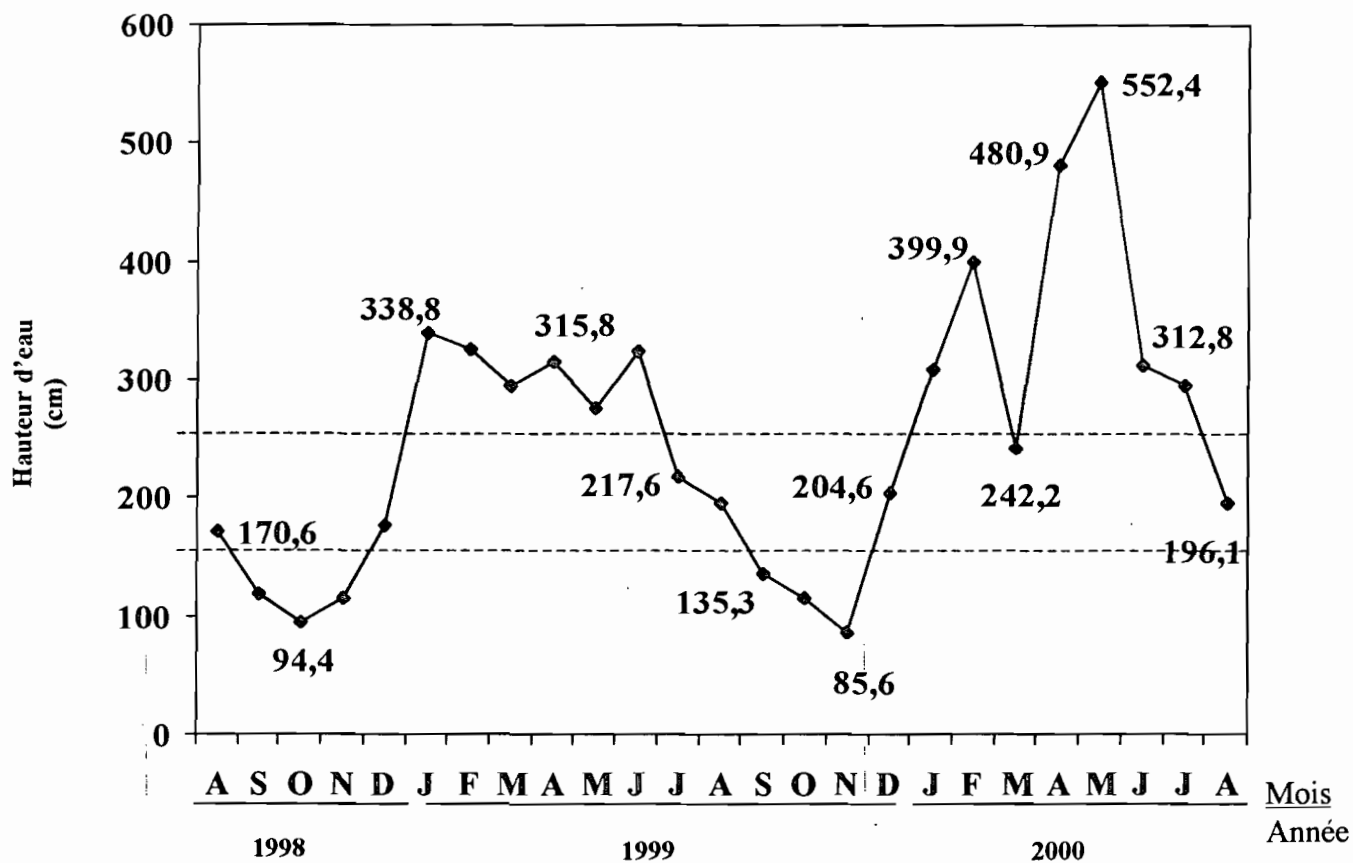


Figure 12 - Moyenne mensuelle des variations de la hauteur d'eau mesurées à la station hydrologique de Saut Bief, rivière Comté. Les lignes pointillées séparent la période de basse eau, montée/descente des eaux et haute eau. Les valeurs indiquent la hauteur d'eau du mois correspondant.

Dans ces circonstances l'utilisation des analyses statistiques multivariées se révèle appropriée car celles permettent de :

- traiter simultanément des variables écologiques dépendantes ou indépendantes, chacune étant considérée avec la même importance au début de l'analyse, indiquant de ce fait les structures sous-jacentes dans les données écologiques (Dolédec et Chessel, 1991; Randerson, 1993; Maret, 1999);
- résumer les configurations de l'association dans une série d'axes qui expriment les dimensions les plus importantes dans un ensemble de données (Randerson, 1993; Palmer, 1993);
- chercher la possible relation causale entre la distribution de la biota et celle des paramètres environnementaux (Maret, 1999; Randerson, 1993);
- visualiser la direction et l'amplitude des changements au sein ou entre les peuplements (Rodríguez et Lewis Jr., 1994) au niveau spatial et temporel.

Contrairement aux autres analyses statistiques, les analyses multivariées utilisent une approche inductive, non expérimentale qui génère des hypothèses plutôt que de les tester (Randerson, 1993; Dolédec et Chessel, 1991). Ces hypothèses reflètent mieux les patrons existants lorsqu'on intègre les objectifs écologiques dans le choix des analyses (Dolédec et Chessel, 1991).

La plupart des analyses statistiques utilisées dans cette étude font partie du logiciel ADE-4, lequel contient une large gamme de méthodes d'analyse multivariée de classification et ordination des données organisées dans un tableau (par exemple l'Analyse en Composantes principales), trois tableaux (Analyse RLQ) ou de couplage de deux tableaux (par exemple l'Analyse de co-inertie) (Thioulouse et al., 1997). Certaines analyses paramétriques telles que l'analyse de variance et le test « t » de Student sont effectuées à l'aide du logiciel SYSTAT ® (Version 9).

Les types particuliers d'analyses statistiques sont détaillés dans les chapitres correspondants.

## **CHAPITRE 4**

### **VARIATION DE L'HABITAT A L'ECHELLE SPATIALE : LES COURS D'EAU DE LA GUYANE (Adapté de Tejerina-Garro & Mérona, 2001)**

## 4. Variation de l'habitat à l'échelle spatiale: les cours d'eau de la Guyane

### 4.1. Introduction

La recherche dans le domaine de l'écologie tropicale des poissons en Amérique du Sud souligne l'influence des variables environnementales sur le biotope aquatique (par exemple Lowe-McConnell, 1975; Mérona, 1986; Goulding, 1993; Rodríguez et Lewis Jr, 1994; Mérigoux et al., 1998; Tejerina-Garro et al., 1998). Dans la plupart des cas, les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'eau ont été mesurées à une échelle locale et corrélés à la faune aquatique. Cependant, à l'échelle régionale les variables environnementales physiques des cours d'eau comme la géomorphologie et l'hydrologie du canal peuvent également être considérées. Ces dernières variables structurent les communautés aquatiques en contrôlant la structure et la dynamique du fleuve et changent par conséquent l'habitat disponible pour les organismes présents (Norris et Thoms, 1999).

La mesure des variables, à une échelle locale et régionale, considérant une dimension spatiale est une des voies pour comprendre la dépendance des organismes aquatiques à l'égard du milieu (Décamps et Izard, 1992). Il a été également démontré que, après les facteurs abiotiques primaires, l'hétérogénéité spatiale de l'habitat a un rôle important dans la structure des communautés d'organismes aquatiques (Mérigoux et al., 1999).

En dépit de ceci, peu d'études des fleuves tropicaux considèrent dans le protocole d'échantillonnage des variables environnementales mesurées à une échelle locale et régionale et à une hétérogénéité temporelle ou spatiale de l'habitat. Cette situation est liée à la complexité, à l'hétérogénéité et à la variabilité intrinsèques affichées par les fleuves (Décamps et Izard, 1992). La perception de ces facteurs est augmentée par l'utilisation d'une approche multiscalaire (Baudry, 1992). En effet, les interactions complexes entre les facteurs environnementaux mènent à l'hétérogénéité (Scarsbrook et Townsend, 1993) et à la variabilité spatiale caractéristiques de l'habitat (Hawkins et al., 1993). L'hétérogénéité et la variabilité dépendent également de la façon dont la résolution spatiale est considérée c'est à dire, à une échelle spatiale macro, meso ou micro (Walling et Webb, 1992). En outre, les facteurs biotiques et abiotiques affichent souvent une variation progressive plus que discrète. En conclusion, la complexité de l'habitat ne peut pas être décrite par un facteur simple (Hawkins et al., 1993).

En dépit de l'importance d'inclure l'hétérogénéité spatiale afin de comprendre les rapports entre les communautés biologiques et l'environnement, il y a un manque de données sur le sujet. Le problème est que si on veut démontrer des rapports entre l'habitat et les

communautés biologiques, on doit déterminer sur quelle échelle l'habitat est variable et quels sont les paramètres les plus importants.

Cet article examine la variabilité spatiale de quelques facteurs biotiques et abiotiques, locaux et régionaux à l'échelle du méso habitat, échantillonnés le long d'un tronçon au sens de Imhof et al. (1996), dans 16 cours d'eau de Guyane française.

#### 4.2. Méthodes

Les données utilisées ont été échantillonnées dans 28 stations distribuées en 16 cours d'eau appartenant à 8 bassins versants.

Les méthodes factorielles d'analyse telles que l'Analyse en Composantes Principales (ACP) pour les variables quantitatives et l'Analyse Factorielle des Correspondances Multiples (ACM) pour les variables qualitatives sont adéquates pour déterminer les principaux axes qui décrivent les rapports entre les éléments présents dans une table de matrice simple (Simier, 1998; Dolédec et Chessel, 1991).

Ainsi, les données qualitatives des stations considérées dans cette analyse (Tableau VI) ont été classées par catégories (Tableau VII) et soumises à une ACM. Seules les catégories dominantes ou co-dominantes dans l'ensemble des neuf transects de chaque cours d'eau ont été considérées afin d'avoir une seule variable codée pour chaque station. Les variables quantitatives normalisées (Tableau VII) ont été soumises à une ACP. Les variables significatives de chaque analyse ont été choisies en regardant les valeurs de corrélation entre les variables et les axes et en regardant la contribution absolue à l'inertie totale (ACP). Ensuite, les valeurs de chaque station (colonne) de l'analyse d'ACM et d'ACP ont été soumises à une méthode automatique de classification le "Cluster Analysis". Cette méthode de classification détermine des classes autour d'un noyau (Simier, 1998).

Par la suite, les moyennes de chaque ensemble (*cluster*) par variable ont été soumises à une analyse de variance (ANOVA) afin d'observer les différences significatives parmi les ensembles. La comparaison appariée des probabilités de Bonferroni a été employée pour former les groupes d'ensembles avec des caractéristiques environnementales semblables.

#### 4.3. Résultats

Parmi les 11 variables qualitatives, 8 locales et 3 régionales, utilisées dans l'analyse d'ACM, 8 ont montré une corrélation avec six axes qui expliquent 56,4% de l'inertie relative

Tableau VI – Liste des stations considérées dans l’analyse spatiale de l’habitat.

Numéro	Station	Numéro	Station
1	Rivière Camopi	15	Fleuve Maroni en aval
2	Rivière Comté en amont	16	Rivière Orapu en amont
3	Rivière Comté en aval	17	Rivière Orapu en aval
4	Fleuve Sinnamary à Saut Dalle	18	Fleuve Oyapock en amont
5	Rivière Grand Inini	19	Fleuve Oyapock en aval
6	Crique Karouabo	20	Crique Passoura
7	Fleuve Sinnamary à Kerenroch	21	Crique Des Pères
8	Rivière Kounana en amont	22	Rivière Petit Inini
9	Rivière Kounana en aval	23	Fleuve Sinnamary à Deux Roros
10	Rivière Coursibo	24	Fleuve Sinnamary à Saulnier
11	Fleuve Maroni à Langa Tabiki	25	Rivière Inini
12	Rivière Leblond	26	Fleuve Sinnamary à Takari Tanté
13	Crique Malmanoury	27	Rivière Tampock
14	Fleuve Maroni en amont	28	Fleuve Sinnamary à Venus

Tableau VII – Variables quantitatives et qualitatives considérés pour l’analyse de l’habitat.

Type	Variable	Catégorie	Code
<b>Qualitative</b>	Pente de la berge	Abrupte	(Ab)
		Marche pente	(Mp)
		Marche flat	(Mf)
		Pente douce	(Pd)
		Inondée	(Pi)
	Hauteur de la végétation ripicole	Minimale	(Hmi)
		Basse	(Hb)
		Moyenne	(Hm)
		Haute	(Hh)
		Inondée	(Hi)
	Couverture de la végétation ripicole	Minimale	(Cmi)
		Basse	(Cb)
		Moyenne	(Cm)
		Haute	(Ch)
		Inondée	(Ci)
	Substrat de la berge	Roche	(Sr)
		Sable	(Ss)
		Argile	(Sa)
		Terre	(St)
		Inondé	(Si)
	Débris végétal flottant	Absent	(Da)
		Bas	(Db)
		Moyen	(Dm)
		Haut	(Dh)
	Embâcles	Absent	(Ea)
		Bas	(Eb)
		Moyen	(Em)
		Fort	(Ef)
Substrat du canal	Roche	(SCr)	
	Gravier	(SCg)	
	Sable	(SCs)	
	Vase	(SCv)	
	Litière	(SCI)	
	Argile	(SCa)	
<b>Quantitative</b>	Profondeur du canal (m)	-	-
	Vélocité du courant (cm/s)	-	-
	Largeur du canal (m)	-	-
	Conductivité ( $\mu$ S)	-	-
	Oxygène dissous (mg/l)	-	-
	pH	-	-
	Transparence de Secchi (cm)	-	-
	Turbidité (NTU)	-	-
	Température ( $^{\circ}$ C)	-	-



Tableau VIII – Résultats de l'Analyse Factorielle des Correspondances Multiples.

Corrélation entre les variables et les axes:						
	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4	Axe 5	Axe 6
Débris végétaux flottants	0,906					
Pente de la berge	0,905					
Hauteur de la végétation ripicole	0,893					
Substrat de la pente	0,892					
Substrat du canal		0,735	0,723	0,761	0,79	0,593
Macrophytes		0,556				
Couverture de végétation ripicole						0,739
Sinuosité		0,655				
Résultats des six axes						
	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4	Axe 5	Axe 6
Fraction expliquée de l'inertie (%)	14,1	11,6	8,8	7,6	7,5	6,8
Inertie expliquée par les six axes:	56,4%					

(Tableau VIII). L'analyse d'ACP affiche 8 variables, parmi les 11 variables locales et régionales quantitatives considérées, avec une contribution absolue significative à quatre axes, qui expliquent 78,6% de l'inertie relative (Tableau IX). L'analyse de cluster effectuée sur les 28 stations échantillonnées, numérotées selon le Tableau VI, a généré 7 groupes (Figure 13):

Cluster	Stations
1	12, 22
2	7, 24, 28
3	6, 13, 20, 21
4	5, 25, 27
5	11, 14, 15, 18, 19
6	1, 2, 3, 4, 10, 23, 26
7	8, 9, 16, 17

L'analyse de variance (ANOVA) montre des différences significatives parmi les clusters (Tableau XI) pour les variables locales comme: la *conductivité*, la *température de l'eau*, la *transparence de l'eau*, la *profondeur du canal*, la *largeur du canal* et le *substrat du canal*, et pour les variables régionales telles que: *l'aire de drainage en amont de la station* et *l'aire du bassin versant*. Les variables quantitatives associées au premier axe de l'ACP comme: *l'aire de drainage en amont de la station*, *l'aire du bassin versant*, et *la largeur du canal* montrent les plus grandes valeurs moyennes dans le cluster 5 (44318,09km<sup>2</sup>; 50.226km<sup>2</sup>; 205,90m, respectivement) (Tableau X, Figure 14A).

Les clusters 2, 4 et 6 affichent des valeurs qui s'étend entre 2263,30 et 6167,04km<sup>2</sup> pour *l'aire de drainage en amont de la station*; entre 5320,89 et 6583,75km<sup>2</sup> pour *l'aire du bassin versant*; entre 54,21 et 89,72m pour *la largeur du canal*. Les valeurs les plus basses sont présentes aux clusters 1, 3 et 7, entre 342,82 et 1 094,39km<sup>2</sup> pour *l'aire de drainage en amont de la station*, entre 611,95 et 1 097,4km<sup>2</sup> pour *l'aire du bassin versant* et entre 26,59 et 31,2m pour *la largeur du canal* (Tableau X, Figure 14A).

Sur le deuxième axe de l'ACP, la variable *température de l'eau* affiche la valeur moyenne la plus élevée au cluster 2 (27,54°C), des valeurs moyennes intermédiaires aux clusters 3, 4 et 5 (26,97°C, 26,32°C et 25,71°C, respectivement), et de basses valeurs moyennes aux clusters 1, 6 et 7 (24,83°C, 24,55°C et 24,55°C, respectivement) (Tableau X, Figure 14B).

Sur le troisième axe, les clusters 2 à 6 affichent des valeurs moyennes de la *profondeur du canal* variant entre 4,3 et 5,52m, tandis que les clusters 1, 4 et 7 affichent des basses

Tableau IX – Résultats de l'Analyse en Composantes Principales. La corrélation entre les variables et les axes sont entre parenthèses.

Contribution absolue des variables				
	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
Conductivité				3851 (0,65)
Vélocité du courant				3695 (0,64)
Profondeur du canal			4015 (0,70)	
Largeur du canal	1818 (0,84)			
Température de l'eau		3342 (0,90)		
Transparence de Secchi			3950 (0,70)	
Aire de drainage en amont de la station	2172 (0,92)			
Aire du bassin versant	1924 (0,87)			
Résultats des quatre axes:				
	Axe 1	Axe 2	Axe 3	Axe 4
Fraction expliquée de l'inertie (%)	35,5	22,1	11,0	10,0
Inertie expliquée par les quatre axes:	78,6%			

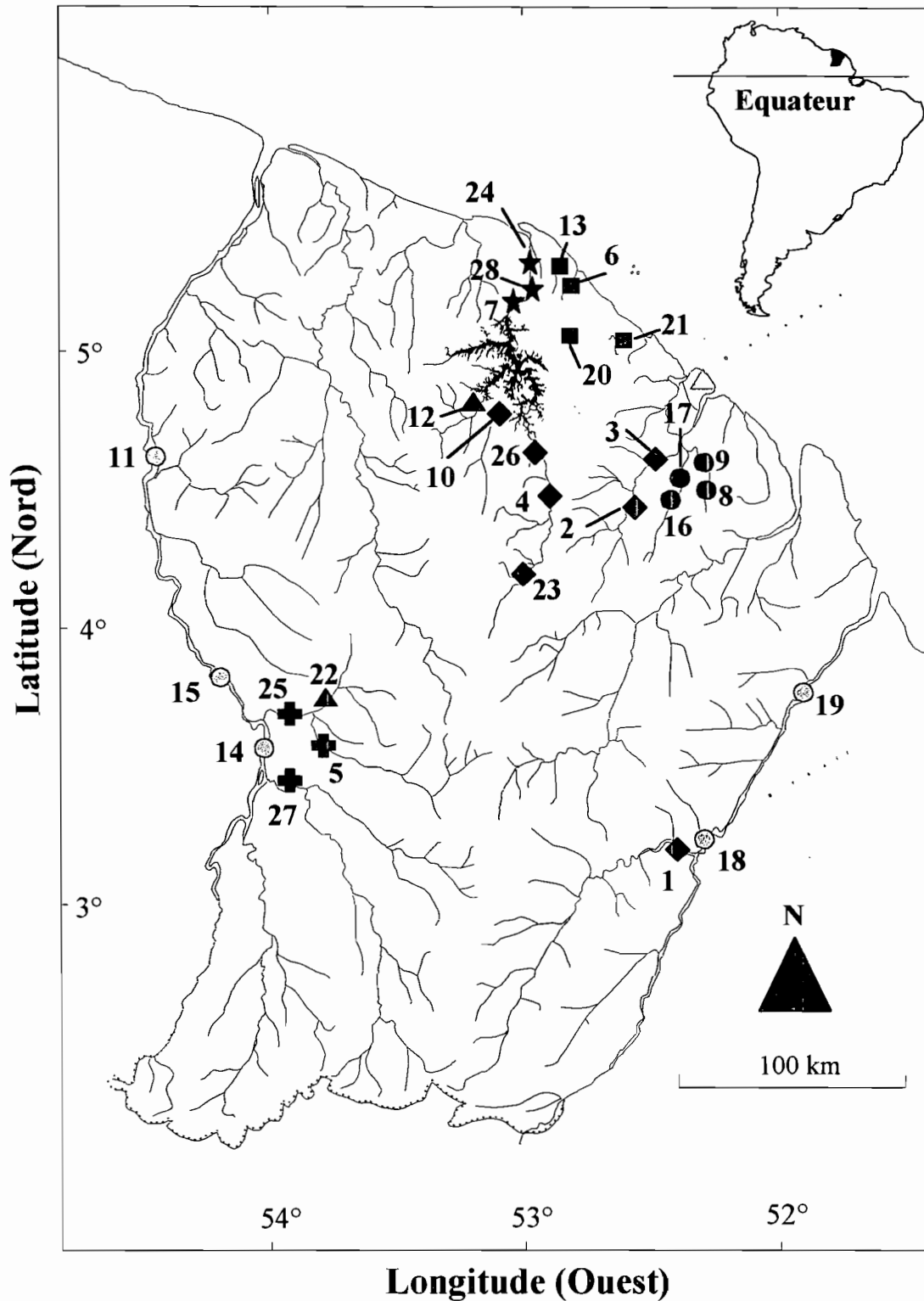


Figure 13 - Stations considérées pour l'analyse spatiale. Chaque station est identifiée par un numéro et un symbole du cluster auquel elle appartient ( ▲ =Cluster 1; ★ =Cluster 2; ■ =Cluster 3; ◆ =Cluster 4; ○ =Cluster 5; ◆ =Cluster 6; ● =Cluster 7). Les noms des cours d'eau sont ceux du Tableau VI. La zone en gris représente le réservoir du barrage de Petit Saut.

Tableau X - Valeurs moyenne, minimale et maximale (entre parenthèses) des variables quantitatives et qualitatives pour chacun des groupes de cluster.

\* p<0,05 résultat de l'analyse de variance.

Echelle	Type	Variable	Cluster							
			1	2	3	4	5	6	7	
Régionale	Quantitative	Aire de drainage en amont de la station (km <sup>2</sup> )	1094,39 (776,25 - 1412,54)	6167,04 (6025,6 - 6309,57)	807,42 (72,44 - 2951,21)	4683,00 (1819,70 - 7762,47)	44318,09 (25118,86 - 57543,99)	2263,29 (1348,96 - 5888,44)	342,81 (83,18 - 645,65)	*
		Aire du bassin versant (km <sup>2</sup> )	1097,40 (775,27 - 1419,53)	6583,75 (6583,75),	1862,54 (88,42 - 7126,45)	6360,32 (4538,58 - 7958,63)	50226,00 (26820 - 65830,00)	5320,89 (1342,76 - 6583,75)	611,95 (200,12 - 1023,78)	*
Locale	Qualitative	Pente de la berge	8,5 (8 - 9)	9,00 (6 - 13)	12,5 (5 - 18)	9,67 (7 - 13)	11,4 (6 - 15)	12,29 (7 - 17)	12,5 (10 - 15)	
		Hauteur de la végétation ripicole (m)	9,5 (9 - 10)	7,00 (6 - 8)	13,5 (11 - 18)	7,67 (7 - 8)	8,6 (5 - 11)	11,29 (7 - 18)	9,75 (9 - 11)	
		Couverture de végétation ripicole (m)	11,5 (9 - 14)	9,00 (8 - 10)	13,25 (8 - 18)	13,33 (4 - 18)	10,00 (4 - 15)	9,14 (7 - 14)	14,00 (11 - 16)	
		Substrat de la berge	13,00 (11 - 15)	17,67 (17 - 18)	15,5 (11 - 18)	11,33 (9 - 13)	13,4 (9 - 18)	13,86 (6 - 16)	17,00 (14 - 18)	
		Macrophytes	0,5 (0 - 1)	0,00 (0),	1,25 (0 - 4)	0,33 (0 - 1)	0,2 (0 - 1)	0,00 (0),	0,25 (0 - 1)	
		Embâcle	1,5 (0 - 3)	4,67 (4 - 5)	3,75 (0 - 10)	2,33 (0 - 5)	3,00 (0 - 6)	3,57 (0 - 9)	1,00 (0 - 4)	
		Substrat du canal	11,5 (10 - 13)	22,33 (18 - 30)	14,5 (10 - 17)	13,33 (6 - 18)	22,2 (20 - 27)	21,00 (12 - 31)	12,75 (10 - 17)	*
	Quantitative	Profondeur du canal (m)	3,26 (2,45 - 4,07)	5,50 (5,25 - 5,75)	4,87 (3,39 - 7,24)	3,72 (2,88 - 5,25)	5,52 (4,17 - 6,92)	4,30 (3,39 - 6,31)	3,11 (2,34 - 4,57)	*
		Vélocité du courant (cm/s)	37,95 (30,2 - 45,71)	59,47 (48,98 - 69,18)	28,61 (6,46 - 46,77)	25,91 (14,45 - 32,36)	52,00 (39,81 - 61,66)	54,47 (16,59 - 85,11)	35,91 (22,39 - 51,29)	
		Largeur du canal (m)	31,20 (26,92 - 35,48)	89,72 (81,28 - 104,71)	16,15 (7,94 - 28,84)	78,14 (50,12 - 131,82)	205,89 (107,15 - 346,74)	54,21 (31,62 - 95,50)	26,58 (15,14 - 35,48)	*
		Conductivité (µS)	33,76 (29,51 - 38,02)	33,71 (31,62 - 37,15)	31,18 (28,84 - 35,48)	39,32 (37,15 - 43,65)	23,59 (19,05 - 26,3)	25,64 (23,99 - 26,92)	18,71 (16,22 - 20,42)	*
		Température de l'eau (°C)	24,83 (24,55 - 25,12)	27,54 (27,54),	26,97 (25,12 - 29,51)	26,32 (25,12 - 27,54)	25,71 (25,12 - 26,30)	24,55 (24,00 - 25,12)	24,55 (24,55),	*
		Transparence de Secchi (cm)	27,31 (19,95 - 34,67)	127,08 (109,65 - 151,36)	173,42 (151,36 - 190,55)	68,85 (39,81 - 89,12)	57,86 (30,20 - 79,43)	81,47 (77,62 - 95,50)	89,99 (60,25 - 120,23)	*

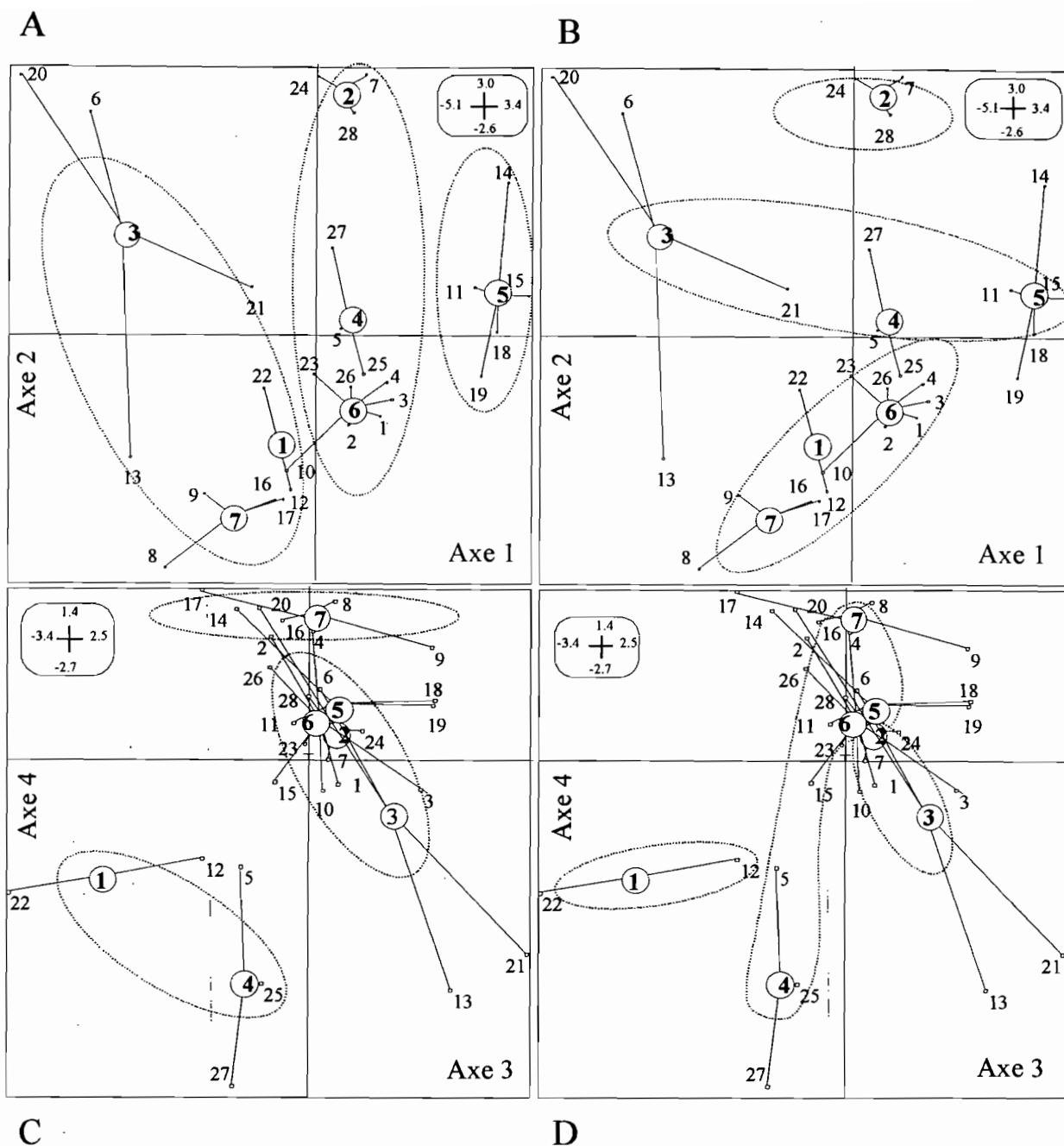


Figure 14 - Dispersion des stations à partir de l'analyse d'ACP. L'encart indique la dimension des axes. Les numéros encadrés représentant les centres des clusters. Les ellipses regroupent les clusters qui ont des caractéristiques semblables: "aire du bassin versant", "aire de drainage en amont de la station", "largeur du canal" (A), "température" (B), "profondeur du canal" (C) et "transparence de l'eau" (D). Les graphiques A et B représentent les axes 1 et 2 et les graphiques C et D les axes 3 et 4.

valeurs (3,26m; 3,72m et 3,11m, respectivement) (Tableau X, Figure 14C). Dans le même axe la *transparence de l'eau* discrimine trois groupes. Le premier groupe constitué par le cluster 1 (27,31cm), le deuxième formé par les clusters 4, 5, 6 et 7 (68,85cm, 57,86cm, 81,47cm et 89,98cm, respectivement), et le troisième constitué par les clusters 2 et 3 (127,08 cm et 173,42 cm, respectivement) (Table X, Figure 14D).

Sur le quatrième axe, quatre groupes de clusters sont discriminés par la *conductivité*. Le premier groupe est constitué par le cluster 1 et 4 (33,77 et 39,32 $\mu$ S, respectivement), suivi du cluster 2 et 3 (33,71 et 31,18 $\mu$ S), du 5 et 6 (23,59 et 25,64 $\mu$ S, respectivement) et finalement du cluster 7 (18,71 $\mu$ S) (Tableau X, Figure 15A).

La variable *substrat du canal* est corrélée avec les axes 2 à 6 (Tableau VIII). La Figure 16B affiche trois groupes de clusters selon la distribution des catégories de cette variable. Le premier groupe est constitué par le cluster 4, où les catégories «sable», «vase» et «argile» présentent la même fréquence. Le deuxième groupe est constitué par les clusters 1, 3 et 7, où la catégorie «litière» est prédominante mais associée à d'autres catégories comme: "sable", "gravier", "roche", "vase" et "argile". Le troisième groupe est représenté par les clusters 2, 5 et 6. Dans ce groupe la catégorie «sable» est prédominante, mais dans le cluster 5 est également présente la catégorie «gravier» (Figure 15B).

La corrélation parmi des variables quantitatives est affichée dans le Tableau XI. Une corrélation significative est observée parmi les variables locales quantitatives (*température de l'eau et oxygène dissous; température de l'eau et conductivité; pH et oxygène dissous*).

Des corrélations significatives sont aussi observées parmi les variables régionales quantitatives (*distance de la station à l'embouchure et aire de drainage en amont de la station; aire du bassin versant et aire de drainage en amont de la station; aire du bassin versant et distance de la station à l'embouchure*) et entre les variables quantitatives régionales et locales (*largeur du canal et aire de drainage en amont de la station; largeur du canal et aire du bassin versant*) (Tableau XI).

En résumé, les variables qui caractérisent les changements du paysage à l'échelle spatiale sont :

- l'aire du bassin versant ;
- l'aire de drainage en amont de la station ;
- la largeur de canal ;
- la température de l'eau ;
- la profondeur du canal ;
- la transparence de l'eau ;
- la conductivité ;

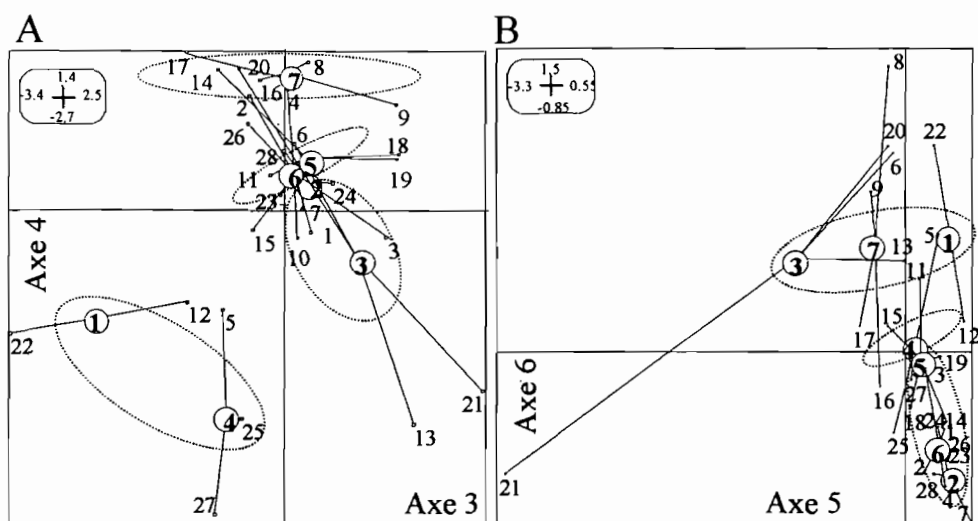


Figure 15 - Dispersion des stations à partir de l'analyse d'ACP (A) et ACM (B). L'encart indique la dimension des axes. Les numéros encadrés représentant les centroides des clusters. Les ellipses regroupent les clusters qui ont des caractéristiques semblables. Variable "conductivité" (A) et "substrat du canal" (B). La figure A représente les axes 3 and 4 et la figure B les axes 5 et 6.



Tableau XI – Corrélations parmi les variables quantitatives. Les valeurs significatives sont en gras.

	Oxygène dissous	Conductivité	Température de l'eau	pH	Transparence	Aire de drainage en amont station	Distance station/ embouchure	Profondeur du canal	Vitesse du courant	Largeur du canal	Aire du bassin versant
Oxygène dissous	1,00										
Conductivité	-0,27	1,00									
Température de l'eau	<b>-0,729</b>	<b>0,549</b>	1,00								
pH	<b>0,555</b>	-0,258	-0,477	1,00							
Transparence	-0,443	-0,029	0,36	-0,24	1,00						
Aire de drainage en amont station	0,481	0,104	-0,08	0,173	-0,412	1,00					
Distance station/ embouchure	0,167	-0,104	0,045	-0,018	-0,11	<b>0,53</b>	1,00				
Profondeur du canal	0,107	0,042	0,139	0,045	0,246	0,475	0,189	1,00			
Vitesse du courant	0,017	-0,118	0,108	-0,08	-0,226	0,326	0,254	0,103	1,00		
Largeur du canal	0,436	0,048	0,113	0,139	-0,368	<b>0,857</b>	0,496	0,34	0,379	1,00	
Aire bassin versant	0,479	0,096	-0,065	0,142	-0,337	<b>0,855</b>	<b>0,602</b>	0,381	0,271	<b>0,654</b>	1,00

- la vitesse du courant.

#### 4.4. Discussion

Dans cette étude, 8 des 21 variables quantitatives et qualitatives discriminent les stations échantillonnées et affichent des différences significatives parmi les ensembles de cours d'eau. Deux des variables régionales : *l'aire de drainage en amont de la station* et *l'aire du bassin versant*; et six des variables locales: *largeur de canal*, *température de l'eau*, *profondeur du canal*, *transparence de l'eau*, *conductivité* et *vitesse du courant*.

Sur l'axe 1 de l'ACP, les variables régionales *l'aire du bassin versant* et *aire de drainage en amont de la station* regroupent et caractérisent les stations échantillonnées. La variable locale *largeur du canal* également significative sur l'axe 1 de l'ACP a été corrélée avec la variable *aire du bassin versant*.

L'influence des variables associées au bassin entier (*aire du bassin versant*) et à la position de la station dans le bassin (*aire de drainage en amont de la station*) n'est pas surprenante car les stations ont été choisies dans des bassins de différentes tailles. La variable *largeur du canal* reflète également cette situation. Cependant, la *largeur du canal* peut être localement modifiée par la présence d'embâcles. Ce composant biotique augmente la largeur de canal en raison de son accumulation qui provoque des crues localisées, des érosions ou détourne le canal principal des cours d'eau (Baillie et Cummins, 1999; Bragg et Kershner, 1999). Néanmoins, dans notre étude, des canaux étroits comme ceux présents dans les cours d'eau des clusters 1, 3 et 7 ont plus de chance d'être influencés par les embâcles que les grands canaux comme ceux des cours d'eau du cluster 5.

Dans cette étude, la variable *température de l'eau* (axe 2) a affiché des différences significatives parmi les fleuves échantillonnés. Ceci peut refléter la variance intrinsèque due à la résolution spatiale d'échelle utilisée dans cette étude (Walling et Webb, 1992). Cependant, les différences peuvent également être dues à des facteurs environnementaux tels que l'ombrage apporté par la végétation ripicole, le niveau des eaux souterraines (Walling et Webb, 1992; Poff, 1997), l'exploitation du sol et le climat (Poff, 1997). En Guyane française certains de ces facteurs sont négligeables comme l'exploitation du sol (plus de 90% du territoire est encore couvert par la forêt (Fritsch, 1992; Tsayem, 1998) ou le climat, qui est équatorial et relativement constant avec une température oscillant autour de 26°C tout au long de l'année (CNRS/ORSTOM, 1979; Mérigoux et al., 1998). Néanmoins, l'ombrage dû à la végétation ripicole peut jouer un rôle important dans des changements de température dans les cours d'eau échantillonnés. Par exemple, seulement 10% de la largeur du canal des

stations sur le fleuve Sinnamary, où la température peut atteindre 27,54 °C, sont couverts par la végétation ripicole. Ces conditions favorisent l'entrée de rayonnements solaires d'onde courte et de radiations atmosphériques d'ondes longues dans les cours d'eau (Walling et Webb, 1992). D'un autre côté, les stations sur les rivières Kounana et Orapu, où les températures atteignent des niveaux aussi bas que 24,55 °C, ont 52,6% de la largeur du canal couverts par la végétation ripicole.

La profondeur du canal a une influence discrète sur les cours d'eau échantillonnés. Ce facteur est presque toujours associé aux oscillations temporelles du niveau d'eau dans les cours d'eau (Cellot et al., 1994) ou les lacs (Tejerina-Garro, 1996). Cependant, la variation temporelle n'est pas considérée dans cette étude et des différences parmi des fleuves peuvent être associées à d'autres facteurs. Church (1992) a mentionné que la profondeur du canal pourrait être associée à la vitesse du courant. Dans notre étude, les cours d'eau des clusters 5 et 6 affichent de plus grandes profondeurs et vitesses de courant que les cours d'eau des clusters 1, 4 et 7.

Cependant, d'autres facteurs liés aux caractéristiques géologiques du cours d'eau ou à la présence d'embâcles qui réduisent la vitesse du courant (Baillie et Cummins, 1999; Bragg et Kershner, 1999) devraient être considérés. Ceci peut expliquer les différences trouvées dans les cours d'eau du cluster 3, qui affichent des valeurs de vitesse de courant incompatibles avec la profondeur de canal, en comparaison aux cours d'eau d'autres clusters.

La *transparence de l'eau* (axe 3 de l'ACP) affiche des différences marquées parmi les cours d'eau. Cette variable dépend des sédiments en suspension. Walling et Webb (1992) et Vannote et al. (1980) ont mentionné que la quantité de sédiments présents dans un cours d'eau pourrait diminuer avec l'augmentation de la taille du bassin en raison de l'augmentation de la surface de sédimentation. Dans cette étude, nous n'avons pas observé cette situation. La distribution des cours d'eau selon la transparence semble être liée à d'autres facteurs.

Dans le cas des cours d'eau Leblond et Petit Inini (moyenne de la transparence dans le cluster=27,31cm), Maroni et Oyapock en aval (moyenne de la transparence dans le cluster=57,86cm ) et Inini (transparence=39,81cm) la transparence est affectée par les activités d'extraction d'or développées sur la berge ou sur le canal principal des cours d'eau en amont de la station échantillonnée (Figure 16). Richard (1996) a identifié l'exploitation minière comme cause principale des changements de transparence de l'eau dans le fleuve Sinnamary. Une situation semblable a été relevée par Tejerina-Garro et al. (1998) dans le fleuve Araguaia, bassin amazonien. La *transparence de l'eau* dans les cours d'eau Kounana, Orapu (moyenne du cluster=89,98cm), Camopi, Comté, Koursibo (moyenne du cluster=81,47cm), Grand Inini , et Tampock (moyenne du clusters=68,85cm) est plus grande à

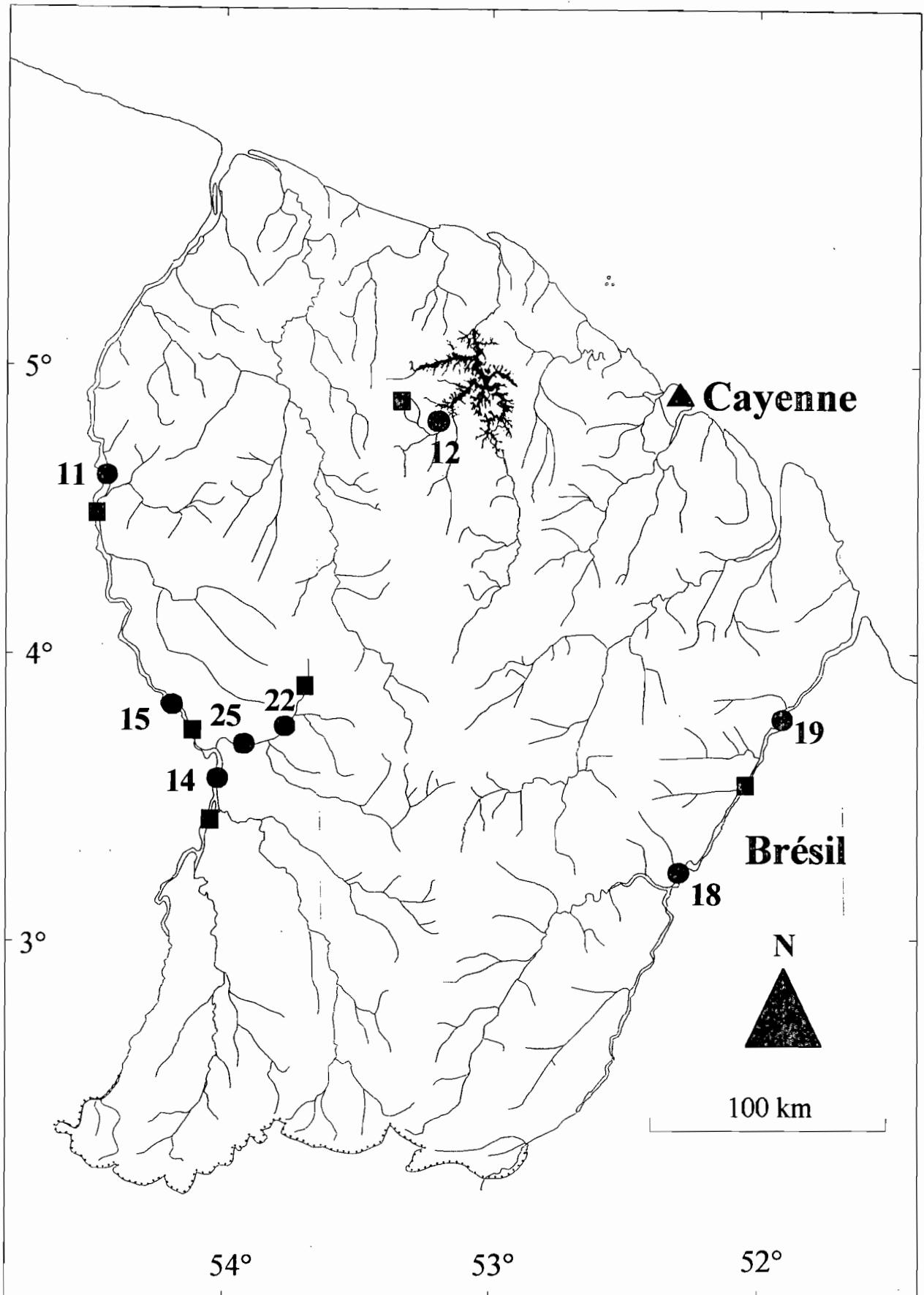


Figure 16 - Stations des cours d'eau échantillonnées (points noirs) où des activités d'orpaillage ont été observées (carrés noirs). L'orpaillage est pratiqué sur la berge dans les stations 12 et 22 et sur le canal principal dans les autres stations. Consulter le Tableau VI pour le nom des stations.

cause de l'absence d'activités anthropiques en amont des stations. Le fleuve Sinnamary affiche une distribution spéciale des valeurs de transparence dans les stations échantillonnées.

En amont du réservoir de Petit Saut, les stations affichent des valeurs de transparence semblables aux cours d'eau qui ne sont pas troublés par les activités augmentant les sédiments dans l'eau (moyenne de la transparence dans le cluster =81,47cm). Cependant, la transparence dans les stations en aval du barrage affiche des valeurs élevées (moyenne de la transparence dans les clusters =127,08cm). Cette différence semble être liée au processus de sédimentation dans le réservoir de Petit Saut (Richard, 1996).

Les criques de la zone côtière Karouabo, Passoura, Malmanoury et Crique de Pères affichent les valeurs de transparence de l'eau les plus élevées (moyenne de la transparence dans le cluster=173,42cm). Cette situation semble être liée à la taille des bassins en amont des stations de prélèvement, qui est faible par rapport à d'autres fleuves, et par conséquent des quantités inférieures de sédiments transportées.

La distribution de la variable *conductivité* (axe 4 de l'ACP) dans les stations d'échantillonnage semble être liée davantage à la conductivité propre aux liquides, qui exprime une corrélation positive entre la conductivité et la température (Vivin, 1976), plutôt qu'aux caractéristiques physiques et chimiques inhérentes à ces cours d'eau. De cette façon, il existe une corrélation entre température et conductivité qui est le reflet d'une évolution parallèle des 2 paramètres dans la majorité des stations. Les exceptions sont les cours d'eau du cluster 1. Ceux-ci affichent des valeurs de conductivité relativement élevées (33,77  $\mu$ S) par rapport à la température (24,83 °C). Ceci peut être dû à une remise en suspension du substrat du canal en raison des activités d'extraction d'or (observation personnelle). Ce processus est mentionné par Richard (1996), comme cause de changements du niveau de conductivité dans le fleuve Sinnamary. Cependant, les différences de conductivité parmi les cours d'eau échantillonnés dans cette étude peuvent avoir d'autres causes telles que le lessivage de la rive en raison des crues.

Le *substrat du canal* (analyse ACM) est la seule variable locale qualitative qui discrimine les cours d'eau échantillonnés dans cette étude. D'après Church (1992) la largeur du canal, la vitesse du courant et l'aire du bassin versant se trouvent parmi les facteurs qui influencent le type de substrat du canal présent le long d'un cours d'eau. À une échelle locale, la largeur du canal détermine le comportement et la morphologie d'une section déterminée d'un cours d'eau (Church, 1992) et particulièrement le substrat du canal. Dans cette étude, la largeur maximale du canal dans les clusters 1, 3 et 7 était inférieure à 36m, en conséquence ces sites/cours d'eau seraient classés comme "canaux intermédiaires" (Church, 1992). Dans ces canaux intermédiaires la présence de matière organique végétale est fréquente et le

transport de substrat est nul à cause du faible courant. Le composant prédominant du substrat était la "litière", formée principalement par des feuilles et des débris. La vitesse du courant ne dépassait pas 38 cm/s. La largeur du canal dans les fleuves des clusters 2, 4, 5 et 6 était comprise entre 31,62 (minimale) et 346.74m (maximale) ; ces cours d'eau sont donc classés comme "larges canaux" (Church, 1992). Le substrat était le sable ou la vase et la vitesse d'écoulement était élevée. Cette description est en accord avec nos résultats, c'est-à-dire, présence du sable, de la vase et de l'argile et des vitesses d'écoulement jusqu'à 50 cm/s.

La caractérisation spatiale d'un méso habitat n'est pas une tâche facile en raison des interactions entre les facteurs environnementaux et la structure physique complexe. Dans ces conditions, elle est inutilisable pour distinguer un habitat en se basant sur un unique critère (Hawkins et al., 1993). Cette interaction peut expliquer les nombreuses variables (7 en tout) qui ordonnent les stations échantillonnées dans cette étude.

D'un autre côté, la variation des facteurs environnementaux est plus souvent progressive que discrète (Hawkins et al., 1993). Ceci peut expliquer la faible contribution des variables qualitatives à la caractérisation de station dans cette étude. Un problème supplémentaire est lié à la faible documentation concernant les aspects environnementaux qui tiennent compte de la variation spatiale de plus d'un facteur environnemental. D'ailleurs, cette situation n'est pas spécifique aux zones néotropicales (Cellot et al., 1994).

#### **4.5. Conclusion**

Dans cette étude, les variables régionales faisant référence 1) à la taille de bassin (aire du bassin versant), 2) à la position de la station dans le bassin (aire de drainage en amont de la station) et les variables locales (température de l'eau, profondeur du canal, largeur du canal, transparence de l'eau, substrat du canal) différencient des stations dans de grands cours d'eau de la Guyane française. Même si on s'attendait à ce que les variables régionales séparent les stations dans cette étude, leur participation à la caractérisation d'habitat nous permet de valider le choix de sites éloignés (variabilité spatiale) lors de l'analyse des rapports entre l'habitat et les communautés aquatiques.

Les caractéristiques aquatiques de l'habitat aux échelles spatiales ou temporelles sont des composantes importantes des modèles écologiques actuels tels que le "patch dynamic concept" (Townsend, 1989) ou le "templet habitat" (Townsend et Hildrew, 1994). D'ailleurs, la connaissance des facteurs environnementaux peut aider dans le cadre des études de préservation ou de conservation de l'environnement.

Ainsi, une augmentation du nombre d'études prenant en compte plusieurs variables locales et régionales ou les effets de facteurs environnementaux individuels est un moyen d'élargir nos connaissances de l'habitat aquatique néotropical.

## **CHAPITRE 5**

### **VARIATION SAISONNIERE DE L'HABITAT : LA RIVIERE COMTE (Adapté de Tejerina-Garro & Mérona, soumis)**



## 5. Variation saisonnière de l'habitat : la rivière Comté

### 5.1. Introduction

Dans le chapitre précédent, l'analyse de la variabilité spatiale précise que les variables associées à la taille de bassin, à la position de la station dans le bassin et aux variables mesurées à une échelle locale telle que la *température de l'eau*, la *transparence*, le *substrat du canal* différencient les stations échantillonnées dans 16 cours d'eau de la Guyane française.

Toutefois, dans l'étude de la relation habitat-poisson une autre composante doit être prise en compte : c'est la variabilité temporelle. En effet, la structure des peuplements de poissons peut varier saisonnièrement comme c'est le cas, par exemple, des communautés de poissons d'une lagune tropicale africaine d'eau saumâtre (Albaret et Ecoutin, 1990) ou de la rivière Arataye en Guyane française (Boujard et al., 1990); ou de façon inter-annuelle par exemple, les peuplements de poissons de criques en Minnesota et Panama (Angermeier et Schlosser, 1989).

La variabilité temporelle a été utilisée comme évidence pour le débat sur la nature stochastique ou déterministe de la formation des peuplements (Martin-Smith, 1998) mais, plus récemment son influence sur les facteurs du milieu aquatique a été soulignée par les théories écologiques liées au concept de l'«habitat templet » ( Cellot et al. 1994).

En effet, l'habitat aquatique semble être un déterminant important de la structure des collections biologiques (Vannote et al., 1980; Grossman et al., 1982; Townsend, 1989; Scarsbrook et Townsend, 1993). D'après Mäki-Petäys et al. (1997), il est important que les types d'habitat préférés par les poissons du milieu lotique soient déterminées le long d'une année, spécialement dans un milieu où les changements saisonniers sont bien marqués.

Toutefois, dans quelle mesure ces changements dans la structure des peuplements sont-ils dus aux variations de l'habitat ? Pour répondre à cette question il est nécessaire de déterminer, dans les échelles temporelles adoptées, quels types de variables sont impliquées dans la variation temporelle des habitats. Une approche est de décrire et classifier l'habitat indépendamment de la vie aquatique afin d'établir une base pour prévoir la réponse biotique aux changements de l'habitat (Hawkins et al., 1993).

Dans la présente étude nous explorons la variabilité saisonnière de l'habitat aquatique dans les grands fleuves de la Guyane française et comparons son importance par rapport à celle de la variabilité spatiale à une large échelle géographique.

## 5.2. Méthodes

Les données utilisées sont celles échantillonnées tous les deux mois entre août 1998 et août 2000 dans les stations A et B de la rivière Comté (12 échantillons par station). Pour l'analyse saisonnière considérant une large échelle géographique, les données utilisées correspondent à celles prélevées dans 9 autres cours d'eau pendant la saison des pluies et de l'étiage.

Afin de déterminer la fraction de la variance expliquée par la variabilité saisonnière, nous avons utilisé la méthode de discrimination appelée "Between & Within Groups Analysis" du logiciel ADE-4 (Thioulouse et al., 1997). Cette analyse sépare la variance au sein des groupes de la variance entre les groupes (ce qui différencie les groupes). Parmi les analyses multivariées, cette analyse est la plus appropriée pour distinguer des différences ou des similitudes parmi des groupes précédemment définis par une variable qualitative (Thioulouse et al., 1997) ou de tester et mesurer l'impact d'un effet lié à un protocole d'échantillonnage (temps et espace) (Simier, 1998).

Dans le cas de la rivière Comté (Stations A et B) (Figure 5), les groupes sont les trois niveaux d'eau précédemment déterminés avec un certain nombre de prélèvements montrant la variabilité temporelle naturelle dans de conditions hydrologiques similaires (Figure 12). Pour les autres cours d'eau, les groupes sont les deux saisons hydrologiques et réunissent diverses stations montrant une variabilité spatiale.

### 5.2.1. Les données de la Rivière Comté

Les données quantitatives (Tableau VII) de la rivière Comté ont été normalisées en transformant les données en logarithme naturel; les données qualitatives (Tableau VII) sont composées par des catégories dominantes ou co-dominantes dans le tronçon échantillonné (800 m).

Les relevés environnementaux des stations A et B de la rivière Comté ont été soumis séparément à une Analyse en Composantes Principales (ACP) (variables quantitatives) et à une Analyse Factorielle des Correspondances Multiples (ACM) (variables qualitatives) en utilisant le logiciel ADE-4 (Thioulouse et al., 1997). Les matrices des coordonnées des échantillons produites par l'analyse de l'ACP et de l'AMC des données de la rivière Comté (Stations A et B) ont été liées à une matrice, où la classe du niveau d'eau par date de l'échantillon a été indiquée, par l'intermédiaire d'une «Between Analyse» du logiciel ADE-4 (Thioulouse et al., 1997).

Un test de permutation de Monte Carlo (1 000 itérations) a été réalisé sur les données de la rivière Comté (Stations A et B) en cherchant à savoir si les différences entre les classes étaient significatives pour des données quantitatives et qualitatives. Les données quantitatives de la rivière Comté ont été soumises à une analyse de la variance (ANOVA), avec une comparaison du type « pairwise » de la probabilité de Bonferroni, en utilisant le module de statistiques SYSTAT® (Version 9). Le test a été réalisé sur des données classifiées par station et par classe de hauteur d'eau.

### 5.2.2. Les données des autres stations

Les données qualitatives et quantitatives des 9 autres cours d'eau échantillonnés à l'étiage et en hautes eaux (Tableau XII) ont été soumises au même protocole d'analyse utilisé pour les données de la rivière Comté. Cependant, les matrices issues de l'ACP et de l'ACM ont été liées à une autre matrice, où les prélèvements ont été classés par saison (les basses et hautes eaux).

Tableau XII – Liste des stations considérées dans l'analyse temporelle de l'habitat.

Numéro	Station	Numéro	Station
1	Rivière Camopi	10	Fleuve Sinnamary à Saulnier
2	Fleuve Oyapock en aval	11	Rivière Coursibo
3	Rivière Kounana	12	Rivière Leblond
4	Rivière Orapu en amont	13	Rivière Grand Inini
5	Fleuve Sinnamary à Deux Roros	14	Rivière Grand Inini à Saut Sonnelle
6	Fleuve Sinnamary à Saut Dalle	15	Rivière Tampock
7	Fleuve Sinnamary à Takari Tanté	16	Fleuve Maroni en amont
8	Fleuve Sinnamary à Kerenroch	17	Fleuve Maroni en aval
9	Fleuve Sinnamary à Venus	18	Fleuve Maroni à Langa Tabiki

## 5.3. Résultats

### 5.3.1. La rivière Comté

L'analyse "Between & Within groups Analysis" testée par station, sépare la variance totale observée pour les variables qualitatives dans une variance entre groupes et au sein des groupes. Entre les classes, la variance était de 46,5 % et de 36,1 % pour les stations A et B, respectivement (Tableau XIII).

Tableau XIII – Résultats de l'Analyse de groupes pour les variables qualitatives. Les contributions absolues les plus significatives pour la variance dans chaque axe sont en gras. Les tirets indiquent aucune contribution aux axes.

	Station			
	A		B	
Variance entre groupes	46,5%		36,1%	
Test de Monte Carlo entre groupes	p<0,00		p<0,01	
Contribution absolue (%) des catégories aux axes	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2
<b>Pente de la berge</b>				
<i>Abrupte</i>	7,45	0,35	<b>15,07</b>	5,06
<i>Marche pente</i>	1,1	5,59	<b>12,6</b>	6,46
<i>Inondée</i>	<b>17,07</b>	0,35	-	-
<i>Pente douce</i>	-	-	2,01	8,29
<b>Hauteur de la végétation ripicole</b>				
<i>Minimale</i>	0,66	<b>16,64</b>	-	-
<i>Basse</i>	0,1	<b>25,69</b>	0,01	0,58
<i>Moyenne</i>	-	-	4,97	0,22
<i>Moyenne/Haute</i>	-	-	<b>12,6</b>	6,46
<i>Inondée</i>	5,69	0,11	-	-
<b>Couverture de la végétation ripicole</b>				
<i>Minimale</i>	8,53	0,17	5,86	<b>11,98</b>
<i>Moyenne</i>	-	-	7,33	<b>14,98</b>
<i>Inondée</i>	<b>17,07</b>	0,35	-	-
<b>Substrat de la berge</b>				
<i>Argile</i>	7,45	0,35	0,33	<b>10,28</b>
<i>Terre</i>	-	-	0,16	5,14
<i>Inondé</i>	<b>17,07</b>	0,35	-	-
<i>Vase/Argile</i>	1,1	5,59	-	-
<b>Débris végétaux flottants</b>				
<i>Absent</i>	2,16	<b>17,79</b>	<b>12,6</b>	6,46
<i>Bas</i>	1,00	1,28	0,24	2,1
<i>Moyen</i>	4,6	0,94	-	-
<i>Haut</i>	-	-	5,02	1,68
<b>Embâcles</b>				
<i>Absent</i>	2,16	<b>17,79</b>	0,62	0,21
<i>Bas</i>	0,28	0,00	-	-
<i>Moyen</i>	0,02	6,42	-	-
<i>Haut</i>	-	-	5,02	1,68
<b>Substrat du canal</b>				
<i>Sable</i>	0,71	0,01	2,48	0,11
<i>Litière</i>	5,69	0,11	-	-
<i>Vase</i>	-	-	<b>12,6</b>	6,46
<i>Gravier/Sable</i>	-	-	0,38	<b>11,75</b>

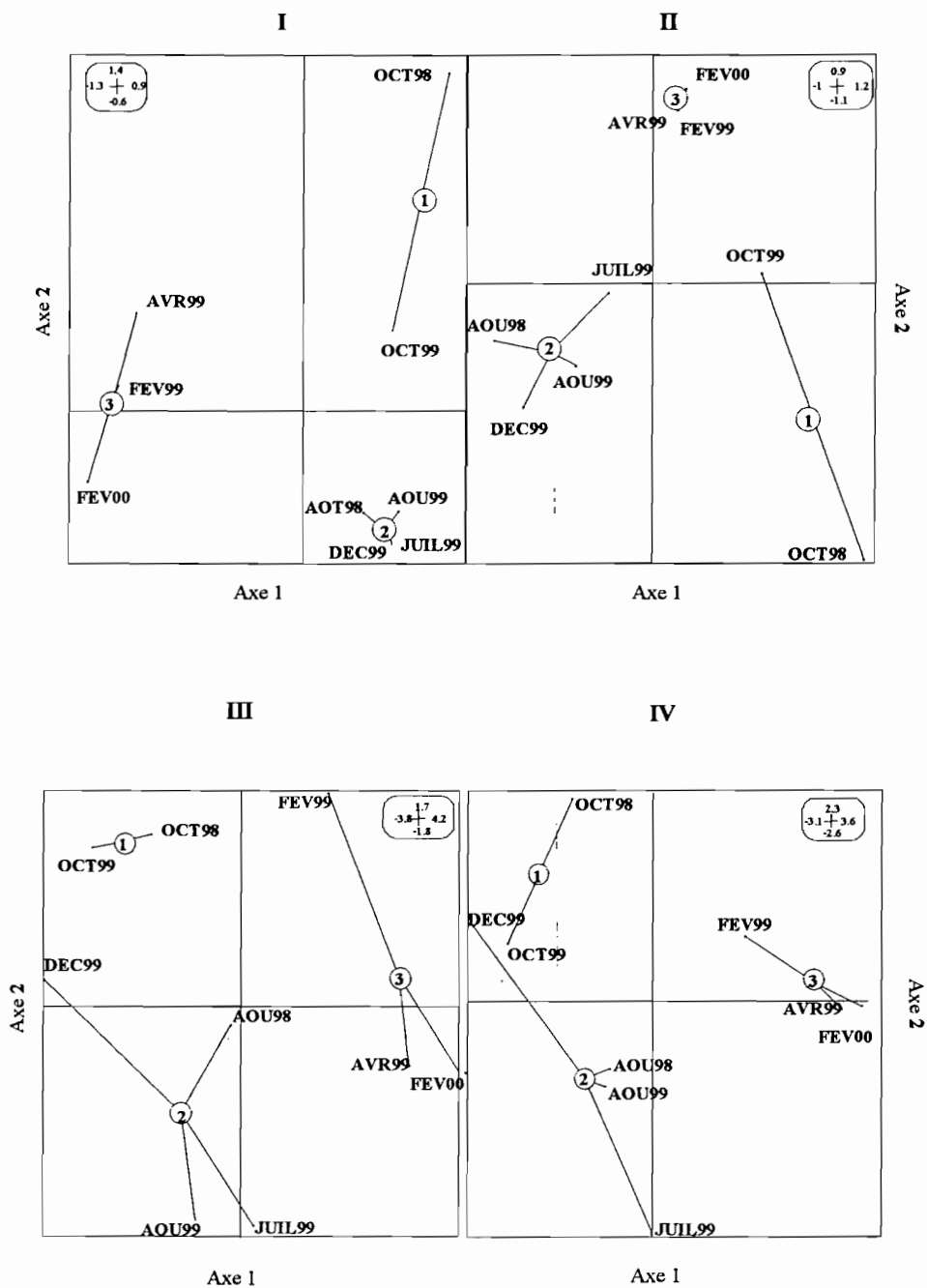


Figure 17 - Discrimination des variables qualitatives, en haut, et quantitatives, en bas, dans la Station A (I et III) et B (II et IV) en fonction des classes de la hauteur d'eau (cercles numérotés), où 1=50-150cm, 2=160-250cm and 3=260-400cm. Les encarts indiquent la dimension des axes.

Pour les variables quantitatives, la variance totale entre les groupes était de 61,24 % et de 51,67 % pour les stations A et B, respectivement (Tableau XIV). Des différences significatives entre les classes ont été observés pour les variables qualitatives dans les stations A et B ( $p < 0,00$  et  $p < 0,01$ , respectivement) (Tableau XIII, Figure 17) et pour les variables quantitatives ( $p < 0,00$  pour la Station A et  $p < 0,02$  pour la Station B) (Tableau XIV, Figure 17).

#### 5.3.1.1. Variables qualitatives

L'analyse entre les groupes indique que les variables qualitatives comme: *la pente de la berge*, *la hauteur de la végétation ripicole*, *la couverture de la végétation ripicole*, *le substrat de la berge* et *les débris végétaux flottants* distinguent les échantillons dans les deux stations. Les *embâcles* distinguent les échantillons seulement dans la station A et la variable *substrat du canal* dans la Station B (Tableau XIII).

##### Station A

Sur l'axe 1 la catégorie «inondée», de la variable *pente de la berge*, *couverture de la végétation ripicole* et *substrat de la berge*, est responsable pour la discrimination des classes de la hauteur d'eau dans la Station A (contribution absolue=17,07% dans chaque cas) (Tableau XIII). Cette catégorie est prédominante (100% dans chaque cas)

La catégorie «inondée» de la variable *pente de la berge* est prédominante (100 % dans le cas des trois variables) sur les transects de la classe 3 de la hauteur d'eau, alors que la catégorie «abrupte» est prédominante aux transects de la classe 1 (100 %) et 2 (75 %) de la hauteur d'eau (Figure 18A).

La catégorie «inondée» de la variable *couverture de la végétation ripicole* est prédominante (100%) aux transects de la classe 3 (Figure 18A, 18C et 18D). Les catégories dominantes dans les classe 1 et 2 sont «abrupte» de la variable *pente de la berge* (100% et 75%, respectivement) (Figure A), «minimale» de la variable *couverture de la végétation ripicole* (100% dans les deux classes) (Figure 18C) et «argile» de la variable *substrat de la berge* (100% dans les deux classes) (Figure 18D).

Sur l'axe 2, les catégories «basse» et «haute» de la variable *hauteur de la végétation ripicole* (contribution absolue=16,64% et 25,69%, respectivement) et la catégorie «absent» des variables *débris végétaux flottants* et *embâcle* distinguent les classes de la hauteur d'eau de la Station A (Tableau XIII). Dans les transects de la classe 1, la catégorie «haute» de la

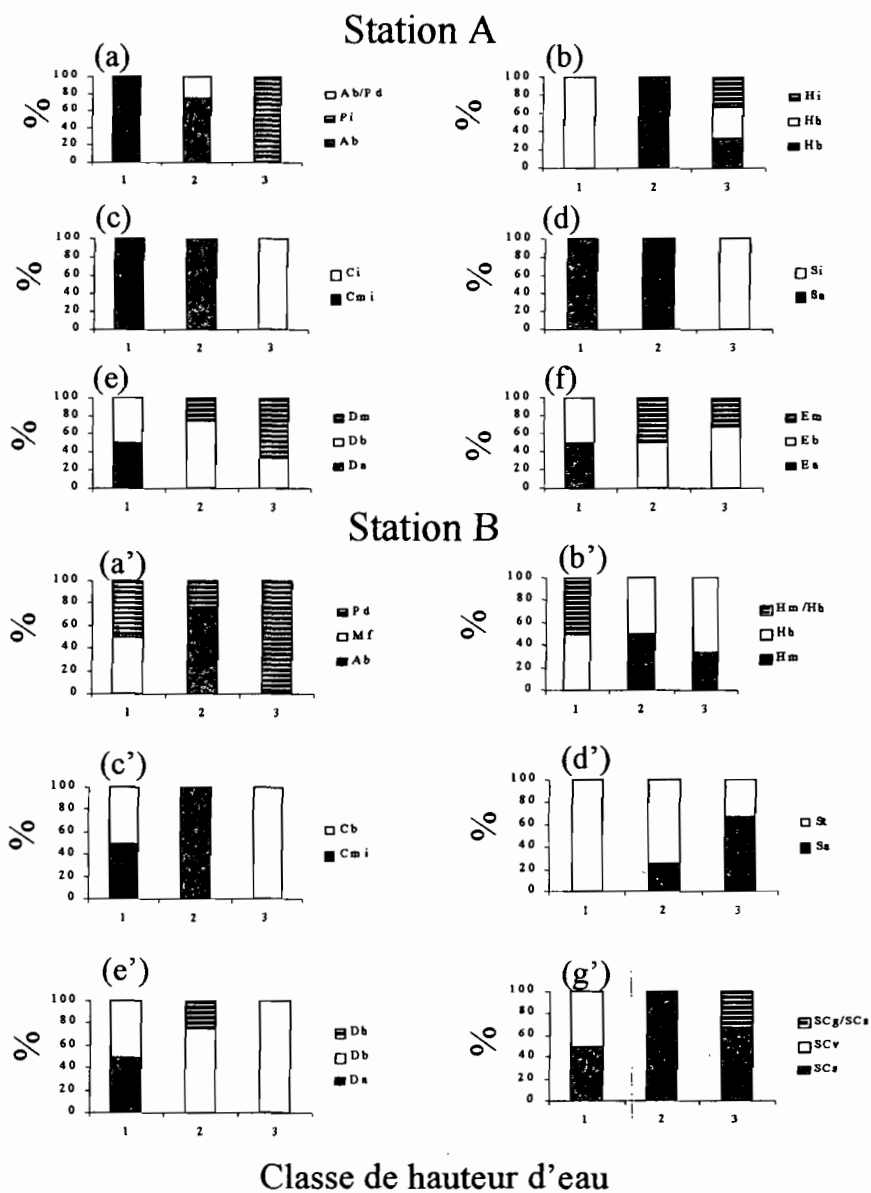


Figure 18 - Pourcentage (%) des catégories dominantes ou co-dominantes (variables qualitatives) dans le tronçon échantillonné dans la Station A et B selon les classes de la hauteur d'eau (cm). (a) *Pente de la berge*; (b) *Hauteur de la végétation ripicole*; (c) *Couverture de la végétation ripicole*; (d) *Substrat de la berge*; (e) *Débris végétaux flottants*; (f) *Embâcle*; (g) *Substrat du canal*. Consulter le Tableau VII pour les codes des catégories. Hauteur d'eau 1=50-150cm, 2=160-250cm and 3=260-400 cm.

variable *hauteur de la végétation ripicole* est prédominante (100%) (Figure 18B), tandis que la catégorie « absent » de la variable *débris végétaux flottants et embâcle* est présente en 50% des transects dans les deux cas (Figure 18E et 18F). Dans la classe 2, la catégorie prédominante est « basse » de la variable *hauteur de la végétation ripicole* et *débris végétaux flottants* (100% et 75%, respectivement) (Figure 18B et 18E), tandis que les catégories « bas » et « moyen » de la variable *embâcle* sont co-dominantes (50% pour chacune) (Figure 18F). Dans la classe 3, les catégories « haute », « basse » et « inondée » de la variable *hauteur de la végétation ripicole* sont co-dominantes (33,3% pour chacune) (Figure 18B), alors que la catégorie « moyen » de la variable *débris végétaux flottants* (Figure 18E) et la catégorie « bas » de la variable *embâcle* (Figure 18F) sont prédominantes (66,7% dans les deux cas).

### Station B

Dans la Station B, les catégories «abrupte» (contribution absolue=15,01%) et «marche pente» (contribution absolue=12,60%) de la variable *pente de la berge*, «moyenne/haute» (contribution absolue=12,60%) de la variable *hauteur de la végétation ripicole*, «absent» (contribution absolue=12,60%) de la variable *débris végétaux flottants et* «vase» (contribution absolue=12,60%) de la variable *substrat du canal* distinguent les classes de la hauteur d'eau sur l'axe 1 (Tableau XIII).

Dans la classe 1, les catégories « minimale » et « basse » de la variable *couverture de la végétation ripicole* et « vase » et « sable » de la variable *substrat du canal* sont co-dominantes (50% dans chaque cas) (Figure 18C' et 18G'), alors que la catégorie « terre » de la variable *substrat de la berge* est prédominante (100%) (Figure 18D'). Dans la classe 2 les catégories prédominantes sont « minimale » de la variable *couverture de la végétation ripicole* (100%) (Figure 18C'), « terre » de la variable *substrat de la berge* (75%) (Figure 18D') et « sable » de la variable *substrat du canal* (100%) (Figure 18G'). Dans la classe 3, les catégories prédominantes sont « minimale » de la variable *couverture de la végétation ripicole* (100%) (Figure 18C'), « argile » de la variable *substrat de la berge* (66,7%) (Figure 18D') et « sable » de la variable *substrat du canal* (66,7%) (Figure 18G').

#### **5.3.1.2. Variables quantitatives**

L'analyse des variables quantitatives indique que la *conductivité* et le *pH* distinguent les prélèvements aux deux stations. L'*oxygène dissous*, la *profondeur du canal* et la *largeur du canal* distinguent les prélèvements à la Station A (Tableau XIV).



Tableau XIV - Résultats de l'Analyse de groupes pour les variables quantitatives. Les contributions absolues les plus significatives pour la variance dans chaque axe sont en gras. (\*), (\*\*): différences significatives ( $p < 0.05$ ) parmi les classes de hauteur d'eau obtenues avec une ANOVA dans les Stations A et B respectivement.

	Station			
	A		B	
Variance entre groupes	61,24%		51,67%	
Test de Monte Carlo entre groupes	p<0,00		p<0,02	
Contribution absolue (%) et corrélations entre les variables et les axes entre parenthèses	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2
Oxygène dissous (*)	2,99 (-0,38)	<b>73,54</b> <b>(-0,72)</b>	0,69 (-0,16)	29,85 (-0,49)
Conductivité (*)(**)	<b>16,64</b> <b>(-0,89)</b>	0,55 (-0,06)	<b>23,82</b> <b>(-0,96)</b>	3,74 (-0,17)
Température de l'eau	11,98 (-0,76)	1,32 (-0,09)	16,74 (-0,80)	8,84 (-0,26)
pH (*)(**)	<b>15,34</b> <b>(-0,86)</b>	3,49 (-0,16)	<b>20,05</b> <b>(-0,88)</b>	4,81 (-0,19)
Transparence de l'eau	8,36 (-0,63)	13,55 (-0,31)	10,60 (-0,64)	1,4 (-0,10)
Turbidité	5,22 (-0,50)	4,86 (-0,18)	12,02 (-0,68)	0,07 (-0,02)
Profondeur du canal (*)	<b>17,82</b> <b>(0,93)</b>	0,33 (-0,05)	0,00 (-0,002)	29,2 (-0,48)
Velocité du courant	6,76 (-0,57)	2,27 (-0,12)	16,01 (0,78)	0,15 (-0,03)
Largeur du canal (*)	<b>14,84</b> <b>(0,84)</b>	0,04 (-0,02)	0,02 (-0,03)	21,91 (-0,42)

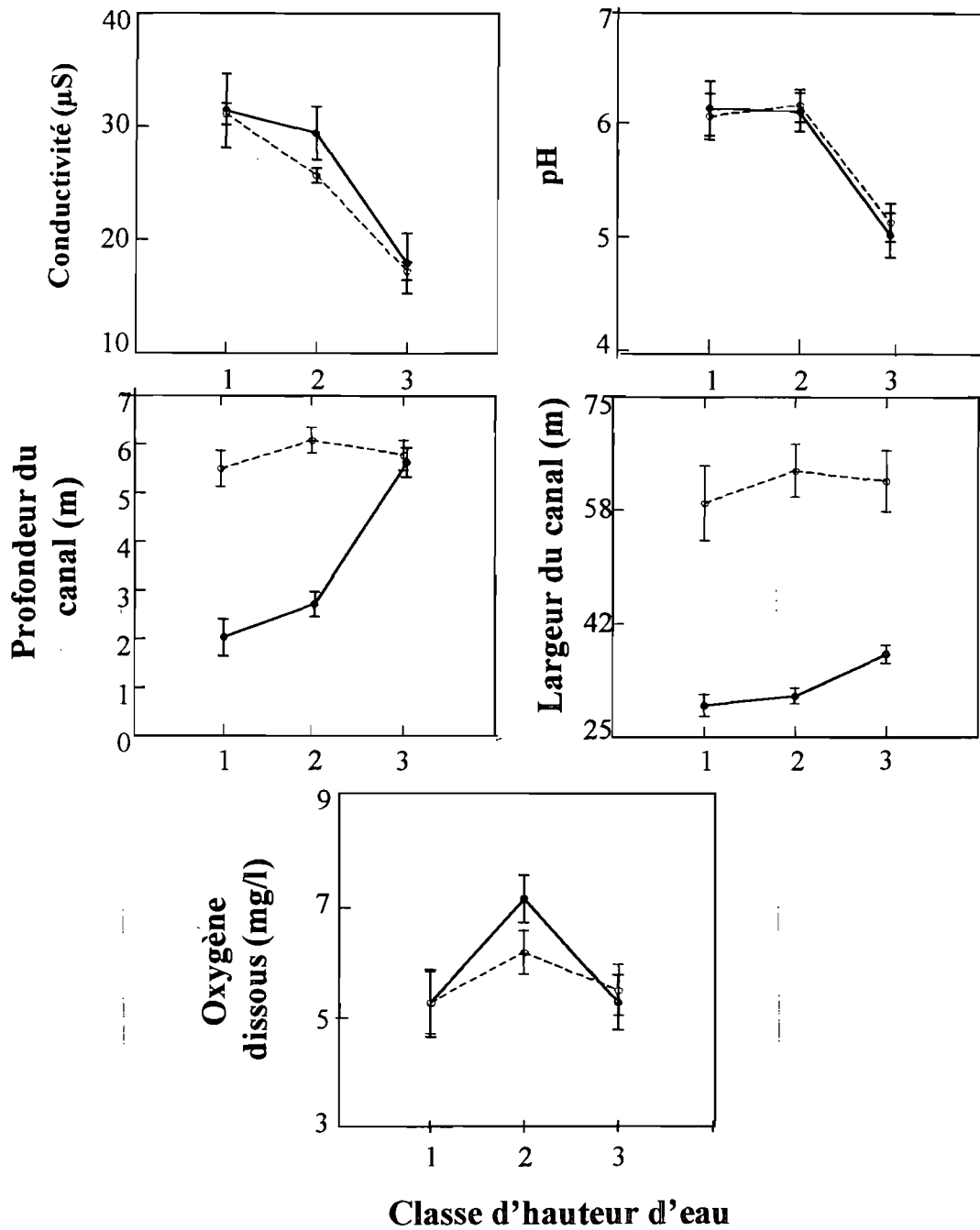


Figure 19 - Moyenne et écart-type des variables quantitatives. Les variables *pH* and *conductivité* montrent des différences significatives dans la station A et B; les variables *profondeur du canal*, *largeur du canal* et *oxygène dissous* dans la station A. Classes de la hauteur d'eau 1=50-150cm, 2=160-250cm and 3=260-400cm. ● =Station A; -○- =Station B.

### Station A

Dans la station A, les variables *conductivité* (contribution absolue=16,64%), *pH* (contribution absolue=15,34%), *profondeur du canal* (contribution absolue=17,82%) et *largeur du canal* (contribution absolue=14,84%) distinguent les classes de la hauteur d'eau sur l'axe 1 (Tableau XIV).

Les valeurs moyennes de la variable *conductivité* diminuent de la classe 1 (moyenne=31,4 $\mu$ S) à la 2 (moyenne=29,4 $\mu$ S) et à la 3 (moyenne=17,9 $\mu$ S) (Figure 19). Des différences significatives parmi la conductivité moyenne de trois classes de l'eau sont observées ( $p<0,03$ ), elles sont principalement dues aux différences entre les classes de l'eau 1 et 3 ( $p<0,05$ ) et classes 2 et 3 ( $p<0,05$ ).

La variable *pH* diminue de la classe 1 et 2 (moyenne=6,1 pour tous les deux classes) à 3 (moyenne=5,0) (Figure 19). La moyenne du *pH* affiche des différences significatives parmi les trois classes de l'eau ( $p<0,01$ ). Des différences significatives sont observées entre les classes 1 et 3 ( $p<0,03$ ) et 2 et 3 ( $p<0,01$ ).

Les valeurs moyennes de la variable *profondeur du canal* augmentent de la classe 1 (moyenne=2,0m) à la 2 (moyenne=2,7m) et à la 3 (moyenne=5,6m) (Figure 19). Les différences parmi les trois moyennes sont significatives ( $p<0,001$ ) principalement à cause des différences observées entre les classes 1 et 2 ( $p<0,001$ ) et 2 et 3 ( $p<0,001$ ).

Les valeurs de la variable *largeur du canal* augmentent de la classe 1 (moyenne=29,7m) à la 2 (moyenne=31,0m) et à la 3 (37,1m) (Figure 19). Les différences parmi les trois classes sont significatives ( $p<0,02$ ). Des différences significatives sont notées entre les classes 1 et 3 et les classes 2 et 3 ( $p<0,03$  dans les deux situations).

Sur l'axe 2, seule la variable *oxygène dissous* discrimine les classes de hauteur d'eau (Tableau XIV). Les valeurs de cette variable augmentent de la classe 1 (moyenne=5,3mg/l) à la 2 (moyenne=7,1mg/l) et diminuent à la classe 3 (moyenne=5,3mg/l) (Figure 19). Les différences moyennes des trois classes de hauteur d'eau sont significatives ( $p<0,04$ ) et principalement dues aux différences observées entre les classes 2 et 3 ( $p=0,08$ ).

### Station B

Dans la Station B, les variables *conductivité* (contribution absolue=23,82%), *pH* (contribution absolue=20,05%) discriminent les classes de hauteur l'eau sur l'axe 1 (Tableau XIV).

La variable *conductivité* diminue de la classe 1 (moyenne=31,1 $\mu$ S) à la 2 (moyenne=25,7 $\mu$ S) et à la 3 (moyenne=17,3 $\mu$ S) (Figure 19). Les différences moyennes parmi les classes de hauteur d'eau sont significatives ( $p < 0,000$ ). Des différences entre les classes 1 et 2 ( $p < 0,01$ ), 1 et 3 ( $p < 0,000$ ) et 2 et 3 ( $p < 0,001$ ) sont observées.

La variable *pH* augmente légèrement de la classe 1 (moyenne=6,1) à 2 (moyenne=6,2). La classe 3 a la valeur la plus basse (moyenne=5,1) (Figure 19). Les différences moyennes parmi les classes sont significatives ( $p < 0,008$ ). Les comparaisons entre les classes 1 et 3 ( $p < 0,03$ ) et 2 et 3 ( $p < 0,01$ ) sont significatives.

### 5.3.2. Les autres stations

L'analyse "Between & Within Analysis" des données des 9 autres cours d'eau échantillonnés montre que les variables qualitatives sont responsables d'une petite fraction de la variance totale entre groupes (saison des pluies et de l'étiage) (4,12%), alors que la distribution spatiale des cours d'eau est responsable à 95,88% de la variance totale (Tableau XV).

Tableau XV – Pourcentage de la variance spatiale et temporelle montrée par les variables quantitatives et qualitatives dans les 18 stations distribuées dans neuf cours d'eau en Guyane française. Les valeurs du test de Monte Carlo (1 000 itérations) sont entre parenthèses.

Variable	Variance	
	Temporelle	Spatiale
Quantitative	6,29% ( $p < 0,02$ )	93,71%
Qualitative	4,12% ( $p < 0,03$ )	95,88%

Une situation semblable est observée pour les variables quantitatives où les différences temporelles entre groupes de cours d'eau sont responsables à 6,29 % de la variance totale, alors que la distribution spatiale des groupes de cours d'eau est responsable à 93,71 % (Tableau XV). Cependant, les tests de permutation indiquent des différences temporelles

significatives entre les saisons de basses et hautes eaux pour les variables qualitatives ( $p < 0,03$ ) et quantitatives ( $p < 0,02$ ) (Tableau XV).

En résumé, les résultats obtenus sont :

- Les variables qui caractérisent les changements saisonniers du paysage dans les stations échantillonnées de la rivière Comté sont :

Variables	Station	
	A	B
Pente de la berge	x	x
Hauteur de la végétation ripicole	x	x
Couverture de la végétation ripicole	x	x
Substrat de la berge	x	x
Débris végétaux flottants	x	x
Embâcles	x	-
Substrat du canal	-	x
Oxygène dissous	x	
Conductivité	x	x
pH	x	x
Profondeur du canal	x	-
Largeur du canal	x	-

- A une large échelle géographique, l'influence de la variabilité temporelle des variables qualitatives et quantitatives est réduite par rapport à la variabilité spatiale.

#### 5.4. Discussion

Cette étude montre que parmi 16 variables locales, qualitatives et quantitatives, 7 qualitatives (pente de la berge, hauteur de la végétation ripicole, couverture de la végétation ripicole, substrat de la berge, débris végétaux flottants, embâcle, substrat du canal) et 5 quantitatives (conductivité, pH, oxygène dissous, profondeur du canal, largeur du canal) différencient les changements de l'habitat associés aux oscillations temporelles de la hauteur d'eau à la rivière Comté. Dans les systèmes aquatiques tropicaux, les changements environnementaux sont liés aux événements réguliers et prévisibles tels que les saisons des pluies et sèche (Matthews, 1998). Ce cycle est une source de perturbations, en particulier par les crues, et provoque les principales variations de l'environnement affectant la variabilité biotique et abiotique à une échelle temporelle et spatiale.

Une façon de déduire l'influence des inondations sur l'environnement, dans une perspective temporelle ou spatiale, est de tenir compte des oscillations du niveau de l'eau.

Dans cette étude, les oscillations de la hauteur d'eau représentent une fraction significative de la variabilité temporelle dans la Station A (46,5% qualitative et 61,24% quantitative) et Station B (36,1% qualitative et 51,67% quantitative) de la rivière Comté et distinguent les changements temporels de l'habitat dans les Stations A et B dus aux variables qualitatives ( $p=0,000$  et  $p<0,01$ , respectivement) et quantitatives ( $p<0,005$  et  $p<0,02$ , respectivement).

Les changements temporels influencent les variables qualitatives *pente de la berge*, *hauteurs de la végétation ripicole*, *couverture de la végétation ripicole*, *pédologie de la berge*, *débris végétaux flottants*, *embâcles*, *substrat du canal* et les variables quantitatives *pH*, *conductivité*, *oxygène dissous*, *profondeur du canal* et *largeur du canal*.

On sait que la topographie des zones ripicoles est sévèrement troublée par la par les crues (Décamps et Tabacchi, 1994), mais les changements de la topographie des régions ripicoles dépendent également du type de lit du canal dans la section considérée. Dans cette étude, ce dernier facteur explique les changements observés de la variable *pente de la berge*, aux Stations A et B. La Station A, le lit du canal est en forme de V ce qui correspond à un type de pente raide, laquelle est dominante pendant la période des eaux basses et moyennes. Par contre, la Station B le lit du canal est en forme de U et la pente de la berge est principalement du type marche pente ou pente douce pendant la période des eaux moyennes. Ces différences dans la morphologie peuvent affecter les caractéristiques hydrologiques intrinsèques de chaque station, lesquelles peuvent être exprimées par la dynamique des zones en amont et en aval (Smogor et Angermeier, 1999). Ainsi, la Station A (en amont) est plus dynamique que la station B (en aval), laquelle a des habitats lotiques plus stables.

Les crues affectent la structure et la dynamique des communautés de plantes dans des zones ripicoles (Décamps et Tabacchi, 1994). Ceci peut expliquer les résultats au sujet de la *hauteur de la végétation ripicole* dans la station A. La plus grande partie de la végétation ripicole comprise dans la catégorie "basse" pendant les eaux moyennes correspond aux groupes d'arbustes tels que *Mimosa myriadena*, des plantes aquatiques telles que *Montrichardia arborescens* ou les petits arbres tels que *Pachira aquatica* et quelques espèces du genre *Inga* (Tableau XVI). Les arbustes et plantes aquatiques augmentent en nombre pendant les inondations et sont réduits ou absents dans les basses eaux. La catégorie "haute" représente les arbres plus grands tels que *Triplaris weigeltiana* et peut être trouvée dans n'importe quelle classe de niveau d'eau considérée. Ceci explique la présence de cette catégorie à la période des basses et hautes eaux dans cette étude. Dans la Station B trois catégories sont présentes "moyenne", "hautes" et un mélange de "hautes" et "moyennes". Cette situation semble être liée à la stabilité des systèmes aquatiques en aval (Station B), où

les arbres, principalement ceux de taille moyenne et grande, représentent la végétation pérenne moins affectée par les perturbations (telles que les crues) que dans la Station A.

La *couverture de la végétation ripicole* influence la lumière (Smogor et Angermeier, 1999) et la température de l'eau (Gorman et Karr, 1978) dans les cours d'eau en raison de l'ombrage (Maridet et al., 1998). Cependant, ces influences peuvent varier selon les changements temporels du paysage des cours d'eau. Ainsi, dans la Station A, la catégorie "minimale" (0-3,0m) est prédominante dans les basses et moyennes eaux et est maximale (catégorie "haute") dans les hautes eaux (>20m) quand les inondations envahissent la végétation ripicole. Dans cette dernière saison, la végétation ripicole, non seulement agit en tant que couverture, mais est également un nouvel habitat provisoire disponible pour les organismes aquatiques. Dans la Station B, la catégorie "minimale" est également présente dans les basses et moyennes eaux, bien que la catégorie "basse" (3,1-5,0m) ait été trouvée aux basses et hautes eaux. Les différences entre les stations échantillonnées sont dues principalement aux caractéristiques géomorphologiques telles que la présence des plaines d'inondation dans la Station A et le type de végétation ripicole trouvée.

Tableau XVI – Préférence spatiale des espèces végétales présentes dans les stations A et B de la rivière Comté.

Type <i>Espèce</i>	Station	
	A	B
<b>Arbustes</b>		
<i>Mimosa myriadena</i>	x	-
<b>Plantes aquatiques</b>		
<i>Montrichardia arborescens</i>	x	-
<b>Arbres</b>		
<i>Pachira aquatica</i>	x	-
<i>Inga spp.</i>	x	-
<b>Grands arbres</b>		
<i>Triplaris weigeltiana</i>	x	x

En conséquence des perturbations provoquées par les crues, les sols de la berge (*substrat de la berge*) sont mélangés et varient entre deux zones proches (Décamps et Tabacchi, 1994). Ceci n'a pas été observé dans les deux stations. Dans la station A, la catégorie «vase» est prédominante aux basses et moyennes eaux, tandis que la catégorie «inondée» est prédominante dans les hautes eaux. Cette dernière situation est expliquée par la

présence des plaines d'inondation dans la Station A. Dans la Station B la catégorie «terre» est prédominante pendant les basses et moyennes eaux. Les crues lessivent la pente de la berge et réduisent ainsi la «terre» (mélange de feuilles avec de l'argile ou du sable) qui forme une couche superficielle et peuvent expliquer ainsi la présence de la catégorie «argile» dans la Station B aux hautes eaux.

Des différences entre les stations peuvent être liées à l'interaction entre les environnements aquatique et terrestre qui s'opère dans les zones ripicoles (Décamps et Tabacchi, 1994). Cette interaction est plus dynamique en amont que dans les régions en aval (Smogor et Angermeier, 1999). Dans notre cas, les changements de la station A sont plus dynamiques (d'«argile» à «inondée»), tandis que la stabilité relative de la station B (en aval) pourrait être expliquée par la présence de la catégorie «terre» même dans les hautes eaux.

Une caractéristique importante de la zone ripicole est sa potentielle productivité primaire élevée. Cette forêt alluviale peut produire une quantité considérable de litière (Décamps et Tabacchi, 1994). Cependant, l'entrée de litière dans l'écosystème aquatique, ici nommée des *débris végétaux flottants*, dépend du cycle hydrologique. Ainsi, à la période de basses eaux la litière est dans l'environnement terrestre, ce qui explique son absence ou sa faible présence dans le canal principal de la rivière à cette période. Pendant la montée des eaux (classe de hauteur d'eau moyenne), les inondations lessivent les zones ripicoles et intègrent la litière dans le milieu aquatique, en conséquence une quantité considérable est présente dans le canal de la rivière comme nous l'avons observé dans la Station A et B. Toutefois, pendant les hautes eaux les catégories prédominantes de la variable *débris végétaux flottants* dans la Station A étaient «moyen» et «bas», tandis qu'à la Station B elle est «bas». Dans ce cas-ci, les différences sont liées à la dynamique caractéristique des régions en amont et en aval, c'est à dire que la plupart des débris (feuilles, troncs, écorces, etc.) entrent principalement, dans la région en amont des cours d'eau (Reash, 1999).

Les différences de la dynamique le long de la rivière peuvent expliquer pourquoi des *embâcles* ont seulement été trouvés dans la Station A. En raison de l'érosion, liée aux inondations saisonnières, les arbres ripicoles tombent dans le fleuve (observation personnelle). Ainsi, les catégories «bas» et «moyen» sont prédominantes dans les eaux moyennes et hautes et «bas» ou «absent» dans les basses eaux.

La variable *substrat du canal* discrimine les échantillons seulement à la Station B, où un substrat composé par des petites particules, ici représentées par les catégories «vase» et «sable», était prédominant. Les changements du substrat peuvent se produire naturellement et la distribution des substrats au-dessus du lit du cours d'eau peut changer avec le temps (Giller et Malmqvist, 1998). Ceci est le cas dans la Station B. La distribution du substrat du canal



peut-être influencée également par la vitesse d'écoulement (Church, 1992). Cependant, à la Station B les changements du substrat semblent être liés à l'influence marine. Pendant les basses eaux, le faible débit de la rivière et l'inversion du courant dans le canal principal en conséquence de l'influence mécanique de la marée permettent le dépôt de petites particules. Réciproquement, dans les hautes eaux, le débit élevé provoque un courant très fort, la plupart du temps unidirectionnel, qui enlève des petites particules et laisse les plus grandes comme le sable et les cailloux. D'après Church (1992), la largeur du canal est corrélée avec le substrat du canal. La largeur moyenne du canal à la Station B aux trois niveaux d'eau était 59,4m, 67,0m, et 62,6m, respectivement. Ainsi, selon la classification de Church (1992), la Station B de la rivière Comté peut être considérée comme un «grand canal» (entre 32 et 347m). Ce type de canal a la «vase» et le «sable» en tant que composants principaux. C'était le cas dans la station B, où le «gravier» a été également trouvé.

À une grande échelle géographique, la configuration géologique et l'utilisation du sol environnant, principalement les activités agricoles, influencent la chimie de l'eau, en particulier le pH (Sweeting, 1992). Dans la rivière Comté, l'exploitation de l'or dans les régions en amont et l'activité agricole dans les environs du village de Cacao sont des éléments importants qui peuvent modifier la chimie de l'eau. En raison de la technique utilisée pour l'extraction de l'or alluvial, l'introduction de petites particules de sol et d'ions dans la rivière est augmentée. Les activités agricoles peuvent introduire des pesticides et des engrais dans l'eau. Dans la rivière Comté les deux activités sont développées en amont de la station B et l'extraction de l'or en amont de la Station A. Toutefois, les changements temporels du *pH* et de la *conductivité* dans les stations de la rivière Comté semblent être liés aux événements saisonniers plutôt qu'aux activités anthropiques. Une étude entreprise au fleuve Sinnamary, Guyane française, par Richard (1996) mentionne, que pendant les basses eaux, ce fleuve affiche une concentration plus élevée d'ions et une acidité inférieure à celles des hautes eaux. C'est le cas dans les deux stations pour le *pH* (aux basses eaux Station A et B=6,1; aux hautes eaux Station A=5,0, Station B=5,2) et la *conductivité* (aux basses eaux Station A=31,4 $\mu$ S, et Station B=31,1 $\mu$ S; aux hautes eaux Station A=17,9 $\mu$ S, Station B=17,3 $\mu$ S) dans cette étude.

Des changements du taux d'oxygène dissous sont souvent corrélés à la température, aux patrons du courant et au substrat (Walling et Webb, 1992; Giller et Malmqvist, 1998). Dans cette étude la température et le courant ne semblent pas affecter l'*oxygène dissous*. La température diminue des basses (27,5°C) aux hautes eaux (23,9°C) mais l'*oxygène dissous* n'augmente pas au cours de la même période (5,3 mg/l dans les basses et hautes eaux). Une situation semblable a été affichée par l'*oxygène dissous* par rapport au courant de la rivière, lequel augmente des basses eaux (18,0cm/s) aux hautes eaux (69,6cm/s). Cependant, le type

de substrat peut être responsable des changements temporels de l'*oxygène dissous* observés à la Station A. Dans cette station les radiers, qui sont des marches sur un substrat rocheux, ont des eaux turbulentes. Ceci augmente le contact entre l'air et la surface de l'eau en affectant la concentration d'*oxygène dissous* dans la colonne d'eau (Walling et Webb, 1992; Richard, 1996). Ceci peut expliquer pourquoi l'*oxygène dissous* affiche des oscillations significatives seulement dans la Station A.

La *largeur* et la *profondeur du canal* sont des variables qui distinguent les prélèvements temporels seulement dans la Station A. Les changements de la largeur et la profondeur dans cette station ont été liés aux crues. Ainsi, on a observé des valeurs minimales aux basses eaux (largeur=29,7m, profondeur=2,0m) et valeurs maximales aux hautes eaux (largeur=37,1m, profondeur=5,6m). Le fait que ces variables sont observées uniquement sur les prélèvements de la Station A peut-être lié à la géomorphologie (lit et pente dans notre cas) et à la localisation (position de la station le long du fleuve) intrinsèque de chaque station échantillonnée. La rivière dans la Station A est étroite avec une pente raide formant un canal en forme de V. Dans ces conditions les impacts des oscillations dans le niveau d'eau sont plus évidents et dynamiques que dans la station B, où la largeur du canal est grande, avec une pente douce et un canal en forme de U.

Le protocole utilisé dans cette étude est assez sensible pour détecter les changements des variables quantitatives et qualitatives échantillonnées dans un grand cours d'eau. Toutefois le *courant*, considéré comme une variable apportant une contribution importante à l'hétérogénéité spatiale et temporelle dans de grands cours d'eau (Schlosser, 1991), est faiblement discriminatoire pour les changements temporels des deux stations. Dans la Station B ceci peut-être expliqué par l'influence mécanique de la marée et dans la Station A par l'homogénéité du courant dans le tronçon échantillonné en raison de la présence des radiers.

Dans cette étude, l'effet saisonnier distingue la variabilité temporelle des variables qualitatives et quantitatives dans les 9 cours d'eaux échantillonnées en Guyane française. Cependant, cette variabilité temporelle est basse (4,12 %, pour des variables qualitatives et 6,29 %, pour des variables quantitatives) par rapport à la variabilité spatiale. Ceci nous permet de considérer comme significative la discrimination des 9 cours d'eau échantillonnés basés sur des variables quantitatives ou qualitatives, et précise la prédominance des facteurs spatiaux sur les temporels quand on considère les habitats aquatiques d'un grand territoire comme celui de la Guyane française.

## 5.5. Conclusion

Dans cette étude, les variables qualitatives liées aux caractéristiques de la berge (*pente de la berge* et *substrat de la berge*) et de la végétation ripicole (*hauteur de la végétation ripicole*, *couverture de la végétation ripicole* et *débris végétaux flottants*) et aux variables quantitatives associées à l'eau du canal principal (*conductivité* et *pH*) distinguent les changements temporels des deux paysages contrastés de la rivière Comté (Stations A et B).

Les variables qualitatives (*embâcle* lié à la végétation ripicole) et quantitatives (l'*oxygène dissous* associé à l'eau du canal principal; la *profondeur* et la *largeur du canal* liées à la morphologie du canal principal) différencient les changements temporels de l'habitat aquatique dans la Station A. Spécifiquement, une variable qualitative (*substrat du canal*) distingue les changements temporels à la Station B.

Les changements temporels des variables qualitatives et quantitatives dans les deux stations échantillonnées sont clairement liés aux événements saisonniers. Cependant, les changements de variables des caractéristiques de l'habitat sont différents (exceptés la conductivité et le pH) dans la Station A et B. Ceci renforce l'idée suggérée par Tito de Morais et Lauzanne (1994) que les régions en amont (Station A dans cette étude) et en aval (Station B dans cette étude) des cours d'eau de la Guyane française ont des habitats contrastés.

Les résultats associés à la variance temporelle de la rivière Comté et des 9 autres cours d'eau échantillonnés suggèrent que à une petite échelle spatiale (rivière Comté dans notre étude) cette variabilité explique une fraction significative des changements du paysage de la rivière, mais à une grande échelle spatiale (9 autres cours d'eau) la variabilité temporelle est négligeable au regard de la variabilité spatiale. Ce résultat peut être surprenant quand on considère l'apparente homogénéité relative de cette région, presque entièrement couverte par une forêt primaire avec des cours d'eau provenant du même substrat géologique et une perturbation principale induite par des inondations dans tous les cours d'eau. Toutefois, l'hétérogénéité spatiale est liée, parmi d'autres facteurs, à des variables comme la taille du bassin, un paramètre extrêmement variable en Guyane française (Tejerina-Garro et Mérona, 2001). Un autre facteur qui peut expliquer la prépondérance de l'hétérogénéité spatiale est le degré de perturbation humaine. Par exemple, l'exploitation d'or, une activité localement très développée en Guyane française, est connue pour augmenter la turbidité et la température de l'eau en aval (Richard, 1996; Tejerina-Garro et Mérona, 2001).

Des indices écologiques intégrateurs sont basés sur l'existence des rapports entre la variabilité d'habitat et la variabilité des communautés aquatiques. Un des problèmes, considérés par des hydrobiologistes traitant cette problématique, est le choix des descripteurs de l'habitat. La recherche des variables environnementales significatives et capables de

distinguer les habitats aquatiques à une échelle spatiale ou temporelle constitue la première étape pour comprendre les interactions entre l'habitat et les poissons.

## **CHAPITRE 6**

# **VARIABILITE TEMPORELLE DES PEUPEMENTS**

## **6. Variabilité temporelle des peuplements**

### **6.1. Introduction**

Il est bien connu que les peuplements de poissons sont variables temporellement à une échelle saisonnière comme par exemple dans le cas des peuplements de poissons de la rivière tempérée Coweeta, Amérique du Nord (Grossman et Ratajczak, 1998), du fleuve tropical Segama, Bornéo (Martin-Smith, 1998), des cours d'eau de la Guyane française (Boujard, 1992) ou inter-annuelle comme est le cas des peuplements du fleuve Guadiana, Péninsule Ibérique (Godinho et al., 2000). Ces variations sont liées à la variabilité naturelle des populations qui composent le peuplement, mais aussi probablement aux conditions locales du milieu (le poisson est mobile et peut donc choisir de changer de lieu en fonction de ses besoins) (Lowe-McConnell, 1987).

Dans le milieu tropical de forêt où, somme toute, la variabilité saisonnière est limitée (température constante, végétation toujours présente, etc.) aux fluctuations de niveau d'eau cette caractéristique est un des principaux facteurs qui affectent les différents aspects de la vie des peuplements de poissons (Lowe-McConnell, 1987) et est à la base du concept du « flood pulse » de Junk et al. (1989). Ce concept explique les interactions entre la plaine d'inondation et le canal principal et son influence sur les peuplements dans l'Amazonie Centrale. En Guyane française, Mérigoux et Ponton (1999) indiquent que la densité des peuplements de poissons dans les premiers stades de vie et celle des juvéniles sont corrélées à la hauteur d'eau.

Dans ce cadre, il était important tout d'abord vérifier l'hypothèse d'une variabilité saisonnière du peuplement. Dans cette étude on essaie de répondre aux questions suivantes: 1) Le peuplement est-il stable ? c'est-à-dire, retourne-t-il saison après saison à une même point d'équilibre ? et 2) observe-t-on le même patron de variabilité si on considère le descripteur taxonomique ou des descripteurs synthétiques ? c'est-à-dire, le patron est-il indépendant de la taxonomie, c'est à dire du fait qu'une espèce, pour des raisons historiques soit ou non présente dans un bassin.

### **6.2. Méthodes**

L'analyse de l'évolution temporelle du peuplement de poissons a été réalisée sur les échantillons, des stations A et B de la Rivière Comté, effectués entre août 1998 et août 2000 (Figure 5).

Dans le but de comparer la variabilité des deux stations, une analyse du coefficient de variation (CV) de chaque échantillon a été réalisée en considérant la fréquence des poissons capturés et classés par composition spécifique (espèces) et synthétique (famille, groupe trophique et taille maximale observée).

Le CV a été calculé par la formule :

$$CV = \frac{S \times 100}{Y}$$

Où : S = écart-type de l'échantillon

Y = moyenne de l'échantillon

Ensuite, le CV par composition spécifique et synthétique a été confronté aux données de variation de la hauteur de l'eau.

L'utilisation du CV s'avère effective pour comparer la variation des peuplements indépendamment de la valeur de leur moyenne (Sokal et Rohlf, 1995).

Afin de connaître la distribution des peuplements de poissons séparément dans la station A et B le long de la période d'échantillonnage, une «Analyse Factorielle des Correspondances» (AFC) du logiciel ADE-4 (Thioulouse et al., 1997) a été conduite en considérant isolement chaque composition spécifique ou synthétique. Le tableau de comptage a été constitué par l'effectif dans le cas de la composition par espèce et famille, par la biomasse dans le cas de la composition trophique et par le nombre d'espèces pour chaque catégorie dans chaque relevé dans le cas de la taille maximale observée.

### **6.3. Résultats**

#### **6.3.1. Variabilité saisonnière de la composition spécifique et synthétique du peuplement de poissons**

Au total 5 411 poissons ont été capturés dans la station A (3 096 poissons) et B (2 315 poissons). Ces poissons sont distribués en 37 espèces, 14 familles et 5 Ordres (Tableau XVII).

Tableau XVII - Liste de fréquence des espèces échantillonnées entre août 1998 et août 2000 dans la rivière Comté (Station A et B) classifiées par Genre, Famille et Ordre.

ORDRE	Code	Stations																							
		A												B											
		1998		1999			2000			1998		1999			2000										
		Aout	Oct	Fev	Avr	Juil	Aout	Oct	Dec	Fev	Avr	Juin	Aout	Aout	Oct	Fev	Avr	Juil	Aout	Oct	Dec	Fev	Avr	Juin	Aout
<b>CHARACIFORMES</b>																									
<b>Anostomidae</b>		2	2	-	15	4	2	-	2	8	1	3	7	2	-	-	3	4	3	1	-	7	2	4	7
<i>Leporinus friderici</i>	LFR1	2	2	-	15	4	2	-	2	8	1	3	7	2	-	-	3	4	3	1	-	7	2	4	7
<b>Characidae</b>		206	96	213	270	184	81	60	63	235	150	168	187	150	62	106	54	72	144	73	42	34	60	99	120
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	AFAL	25	3	1	1	23	18	2	3	3	1	13	32	7	2	4	2	8	10	2	-	1	2	17	30
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	AMIC	36	22	33	13	25	12	12	8	25	18	86	39	14	18	4	2	15	19	14	16	3	7	36	25
<i>Astyanax polylepis</i>	APOL	-	3	2	-	1	1	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bryconops affinis</i>	BAFF	-	-	58	-	-	-	-	-	-	26	20	3	-	5	24	-	-	7	-	-	12	28	13	6
<i>Bryconops caudomaculatus</i>	BCAU	57	3	82	204	34	14	11	13	94	93	26	16	98	26	71	43	31	97	47	11	14	20	20	50
<i>Bryconops melanurus</i>	BMEL	5	1	-	-	-	-	-	-	49	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Charax pauciradiatus</i>	CPAU	55	41	1	4	18	14	9	22	3	4	2	70	2	3	-	-	3	6	3	3	-	1	1	1
<i>Moenkhausia grandisquamis</i>	MGRA	19	11	34	34	40	9	16	11	53	8	20	7	16	5	1	3	3	5	4	9	2	1	6	4
<i>Piabucus dentatus</i>	PDEN	2	1	1	13	4	2	1	2	4	-	-	2	3	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Poptella orbicularis</i>	PORB	7	11	1	1	39	11	9	4	4	-	1	11	6	3	2	3	12	-	3	3	2	1	6	4
<b>Curimatidae</b>		53	25	14	3	55	23	16	17	14	4	2	25	9	22	-	3	4	11	52	39	46	3	1	15
<i>Curimata cyprinoides</i>	CCYP	19	9	4	1	44	6	12	3	5	3	1	1	9	18	-	3	3	9	50	26	46	3	1	7
<i>Cyphocharax sp.</i>	CYP1	20	2	-	1	1	10	2	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
<i>Cyphocharax spilurus</i>	CYSP	14	14	10	1	10	7	2	9	9	1	1	24	-	4	-	-	1	2	2	13	-	-	-	4
<b>Erythrinidae</b>		7	6	1	-	1	5	7	9	-	-	1	3	-	1	-	-	-	2	2	1	-	-	-	5
<i>Hoplias aimara</i>	HAIM	2	-	1	-	1	-	2	8	-	-	1	1	-	1	-	-	-	1	2	1	-	-	-	3
<i>Hoplias malabaricus</i>	HMAL	5	6	-	-	-	5	5	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2
<b>Hemiodidae</b>		22	7	23	9	34	8	17	8	20	2	11	5	31	15	29	5	33	39	11	11	26	4	28	12
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	HEUN	22	6	18	6	30	8	14	7	6	1	4	5	29	12	28	5	31	36	7	8	25	2	25	10
<i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i>	HQUA	-	1	5	3	4	-	3	1	14	1	7	-	2	3	1	-	2	3	4	3	1	2	3	2
<b>Serrasalminidae</b>		17	16	1	5	15	6	26	12	5	-	5	12	4	5	2	2	11	3	2	3	-	2	-	1
<i>Myleus ternetzi</i>	MTER	12	14	1	4	10	6	21	11	5	-	5	12	2	1	1	2	8	-	1	-	-	2	-	1
<i>Serrasalmus humeralis</i>	SHUM	5	2	-	1	5	-	5	1	-	-	-	-	2	4	1	-	3	3	1	3	-	-	-	-



Tableau XVII (Continuation)

ORDRE	Code	Stations																							
		A												B											
Famille		1998			1999			2000			1998			1999			2000								
Espèce genre		Aout	Oct	Fev	Avr	Juil	Aout	Oct	Dec	Fev	Avr	Juin	Aout	Aout	Oct	Fev	Avr	Juil	Aout	Oct	Dec	Fev	Avr	Juin	Aout
<b>CLUPEIFORMES</b>																									
<b>Engraulidae</b>		1	-	21	1	2	-	1	-	8	1	1	-	22	59	5	1	19	4	11	4	4	3	12	11
<i>Anchovia surinamensis</i>	ASUR	1	-	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15	44	3	-	14	2	7	4	-	2	2	8
<i>Lycengraulis batesii</i>	LBAT	-	-	9	1	2	-	1	-	8	1	1	-	7	15	2	1	5	2	4	-	4	1	10	3
<i>Pterengraulis atherinoides</i>	PATH	-	-	-	-	1	-	-	-	3	-	-	-	-	-	3	1	3	-	-	-	3	-	-	1
<b>GYMNOTIFORMES</b>																									
<b>Sternopygidae</b>		-	5	-	-	1	2	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eigenmannia virescens</i>	EVIR	-	5	-	-	1	2	-	7	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	1	12
<b>PERCIFORMES</b>																									
<b>Cichlidae</b>		41	8	-	-	-	3	10	7	-	-	-	6	-	-	-	-	-	3	2	1	-	-	-	6
<i>Satanoperca jurupari</i>	SJUR	41	8	-	-	-	3	10	7	-	-	-	6	-	-	-	-	-	3	2	1	-	-	-	6
<b>Sciaenidae</b>		6	4	2	6	3	8	3	5	1	1	4	3	-	1	-	1	4	1	1	2	2	3	5	10
<i>Pachypops furcraeus</i>	PFUR	5	3	-	3	3	7	2	4	-	1	1	1	-	-	-	-	3	1	1	-	-	-	3	6
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	PSQU	1	1	2	3	-	1	1	1	1	-	3	2	-	1	-	1	1	-	-	2	2	3	2	4
<b>SILURIFORMES</b>																									
<b>Ageneiosidae</b>		5	6	6	10	2	3	1	6	6	3	6	19	4	8	1	4	2	2	3	5	8	1	2	5
<i>Ageneiosus dentatus</i>	ADEN	-	-	6	10	1	1	-	-	4	1	5	-	3	6	1	-	-	-	1	2	2	1	2	-
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	AGBR	5	6	-	-	1	2	1	6	2	2	1	19	1	2	-	4	2	2	2	3	6	-	-	5
<b>Auchenipteridae</b>		37	14	65	79	15	1	16	24	50	49	14	5	77	30	105	46	31	14	41	6	71	29	75	27
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	ANUC	36	14	37	40	13	1	16	24	19	27	10	5	67	26	90	37	17	10	41	6	51	19	68	24
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	PGAL	-	-	18	30	1	-	-	-	27	16	4	-	10	4	11	3	11	4	-	-	11	7	7	2
<i>Pseudochenipterus nodosus</i>	PNOD	1	-	10	9	-	-	-	-	1	6	-	-	-	-	1	5	-	-	-	-	6	3	-	-
<b>Doradidae</b>		2	9	-	10	-	1	2	11	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Doras carinatus</i>	DCAR	2	9	-	10	-	1	2	11	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Loricariidae</b>		8	3	1	2	7	4	5	8	3	-	5	1	-	5	-	-	1	3	2	2	1	-	2	5
<i>Ancistrus hoplogenyus</i>	AHOP	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	4	-	-	1	1	-	-	1	-	2	3
<i>Hypostomus plecostomus</i>	HPLE	-	-	1	2	6	1	1	5	3	-	5	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
<i>Loricaria cataphracta</i>	LCAT	6	2	-	-	1	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
<i>Pimelodus blochii</i>	PBLO	1	1	-	-	-	1	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	1
<b>Total par station</b>		3096												2315											
<b>Total général</b>		5411																							

### 6.3.1.1. Coefficient de Variation (CV)

L'analyse du CV indique que la composition spécifique et synthétique (Famille, Taille maximale observée et Groupe trophique) varie différemment dans les stations A et B. Le CV de la composition spécifique et synthétique des peuplements de poissons à la Station A suit les oscillations de la hauteur d'eau pendant la période d'échantillonnage, c'est-à-dire le CV augmente pendant la saison des pluies et diminue pendant l'été (Figures 20A, 20B et 20C). Cette oscillation est moins nette dans les cas de la Taille maximale observée. Dans ce cas, la variance augmente graduellement entre le mois de juillet et décembre 1999 et diminue postérieurement jusqu'au mois de juin 2000 (Figure 20D).

Dans la Station B, le CV de la composition spécifique et synthétique suit les oscillations de la hauteur d'eau pendant la période de la pluie, mais des pics sont observés pendant la période de l'été, parfois plus élevés que ceux de la période de la pluie. La Taille maximale observée montre des oscillations pendant les deux saisons de la pluie et de l'été (Figure 20D).

### 6.3.1.2. Analyse factorielle des Correspondances (AFC)

#### Station A

L'AFC de la composition spécifique des peuplements de poissons montre sur l'axe 1 deux groupes : le premier formé par les prélèvements réalisés pendant la période des basses eaux (juillet - décembre) et le deuxième formé par ceux réalisés durant la période des hautes eaux (avril 1999 et 2000) (Figure 21B). Les espèces associées au premier groupe sont : *Acestrorhynchus microlepis*, *Acestrorhynchus falcatus* et *Charax pauciradiatus* et celles associées au deuxième groupe sont *Parauchenipterus galeatus* et *Bryconops caudomaculatus* (Figure 21A). Sur l'axe 2, les échantillons de février 1999 et juin 2000 s'opposent aux échantillons de février 2000 (Figure 21B). Dans le premier groupe les espèces prédominantes sont *Bryconops affinis* et *Anchovia surinamensis* et dans le deuxième *Bryconops melanurus* et *Pterengraulis atherinoides* (Figure 21A). Les deux axes expliquent respectivement 36,0% et 15,0% de la variance totale (Tableau XVIII).

La composition synthétique Famille montre deux groupes sur l'axe 1. Un axe est formé par les échantillons collectés pendant la période de la pluie (février – juin) où les familles Auchenipteridae et Characidae sont prédominantes (Figure 21C et 21D).

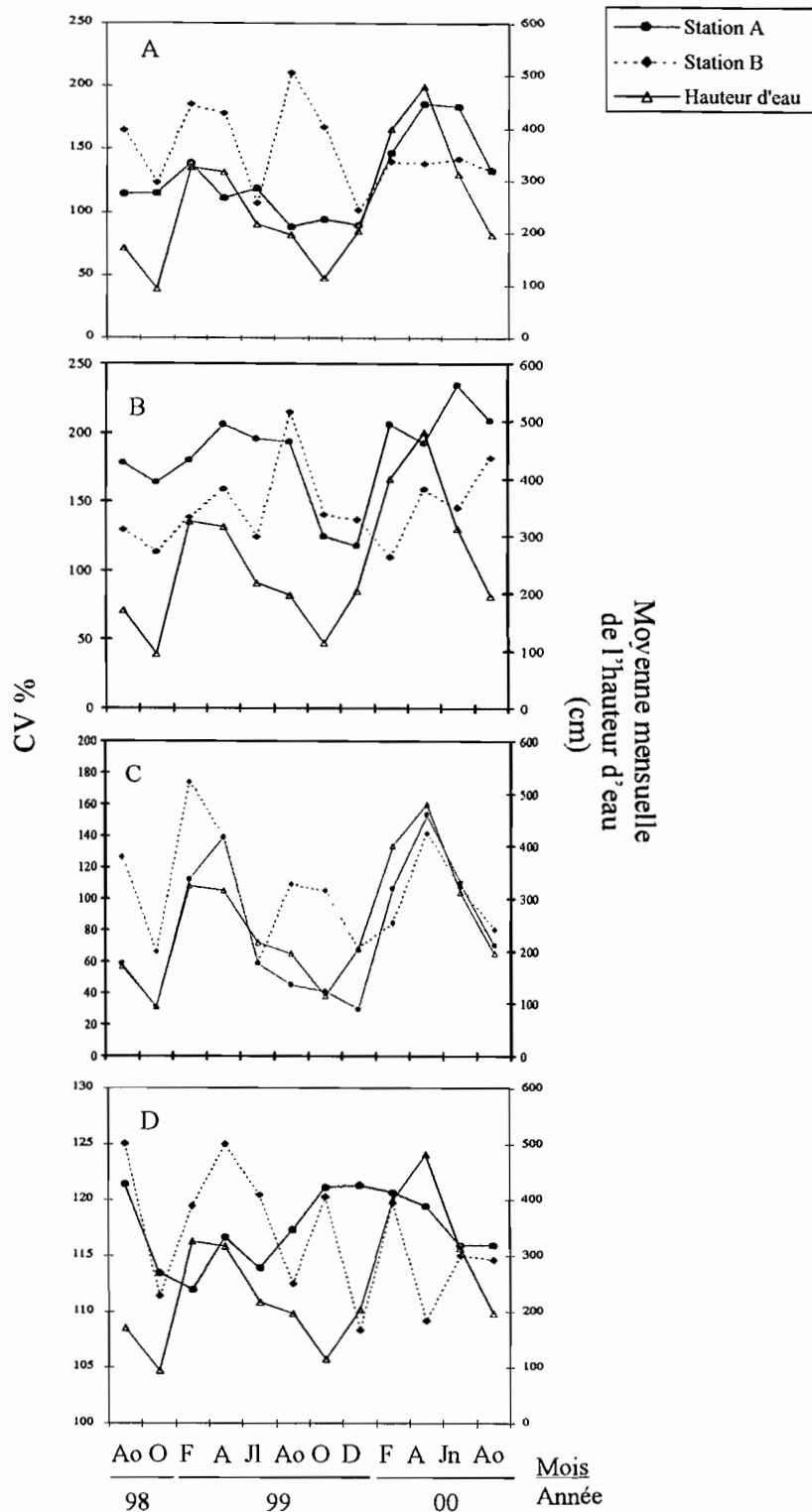


Figure 20 - Variations en pourcentage du Coefficient de Variation (CV) de la composition spécifique du peuplement de poissons (A), de la composition synthétique par Famille (B), Groupe trophique (C) et Taille Maximale Observée (D) dans les Stations A et B de la rivière Comté. La hauteur d'eau moyenne pendant les mois de prélèvements est indiquée.

Tableau XVIII - Statistiques de l'Analyse Factorielle des Correspondances de la composition spécifique (Espèce) et synthétique (Famille, Groupe trophique et Taille maximale observée) des peuplements de poissons des stations A et B de la rivière Comté.

Station	Statistiques	Espèce		Famille		Groupe trophique		Taille maximale observée	
		Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2
A	Eigenvalues	0,40	0,17	0,15	0,05	0,22	0,05	0,05	0,01
	Fraction expliquée de la variance totale	0,36	0,15	0,44	0,17	0,65	0,16	0,70	0,21
B	Eigenvalues	0,19	0,15	0,14	0,09	0,11	0,05	0,04	0,03
	Fraction expliquée de la variance totale	0,23	0,19	0,33	0,22	0,50	0,26	0,49	0,32

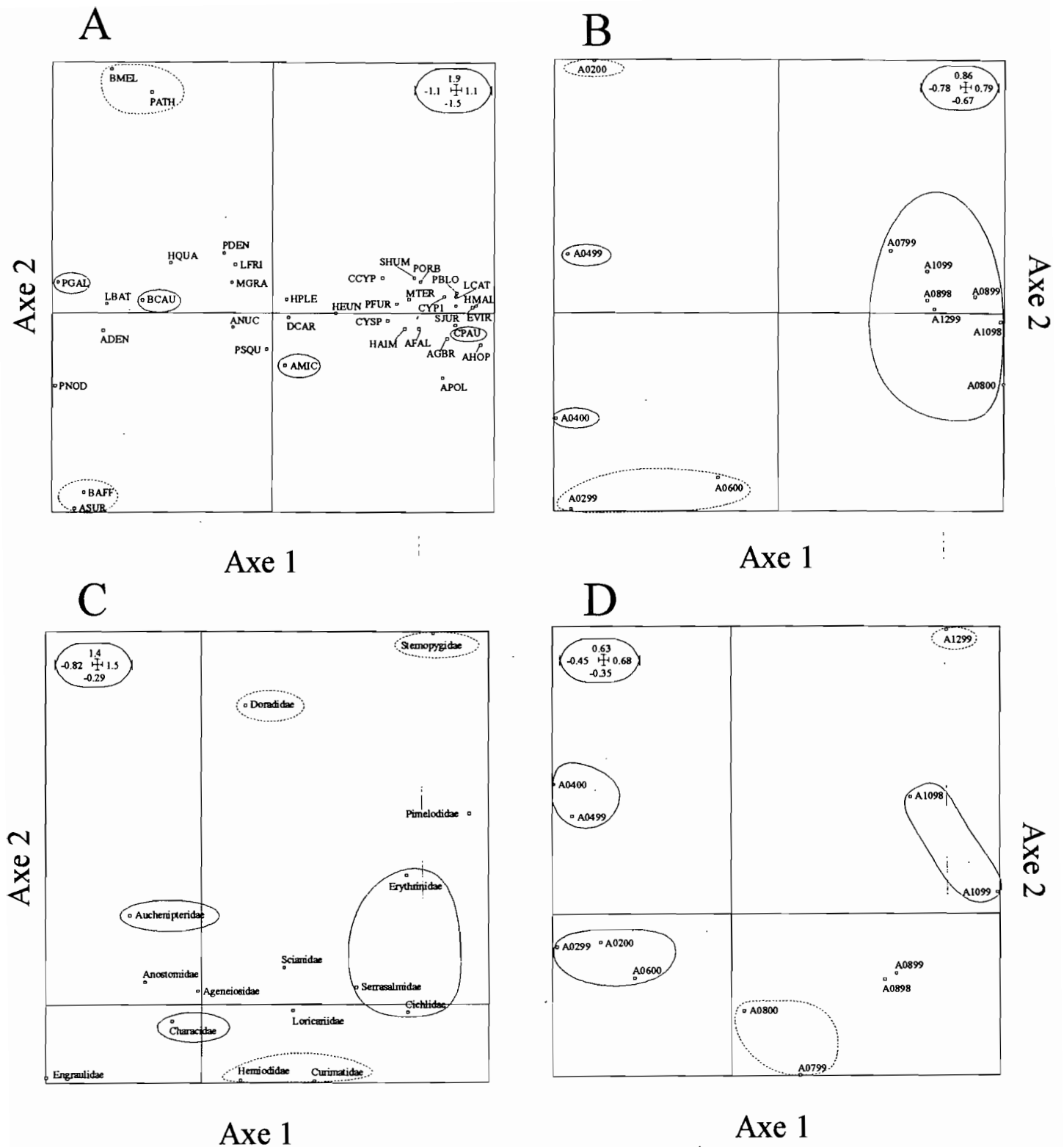


Figure 21 - Distribution résultant d'une AFC des espèces (A), des familles (C) et des relevés respectifs (B et D) correspondants à la période d'août 98 à août 00 dans la Station A de la rivière Comté. Les nombres dans les cartes B et D représentent le mois (deux premiers chiffres) et l'année du prélèvement (deux derniers chiffres). Les ellipses de trait continu encerclent les groupes liés à l'axe 1 et celles de trait pointillé ceux liés à l'axe 2. Consulter le Tableau XVII pour le code des espèces.

L'autre est composé par les échantillons de la période d'étiage (octobre) où les familles Erythrinidae, Serrasalminidae et Cichlidae sont plus fréquentes (Figure 21C et 21D). Sur l'axe 2, les familles Hemiodidae et Curimatidae sont plus abondantes dans les échantillons juillet 1999 et août 2000 et les familles Doradidae et Sternopygidae sont plus fréquentes dans l'échantillon de décembre 1999 (Figure 21C et 21D). Les deux axes expliquent respectivement 44,0% et 17,0% de la variance totale (Tableau XVIII).

La composition synthétique Groupe trophique exhibe deux groupes sur l'axe 1 et 2. Le premier associe les poissons omnivores et invertivores terrestres aux échantillons effectués en février et avril 1999, 2000 (axe 1) et les ichtyophages aux échantillons de juin 2000 (axe 2) (Figure 22A).

Le deuxième groupe associe les spécimens du groupe invertivore aquatique aux échantillons effectués en août 2000 (axe 1) et les détritivores (axe 2) aux échantillons réalisés en juillet (1999), août (1998, 1999), octobre (1998, 1999) et décembre (1999) (Figure 22A, 22B). Le premier axe explique 65,0% et le deuxième 16,0% de la variance totale (Tableau XVIII).

L'AFC discrimine la composition synthétique Taille maximale observée en deux groupes. Le premier groupe est formé par les poissons de classe de taille >301mm (axe 1) et 101-200mm (axe 2) prédominantes dans les échantillons pendant la période de l'étiage (août 2000, octobre 1998 et août 1998, octobre et décembre 1999). Le deuxième groupe est composé par les poissons de classe de taille 201-300mm (axe 1) et <100 (axe 2) fréquents pendant la période de la pluie (février 2000; avril 1999, 2000; juillet 1999) (Figure 22C et 22D). Les deux axes expliquent respectivement 70,0% et 21,0% de la variance totale (Tableau XVIII).

## Station B

L'analyse factorielle discrimine les espèces associées à la période de la pluie telles que *Bryconops affinis* et *Auchenipterus nuchalis* (février 1999 et avril 1999, 2000) (axe 1) et *Curimata cyprinoides* (février 2000) (axe 2) de celles associées à la période d'étiage comme *Cyphocharax spilurus* et *Loricaria cataphracta* (octobre 1998 et décembre 1999) (axe 1) et *Cyphocharax* sp1., *Eigenmannia virescens* et *Hoplias malabaricus* (août 2000) (axe 2) (Figure 23A et 23B). La fraction de la variance totale expliquée par l'axe 1 est de 23,0% et de 19,0% par l'axe 2 (Tableau XVIII).

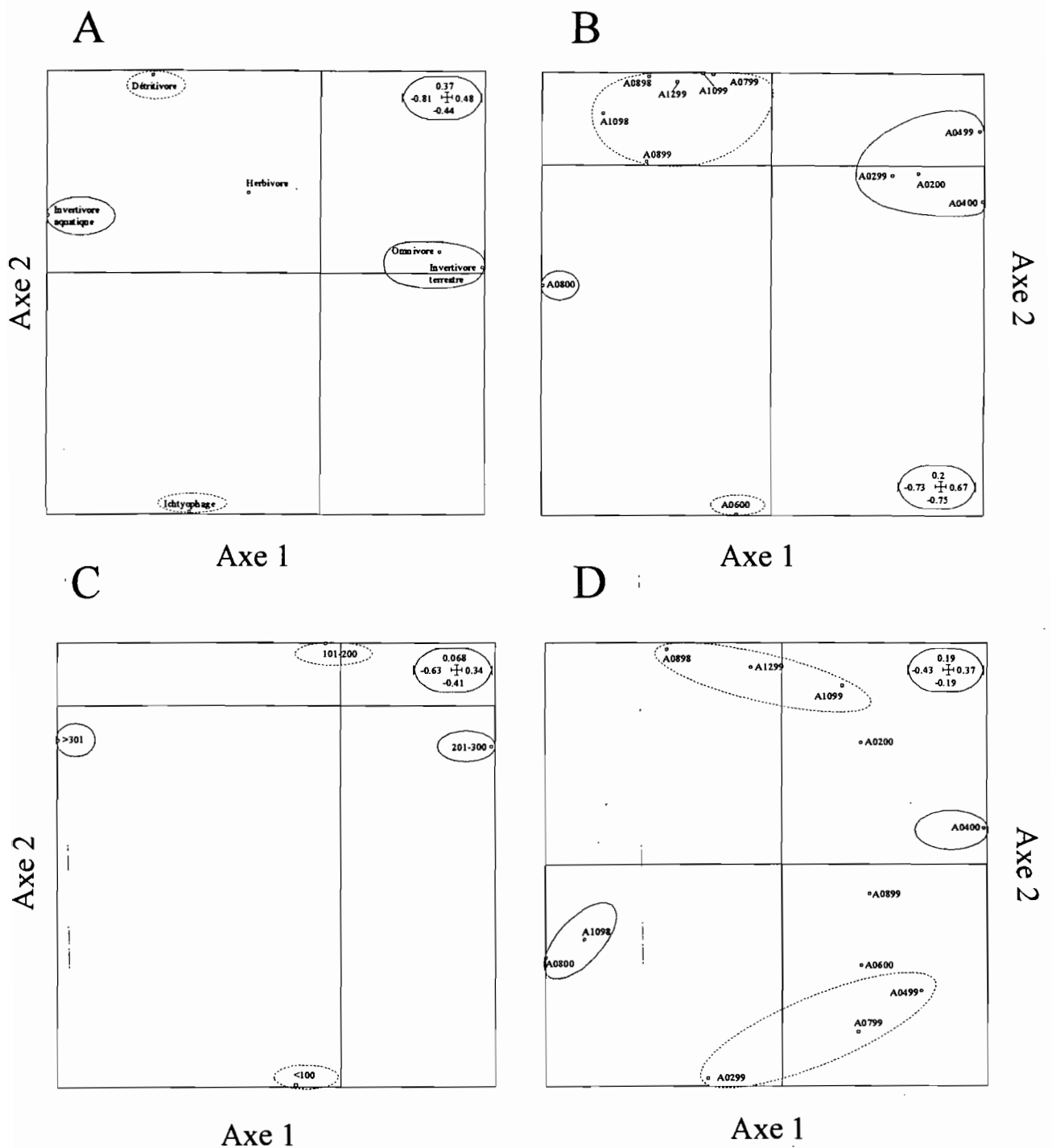


Figure 22 - Distribution résultant d'une AFC des groupes trophiques (A), de la taille maximale observée (C) et des relevés respectifs (B et D) correspondants à la période d'août 98 à août 00 dans la Station A de la rivière Comté. Les nombres dans les cartes B et D représentent le mois (deux premiers chiffres) et l'année du prélèvement (deux derniers chiffres). Les ellipses de trait continu encerclent les groupes liés à l'axe 1 et celles de trait pointillé ceux liés à l'axe 2.

Les famille des Auchenipteridae est associée à la période de la pluie sur l'axe 1 (février et avril 1999) et 2 (février 2000). Durant la période de l'étiage la famille prédominante est celle des Sternopygidae sur l'axe 1 (août 2000 et octobre 1998) et des Curimatidae sur l'axe 2 (octobre et décembre 1999) (Figure 23C et 23D). L'axe 1 explique 33,0% de la variance totale et l'axe 22,0% (Tableau XVIII).

La composition synthétique Groupe trophique différencie trois groupes. Le premier associe les poissons du groupe invertivores terrestres à la période de la pluie (février 1999 et avril 1999 et 2000); le deuxième associe le groupe invertivores aquatiques à la période de l'étiage (août 2000 et octobre 1998); le troisième associe les détritivores à l'échantillon effectué en février 2000 (période de la pluie) (Figure 24A et 24B). L'axe 1 explique 50,0% et l'axe 226,0% de la variance totale (Tableau XVIII).

L'AFC discrimine les classes de taille de la composition synthétique TMO en trois groupes. Dans le premier groupe la classe de taille <100mm est prédominante à la période de la pluie (avril 2000) et de l'étiage (octobre 1998); dans le deuxième la classe de taille prédominante est de >301mm et est associée à la période d'étiage (août 1999 et 2000) et de la pluie (avril 1999) et dans le troisième groupe les classes de taille 101-200 et 201-300 sont plus fréquentes à la période de l'étiage (août 1998 et octobre 1999) et de la pluie (février 1999) (Figure 24C et 24D). La fraction de la variance expliquée par l'axe 1 est de 49,0% et de 32,0% par l'axe 2 (Tableau XVIII).

Bref, le résultat obtenu est le suivant :

- Les changements saisonniers des peuplements sont perceptibles au niveau de la composition spécifique (Espèces) et synthétique (Famille, Groupe trophique, TMO).

#### 6.4. Discussion

Dans cette étude, la variabilité et la distribution de la composition spécifique des peuplements de poissons des deux stations échantillonnées sont influencées par les périodes de crue et étiage. Cette influence est aussi clairement perceptible lorsqu'il s'agit de la composition synthétique par Famille et Groupe trophique et moins nette par Taille maximale observée. Toutefois, les peuplements ne répondent pas de la même façon à la perturbation hydrologique dans la Station A (amont) et B (aval).

Les crues sont des perturbations prévisibles et importantes dans les écosystèmes aquatiques continentaux du milieu tempéré (Poff et al., 1997) et tropical (Ponton et Copp, 1997). Ce type de perturbation entraîne des changements de



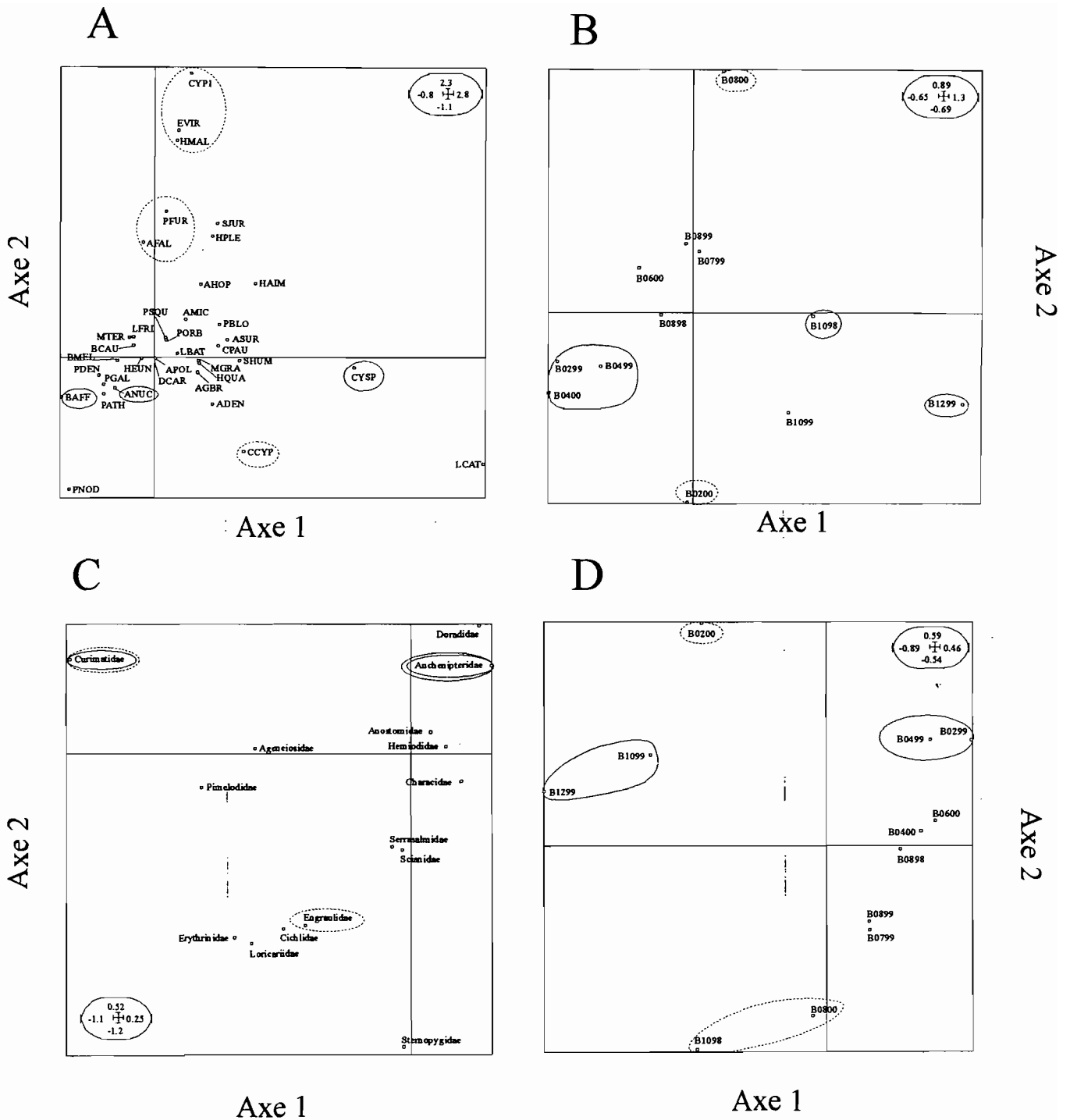


Figure 23 - Distribution résultant d'une AFC des espèces (A), des familles (C) et des relevés respectifs (B et D) correspondants à la période d'août 98 à août 00 dans la Station B de la rivière Comté. Les ellipses de trait continu encerclent les groupes liés à l'axe 1 et celles de trait pointillé ceux liés à l'axe 2. Consulter le Tableau XVII pour le code des espèces.

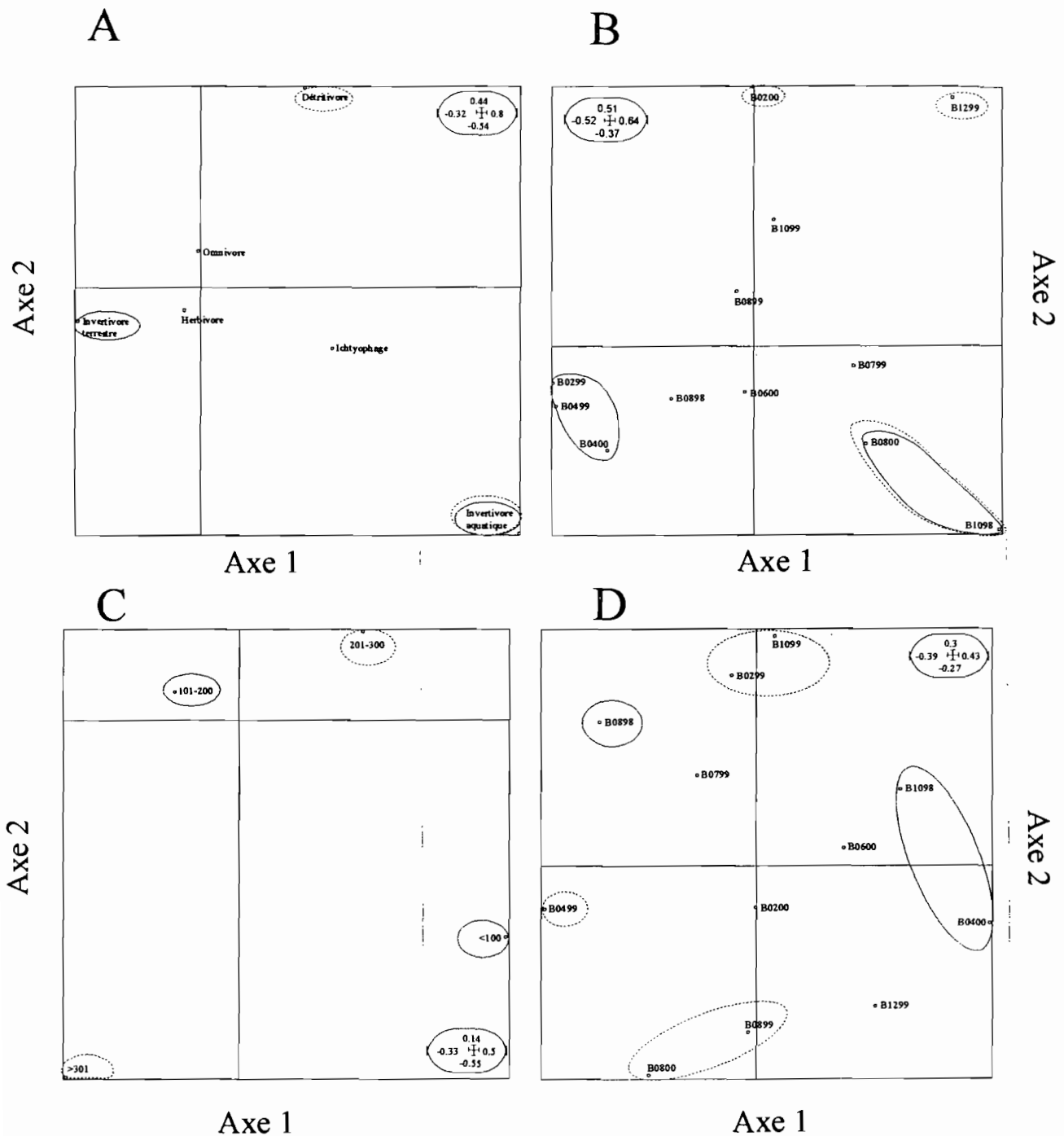


Figure 24 - Distribution résultant d'une AFC des groupes trophiques (A), de la taille maximale observée (C) et des relevés respectifs (B et D) correspondants à la période d'août 98 à août 00 dans la Station B de la rivière Comté. Les ellipses de trait continu encerclent les groupes liés à l'axe 1 et celles de trait pointillé ceux liés à l'axe 2.

certain paramètres hydrauliques tels que le débit, la hauteur d'eau et la vitesse du courant entre autres (Poff et al., 1997). Ces perturbations influencent aussi la distribution et la structuration des peuplements des organismes aquatiques tropicaux (Boujard, 1992), (Ponton et Copp, 1997), (Merigoux et Ponton, 1999). Dans la Station A de la rivière Comté, la perturbation créée par les crues et décrues est suffisamment forte pour influencer les peuplements de poissons au niveau des espèces, des familles, des classes de taille et des groupes trophiques. Pendant la période de crue (pluie) les espèces caractéristiques ont un régime alimentaire basé sur les insectes terrestres, et sont de petite taille (<100mm) tels que *Bryconops caudomaculatus*, *Bryconops melanurus* et *Bryconops affinis* de la famille Characidae ou sont omnivores de classe de taille 201-300mm tel que *Parauchenipterus galeatus* de la famille Auchenipteridae. De plus, des espèces normalement inféodées aux cours inférieurs de taille entre 20 et 30cm comme *Anchovia surinamensis* et *Pterengraulis atherinoides*, un invertivore et un ichtyophage respectivement, sont aussi caractéristiques de cette période.

La prédominance des espèces du genre *Bryconops* peut s'expliquer 1) par les relations existant entre la taille du corps et les stratégies de vie et 2) par le type de régime alimentaire et la disponibilité des aliments. En effet, les poissons de petite taille (<100mm dans ce cas) montrent des densités élevées par rapport à ceux de grande taille (Johst et Brandl, 1997). En plus, ce type de poisson se caractérise pour une croissance rapide et des réactions rapides aux conditions du milieu. C'est le cas des trois espèces de *Bryconops* qui contribuent pour 22,6% au nombre total de poissons capturés. Ces espèces consomment principalement des éléments d'origine terrestre tel que insectes, fruits, fleurs et autres (Horeau et al., 1998) fournies principalement par la végétation ripicole (Tito de Morais et al., 1995). Cette disponibilité et diversité de produits alimentaires allochtones semble aussi favoriser la présence de l'espèce omnivore *Parauchenipterus galeatus* et en conséquence de la famille des Auchenipteridae pendant la période de la pluie.

A cette période le milieu aquatique lotique est homogène, c'est-à-dire que le fractionnement du cours d'eau en compartiments du fait du relief géologique comme les sauts, caractéristiques du milieu aquatique guyanais, est réduit ou absent. Cette situation favorise le déplacement des poissons et semble expliquer la présence d'espèces normalement inféodées aux cours inférieurs comme *Anchovia surinamensis* et *Pterengraulis atherinoides* dans la station amont de la rivière Comté. D'après Planquette et al. (1996) ces espèces peuvent se déplacer vers l'intérieur des cours d'eau douce en quête de nourriture.

Durant la période de l'étiage les espèces prédominantes dans la Station A de la rivière Comté sont *Acestrorhynchus microlepis*, *Acestrorhynchus falcatus* et *Charax pauciradiatus*

caractérisés par leur régime ichthyophage et leur grande taille maximale (>301mm) ou moyenne (101-200mm). Toutefois, la famille à laquelle appartiennent ces espèces, les Characidae, n'est pas représentative de cette période car il s'agit d'une famille très hétérogène du point de vue des stratégies. Les familles prédominantes sont les Erythrinidae et les Serrasalminidae qui incluent des espèces ichthyophages de grande taille comme *Hoplias malabaricus*, *Hoplias aimara* et *Serrasalmus humeralis*, les familles des Cichlidae, Hemiodidae, Curimatidae et Doradidae représentées respectivement par *Satanoperca jurupari*, *Hemiodus unimaculatus*, *Curimata cyprinoides* et *Doras carinatus*, tous les quatre détritivores de taille moyenne (101-200mm), et la famille des Sternopygidae représentée par *Eigenmannia virescens*, une espèce de grande taille (>301mm) consommatrice d'insectes aquatiques.

D'après Welcomme (1979) et Rodriguez et Lewis Jr. (1994), la prédation est une des causes de mortalité des poissons en milieu tropical durant la période de l'étiage, elle est en outre favorisée par la concentration des poissons dans le canal principal des cours d'eau (Angermeier et Karr, 1983). Cette situation semble expliquer la prédominance de poissons ichthyophages au niveau de la composition spécifique et synthétique (Famille) dans la Station A de la rivière Comté.

La présence des familles de poissons détritivores et invertivores aquatiques peut être expliquée par le type de source alimentaire disponible du fait des caractéristiques du milieu prédominantes à la période de l'étiage. D'après Lowe-McConnell (1987) certaines espèces de poissons tropicaux se sont spécialisées dans l'obtention d'aliments à partir de la boue et des détritiques. Ces deux composantes s'accumulent facilement dans le canal principal des cours d'eau pendant la période de l'étiage à cause, entre autres, du faible courant. Ceci peut expliquer la présence des détritivores *Hemiodus unimaculatus*, *Curimata cyprinoides* et *Doras carinatus*. A cette même période, l'entrée des produits allochtones dans le milieu aquatique est réduite, vu la largeur des cours d'eau par rapport à la couverture de la végétation ripicole. Dans ces conditions la disponibilité des produits alimentaires potentiels comme les insectes aquatiques est favorisée, entre autres, par la présence des plantes aquatiques qui se développent sur les roches émergentes le long des cours d'eau (Horeau et al., 1998). Cette situation favorise la présence des espèces consommatrices d'insectes aquatiques comme *Eigenmannia virescens*.

Dans la Station B, le cycle saisonnier structure la composition des peuplements de poissons au niveau des espèces, des familles et des groupes trophiques. En saison des pluies les espèces prédominantes sont deux invertivores terrestres *Bryconops affinis* et *Auchenipterus nuchalis*, cette dernière étant responsable de la prédominance des

Auchenipteridae, et une espèce détritvore *Curimata cyprinoides*, laquelle est responsable de la prédominance des Curimatidae.

La présence des espèces consommatrices d'insectes terrestres dans la Station B, comme par exemple *Auchenipterus nuchalis*, famille des Auchenipteridae, semble être liée aux facteurs mentionnés auparavant, c'est-à-dire le type de régime alimentaire et la disponibilité des aliments. Toutefois, contrairement à ce qui est observé dans la Station A, des espèces détritviores sont prédominantes pendant la période de la pluie. Ceci peut être interprété comme un réflexe de l'abondance des détritviores caractéristiques des peuplements de poissons tropicaux (Lowe-McConnell, 1987). Cependant, d'après cet auteur, à cause du fonctionnement des écosystèmes lotiques illustré par le concept du «river continuum» (Vannote et al., 1980), il y a dans les régions de bas cours une accumulation de débris et de boue qui favorise la présence des espèces détritviores.

A la période de l'étiage dans la Station B on observe un mélange d'espèces détritviores (*Cyphocharax* sp1., *Cyphocharax spilurus*), invertivores aquatiques (*Eigenmannia virescens*), piscivores (*Hoplias malabaricus*) et omnivores (*Loricaria cataphracta*), mais le groupe des invertivores aquatiques est prédominant. Les espèces du genre *Cyphocharax* sont responsables de la prédominance des Curimatidae au niveau famille. Néanmoins, la famille des Engraulidae est également bien représentée par des espèces d'eau douce généralement inféodés aux cours inférieurs des cours d'eau (Tito de Morais et Lauzanne, 1994).

Les facteurs discutés auparavant tel que : l'accumulation des débris et de boue dans le bas cours, la concentration des poissons dans le canal principal, les conditions du milieu qui favorisent la présence des insectes aquatiques semblent influencer les peuplements de poissons de la Station B à la période de l'étiage. On y retrouve la prédominance de la famille des Engraulidae. Les espèces représentatives de cette famille telles *Lycengraulis batesii* et *Anchovia surinamensis*, sont connues pour fréquenter les cours inférieurs des cours d'eau (Tito de Morais et Lauzanne, 1994).

La différence de réponses aux changements hydrologiques saisonniers, observée entre la Station A et B, peut être expliquée, en partie, par la zonation longitudinale des peuplements de poissons caractéristique des cours d'eau guyanais (Tito de Morais et Lauzanne, 1994). Ces auteurs attribuent cette différence aux caractéristiques contrastées de la structure de l'habitat des deux secteurs dans le fleuve Sinnamary, lesquelles influencent la composition spécifique des peuplements de poissons adultes à l'échelle locale (10<sup>1</sup>m) et montrent une bonne concordance aux échelles supérieures (Tito de Morais et al., 1995). De plus, les peuplements de poissons de la Station A semblent être plus structurés au niveau spécifique et synthétique

(Famille, Groupe trophique et Taille maximale observée) par les conditions du milieu que ceux de la Station B. Ceci peut être expliqué par la grande variabilité naturelle du milieu (caractéristiques physiques de la végétation ripicole et de la berge ; géomorphologie du canal principal) observée dans la Station A par rapport à celle de la Station B (Chapitre 5). Une forte interaction entre les peuplements de poissons et le milieu comme celle exhibée par la Station A est décrite par Boujard et al. (1990) dans le cours central de la Rivière Arataye, Guyane française.

D'un autre côté, si la variabilité temporelle du milieu dans la Station B est basse, on s'attend à retrouver des peuplement de poissons stables. Ce n'est cependant pas le cas. Comme nous l'avons déjà noté, les peuplements des poissons, au niveau spécifique et synthétique, suivent les changements du milieu pendant les périodes de la pluie mais montrent une variabilité accentuée pendant la période de l'étiage. Cette variabilité peut avoir pour origine la perturbation quotidienne provoquée par l'effet de marée qui se traduit par une inversion de courant mais sans intrusion du sel (Chapitre 5). L'analyse de co-inertie entre les peuplements et le cycle des marées pour l'ensemble des échantillons de la station B est significative ( $p < 0.043$  du test de Monte Carlo; 1000 interactions) démontrant un effet de ce paramètre marée. Néanmoins, l'influence de ce phénomène sur chacune des espèces prises individuellement s'avère difficilement détectable du fait du faible nombre de répétitions dans chacune des phases de marée.

## **6.5. Conclusion**

Les résultats de cette étude indiquent que l'alternance des saisons de crue et d'étiage influence la structure de la composition spécifique des peuplements de poissons des stations A et de façon moins nette dans la station B. Ces peuplements sont stables à long terme, c'est-à-dire ils arrivent à un état d'équilibre similaire après chaque cycle saisonnier.

Ces résultats sont aussi observés quand sont considérés les compositions synthétiques « famille », « groupe trophique » et « taille maximale observée ».

Il existe donc bien un cycle saisonnier naturel des peuplements de poissons qui correspond au phénomène de crue. Il restera à savoir dans quelle mesure les paramètres de l'habitat, et lesquels, sont déterminants dans ces changements (Chapitre 7).

## **CHAPITRE 7**

### **VARIABILITE SAISONNIERE DE LA RELATION HABITAT-POISSONS : LE CAS DE LA RIVIERE COMTE**

## 7. Variabilité saisonnière de la relation habitat-poissons : le cas de la rivière Comté

### 7.1. Introduction

On a vu dans le chapitre 5 que l'habitat aquatique de la rivière Comté varie saisonnièrement bien que cette variation apparaisse faible en regard à la variation spatiale. Cette variation s'exprime dans les stations A et B par les changements des variables qualitatives liées aux caractéristiques de la berge (*pente de la berge* et *substrat de la berge*) et de la végétation ripicole (*hauteur* et *couverture de la végétation ripicole*, *débris végétaux flottants*) et des variables quantitatives associés au canal principal (*conductivité* et *pH*). Néanmoins, chaque station présente des modifications spécifiques. Ainsi, une variable qualitative associée à la végétation ripicole (*embâcle*) et trois variables quantitatives associées au canal principal (*oxygène dissous*) et à sa morphologie (*profondeur* et *largeur du canal*) différencient les changements dans la Station A, tandis qu'une variable qualitative, le *substrat du canal*, discrimine les changements temporels à la Station B.

Dans le chapitre 6, les résultats montrent que le peuplement de poissons variait saisonnièrement tant en ce qui concerne la composition spécifique que sa structure synthétique.

Dans la région néotropicale, le régime des précipitations pluviales est à l'origine de la variabilité temporelle, laquelle se traduit dans le cas des écosystèmes aquatiques lotiques par des oscillations de la hauteur d'eau (Lowe-McConnell, 1987). Ces oscillations créent un cycle d'inondation et étiage qui influe sur l'habitat (Poff et al., 1997) et auquel les peuplements de poissons se sont adaptés (Welcomme, 1979 ; Mérona et Gascuel, 1993). Dans ces conditions, la relation habitat-poisson doit donc intégrer la variation temporelle de l'habitat, comme celle observée à la rivière Comté.

Toutefois, il est connu que les oscillations saisonnières de la hauteur d'eau en milieu néotropical provoquent une interaction entre les écosystèmes aquatique et terrestre (Agostinho et Zalewski, 1995), ce dernier étant représenté par la végétation ripicole et/ou par la formation végétale présente dans le cas des plaines d'inondation. Cette interaction semble être responsable de la forte dépendance de certaines espèces de poissons des cours d'eaux des forêts tropicales humides à la végétation ripicole indiquée par Goulding (1980).

Cette relation poisson-végétation ripicole a été observé par Boujard et al. (1990) à la rivière Arataye et par Tito de Morais et Lauzanne (1994) au fleuve Sinnamary. Ces derniers suggèrent même que la végétation ripicole peut induire une zonation longitudinale des poissons qui distingue la section centrale de la section basse du fleuve Sinnamary.



De façon plus approfondie les travaux de Méricoux et al. (1998) indiquent que la couverture de la végétation ripicole sur le cours d'eau et la largeur de la berge discriminent les peuplements de poissons juvéniles des criques côtières Malmanoury et Karouabo, Guyane française. Néanmoins, aucun des ces travaux n'a été mené en distinguant période de la pluie et étiage.

Dans ce cadre, la présente étude prétend 1) vérifier l'existence d'une relation entre la variation de l'habitat et de la composition spécifique et synthétique des peuplements de poissons le long d'un cycle saisonnier et 2) identifier les variables environnementales qui structurent le peuplement de poissons dans les secteurs central et bas de la rivière Comté.

## 7.2. Méthodes

Afin de connaître le rapport entre le peuplement de poissons classé par composition spécifique et synthétique et les variables environnementales quantitatives et qualitatives une analyse de co-inertie du logiciel ADE-4 (Thioulouse et al., 1997) a été réalisée. Cette analyse se montre plus adaptée à l'analyse des relations entre la faune et le milieu car, d'une part elle enlève l'effet d'arc observé dans l'analyse de correspondance et d'autre part elle permet de relier deux tableaux qui contiennent un nombre similaire ou différent de variables environnementales, espèces ou échantillons à partir d'une analyse factorielle quelconque (Dolédec et Chessel, 1994).

Afin de réaliser l'analyse de co-inertie, les analyses suivantes ont été effectués préalablement :

- les données de la composition spécifique et synthétique du peuplement de poisson ont été soumis à une «Analyse factorielle des correspondances» (AFC) avec le même poids par ligne ( $1/n$  ; où  $n$ =nombre de lignes) ;
- les variables quantitatives à une «Analyse en composantes principales» (ACP) centrée réduite. La moyenne de chaque colonne est soustraite de chaque valeur (centrage) et la différence est divisée par l'écart type de la colonne (réduction). Ce procédé permet de rendre comparables les variables hétérogènes par leur nature et leur grandeur (Simier, 1998) ;
- les variables qualitatives à une «Analyse Factorielle des Correspondances Multiples» (ACM).

Ensuite, un couplage entre les tableaux AFCxACP et AFCxACM a été réalisé par l'intermédiaire d'une analyse de co-inertie. La signification statistique du couplage entre tableaux a été vérifiée par un test de Monte Carlo (1 000 itérations).

Afin de vérifier l'existence des différences significatives entre les moyennes des données quantitatives et qualitatives des stations, groupées selon les résultats des analyses de co-inertie, des analyses de Kruskal-Wallis avec le logiciel SYSTAT® (Version 9) ont été conduites.

### 7.3. Résultats

#### 7.3.1. Station A

##### 7.3.1.1. Variables quantitatives

#### Composition spécifique des peuplements de poissons

L'Analyse de Co-inertie entre la composition spécifique des peuplements de poissons et les variables quantitatives de l'habitat montre que la variable *conductivité* a une contribution absolue de 66,22% à l'inertie de l'axe 1 (Tableau XIX, Figure 25C) et discrimine les prélèvements (Figure 25A) et espèces (Figure 25B) en deux groupes. Le premier groupe est formé par les échantillons d'août et octobre (1998 et 1999) et décembre 1999 (conductivité moyenne=30,75 $\mu$ S), le deuxième par les prélèvements de février (1999 et 2000), avril et juin 2000 (conductivité moyenne=17,38 $\mu$ S) (Figure 25A). Les espèces associées au premier groupe sont : *Serrasalmus humeralis*, *Cyphocharax* sp., *Pimelodus blochii*, *Satanoperca jurupari*, *Hoplias malabaricus* et *Loricaria cataphracta* et celles associées au deuxième groupe sont : *Pseudochenipterus nodosus*, *Parauchenipterus galeatus*, *Ageneiosus dentatus* et *Bryconops affinis* (Figure 25B). La variable *largeur du canal* a une contribution absolue de 65,50% à l'inertie de l'axe 2 (Tableau XIX, Figure 25C) et discrimine les prélèvements (Figure 25A) et espèces (Figure 25B) en trois groupes. Le premier formé par le prélèvement d'avril 1999 (largeur du canal=38,72m), le deuxième par le prélèvement de juillet 1999 (largeur du canal=31,41m) et le troisième par le prélèvement d'août 2000 (largeur du canal=34,39m). Les espèces associées sont : *Hoplias malabaricus*, *Hemiodopsis quadrimaculatus*, *Plagioscion squamosissimus* pour le premier groupe; *Ageneiosus brevifilis* pour le deuxième et *Astyanax polylepis* et *Ancistrus hoplogenyis* pour le troisième groupe (Figure 25B).

Tableau XIX - Statistiques de l'Analyse de Co-inertie entre la composition spécifique (Espèce) et synthétique (Famille, Groupe trophique et Taille maximale observée) et les variables quantitatives de la Station A à la Rivière Comté. Les valeurs en gras indiquent les principales contributions des variables à chaque axe.

	Espèce		Famille		Groupe trophique		Taille maximal observée	
	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2
Contribution absolue (%) des variables environnementales:								
Oxygène dissous	0,54	0,52	0,52	0,05	0,19	<b>46,68</b>	16,18	15,01
Conductivité	<b>66,22</b>	33,7	<b>66,22</b>	33,7	<b>95,16</b>	0,07	<b>60,26</b>	0,81
pH	0,03	0,09	0,03	0,09	4,01	6,88	23,05	<b>31,20</b>
Largeur du canal	33,17	<b>65,5</b>	33,17	<b>65,5</b>	0,62	<b>39,79</b>	0,05	<b>33,67</b>
Profondeur moyenne au centre du canal	0,00	0,16	0,00	0,16	0,00	6,56	<b>43,00</b>	19,27
Statistiques des deux premières axes :								
Eigenvalue	5,49	1,16	4,96	1,18	0,16	0,04	0,03	0,004
Fraction expliquée de la co-inertie	0,81	0,17	0,8	0,19	0,7	0,19	0,82	0,14
Corrélation entre les variables environnementales et le peuplement de poissons:								
	0,86	0,74	0,86	0,75	0,85	0,63	0,65	0,54
Valeur de Monte Carlo (1 000 interactions)	p<0,024		p<0,005		p=0,078		p=0,496	

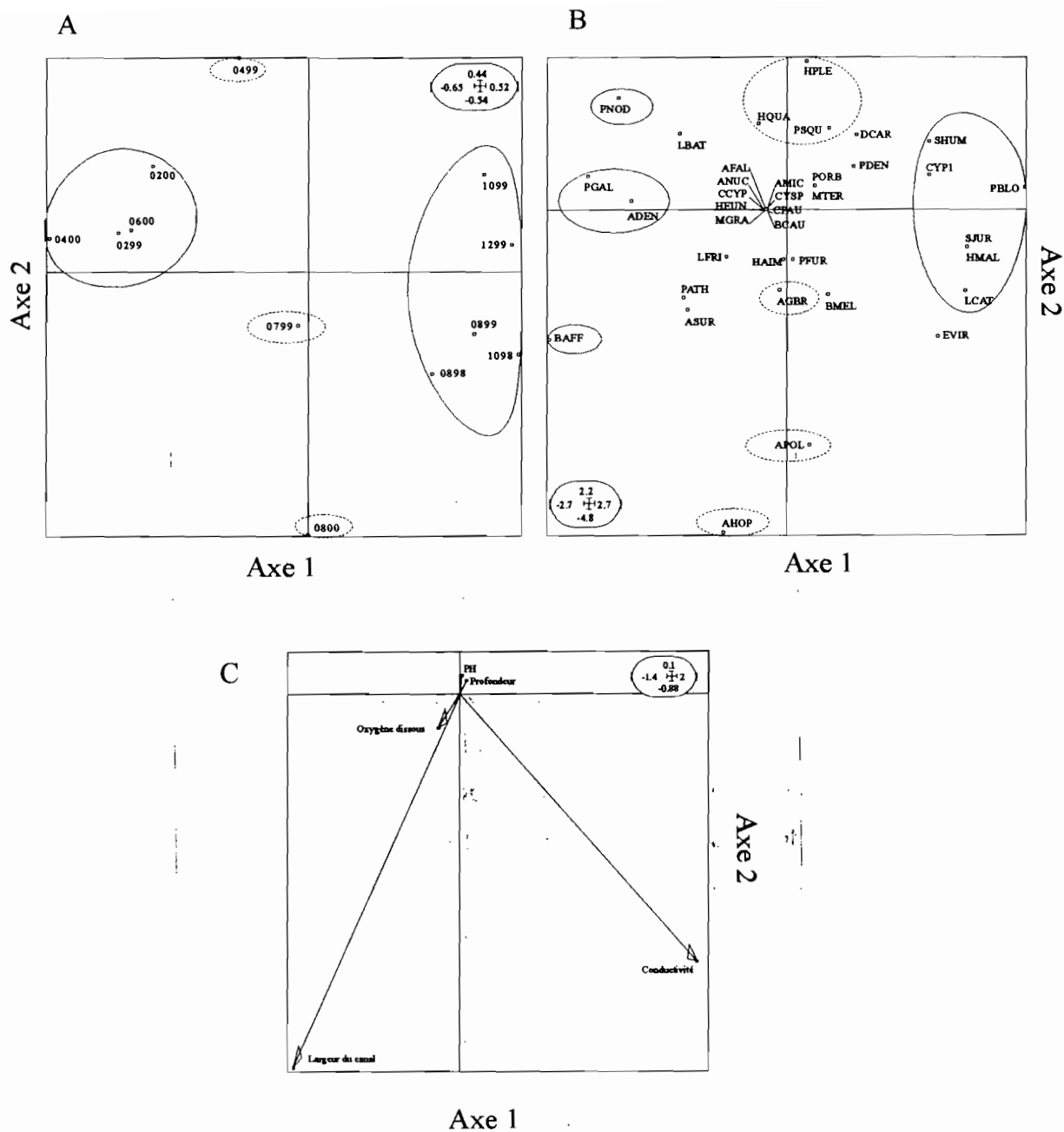


Figure 25 - Distribution de la composition spécifique du peuplement de poissons et des variables quantitatives dans la Station A de la Rivière Comté résultant d'une Analyse de co-inertie. Carte A - Projection des 12 prélèvements bimestriels effectués entre août 1998 et août 2000. Carte B - Projection des espèces échantillonnées. Carte C - Variables quantitatives du milieu. Les ellipses distinguent la date de prélèvement et le code d'espèce corrélés à l'axe 1 (ligne continue) de ceux corrélés à l'axe 2 (ligne pointillée). L'encart indique l'échelle des axes. Voir le Tableau XVII pour la correspondance du code au nom des espèces.

Une fraction significative de la co-inertie entre la composition spécifique des peuplements de poissons et les variables quantitatives est exprimée par l'axe 1 (81,0%) et l'axe 2 (17,0%). Ces deux composantes sont corrélées significativement sur le premier et deuxième axe ( $r=0,86$  et  $r=0,74$ , respectivement;  $p<0,024$  dans le deux cas) (Tableau XIX).

### Composition synthétique du peuplement de poissons

#### Famille

L'analyse de co-inertie entre la composition synthétique Famille et les variables quantitatives met en évidence la participation de la variable *conductivité* (contribution absolue à l'inertie totale=66,22%) (Tableau XIX, Figure 26C) dans la formation de deux groupes de prélèvements (Figure 26A) et de familles (Figure 26B) sur l'axe 1. Le premier groupe est formé par les prélèvements réalisés en février et juin 2000 (conductivité moyenne=17,65 $\mu$ S) où la famille Characidae est prédominante. Le deuxième groupe est formé par les prélèvements d'octobre (1998 et 1999) (conductivité moyenne=31,40 $\mu$ S) où les familles associées sont : Sternopygidae, Erythrinidae, Serrasalminidae et Cichlidae, et de décembre (1999) où la famille Pimelodidae est prédominante.

La variable *largeur du canal* (contribution absolue à l'inertie totale=65,5%) (Tableau XIX, Figure 26C) discrimine les prélèvements (Figure 26A) et familles (Figure 26B) sur l'axe 2. Un groupe est formé par les prélèvements de juillet (1999) et août (1998, 1999, 2000) (largeur moyenne du canal=32,67m). La famille associée est celle des Curimatidae. Le deuxième groupe est composé par les prélèvements de février et avril (1999) et avril (2000) (largeur moyenne du canal=37,30m) où les familles prédominantes sont Doradidae et Auchenipteridae.

Deux axes expliquent une fraction significative de la co-inertie (80,0% et 19,0%, respectivement) entre la composition spécifique Famille et les variables quantitatives. La corrélation entre les deux est significative sur les axes 1 et 2 ( $r=0,86$  et  $r=0,75$ , respectivement ;  $p<0,005$  dans le deux cas) (Tableau XIX).

#### Groupe trophique et Taille maximale observée

Ces deux compositions synthétiques ne montrent pas une co-structure significative avec les variables quantitatives du milieu ( $p=0,078$  et  $p=0,496$ , respectivement) (Tableau XIX).

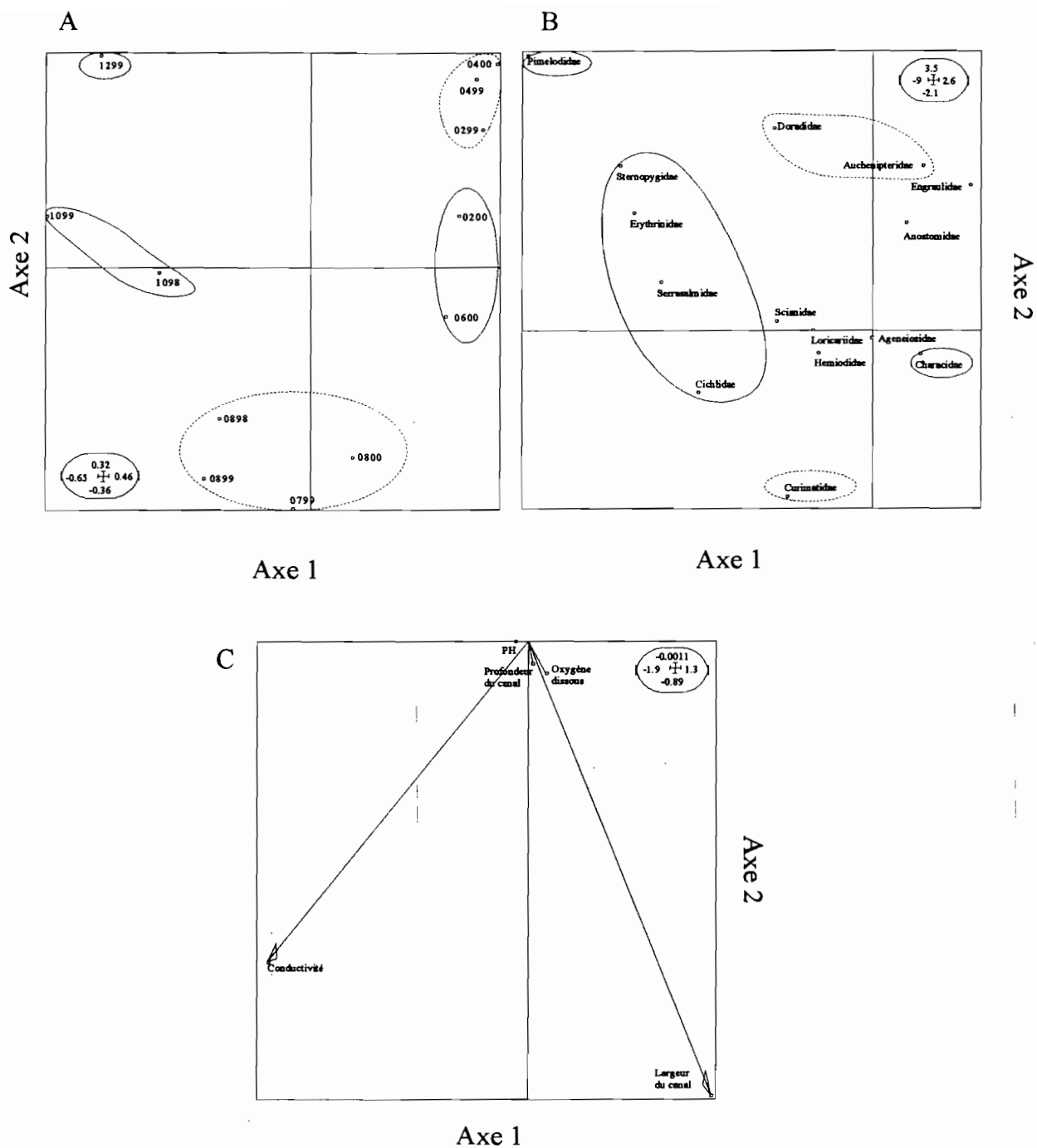


Figure 26 - Distribution de la composition synthétique Famille et des variables quantitatives dans la Station A de la Rivière Comté résultantes d'une Analyse de co-inertie. Carte A - Projection des 12 prélèvements bimestriels effectués entre août 1998 et août 2000. Carte B - Projection des familles échantillonnées. Carte C - Variables quantitatives du milieu. Les ellipses distinguent la date de prélèvement et les familles corrélées à l'axe 1 (ligne continue) de ceux corrélées à l'axe 2 (ligne pointillée). L'encarte indique l'échelle des axes.

### 7.3.1.2. Variables qualitatives

#### Station A

#### Composition spécifique

L'analyse de Co-inertie entre la composition spécifique du peuplement de poissons et les variables qualitatives montre que sur l'axe 1 les variables *penne de la berge*, *couverture de la végétation ripicole* et *substrat de la berge* (Figure 27C) différencient, en deux groupes, l'habitat et les espèces de poissons qui y sont présentes (Figure 27A et 27B). La catégorie «inondée» présente dans les trois variables (contribution absolue=15.62% pour chacune) (Figure 27C, Tableau XX) caractérise l'habitat dans le premier groupe formé par les prélèvements effectués en février, avril (1999 et 2000) et juin (2000) (Figure 27A). Les espèces associées sont : *Parauchenipterus galeatus*, *Bryconops caudomaculatus* et *Bryconops affinis* (Figure 27B).

Le deuxième groupe est formé par les prélèvements effectués en juillet (1999), août (1998, 1999), octobre (1998, 1999) et décembre (1999) où l'espèce prédominante est *Charax pauciradiatus* (Figure 27B). Dans ce groupe les catégories «abrupte» (variable *penne de la berge*), «basse» (variable *couverture de la végétation ripicole*) et «argile» (variable *substrat de la berge*) sont prédominantes (contribution absolue=7.63%, 9.13% et 8.52%, respectivement) (Figure 27C).

Sur l'axe 2 les catégories «marche flat» (variable *penne de la berge*), «moyenne» (variable *couverture de la végétation ripicole*) et «sable» (variable *substrat de la berge*) (contribution absolue=24.24% pour chaque catégorie) (Figure 27C, Tableau XX) discriminent le prélèvement d'août 2000, où les espèces prédominantes sont *Astyanax polylepis*, *Ageneiosus brevifilis* et *Charax pauciradiatus*, des prélèvements de juillet et août 1999 où est prédominante l'espèce *Curimata cyprinoides* (Figure 27A et 27B).

Les deux axes expliquent 65,0% et 15,0%, respectivement de la co-inertie entre la composition spécifique du peuplement de poissons de la Station A et les variables qualitatives du milieu. Ces groupes montrent une corrélation significative dans les deux axes ( $r=0,99$  et  $r=0,88$ , respectivement ;  $p<0,001$  dans les deux cas) (Tableau XX).

#### Composition synthétique

#### Famille

Tableau XX - Statistiques de l'Analyse de Co-inertie entre la composition spécifique (Espèce) et synthétique (Famille, Groupe trophique et Taille maximale observée) et les variables qualitatives de la Station A à la Rivière Comté. Les valeurs en gras indiquent les principales contributions des variables à chaque axe.

		Espèce		Famille		Groupe trophique		Taille maximale observée	
		Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2
Contribution absolue (%)									
des variables environnementales:									
Pente de la berge	Abrupte	<b>7,63</b>	2,85	8,93	0,67	6,23	6,81	0,46	4,48
	Marche flat	2,05	<b>24,24</b>	0,00	<b>20,09</b>	4,49	<b>20,46</b>	<b>15,63</b>	5,57
	Inonde	<b>15,62</b>	0,00	<b>14,02</b>	1,1	<b>15,18</b>	0,5	7,14	6,27
	Abrupte/Douce	1,5	0,95	3,19	<b>15,75</b>	1,02	0,07	0,25	<b>10,38</b>
Hauteur de la végétation ripicole	Basse	0,54	1,44	0,82	0,82	0,61	1,66	0,85	2,50
	Haute	0,01	1,4	0,00	0,11	0,02	2,18	0,23	0,57
	Basse/Haute	4,47	0,08	4,25	2,1	2,57	0,02	1,41	4,74
Couverture de la végétation ripicole	Faible	<b>9,13</b>	3,76	<b>11,95</b>	0,75	<b>7,24</b>	<b>6,23</b>	0,68	<b>10,55</b>
	Moyenne	2,05	<b>24,24</b>	0,00	<b>20,09</b>	4,49	<b>20,46</b>	<b>15,63</b>	5,57
	Inondée	<b>15,62</b>	0,00	<b>14,02</b>	1,1	<b>15,18</b>	0,5	7,14	6,27
Substrat de la berge	Sable	2,05	<b>24,24</b>	0,00	<b>20,09</b>	4,49	<b>20,46</b>	<b>15,63</b>	5,57
	Argile	<b>8,52</b>	2,05	<b>12,61</b>	3,27	<b>7,24</b>	2,28	1,96	<b>20,05</b>
	Inondée	<b>15,62</b>	0,00	<b>14,02</b>	1,1	<b>15,18</b>	0,5	7,14	6,27
	Argile/Terre	0,76	2,39	0,27	3,65	0,32	<b>7,48</b>	1,23	4,21
Débris végétaux flottants	Nul	2,71	0,91	2,16	0,49	3,15	1,72	8,92	0,76
	Faible	0,11	0,07	0,04	0,1	0,16	0,16	0,40	0,84
	Moyen	<b>2,25</b>	0,99	1,45	0,01	<b>2,87</b>	2,00	0,47	0,99
Embâcle	Nul	4,59	0,00	3,76	4,91	7,02	0,44	9,23	0,00
	Faible	2,65	2,81	3,92	0,13	1,9	2,08	0,11	1,17
	Moyen	2,02	7,5	4,47	3,57	0,52	3,89	5,37	3,14
Statistiques des deux premières axes :									
Eigenvalue		0,23	0,05	0,09	0,01	0,11	0,01	0,02	0,003
Fraction expliquée de la co-inertie		0,65	0,15	0,72	0,13	0,82	0,13	0,78	0,14
Corrélation entre les variables qualitatives environnementales et les peuplement de poissons		0,99	0,88	0,97	0,82	0,96	0,77	0,85	0,71
Valeur de Monte Carlo (1 000 interactions)		p<0,001		p<0,001		p<0,003		p=0,054	



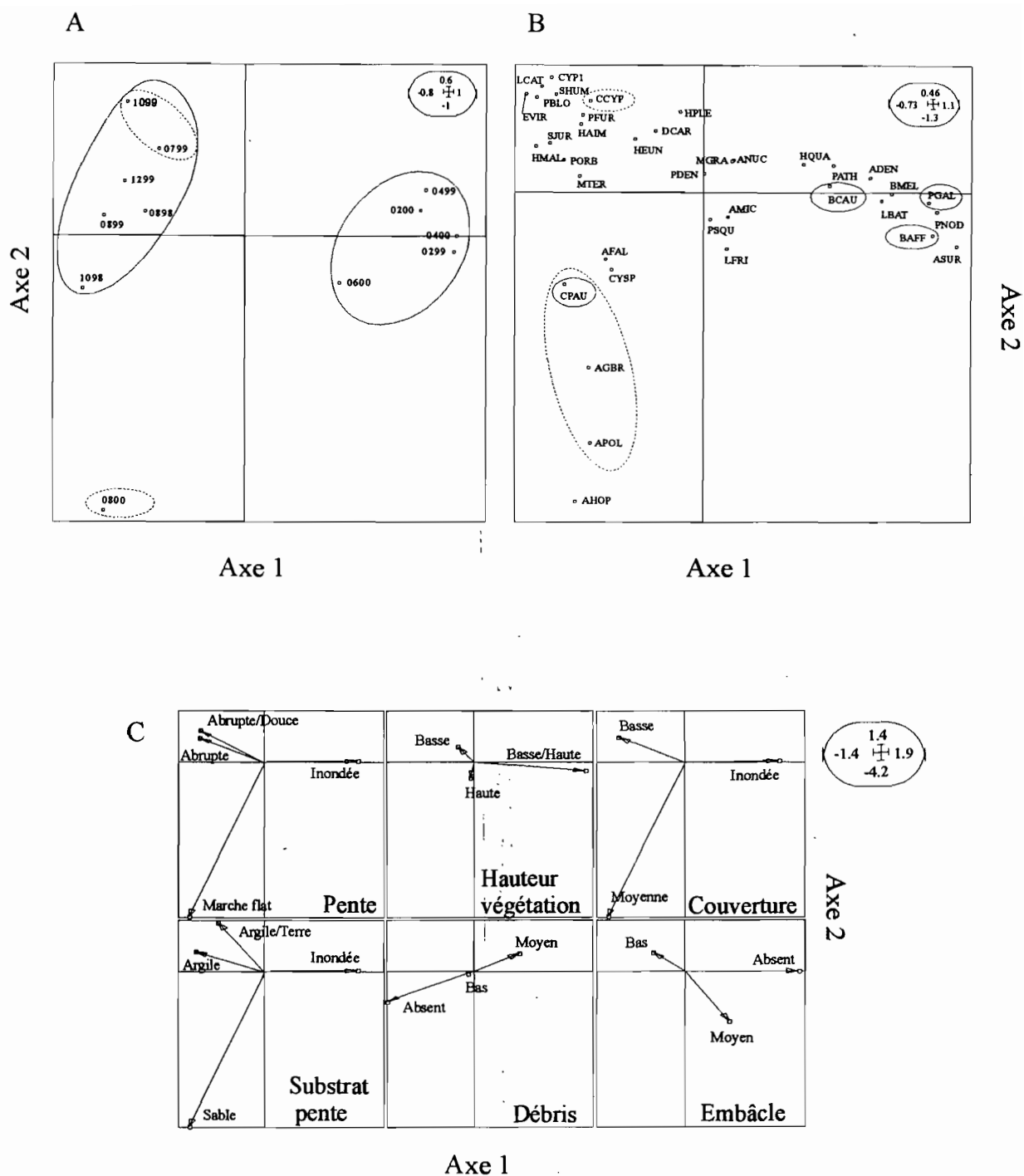


Figure 27 - Distribution de la composition spécifique et des variables qualitatives dans la Station A de la Rivière Comté résultantes d'une Analyse de co-inertie. Carte A - Projection des 12 prélèvements bimestriels effectués entre août 1998 et août 2000. Carte B - Projection des espèces échantillonnées. Carte C - Variables qualitatives du milieu. Les ellipses distinguent la date de prélèvement et le code d'espèce corrélées à l'axe 1 (ligne continue) de ceux corrélées à l'axe 2 (ligne pointillée). L'encart indique l'échelle des axes. Consulter le Tableau XVII pour le code des espèces.

Sur l'axe 1, les variables *pente de la berge*, *couverture de la végétation ripicole* et *substrat de la berge* (Figure 28C) séparent en deux groupes les échantillons (Figure 28A) et les familles présentes (Figure 28B). La catégorie «inondée» présente dans les trois variables mentionnées ci-dessus (contribution absolue=14.02% pour chaque variable) (Tableau XX) caractérise l'habitat du premier groupe formé par les prélèvements faits en février et avril (1999 et 2000) et juin (2000) où les familles des Auchenipteridae et des Characidae sont prédominantes.

La catégorie «basse» (*couverture de la végétation ripicole*) (contribution absolue=11.95%) et «argile» (*substrat de la berge*) (contribution absolue=12.61%) caractérisent l'habitat du deuxième groupe formé par les prélèvements effectués pendant les basses eaux (juillet 1999, août et octobre (1998 et 1999), décembre (1999)) (Figure 28C, Tableau XX) où les familles présentes sont : les Curimatidae, Serrasalmididae et Cichlidae (Figure 28B). Sur l'axe 2 les catégories «marche flat» (*pente de la berge*), «moyenne» (*couverture de la végétation ripicole*) et «sable» (*substrat de la berge*) (contribution absolue=20.09% pour chaque) (Tableau XX, Figure 28C) caractérisent l'habitat de la Station A prélevée en août 2000 (Figure 28A) où la famille des Ageneiosidae est prédominante (Figure 28B). Le deuxième groupe est formé par le prélèvement réalisé en décembre 1999 où la catégorie «abrupte/douce» de la variable *pente de la berge* est prédominante (contribution absolue=15.75%) (Figure 28A). La famille des Doradidae est associée à ce type d'habitat (Figure 28B).

Les deux premiers axes expliquent une fraction significative de la co-inertie entre la composition synthétique du peuplement de poissons (Famille) et les variables qualitatives du milieu (72,0% et 13,0%, respectivement). La corrélation entre les deux groupes est significative sur les premier et deuxième axes ( $r=0,97$  et  $r=0,82$ , respectivement;  $p<0,001$  pour le deux cas) (Tableau XX).

### Groupe trophique

Sur l'axe 1 les variables *pente de la berge*, *couverture de la végétation ripicole* et *substrat de la berge* discriminent en deux groupes la composition synthétique Groupe trophique (Figure 29A et 29B). La catégorie «inondée» des trois variables mentionnées (contribution absolue=15.18% dans chaque variable) (Figure 29C) caractérise l'habitat du premier groupe formé par les prélèvements effectués pendant les périodes des hautes eaux

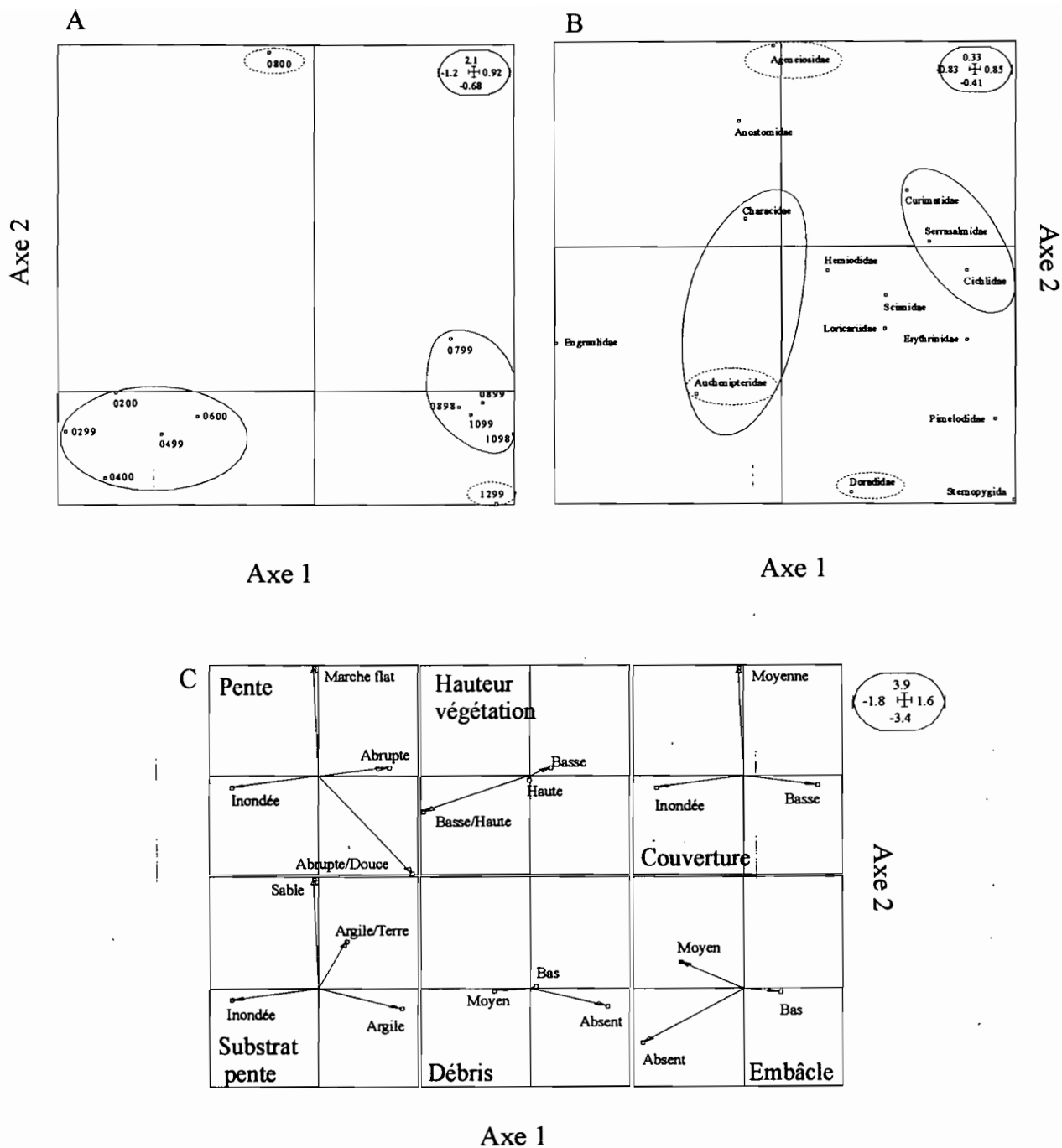


Figure 28 - Distribution de la composition synthétique Famille et des variables qualitatives dans la Station A de la Rivière Comté résultantes d'une Analyse de co-inertie. Carte A - Projection des 12 prélèvements bimestriels effectués entre août 1998 et août 2000. Carte B - Projection des familles échantillonnées. Carte C - Variables qualitatives du milieu. Les ellipses distinguent la date de prélèvement et les familles corrélées à l'axe 1 (ligne continue) de ceux corrélés à l'axe 2 (ligne pointillée). L'encart indique l'échelle des axes.

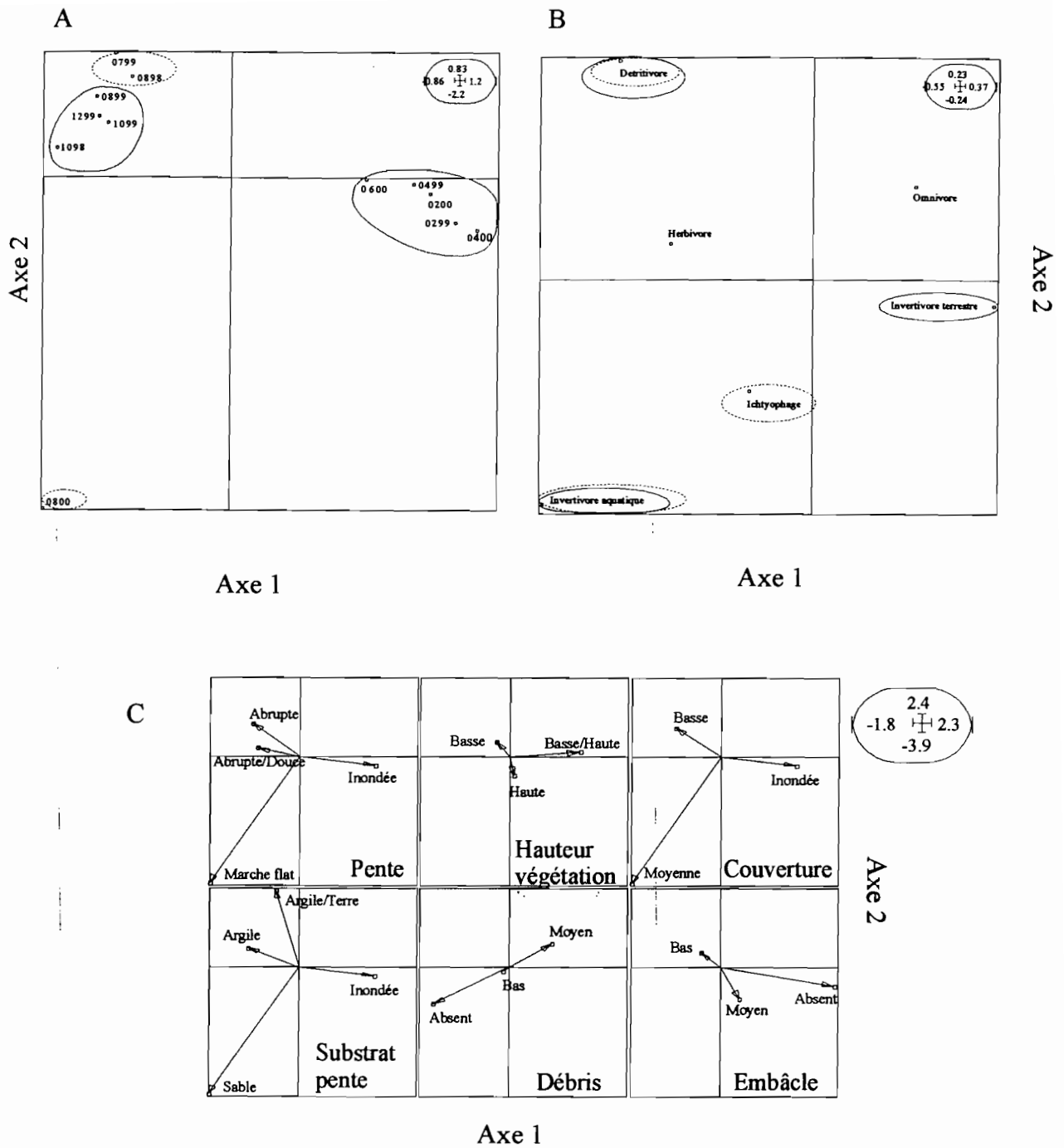


Figure 29 - Distribution de la composition synthétique Groupe trophique et des variables qualitatives dans la Station A de la Rivière Comté résultantes d'une Analyse de co-inertie. Carte A - Projection des 12 prélèvements bimestriels effectués entre août 1998 et août 2000. Carte B - Projection des groupes trophiques échantillonnées. Carte C - Variables qualitatives du milieu. Les ellipses distinguent la date de prélèvement et les groupes trophiques corrélés à l'axe 1 (ligne continue) de ceux corrélés à l'axe 2 (ligne pointillée). L'encart indique l'échelle des axes.

(février, avril et juin) (Figure 29A) où le groupe invertivore terrestre est prédominant. Dans le deuxième groupe formé par les échantillons effectués pendant la période des basses eaux (juillet, août, octobre et décembre) les catégories prédominantes sont: «basse» (*couverture de la végétation ripicole*) et «argile» (*substrat de la berge*) (contribution absolue=7.24% dans les deux cas). Les groupes associés à cet habitat sont les détritivores (Figure 29B). Sur l'axe 2, les catégories «marche flat» (*pente de la berge*), «moyenne» (*couverture de la végétation ripicole*) et «sable» (*substrat de la berge*) (contribution absolue=20.46% pour chaque catégorie) caractérise l'habitat échantillonné en août 2000 où les groupes ichtyophage et invertivore aquatique sont prédominants (Figure 29B). Le deuxième groupe constitué par le prélèvement fait en juillet 1999 et août 1998 montre un habitat caractérisé par les catégories : «faible» (*couverture de la végétation ripicole*) (contribution absolue=6.23%) et «argile/terre» (*substrat de la berge*) (contribution absolue=7.48%) (Figure 29C). Le groupe associé à ce type d'habitat est celui des détritivores (Figure 29B).

L'analyse de co-inertie entre la variable synthétique Groupe trophique et les variables qualitatives environnementales montre que les deux premiers axes expliquent 82,0% et 13,0% de la co-inertie. La corrélation entre les deux tableaux s'avère significative sur les deux axes ( $r=0,96$  et  $r=0,77$ , respectivement ;  $p<0,003$  pour les deux cas) (Tableau XX).

### Taille maximale observée

Cette composition synthétique ne montre pas une co-structure significative avec les variables qualitatives du milieu ( $p=0,054$ ) (Tableau XX).

## **7.3.2. Station B**

### **7.3.2.1. Variables quantitatives**

#### Composition spécifique du peuplement de poissons

L'analyse de co-inertie montre que sur l'axe 1 la variable *conductivité* (contribution absolue=80.01%) (Figure 30D, Tableau XXI) sépare les prélèvements (Figure 30A) et les espèces (Figure 30C) en trois groupes. Le premier groupe (conductivité moyenne=16.43 $\mu$ S) est formé par les prélèvements effectués en février (1999) et avril (1999 et 2000). Les espèces associées à ce groupe sont : *Pseudochenipterus nodosus*, *Bryconops affinis* et *Auchenipterus nuchalis* (Figure 30C). Le deuxième groupe est formé par les prélèvements effectués en juillet (1999), août (1998 et 1999) et octobre (1999) (conductivité moyenne=26.75 $\mu$ S) où l'espèce

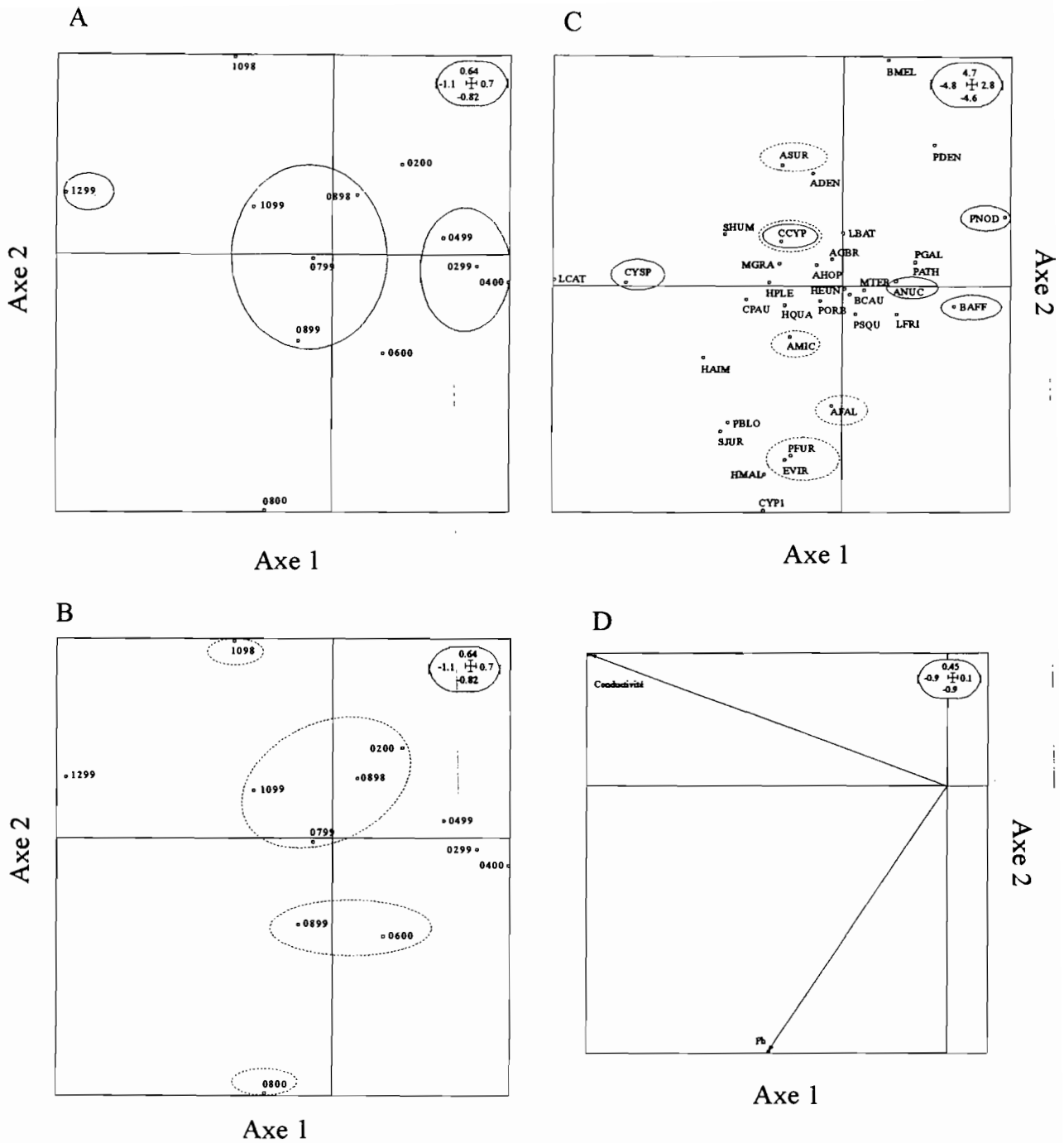


Figure 30 - Distribution de la composition spécifique et des variables quantitatives dans la Station B de la Rivière Comté résultantes d'une Analyse de co-inertie. Carte A - Projection des 12 prélèvements bimestriels effectués entre août 1998 et août 2000. Carte B - Projection des espèces échantillonnées. Carte C - Variables quantitatives du milieu. Les ellipses distinguent la date de prélèvement et le code d'espèce corrélées à l'axe 1 (ligne continue) de ceux corrélées à l'axe 2 (ligne pointillée). L'encart indique l'échelle des axes. Consulter le Tableau XVII pour le code des espèces.

Tableau XXI - Statistiques de l'Analyse de Co-inertie entre la composition spécifique (Espèce) et synthétique (Famille, Groupe trophique et Taille maximale observée) et les variables quantitatives de la Station B à la Rivière Comté. Les valeurs en gras indiquent les principales contributions des variables à chaque axe.

	Espèces		Famille		Groupe trophique		Taille maximale observée	
	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2
Contribution absolue (%) des variables environnementales:								
Conductivité	<b>80,01</b>	19,98	<b>89,9</b>	13,09	<b>88,8</b>	11,19	<b>57,82</b>	<b>42,17</b>
pH	19,98	<b>80,01</b>	13,09	<b>89,9</b>	11,19	<b>88,8</b>	<b>42,17</b>	<b>57,82</b>
Statistiques des deux premières axes :								
Eigenvalue	0,24	0,06	0,13	0,04	0,1	0,01	0,01	0,001
Fraction expliquée de la co-inertie	0,80	0,20	0,78	0,22	0,88	0,12	0,91	0,08
Corrélation entre les variables qualitatives et les peuplement de poissons	0,94	0,84	0,88	0,74	0,79	0,79	0,67	0,24
Valeur de Monte Carlo (1 000 interactions)	p<0,001		p<0,005		p<0,01		p=0,550	

*Curimata cyprinoides* est prédominante (Figure 30C). Le prélèvement effectué en décembre 1999 (conductivité=23.43 $\mu$ S) forme le troisième groupe. L'espèce *Cyphocharax spilurus* y est prédominante.

Sur l'axe 2 la variable *pH* (contribution absolue=80.01%) (Figure 30D, Tableau XXI) discrimine temporellement quatre groupes (Figure 30B et 30C). Le premier groupe est formé par le prélèvement effectué en octobre 1998 (*pH*=4,79). L'espèce qui y est associée est *Anchovia surinamensis*. Le deuxième groupe est formé par les prélèvements effectués en février (2000), juillet (1999), août (1998) et décembre (1999) (*pH* moyen=5,53) où l'espèce *Curimata cyprinoides* est prédominante (Figure 30C). Le troisième groupe est formé par les prélèvements de juin (2000) et août (1999) (*pH* moyen=6,23). L'espèce *Acestrorhynchus microlepis* y est prédominante. Le quatrième groupe est formé par le prélèvement d'août 2000 (*pH*=4,95) où les espèces *Acestrorhynchus falcatus*, *Pachypops furcraeus* et *Eigenmannia virescens* sont prédominantes (Figure 30C).

Les axes 1 et 2 de l'analyse de co-inertie entre la composition spécifique du peuplement de poissons et les variables quantitatives de la Station B expliquent 80,0% et 20,0%, respectivement de l'inertie totale. La corrélation entre les deux groupes est significative sur les axes 1 et 2 (*r*=0,94 et *r*=0,84, respectivement ; *p*<0,001 pour les deux cas) (Tableau XXI).

### Composition synthétique

#### Famille

La variable *conductivité* (contribution absolue=89.90%) (Figure 31D) discrimine sur l'axe 1, les prélèvements (Figure 31A) et les familles (Figure 31C) en deux groupes. Le premier groupe est formé par les échantillons réalisés en février et avril (1999), avril et juin (2000) et août (1998) (conductivité moyenne=18.18 $\mu$ S). La famille associée est celle des Auchenipteridae (Figure 31C). Le deuxième groupe est formé par le prélèvement de décembre 1999 (conductivité=23.43 $\mu$ S) où la famille des Curimatidae est prédominante (Figure 31C).

Sur l'axe 2 la variable *pH* (contribution absolue=89,90%) discrimine les échantillons en quatre groupes. Le premier est constitué par le prélèvement fait en octobre 1998 (*pH*=4,79) où la famille des Engraulidae est prédominante (Figure 31C). Le deuxième groupe est constitué par les échantillons de juillet et octobre 2000 (*pH*=6.23) où la famille des Characidae est prédominante (Figure 31C).

Les deux premiers axes expliquent respectivement 78,0% et 22,0% de la co-inertie entre la composition synthétique (Famille) du peuplement de poissons et les variables



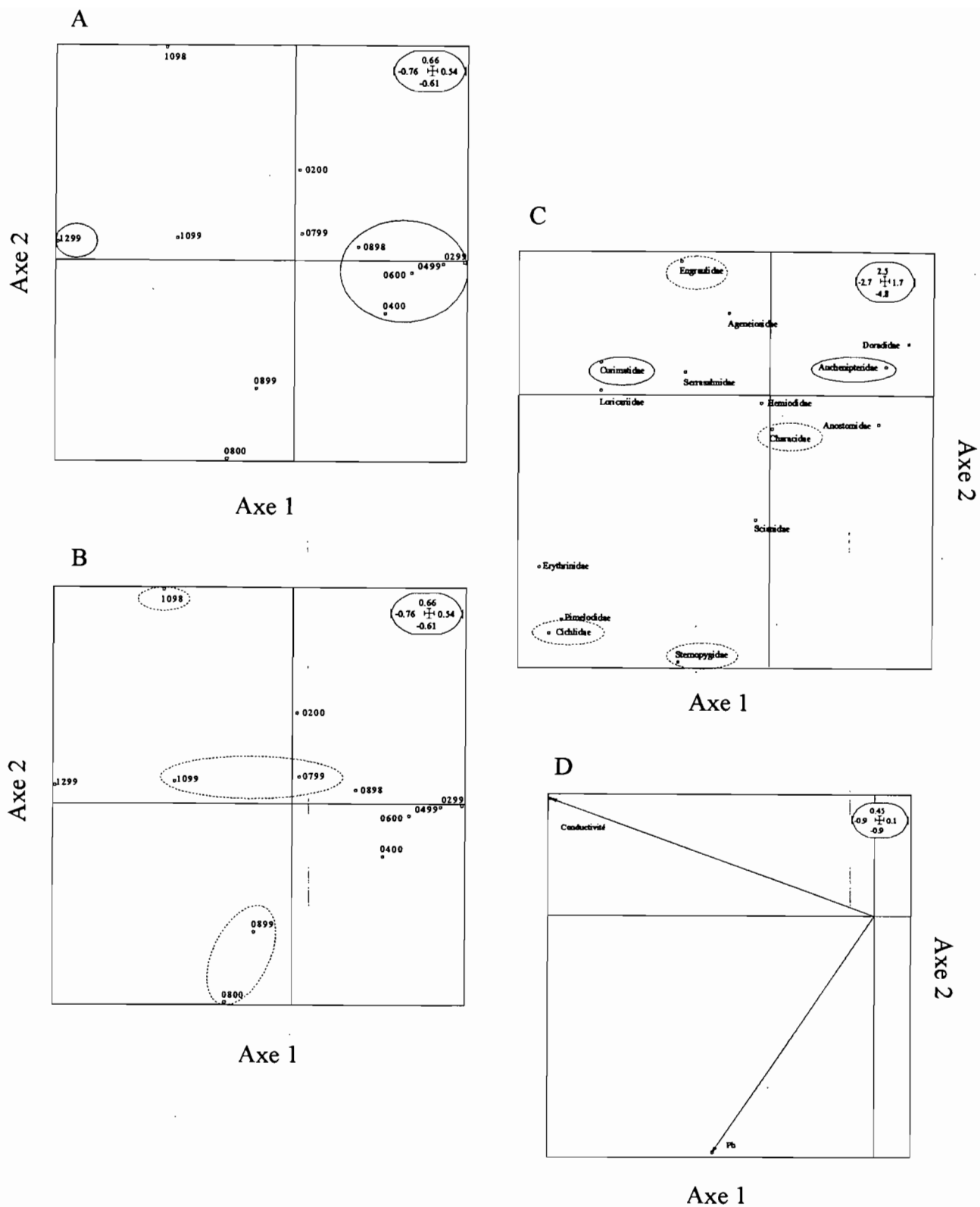


Figure 31 - Distribution de la composition synthétique Famille et des variables quantitatives dans la Station B de la Rivière Comté résultantes d'une Analyse de co-inertie. Carte A - Projection des 12 prélèvements bimestriels effectués entre août 1998 et août 2000. Carte B - Projection des familles échantillonnées. Carte C - Variables quantitatives du milieu. Les ellipses distinguent la date de prélèvement et les familles corrélées à l'axe 1 (ligne continue) de ceux corrélées à l'axe 2 (ligne pointillée). L'encart indique l'échelle des axes.

quantitatives environnementales. La corrélation entre les deux groupes est significative  $r=0,88$  et  $r=0,74$  ( $p<0,005$ ) respectivement sur les axes 1 et 2 (Tableau XXI).

### Groupe trophique

Sur l'axe 1, la variable *conductivité* (contribution absolue=88,80%) discrimine les prélèvements (Figure 32A) et les groupes trophiques (Figure 32C). Le premier groupe est formé par les prélèvements faits en février et avril (1999) et avril (2000) (conductivité moyenne=16.43 $\mu$ S) où le groupe invertivores terrestres est prédominant (Figure 32C). Le deuxième groupe est constitué par le prélèvement effectué en décembre 1999 (conductivité=23.43 $\mu$ S) où les détritivores sont prédominants (Figure 32A).

Sur l'axe 2, la variable *pH* (contribution absolue=88,80%) discrimine les prélèvements et groupes trophiques en deux groupes. Le premier formé par le prélèvement d'août 1998 (pH=4,79) où les invertivores aquatiques sont prédominants (Figure 32C). Le deuxième groupe est formé par les prélèvements de juin et août 2000 (pH moyen=5,70) où le groupe trophique ichtyophage est prédominant (Figure 32C).

Les axes 1 et 2 expliquent 88,0% et 12,0% de la co-inertie entre la composition synthétique de Groupes trophiques et les variables quantitatives environnementales. La corrélation entre les deux est de  $r=0,79$  et  $p<0,01$  sur les axes 1 et 2 (Tableau XXI).

### Taille maximale observée

Cette variable synthétique ne montre pas une co-structure avec les variables quantitatives du milieu ( $p=0,550$ ) (Tableau XXI).

#### **7.3.2.2. Variables qualitatives**

### Composition spécifique et synthétique (Famille)

La composition spécifique ne montre pas une co-structure significative avec les variables qualitatives du milieu ( $p=0,153$ ) (Tableau XXII). Une situation similaire est observée pour la composition synthétique Famille ( $p=0,081$ ) (Tableau XXII).

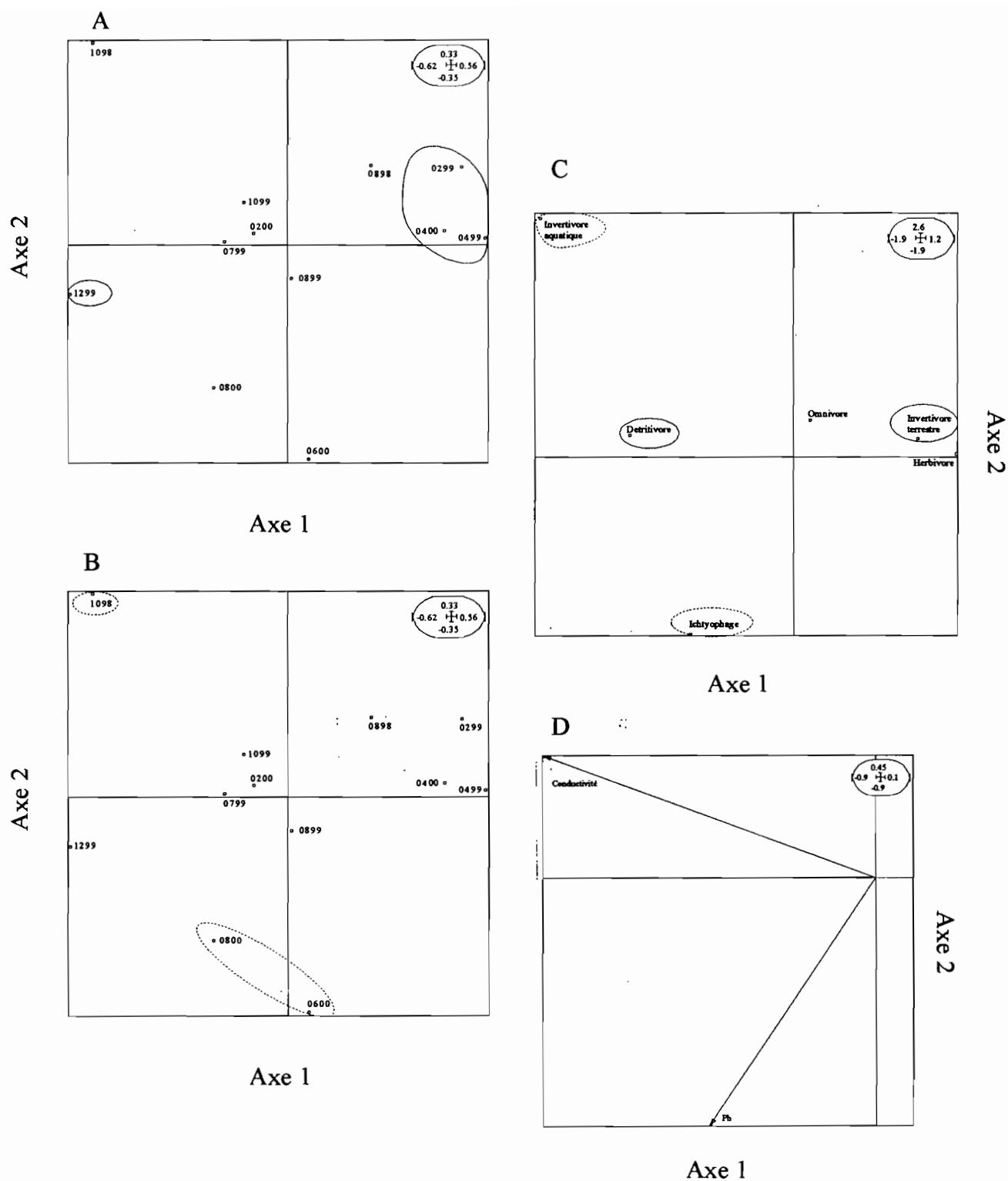


Figure 32 - Distribution de la composition synthétique Groupe trophique et des variables quantitatives dans la Station B de la Rivière Comté résultantes d'une Analyse de co-inertie. Carte A - Projection des 12 prélèvements bimestriels effectués entre août 1998 et août 2000. Carte B - Projection des groupes trophiques. Carte C - Variables quantitatives du milieu. Les ellipses distinguent la date de prélèvement et les groupes trophiques corrélés à l'axe 1 (ligne continue) de ceux corrélés à l'axe 2 (ligne pointillée). L'encart indique l'échelle des axes.

Tableau XXII - Statistiques de l'Analyse de Co-inertie entre la composition spécifique (Espèce) et synthétique (Famille, Groupe trophique et Taille maximale observée) et les variables qualitatives de la Station B dans la Rivière Comté. Les valeurs en gras indiquent les principales contributions des variables à chaque axe.

		Espèces		Famille		Groupe trophique		Taille maximale observée	
		Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2
Contribution absolue (%) des variables environnementales:									
Hauteur de la végétation ripicole	Basse	<b>12,75</b>	<b>19,42</b>	4,41	<b>40,76</b>	4,57	0,11	3,52	<b>25,60</b>
	Moyenne	4,79	3,02	1,38	1,57	1,46	1,03	0,02	<b>19,78</b>
	Haute	0,29	0,04	0,04	2,13	0,05	0,62	0,83	3,97
Couverture de la végétation ripicole	Basse	<b>21,56</b>	0,77	<b>17,15</b>	2,02	<b>16,28</b>	0,35	0,21	<b>16,66</b>
	Moyenne	<b>21,56</b>	0,77	<b>17,15</b>	2,02	<b>16,28</b>	0,35	0,21	<b>16,66</b>
Substrat de la berge	Argile	<b>13,21</b>	3,22	<b>12,18</b>	5,15	<b>20,62</b>	<b>19,25</b>	<b>28,12</b>	2,20
	Terre	4,4	1,07	4,06	1,71	6,87	6,41	<b>9,37</b>	0,73
Débris végétaux flottants	Absent	0,55	<b>33,62</b>	<b>8,1</b>	11,32	3,83	<b>21,46</b>	<b>32,29</b>	0,70
	Faible	0,01	5,94	1,4	4,4	0,25	<b>8,55</b>	2,08	0,79
	Haut	0,42	0,78	0,22	2,34	1,56	4,93	<b>13,73</b>	<b>2,23</b>
Substrat du canal	Sable	0,04	4,17	1,01	3,06	1,77	0,2	0,81	0,73
	Gravier/Sable	<b>8,17</b>	2,13	4,57	0,56	<b>0,73</b>	<b>24,33</b>	0,00	9,71
	Sable/Vase	<b>12,2</b>	<b>25,00</b>	<b>28,28</b>	<b>22,89</b>	<b>25,66</b>	<b>12,37</b>	8,75	0,17
Statistiques des deux premières axes :									
Eigenvalue		0,05	0,03	0,03	0,02	0,03	0,01	0,01	0,005
Fraction expliquée de la co-inertie		0,37	0,25	0,46	0,25	0,66	0,24	0,59	0,28
Corrélation entre les variables qualitatives et les peuplements des poissons		0,94	0,95	0,95	0,91	0,90	0,82	0,82	0,92
Valeur de Monte Carlo (1 000 interactions)		p=0,153		p=0,081		p<0,013		p<0,032	

## Groupe trophique

Les variables *couverture de la végétation ripicole*, *substrat de la berge* et *substrat du canal* (Figure 33C) discriminent les relevés (Figure 33A) et les groupes trophiques (Figure 33B) sur l'axe 1. Un groupe est formé par les relevés faits en février (1999), avril (1999 et 2000) et août (1998) (Figure 33A) où l'habitat se caractérise par une couverture «moyenne» (contribution absolue=16,28%) (Tableau XXII) de la végétation ripicole et par un substrat de la berge du type «argile» (contribution absolue=20,62%) (Tableau XXII).

Dans cet habitat le groupe trophique des invertivores terrestres est prédominant (Figure 33B). Un deuxième groupe est formé par les relevés effectués en juillet (1999) et août (2000) (Figure 33A) où l'habitat est caractérisé par une couverture «faible» de la végétation ripicole (contribution absolue=16,28%). Le groupe trophique des ichtyophages y est associé (Figure 33B). Un troisième groupe est constitué par le relevé fait en décembre 1998 (Figure 33A), lequel se caractérise par le substrat du canal du type «sable/vase» (contribution absolue=25,66%) où le groupe des invertivores aquatiques est prédominant (Figure 33B). Sur l'axe 2, les variables *substrat de la berge*, *débris végétaux flottants* et *substrat du canal* (Figure 33C) discriminent les relevés (Figure 33A) et groupes trophiques associés (Figure 33B). Le groupe formé par les relevés effectués en février (1999), avril (1999 et 2000) et août (1998) (Figure 33A) présente un substrat de la berge de type «argile» (contribution absolue=19,25%) (Tableau XXII) et le groupe trophique invertivores terrestres est prédominant (Figure 33B). Le relevé fait en octobre 1998 (Figure 33A) présente le substrat du canal du type «sable/vase» (contribution absolue=12,37%) et une absence de débris «absent» (contribution absolue=21,46%) (Tableau XXII). Le groupe trophique présent est celui des invertivores terrestres. Le relevé effectué en décembre 1999 a une prédominance du substrat du canal de type «gravier/sable» (contribution absolue=24,33%) (Tableau XXII) et le groupe trophique des détritivores est prédominant (Figure 33B).

La corrélation entre la variable synthétique Groupe trophique et les variables qualitatives du milieu s'avère significative sur les axes 1 ( $r=0,90$ ) et 2 ( $r=0,82$ ) ( $p<0,013$  dans le deux cas). L'axe 1 explique 66,0% et l'axe 2, 24,0% de la variance totale (Tableau XXII).

## Taille maximale observée

Les variables *substrat de la berge* et *débris végétaux flottants* sur l'axe 1 (Figure 34C) et la *hauteur* et la *couverture de la végétation ripicole* sur l'axe 2 discriminent les classes de taille (Figure 34A) et les relevés (Figure 34B).

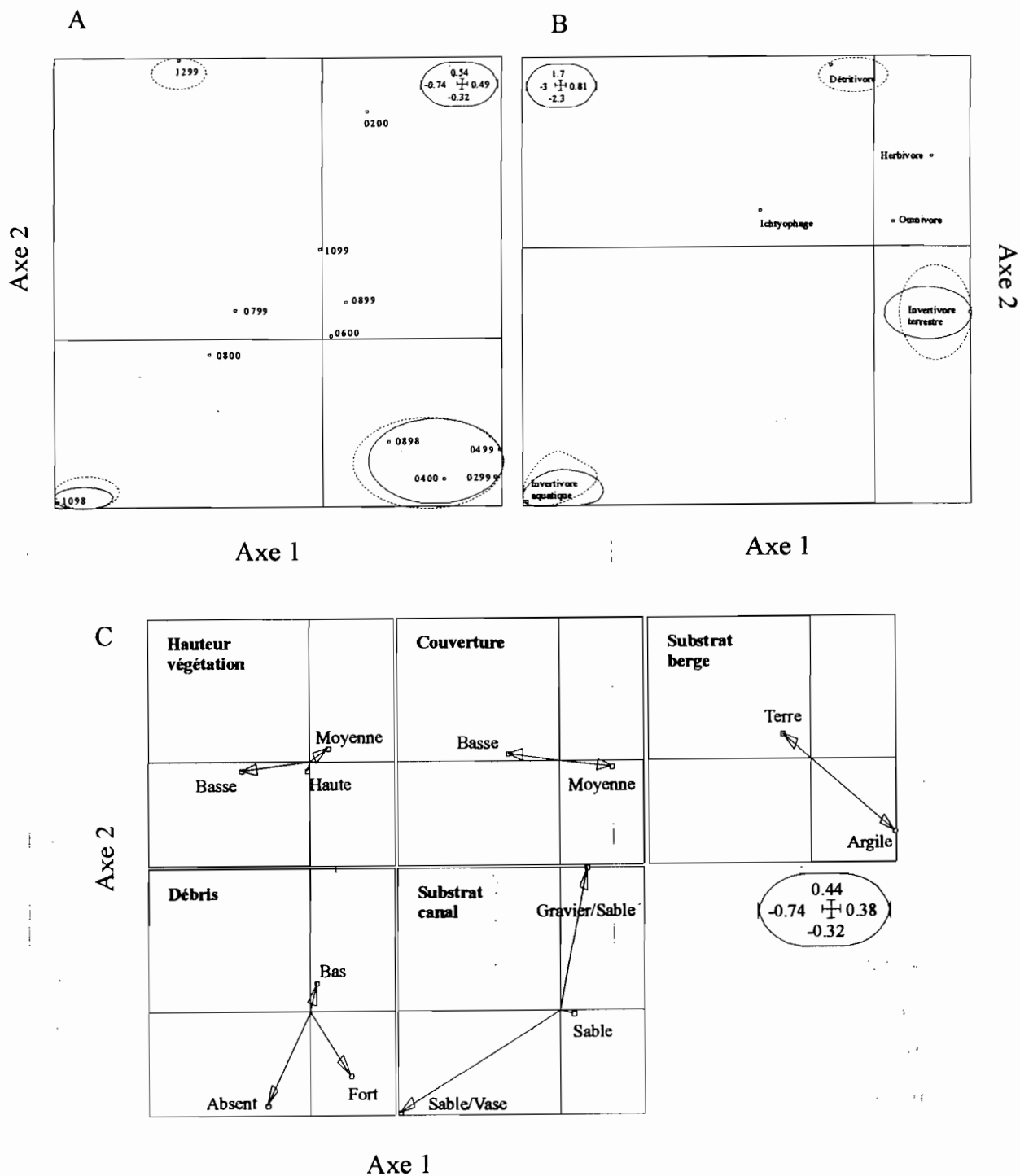


Figure 33 - Distribution de la composition synthétique Groupe trophique et des variables qualitatives dans la Station B de la Rivière Comté résultantes d'une Analyse de co-inertie. Carte A - Projection des 12 prélèvements bimestriels effectués entre août 1998 et août 2000. Carte B - Projection des groupes trophiques échantillonnées. Carte C - Variables qualitatives du milieu. Les ellipses distinguent la date de prélèvement et les groupes trophiques corrélées à l'axe 1 (ligne continue) de ceux corrélées à l'axe 2 (ligne pointillée). L'encart indique l'échelle des axes.

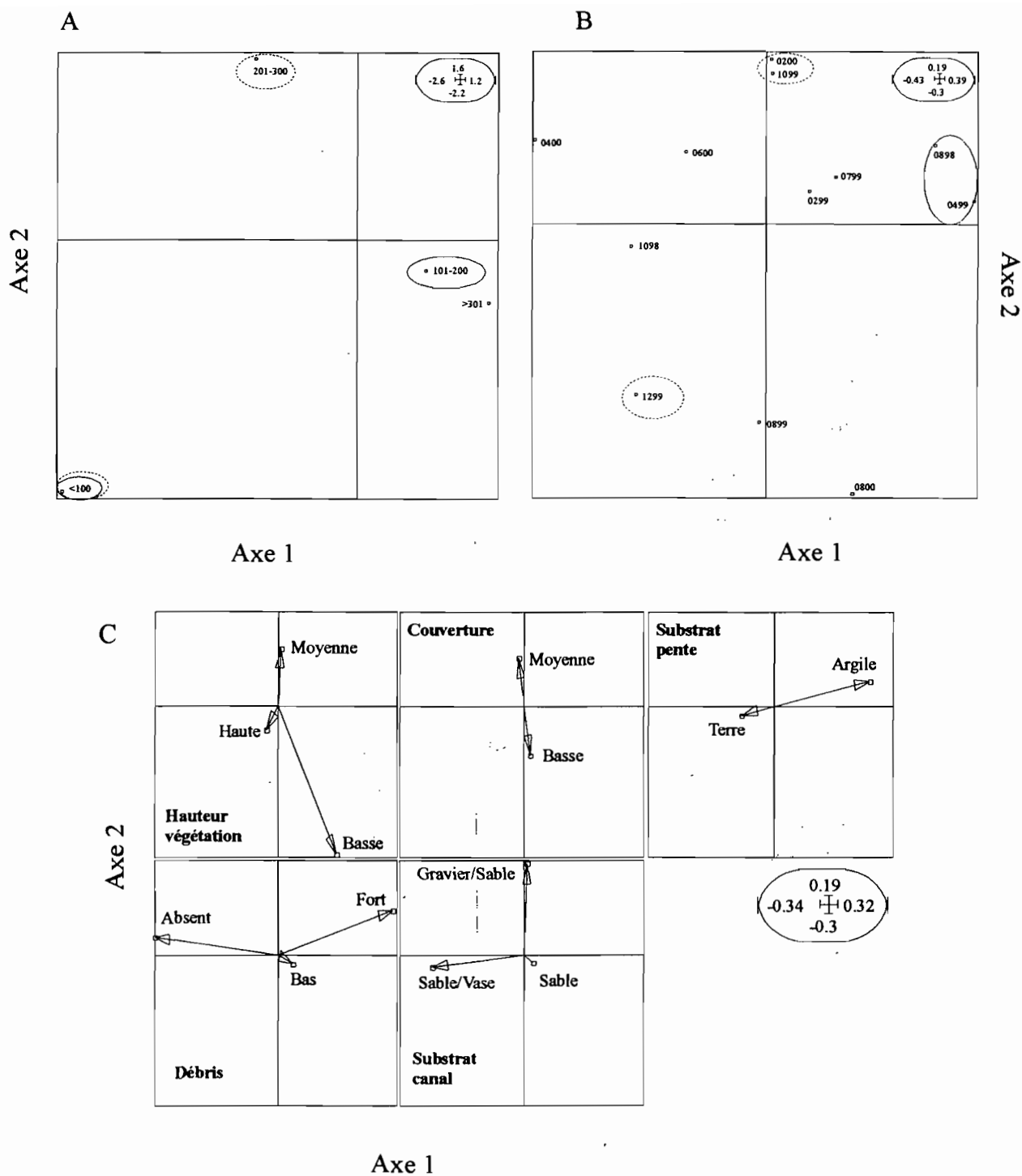


Figure 34 - Distribution de la composition synthétique Taille maximale observée et des variables qualitatives dans la Station B de la Rivière Comté résultantes d'une Analyse de co-inertie. Carte A - Projection des 12 prélèvements bimestriels effectués entre août 1998 et août 2000. Carte B - Projection des classes de taille échantillonnées. Carte C - Variables qualitatives du milieu. Les ellipses distinguent la date de prélèvement et les classes de taille corrélées à l'axe 1 (ligne continue) de ceux corrélées à l'axe 2 (ligne pointillée). L'encart indique l'échelle des axes.

Un substrat de la pente type «argile» (contribution absolue=28,12% ; Tableau XXII) et la catégorie «haute» de la variable *débris végétaux flottants* (contribution absolue=13,73% ; Tableau XXII) caractérisent l'habitat des poissons de classe de taille 101-200mm à la période de la pluie (avril 1999) et de l'étiage (1998). Les poissons de la classe de taille <100 sont associés pendant la période d'étiage à un substrat de la pente type «terre» (contribution absolue=9,37%), à l'absence de débris (catégorie «absent», contribution absolue=32,29%), à une végétation de hauteur «basse» (contribution absolue=25,60%), et à une «faible» couverture de la végétation (contribution absolue=16,66%) (Tableau XXII).

Les poissons de classe de taille 201-300mm sont associés pendant la période des pluies (février 2000) et de l'étiage (octobre 1999) à une *hauteur* «moyenne» de la végétation (contribution absolue=19,78%) et une *couverture* «moyenne» de la végétation (contribution absolue=16,66%) (Tableau XXII). Les axes 1 et 2 expliquent respectivement 59,0% et 28,0% de la variance totale. La corrélation entre les variables qualitatives et les classes de taille des peuplements de poissons sont significatives dans les axes 1 ( $r=0,82$ ) et 2 ( $r=0,92$ ) ;  $p<0,032$ , dans les deux cas (Tableau XXII).

Les principaux résultats de l'analyse des interactions entre les descripteurs du peuplement et les variables de l'habitat à l'échelle saisonnière sont résumés dans le tableau ci-dessous.

Variable	Descripteur			
	Espèces	Famille	Groupe trophique	TMO
Station A				
Conductivité	x	x		
Largeur du canal	x	x		
Pente de la berge	x	x	x	
Couverture de la végétation ripicole	x	x	x	
Substrat de la berge	x	x	x	
Station B				
Conductivité	x	x	x	
pH	x	x	x	
Couverture de la végétation ripicole			x	x
Substrat de la berge			x	x
Hauteur de la végétation ripicole				x
Débris végétaux flottants			x	x
Substrat du canal			x	

#### 7.4. Discussion



Le régime naturel des crues est la «variable principale» qui limite la distribution et l'abondance des espèces des grands cours d'eau. Toutefois, celle-ci est corrélée avec des caractéristiques physico-chimiques, géomorphologiques et de la diversité de l'habitat des cours d'eau (Poff et al., 1997) qui peuvent influencer sur la structure du peuplement de poissons.

Dans cette étude, l'influence des variables de l'habitat sur la structure des peuplements est mise en évidence, de façon similaire, par les descripteurs de la composition spécifique et synthétique (Famille et Groupe trophique). Cette similarité de résultats peut être due au fait que l'ichtyofaune échantillonnée appartienne au même bassin versant et que les zones d'échantillonnage (stations) sont relativement proches entre si.

En dépit de cette similarité, le descripteur spécifique pourrait inclure plus de variabilité non liée à l'habitat que le descripteur synthétique « Famille » du fait, par exemple, de la variabilité stochastique interannuelle des peuplements. Toutefois, le descripteur « Famille » montre aussi des biais. C'est le cas des Serrasalminidae, qui a des stratégies de vie très différentes des autres familles (Pimelodidae, Sternopygidae, Cichlidae, Erythrinidae) présentes à la période de l'étiage dans la station A.

Le descripteur « Groupe trophique » présente aussi une certaine variabilité non liée à l'habitat. En effet, l'association de certaines espèces à un type d'habitat peut être résultant de leur opportunisme alimentaire et pas à cause des changements saisonniers des caractéristiques de l'habitat. Enfin, le descripteur « Taille maximale observée » s'avère peu structurant par rapport aux autres descripteurs.

Dans la Station A de la Rivière Comté, une variable physico-chimique, la *conductivité*, une variable géomorphologique, la *largeur du canal*, et trois variables de l'habitat, *pente de la berge*, *couverture de la végétation ripicole* et *substrat de la berge* discriminent significativement la composition spécifique et synthétique (Famille et Groupe trophique, ce dernier discriminé seulement par les variables qualitatives de l'habitat) du peuplement de poissons entre saisons. Dans la Station B, les compositions spécifique et synthétique (Famille et Groupe trophique) des peuplements de poissons à différentes saisons montre une co-structure significative avec deux variables physico-chimiques, la *conductivité* et le *pH*. Les variables qualitatives de l'habitat *couverture de la végétation ripicole*, *substrat de la berge* et *débris végétaux flottants* structurent la composition synthétique Groupe trophique et Taille maximale observée, tandis que les variables *substrat du canal* et *hauteur de la végétation ripicole* structurent séparément la composition Groupe trophique et Taille maximale observée.

Dans ces conditions, deux ensembles différents de caractéristiques du milieu structurent les peuplements de poissons. Le premier, représentatif de la période de crue, est

caractérisé par l'eau peu conductrice, le canal principal large et relativement libre d'embâcles et la berge inondée. Cette dernière caractéristique influence la largeur du canal, laquelle devient plus grande mais imprécise, et la superficie d'eau couverte par la végétation ripicole en certains endroits le long de la rivière. Les caractéristiques relatives à l'habitat sont plus marquées dans la zone centrale (Station A) que dans la zone basse (Station B) de la rivière. Les espèces caractéristiques de ce type d'habitat dans les Stations A et B sont consommatrices d'insectes terrestres tel que *Bryconops affinis* et *Bryconops caudomaculatus* des Characidae et *Auchenipterus nuchalis* des Auchenipteridae, lesquelles ont une taille maximale comprise entre 101-200mm. Néanmoins, d'autres espèces omnivores telles que *Parauchenipterus galeatus*, *Pseudochenipterus nodosus* (Auchenipteridae) et *Hemiodopsis quadrimaculatus* (Characidae) ou ichtyophages telles que *Ageneiosus dentatus* (Pimelodidae) et *Plagioscion squamosissimus* (Scianidae) sont aussi associées à l'habitat mentionné ci-dessus.

L'association entre un type spécifique d'habitat et une espèce peut-être expliquée par les besoins en matière d'alimentation et de reproduction de cette dernière (Mérigoux et al., 1998). Dans le milieu néotropical la végétation ripicole est une importante source d'aliments pour les peuplements de poissons (Goulding, 1980 ; Lowe-McConnell, 1987 ; Tito de Morais et Lauzanne, 1994 ; Horeau et al., 1998). Toutefois, l'importance de la contribution en termes d'aliments de la végétation ripicole semble dépendre de la superficie du cours d'eau couverte par cette dernière. Horeau et al. (1996) mentionnent que dans trois criques du bassin versant du Fleuve Sinnamary, Guyane française, où la couverture végétale est presque totale, 47% des ressources allochtones consommées par les poissons sont des insectes terrestres provenant de la végétation ripicole. Néanmoins, dans les régions centrales et basses des grands cours d'eau, la couverture de la végétation ripicole n'est pas significative par rapport à la largeur du canal principal. Cette situation s'inverse pendant la période de crues. Dans certains endroits le long du cours d'eau, la végétation ripicole est inondée, ce qui permet l'accessibilité des habitats exploitables par les poissons. Parallèlement, le lessivage des régions inondées apporte des aliments (insectes et produits végétaux) dans le canal principal du cours d'eau. Ces conditions favorisent plusieurs espèces de poissons. Tito de Morais et al. (1995) concluent que pendant la période des crues des régions en amont du fleuve Sinnamary possèdent une haute richesse en espèces en conséquence des ressources alimentaires présentes dans la végétation ripicole tels que fruits, fleurs, feuilles et insectes qui peuvent être utilisés par les peuplements de poissons. Dans ces conditions les espèces ayant un régime insectivore, herbivore ou omnivore sont directement favorisées. C'est le cas, dans la Station A, pour deux espèces *Bryconops affinis* et *Bryconops caudomaculatus* qui s'alimentent principalement d'insectes terrestres (Horeau et al., 1998), deux omnivores *Parauchenipterus galeatus* et *Pseudochenipterus*

*nodosus* (Le Bail et al., 2000) et un carnivore *Ageneiosus dentatus* (Le Bail et al., 2000) à tendance insectivore aquatique dans cette étude.

Dans la Station A, deux espèces *Plagioscion squamosissimus* et *Hemiodopsis quadrimaculatus*, semblent être indépendantes des variables de l'habitat mais influencées par la variable géomorphologique *largeur du canal*. Ces espèces ont pour habitat naturel le canal principal des cours d'eau (Santos et al., 1984), ou fréquentent les endroits à fort courant (Planquette et al., 1996 ; Keith et al., 2000). Toutefois, vu que la largeur maximale du canal est une conséquence des crues, la présence de ces espèces peut être reliée soit à la disponibilité de la ressource alimentaire «poissons» dans le cas de *Plagioscion squamosissimus* et «produits végétaux» et «insectes» dans le cas de *Hemiodopsis quadrimaculatus*, soit à la période de reproduction qui, dans le cas de *Plagioscion squamosissimus*, coïncide avec la saison de la pluie (Keith et al., 2000).

Aucune co-structure significative n'a été trouvée entre la composition des espèces et familles des peuplements de poissons et les variables de l'habitat dans la Station B. Cette situation semble être liée au fait que la perturbation générée par le cycle hydrologique saisonnier, spécifiquement à la saison de la pluie, affecte moins l'habitat de cette zone par rapport à la zone centrale (Station A) de la Rivière Comté (Chapitre 5), par exemple une superficie réduite de la berge est inondée ou lessivée. Cependant, il y a la possibilité qu'une autre perturbation, l'inversion du courant due à l'influence mécanique de la marée, modifie la structure des peuplements de poissons.

Dans ces conditions on peut s'attendre à ce que pendant la période de crue la composition Groupe trophique des peuplements de poissons soit structurée de façon différente de celle de la Station A. Toutefois, ce n'est pas le cas. De façon similaire à celle de la zone centrale, les groupes trophiques prédominants sont les invertivores terrestres tel que *Bryconops affinis* et *Auchenipterus nuchalis* (Horeau et al., 1998). Ceci renforce la participation de la végétation ripicole dans l'alimentation et la structuration des peuplements de poissons en milieu tropical. Toutefois, vu que l'habitat dans la Station B est moins affecté par la perturbation saisonnière, on peut penser que la végétation ripicole n'est pas la seule responsable de la prédominance des espèces qui se nourrissent d'insectes terrestres. Dans ce cas les interactions entre les différents secteurs du cours d'eau prennent place, c'est-à-dire, les apports allochtones incorporés à l'amont sont transportés vers l'aval selon les principes du concept « river continuum » (Vannote et al., 1980).

La prédominance de la classe de taille 101-200mm semble être liée à des stratégies de vie, autrement dit les poissons de taille intermédiaire (150mm) sont plus nombreux que ceux de petite ou grande taille (Blackburn et al., 1990), ce qui leur permet d'exploiter une variété

plus grande de niches (B. de Mérona, communication personnelle). Une taille intermédiaire semble être aussi associée à un point d'équilibre par rapport aux fluctuations du milieu. En effet, les espèces de petite taille sont plus sensibles aux changements temporaires que les espèces de grande taille (Johst et Brandl, 1997).

La variable physico-chimique *pH* discrimine sur l'axe 2 le peuplement de poissons de la Station B. Néanmoins, cette discrimination s'opère essentiellement sur la période d'étiage (juillet/décembre) à l'exception des mois d'août et octobre 1999 et août 2000. Ceci peut-être associé à la tendance du pH à augmenter durant cette période en raison de l'activité photosynthétique et la décomposition ou réactivité d'un dépôt à forte proportion minérale comme le montre Richard (1996) dans un bassin expérimental du fleuve Sinnamary. Ceci renforce la participation des produits endogènes dans l'alimentation des poissons (Horeau et al., 1998) et explique la présence d'*Anchovia surinamensis*, un invertivore aquatique mais qui est décrit comme un planctophage (Planquette et al., 1996), de *Eigenmannia virescens* un invertivore aquatique, de *Pachypops furcraeus* un omnivore, de *Curimata cyprinoides* un détritivore et de deux ichtyophages *Acestrorhynchus microlepis* et *A. falcatus* (Planquette et al., 1996). Cependant, la présence de certaines espèces peut être associée à la proximité de l'estuaire comme dans le cas de *Anchovia surinamensis* et *Pachypops furcraeus* lesquelles fréquentent les cours inférieurs (Planquette et al., 1996 ; Keith et al., 2000).

Pendant la période de l'étiage les interactions habitat - poisson diffèrent selon la station. Ainsi, le deuxième ensemble de caractéristiques du milieu qui structurent la composition spécifique et synthétique (Famille et Groupe trophique) du peuplement de poissons dans la Station A de la rivière Comté à la période d'étiage (excepté le prélèvement de août 2000) se traduit par des eaux conductrices confinées au lit principal de la rivière, une pente de berge abrupte avec une faible couverture de la végétation ripicole et un substrat de berge formé principalement par l'argile. Les espèces caractéristiques de ce type de milieu sont détritivores telle *Cyphocharax* sp1. de la famille des Curimatidae, *Satanoperca jurupari* de la famille des Cichlidae, *Loricaria cataphracta* et *Ancistrus hoplogenyis* de la famille des Loricariidae ou consommatrices d'insectes aquatiques telles que *Astyanax polylepis* et *Charax pauciradiatus* de la famille des Characidae. Cependant, sont aussi présentes des espèces piscivores telles que *Serrasalmus humeralis* (Serrasalmidae), *Hoplias malabaricus* (Erythrinidae) et *Ageneiosus brevifilis* (Ageneiosidae) ou omnivores telles que *Pimelodus blochii* (Pimelodidae). Les familles des Sternopygidae et des Doradidae sont aussi associées à ce type de habitat.

Dans la Station B il existe une différence de réponse des compositions spécifique et synthétique par rapport aux variables physico-chimiques et de l'habitat pendant la période

d'étiage. Des eaux conductrices structurent la composition au niveau des espèces (*Curimata cyprinoides* et *Cyphocharax spilurus*), familles (Curimatidae) et groupe trophique (détritivores) du peuplement de poissons, tandis qu'une faible couverture de la végétation, un substrat de la berge type argile, un substrat du canal composé par sable/vase ou sable/gravier et l'absence de débris structurent la composition Groupe trophique (invertivores aquatiques) et un substrat de la berge composé principalement par terre, une végétation ripicole basse et l'absence de débris structurent la composition Taille maximale observée (trois classes de taille <100mm, 101-200mm; 201-300mm).

Les caractéristiques géomorphologiques et de l'habitat prédominantes à la période d'étiage dans la Station A et B de la Rivière Comté limitent l'entrée des produits exogènes. Par contre, ces conditions, alliées à un faible courant et une basse hauteur d'eau, favorisent la production endogène de ressources alimentaires disponibles pour la consommation des différents organismes aquatiques présents aux endroits où la conductivité joue un rôle important. Celle-ci se trouve parmi les variables qui sont de bonnes prédictives des caractéristiques des peuplements de poissons à l'échelle « tronçon » sens Imhof et al. (1996) dans les cours d'eau de deux fleuves côtiers guyanais (Mérigoux et al., 1998).

La conductivité est associée à la concentration et à la disponibilité des ions dans un cours d'eau (Vivin, 1976 ; Welcomme, 1979). Dans les écosystèmes aquatiques, la concentration et la disponibilité des ions dépend en principe des caractéristiques géologiques et géochimiques de l'aire de drainage. Les eaux des grands cours d'eau de la Guyane sont naturellement pauvres en ions à cause de la présence de granites et gneiss dans le plateau des Guyanes (Richard, 1996). Dans les grands cours d'eau tropicaux la décomposition de la matière organique végétale constitue une source importante de sels minéraux et d'éléments métalliques, dont la conductivité est le reflet de leur évolution. Furch et Junk (1997) en simulant expérimentalement les processus de décomposition des graminées des plaines d'inondation de l'Amazonie centrale signalent une hausse de la conductivité en conséquence de la libération des composants organiques solubles lors de la décomposition. Richard (1996) arrive à une conclusion similaire à travers d'une étude expérimentale de la décomposition de débris végétaux (feuilles, sciure de bois et bois en décomposition) en utilisant de l'eau du fleuve Sinnamary (Guyane française).

Les composantes organiques solubles ainsi que des ions métalliques sont largement utilisés par les organismes constituants du plancton ou du périphyton. Toutefois, pour que ces sels minéraux soient incorporés dans les chaînes trophiques il faut qu'ils soient disponibles dans le milieu pendant un certain temps. Ce temps de résidence dans le milieu lotique dépend de certains facteurs comme un faible courant, la formation de bassins au long d'un cours

d'eau, une haute transparence qui permet l'entrée de lumière favorisant ainsi le processus de photosynthèse, des températures élevées qui favorisent le processus de décomposition et la mobilité des composantes organiques. Ces conditions sont retrouvées dans les Stations A et B (exceptée la formation de bassins) de la rivière Comté à la période d'étiage. Ainsi, on peut s'attendre à ce que pendant cette période les produits endogènes puissent constituer une source d'aliments pour les poissons (Horeau et al., 1998), principalement les insectivores aquatiques, les planctophages et les détritivores. Ceci semble être le cas pour *Charax pauciradiatus* (Characidae) et *Eigenmania virescens* (Sternopygidae) tous les deux invertivores aquatiques (Planquette et al., 1996) mais qui peuvent aussi consommer des insectes terrestres (Tableau IV) et *Astyanax polylepis*, un invertivore terrestre mais qui consomme aussi des insectes aquatiques (Horeau et al., 1998) dans la Station A de la rivière Comté. Toutefois, cette situation peut être appliquée aussi à *Pimelodus blochii*, un poisson omnivore benthique mais qui consomme des insectes (Tableau IV) et *Ageneiosus brevifilis* un poisson ichthyophage (Le Bail et al., 2000) mais qui peut consommer des insectes terrestres (Tableau IV).

Les facteurs qui influencent la conductivité via le temps de résidence des composantes organiques et ions métalliques favorisent aussi l'accumulation des débris et de la boue. D'après Lowe-McConnell (1987), ces matériaux s'accumulent préférentiellement dans le bas cours comme c'est le cas de la Station B, mais ils peuvent aussi s'accumuler le long du cours central en conséquence du débit réduit et de la formation de bassins comme il est observé dans la Station A de la rivière Comté. Cette vase constitue une source de micro-organismes qui sont la base alimentaire des poissons détritivores. Ces derniers ont développé des adaptations qui leur permettent d'obtenir leur nourriture à partir de la vase déposée sur des surfaces lisses comme les roches en utilisant des dents en forme de cuiller, comme c'est le cas pour *Loricaria cataphracta* et *Ancistrus hoplogenys* (Loricariidae), ou de celle accumulée dans le lit des cours d'eau comme c'est le cas pour les espèces *Cyphocharax* sp1., *Curimata cyprinoides*, *Cyphocharax spilurus* (Curimatidae) et *Satanoperca jurupari* (Cichlidae).

Deux autres espèces ichthyophages, *Serrasalmus humeralis* (Serrasalmidae) et *Hoplias malabaricus* (Erythrinidae), sont aussi trouvées dans l'habitat de la Station A. Ces espèces sont plutôt associées aux caractéristiques physico-chimiques de l'eau qu'à celles de l'habitat. À cette saison, l'eau, au-delà d'être conductrice, se présente comme transparente et peu profonde. Ces deux derniers facteurs favorisent la présence de prédateurs comme *Serrasalmus humeralis* et *Hoplias malabaricus* qui utilisent leur système visuel pour repérer leur proies (Rodriguez et Lewis Jr., 1997 ; Tejerina-Garro et al., 1998). Cependant, certains de ces poissons peuvent choisir des habitats en conséquence de leur reproduction. Ceci peut être le

cas pour *Eigenmannia virescens* dont la reproduction dépend de la conductivité, le pH et de l'augmentation du niveau d'eau (Planquette et al., 1996).

Dans la Station A on retrouve certaines variations des caractéristiques de l'habitat par rapport à celles prédominantes pendant la période d'étiage. La première se traduit par un milieu avec un canal de largeur moyenne (34.39m), une pente du type marche flat, une couverture de la végétation ripicole moyenne (3.1-5m), un substrat de la berge constitué de sable et une abondance moyenne d'embâcles. La deuxième se caractérise par une pente abrupte et/ou douce avec un substrat de la berge composé d'argile et terre. Bien que des espèces différentes sont associées à chaque milieu, *Astyanax polylepis*, *Ageneiosus brevifilis*, *Charax pauciraditus* au premier et *Curimata cyprinoides* au deuxième, leur préférence pour un type spécifique d'habitat semble suivre les mêmes critères que ceux déjà mentionnés pour l'habitat prédominant pendant la période d'étiage, c'est à dire leurs régimes alimentaires (Mérigoux et al., 1998) et la participation des sources endogènes (Horeau et al., 1998) et exogènes (Tito de Moraes et al., 1995; Horeau et al., 1996) dans la disponibilité des items alimentaires dans les cours d'eau tropicaux. Ainsi, *Astyanax polylepis* et *Charax pauciraditus* s'alimentent d'insectes provenant des milieux aquatique et/ou terrestre, tandis que *Curimata cyprinoides* et *Ageneiosus brevifilis* utilisent principalement les ressources endogènes représentées par les détritiques et les poissons, respectivement.

Dans la Station B, la composition Taille maximale observée (<100mm) est associée à un milieu (substrat de la berge type terre, basse hauteur de la végétation ripicole, absence de débris) qui diffère légèrement des caractéristiques prédominantes à la période de l'étiage. Malgré cette situation, les variables de l'habitat n'arrivent pas à discriminer nettement les classes de taille, autrement dit celles-ci sont associées en même temps avec un milieu caractéristique de la période de la pluie et de l'étiage. Cette situation semble refléter l'influence des autres facteurs environnementaux tels que les effets mécaniques de la marée, lesquels sont prépondérants sur les effets d'origine saisonnière pendant la période de l'étiage à la station B.

## 7.5. Conclusion

Dans cette étude les changements saisonniers provoqués par les périodes de crue et étiage sont la principale source de perturbations des écosystèmes aquatiques à l'échelle temporelle. Néanmoins, cette perturbation n'affecte pas avec la même intensité les caractéristiques géomorphologiques, physico-chimiques et de l'habitat des deux secteurs

centraux (Station A) et bas (Station B) ni la composition des peuplements de poissons présents.

Dans la Station A de la Rivière Comté, une variable physico-chimique, la *conductivité*, une variable géomorphologique, la *largeur du canal*, et trois variables de l'habitat, *pente de la berge*, *couverture de la végétation ripicole* et *substrat de la berge* discriminent significativement la composition spécifique et synthétique (Famille et Groupe trophique, ce dernier discriminé seulement par les variables qualitatives de l'habitat) du peuplement de poissons entre saisons. Dans la Station B, les compositions spécifique et synthétique (Famille et Groupe trophique) des peuplements de poissons à différentes saisons montrent une co-structure significative avec deux variables physico-chimiques, la *conductivité* et le *pH*. Les variables qualitatives de l'habitat *couverture de la végétation ripicole*, *substrat de la berge* et *débris végétaux flottants* structurent la composition synthétique Groupe trophique et Taille maximale observée, tandis que les variables *substrat du canal* et *hauteur de la végétation ripicole* structurent séparément la composition Groupe trophique et Taille maximale observée.

L'entrée ou l'accessibilité des produits alimentaires allochtones provenant de la végétation ripicole pendant la période de la pluie et la participation de la production autochtone durant la période d'étiage structurent les peuplements de poissons de la Rivière Comté. Toutefois, la faible participation de l'habitat au niveau du cours inférieur (Station B) suggère des interactions écologiques entre le secteur central (Station A) et bas (Station B) traduites par l'apport de produits alimentaires allochtones provenant du secteur central vers le bas. En plus, pendant la période de l'étiage les effets mécaniques de la marée semblent introduire une variabilité chez les peuplements de poissons qui modifie les interactions habitat-poissons.

L'analyse de la composition spécifique et synthétique indique que les espèces qui appartiennent aux familles Characidae, Curimatidae, Auchenipteridae et/ou aux groupes trophiques détritivore, invertivore aquatique ou terrestre, et ichtyophage sont plus sensibles aux changements du milieu à l'échelle temporelle.



## **CHAPITRE 8**

### **VARIABILITE SPATIALE DES PEUPEMENTS**

## **8. Variabilité spatiale des peuplements**

### **8.1. Introduction**

Dans le milieu lotique de la Guyane française, l'habitat aquatique montre une variation spatiale multiscalaire (échelle régionale et locale) (Tejerina-Garro et Mérona, 2001 et Chapitre 4). Ceci reflète l'interaction des différents facteurs qui définit le contexte spatial d'un lieu géographique. Dans ce cas, une localité spécifique est définie d'une part par sa position géographique qui détermine le type de faune présent (distribution zoogéographique) et d'autre part par son contexte hydrographique et environnemental (taille des cours d'eau, type de formation végétale traversée, relief et géologie du bassin) e par ses caractéristiques locales (par exemple les caractéristiques physico-chimiques).

Cette variation spatiale multiscalaire de l'habitat aquatique provoque des différences au sein des peuplements et entre les peuplements de poissons (Grossman et al., 1990) ; (Grossman et al., 1982). Son influence peut être détectée au sein de plusieurs bassins versants, normalement associés à une large aire géographique, ou d'un bassin versant (petite échelle géographique) (Matthews, 1998). Face à cette situation, les peuplements de poissons exhibent une réponse d'ordre biogéographique qui traduit les effets des événements historiques normalement associés à la taxonomie, et un réponse d'ordre écologique qui exprime les interactions habitat-poisson au niveau fonctionnel.

Les études touchant la variation spatiale des poissons en Guyane française suggèrent une structure bipartite est-ouest. Cette structure a été observé au niveau des espèces (Renno et al., 1990 ; Boujard, 1992), des familles Anostomidae et Serrasalminidae (Renno cité par Boujard, 1992) et des Characoides (Boujard, 1992). Toutefois, aucune étude n'a été menée en considérant des descripteurs synthétiques ou des relations de voisinage entre bassins.

La présente étude prétend vérifier 1) dans quelle mesure les peuplements de poissons diffèrent-ils d'une station à une autre et 2) quelle part de cette variabilité est due à la distribution géographique des espèces et quelle autre part à la proximité entre stations.

### **8.2. Méthodes**

L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) est une des principales méthodes multivariées utilisées dans les études d'écologie des communautés (Simier, 1998). D'après cet auteur, cette méthode s'applique au traitement des tableaux de contingence qui croisent deux caractères, espèces-relevés dans ce cas, en donnant pour chaque combinaison l'effectif

concerné. Les résultats de cette analyse expriment un nombre d'axes où la corrélation entre les espèces et les relevés est maximale (Palmer, 1993).

Toutefois, cette analyse ne prend pas en considération l'information spatiale comme par exemple la localisation spatiale des sites d'échantillonnage. Ce type d'information est difficile à incorporer dans les méthodes classiques d'analyses multivariées (Thioulouse et al., 1997) comme c'est le cas pour l'AFC.

Une façon de contourner cette situation est l'utilisation d'une matrice de proximité entre les stations d'échantillonnage (Thioulouse et al., 1995 ; Thioulouse et al., 1997). Cette matrice permet de décrire la structure des relations de voisinage dans un réseau hydrographique à une échelle locale (proximité entre deux points successifs comme celle le long d'un cours d'eau) et régionale (proximité entre les cours d'eau) (Figure 35). En plus, à l'échelle régionale la matrice de proximité peut être associée à des indices spatiaux comme celui de Moran (Thioulouse et al., 1995). Cet indice recherche les autocorrélations spatiales existant entre les stations échantillonnées (Hugueny, 1989a). Ainsi, une autocorrélation positive indique que les stations et les peuplements qui y sont trouvés ont tendance à être regroupés dans l'espace, ce qui dans notre cas indique l'existence des facteurs géographiques qui structurent les peuplements de poissons des cours d'eau échantillonnés.

L'analyse de la distribution spatiale du peuplement de poissons a été réalisée sur les 16 cours d'eau échantillonnés (Figure 4). 28 stations ont été analysées en saison des pluies et 12 stations à la période de l'étiage. Le nombre de stations pendant l'étiage a été réduit par rapport aux 18 stations utilisées dans l'analyse spatiale de l'habitat (Chapitre 5). Les échantillons éliminés correspondent à ceux effectués pendant le mois de décembre (fin de l'étiage, début de la saison des pluies), car les poissons sont plus sensibles aux changements de saison (par exemple, se mobilisent à la recherche d'un autre habitat) que l'habitat en tant que tel.

Les données de capture sont présentées dans un tableau de comptage type espèces-relevés. Quatre types de données ont été utilisés pour décrire les peuplements de poissons :

1. la présence/absence des espèces dans l'échantillon, ce qui permet de donner le même poids aux espèces peu fréquentes et à celles plus abondantes ;
2. l'effectif dans le cas de la composition synthétique Famille, ce qui permet de mettre en évidence la liaison de cette composition avec des stratégies bioécologiques ou des niches;
3. la biomasse totale dans le cas de composition synthétique Groupe trophique;
4. le nombre d'espèces par classe de taille dans le cas de la composition synthétique Taille maximale observée.

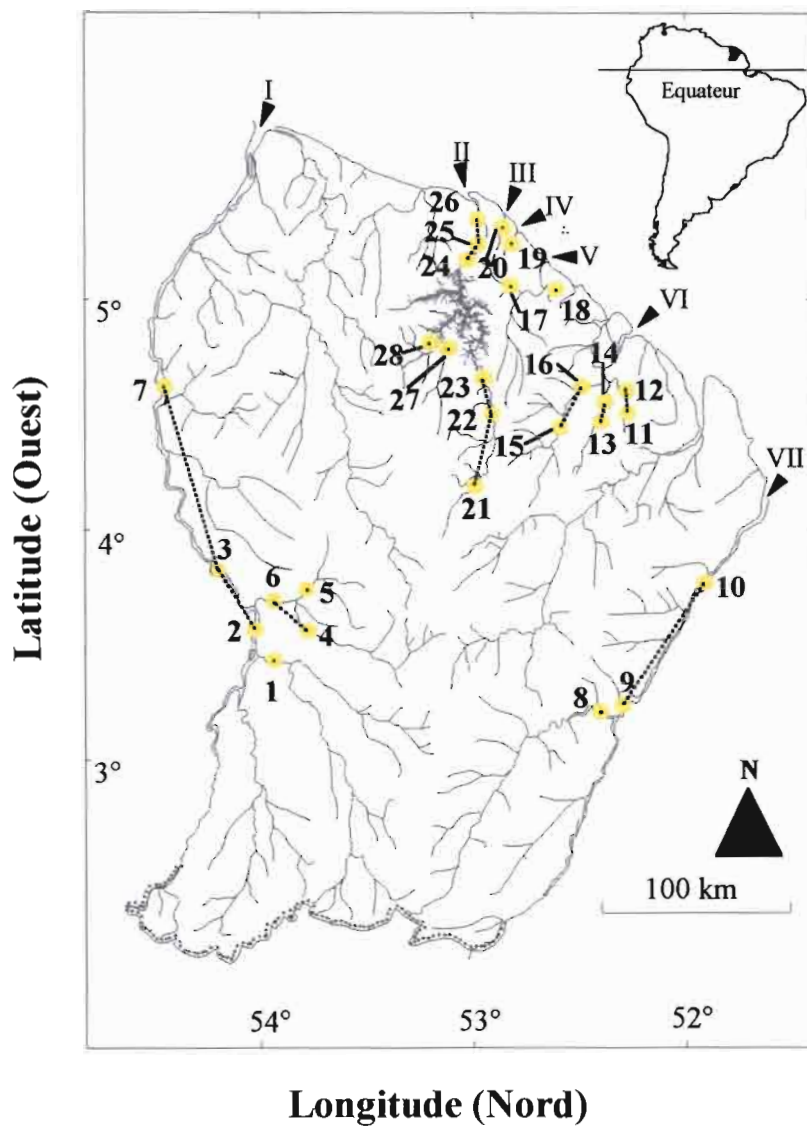


Figure 35 – Relation de voisinage entre les stations et bassins versants. Les lignes pointillées unissent les stations successives le long d'un cours d'eau. Les chiffres romains indiquent la proximité entre bassins. Les numéros des stations correspondent à ceux de la Figure 4.

Ensuite chaque tableau a été soumis a une « Analyse Factorielle des Correspondances » (AFC) du logiciel ADE-4 « ((Thioulouse et al., 1997)).

Postérieurement, a été élaborée une matrice de proximité entre stations et une carte de la Guyane où les coordonnées des stations prélevées ont été cartographiées par l'intermédiaire du logiciel ADE-4. Ensuite, le résultat de l'AFC a été couplé au tableau de voisinage des stations et analysé par l'intermédiaire d'une « Analyse de l'Indice de Moran » du logiciel ADE-4 (Thioulouse et al., 1997).

Des plans significatifs ont été retenus pour chaque groupe après examen des valeurs de corrélation. Un test de Monte Carlo (1.000 itérations) a été réalisé pour vérifier la signification de la relation entre la composition spécifique (Espèce) et synthétique (Famille, Groupe trophique, Taille maximale observée) et le tableau de graphe de voisinage.

### **8.3. Résultats**

#### **8.3.1. Distribution spatiale des peuplements**

##### **8.3.1.1. Pluie**

Pendant la période de la pluie 5524 poissons ont été capturés. Ils sont distribués en 63 espèces, 16 familles et 6 ordres (Tableau XXIII).

##### **8.3.1.1.1. Analyse Factorielle des Correspondances**

###### Espèces

L'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) sépare, selon les axes 1 et 2, la composition spécifique des peuplements de poissons des cours d'eau échantillonnés en trois groupes : le premier formé par les espèces *Serrasalmus rhombeus*, *Cynodon meionactis*, *Leporinus lebaili*, *Brycon pesu*, *Schizodon fasciatum* des stations du bassin du fleuve Maroni (Maroni A et B, Petit Inini, Grand Inini, Sonnelle) ; le deuxième formé par les espèces *Megalops atlanticus*, *Hoplias malabaricus* et *Hypostomus plecostomus* des stations des criques côtières Malmanoury et Passoura ; le troisième par *Boulangerella cuvieri*, *Bryconops cyrtogaster*, *Bivibranchia simulata*, *Heros severus* et *Leporinus gossei* des stations du bassin du fleuve Oyapock (Oyapock A et B, Camopi) (Figure 36A et 36B). Les deux axes expliquent 32% de la variance totale (Tableau XXIV).

###### Famille

La composition synthétique Famille montre, sur l'axe 1, deux groupes.

Tableau XXIII - Fréquence des espèces groupées par Ordre et Famille prélevées pendant la période de la pluie dans la Guyane française.

ORDRE Famille Genre espèce	Code	Bassin versant																											
		Oyapock		Mahury				Kourou		Karouabo		Malma-noury		Sinnamary								Maroni							
		Oyapock	Camopi	Comté		Kounana		Orapu		Course d'eau		Karouabo	Malma-noury	Sinnamary								Kour-sibo	Le-blond	Maroni		Tam-pock	Petit Inini	Grand Inini	
				Amont (A)	Aval (B)	Amont (A)	Aval (B)	Amont (A)	Aval (B)	Pas-soura	Pères			Deux Roros	Saut Dalles	Takari Tanté	Keren-roch	Venus	Saubnier	Amont (A)	Aval (B)			Langa Tabaki					
		Stations																											
Amont (A)	Aval (B)	Camopi	Amont (A)	Aval (B)	Amont (A)	Aval (B)	Amont (A)	Aval (B)	Pas-soura	Pères	Karouabo	Malma-noury	Deux Roros	Saut Dalles	Takari Tanté	Keren-roch	Venus	Saubnier	Kour-sibo	Le-blond	Amont (A)	Aval (B)	Langa Tabaki	Tam-pock	Petit Inini	Grand Inini	Sonne- lle		
<b>CHARACIFORMES</b>																													
<b>Anostomidae</b>																													
<i>Anostomus brevior</i>	ABRE	5	2	7	15	3	25	2	-	1	1	-	11	8	78	15	23	6	1	1	5	20	3	3	20	9	7	18	5
<i>Leporinus fasciatus</i>	LFAS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	1	2	-	-	-	-	-	-	5	-	-	2	-	
<i>Leporinus frederici</i>	LFRI	-	1	3	15	3	13	2	-	1	-	-	-	52	14	21	6	1	1	3	18	1	-	4	8	-	5	-	
<i>Leporinus gossei</i>	LGOS	5	1	3	-	-	12	-	-	1	-	11	8	7	-	-	-	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Leporinus labailli</i>	LLEB	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	8	-	3	10	1		
<i>Schizodon fasciatus</i>	SFAS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	3	1	4	1	4		
<b>Characidae</b>																													
<i>Astyanax bimaculatus</i>	ABIM	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	2	1	-	-	5	2	5	1	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	AFAL	-	-	-	1	2	12	2	5	2	-	1	4	19	11	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	AMIC	23	46	43	13	2	-	48	18	2	-	-	-	12	3	9	1	-	1	4	8	2	-	2	2	-	3		
<i>Astyanax polylepis</i>	APOL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16	-	-	2	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Bryconops affinis</i>	BAFF	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	53	12	24	-	-	-	18	1	87	88	16	63	-	7		
<i>Bryconops caudomaculatus</i>	BCAU	173	22	125	204	43	24	37	27	24	-	-	-	13	8	5	3	3	-	2	-	9	20	14	23	-	1		
<i>Bryconops cyrtogaster</i>	BCYR	15	6	74	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Bryconops melanurus</i>	BMEL	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	70	15	31	-	-	-	14	3	-	-	-	-	-	-		
<i>Brycon psu</i>	BPES	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	11	8	13	-	3			
<i>Cynodon meionactis</i>	CMEI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	1	-	5	1			
<i>Charax pauciradiatus</i>	CPAU	-	1	2	4	-	9	24	12	-	-	-	-	-	-	-	1	4	-	-	-	-	-	-	-	-			
<i>Hemigrammus unilineatus</i>	HUNI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	18	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-			
<i>Moenkhausia chrysargyrea</i>	MCHR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	4	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
<i>Moenkhausia grandisquamis</i>	MGRA	2	2	36	34	3	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	15	7	16	31	1	6			
<i>Moenkhausia oligolepis</i>	MOLI	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	11	5	4	1	-	-	3	-	-	-	-	-	-			
<i>Moenkhausia surinamensis</i>	MSUR	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	61	3	4	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-			
<i>Piabucus aenatus</i>	PDEN	-	-	-	13	1	-	-	-	1	2	-	-	-	-	1	15	34	-	-	-	-	-	-	-	-			
<i>Poptella orbicularis</i>	PORB	-	4	-	1	3	11	3	3	-	1	3	-	76	11	21	8	7	3	20	14	-	-	3	-	2			
<i>Tetragonopterus chalcus</i>	TCHA	6	2	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	23	-	1			
<i>Triporthus rotundatus</i>	TROT	-	-	-	-	-	-	-	-	-	46	-	-	135	10	17	13	34	29	7	12	23	52	88	22	6			
<b>Ctenoquididae</b>																													
<i>Boulangerella cuvieri</i>	BCUV	10	14	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
<b>Curimatidae</b>																													
<i>Curimata cyprinoides</i>	CCYP	-	-	-	1	3	-	7	1	-	3	-	1	275	26	11	115	30	38	-	9	-	-	12	1	-			
<i>Curimata sp.</i>	CYPI	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	37	4	-	-	-	1	3	-	-	-	-	-	-			
<i>Cyphocharax spilurus</i>	CYSP	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	217	21	7	-	2	14	6	-	-	-	1	-	-			
<i>Chilodus zumevei</i>	CZUN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
<b>Erythrinidae</b>																													
<i>Hoplias aimara</i>	HAIM	-	-	-	-	5	3	-	-	2	-	15	6	1	1	3	-	3	2	1	1	-	-	1	-	-			
<i>Hoplias malabaricus</i>	HMAL	-	-	-	-	5	-	-	-	2	-	15	6	1	1	3	-	1	1	1	-	-	1	-	-				
<b>Hemiodontidae</b>																													
<i>Bivibranchia simulata</i>	BSIM	11	8	19	9	5	4	7	-	1	10	35	-	406	27	1	-	-	-	12	3	5	-	6	7	1			
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	HEUN	3	1	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1			
<i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i>	HQUA	5	7	9	6	5	4	-	-	10	35	-	-	6	15	1	-	-	-	-	4	-	6	4	-	4			

Tableau XXIII (Continuation)

ORDRE Famille Genre espèce	Code	Bassin versant																											
		Oyapock			Mahury				Kourou		Karouabo	Malma- noury	Sinnamary							Maroni									
		Cours d'eau			Cours d'eau				Cours d'eau		Karouabo	Malma- noury	Cours d'eau							Cours d'eau									
		Oyapock	Camopi	Comté	Kounana	Orapu	Pas- soura	Pères	Karouabo	Malma- noury	Sinnamary							Kour- sibo	Le- blond	Maroni			Tam- pock	Petit Inini	Grand Inini				
		Amont (A)	Aval (B)	Camopi	Amont (A)	Aval (B)	Amont (A)	Aval (B)	Amont (A)	Aval (B)	Pas- soura	Pères	Karouabo	Malma- noury	Deux Roros	Saut Dalles	Takari Tanté	Keren- roch	Venus	Saulnier	Kour- sibo	Le- blond	Amont (A)	Aval (B)	Langa Tabiki	Tam- pock	Petit Inini	Grand Inini	Sonne- lle
<b>Serrasalimidae</b>		5	5	8	5	2	5	2	2	-	-	-	-	31	11	11	-	2	-	3	4	11	6	27	27	1	28	15	
<i>Myleus ternetsi</i>	MTER	1	2	1	4	2	3	-	2	-	-	-	-	31	11	11	-	2	-	3	4	1	-	4	1	-	-	-	
<i>Serrasalimus humeralis</i>	SHUM	4	3	7	1	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	3	-	2	4	
<i>Serrasalimus rhombus</i>	SRHO	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	6	22	23	1	26	11	
<b>CLUPEIFORMES</b>																													
<b>Engraulidae</b>		-	-	-	1	1	-	1	3	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	
<i>Lycengraulis batesii</i>	LBAT	-	-	-	1	1	-	1	3	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	
<b>ELOPIFORMES</b>																													
<b>Megalopidae</b>		-	-	-	-	-	-	-	-	10	1	-	2	-	-	-	-	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Megalops atlanticus</i>	MATL	-	-	-	-	-	-	-	-	10	1	-	2	-	-	-	-	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>GYMNOTIFORMES</b>																													
<b>Sternopygidae</b>		-	-	-	-	-	5	-	1	-	-	-	-	3	-	-	-	-	2	-	1	-	1	2	-	1	-		
<i>Eigenmannia virascens</i>	EVIR	-	-	-	-	-	5	-	1	-	-	-	-	3	-	-	-	-	2	-	1	-	1	2	-	1	-		
<b>PERCIFORMES</b>																													
<b>Cichlidae</b>		1	-	1	-	-	9	4	-	-	2	-	5	3	-	-	2	7	5	-	-	-	-	-	-	1	-		
<i>Geophagus surinamensis</i>	GSUR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	7	5	-	-	-	-	-	-	1	-		
<i>Heros severus</i>	HSEV	1	-	1	-	-	-	-	-	2	-	5	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Satanoperca jurupari</i>	SJUR	-	-	-	-	-	9	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<b>Sciaenidae</b>		-	-	-	3	1	1	-	-	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	1	-	-	1	
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	PSQU	-	-	-	3	1	1	-	-	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	1	-	-	1		
<b>SILURIFORMES</b>																													
<b>Ageneiosidae</b>		2	1	-	10	4	21	37	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	1	2	10	2	3	
<i>Ageneiosus dentatus</i>	ADEN	-	-	-	10	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	AGBR	2	1	-	-	4	21	37	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	1	2	10	2	3	
<b>Auchenipteridae</b>		17	8	4	79	45	12	52	10	19	6	46	10	92	18	5	4	1	21	36	1	2	2	10	18	4	7	4	10
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	ANUC	17	8	4	40	37	-	47	10	18	2	27	-	-	18	4	3	-	13	25	-	1	2	5	15	2	2	2	
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	PGAL	-	-	-	30	3	12	5	-	1	4	6	10	71	-	1	1	1	8	4	1	1	-	5	3	2	5	2	10
<i>Pseudochenipterus nodosus</i>	PNOD	-	-	-	9	5	-	-	-	-	-	13	-	21	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Doradidae</b>		1	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	1	-	-	1	2	-	-	21	4	2	
<i>Doras carinatus</i>	DCAR	1	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	1	-	-	1	1	-	-	1	3	1	
<i>Platydoras costatus</i>	PCOS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	20	1	1	
<b>Loricariidae</b>		-	-	-	2	-	-	-	-	2	2	-	1	41	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Hypostomus placostomus</i>	HPLE	-	-	-	2	-	-	-	-	2	2	-	1	41	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	

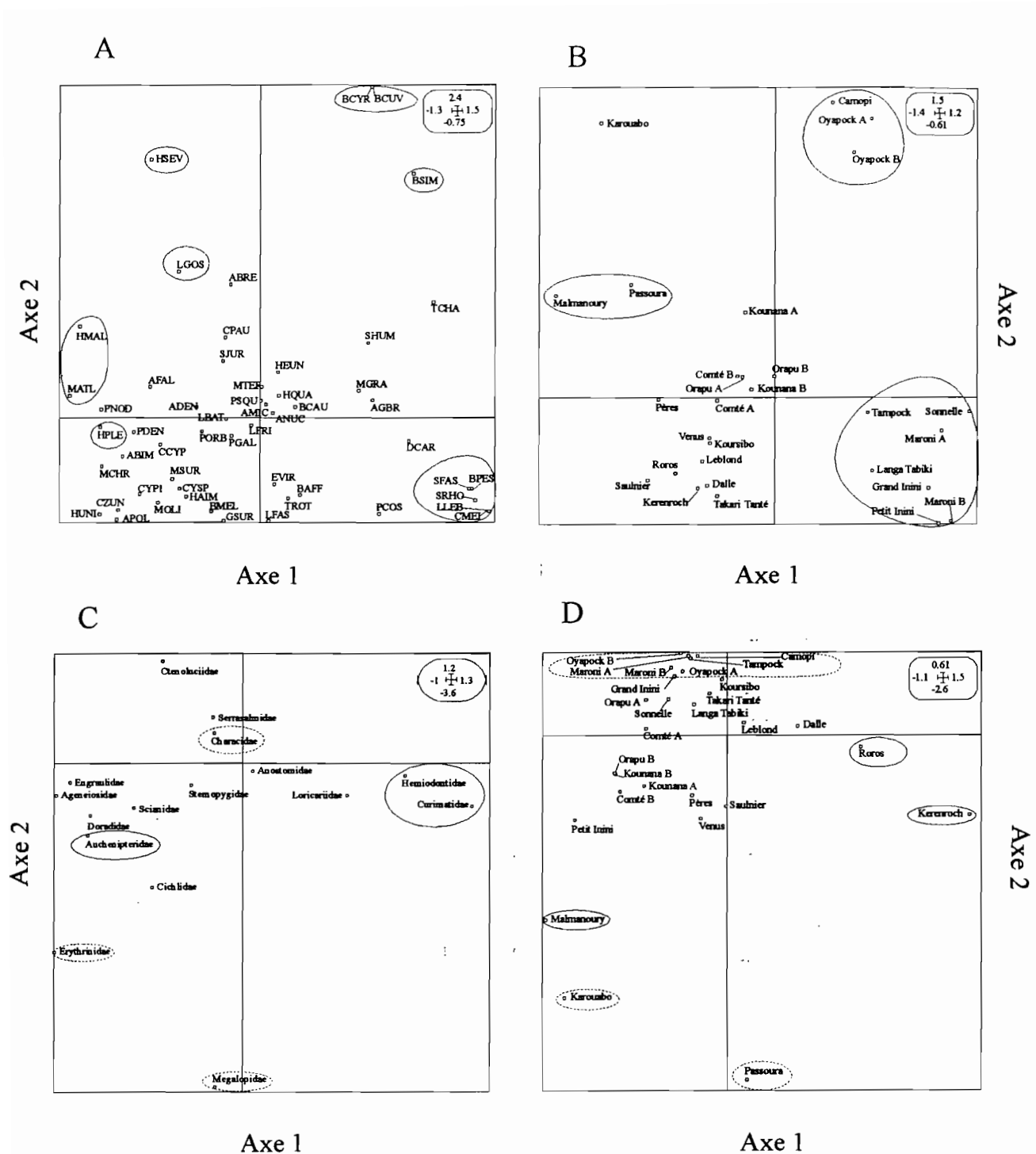


Figure 36 - Axe 1 et 2 de l'analyse factorielle des correspondances de la composition spécifique (A) et synthétique Famille (C) des peuplements de poissons durant la période de la pluie. B et D - Cartes des cours d'eau échantillonnés. Les ellipses groupent les points de coordonnées voisines et dont la contribution à la formation des axes est élevée. L'encart indique l'échelle des axes. Consulter le Tableau XXIII pour les codes des espèces. Ligne continue=axe 1, Ligne pointillée=axe 2.



Tableau XXIV – Statistiques de l'Analyse Factorielle des Correspondances de la composition spécifique (Espèce) et synthétique (Famille, Groupe trophique et Taille maximale observée) des peuplements de poissons à la période de la pluie et de l'étiage dans les cours d'eau de la Guyane française.

Saison	Statistiques	Espèce		Famille		Groupe trophique		Taille maximale observée	
		Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2	Axe 1	Axe 2
Pluie	Eigenvalues	0,41	0,31	0,33	0,25	0,28	0,13	0,05	0,04
	Fraction expliquée de la variance totale	0,18	0,14	0,24	0,18	0,45	0,21	0,44	0,31
Etiage	Eigenvalues	0,31	0,23	0,38	0,24	0,32	0,18	0,07	0,04
	Fraction expliquée de la variance totale	0,26	0,19	0,38	0,23	0,44	0,26	0,53	0,32

Le premier est formé par la station Kérenroch et Deux Roros (Fleuve Sinnamary) où les familles associées sont des Hemiodontidae et des Curimatidae. Le deuxième groupe est constitué par la station Malmanoury où la famille Auchenipteridae est associée. Sur l'axe 2, la station de la crique côtière Passoura est associée à la famille des Megalopidae et celle de la crique côtière Karouabo à la famille Erythrinidae. La famille des Characidae est associée aux stations du bassin des fleuves Oyapock (Camopi, Oyapock A et B) et Maroni (Maroni A et B, Tampock) (Figure 36C et 36D). Les deux axes sont responsables à 42% de la variance totale (Tableau XXIV).

#### Taille maximale observée

La composition synthétique Taille maximale observée (TMO) présente, sur les axes 1 et 2, trois groupes : le premier associe la classe de TMO >301mm aux stations des criques côtières (Malmanoury, Passoura, Karouabo) et la station Kounana A.

Le deuxième associe la classe <100mm aux stations du bassin du fleuve Sinnamary (Deux Roros, Leblond, Kerenroch, Saulnier) ; le troisième groupe associe la classe 201-300mm à station Orapu A (Figure 37A et 37B). Cette distribution correspond à 75% de la variance totale (Tableau XXIV).

#### Groupe trophique

La composition par Groupe trophique, sur les axes 1 et 2, présente quatre groupes. Le premier groupe des ichtyophages est associé aux stations Kounana B et Sonnelle ; les Omnivores aux stations Maroni A, Oyapock B et Malmanoury ; les invertivores terrestres aux stations du Maroni (Tampock et Grand Inini), du fleuve Sinnamary (Takari Tanté, Dalles) et des criques côtières (Karouabo et Passoura) (Figure 37C et 37D). Les axes 1 et 2 expliquent 66% de la variance totale (Tableau XXIV).

#### **8.3.1.1.2. Patrons spatiaux**

#### Espèces

L'indice de Moran positionne la composition spécifique des peuplements de poissons échantillonnés pendant la période de la pluie en quatre plans spatiaux qui présentent des corrélations spatiales de  $r=0,76$ ,  $r=0,73$ ,  $r=0,71$ ,  $r=0,74$ , respectivement (Tableau XXV).

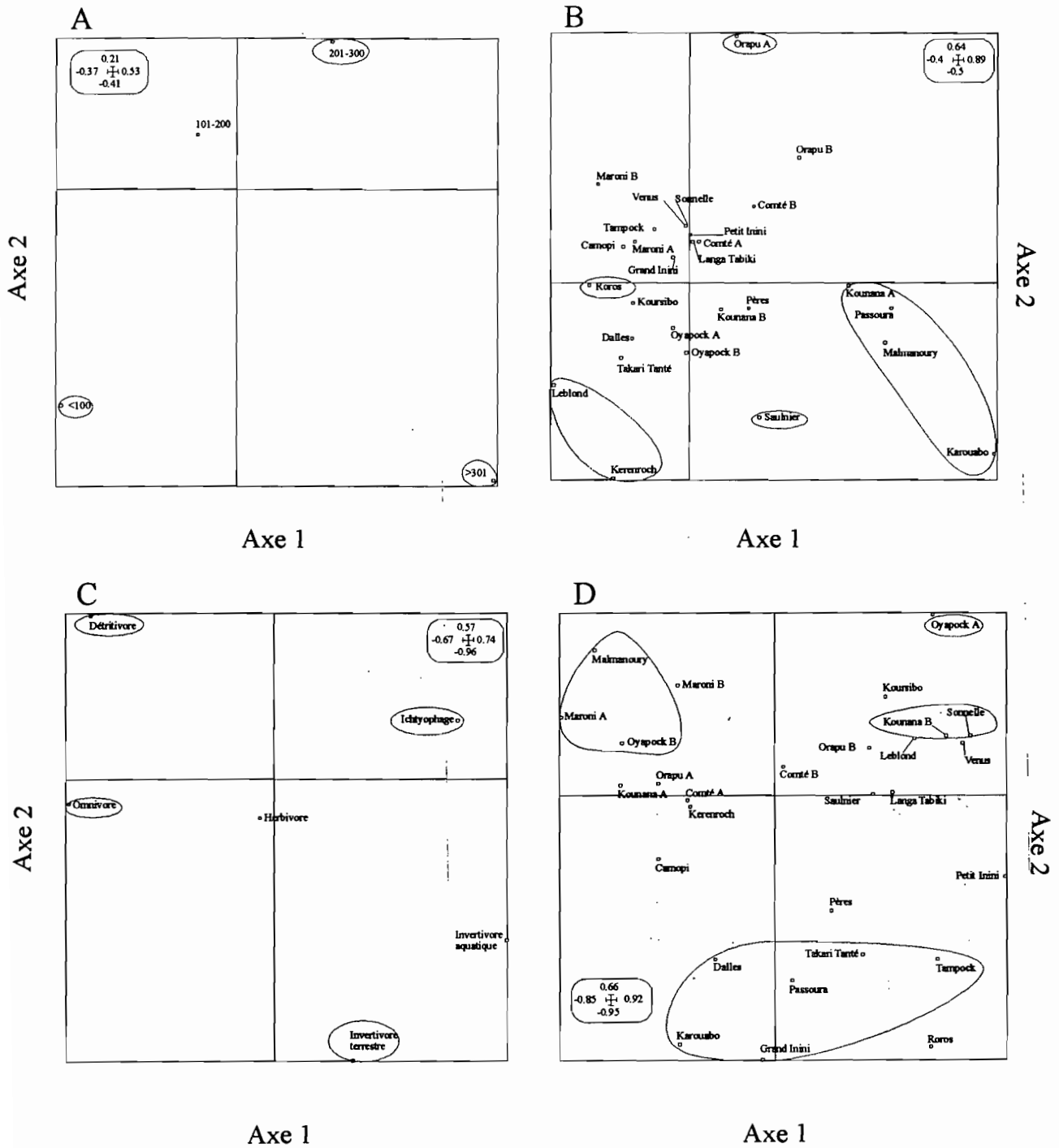


Figure 37 - Axe 1 et 2 de l'analyse factorielle des correspondances de la composition synthétique TMO (A) et Groupe trophique (C) des peuplements de poisson durant la période de la pluie. B et D - Cartes des cours d'eau échantillonnées. Les ellipses groupent les points de coordonnées voisines et dont la contribution à la formation des axes est élevée. L'encart indique l'échelle des axes. Ligne continue=axe 1, Ligne pointillée=axe 2.

Tableau XXV – Statistiques des plans spatiaux par composition spécifique et synthétique (Famille, Groupe trophique et TMO) des peuplements des poissons à la saison de la pluie et d'étéage. Les chiffres en gras indiquent des corrélations significatives.

Période	Statistiques des plans	Espèces				Famille				Groupe Trophique				Taille maximale observée			
		Plans				Plans				Plans				Plans			
		A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
Pluie	Eigenvalues	0,34	0,24	0,2	0,16	0,25	0,19	0,16	0,13	0,01	0,009	0,002	-	0,05	0,02	-	-
	Corrélation spatiale	<b>0,76</b>	<b>0,73</b>	<b>0,71</b>	<b>0,74</b>	<b>0,73</b>	<b>0,73</b>	<b>0,68</b>	<b>0,57</b>	0,26	0,19	0,17	-	<b>0,65</b>	0,44	-	-
	Test de Monte Carlo de la distribution spatiale vs. peuplements des poissons (1 000 iterations)	p<0,001				p=0,183				p=0,443				p=0,343			
	Eigenvalues	0,25	0,18	0,16	0,1	0,23	0,12	0,05	-	0,03	0,01	-	-	0,02	0,007	-	-
Etiage	Corrélation spatiale	<b>0,72</b>	<b>0,72</b>	<b>0,71</b>	<b>0,69</b>	<b>0,66</b>	<b>0,64</b>	<b>0,56</b>	-	<b>0,63</b>	0,38	-	-	0,47	0,56	-	-
	Test de Monte Carlo de la distribution spatiale vs. peuplements des poissons (1 000 iterations)	p<0,001				p=0,324				p=0,311				p=0,074			
	Eigenvalues	0,25	0,18	0,16	0,1	0,23	0,12	0,05	-	0,03	0,01	-	-	0,02	0,007	-	-

Le test de Monte Carlo indique une corrélation significative ( $p < 0,001$ ) entre la distribution spatiale des peuplements de poissons et les relations de voisinage des cours d'eau échantillonnés (Tableau XXV).

Le premier plan discrimine principalement le groupe formé par les stations du bassin du Maroni (Grand Inini, Petit Inini, Sonnelle, Tampock, Maroni A et B, Langa Tabiki) du groupe formé par des fleuves côtiers (Passoura, Malmanoury) (Figure 38A). Dans le premier groupe les espèces fréquentes sont : *Brycon pesu* ( $p < 0,001$ ), *Cynodon meionactis* ( $p < 0,001$ ), *Serrasalmus rhombeus* ( $p < 0,001$ ), *Leporinus lebaili* ( $p < 0,001$ ) et dans le deuxième *Megalops atlanticus* ( $p < 0,007$ ) (Figure 38E1).

Le deuxième plan associe dans un premier groupe les stations du bassin de l'Oyapock (Camopi, Oyapock A et B) où l'espèce *Boulangerella cuvieri* ( $p < 0,028$ ) est fréquente, à la station de la crique côtière Karouabo où les espèces *Bryconops cyrtogaster* ( $p < 0,028$ ) et *Heros severus* ( $p < 0,048$ ) sont présentes (Figure 38B et 38E1). Le deuxième groupe est formé par les stations Deux Roros, Dalles, Takari Tanté, Koursibo, Leblond (haut Sinnamary) où l'espèce *Bryconops melamurus* ( $p < 0,006$ ) est présente et les stations Kerenroch, Venus et Saulnier (bas Sinnamary) où *Geophagus surinamensis* ( $p = 0,000$ ) est fréquente (Figure 38B et 38E1).

Le troisième plan oppose les espèces *Boulangerella cuvieri* ( $p < 0,028$ ), *Bivibranchia simulata* ( $p < 0,041$ ) et *Bryconops cyrtogaster* ( $p < 0,028$ ) présentes dans les stations du bassin de l'Oyapock (Camopi, Oyapock A et B) et *Bryconops caudomaculatus* ( $p < 0,024$ ) présente dans l'Oyapock et haut Sinnamary (Deux Roros, Dalles, Takari Tanté, Koursibo, Leblond) à *Brycon pesu* ( $p < 0,001$ ), *Cynodon meionactis* ( $p < 0,001$ ), *Serrasalmus rhombeus* ( $p < 0,001$ ), *Leporinus lebaili* ( $p < 0,001$ ) trouvées dans le bassin du Maroni (Stations A et B, Petit Inini, Sonnelle et Langa Tabiki) et *Heros severus* ( $p < 0,048$ ) présente dans les criques côtières (Passoura, Malmanoury et Karouabo) (Figure 39C et 39E2).

Le quatrième plan discrimine les espèces *Bryconops melamurus* ( $p < 0,006$ ) et *Moenkhausia chrysargyrea* ( $p < 0,001$ ) présentes dans les stations du haut Sinnamary (Deux Roros, Dalles, Takari Tanté) de *Megalops atlanticus* ( $p < 0,007$ ), *Piabucus dentatus* ( $p < 0,002$ ) et *Pseudochenipterus nodosus* ( $p < 0,033$ ) présentes dans la crique côtière Pères et les stations du bas Sinnamary (Kerenroch, Venus, Saulnier), *Geophagus surinamensis* ( $p < 0,001$ ) dans le bas Sinnamary (Kerenroch, Venus, Saulnier) et *Ageneiosus brevifilis* ( $p < 0,001$ ) dans les stations A et B de la Comté (Figure 39D et 39E2).

Aucune relation spatiale significative n'a été trouvée parmi les peuplements de poissons prélevés pendant la saison de pluie en considérant la composition synthétique

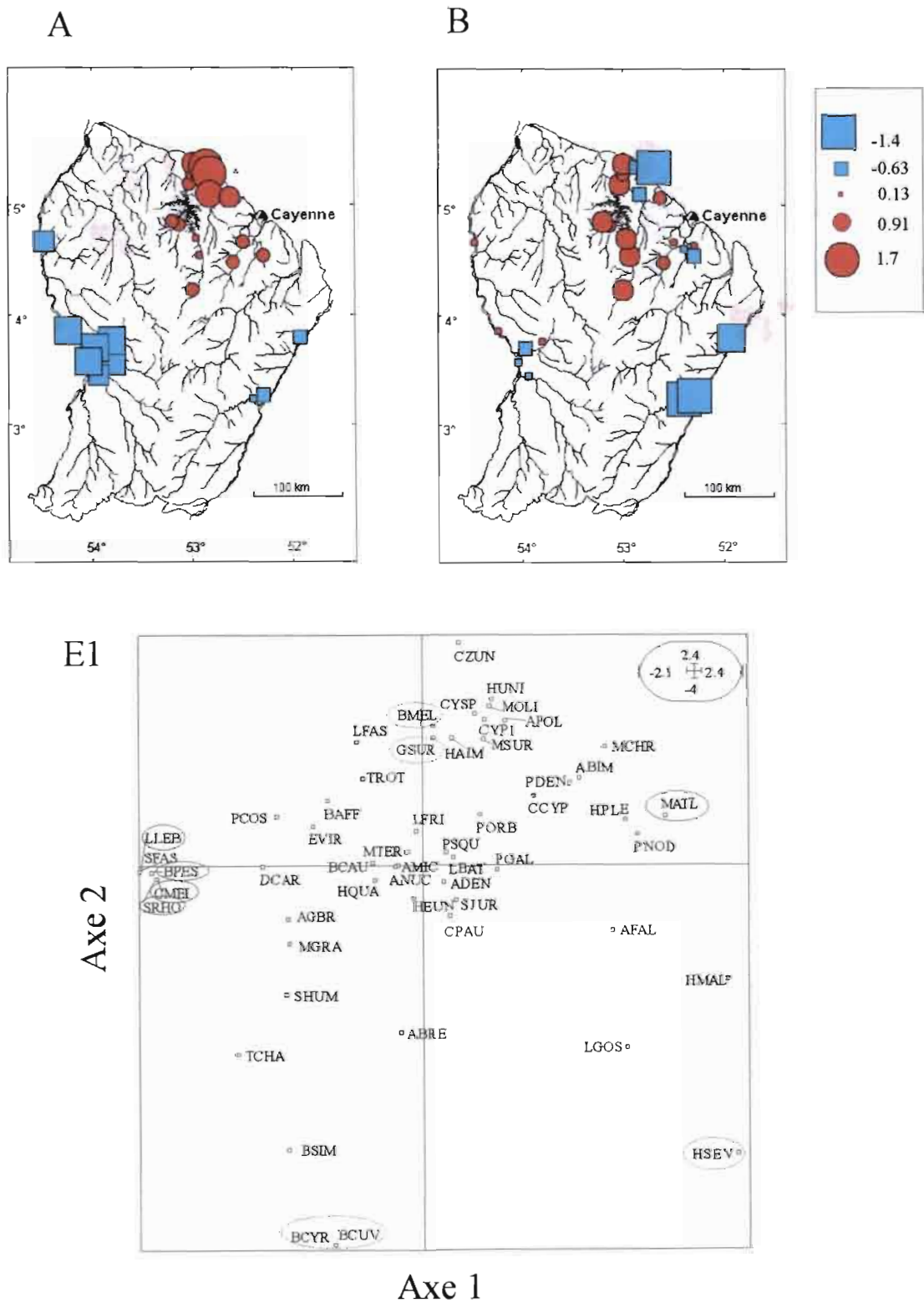


Figure 38 - Distribution des stations dans le plan spatial un (A) et deux (B) de la composition spécifique des peuplements de poissons (E1) à la période de la pluie. Les stations sont identifiées par des carrés bleus ou des cercles rouges dont la taille est proportionnelle à leur coordonnée. Les espèces qui contribuent significativement à l'analyse sont signalées par des ellipses au trait plein pour l'axe 1 et au trait pointillé pour l'axe 2. L'encart dans la carte E1 indique l'échelle des valeurs maximisées de l'Indice de Moran. Consulter le Tableau XXIII pour les codes des espèces.

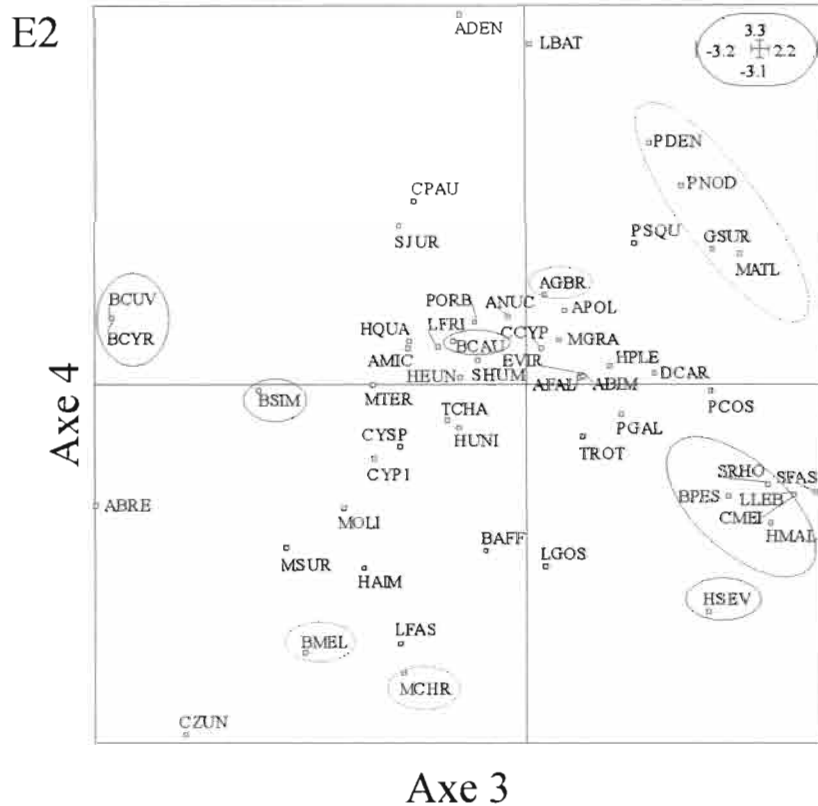
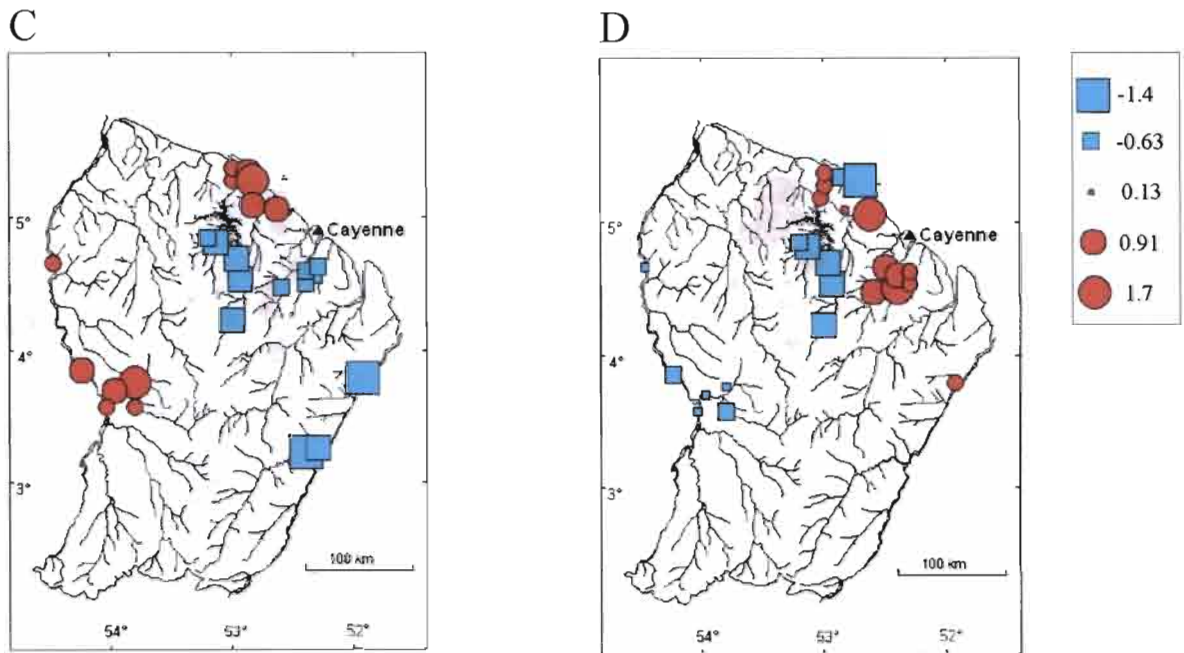


Figure 39 - Distribution des stations dans le plan spatial trois (C) et quatre (D) de la composition spécifique des peuplements de poissons (E2) à la période de la pluie. Les stations sont identifiées par des carrés bleus ou des cercles rouges dont la taille est proportionnelle à leur coordonnée. Les espèces qui contribuent significativement à l'analyse sont signalées par des ellipses au trait plein pour l'axe 3 et au trait pointillé pour l'axe 4. L'encart dans la carte E2 indique l'échelle des valeurs maximisées de l'Indice de Moran. Consulter le Tableau XXIII pour les codes des espèces.

Famille, Groupe trophique et Taille maximale observée ( $p=0,183$ ;  $p=0,433$  et  $p=0,343$ , respectivement) (Tableau XXV).

### 8.3.1.2. Étiage

Durant la période de l'étiage 2376 poissons ont été prélevés. Ils sont distribués en 38 espèces, 14 familles et 5 ordres (Tableau XXVI).

#### 8.3.1.2.1. Analyse Factorielle des Correspondances

##### Espèces

Cette analyse discrimine la composition spécifique des cours d'eau échantillonnés en trois groupes (Figure 40A et 40B). Le premier associe la station du fleuve Oyapock (Oyapock B) aux espèces *Heros severus*, *Pterengraulis atherinoides*, *Ageneiosus dentatus* et *Loricaria cataphracta*. Le deuxième associe les stations du fleuve Sinnamary (Deux Roros, Takari Tanté et Saut Dalles) aux espèces *Moenkausia georgiae*, *Moenkausia surinamensis*, *Triportheus rotundatus*.

Le troisième associe les stations du bassin versant de la Comté (Orapu A, Kounana A et B et Comté B) aux espèces *Ageneiosus brevifilis* et *Charax pauciradiatus*. Cette distribution spatiale explique 45% de la variance totale des axes 1 et 2 (Tableau XXIV).

##### Famille

Au niveau de la composition synthétique Famille les Pimelodidae, Loricariidae et Doradidae sont associées à la station Dalles du fleuve Sinnamary; les familles des Ageneiosidae et des Scianidae à la station Kounana A sur l'axe 1. Sur l'axe 2, les familles des Engraulidae et des Anostomidae sont associées aux stations du fleuve Sinnamary (Kerenroch et Takari Tanté) et du fleuve Oyapock (Oyapock B) et les familles des Sternopygidae et des Erythrinidae aux stations de la rivière Comté (A et B) (Figure 40C et 40D). Les deux axes expliquent 61% de la variance totale (Tableau XXIV).

##### Taille maximale observée

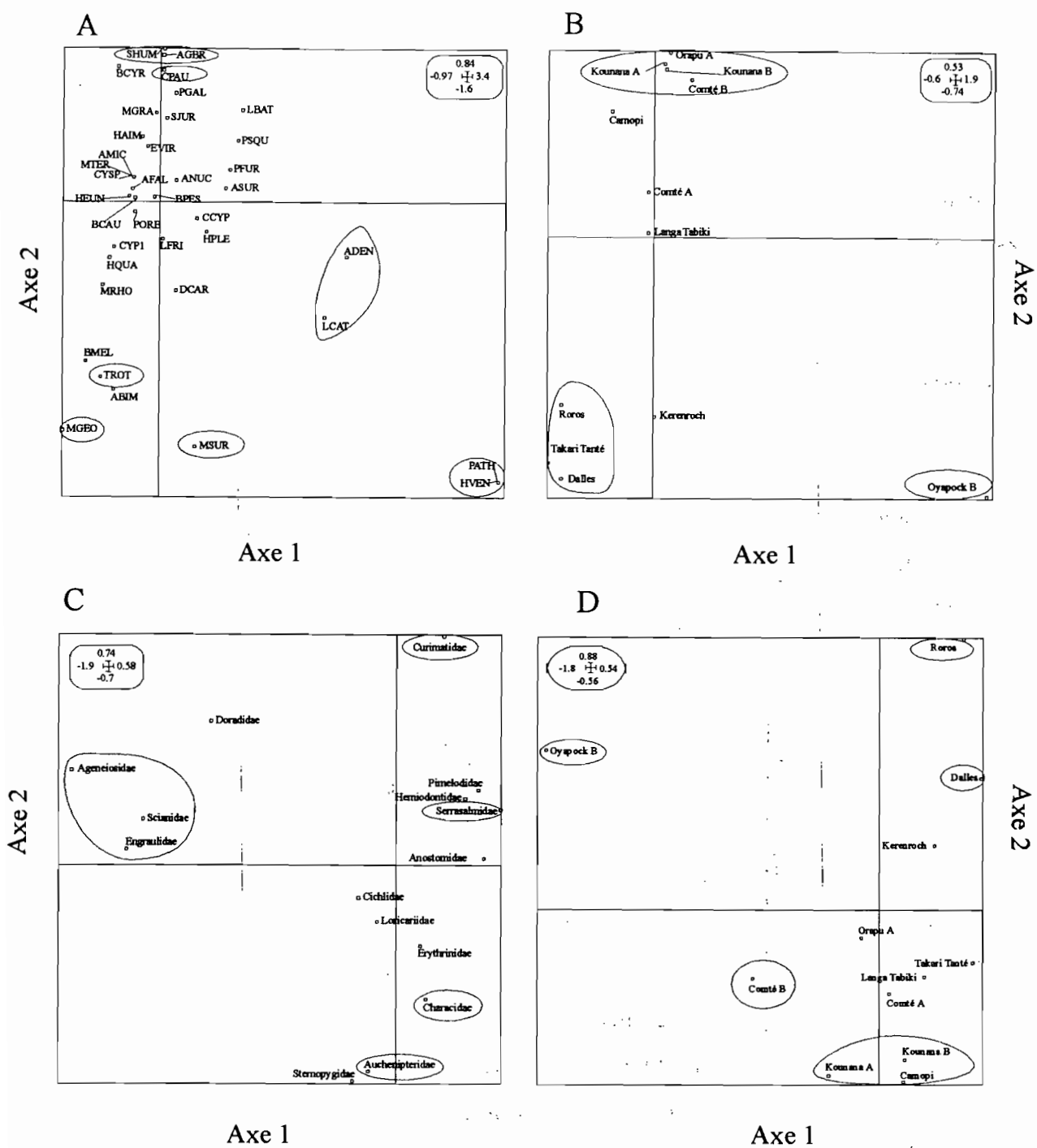


Tableau XXVI - Fréquence des espèces, groupées par Ordre et Famille, prélevées pendant la période d'étiage.

ORDRE	Code	Bassin versant											
		Oyapock		Mahury				Sinnamary				Maroni	
Famille	Genre espèce	Cours d'eau											
		Oyapock	Camopi	Comté	Kounana		Orapu	Sinnamary			Maroni		
		Stations											
		Aval (B)	Camopi	Amont (A)	Aval (B)	Amont (A)	Aval (B)	Amont (A)	Deux Roros	Saut Dalles	Takari Tanté	Kerenroch	Langa Tabiki
<b>CHARACIFORMES</b>													
<b>Anostomidae</b>		<b>1</b>	<b>6</b>	<b>2</b>	<b>-</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>15</b>	<b>17</b>	<b>2</b>	<b>4</b>
	<i>Leporinus friderici</i>	LFRI	1	6	2	-	5	2	1	5	17	2	4
<b>Characidae</b>		<b>5</b>	<b>96</b>	<b>92</b>	<b>57</b>	<b>104</b>	<b>208</b>	<b>25</b>	<b>41</b>	<b>55</b>	<b>113</b>	<b>62</b>	<b>36</b>
	<i>Astyanax bimaculatus</i>	ABIM	-	-	-	-	-	-	9	-	-	17	-
	<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	AFAL	-	-	3	2	16	18	1	2	2	-	-
	<i>Acestrorhynchus microlepis</i>	AMIC	-	14	22	18	9	48	2	11	6	8	1
	<i>Bryconops caudomaculatus</i>	BCAU	-	21	3	26	67	126	4	4	2	9	4
	<i>Bryconops cyrtogaster</i>	BCYR	-	48	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Bryconops melanurus</i>	BMEL	-	-	1	-	-	-	-	3	5	24	-
	<i>Brycon pesu</i>	BPES	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10
	<i>Charax pauciradiatus</i>	CPAU	-	1	41	3	7	13	15	-	-	-	2
	<i>Moenkhausia georgiae</i>	MGEO	-	-	-	-	-	-	-	3	5	16	-
	<i>Moenkhausia grandisquamis</i>	MGRA	-	12	11	5	-	-	-	-	-	-	3
	<i>Moenkhausia surinamensis</i>	MSUR	5	-	-	-	-	-	-	9	1	3	-
	<i>Poptella orbicularis</i>	PORB	-	-	11	3	5	3	3	1	7	5	18
	<i>Triportheus rotundatus</i>	TROT	-	-	-	-	-	-	-	8	19	48	17
<b>Curimatidae</b>		<b>40</b>	<b>2</b>	<b>25</b>	<b>22</b>	<b>11</b>	<b>60</b>	<b>11</b>	<b>223</b>	<b>77</b>	<b>29</b>	<b>54</b>	<b>11</b>
	<i>Curimata cyprinoides</i>	CCYP	40	-	9	18	-	44	9	-	4	-	54
	<i>Curimata sp.</i>	CYP1	-	-	2	-	2	15	-	2	3	3	-
	<i>Cyphocharax spilurus</i>	CYSP	-	2	14	4	9	1	2	221	70	26	1
<b>Erythrinidae</b>		<b>-</b>	<b>2</b>	<b>-</b>	<b>1</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>6</b>
	<i>Hoplias aimara</i>	HAIM	-	2	-	1	-	-	2	3	-	-	6
<b>Hemiodontidae</b>		<b>-</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>15</b>	<b>-</b>	<b>40</b>	<b>4</b>	<b>31</b>	<b>47</b>	<b>5</b>	<b>-</b>	<b>7</b>
	<i>Hemiodus unimaculatus</i>	HEUN	-	4	6	12	-	40	4	26	42	2	7
	<i>Hemiodopsis quadrimaculatus</i>	HQUA	-	2	1	3	-	-	-	5	5	3	-
<b>Serrasalminidae</b>		<b>-</b>	<b>17</b>	<b>17</b>	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>7</b>	<b>38</b>	<b>46</b>	<b>78</b>	<b>-</b>	<b>4</b>
	<i>Myleus rhomboidalis</i>	MRHO	-	1	1	-	-	-	24	8	1	-	1
	<i>Myleus ternetzi</i>	MTER	-	4	14	1	1	1	6	14	38	77	3
	<i>Serrasalmus humeralis</i>	SHUM	-	12	2	4	-	1	1	-	-	-	-

Tableau XXVI (Continuation)

ORDRE	Code	Bassin versant											
		Oyapock		Mahury			Sinnamary			Maroni			
Famille	Code	Cours d'eau											
		Oyapock	Camopi	Comté		Kounana		Orapu	Sinnamary			Maroni	
Genre espèce		Stations											
		Aval (B)	Camopi	Amont (A)	Aval (B)	Amont (A)	Aval (B)	Amont (A)	Deux Roros	Saut Dalles	Takari Tanté	Kerenroch	Langa Tabiki
<b>CLUPEIFORMES</b>													
<b>Engraulidae</b>		<b>46</b>	-	-	<b>59</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	-	-	-	<b>2</b>	<b>2</b>
<i>Anchovia surinamensis</i>	ASUR	24	-	-	44	-	2	3	-	-	-	2	2
<i>Lycengraulis batesii</i>	LBAT	12	-	-	15	1	1	1	-	-	-	-	-
<i>Pterengraulis atherinoides</i>	PATH	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>GYMNOTIFORMES</b>													
<b>Sternopygidae</b>		-	-	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>9</b>	-	-	<b>1</b>	-	-	-	-
<i>Eigenmannia virescens</i>	EVIR	-	-	5	1	9	-	-	1	-	-	-	-
<b>PERCIFORMES</b>													
<b>Cichlidae</b>		-	-	<b>8</b>	-	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	-	-	-	<b>1</b>	-
<i>Satanoperca jurupari</i>	SJUR	-	-	8	-	1	2	1	-	-	-	1	-
<b>Sciaenidae</b>		<b>12</b>	-	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	-	-	-	-	<b>2</b>
<i>Pachypops furcraeus</i>	PFUR	2	-	3	-	3	-	1	-	-	-	-	2
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	PSQU	10	-	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-
<b>SILURIFORMES</b>													
<b>Ageneiosidae</b>		<b>84</b>	<b>7</b>	<b>6</b>	<b>8</b>	<b>23</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	-	-	-	-	-
<i>Ageneiosus dentatus</i>	ADEN	84	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	AGBR	-	7	6	2	23	6	5	-	-	-	-	-
<b>Auchenipteridae</b>		<b>11</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>30</b>	<b>16</b>	<b>102</b>	<b>8</b>	<b>2</b>	-	<b>13</b>	<b>1</b>	<b>8</b>
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	ANUC	11	13	14	26	1	95	4	2	-	13	-	8
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	PGAL	-	-	-	4	15	7	4	-	-	-	1	-
<b>Doradidae</b>		<b>16</b>	<b>3</b>	<b>9</b>	-	-	-	-	<b>5</b>	<b>1</b>	-	-	<b>2</b>
<i>Doras carinatus</i>	DCAR	16	3	9	-	-	-	-	5	1	-	-	2
<b>Loricariidae</b>		<b>45</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	-	-	-	<b>2</b>	-	-	-	<b>4</b>
<i>Hypostomus plecostomus</i>	HPLC	1	3	-	1	-	-	-	2	-	-	-	4
<i>Hypostomus ventromaculatus</i>	HVEN	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Loricaria cataphracta</i>	LCAT	25	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-



Sur l'axe 1, la classe 201-300mm de la Taille maximale observée est associée aux stations du fleuve Oyapock (Oyapock B et Camopi) et rivière Comté (Comté B) et la classe >301mm est associée à la station Kounana A. Le troisième groupe associé, sur l'axe 2, la classe de taille 101-200mm aux stations du fleuve Sinnamary (Deux Roros, Kerenroch et Saut Dalles) (Figure 41A et 41B). Les deux axes expliquent 85% de la variance totale (Tableau XXIV).

#### Groupe trophique

Au niveau de la composition synthétique Groupe trophique, les ichtyophages sont associés aux stations de la rivière Kounana (A et B), fleuve Sinnamary (Deux Roros) et fleuve Oyapock (Camopi) et les herbivores et les omnivores aux stations du fleuve Sinnamary (Takari Tanté et Saut Dalles) sur l'axe 1. Les invertivores aquatiques sont associés à la station B du fleuve Oyapock (Figure 41C et 41D) sur l'axe 2. Les deux axes expliquent 70% de la variance totale (Tableau XXIV).

#### **8.3.1.2.2. Patrons spatiaux**

#### Espèces

Pendant la période d'étiage la composition spécifique du peuplement de poissons présente une distribution spatiale significative ( $p < 0,001$ ) qui s'exprime en quatre plans ( $r=0,72$ ,  $r=0,72$ ,  $r=0,71$ ,  $r=0,69$ , respectivement) (Tableau XXV).

Le premier plan sépare les espèces *Moenkhausia georgiae* ( $p < 0,018$ ), *Acestrorhynchus falcatus* ( $p < 0,001$ ) et *Hemiodopsis quadrimaculatus* ( $p < 0,026$ ) fréquentes dans les stations du haut Sinnamary (Deux Roros, Dalles et Takari Tanté) de l'espèce *Plagioscion squamosissimus* ( $p < 0,017$ ) présente dans la station B du fleuve Oyapock (Figure 42A et 42E1).

Le deuxième plan discrimine les espèces *Brycon pesu* ( $p < 0,001$ ) présente dans la station Langa Tabiki (bassin du fleuve Maroni), *Moenkhausia grandisquamis* ( $p < 0,030$ ), et *Charax pauciradiatus* ( $p < 0,017$ ) fréquentes dans la rivière Camopi (bassin du fleuve Oyapock) de *Triporthesus rotundatus* ( $p < 0,048$ ) présente dans la station Kerenroch du bas Sinnamary (Figure 42B et 42E1).

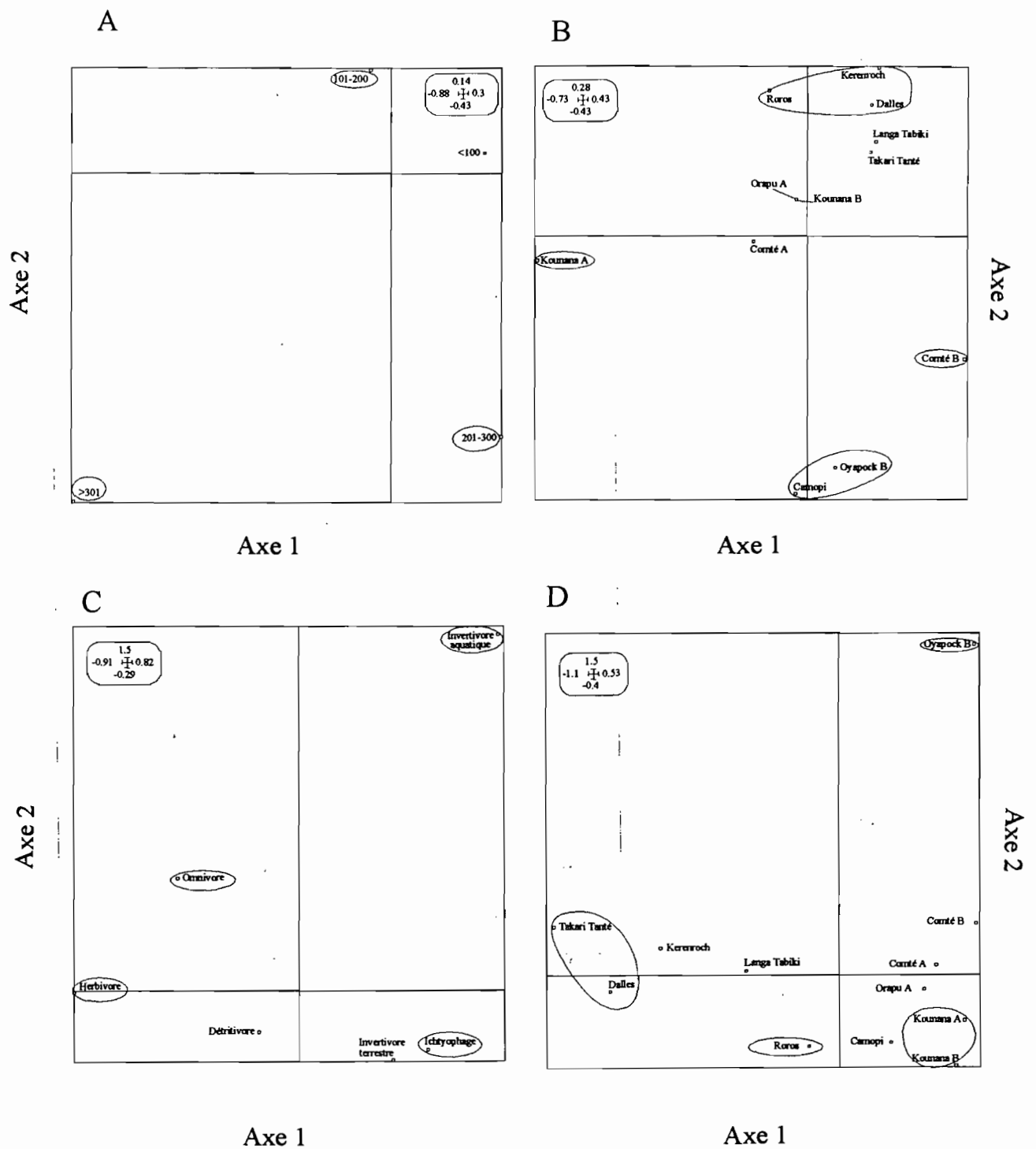


Figure 41 - Axe 1 et 2 de l'analyse factorielle des correspondances de la composition Taille maximale observée (A) et Groupe trophique (C) des peuplements de poissons durant la période de l'étiage. B et D - Cartes des cours d'eau échantillonnés. Les ellipses groupent les points de coordonnées voisines et dont la contribution à la formation des axes est élevée. L'encart indique l'échelle des axes. Ligne continue=axe 1, Ligne pointillée=axe 2.

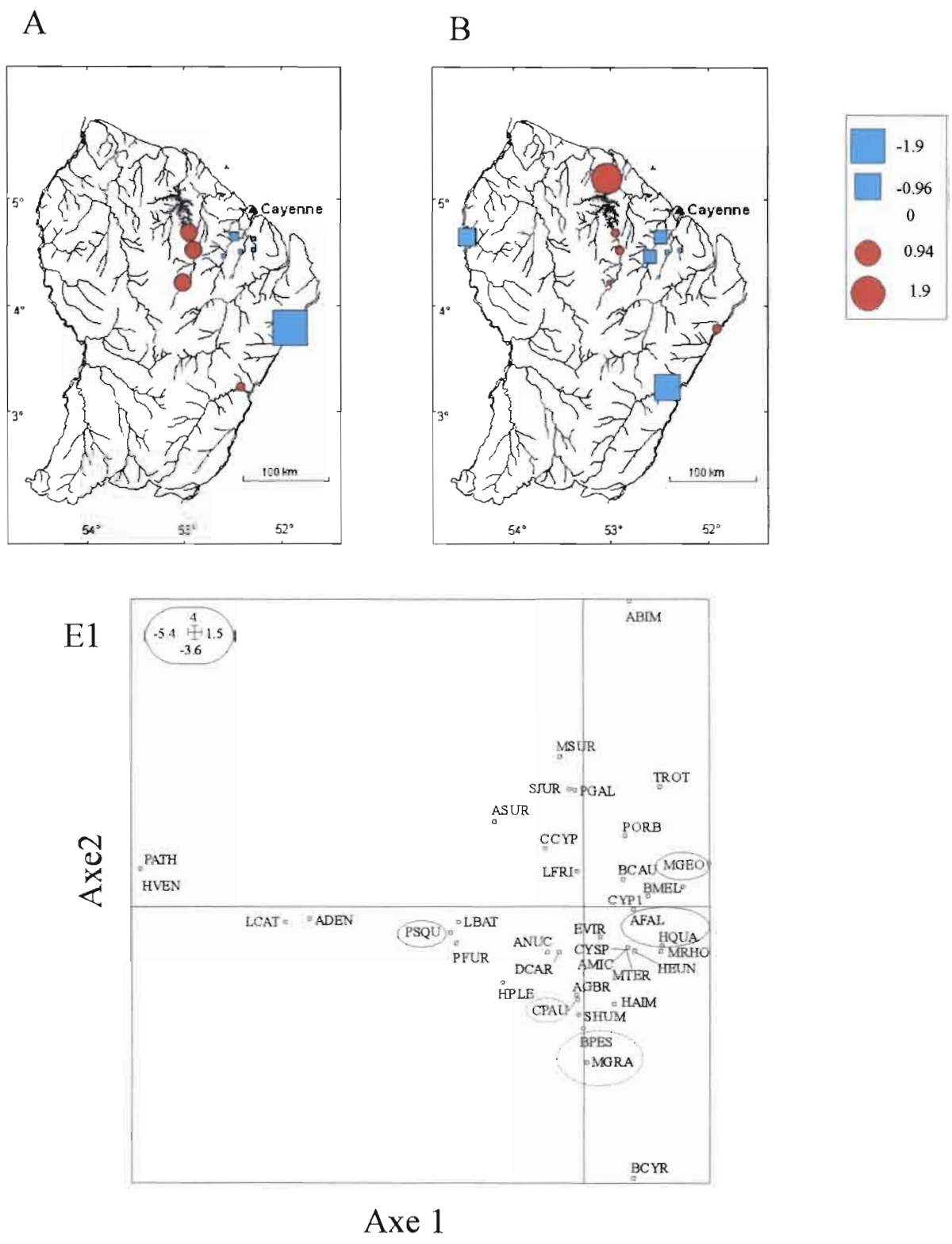


Figure 42 - Distribution des stations dans le plan spatial un (A) et deux (B) de la composition spécifique des peuplements de poissons (E1) à la période de l'étiage. Les stations sont identifiées par des carrés bleus ou des cercles rouges dont la taille est proportionnelle à leur coordonnée. Les espèces qui contribuent significativement à l'analyse sont signalées par des ellipses au trait plein pour l'axe 1 et au trait pointillé pour l'axe 2. L'encart dans la carte E1 indique l'échelle des valeurs maximisées de l'Indice de Moran. Consulter le Tableau XXVI pour les codes des espèces.

Le troisième plan sépare l'espèce *Moenkhausia georgiae* ( $p < 0,018$ ) présente dans la station B du fleuve Oyapock et dans les stations du haut Sinnamary (Deux Roros, Dalles et Takari Tanté) des espèces *Ageneiosus brevifilis* ( $p < 0,001$ ) et *Charax pauciradiatus* ( $p < 0,017$ ) présentes dans les stations A et B de la rivière Kounana et station A de l'Orapu et dans la station Kerenroch du fleuve Sinnamary (Figure 43C et 43E2).

Le quatrième plan sépare les espèces *Brycon pesu* ( $p < 0,001$ ) et *Moenkhausia grandisquamis* ( $p < 0,030$ ) fréquentes dans la station Langa Tabiki du fleuve Maroni de l'espèce *Plagioscion squamosissimus* ( $p < 0,017$ ) présente dans la station A de la rivière Kounana (Figure 43D et 43E2).

Aucune relation spatiale significative n'a été trouvée parmi les peuplements de poissons prélevés pendant la saison de l'étiage au niveau de la composition synthétique Famille ( $p = 0,489$ ), Groupe trophique ( $p = 0,311$ ) et Taille maximale observée ( $p = 0,074$ ) (Tableau XXV).

En résumé, les principaux résultats obtenus sont les suivants:

- Les descripteurs spécifique (espèces) et synthétique (Famille, Groupe trophique, TMO) montrent des différences interbassins par rapport aux peuplements de poissons ;
- La proximité géographique entre bassins influence seulement la composition spécifique (espèces) des peuplements.

#### 8.4. Discussion

La distribution des peuplements décrits par leur composition spécifique (espèces) discriminent les bassins échantillonnés de la Guyane française.

D'après la théorie des îles de MacArthur (1967, cité par Matthews, 1998), un milieu environné d'habitats défavorables aux représentants du groupe biologique étudié est considéré comme une île biogéographique. Dans le milieu aquatique, vu que les cours d'eau sont séparés les uns des autres par des barrières que les animaux strictement aquatiques ne peuvent pas franchir, il est tout à fait justifiable de les considérer comme des îles biogéographiques (Hugueny, 1989a ; 1989b).

Dans ce cas, les peuplements de poissons sont plus similaires à l'intérieur d'un bassin versant que entre bassins versants (Matthews, 1998). Dans cette étude, cette situation se manifeste par la discrimination 1) des bassins versants et 2) des bassins continentaux par rapport aux bassins côtiers par la structure taxonomique espèces.

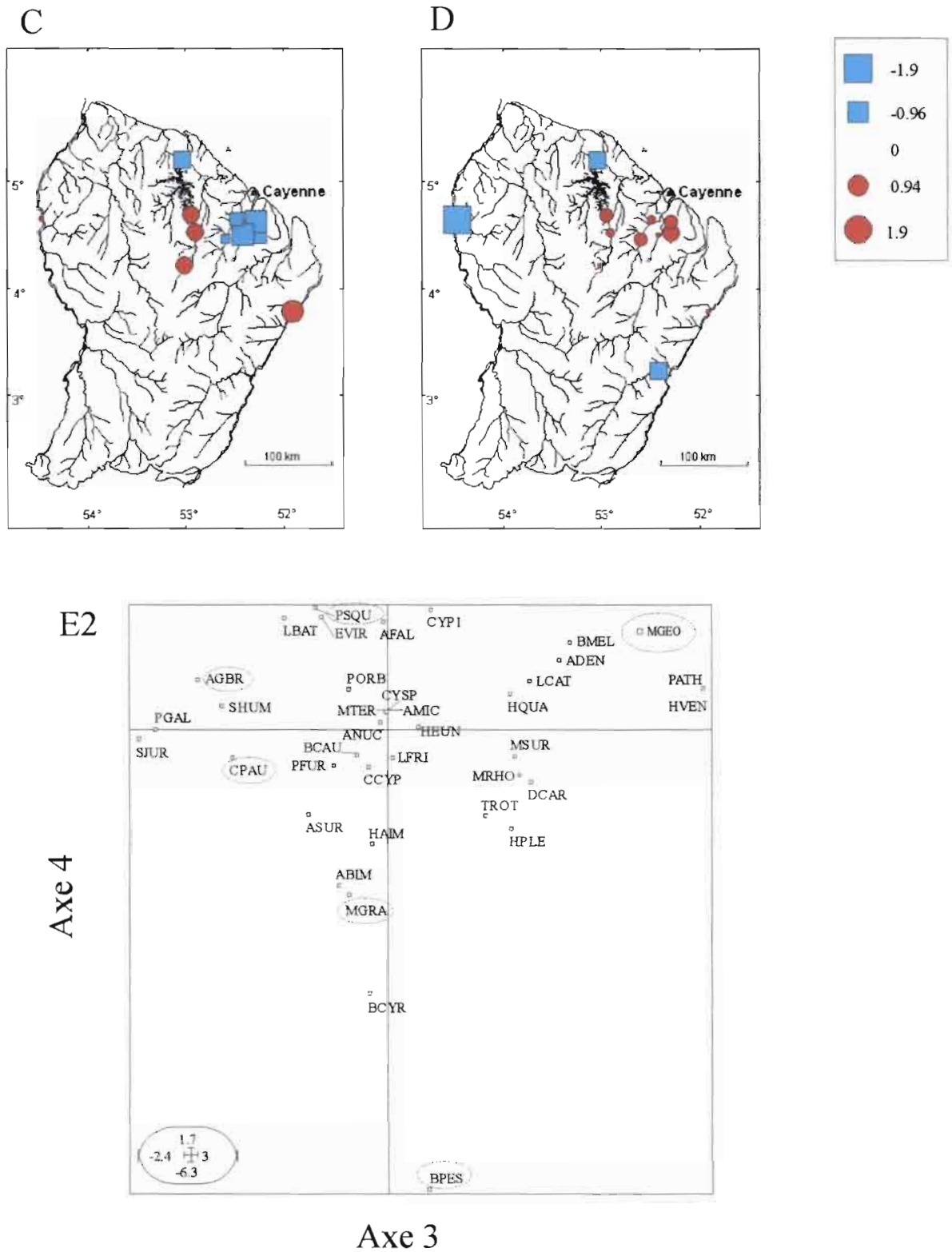


Figure 43 - Distribution des stations dans le plan spatial trois (C) et quatre (D) de la composition spécifique des peuplements de poissons (E2) à la période de l'été. Les stations sont identifiées par des carrés bleus ou des cercles rouges dont la taille est proportionnelle à leur coordonnée. Les espèces qui contribuent significativement à l'analyse sont signalées par des ellipses au trait plein pour l'axe 1 et au trait pointillé pour l'axe 2. L'encart dans la carte E2 indique l'échelle des valeurs maximisées de l'Indice de Moran.



La discrimination des bassins par la structure taxonomique espèces est due, dans cette étude, à la présence :

- a) des espèces endémiques, lesquelles rendent un bassin versant unique du point de vue des peuplements de poissons (Matthews, 1998), comme c'est le cas de l'espèce *Bryconops cyrtogaster*, endémique du fleuve Oyapock (Planquette et al., 1996) ;
- b) des espèces dont la distribution géographique a pour limite le bassin versant où elles ont été capturées, comme par exemple *Boulengerella cuvieri* dans le fleuve Oyapock, *Serrasalmus rhombeus*, *Brycon pesu*, *Schizodon fasciatum* et *Leporinus lebaili* dans le fleuve Maroni (Planquette et al., 1996).

En opposition aux espèces endémiques et de distribution limitée, il y a les espèces de large distribution, c'est-à-dire celles qui sont présentes dans un groupe de bassins.

La combinaison de ces trois items, c'est-à-dire les espèces endémiques, de distribution limitée et de large distribution, peuvent aider à comprendre les différences observées entre bassins. En effet, on observe la présence des espèces de large distribution comme par exemple *Cyphocharax spilurus*, *Pseudochenipterus nodosus*, *Acestrorhynchus falcatus*, *Hemigrammus unilineatus*, *Astyanax bimaculatus*, *Hypostomus plecostomus* dans les bassins des criques côtières, de la rivière Comté, du fleuve Sinnamary par rapport à des espèces endémiques (*Bryconops cyrtogaster*) ou restreintes (*Boulengerella cuvieri*) au bassin du fleuve Oyapock (Planquette et al., 1996) et des espèces *Serrasalmus rhombeus*, *Brycon pesu*, *Cynodon meionactis*, *Schizodon fasciatum* et *Leporinus lebaili* qui semblent restreintes au bassin du fleuve Maroni (Planquette et al., 1996).

Cette situation semble être liée aux processus historiques qui ont donné lieu à la distribution spatiale actuelle des espèces de poissons de la Guyane française. Dans une application de la théorie des refuges (Ab'Saber, 1977) à l'étude génétique des populations de *Leporinus friderici* de la Guyane française, Renno et al. (1990) suggèrent que les populations retrouvées du côté ouest de la Guyane française, y compris le fleuve Maroni, sont associées au refuge quaternaire localisé dans le bouclier Guyanais et que ceux du côté est, y compris le fleuve Oyapock, sont associés à un autre refuge amazonien probablement localisé au nord de l'embouchure de l'Amazone ou associés aux espèces qui progressent à partir de l'Amazonie occidentale (Jegu et Keith, 1999).

Dans ce cadre, les espèces restreintes aux fleuves Oyapock ou Maroni constituent celles qui n'ont pas colonisé les autres cours de la Guyane française telles que *Boulengerella cuvieri*, *Serrasalmus rhombeus*, *Brycon pesu*, *Schizodon fasciatum*, *Leporinus lebaili* ou des espèces qui sont endémiques d'un seul bassin comme cela semble être le cas de *Bryconops*

*cyrtogaster* dans l'Oyapock et de *Cynodon meionactis* dans le Maroni (Planquette et al., 1996).

Toutefois, l'influence des refuges du pléistocène sur l'ichtyofaune de la Guyane française ne se limite pas au fleuve Oyapock et Maroni, elle est aussi observée sur l'ensemble des cours d'eaux guyanais (Planquette et al., 1996). Ceci peut expliquer en partie le deuxième patron spatial observé, lequel associe les peuplements de poissons des stations du bas Sinnamary (Kerenroch, Venus, Saulnier) et des criques côtières (Malmanoury, Karouabo, Passoura et Pères) à celles du fleuve Maroni (pôle ouest) et les stations du haut Sinnamary (Deux Roros, Dalles et Takari Tanté), des rivières Comté, Orapu, Kounana à celles du fleuve Oyapock (pôle est).

Dans cette étude les espèces *Anostomus brevior*, *Satanoperca jurupari* et *Charax pauciradiatus* sont associées au pôle est et les espèces *Triportheus rotundatus*, *Parauchenipterus galeatus*, *Pseudochenipterus nodosus*, *Piabuçu dentatus*, *Bryconops melanurus*, *Moenkhausia chrysargyrea*, *Leporinus fasciatus* et *Geophagus surinamensis* au pôle ouest. Toutefois, les espèces *Anostomus brevior*, *Moenkhausia chrysargyrea*, *Pseudochenipterus nodosus*, *Charax pauciradiatus* et *Parauchenipterus galeatus* ont une distribution plus ample que celle trouvée dans cette étude (Planquette et al., 1996 ; Le Bail et al., 2000). Par contre, les espèces *Geophagus surinamensis* et *Satanoperca jurupari* sont considérées, respectivement, caractéristiques de la bipolarité est/ouest de la famille Cichlidae en Guyane française (Boujard et Tito de Morais, 1992) ; Boujard et al., 1997). L'affinité de *Triportheus rotundatus*, *Bryconops melanurus* et *Leporinus fasciatus* avec l'ensemble de espèces du pôle ouest est mise en évidence par l'absence de ces espèces dans le fleuve Oyapock (Planquette et al., 1996).

La composition de l'ichtyofaune des bassins versants continentaux diffère substantiellement de celle présente dans les bassins versants côtiers à cause de l'isolement actuel de ces derniers favorisé par la présence de la mer, laquelle constitue une barrière naturelle (Matthews, 1998). Cette situation peut expliquer la séparation des criques côtières Malmanoury, Passoura, Karouabo, Pères des fleuves Oyapock, Maroni et Sinnamary par rapport à la composition spécifique des peuplements de poissons.

En plus, la bipolarité est/ouest semble être aussi présente mais avec certaines variations. Deux situations sont à remarquer 1) l'affinité faunistique des criques côtières et du fleuve Sinnamary aux peuplements de poissons du pôle ouest ou est et 2) la différence entre les peuplements de poissons du haut (Deux Roros, Dalles, Takari Tanté, Leblond et Coursibo) et bas (Kerenroch, Venus, Saulnier) Sinnamary.

Dans le premier cas, la présence des espèces de large distribution dans les criques côtières et fleuve Sinnamary peut expliquer l'affinité des peuplements de poissons avec ceux du pôle est ou ouest. Tel est le cas pour *Charax pauciradiatus* par rapport au pôle est et *Parauchenipterus galeatus* au pôle ouest.

Le deuxième cas, c'est-à-dire la différence entre la section haute et basse du fleuve Sinnamary, semble être reliée à la zonation longitudinale du peuplement de poissons résultant des caractéristiques contrastantes entre les trois secteurs (haut, bas et estuaire) (Tito de Morais et Lauzanne, 1994). Ces auteurs mentionnent qu'une des raisons qui influencent la zonation longitudinale des poissons est l'accroissement de la richesse spécifique dans le sens amont-aval provoqué par l'ajout d'espèces. Ceci est le cas dans le bas Sinnamary où les espèces *Megalops atlanticus*, *Piabucus dentatus*, *Pseudochenipterus nodosus*, *Lycengraulis batesii* sont fréquentes. Ces conditions peuvent être accentuées à cause de la séparation entre le bas et haut Sinnamary par le barrage de l'usine hydroélectrique de Petit Saut. Mérona et Albert (1999) mentionnent qu'après la fermeture du barrage les peuplements de poissons en aval présentent certains changements d'abondance et de diversité.

La discrimination entre bassins continentaux et côtiers est aussi observée au niveau des compositions synthétiques Famille et Taille maximale observée. Toutefois, cette discrimination ne semble pas être affectée par les processus historiques.

Dans le cas de la composition Famille, cette différenciation s'appuie sur le mélange, dans les criques côtières, des espèces d'eau douce telles que *Hoplias malabaricus*, *Heros severus*, *Leporinus gosseii* ou des familles telles que Erythrinidae et Auchenipteridae avec des espèces marines comme *Megalops atlanticus* représentant de la famille des Megalopidae. En plus, la similitude de la composition spécifique et synthétique (Famille) entre ces criques côtières peut être aussi liée à leur proximité et à la communication temporaire entre elles pendant la période de la pluie comme le suggère Mérigoux et al. (1998) pour les criques côtières Malmanoury et Karouabo.

La composition Taille maximale observée (TMO) durant la saison des pluies reflète aussi l'opposition entre les criques côtières (Malmanoury, Passoura et Karouabo) et les bassins versants continentaux (fleuve Sinnamary). Les criques côtières sont associées à la classe de taille >301mm représentée par *Megalops atlanticus*, une espèce marine. Toutefois, l'association de la station Kounana A, via l'espèce *Ageneiosus brevifilis*, avec les criques côtières suggère que d'autres facteurs peuvent expliquer la distribution de la composition TMO dans les cours d'eau prélevés. Une situation similaire est observée à la période de l'étiage, mais un effet de bassin est observée entre le fleuve Sinnamary (classe de taille 101-200mm) et Oyapock (classe de taille 201-300mm).

Indépendamment des aspects biogéographiques, il faut considérer qu'au sein d'un même bassin versant, deux stations géographiquement proches, comme par exemple les stations Sonnelle et Grand Inini de la rivière Inini; Dalles et Takari Tanté du fleuve Sinnamary, peuvent avoir de caractéristiques d'habitat en commun et particulièrement les caractéristiques régionales, essentiellement du fait que l'eau a les mêmes caractéristiques, le bassin versant est identique et l'aire de drainage est voisine. Or il semble que cet aspect de proximité n'affecte que la structure taxonomique et non la structure synthétique Famille, Groupe trophique et Taille maximale observée des peuplements.

La distribution spatiale des peuplements de poissons des cours d'eaux échantillonnés est donc bien influencée par l'effet du bassin versant. Dans ce cas, ou bien dans une région comme la Guyane, relativement homogène en terme de climat et végétation, les différences entre stations au sein d'un même bassin sont aussi importantes que les différences interbassins, ou bien les facteurs de structuration synthétique des peuplements sont indépendants des caractéristiques générales des bassins versants. Et donc dépendraient des caractéristiques locales des stations.

### **8.5. Conclusion**

La composition spécifique des peuplements de poissons des cours d'eau échantillonnés présentent des différences interbassins et entre les bassins continentaux et côtiers. Cette dernière est aussi évidente quand on considère la composition synthétique Famille et Taille maximale observée.

Les différences interbassins des peuplements sont attribuées aux processus historiques, vu l'influence de la proximité géographique des bassins sur la composition spécifique des peuplements.

Les différences entre les bassins continentaux et côtiers au niveau des espèces est expliquée en partie par les effets historiques, mais les caractéristiques locales des stations semblent jouer un rôle importante au niveau de la composition par espèces autant que de la composition synthétique Famille et Taille maximale observée.

La participation des caractéristiques locales des stations sur la structure des peuplements est renforcé du fait que la proximité géographique ne structure pas les composition synthétiques Famille, Groupe trophique et Taille maximale observée.

## **CHAPITRE 9**

### **VARIABILITE SPATIALE DE LA RELATION HABITAT-POISSONS**

## 9. Variabilité spatiale de la relation habitat-poissons

### 9.1. Introduction

Dans le Chapitre 4, on a vu que l'habitat est variable spatialement au sein de la Guyane et que les variables régionales faisant référence 1) à la taille du bassin (aire du bassin versant), 2) à la position de la station dans le bassin (aire de drainage en amont de la station) et les variables locales (température de l'eau, profondeur du canal, largeur du canal, transparence de l'eau substrat du canal) traduisent cette variabilité.

En plus, dans le Chapitre 8 on a vu que les peuplements de poissons était lui aussi variable du à la situation géographique mais aussi en fonction d'autres paramètres.

On sait d'autre part que de nombreuses relations entre l'habitat et les peuplements de poissons ont été mises évidence Par exemple, dans les lacs de montagne des régions tempérées le pH et l'oxygène dissous (Rahel, 1984), la profondeur maximale, la superficie et l'isolement des lacs (Robinson et Tonn, 1989) structurent les peuplements de poissons. Par contre, dans ces mêmes régions mais dans les cours d'eau continentaux l'aire drainée, l'ordre des cours d'eau, la grandeur d'un segment d'un confluent par rapport à un autre (Osborne et Wiley, 1992), le courant (Poff et Allan, 1995), la latitude et les caractéristiques de la végétation ripicole (Marsh-Matthews et Matthews, 2000), la profondeur maximale, l'altitude, la largeur du canal et la texture du substrat (Godinho et al., 2000), la profondeur, le courant et le substrat (Schlosser, 1982) et la distance de la station par rapport à la mer dans des cours d'eau côtiers (Lyons et Schneider, 1990) ont le même rôle.

Cette interaction habitat-poissons a été aussi observée dans les régions néotropicales, principalement dans les lacs des plaines d'inondation. Dans ce milieu, la déficience d'oxygène dissous et la température de l'eau (fleuve Amazone :Kramer et al., 1978; Welcomme, 1979); la transparence, la profondeur et la superficie (fleuve Orénoque : Rodriguez et Lewis Jr., 1997), la transparence et la profondeur maximale (rivière Araguaia : Tejerina-Garro et al., 1998) influencent la structure des peuplements de poissons.

Toutefois, dans le milieu lotique néotropical peu d'études ont été effectuées sur la relation habitat-poisson. Certaines, comme celle de Agostinho et Zalewski (1995) dans la rivière Parana, Brésil, Tito de Morais et Lauzanne (1994) dans le fleuve Sinnamary, Guyane française et Castro et Casatti (1997) dans des criques affluentes de la rivière Parana, Brésil suggèrent la participation de la végétation ripicole dans la structure des peuplements de poissons. Des études concernant les peuplements de poissons juvéniles et l'habitat aquatique des affluents du fleuve Sinnamary réalisées par Méricoux et Ponton (1999) indiquent que la

structure de ces peuplements est déterminée par les variables oxygène dissous, turbidité et structure de l'habitat.

Une seule étude focalisée sur les espèces adultes de petite taille a été conduite à la période de la pluie dans les criques côtières Malmanoury et Karouabo (Mérigoux et al., 1998) où les variables conductivité, couverture végétale et longueur de la berge structurent la composition des peuplements de poissons.

Toutefois, l'explication de la structure des peuplements de poissons en considérant isolément les variables environnementales ne semble pas être satisfaisante. Ainsi, déterminer l'importance relative des variables environnementales aux échelles spatiales différentes, principalement larges échelles avec les effets locaux, peut s'avérer important pour la conservation et préservation des stocks naturels (Marsh-Matthews et Matthews, 2000).

Dans ce chapitre on analyse la structure des peuplements de poissons dans 16 cours d'eau de la Guyane française en intégrant plusieurs échelles de la variabilité de l'habitat (variables régionales et locales) et en utilisant les variables qui induisent une variabilité de l'habitat, et enfin en utilisant des descripteurs taxonomiques (espèces) et fonctionnels (Famille, Groupe trophique et Taille maximale observée).

## **9.2. Méthodes**

L'analyse spatiale du couplage entre le peuplement de poissons et les variables environnementales a été réalisée en utilisant une «Analyse de co-inertie» du logiciel ADE-4 (Thioulouse et al., 1997). Cette analyse est adéquate pour la détection simultanée des traits de la faune et du milieu dans des études de la structure des écosystèmes (Dolédec et Chessel, 1994).

Les variables environnementales quantitatives sont analysées avec une «Analyse en Composantes Principales» (ACP) normée. Car, une seule variable qualitative est retenue, les cinq catégories présentes sont traitées comme des variables indépendantes et ainsi analysées par une ACP centrée, laquelle est adaptée au traitement de tableaux homogènes (même type de mesures dans chaque cellule) (Simier, 1998).

Ensuite, chaque tableau résultant de l'ACP normée (variables quantitatives) et centrée (variables qualitatives) a été couplé séparément à celui des AFC de la composition spécifique et synthétique (Famille, Taille maximale observée et Groupe trophique) par l'intermédiaire d'une analyse de co-inertie.

Par la suite, un test de Monte Carlo (1.000 itérations) a été réalisé pour vérifier la signification statistique du couplage entre les peuplements de poissons et les variables environnementales.

Une Analyse de Variance (ANOVA) (plus de 2 groupes) ou un test de «t» (deux groupes) a été conduite entre les valeurs des variables quantitatives correspondant aux groupes résultant des analyses de co-inertie à l'aide du logiciel SYSTAT® (Version 9).

### 9.3. Résultats

#### 9.3.1. Peuplement de poissons vs. variables quantitatives et qualitatives

##### 9.3.1.1. Pluie

###### Variables Quantitatives

###### Espèces

L'analyse du couplage du tableau d'espèces avec le tableau des variables quantitatives de l'habitat prélevées pendant la saison de pluie montre que la variable *transparence* a une contribution absolue de 34,95% à l'inertie de l'axe 1 (Figure 44C, Tableau XXVII).

Cette variable discrimine deux groupes de cours d'eau et d'espèces de poissons. Le premier groupe est formé par le fleuve Maroni (Station A et B, Langa Tabiki), rivière Grand Inini (Saut Sonnelle, Grand Inini), rivière Tampock et rivière Petit Inini (transparence moyenne=48,57cm). Ces stations sont associées aux espèces *Brycon pesu*, *Cynodon meionactis* (exceptée la station Tampock), *Leporinus lebailli* (exceptée la station Tampock), *Serrasalmus rhombeus* (Figure 44B). Le deuxième groupe est formé par les stations des criques Karouabo, Passoura, Pères et celles du fleuve Sinnamary en aval du barrage de Petit Saut (Venus, Kerenroch et Saulnier) (transparence moyenne=155cm). Les espèces associées sont *Piabucus dentatus*, *Geophagus surinamensis* (exceptées les stations Passoura et Pères), *Megalops atlanticus* (exceptée la station Kerenroch), *Hoplias malabaricus* (exceptées les stations Pères, Kerenroch), *Heros severus* (exceptées les stations Pères, Venus, Saulnier et Kerenroch) et *Astyanax polylepis* (exceptées les stations Malmanoury, Pères, Karouabo, Passoura et Venus) (Figure 44A).

La différence de la moyenne de la transparence entre les deux groupes est significative ( $p < 0,001$ ) (Tableau XXVIII).

Les variables *conductivité* et *température* ont une contribution absolue de 36,62% et 36,57% à l'inertie de l'axe 2 (Tableau XXVII).



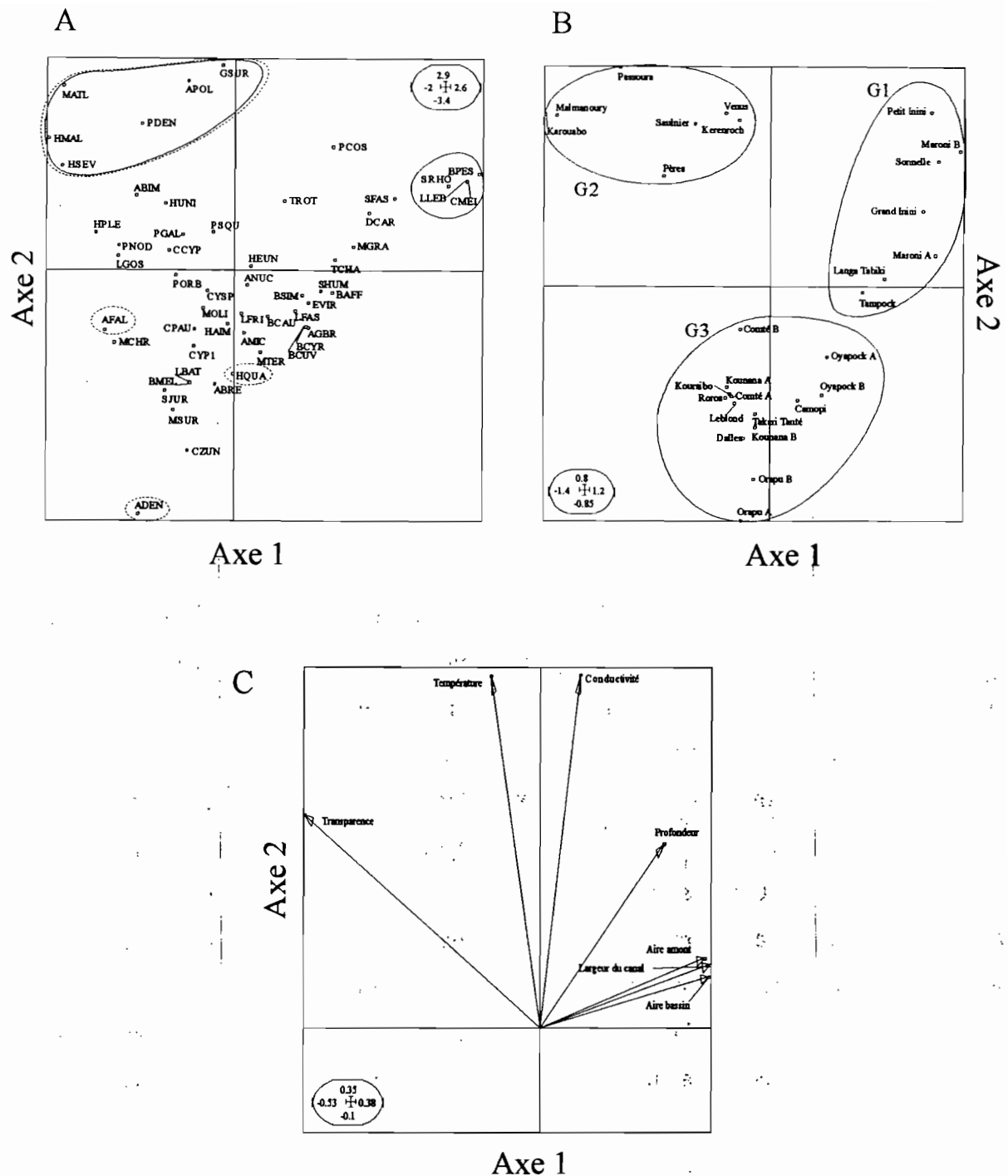


Figure 44 - Cartes factorielles des axes 1 et 2 de l'analyse de co-inertie et relatives au tableau milieu pendant la période de la pluie. A - Carte de la composition spécifique du peuplement de poissons. B - Carte des relevés. C - Carte des variables quantitatives du milieu. Les ellipses groupent espèces et stations similaires sur les axes 1 (ligne continue) et 2 (ligne discontinue). L'encart indique l'échelle des axes. Les groupes G1, G2, G3 correspondent aux groupes dans le Tableau XXVIII. Consulter le Tableau XXIII pour les codes des espèces.

Tableau XXVII – Statistiques de l'analyse de co-inertie entre les variables quantitatives et la composition spécifique et synthétique (Famille, TMO et Groupe trophique) des peuplements de poissons à la période de la pluie. Les chiffres en gras indiquent la contribution absolue plus importante de chaque variable à la variance sur chaque axe.

	Espèces		Famille		Groupe trophique		Taille maximale observée	
	Axe		Axe		Axe		Axe	
	1	2	1	2	1	2	1	2
<b>Variables</b>								
Conductivité	0,96	<b>36,62</b>	4,50	<b>50,19</b>	<b>49,99</b>	1,9	0,21	<b>52,99</b>
Température	1,56	<b>36,57</b>	<b>25,48</b>	<b>21,92</b>	<b>22,26</b>	7,68	13,07	3,73
Transparence	<b>34,95</b>	13,35	<b>36,03</b>	16,33	7,59	13,82	<b>53,84</b>	2,01
Aire du bassin versant	17,78	0,78	10,94	0,08	0,82	<b>25,86</b>	10,74	0,88
Aire en amont de la station	16,93	1,46	9,19	0,38	2,03	<b>20,65</b>	9,28	0,01
Profondeur	9,63	9,98	5,00	0,88	12,96	14,96	2,36	<b>33,6</b>
Largeur	18,16	1,2	8,82	10,18	4,31	15,09	10,46	6,74
<b>Statistiques des deux premiers axes:</b>								
Eigenvalue	0,79	0,32	0,49	0,15	0,22	0,17	0,08	0,009
Fraction expliquée de la co-inertie	0,62	0,25	0,64	0,20	0,51	0,39	0,84	0,1
Corrélation entre les variables environnementales et le peuplement de poissons	0,82	0,87	0,78	0,7	0,69	0,58	0,69	0,35
Valeur de Monte Carlo (1 000 itérations)	p<0,001		p<0,011		p<0,001		p<0,017	

Ces variables discriminent les stations et espèces en deux groupes. Le premier correspond au groupe mentionné dans le paragraphe précédant (criques côtières et stations en aval du barrage de Petit Saut au fleuve Sinnamary) (température moyenne=25,51°C et conductivité moyenne=30,88µS) où les espèces caractéristiques sont *Megalops atlanticus*, *Hoplias malabaricus*, *Heros severus*, *Piabucus dentatus*, *Astyanax polylepis* et *Geophagus surinamensis*.

Le deuxième groupe est formé par la rivière Orapu (Stations B), fleuve Sinnamary (Stations Dalles, Deux Roros), Kounana (Stations A et B), Oyapock (Station A), Comté (Station A), Koursibo, Leblond et Camopi (température moyenne=24,58°C et conductivité moyenne=22,44µS). Les espèces *Acestrorhynchus falcatus* et *Hemiodopsis quadrimaculatus* sont associées à ces cours d'eau et *Ageneiosus dentatus* aux stations Deux Roros et Orapu A (Figure 44A).

La différence de la moyenne entre les deux groupes est significative pour la conductivité ( $p=0,000$ ) et la température ( $p<0,003$ ) (Tableau XXVIII).

Une fraction significative de la co-inertie entre la composition spécifique des peuplements de poissons et les variables quantitatives est exprimée par l'axe 1 (62,0%) et axe 2 (25,0%). Ces deux composantes sont corrélées significativement aux premier et deuxième axes ( $r=0,82$  et  $r=0,87$ , respectivement ;  $p<0,001$  dans le deux cas) (Tableau XXVII).

### Famille

Sur l'axe 1, les variables *transparence* et *température* (contribution absolue=36,03% et 25,48% respectivement) (Figure 45C ; Tableau XXVII) discriminent les stations et la composition synthétique Famille en deux groupes.

Le premier groupe est formé par la crique Passoura (transparence=150cm; température=29,3°C) (Figure 45B), où la famille des Megalopidae est prédominante (Figure 45B). Le deuxième groupe est formé par les stations du fleuve Maroni (Maroni A et B, Langa Tabiki) et de la rivière Tampock (Tampock) (transparence moyenne=57,5cm; température moyenne=25,9°C) (Figure 45B). La famille des Characidae est y prédominante (Figure 45B). La différence de la moyenne entre les deux groupes est significative pour la transparence ( $p<0,001$ ) et la température ( $p<0,001$ ) (Tableau XXVIII).

Sur l'axe 2, les variables *conductivité* et *température* (contribution absolue=50,19% et 21,92%, respectivement) discriminent les stations et familles en deux groupes (Figure 45C, Tableau XXVII). Le premier groupe est formé par les stations Petit Inini et Kérenroch et les

Tableau XXVIII - Moyenne des variables quantitatives par composition spécifique et synthétique. Les valeurs en gras indiquent la probabilité de la différence entre deux groupes à partir d'un test de "t"

Variables	Espèce			Famille				Taille maximale observée		Groupe trophique		
	Groupes			Groupes				Groupes		Groupes		
	1	2	3	1	2	3	4	1	2	1	2	3
Aire amont station (km <sup>2</sup> )	24595,57 (1413,76-57690,00)	3105,45 (72,23-6317,01)	3375,98 (84,09-25120,00)	91,41 (91,41)	41013,61 (72,23-57690,00)	3704,31 (1413,76-5994,87)	926,99 (84,09-1972,1)	90,96 (72,23-116,13)	18570,38 (1413,76-57690,00)	5364,60 (2976,38-63,17)	959,03 (84,09-2044,73)	35454,81 (7719,45-52847,50)
		<b>p=0,077</b>	<b>p=0,215</b>		<b>p&lt;0,037</b>		<b>p=0,436</b>		<b>p&lt;0,034</b>		<b>p&lt;0,007</b>	<b>p=0,133</b>
Aire bassin (km <sup>2</sup> )	30849,33 (1419,53-65830,00)	3984,03 (117,65-7126,45)	6511,32 (200,12-26820,00)	117,65 (117,65)	51362,16 (7958,63-65830,00)	4001,64 (1419,53-6583,75)	1902,74 (200,12-3633,01)	302,67 (117,65-775,27)	23209,75 (1419,53-65830,00)	6719,42 (6583,75-7126,45)	2387,08 (200,12-6583,75)	46539,54 (7958,63-65830,00)
		<b>p=0,079</b>	<b>p=0,815</b>		<b>p&lt;0,038</b>		<b>p&lt;0,562</b>		<b>p&lt;0,036</b>		<b>p&lt;0,007</b>	<b>p=0,149</b>
Conductivité (µS)	30,88 (22,80 - 37,80)	31,00 (29,00 - 34,90)	22,44 (15,50 - 29,30)	29,2 (29,20)	26,27 (22,80 - 31,10)	36,35 (34,90 - 37,80)	18,54 (15,5-20,4)	26,72 (19,10 - 29,60)	29,01 (17,40 - 37,80)	32,3 (30,70 - 34,90)	24,15 (19,10 - 29,30)	26,36 (22,80 - 31,10)
		<b>p=0,864</b>	<b>p&lt;0,001</b>		<b>p=0,193</b>		<b>p&lt;0,011</b>		<b>p=0,516</b>		<b>p&lt;0,001</b>	<b>p=0,487</b>
Largeur du canal (m)	159,16 (28,22 - 347,22)	56,80 (7,94 - 155,78)	63,27 (28,50 - 115,00)	7,94 (7,94)	237,23 (119,28-347,22)	126,68 (97,59 - 155,78)	51,72 (28,5-97,59)	35,13 (7,94 - 97,59)	133,14 (28,22 - 347,22)	88,668 (11,11 - 155,78)	56,51 (28,50 - 97,59)	200,57 (119,28 - 290,33)
		<b>p=0,102</b>	<b>p=0,992</b>		<b>p&lt;0,020</b>		<b>p=0,194</b>		<b>p&lt;0,032</b>		<b>p=0,374</b>	<b>p=0,094</b>
Profondeur du canal (m)	4,55 (3,46 - 5,49)	3,87 (2,65 - 5,08)	3,46 (1,35 - 5,31)	2,65 (2,65)	4,92 (4,34-5,49)	3,76 (3,46 - 4,06)	3,26 (1,35-5,31)	3,16 (2,65 - 3,80)	4,45 (3,46 - 5,49)	4,48 (4,06 - 5,08)	2,92 (1,67 - 3,46)	5,11 (4,48 - 5,49)
		<b>p=0,276</b>	<b>p=0,168</b>		<b>p&lt;0,005</b>		<b>p=0,574</b>		<b>p&lt;0,008</b>		<b>p&lt;0,001</b>	<b>p&lt;0,004</b>
Température (°C)	25,51 (24,90 - 26,40)	26,98 (25,00 - 29,30)	24,58 (23,78 - 25,60)	29,3 (29,3)	25,9 (25,50 - 26,40)	26,6 (25,10 - 28,10)	24,46 (24-24,8)	26,3 (24,80 - 29,30)	25,49 (24,00 - 27,30)	27,125 (25,80 - 28,10)	24,65 (24,30 - 25,60)	25,73 (25,50 - 25,90)
		<b>p&lt;0,017</b>	<b>p&lt;0,003</b>		<b>p&lt;0,001</b>		<b>p=0,387</b>		<b>p=0,501</b>		<b>p&lt;0,010</b>	<b>p&lt;0,001</b>
Transparence (cm)	48,57 (20,00 - 70,00)	155 (110,00 - 200,00)	75,40 (35,00 - 100,00)	150 (150,00)	57,5 (50,00 - 70,00)	67,5 (20,00 - 115,00)	70,4 (60-90)	152,5 (90,00 - 200,00)	59,2 (20,00 - 100,00)	141,25 (110,00 - 190,00)	80 (35,00 - 100,00)	60 (55,00 - 70,00)
		<b>p&lt;0,001</b>	<b>p&lt;0,003</b>		<b>p&lt;0,001</b>		<b>p=0,961</b>		<b>p&lt;0,022</b>		<b>p&lt;0,037</b>	<b>p=0,069</b>

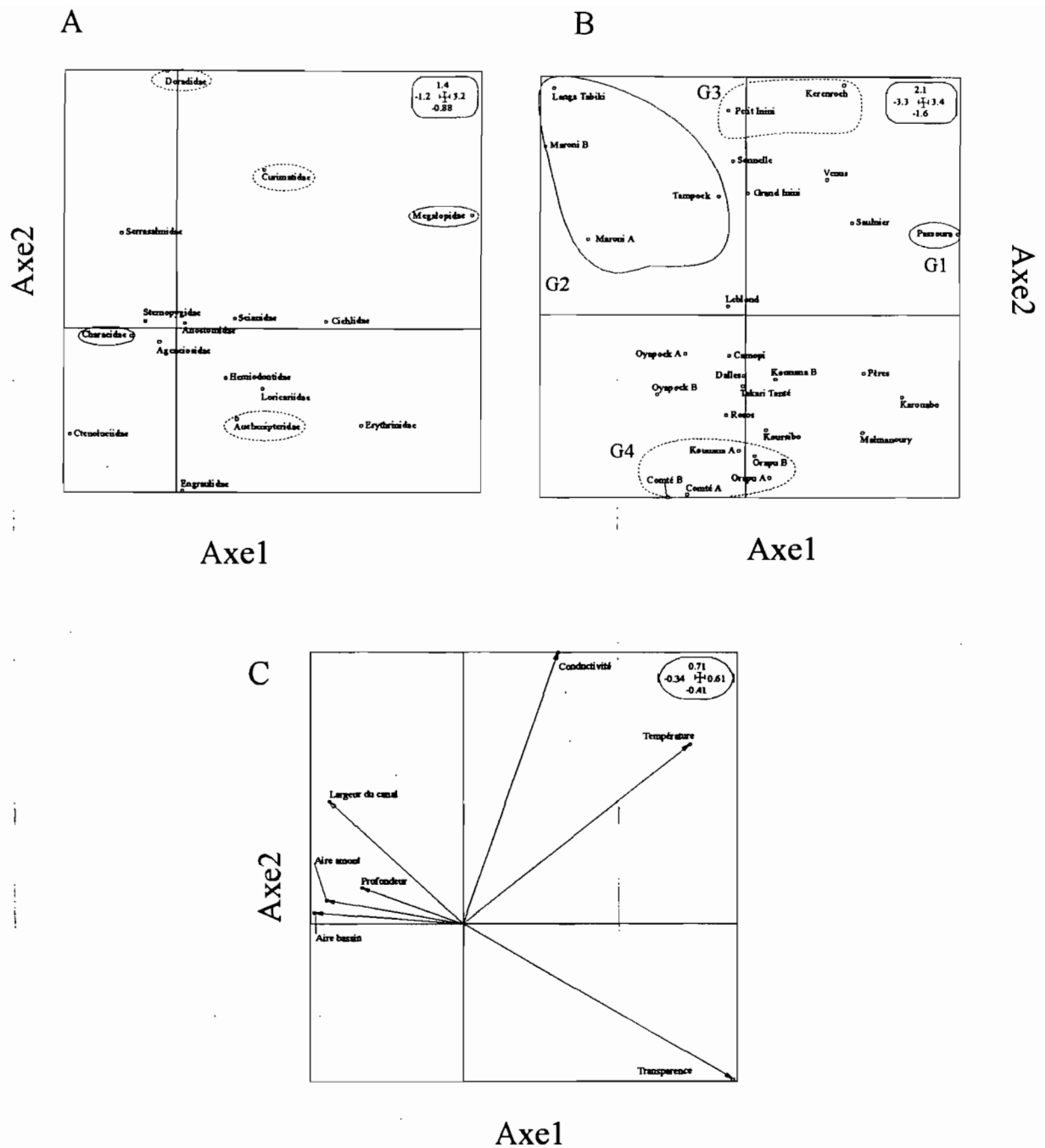


Figure 45 - Cartes factorielles dans les axes 1 et 2 de l'analyse de co-inertie et relatives au tableau milieu pendant la période de la pluie. A - Carte de la composition synthétique Famille du peuplement de poissons. B - Carte des relevés. C - Carte des variables quantitatives du milieu. Les ellipses groupent espèces et stations similaires sur les axes 1 (ligne continue) et 2 (ligne discontinue). L'encart indique l'échelle des axes. Les groupes G1, G2, G3 et G4 correspondent aux groupes dans le Tableau XXVIII

familles des Doradidae et des Curimatidae (conductivité moyenne=36,35 $\mu$ S; température moyenne=26,6°C) (Figure 45A et 45B). Le deuxième groupe est constitué par les stations des rivières Comté (Station A et B), Kounana (Station A) et Orapu (Station A et B) (conductivité moyenne=18,54 $\mu$ S; température moyenne=24,46°C) où la famille des Auchenipteridae est prédominante (Figure 45A et 45B). La différence des moyennes entre les deux groupes est significative pour la conductivité ( $p<0,011$ ) mais pas pour la température ( $p=0,387$ ) (Tableau XXVIII).

Les axes 1 et 2 expriment une fraction significative de la co-inertie entre la composition synthétique Famille des peuplements de poissons et les variables quantitatives (64,0% et 20,0%, respectivement). Ces deux composantes sont corrélées significativement aux premier et deuxième axes ( $r=0,78$  et  $r=0,70$ , respectivement ;  $p<0,011$  dans le deux cas) (Tableau XXVII).

#### Taille maximale observée

Une seule variable, la *transparence* (contribution absolue=53,84%), discrimine la composition synthétique Taille maximale observée sur l'axe 1 (Figure 46C). Deux groupes sont observés. Le premier formé par les criques Karouabo, Malmanoury, Passoura et Kounana (Station A) où les poissons prédominants ont une taille maximale >301mm (transparence moyenne=152,5cm).

Le deuxième groupe est formé par le fleuve Maroni (Stations A, B et Langa Tabiki), rivière Grand Inini (Stations Grand Inini et Sonnelle), Camopi, Tampock, Petit Inini, Comté (Station A) et fleuve Sinnamary (Station Venus) où la taille maximale des poissons est de 101 à 200mm (transparence moyenne=59,2cm) (Figure 46A et 46B). La différence de moyenne entre les deux groupes est significative pour la transparence ( $p<0,022$ ) (Tableau XXVIII).

L'axe 1 exprime une fraction significative de la co-inertie (84,0%) entre la composition synthétique Taille maximale observée des peuplements de poissons et les variables quantitatives. Ces deux composantes sont corrélées significativement au premier axe ( $r=0,69$  ;  $p<0,017$ ) (Tableau XXVII).

#### Groupe trophique

Deux variables, la *conductivité* et la *température*, discriminent la composition synthétique Groupe trophique sur l'axe 1 (Figure 47C).

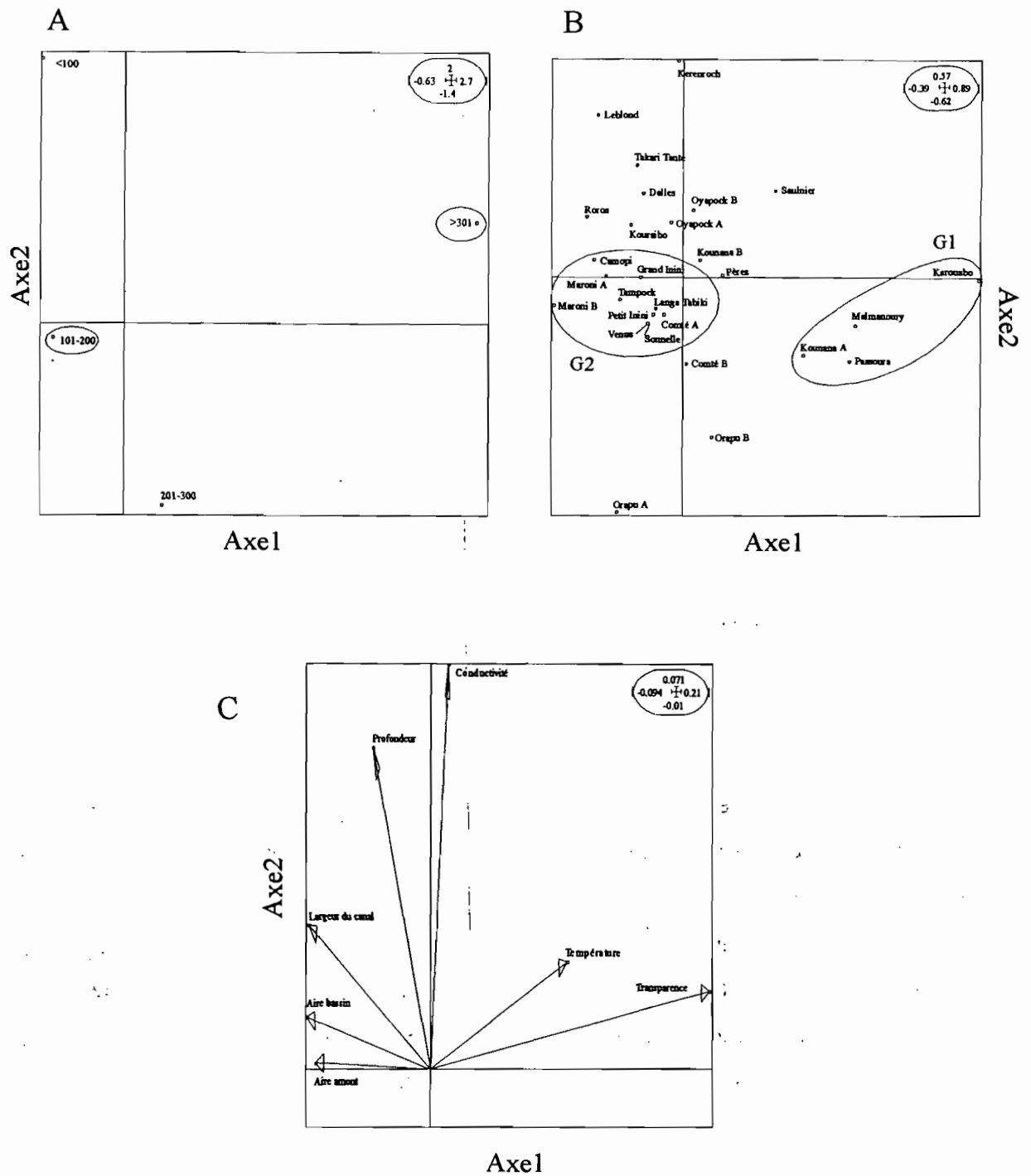


Figure 46 - Cartes factorielles dans les axes 1 et 2 de l'analyse de co-inertie et relatives au tableau milieu pendant la période de la pluie. A - Carte de la composition synthétique Taille maximale observée du peuplement de poissons. B - Carte des relevés. C - Carte des variables quantitatives du milieu. Les ellipses groupent espèces et stations similaires sur les axes 1 (ligne continue) et 2 (ligne discontinue). L'encart indique l'échelle des axes. Les groupes G1 et G2 correspondent aux groupes dans le Tableau XXVIII.

Les omnivores et détritivores sont associés aux stations en aval du barrage de Petit Saut sur le fleuve Sinnamary (Kérenroch, Venus et Saulnier) et à la station de la crique côtière Pères (conductivité moyenne=32,3 $\mu$ S; température moyenne=27,13°C). Les ichthyophages sont associés aux stations du fleuve Sinnamary en amont du barrage de Petit Saut (Takari Tanté, Dalles, Leblond et Koursibo) et du bassin du Mahury (Kounana A et B, Orapu A) (conductivité moyenne=24,15 $\mu$ S; température moyenne=24,65°C) (Figure 47A et 47B). La différence de moyenne entre les deux groupes est significative pour la conductivité ( $p<0,001$ ) et la température ( $p<0,010$ ) (Tableau XXVIII)

Le groupe formé par le fleuve Sinnamary en amont du barrage de Petit Saut (Takari Tanté, Dalles, Leblond et Koursibo), le bassin du Mahury (Kounana A et B, Orapu A) diffère par rapport à la variable *aire du bassin versant* (moyenne=2387,08km<sup>2</sup>) et *aire de drainage en amont de la station* (moyenne=959,03km<sup>2</sup>) du groupe formé par les stations du bassin versant du Maroni (Maroni A et B, Tampock) (aire moyenne du bassin versant=46539,54km<sup>2</sup>; aire moyenne de drainage en amont de la station=35454,81km<sup>2</sup>) où les invertivores terrestres sont prédominants (Figure 47A et 47B).

La différence de moyenne entre les deux groupes n'est pas significative pour l'*aire du bassin versant* ( $p=0,149$ ) ni pour l'*aire de drainage en amont de la station* ( $p=0,133$ ) (Tableau XXVIII). Les deux axes expriment 90% de la co-inertie entre la composition synthétique Groupe trophique et les variables quantitatives dont la corrélation est significative sur l'axe 1 ( $r=0,69$ ) et 2 ( $r=0,58$ ) avec une probabilité de  $p<0,001$  (Tableau XXVII).

## Variables Qualitatives

### Espèces

Durant la période de la pluie, la variable qualitative *substrat* discrimine sur les axes 1 et 2 la composition spécifique des peuplements de poissons à travers des catégories «sable» (contribution absolue=73,60% et 21,13%, respectivement) et «litière» (contribution absolue=15,94% et 72,41%, respectivement) (Figure 48C ; Tableau XXIX). Les espèces associées à un substrat de sable sont : *Tetragonopterus chalceus*, *Moenkhausia grandisquamis* (Stations A e B du fleuve Oyapock et rivière Camopi), *Anostomus brevior*, *Hemigrammus unilineatus* (Station Deux Roros du fleuve Sinnamary) et *Leporinus fasciatus* (Station Langa Tabiki du fleuve Maroni et station Takari Tanté et Dalles du fleuve Sinnamary) et *Moenkhausia chrysargyrea* (stations Takari Tanté et Dalles du fleuve Sinnamary) (Figure 48A et 48B).



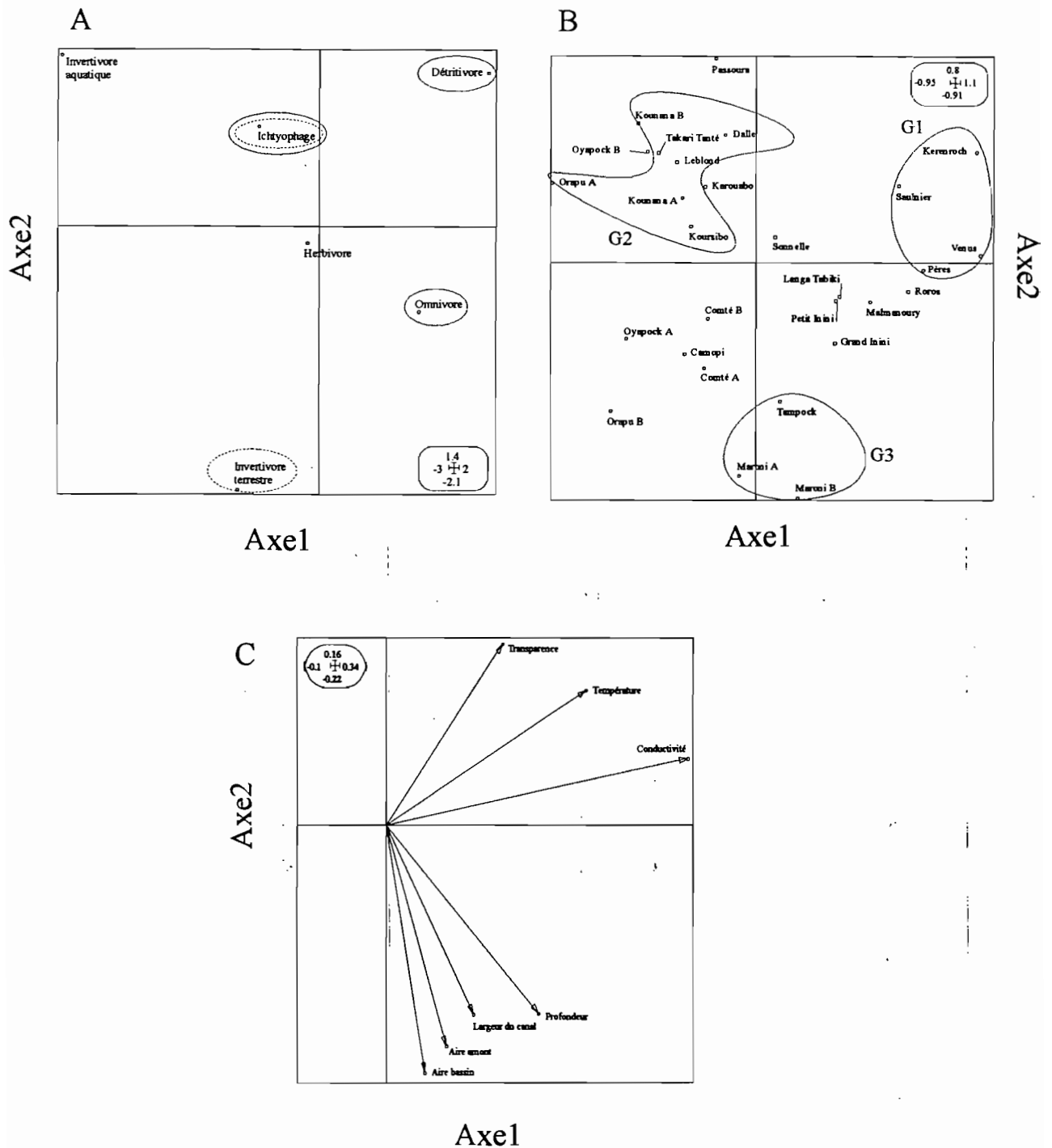


Figure 47 - Cartes factorielles dans les axes 1 et 2 de l'analyse de co-inertie et relatives au tableau milieu pendant la période de la pluie. A - Carte de la composition synthétique Groupe trophique du peuplement de poissons. B - Carte des relevés. C - Carte des variables quantitatives du milieu. Les ellipses groupent espèces et stations similaires sur les axes 1 (ligne continue) et 2 (ligne discontinue). L'encart indique l'échelle des axes. Les groupes G1, G2, G3 correspondent aux groupes dans le Tableau XXVIII.

Tableau XXIX - Statistiques de l'analyse de co-inertie entre les variables qualitatives et la composition spécifique et synthétique (Famille, TMO et Groupe trophique) des peuplements de poissons à la période de la pluie. Le chiffres en gras indiquent la contribution absolue plus importante de chaque variable à la variance de chaque axe.

Variables	Espèces		Famille		Groupe trophique		Taille maximale observée	
	Axe		Axe		Axe		Axe	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Roche	0,82	3,42	0,82	1,55	3,87	1,95	0,00	<b>67,06</b>
Gravier	8,53	1,9	1,27	11,57	<b>38,07</b>	6,51	3,21	1,87
Sable	<b>73,6</b>	<b>21,13</b>	<b>72,58</b>	<b>21,85</b>	<b>56,04</b>	14,72	<b>54,03</b>	8,35
Vase	0,03	0,94	1,38	1,94	0,26	4,66	0,42	5,5
Litière	<b>15,94</b>	<b>72,41</b>	<b>23,88</b>	<b>62,86</b>	1,08	<b>72,02</b>	40,91	16,15
Argile	1,05	0,17	0,05	0,00	0,65	0,1	1,4	1,04
<b>Statistiques des deux premiers axes:</b>								
Eigenvalue	10,33	2,55	5,95	2,18	0,57	0,11	1,2	0,09
Fraction expliquée de la co-inertie	0,61	0,15	0,64	0,23	0,8	0,16	0,87	0,07
Corrélation entre les variables environnementales et le peuplement de poissons								
	0,74	0,65	0,63	0,62	0,36	0,35	0,58	0,35
Valeur de Monte Carlo (1 000 itérations)								
	p<0,013		p=0,228		p=0,640		p=0,067	

Les espèces associées à un substrat de litière sont : *Hoplias malabaricus* (crique Karouabo et Passoura), *Megalops atlanticus* (crique Passoura), *Acestrorhynchus falcatus* (Station A et B de la rivière Orapu et crique Malmanoury), *Parauchenipterus galeatus* (crique Malmanoury) et *Lycengraulis batesii* (station A et B de la rivière Orapu) (Figure 48A et 48B).

Les axes 1 et 2 expriment une fraction significative de la co-inertie (61,0% et 15,0%, respectivement) entre la composition spécifique des peuplements de poissons et les variables qualitatives. Ces deux composantes sont corrélées significativement sur le premier et deuxième axe ( $r=0,74$  et  $r=0,65$ , respectivement ;  $p<0,013$  dans le deux cas) (Tableau XXIX).

Aucune relation significative n'a été observée entre les variables qualitatives et les espèces classées par famille ( $p=0,071$ ), groupe trophique ( $p=0,640$ ) et taille maximale observée ( $p=0,067$ ) à la période de la pluie (Tableau XXIX).

### 9.3.1.2. Etiage

Pendant la période d'étiage aucune relation significative n'a été observée entre les variables quantitatives et la composition spécifique ( $p=0,066$ ) ou synthétique au niveau de Famille ( $p=0,523$ ), Groupe trophique ( $p=0,284$ ) et Taille maximale observée ( $p=0,264$ ) (Tableau XXX). Un résultat similaire est obtenu entre les variables qualitatives et la composition spécifique ( $p=0,238$ ) ou synthétique au niveau de Famille ( $p=0,381$ ), Groupe trophique ( $p=0,270$ ) et Taille maximale observée ( $p=0,269$ ) (Tableau XXXI).

Le tableau ci-dessous résume les principaux résultats des interactions entre les descripteurs des peuplements et les variables environnementales à l'échelle spatiale pendant la période des pluies et de l'étiage.

Période	Variables	Descripteurs			
		Espèces	Famille	Groupe Trophique	TMO
Pluies	Aire du bassin versant	-	-	x	-
	Aire en amont station	-	-	x	-
	Profondeur du canal	-	-	-	x
	Conductivité	x	x	x	x
	Température	x	x	x	-
	Transparence	x	x	-	x
	Substrat du canal	x	-	-	-
Etiage	-	-	-	-	

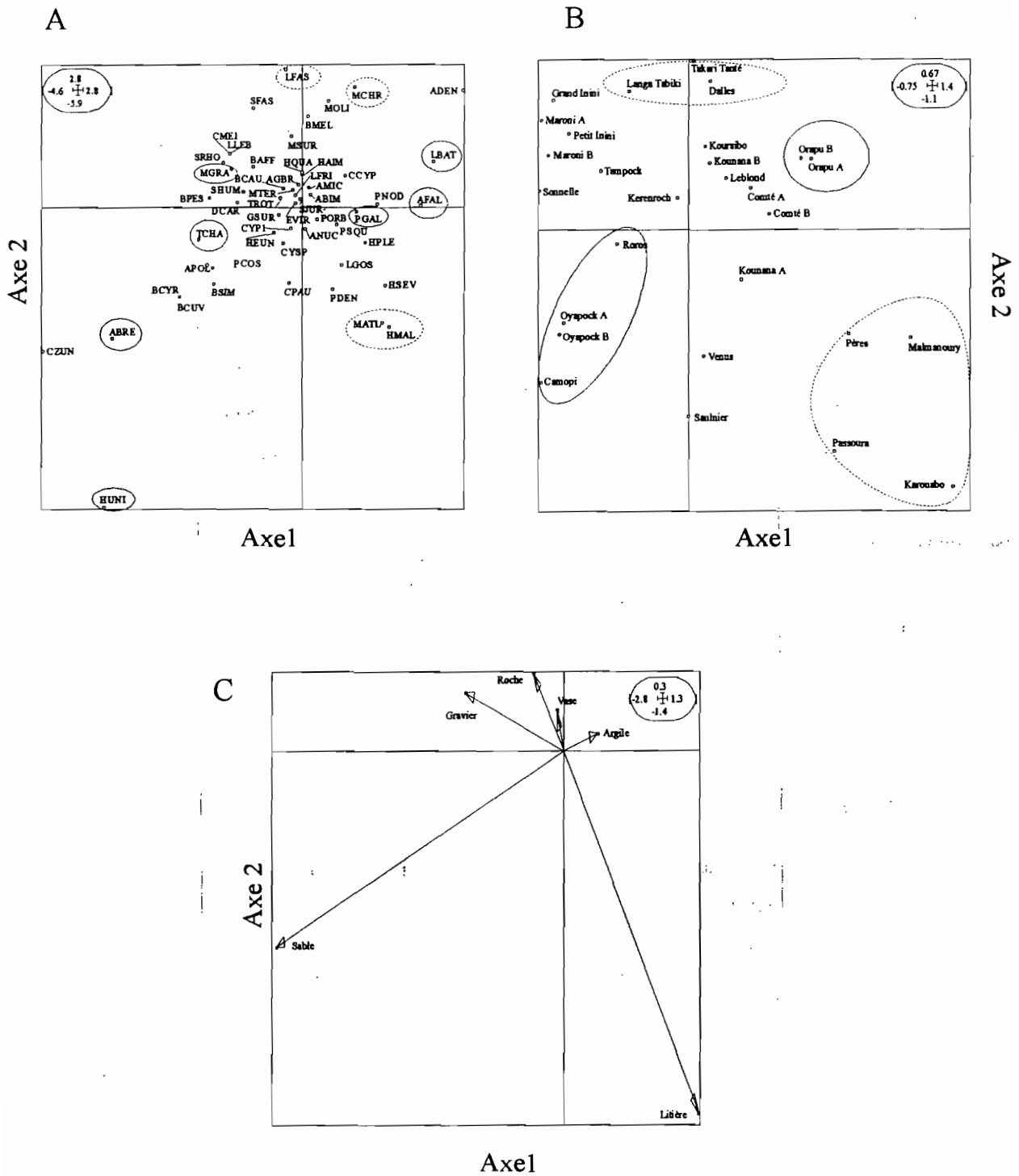


Figure 48 - Cartes factorielles dans les axes 1 et 2 de l'analyse de co-inertie et relatives au tableau milieu pendant la période de la pluie. A - Carte de la composition spécifique du peuplement de poissons. B - Carte des relevés. C - Carte des variables qualitatives du milieu. Les ellipses groupent espèces et stations similaires sur les axes 1 (ligne continue) et 2 (ligne discontinue). L'encadre indique l'échelle des axes.

Tableau XXX – Statistiques de l’analyse de co-inertie entre les variables quantitatives et la composition spécifique et synthétique (Famille, Groupe trophique et TMO) des peuplements de poissons à la période d’été. Les chiffres en gras indiquent la contribution absolue plus importante de chaque variable à la variance de chaque axe.

Variables	Espèces		Famille		Groupe trophique		Taille maximale observée	
	Axe		Axe		Axe		Axe	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Conductivité	4,29	4,11	1,43	0,00	9,68	5,46	<b>30,22</b>	<b>31,7</b>
Température	<b>21,94</b>	0,88	<b>26,73</b>	18,55	10,27	17,39	<b>25,38</b>	10,11
Transparence	1,07	<b>38,85</b>	5,90	<b>65,81</b>	<b>60,95</b>	1,6	9,91	18,66
Aire du bassin versant	18,79	0,02	11,65	3,43	0,31	5,58	5,88	0,02
Aire en amont de la station	<b>20,66</b>	0,18	14,08	0,37	1,69	8,93	5,8	0,59
Profondeur	1,34	<b>55,08</b>	3,34	8,31	14,1	<b>50,67</b>	9,75	<b>22,43</b>
Largeur	<b>31,88</b>	0,85	<b>36,83</b>	3,50	2,97	10,34	13,03	16,46
<b>Statistiques des deux premiers axes:</b>								
Eigenvalue	0,7	0,25	0,36	0,07	0,03	0,005	0,08	0,02
Fraction expliquée de la co-inertie	0,63	0,22	0,65	0,13	0,84	0,16	0,74	0,16
Corrélation entre les variables environnementales et le peuplement de poissons	0,9	0,94	0,71	0,74	0,8	0,46	0,69	0,6
Valeur de Monte Carlo (1 000 itérations)	p=0,066		p=0,514		p=0,284		p=0,264	

Tableau XXXI – Statistiques de l'analyse de co-inertie entre les variables qualitatives et la composition spécifique et synthétique (Famille, Groupe trophique et TMO) des peuplements de poissons à la période d'étiage. Le chiffres en gras indiquent la contribution absolue plus importante de chaque variable à la variance de chaque axe.

Variables	Espèces		Famille		Groupe trophique		Taille maximale observée	
	Axe		Axe		Axe		Axe	
	1	2	1	2	1	2	1	2
Roche	<b>48,89</b>	22,04	<b>23,05</b>	13,20	<b>98,00</b>	0,00	32,22	2,24
Gravier	11,03	19,14	7,52	1,81	0,15	11,15	0,21	0,73
Sable	29,31	<b>42,17</b>	<b>49,74</b>	2,69	0,00	<b>75,93</b>	<b>45,41</b>	4,44
Vase	0,01	2,19	0,00	<b>26,20</b>	1,02	1,55	4,57	<b>60,93</b>
Litière	10,12	14,43	19,67	<b>55,44</b>	0,21	10,62	17,36	30,9
Argile	0,61	0,00	0,00	0,63	0,61	0,73	0,2	0,73
<b>Statistiques des deux premiers axes:</b>								
Eigenvalue	10,8	3,81	5,02	1,99	0,52	0,24	1,98	0,15
Fraction expliquée de la co-inertie	0,59	0,21	0,51	0,20	0,68	0,32	0,91	0,07
Corrélation entre les variables environnementales et le peuplement de poissons	0,92	0,84	0,58	0,74	0,59	0,66	0,68	0,4
Valeur de Monte Carlo (1 000 itérations)	p=0,238		p=0,707		p=0,270		p=0,269	

#### 9.4. Discussion

Les résultats de l'analyse de l'interaction des facteurs environnementaux et les peuplements de poissons montrent que les variables quantitatives locales *transparence*, *conductivité* et *température* de l'eau discriminent la composition spécifique et synthétique (Famille, Taille maximale observée et Groupe trophique) des peuplements de poissons des stations échantillonnées pendant la période de la pluie.

Inversement, les variables régionales liées à la taille du bassin versant (*aire du bassin versant*) et à la position de la station dans le bassin (*aire de drainage en amont de la station*) ont une basse prédiction, ce qui suggère une faible participation des facteurs spatiaux dans la structuration des peuplements de poissons.

Aucune relation significative n'a été observée entre la composition spécifique et synthétique des peuplements de poissons et les facteurs environnementaux à la période d'étiage. Toutefois, compte tenu des résultats obtenus lors de l'analyse de la distribution spatiale des peuplements de poissons dans l'item précédant, l'absence de résultats significatifs à la période d'étiage ne signifie pas que les peuplements de poissons sont indépendants des effets du bassin à cette période là. Cette absence semble être davantage liée à une faible variabilité des stations échantillonnées, en conséquence de l'absence de la polarité représentée par les stations du fleuve Maroni et des criques côtières, qu'au faible nombre de stations échantillonnées (12) car l'analyse utilisée (Analyse de Co-inertie) est sensible à un faible nombre d'échantillons (nombre de stations dans ce cas) (Dolédec et Chessel, 1994).

Une autre situation à remarquer est la participation des variables quantitatives par rapport aux qualitatives. Tandis que les variables quantitatives montrent des résultats significatifs de la relation habitat-poisson au niveau spécifique et synthétique (Famille, TMO et Groupe trophique), les variables qualitatives se montrent significatives seulement au niveau spécifique. Cette situation semble être en relation avec les changements graduels qui caractérisent les variables environnementales tels que le substrat (variable qualitative dans cette étude) au niveau spatial (Tejerina-Garro et Mérona, 2001). Par exemple, suite à une averse importante les caractéristiques physico-chimiques de l'eau, comme le pH, présentent des oscillations significatives tandis que les changements dans le substrat sont insignifiants. Cette situation peut être extrapolée à une échelle temporelle majeure comme par exemple les saisons. Dans ce cas le temps de réponse d'une caractéristique qualitative du milieu peut être plus long que la durée d'une saison. Ceci semble être le cas pour les variables qualitatives échantillonnées à la période de la pluie. Dans ces conditions on peut attendre que les compositions synthétiques des peuplements de poissons soient moins sensibles aux

changements graduels qui s'opèrent dans les différents cours d'eau prélevés pendant une même saison, que lors de la comparaison entre deux saisons (la pluie et l'étiage dans cette étude).

#### 9.4.1. Transparence de l'eau

La transparence met en évidence deux groupes. Un, de faible transparence, formé par les stations du fleuve Maroni et l'autre, de transparence élevée, formé par les criques côtières Malmanoury, Karouabo, Passoura, Pères et par les stations en aval du barrage hydroélectrique de Petit Saut sur le fleuve Sinnamary.

Diverses études en milieu néotropical ont mis en évidence la participation de la transparence à la structuration des peuplements de poissons. Cette participation semble être répandue en milieu lentique, principalement dans les lacs des plaines d'inondation, comme c'est le cas pour ceux du fleuve Orénoque, Venezuela (Rodriguez et Lewis Jr., 1997), de la rivière Araguaia, Brésil (Tejerina-Garro et al., 1998) et de la rivière Vinces et Babahoyo, Equateur (Landivar, 1995). Néanmoins, aucune référence à l'influence de cette variable sur la structure des peuplements de poissons n'avait été notée en milieu lotique.

L'interprétation de l'influence de la transparence de l'eau sur la structure des peuplements de poissons est basée sur les interactions prédateur/proie (Rodriguez et Lewis Jr., 1994) (Rodriguez et Lewis Jr., 1997). Selon ces auteurs, un milieu d'eaux transparentes favorise la présence de poissons qui utilisent leurs organes visuels pour détecter leur nourriture, tels que les Characides, ou de la perception du risque de la proie. En opposition, un milieu turbide favorise la présence des poissons qui utilisent d'autres organes sensoriels tels que des barbillons dans les cas de certains Siluriformes, ou des organes électriques dans le cas des Gymnotiformes.

Dans le cadre de cette étude, certaines espèces fréquentes dans les eaux transparentes, ici représentées par les criques côtières et les stations du bas Sinnamary, exhibent des caractéristiques morphologiques propres des prédateurs visuels comme la présence des yeux larges, un corps de couleur vive principalement argentée et une forme comprimée latéralement. Ces caractéristiques les associent à un milieu bien illuminé (Tejerina-Garro, 1996) ; (Tejerina-Garro et al., 1998). Tel est le cas de certains représentants de la famille des Megalopidae (par exemple, *Megalops atlanticus*) et des Characidae (par exemple, *Piabucus dentatus*) lesquels sont adaptés à la vie en surface (Moyle et Cech, 1996; Planquette et al., 1996). Deux autres espèces qui fréquentent ce type de milieu sont *Heros severus* et *Geophagus surinamensis* lesquelles, au delà de partager les caractéristiques morphologiques



de poissons à orientation visuelle, appartiennent à un groupe taxonomique, les Cichlidae, qui est associé aux milieux d'eaux transparentes (Rodriguez et Lewis Jr., 1994).

Des basses valeurs de la transparence (moyenne=48,57cm) sont associées aux stations du bassin du fleuve Maroni, où les activités anthropiques jouent un rôle important sur la transparence de l'eau. En effet, un des facteurs qui influe directement sur la transparence de la colonne d'eau est la présence des matériaux en suspension. Walling et Webb (1992) mentionnent qu'à l'échelle de un bassin versant la quantité de matériaux en suspension présent dépend de la géologie, du type de sol et de l'utilisation du sol. CNRS/ORSTOM (1979) indiquent qu'une bonne partie de la superficie de la Guyane correspond à des sols ferrallitiques couverts par la forêt, qui reposent sur un socle granitique altéré, avec des pentes latérales comprises entre 10 et 100% du talweg principal de 2%, lesquels sont soumis à une pluviométrie de 3 600 mm/an et un coefficient d'écoulement moyen annuel de 70%. Dans ces conditions, l'érosion spécifique annuelle est de 0,41 tonne par hectare et par an. Ces résultats mettent en évidence une faible érosion sous forêt dense humide non défrichée et des basses concentrations des matériaux en suspension pendant l'étiage (2 à 5 mg/l) et la pluie (10 à 300 mg/l) (CNRS/ORSTOM, 1979). Bien que dans cette étude la transparence dans le bassin du Maroni a été mesurée à la période de la pluie, les basses valeurs trouvées (transparence moyenne=48,57cm) restent au dessous de celles des autres bassins versants comme l'Oyapock, Comté et Sinnamary. Ceci suggère que le troisième facteur mentionné ci-dessous, c'est à dire l'utilisation du sol, semble avoir une contribution importante dans l'entrée des matériaux en suspension et conséquemment sur la transparence de l'eau.

Deux types d'activités anthropiques qui peuvent augmenter l'entrée des matériaux en suspension et ainsi diminuer la transparence de l'eau sont observées dans le bassin du fleuve Maroni. La première a un rapport avec l'augmentation de la densité de la population dans les villes frontalières françaises du moyen et bas cours du fleuve Maroni, en conséquence des mouvements migratoires des populations provenant du Suriname depuis 1970, et la pratique par ces populations d'une activité agricole de type défriche et brûlis à vocation d'autosubsistance ou de production commerciale (Piantoni, 1998). Bien que le système de défriche et brûlis itinérante en Guyane française, ne se compare pas en extension à la déforestation à grande échelle menée à l'Amazonie brésilienne (Tsayem et al., 2001), il favorise les processus d'érosion du sol et l'entrée des sédiments aux cours d'eau (Giller et Malmqvist, 1998). En outre ce système d'activité agricole prolonge l'exposition des sol à l'érosion car un abattis prend une dizaine d'années avant de constituer une forêt secondaire (Lescure, 1986).

Le deuxième type d'activité anthropique est constitué par l'orpaillage. Deux techniques sont utilisées en Guyane française: la drague du substrat du cours d'eau à partir d'un bateau et l'érosion du sol de la berge en utilisant des jets d'eau sous pression. La première remue les sédiments autochtones et la deuxième augmente l'entrée des sédiments allochtones dans les cours d'eau. L'orpaillage est disséminé dans tout le bassin versant du fleuve Maroni (Tejerina-Garro et Mérona, 2001). Ces activités sont développées principalement pendant la période de la pluie car ceci facilite le déplacement et l'accessibilité aux régions d'orpaillage. L'exploitation minière au Petit Inini correspond à celle de l'érosion de la berge.

En dépit de cette situation et contrairement à ce qu'on attend dans un milieu de basse transparence (moyenne=48,57cm) les espèces qui fréquentent ce type d'eau présentent les mêmes caractéristiques que des prédateurs visuels comme c'est le cas des Characidae (par exemple, *Serrasalmus rhombeus* et *Cynodon meionactis*).

Ceci peut être expliqué, en partie, du fait que la transparence dans ces stations (moyenne=48,57cm) n'est pas suffisamment basse pour induire des changements dans la structure des peuplements de poissons. En effet, la valeur de la transparence dans ces stations est plus haute que celle des lacs du fleuve Orénoque (moyenne=22,5cm) (Rodriguez et Lewis Jr., 1994) ou des lacs de la rivière Araguaia (moyenne=33cm) où ont été observés des changements de la structure des peuplements de poissons, via les interactions prédateur proie, en conséquence de la basse transparence.

De plus, les basses valeurs de la transparence observées au bassin du Maroni ne sont pas constantes à l'échelle temporelle, c'est à dire qu'elles peuvent changer en conséquence du courant, lequel transporte les matériaux en suspension vers l'aval, et des variations dans l'activité d'orpaillage (nombre de sites d'orpaillage, accessibilité aux sites, entre autres). Ces conditions réduisent l'impact de la turbidité sur les peuplements de poissons dans le bassin du Maroni, à l'exception du Petit Inini, où l'exploitation minière est développée tout le long de l'année.

Cette situation amène à penser que dans le cadre de cette étude, l'interaction entre la transparence et les poissons n'est pas la seule déterminante pour expliquer la structure de la composition spécifique à l'échelle spatiale. En revanche, l'effet de la transparence de l'eau sur les familles peut représenter une approximation des stratégies de vie (sens Winemiller, 1989) si l'on considère l'hypothèse que les espèces au sein d'une même famille présentent souvent des stratégies de vie voisines.

Dans ces conditions, la présence des Characidae en milieu turbide peut être expliquée par leur caractéristiques de « stratégie saisonnière » c'est-à-dire un grand nombre d'œufs

pélagiques, une saison de reproduction limitée, pas de soins parentaux, une fécondation au hasard (Winemiller, 1989 ; Ponton et Mérona, 1998). Ces caractéristiques permettent aux Characidae d'exploiter la variation temporelle et spatiale des habitats de façon à augmenter la survie et la croissance des larves (Winemiller, 1989). Dans ce cas les changements saisonniers de la transparence de l'eau ne semble pas les affecter.

A l'inverse, les Cichlidae exhibent des caractéristiques de « stratégie en équilibre » c'est-à-dire plusieurs pontes avec construction de nids, soins parentaux, un nombre d'œufs réduit (Winemiller, 1989 ; Ponton et Mérona, 1998). Ces caractéristiques permettent aux Cichlidae de se reproduire avec succès même en conditions de forte pression de prédation (Winemiller, 1989), mais les rendent sensibles aux effets de la turbidité comme par exemple la déposition des particules en suspension sur les nids et conséquemment sur les œufs.

La transparence discrimine aussi la composition synthétique Taille maximale observée (TMO). Des poissons dont la taille dépasse 301mm sont associés à une transparence moyenne de 152,5cm (Malmanoury, Karouabo, Passoura et la station en amont de la rivière Kounana). Les espèces qui représentent cette classe de taille sont *Megalops atlanticus*, *Leporinus gossei*, *Plagioscion squamosissimus*, *Ageneiosus brevifilis*, *Eigenmannia virescens* et *Hoplias malabaricus*.

On sait que certaines stratégies de vie comme l'alimentation sont liées à la taille caractéristique d'une espèce où les espèces de grande taille sont plus souvent des prédateurs (Hugueny et Pouilly, 1999). Cette interaction prédateur/taille semble être à la base de l'influence de la transparence sur la TMO du peuplement de poissons dans les stations Malmanoury, Karouabo, Passoura et la station en amont de la rivière Kounana (transparence moyenne=152,5cm). Un exemple de cette situation est la présence des espèces piscivores *Megalops atlanticus* et *Plagioscion squamosissimus*, lesquelles présentent des caractéristiques morphologiques propres des prédateurs visuels comme la présence des yeux larges, corps de couleur vive principalement argentée avec un format du corps compressé latéralement (Tejerina-Garro et al., 1998) et sont associées à une grande classe de taille (>300 mm).

Toutefois, l'interaction de la taille avec les stratégies alimentaires est aussi présente dans les espèces des autres groupes trophiques (Brown et Maurer, 1986) qui peuvent être sensibles aux changements de la transparence de l'eau. D'après Moyle et Cech (1996), les caractéristiques des prédateurs visuels ne sont pas exclusives à ce groupe car d'autres espèces avec un régime alimentaire différent comme certaines de l'ordre Characiformes les possèdent aussi. L'utilisation du système visuel par ces espèces non prédatrices ne peut pas être négligé non plus, car si les prédateurs utilisent leur système visuel pour détecter ses proies, l'inverse est aussi possible, c'est à dire la détection des prédateurs par la proie. En plus, les espèces non

prédatrices peuvent également utiliser leur système visuel pour trouver leur nourriture. Un exemple de cette situation dans les stations Malmanoury, Karouabo, Passoura et Kounana A est donné par *Leporinus gossej*, un herbivore tributaire des arbres dont il mange feuilles et fruits (Planquette et al., 1996).

Toutefois, la combinaison des caractéristiques eau transparente/habitudes alimentaires/grande classe de taille ne s'applique pas aux espèces *Eigenmannia virescens* et *Ageneiosus brevifilis*, un gymnote et un silure, respectivement, qui exhibent des caractéristiques de prédateurs non visuels, et *Hoplias malabaricus*, un Characidae prédateur qui chasse à l'affût.

Dans les stations du bassin versant du fleuve Maroni, Comte A et Venus (transparence moyenne=59,2cm) les poissons prédominants sont ceux de la classe de taille 101 à 200mm. Cette situation ne semble pas être due à la relation transparence de l'eau/habitudes alimentaires/taille vu que, à exception des silures *Doras carinatus* et *Platydoras costatus* (spécifiquement dans les stations du bassin du fleuve Maroni) qui sont des espèces associées à un milieu turbide, les autres espèces telles que *Serrasalmus rhombeus*, *Triportheus rotundatus*, *Bryconops affinis*, *Bryconops caudomaculatus* et *Hemiodus unimaculatus* présentent des caractéristiques de poissons visuels.

La prédominance de la classe de taille 101-200mm semble refléter une partie de la distribution en taille caractéristique aux peuplements de poissons. D'après Johst et Brandl (1997) la distribution de la taille d'un grand nombre d'espèces animales a une forme de cloche, avec une prédominance des espèces de taille intermédiaire et une importante dissymétrie vers la droite. Cet type de distribution est observée à une échelle globale, régionale et locale (Welcomme, 1979). Dans notre cas la classe de taille 101-200cm représente les tailles intermédiaires. Une autre observation en Guyane française confirme cette hypothèse. En effet, la distribution des classes de taille au fleuve Sinnamary a un format de cloche dissymétrique à droite dont la classe prédominante est de 150mm (B. de Mérona, communication personnelle).

On connaît peu de choses sur la signification écologique des cette distribution et moins encore dans le cas des peuplement de poissons néotropicaux. Toutefois, Mérona (communication personnelle) suggère qu'une plus grande quantité de niches est disponible pour les espèces qui ont cette taille, vu les limitations existantes pour utiliser les ressources alimentaires pour les espèces plus petites (<50mm). D'une autre part, Hugueny (1990b) suggère que dans le cas des peuplements piscicoles de l'Afrique d'Ouest la taille du corps est liée à la capacité de dispersion, ce qui d'après Lévêque (1997) favorise les espèces qui exhibent une taille intermédiaire.

Bien que la transparence prédit l'association des peuplements de poissons avec des stations transparentes et turbides au niveau de la composition spécifique, famille et TMO, elle a une faible participation (13,82% de la variance totale) dans la discrimination des Groupes trophiques. Ceci peut être expliqué par le fait que les adaptations sensorielles aux conditions optiques sont rapidement associées avec les espèces de familles mais pas avec les groupes trophiques (Rodriguez et Lewis Jr., 1994).

En dépit de cette situation, dans les stations en amont du barrage de Petit Saut du fleuve Sinnamary (Deux Roros, Dalles, Takari Tanté, Coursibo), de la rivière Kounana (A et B) et de l'Orapu (A) dont la transparence moyenne est de 80cm, les ichtyophages sont prédominants. Ceci est en accord avec les changements prédits par le modèle habitudes piscivores-transparence-morphologie dans les lacs émis par Rodriguez et Lewis Jr. (1997), c'est à dire les poissons visuels ichtyophages sont plus abondants dans des eaux transparentes que les non visuels. C'est le cas des espèces piscivores *Acestrorhynchus falcatus* et *A. microlepis*.

Selon ce modèle dans les eaux turbides les poissons non visuels mais ichtyophages sont prédominants. Ceci n'est pas le cas dans les stations du Maroni A et B et Tampock (transparence moyenne=60cm) où les invertivores terrestres sont prédominants. Cette situation, comme il a été déjà mentionné, semble être liée au degré de transparence trouvé dans les stations échantillonnées, lequel n'est pas suffisamment accentué par rapport à ceux observés lors des changements de la structure des peuplements, ni constant à une échelle temporelle (on observe uniquement les changements pendant la saison des pluies) et spatiale (les matériaux en suspension responsables de la turbidité sont transportés par le courant) pour induire des changements dans les peuplements de poissons.

Par contre la présence des poissons invertivores terrestres semblent reliée aux interactions entre la végétation ripicole et les crues décrites dans le chapitre précédant. Ainsi, les crues pendant la période de la pluie favorise 1) l'accessibilité des poissons à des nouveaux habitats et en conséquence aux produits comme les fruits, fleurs, insectes et autres et 2) le lessivage du substrat de la berge et régions adjacentes incorporant des détritux, fruits, graines, insectes et autres dans les écosystèmes aquatiques.

#### **9.4.2. Conductivité, température, aire du bassin versant, aire de drainage en amont de la station et substrat**

Ces variables discriminent secondairement la composition des peuplements de poissons au niveau des espèces et famille, mais ils ont une participation primaire au niveau des groupes trophiques.

Dans le cadre de la composition par espèce et famille, la conductivité et la température opposent les stations du bassin versant du Mahury , de l'Oyapock, et du Sinnamary en amont du barrage hydroélectrique de Petit Saut (conductivité moyenne faible=22,4 $\mu$ S ; température moyenne faible=25°C) à celles des criques côtières et du Sinnamary en aval du barrage de Petit Saut (conductivité moyenne relativement élevée=31,0 $\mu$ S ; température moyenne=27,4°C). Cette répartition est moins évidente au niveau des Groupes trophiques.

L'influence de la conductivité sur les peuplements de poissons a été déjà notée en milieu tropical. Rodriguez et Lewis Jr. (1997) mentionnent que la conductivité participe secondairement à la structuration des peuplements de poissons des lacs d'inondation du fleuve Orénoque. Cette influence est aussi observée dans le milieu lotique. Mérigoux et al. (1998) mentionnent que la conductivité structure les peuplements jeunes et juvéniles de poissons des criques côtières Malmanoury et Karouabo en Guyane française. Ces criques côtières ont été aussi échantillonnées dans le cadre de cette étude et sont associées aux stations des autres criques côtières (Pères et Passoura) et celles en aval du barrage de Petit Saut à une conductivité moyenne de 31 $\mu$ S où les espèces associées sont *Hoplias malabaricus*, *Heros severus*, *Megalops atlanticus*, *Geophagus surinamensis* et *Piabucus dentatus*. En comparant ces résultats avec ceux obtenus par Mérigoux et al. (1998) on observe qu'une seule espèce *Heros severus* est trouvée associée, dans les deux études, à des eaux de conductivité comprise entre 30 et 36 $\mu$ S. Toutefois, il faut remarquer que cette comparaison prend en compte des poissons adultes (cette étude) et des juvéniles et des petites espèces dans le cas des études de Mérigoux et al. (1998).

La conductivité est associée avec la concentration et la disponibilité des ions dans une solution (Vivin 1976). Dans les écosystèmes aquatiques, la concentration et la disponibilité des ions dépend en principe des caractéristiques géologiques et géochimiques de l'aire de drainage. Dans le cas de la Guyane, l'eau est naturellement pauvre en ions en conséquence de la nature géologique du substrat constitué principalement par des granites et du gneiss (CNRS/ORSTOM, 1979 ; Richard, 1996).

Dans les cours d'eau tropicaux la décomposition de la matière organique végétale constitue une source importante de sels minéraux et d'éléments métalliques (Furch et Junk, 1997 ; Richard, 1996) et la conductivité est le reflet de leur évolution. Ces composantes organiques solubles ainsi que des ions métalliques sont largement utilisés par les organismes du plancton ou du périphyton, mais pour que ceux-ci soient incorporés dans les chaînes trophiques il faut qu'ils soient disponibles dans le milieu pendant un certain temps. Dans le milieu lotique ce temps de résidence dépend de certains facteurs tel qu'un courant faible, la formation de bassins au long d'un cours d'eau et des températures élevées.

Dans les criques côtières ainsi que dans la section du fleuve Sinnamary en aval du barrage de Petit Saut deux de ces facteurs sont présents : le faible courant et une haute température par rapport aux autres stations en amont. En relation à la formation de bassins deux situations sont à noter : le bassin du lac de la retenue de Petit Saut sur le fleuve Sinnamary, qui sert de décantation et la zone inondée de la crique côtière Karouabo qui joue probablement le même rôle.

Les criques côtières et la section en aval du fleuve Sinnamary ont leur lit dans la plaine côtière (CNRS/ORSTOM, 1979). Cette situation alliée à une petite taille du bassin versant favorise une faible vitesse du courant comme c'est le cas des criques côtières Karouabo, Malmanoury et Pères où la vitesse moyenne du courant au centre du canal est de 4,5; 6,5 et 14,3 m/s, respectivement. Dans le cas des stations du bas Sinnamary la vitesse moyenne du courant au centre du canal est moins forte (31,35m/s) que celles en amont du barrage (55,6m/s).

De plus, l'influence mécanique de la marée peut favoriser aussi le temps de résidence des composants organiques et des ions métalliques dans les criques côtières et le bas Sinnamary en conséquence de l'inversion du courant. Toutefois, l'influence mécanique de la marée n'introduit pas d'ions minéraux dans les cours d'eaux (CNRS/ORSTOM, 1979).

Les stations des criques côtières et du bas Sinnamary présentent une température plus élevée que celles des stations en amont des cours d'eau échantillonnés. La température est un des facteurs qui influencent de façon linéaire la conductivité (Vivin, 1976). Dans le milieu aquatique cette situation se traduit par une augmentation de la mobilité des ions (Vivin, 1976) et des processus de décomposition. Cet ensemble de conditions peut expliquer la conductivité relativement élevée (conductivité moyenne=31,0 $\mu$ S) par rapport aux stations localisées en amont des cours d'eau (conductivité moyenne=22,4 $\mu$ S).

Néanmoins, l'influence de la conductivité n'est pas directe sur les peuplements de poissons mais indirecte, c'est à dire qu'elle va influencer les caractéristiques de l'habitat disponible pour les poissons. Un exemple de cette situation est la présence des macrophytes aquatiques. Ces plantes sont sensibles à la disponibilité des nutriments dans la colonne d'eau, laquelle en association avec d'autres caractéristiques comme un faible courant, favorise leur prolifération (Junk et Piedade, 1997). Ceci semble être le cas des criques côtières où les macrophytes sont particulièrement abondantes (observation personnelle). Cette situation peut expliquer l'association de la famille Cichlidae représentée par l'espèce *Heros severus* avec des eaux de haute conductivité. Cette espèce se caractérise par sa fréquence le long des rives encombrées des végétaux rivulaires (Keith et al., 2000 ; Mérigoux et al., 1998).



Une conductivité élevée est aussi associée avec la présence dans l'eau de matériel organique végétal en décomposition (Richard, 1996). Ceci est le cas des criques côtières et des stations Venus et Saulnier du bas Sinnamary où le substrat est composé en prédominance de litière. Ce type de substrat favorise la présence des organismes aquatiques qui peuvent constituer l'aliment des poissons. En outre, à cause de la décomposition de la végétation présente dans le réservoir de l'usine hydroélectrique de Petit Saut, les stations en aval présentent des débris organiques en suspension (observation personnelle). Cette situation peut expliquer la présence du Cichlidae *Geophagus surinamensis*, une espèce omnivore avec des tendances herbivores qui cherche sa nourriture en fouillant le substrat (Keith et al., 2000) et de *Piabucus dentatus*, lequel trouve dans les criques vaseuses de la zone estuarienne son biotope de prédilection (Boujard et al., 1997).

La présence de macrophytes et de matériel végétal crée un environnement propice pour certains prédateurs. C'est le cas de *Hoplias malabaricus* qui chasse à l'affût, dissimulé dans la végétation ou posé sur le fond (Planquette et al., 1996).

La présence de la famille des Megalopidae représentée par *Megalops atlanticus* dans les criques côtières et le bas Sinnamary semble être plus liée à un facteur de localisation, la proximité de la mer, qu'à la conductivité de l'eau.

La taille du bassin versant influence aussi la température de l'eau et la conductivité. Etant donné le volume réduit de l'eau dans les criques côtières, même pendant la période de la pluie, par rapport à un bassin versant plus grand, les échanges d'énergie entre la masse, la radiation solaire et la conductance de l'air se traduisent par une élévation de la température (Walling et Webb, 1992).

Les espèces *Hemiodopsis quadrimaculatus*, *Acestrorhynchus falcatus* et *Ageneiosus dentatus* sont associées à un milieu aquatique peu conducteur (conductivité moyenne=22,4 $\mu$ S) et avec des températures plus basses (température moyenne=22,4°C) représenté d'une part par les stations en amont du barrage de Petit Saut du fleuve Sinnamary (Deux Roros, Saut Dalles, Takari Tanté) et de ses affluents Karouabo et Leblond, et d'autre part par la Comté (A et B), l'Orapu (A et B), la Kounana (A et B) et le bassin versant du fleuve Oyapock (A et B, Camopi). Dans le cas des stations de la Comté, Orapu et Kounana la famille Engraulidae représentée par *Lycengraulis batesii* est aussi associée à des eaux peu conductrices et de température basse.

Les cours d'eau tropicaux pendant la période de la pluie se caractérisent par une hausse de la hauteur d'eau et de la vitesse du courant. Les changements de la hauteur d'eau entre la période sèche et celle de la période de la pluie sont de grande ampleur. Le suivi hydrologique de la rivière Comté (voir Chapitre V) montre une augmentation de la hauteur



d'eau de 2,5m entre les deux saisons. Cette augmentation du volume de l'eau limite l'échange d'énergie entre la radiation solaire et la conduction de l'air et l'eau. Ces conditions résultent en une baisse de la température de la masse d'eau (Walling et Webb, 1992). Toutefois, ces interactions dépendent d'autres facteurs comme la taille du bassin versant. Ceci peut expliquer la différence de température observée entre les stations en amont du barrage de Petit Saut du fleuve Sinnamary (Deux Roros, Saut Dalles, Takari Tanté) et de ses affluents Karouabo et Leblond, Comté (A et B), Orapu (A et B), Kounana (A et B) et bassin versant du fleuve Oyapock (A et B, Camopi) et les criques côtières.

D'autre part, l'augmentation du volume d'eau implique une hausse du débit et conséquemment de la vitesse du courant. Dans ce cas un courant unidirectionnel (amont vers aval) est établi. Celui-ci oscille entre 22,3 et 85,2 cm/s (courant moyen au centre du canal) dans les stations en amont du barrage de Petit Saut du fleuve Sinnamary, Karouabo, Leblond, Comté, Orapu, Kounana et Oyapock. Ces conditions favorisent une faible conductivité, car les ions métalliques et les composantes organiques sont rapidement transportés vers l'aval.

Les basses conductivités et températures de l'eau traduisent les caractéristiques prédominantes de la période de la pluie qui semblent favoriser la présence des espèces *Acestrorhynchus falcatus* et *Hemiodopsis quadrimaculatus*, lesquelles sont très actives et associées à de grands espaces et des eaux rapides (Planquette et al., 1996) et de *Ageneiosus dentatus* une espèce qui habite le lit principal des cours d'eau (Santos et al., 1984).

Les conditions des cours d'eau traduites par des basses températures et conductivités semblent aussi influencer sur la structure des peuplements de poissons au niveau des Familles. Dans ce cadre la présence de la famille Engraulidae dans ce type d'eau peut être expliquée par leur biologie. Les Engraulidae sont des poissons qui habitent principalement les régions côtières, comme c'est le cas de *Lycengraulis batesii* qui représente cette famille dans cette étude, mais qui se déplacent vers l'intérieur des cours d'eau douce (Planquette et al., 1996). Ces déplacements sont facilités par le volume d'eau pendant la période de la pluie, lequel permet de franchir des barrières tel que les sauts, caractéristiques des cours d'eau guyanais. Ceci peut expliquer que cette famille soit trouvée dans des stations en amont comme celles des rivières Kounana et Orapu.

Au niveau de la composition synthétique Groupe trophique, les omnivores (stations Venus, Pères, Saulnier) et détritivores (Kérenroch) sont associés à des eaux conductrices (conductivité moyenne=32,3 $\mu$ S) avec une température moyenne de 27,12°C et les ichtyophages (stations Orapu A, Kounana A et B, Takari Tanté, Dalles, Leblond, et Koursibo) à des eaux peu conductrices (conductivité moyenne=24,16 $\mu$ S) et une température moyenne de 24,66°C.

Les invertivores terrestres (stations A et B du fleuve Maroni et rivière Tampock) sont associés à des stations dont la superficie du bassin versant est en moyenne égale à 46539,54km<sup>2</sup> et celle en amont de la station (*aire de drainage en amont de la station*) égale à 35454,82km<sup>2</sup>, tandis que les ichtyophages sont associés à une plus petite taille du bassin versant (taille moyenne=2387,08km<sup>2</sup>) et de la superficie du bassin versant en amont de la station (taille moyenne=959,03km<sup>2</sup>).

Les changements de l'habitat avec les saisons influencent les peuplements de poissons à travers les changements qualitatifs et quantitatifs des items alimentaires disponibles dans le milieu (Lowe-McConnell, 1987). En plus, les changements saisonniers de l'habitat peuvent varier en intensité selon la taille du bassin versant, c'est à dire, dans un petit bassin versant les changements de l'habitat s'opèrent plus rapidement que dans un grand bassin versant. Ces changements, qui rendent l'habitat instable par rapport aux peuplements de poissons, peuvent avoir une cause autre que les cycles saisonniers comme c'est le cas des activités anthropiques. Dans ces conditions d'instabilité créée par une cause naturelle ou anthropique, un régime alimentaire opportuniste comme celui des omnivores est plus efficace que celui des poissons avec un régime spécialisé (Karr et al., 1986).

Dans le cadre de cette étude la perturbation naturelle provoquée par le changement de saison, exprimée ici par des eaux conductrices et une température élevée, alliée à une petite taille du bassin versant est trouvée à la crique côtière Pères, où les espèces omnivores prédominantes sont *Triporthus rotundatus*, *Parauchenipterus galeatus* et *Pseudochenipterus nodosus*, lesquelles se nourrissent de fruits, de graines et d'insectes flottant à la surface (Planquette et al., 1996). Néanmoins, d'autres caractéristiques de l'habitat peuvent aussi expliquer la présence de ces omnivores dans la crique Pères. Une de ces caractéristiques est la présence d'une dense couverture végétale sur les cours d'eaux, laquelle favorise l'entrée des produits allochtones tels que fruits, graines et arthropodes (Lowe-McConnell, 1987). Cette relation entre les omnivores et la couverture de la végétation a été observé par Angermeier et Karr (1983) dans un système de criques tropicales. D'après ces auteurs les omnivores et insectivores sont plus abondants que les groupes trophiques plus spécialisés dans les criques avec une couverture végétale dense dont la largeur du canal oscille entre 1 et 3m. Bien que dans cette étude aucun cours d'eau ne présente cette largeur, une couverture végétale dense et un canal étroit (largeur moyenne=11,1m) sont observées à la crique côtière Pères, ce qui peut contribuer à expliquer la prédominance des omnivores dans cette crique.

Dans le cas des stations du bas Sinnamary (Venus et Saulnier) la perturbation anthropique provoquée par le barrage de l'usine hydroélectrique de Petit Saut sur le fleuve Sinnamary, semble être à la origine des changements de l'habitat et conséquemment de la

composition et diversité des peuplements de poissons (Mérona et Albert, 1999). D'après Karr (1981) le déclin de la qualité du milieu implique une augmentation des individus omnivores. Dans les stations en aval du barrage, ce déclin est représenté par la grande variabilité de la hauteur d'eau et du courant, la présence de débris organiques en suspension, et la diminution des régions soumises aux inondations saisonnières (Mérona et Albert, 1999). Une expression de ces changements sont les eaux conductrices, principalement à cause de la présence des débris organiques originaires des végétaux en décomposition dans le réservoir. Si la source des ions organiques et métalliques est assurée par les débris organiques, l'effet mécanique de la marée et le faible courant, deux phénomènes déjà discutés dans ce chapitre, contribuent à augmenter le temps de résidence de ces ions. Ces conditions favorisent la présence, dans les stations Venus et Saulnier, des espèces omnivores *Triporthus rotundatus*, *Parauchenipterus galeatus* et *Pseudochenipterus nodosus*.

Les effets anthropiques du barrage de Petit Saut au fleuve Sinnamary peuvent aussi expliquer la prédominance du groupe trophique détritivores dans la station Kérenroch. D'après Mérona et Albert (1999), la clôture du réservoir de l'usine hydroélectrique de Petit Saut a provoqué une détérioration de la qualité de l'eau qui s'exprime, entre autres, par une augmentation des débris organiques ce qui favorise la présence des espèces de poissons qui ont des habitudes alimentaires benthiques comme les espèces de la famille Curimatidae, spécifiquement *Curimata cyprinoides*. Cette espèce qui consomme des débris organiques, des organismes benthiques et du périphyton (Planquette et al., 1996) est la principale représentante des détritivores dans cette étude.

Les poissons ichtyophages sont associés à des eaux peu conductrices et de basse température comme celles des stations Orapu A, Kouanana A et B, Takari Tanté, Dalles, Leblond, et Coursibo. Ces caractéristiques physiques de l'eau traduisent un milieu avec un grand volume d'eau, un fort courant, une faible couverture végétale et une largeur du canal qui varie entre 10 et 60m. Ces dernières caractéristiques sont associées, dans une échelle régionale, à une taille moyenne de bassin versant (superficie moyenne du bassin versant=2387,08km<sup>2</sup>) et de superficie du bassin versant en amont de la station (superficie moyenne=959,03km<sup>2</sup>). Ces conditions locales (conductivité et température) et régionales (taille du bassin versant et superficie du bassin versant en amont de la station) favorisent la présence des poissons piscivores actifs, principalement au long des berges, tels que *Acestrorhynchus microlepis*, *Acestrorhynchus falcatus* et *Hoplias aimara* (Santos et al., 1984 ; Boujard et al., 1997 ; Planquette et al., 1996).

Par contre, dans les cours d'eau avec une grande taille du bassin versant (taille moyenne=46539,54km<sup>2</sup>) et superficie du bassin versant en amont de la station (superficie

moyenne=35454,82km<sup>2</sup>) le groupe trophique invertivores terrestres est prédominant. Dans les grand cours d'eaux, comme c'est le cas du fleuve Maroni et Tampock dans cette étude, les changements de l'habitat en conséquence des saisons se réalisent plus lentement que dans un petit bassin versant. Ces conditions permettent à des groupes trophiques spécialisés d'être présents (Karr et al., 1986), comme c'est le cas des invertivores terrestres dans cette étude. Des études conduites en milieu néotropical montrent une participation importante des produits allochtones y compris les insectes terrestres, pour les peuplements de poissons dans le fleuve Negro, Brésil (Goulding et al., 1988), des criques affluentes du fleuve Sinnamary, Guyane française (Horeau et al., 1996) et dans le fleuve Sinnamary (Horeau et al., 1998). Dans tous ces cas, les insectes aquatiques sont associés à une couverture végétale importante. Toutefois dans la situation des stations du fleuve Maroni et Tampock, cette couverture est réduite (1 à 12m) par rapport à la largeur du canal principal (largeur moyenne=200,57m). Toutefois, en conséquence de la hausse de la hauteur d'eau, la berge, la végétation ripicole ainsi que la forêt sont inondés. Ces conditions, comme il a déjà été avancé dans le chapitre précédent, permettent l'accès des poissons à un milieu où la chute des insectes est provoquée par la pluie ou le lessivage des eaux. C'est le cas des espèces *Bryconops affinis*, *Bryconops caudomaculatus*, *Brycon pesu* et *Auchenipterus nuchalis*. Ces espèces sont des insectivores connus mais qui peuvent aussi consommer des insectes aquatiques ou des mollusques dans le cas de *A. nuchalis* (Horeau et al., 1998; Horeau et al., 1996).

## 9.5. Conclusion

A l'échelle spatiale et pendant la période de la pluie, la composition spécifique des peuplements de poissons des cours d'eau échantillonnés expriment l'influence des facteurs biogéographiques. Cette influence est moins accentuée sur la composition synthétique Famille et Taille maximale observée et absente lorsque s'agit de la composition synthétique Groupe trophique, ce qui suggère une participation des facteurs environnementaux dans la structure des peuplements de poissons au niveau local.

Trois variables quantitatives la *transparence*, la *conductivité* et la *température de l'eau* et une variable qualitative le *substrat* discriminent, au niveau spatial, la composition spécifique et synthétique des peuplements de poissons des 16 cours d'eau prélevés pendant la période de la pluie.

L'absence d'influence significative des variables environnementales sur les peuplements de poissons à la période d'étiage est associé à une faible quantité de stations échantillonnées.

Les espèces des familles Characidae, Cichlidae, Engraulidae et Anostomidae et des groupes trophiques omnivores, détritivores, invertivores terrestres et ichthyophages se montrent plus sensibles aux changements de l'habitat à l'échelle spatiale.

## **CHAPITRE 10**

# **APPLICATION DES RELATIONS HABITAT-POISSONS DANS L'ELABORATION D'UN INDICE POUR L'EVALUATION DE LA QUALITE DES MILIEUX AQUATIQUES D'EAU COURANTE EN GUYANE FRANÇAISE**

## **10. Application des relations habitat-poissons dans l'élaboration d'un indice pour l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques d'eau courante en Guyane française**

### **10.1. Introduction**

La plupart des pays de l'Amérique du Sud sont confrontés à la dualité du développement et de la préservation du milieu. Dans ce contexte, la déforestation, l'agriculture, le développement urbain et industriel, la mise en place des usines hydroélectriques, l'orpaillage et autres activités anthropiques provoquent divers types d'impacts environnementaux qui se traduisent par une dégradation du milieu terrestre et aquatique (Pringle et al., 2000). Cette situation est aussi présente dans la région de la Guyane française bien que les activités anthropiques y soient moins développées que dans le reste du sous-continent sud américain.

Face à cette situation et dans une tentative de préserver le milieu, plus spécifiquement le milieu aquatique, il y a un besoin d'indicateurs qui peuvent anticiper ou prédire l'impact de nature économique, sociale ou écologique (Hughes et Oberdorff, 1999). L'indice d'intégrité biologique (IBI) de Karr (1981) s'inscrit dans ce cadre. Cet indice repose sur le concept d'intégrité biologique, c'est-à-dire la capacité d'un système écologique à soutenir et maintenir des peuplements adaptables, équilibrés et intégrés possédant une composition spécifique, une diversité et une organisation fonctionnelle comparables à celles trouvées dans un habitat naturel de la région (Karr et Dudley, 1981).

Ce type d'indice, basé sur le peuplement de poissons, a été conçu initialement pour les cours d'eau de la région centrale de l'Amérique du Nord par Karr (1981) mais, ultérieurement il a été adapté à des autres régions de l'Amérique du Nord (par exemple dans l'Illinois, Kentucky, Michigan, Nebraska, et Nord et Sud Dakota (Fausch et al., 1984) ; dans le Tennessee (Dionne et Karr 1992)) et en dehors de ce continent en France (Oberdorff et Hughes, 1992), en Australie (Harris, 1995), au Venezuela (Gutierrez, 1994), au Mexique (Lyons et al., 1995) et au Brésil (Araújo, 1998)).

D'après Hughes et Oberdorff (1999), l'adaptation de l'IBI dans et hors l'Amérique du Nord a conservé le même cadre écologique, c'est-à-dire les données sur les peuplements de poissons ont été ordonnées et interprétées selon l'organisation de leur composition, structure et fonction. Cette approche a été utilisée dans la région néotropicale par Gutierrez (1994) dans l'adaptation de l'IBI basée sur le peuplements de poissons des rivières Guache et Guanare (Venezuela) et par Araújo (1998) en utilisant les peuplements de la rivière Paraíba do Sul (Brésil).

Toutefois, l'IBI élaboré par Karr (1981) est basé sur l'hypothèse de l'existence des relations prédictives entre les peuplements des poissons et les conditions physiques,

chimiques et biologiques des cours d'eau. Cette prémisse permet d'envisager une deuxième façon d'élaborer un indice dans une région inconnue comme celle de la forêt amazonienne en Guyane française, c'est-à-dire déterminer les descripteurs à être utilisés dans l'indice à partir des interactions entre l'habitat et les peuplements de poissons.

Cette approche permet de réunir un des objectifs principaux de l'écologie de communautés qui est de comprendre comment les conditions du milieu et les processus biotiques déterminent l'abondance et la distribution des espèces dans le temps et l'espace (Angermeier et Karr, 1983) ; (Merigoux et Ponton, 1999) avec les processus de conservation du milieu soumis aux perturbations anthropiques.

Dans ce cas, les interactions observées entre les peuplements de poissons et le milieu naturel servent de référence pour comprendre ou bien prédire la réponse des organismes face aux changements du milieu en conséquence des perturbations anthropiques.

Basé sur les analyses des modifications de l'habitat à l'échelle saisonnière et spatiale (Chapitres 4 et 5), il a été possible d'identifier les variables quantitatives et qualitatives qui influencent la structure du peuplement de poissons dans les 28 cours d'eau échantillonnés (Chapitre 6 et 7) en Guyane française. Ces variables sont : une variable régionale *l'aire du bassin en amont de la station*, quatre variables physico-chimiques le *pH*, la *température de l'eau*, la *conductivité* et la *transparence de l'eau*, 6 variables descriptives de la berge et du canal principal la *largeur du canal principal*, la *hauteur de la végétation ripicole*, la *pente de la berge*, la *couverture de la végétation ripicole*, le *substrat de la berge*, le *substrat du canal* et les *débris végétaux flottants*.

Les résultats des analyses entre les interactions habitat-poissons (Chapitre 7 et 9) indiquent que les familles Ageneiosidae, Auchenipteridae, Characidae, Cichlidae, Curimatidae, Engraulidae, Erythrinidae, Loricariidae, Scianidae et Serrasalminidae et les groupes trophiques détritivores, ichtyophages, invertivores terrestres, invertivores aquatiques et omnivores sont sensibles aux modifications des variables environnementales utilisées dans le cadre de cette étude.

Cette section propose un indice de la qualité du milieu aquatique basé sur des descripteurs du peuplement de poissons issues des études de l'interaction habitat-poissons conduites à l'échelle temporelle et spatiale en Guyane française.

## **10.2. Méthodologie**

### **10.2.1. Les données**



Dans cette étude, ont été utilisées les données de l'habitat et du peuplement de poissons de 52 échantillons prélevés dans 27 cours d'eau de la Guyane française pendant la saison des hautes eaux et de l'étiage (Tableau XXXII). Les peuplements de poissons ainsi que l'habitat ont été échantillonnés selon la méthodologie décrite dans le Chapitre 2. Dans un tronçon de 800m en chaque cours d'eau quatre batteries de filets maillants de vide de maille variant entre 15 et 35mm ont été déployés pour la capture des poissons et certaines caractéristiques de la berge et du canal principal mentionnées dans le Tableau V ont été mesurées.

Les 52 échantillons ont été classées *a priori* en échantillons non perturbés et perturbés. Les échantillons non perturbés sont ceux où il n'a pas des signaux évidents de perturbation du milieu ou ceux qui ne présentent que des signaux de perturbation lointains (34 échantillons). Ces échantillons constituent les stations de référence.

Les échantillons perturbés (18) sont ceux où la perturbation du milieu est évidente ou soupçonnée du fait des activités humaines spécifiques comme l'orpaillage, la construction des barrages, les agglomérations urbaines et le relâchement des effluents industriels (Tableau XXXII). Ces échantillons constituent les stations perturbées.

## **10.2.2. Sélection des descripteurs et des variables environnementales**

### **10.2.2.1. Descripteurs globaux**

En dépit de l'approche utilisée pour l'élaboration de l'indice, c'est-à-dire obtenir un modèle de référence à partir de la relation entre un nombre de variables du milieu et les descripteurs des peuplements de poissons, nous avons choisi de tester un certain nombre de descripteurs généraux, lesquels permettent de réaliser des comparaisons globales de différents peuplements ou de l'état d'un même peuplement saisi à des moments différents (Barbault, 1992). Les descripteurs choisis étaient :

- la richesse spécifique (S) qui dans un échantillon est une fonction de la taille de l'échantillon (nombre de spécimens récoltés) (Magurran, 1988) Ainsi, nous estimons ce paramètre par le résidu à une relation nombre d'espèces versus nombre de spécimens calculée par bassin à partir de l'ensemble des prélèvements effectués par le laboratoire d'hydrobiologie de l'IRD entre 1994 et 2000.
- l'indice de diversité de Simpson ( $I_s = 1/\sum p_i^2$  où  $p_i$  : abondance relative de l'espèce  $i$  dans l'échantillon) ;

Tableau XXXII – Stations échantillonnées pendant la saison des hautes eaux et de l'étiage en Guyane française. Les types de perturbations sont EI=effluents industriels ; HY=usine hydroélectrique ; OR=orpillage ; UR=agglomérations urbaines.

Numéro	Station	Code	Source supposée de perturbation	Saison
1	Rivière Camopi	camo0599		Pluie
		camo1198		Etiage
2	Rivière Comté en amont	comA0499		Pluie
		comA1098		Etiage
3	Rivière Comté en aval	comB0499		Pluie
		comB1098		Etiage
4	Fleuve Sinnamary à Saut Dalle	dalle0699		Pluie
		dalle1199		Etiage
5	Rivière Grand Inini	gini0199		Pluie
		gini0699		Pluie
6	Crique Karouabo	karo0499	EI	Pluie
		karo0598	EI	Pluie
7	Fleuve Sinnamary à Kerenroch	kere0799	HY	Etiage
		kere1299	HY	Pluie
8	Rivière Kounana en amont	kouA0798		Etiage
		kouA1298		Pluie
9	Rivière Kounana en aval	kouB0798		Etiage
		kouB1298		Pluie
10	Rivière Koursibo	kour0699		Pluie
		kour1298		Pluie
11	Fleuve Maroni à Langa Tabiki	lang0699	OR+UR	Pluie
		lang1099	OR+UR	Etiage
12	Rivière Leblond	lebl0699	OR	Pluie
		lebl1298	OR	Pluie
13	Crique Malmanoury	malm0499		Pluie
		malm0500		Pluie
14	Fleuve Maroni en amont	marA0199		Pluie
		marA0699		Pluie
15	Fleuve Maroni en aval	marB0199	OR+UR	Pluie
		marB0699	OR+UR	Pluie
16	Rivière Orapu en amont	oraA0798		Etiage
		oraA1298		Pluie
17	Rivière Orapu en aval	oraB0798		Etiage
		oraB1298		Pluie
18	Fleuve Oyapock en amont	oyaA0599		Pluie
19	Fleuve Oyapock en aval	oyaB0599		Pluie
20	Crique Des Pères	pere0499		Pluie
		pere0500		Pluie
21	Rivière Petit Inini	pini0199	OR	Pluie
		pini0699	OR	Pluie
22	Fleuve Sinnamary à Deux Roros	roro0698		Pluie
		roro1198		Etiage
23	Fleuve Sinnamary à Saulnier	saul0698	HY	Pluie
		saul1299	HY	Pluie
24	Rivière Inini	son0199	OR	Pluie
		son0699	OR	Pluie
25	Fleuve Sinnamary à Takari Tanté	taka0699		Pluie
		taka1198		Etiage
26	Rivière Tampock	tamp0199		Pluie
		tamp0699		Pluie
27	Fleuve Sinnamary à Venus	ven0698	HY	Pluie
		ven1298	HY	Pluie

- l'équitabilité ( $Es=Is-1/S-1$  où  $S$  : richesse spécifique) ;
- la Capture par unité d'effort (CPUE) qui représente l'abondance de l'échantillon et est une mesure qui diminue avec la dégradation du milieu (Karr, 1981).

#### 10.2.2.2. Descripteurs taxonomiques

Dans la présente étude, le taxon considéré a été celui de la famille. Cette taxon tient compte de deux caractéristiques importantes d'un descripteur : la composition en espèces des peuplements échantillonnés et une large tolérance aux caractéristiques de la qualité de l'eau, de l'habitat ou des autres conditions (Karr, 1981).

Les familles considérées dans cette étude sont celles résultantes des analyses de l'interaction habitat-poisson à l'échelle temporelle (Chapitre 7) et spatiale (Chapitre 9). Cinq familles ont été considérées :

- Auchenipteridae - les espèces de cette famille sont sensibles aux changements de la conductivité, de la température, de la conductivité, de la largeur du canal, de la pente de la berge, de la couverture de la végétation ripicole et du substrat de la berge ;
- Characidae - les espèces composantes de cette famille sont sensibles aux modifications de la transparence, de la température, du pH, de la conductivité, de la pente de la berge, de la couverture de la végétation ripicole et du substrat de la berge ;
- Cichlidae – les espèces de ce groupe sont sensibles aux changements de la conductivité, de la couverture végétale ripicole et du substrat de la berge ;
- Curimatidae – les espèces groupées dans cette taxon sont sensibles à la conductivité, la température, la conductivité, la largeur du canal, la couverture de la végétation ripicole et le substrat de la berge ;
- Anostomidae – ce groupe ne montre pas aucune interaction significative avec l'habitat dans les analyses précédentes, mais vu qu'il présente une quantité significative d'espèces (quatorze espèces signalés dans la Guyane française) (Planquette et al., 1996), une large distribution et des habitudes alimentaires omnivores avec prédominance herbivore (Santos et al., 1984), cette groupe a été inclus comme un descripteur taxonomique ;
- Gymnotiformes et Siluriformes - pour éviter la perte de renseignements par rapport à certaines familles que les résultats révèlent sensibles aux changements du milieu, mais qui présentent une faible fréquence des effectifs dans les échantillons considérées pour participer comme un descripteur individuel, nous considérons ici les ordres qui regroupent des familles présentant de fortes similitudes. L'ordre de Siluriformes

regroupe les familles Pimelodidae, Ageneiosidae, Doradidae qui incluent toutes des poissons de comportement benthique mais exclu la famille des Auchenipteridae, considérée séparément pour présenter un comportement de surface. L'Ordre Gymnotiformes comprend les familles Sternopygidae, Gymnotidae et Hypopomidae poissons de forme allongée, munis d'organes électriques et de comportement benthique.

### 10.2.2.3. Descripteurs trophiques

La structure trophique est une des façons d'estimer les dynamiques de production et consommation d'énergie des peuplements (Karr, 1981). Les altérations de la qualité du milieu et d'autres conditions de l'habitat, incluant l'utilisation des sols, résultent en des changements de la disponibilité des sources alimentaires. Dans ces conditions, les changements des peuplements peuvent être mesurés (Karr, 1981).

Les groupes trophiques considérés sont :

- Omnivores – sont sensibles aux changements des variables conductivité et température ;
- Invertivores terrestres – sont sensibles aux modifications du substrat de la berge, de la pente de la berge, de la couverture de la végétation ripicole, des débris végétaux flottants, du substrat du canal, de la conductivité et la superficie du bassin versant en amont de la station d'échantillonnage ;
- Détritivores – ce groupe est sensible aux changements de la couverture de la végétation ripicole, du substrat de la berge, du substrat du canal, de la conductivité et de la température ;
- Ichtyophages – sont sensibles à la pente de la berge, de la couverture de la végétation ripicole, du substrat de la berge, du pH, de la conductivité, de la température ;
- Invertivores aquatiques – sont sensibles à la pente de la berge, de la couverture de la végétation ripicole, du substrat de la berge, de la conductivité, de la température ;
- Herbivores – cette groupe ne montre aucune relation significative avec les variables de l'habitat, mais vu l'abondance des espèces strictement herbivores principalement du genre *Myleus*, ce groupe a été inclus comme un descripteur trophique.

Pour chaque descripteur taxonomique et trophique (Tableau XXXIII) l'abondance relative et la richesse spécifique relative par échantillon ont été calculées.

La sélection des variables du milieu candidates à l'élaboration de l'indice a été aussi basée sur les résultats obtenus dans les Chapitres 5 et 6. Ainsi, ont été sélectionnés 1 variable régionale (aire du bassin versant en amont de la station), 4 variables physico-chimiques

(conductivité, pH, transparence de Secchi, température de l'eau), 7 variables descriptives de la berge et du canal principal des cours d'eau (pente de la berge, couverture de la végétation ripicole, substrat de la berge, débris végétaux flottants, hauteur de la végétation ripicole, largeur du canal principal et substrat du canal). Dans le cas des sept dernières variables seulement les catégories qui ont une influence sur les peuplements de poissons ont été incluses (Tableau XXXIV).

Les données des descripteurs taxonomiques (Familles et Ordres) et trophiques ainsi que celles des variables environnementales ont été transformées en vue d'approcher leur normalisation via une transformation  $\log(n+1)$  ou avec des puissances inférieures à 1. Les valeurs des catégories des variables descriptives de la berge et du canal ont été transformées en proportion (Tableau XXXIII et XXXIV).

### 10.2.3. Elaboration de modèles de référence

Dans les chapitres précédents nous avons vu que les peuplements de poissons étaient sensibles à la variabilité spatiale et temporelle de l'habitat aquatique. Mais, dans cette relation, il y a une part due à des phénomènes naturels et une autre due à des perturbations d'origine anthropique. Le but d'un indice de qualité étant de diagnostiquer ces dernières, il est nécessaire d'éliminer la part de l'évolution naturelle de la comparaison entre descripteurs. Pour cela nous recherchons des relations linéaires entre descripteurs des peuplements et paramètres environnementaux dans les échantillons non perturbés. La valeur corrigée des descripteurs est ensuite calculée comme le résidu par rapport à cette relation de référence.

Les relations entre descripteurs et paramètres environnementaux ont été déterminées à travers de régressions multiples avec une méthode de sélection pas à pas afin de réduire les cas de colinéarité (Oberdorff et al., 1995).

$$D = aP_1 + bP_2 + \dots + xP_n + \text{erreur}$$

avec D : descripteur du peuplement  
 $P_1, P_2, \dots, P_n$  : paramètres de l'habitat  
a, b et x : coefficients de la régression  
erreur : résidu de la relation.

Les paramètres de l'habitat susceptibles d'être modifiés par une perturbation d'origine anthropique ont été exclus de la recherche des relations peuplement/habitat. En pratique cela

Tableau XXXIII – Liste des descripteurs candidats à la composition de l'indice. Le code de chaque descripteur et le type de transformation effectuée sur les données est indiqué.

Type	Descripteurs Nome	Code	Transformation
Global	Abondance individuel	CPUE	$\log(n+1)$
	Richesse spécifique	RS	-
	Diversité de Simpson	DI	$\log(n+1)$
	Equitabilité	EQ	$x^{0,5}$
Abondance des familles	Anastomidae	ANOA	$x^{0,3}$
	Auchenipteridae	AUCA	$x^{0,3}$
	Characidae	CHAA	$x^{0,5}$
	Cichlidae	CICA	$\log(n+1)$
	Curimatidae	CURA	$x^{0,3}$
	Gymnotiformes	GYMA	$\log(n+1)$
	Siluriformes	SILA	$x^{0,3}$
Abondance de groupes trophiques	Detritivores	DETA	$x^{0,3}$
	Herbivores	HERA	$x^{0,5}$
	Ichtyophages	ICHA	$x^{0,5}$
	Invertivores aquatiques	INAQA	$x^{0,5}$
	Invertivores terrestres	INTEA	$x^{0,5}$
	Omnivores	OMNA	$x^{0,5}$
Richesse des familles	Anostomidae	ANORS	$\log(n+1)$
	Auchenipteridae	AUCRS	$\log(n+1)$
	Characidae	CHARS	$\log(n+1)$
	Cichlidae	CICRS	$\log(n+1)$
	Curimatidae	CURRS	$\log(n+1)$
	Gymnotiformes	GYMRS	$\log(n+1)$
	Siluriformes	SILRS	$\log(n+1)$
Richesse de groupes trophiques	Detritivores	DETRS	$\log(n+1)$
	Herbivores	HERRS	$\log(n+1)$
	Ichtyophages	ICHRS	$\log(n+1)$
	Invertivores aquatiques	INAQRS	$\log(n+1)$
	Invertivores terrestres	INTERS	$\log(n+1)$
	Omnivores	OMNRS	$\log(n+1)$

Tableau XXXIV – Variables quantitatives et qualitatives, par catégorie, considérées pour l'élaboration de l'indice. Les codes et les transformations statistiques effectuées pour chaque variable sont indiquées.

<b>Variable</b>	<b>Code</b>	<b>Transformation</b>
<i>Catégorie</i>		
Aire bassin versant amont station	AIRSPE	log(n+1)
Conductivité	COND	-
pH	pH	-
Transparence de Secchi	TRAN	-
Température	TEMP	-
Largeur du canal principal	LARG	log(n+1)
Hauteur de la végétation ripicole		
<i>Basse</i>	HBAS	Proportion de points
<i>Moyenne</i>	HMOY	Proportion de points
<i>Haute</i>	HHAU	Proportion de points
Pente de la berge		
<i>Inondée</i>	PINON	Proportion de points
<i>Abrupte</i>	PABRU	Proportion de points
<i>Marche pente</i>	PMPEN	Proportion de points
Couverture végétation ripicole		
<i>Inondée</i>	CINON	Proportion de points
<i>Faible</i>	CFAI	Proportion de points
<i>Moyenne</i>	CMOY	Proportion de points
Substrat de la berge		
<i>Inondée</i>	SBINO	Proportion de points
<i>Argile</i>	SBARG	Proportion de points
<i>Sable</i>	SBSAB	Proportion de points
Substrat du canal		
<i>Sable</i>	SCSAB	Proportion de points
<i>Litière</i>	SCLIT	Proportion de points
<i>Vase</i>	SCVAS	Proportion de points
Débris végétaux flottants	DEBR	Proportion de points

revient à exclure l'ensemble des paramètres physico-chimiques (conductivité, pH, transparence et température de l'eau).

#### **10.2.4. Sélection des descripteurs.**

Les résidus des relations précédentes ont été comparés entre échantillons non perturbés et perturbés à l'aide de test « t ». Les descripteurs dont les valeurs s'avéraient statistiquement différentes entre les deux groupes d'échantillons ont été sélectionnés pour la constitution de l'indice final.

#### **10.2.5. Elaboration de l'indice et notation des descripteurs**

Le calcul de l'indice est fait à partir de l'ensemble de descripteurs déterminés comme sensibles aux perturbations. Afin que la contribution (poids) de chaque descripteur soit égale, une standardisation des résidus de chaque descripteur des échantillons non perturbés a été réalisée. Cette procédure consiste à réaliser une transformation centrée-réduite de la distribution des résidus, c'est-à-dire on soustrait la moyenne de la distribution de chaque valeur et on divise la différence par l'écart type, ce qui permet d'avoir une distribution de moyenne 0 et d'écart type 1. La même procédure a été utilisée pour les échantillons perturbés mais, en utilisant pour le calcul les valeurs de la moyenne et de l'écart type calculée à partir des échantillon non perturbés.

Ensuite, les résultats des valeurs transformées ont été classés selon l'échelle proposée par le programme Indice biotique – France (Boët et al., 1997) (Tableau XXXV). La note finale est l'addition des notes attribuées à chacun des descripteurs présents dans chaque échantillon perturbé et non perturbé. En conséquence du seuil de signification dans l'échelle adoptée, on peut attendre d'avoir une classification des échantillons qui ne correspond pas toujours à la séparation entre échantillons perturbés et non perturbés car, par exemple, la chance de trouver un échantillon de référence classé par l'indice comme perturbé (note <5) est de 25%.

Cette notation présente l'avantage d'avoir une signification statistique. En effet les valeurs seuil correspondent à la distribution de Student.

#### **10.2.6. Interprétation de l'indice**

En vue d'interpréter les valeurs d'indice en fonction de perturbations, les valeurs de chaque descripteur entrant dans la composition de l'indice ont été mises en relation avec les



Tableau XXXV– Echelle de notes selon le comportement du descripteur face à la perturbation proposée par le programme Indice biotique – France basée sur la distribution des valeurs critiques dans un test bilatéral de t-Student (intervalle de classe).

Evolution du descripteur sous l'effet de la perturbation	Intervalle de classe	Note
En diminution	$\geq -1,15$	5
	$] -1,15 ; -1,28 ]$	4
	$] -1,28 ; -1,44 ]$	3
	$] -1,44 ; -1,64 ]$	2
	$] -1,64 ; -1,96 ]$	1
	$< -1,96$	0
En augmentation	$\leq 1,15$	5
	$] 1,15 ; 1,28 ]$	4
	$] 1,28 ; 1,44 ]$	3
	$] 1,44 ; 1,64 ]$	2
	$] 1,64 ; 1,96 ]$	1
	$> 1,96$	0

paramètres d'habitat considérés directement influencés par diverses perturbations (conductivité, pH, transparence et température). On a utilisé pour ce faire des régressions multiples pas à pas.

#### 10.2.7. Validation de l'indice

Du fait du faible nombre de points disponibles pour l'élaboration d'un indice final, il a été impossible de disposer d'un jeu de données indépendant avec lequel il aurait été possible de tester la validité de l'indice. En revanche nous disposons d'une série temporelle dans une station située à une trentaine de kilomètre du barrage de Petit Saut qui inclut des observations avant et après le barrage. Dans la mesure où nous ne disposons pas de données d'habitat pour l'ensemble des échantillons, les valeurs brutes des descripteurs ont été utilisées et non les résidus par rapport aux modèles de référence. Il est improbable que cette simplification puisse affecter grandement les données car le barrage a peu affecté les paramètres physiques de l'habitat (structure de la berge, profondeur, végétation marginale, etc.).

### 10.3. Résultats

A l'exception du descripteur «abondance des invertivores terrestres», tous les descripteurs montrent des relations significatives avec les variables du milieu des échantillons non perturbés (Tableau XXXVI). Les descripteurs qui présentent des différences significatives entre les échantillons perturbés et non perturbés sont la CPUE ( $p < 0,001$ ), l'abondance relative des Characidae ( $p < 0,040$ ), des Cichlidae ( $p < 0,004$ ), des Invertivores terrestres ( $p < 0,005$ ), et la richesse relative des Anostomidae ( $p < 0,049$ ), des Ichtyophages ( $p < 0,038$ ) et des Omnivores ( $p < 0,001$ ) (Tableau XXXVII).

Les descripteurs qui augmentent avec la perturbation, c'est-à-dire que leur moyenne est plus élevée dans les échantillons perturbés, sont l'abondance des Cichlidae et la richesse en Anostomidae et en omnivores. Ceux qui diminuent avec les effets d'une perturbation sont la CPUE, l'abondance en Characidae, en invertivores terrestres et la richesse en ichtyophages (Tableau XXXVII). Les analyses de régression linéaire entre les descripteurs sensibles à la perturbation anthropique, et les variables affectées directement par les perturbations (Tableau XXXVIII) montrent que :

- l'abondance des Characidae diminue lorsque la température et le pH augmentent;
- l'abondance des Cichlidae augmente avec la transparence de l'eau ;

Tableau XXXVI – Statistiques des modèles des régressions linaires résultants de l'interaction entre les descripteurs et les variables du milieu. Consulter le Tableau XXXIV pour les codes des variables du milieu.

Descripteur	Relation	P	Normalité des résidus (test de Lilliefors)
CPUE	0,339+(1,380*CMOY)	0,009	0,233
Equitabilité	0,492+(0,005*SBSAB)	0,001	0,682
Indice Simpson	0,782+(0,002*CFAI)+(-0,002*DEBR)+(0,010*SBSAB)	0,001	1,000
Richesse	-1,079+(0,256*SBSAB)	0,001	0,682
Abondance			
Anostomidae	1,633+(-0,019*SCLIT)	0,009	0,894
Auchenipteridae	3,693+(-0,013*CFAI)+(-0,036*SCSAB)	0,001	0,376
Characidae	3,217+(1,208*AIRSPE)+(-0,081*PMPEN)	0,001	0,393
Cichlidae	0,016+(0,004*CFAI)+(-0,005*HMOY)+(0,015*SBSAB)	0,001	0,465
Curimatidae	0,568+(0,011*CFAI)+(0,065*PMPEN)	0,001	0,463
Gymnotiformes	-0,130+(0,004*CFAI)	0,001	0,001
Siluriformes	0,938+(0,004*CFAI)+(-0,003*HMOY)	0,001	0,014
Detritivores	2,162+(-0,025*HBAS)+(0,052*PMPEN)	0,001	1,000
Herbivores	2,925+(-0,016*DEBR)+(0,056*PMPEN)	0,007	0,014
Ichthyophages	5,558+(-1,553*LARG)+(-0,015*SBARG)	0,002	0,547
Invertivore aquatique	3,149+(-0,060*SCSAB)	0,001	0,377
Invertivore terrestre	-	-	-
Omnivore	1,736+(1,160*LARG)+(0,406*PINON)+(-0,363*SBINON)	0,001	0,693
Richesse			
Anostomidae	0,725+(-0,004*PABRU)	0,027	0,013
Auchenipteridae	1,695+(-0,007*CFAI)+(-0,013*SCSAB)	0,001	0,002
Characidae	0,639+(0,179*AIRSPE)+(0,008*SCSAB)+(-0,011*SCVA)	0,001	0,047
Cichlidae	0,765+(-0,008*CMOY)+(-0,005*PABRU)+(0,021*PMPE)	0,001	0,233
Curimatidae	0,336+(0,007*CFAI)	0,019	0,022
Gymnotiformes	-0,238+(-0,009*CFAI)	0,001	0,137
Siluriformes	0,652+(0,005*CFAI)	0,017	0,036
Detritivore	0,977+(0,003*CFAI)	0,040	0,077
Herbivore	1,070+(0,005*HBAS)	0,023	0,075
Ichthyophage	1,672+(-0,003*CFAI)+(0,006*SCLIT)+(-0,010*SCSAB)	0,001	0,910
Invertivore aquatique	-0,047+(0,010*CFAI)	0,001	0,063
Invertivore terrestre	1,177+(0,005*SCSAB)	0,001	0,424
Omnivore	1,013+(0,006*SCSAB)	0,026	0,001

Tableau XXXVII – Statistiques de la comparaison entre la moyenne de chaque descripteur dans les échantillons perturbés et non perturbés. Les différences significatives sont en gras.

Descripteur	Echantillon				P
	Non perturbée		Perturbée		
	Moyenne	Ecart-type	Moyenne	Ecart-type	
CPUE	0.000	0.204	-37.464	29.24	<b>0,001</b>
Equitabilité	0.000	0.129	0.053	0.14	0,192
Indice Simpson	0.000	0.154	-0.015	0.241	<b>0,808</b>
Richesse	0.000	3.538	0.48	4.894	0,716
Abondance					
Anostomidae	0.000	0.471	0.352	0.649	0,052
Auchenipteridae	0.000	0.584	-0.052	0.673	<b>0,782</b>
Characiidae	0.000	1.379	-0.988	1.673	<b>0,040</b>
Cichlidae	0.000	0.175	0.327	0.412	<b>0,004</b>
Curimatidae	0.000	0.74	0.419	1.170	0,180
Gymnotiformes	0.000	0.174	0.140	0.305	0,085
Siluriformes	0.000	0.118	-0.036	0.247	0,564
Detritivores	0.000	0.582	0.269	1.037	0,319
Herbivores	0.000	1.052	0.293	1.190	0,387
Ichtyophages	0.000	1.141	-0.121	1.930	0,809
Invertivores aquatiques	0.000	1.342	-0.197	1.388	0,626
Invertivores terrestres	5.542	2.043	3.820	1.945	<b>0,005</b>
Omnivores	0.000	1.448	-0.976	8.861	0,648
Richesse					
Anostomidae	0.000	0.306	0.169	0.273	<b>0,049</b>
Auchenipteridae	0.000	0.176	0.108	0.303	0,175
Characidae	0.000	0.202	-0.136	0.405	0,194
Cichlidae	0.000	0.319	0.209	0.504	0,123
Curimatidae	0.000	0.426	0.016	0.530	0,914
Gymnotiformes	0.000	0.274	0.119	0.485	0,345
Siluriformes	0.000	0.329	-0.084	0.562	0,566
Detritivores	0.000	0.257	-0.158	0.516	0,234
Herbivores	0.000	0.143	0.018	0.216	0,758
Ichtyophages	0.000	0.102	-0.115	0.208	<b>0,038</b>
Invertivores aquatiques	0.000	0.385	0.114	0.550	0,441
Invertivores terrestres	0.000	0.123	-0.180	0.443	0,108
Omnivores	0.000	0.25	0.212	0.161	<b>0,001</b>

Tableau XXXVIII – Statistiques des régressions linaires entre les descripteurs composants l'indice et les variables physico-chimiques. Consulter le Tableau XXXIV pour les codes des variables.

Descripteur	Relation	P
CPUE	-	-
Abondance		
Characidae	$43,848+(-2,010*\text{pH})+(-29,902*\text{TEMP})$	0,002
Cichlidae	$-0,632+(0,396*\text{TRANS})$	0,034
Invertivore terrestre	$27,007+(-11,998*\text{COND})+(-2,436*\text{TRANS})$	0,001
Richesse		
Anostomidae	$-1,207+(0,869*\text{COND})$	0,036
Ichtyophage	$-0,387+(0,184*\text{TRANS})$	0,045
Omnivore	$-1,268+(0,921*\text{COND})$	0,005

- l'abondance des invertivores terrestres diminue lorsque la transparence diminue et la conductivité augmente;
- la richesse en Anostomidae augmente avec la conductivité ;
- la richesse en ichtyophages augmente avec la transparence ;
- la richesse en omnivores augmente avec la conductivité.

L'indice élaboré à partir de ces descripteurs sépare une partie des échantillons perturbés (valeur minimale=27) de celles non perturbés (valeur maximale=35) (Tableau XXXIX). Toutefois, certains échantillons considérés non perturbés présentent des valeurs basses comme c'est par exemple le cas de ceux du fleuve Sinnamary (taka1198) et du fleuve Maroni (marA0199). Le cas contraire est aussi observé, c'est-à-dire des échantillons classés *a priori* perturbés présentent des notes élevées comme par exemple ceux du fleuve Sinnamary à l'aval du barrage de Petit Saut (ven0698, saul0699, kere1299), du fleuve Maroni (lang0699) et de la rivière Inini (son0699) (Tableau XXXIX).

L'application de l'indice sur les données de la station Venus du fleuve Sinnamary indique des changements des peuplements de poissons après la fermeture du barrage de l'usine hydroélectrique de Petit Saut en janvier 1994 (Figure 49, Tableau XL). Avant la fermeture du barrage, la valeur moyenne de l'indice est de 33,31. L'indice décline durant la phase de remplissage du barrage (moyenne=29,65) et est significativement différent par rapport à l'indice moyen avant la fermeture du barrage ( $p < 0,002$ ) alors que pendant la phase de post remplissage l'indice augmente (moyenne=31,90) et ne diffère significativement de l'indice moyen avant la fermeture du barrage ( $p = 0,185$ ).

#### 10.4. Discussion

L'élaboration des programmes de préservation basés sur les indices biotiques repose sur une appréciation correcte de la condition biologique, laquelle requiert une méthode qui intègre les réponses biotiques à travers une analyse des patrons et processus au niveau local et de l'écosystème (Barbour et al., 1995). Dans ce contexte, l'utilisation d'une approche multimétrique est pertinente comme a été démontré par Karr (1981). Ce type d'approche prend en compte les différents aspects des peuplements de poissons, lequel présente des réponses différentes face aux activités à l'origine de la perturbation (Hughes et Noss, 1992) et donne une image aux niveaux du peuplement, de l'écosystème, et de la région (Miller et al., 1988).

Tableau XXXIX – Note de chaque descripteur et de l'indice de chaque échantillon échantillonné. Les résultats des échantillons perturbés sont en gras. Consulter le Tableau XXXII pour les codes des échantillons.

Stations	Etat de perturbation	Descripteurs							INDICE
		CPUE	CHAA	CICA	INTEA	ANORS	ICTRS	OMNRS	
camo0599	np	5	5	5	5	5	5	5	35
comA0499	np	5	5	5	5	5	5	5	35
comA1098	np	5	5	5	5	5	5	5	35
comB0499	np	5	5	5	5	5	5	5	35
comB1098	np	5	5	5	5	5	5	5	35
dalle0699	np	5	5	5	5	5	5	5	35
gini0199	np	5	5	5	5	5	5	5	35
gini0699	np	5	5	5	5	5	5	5	35
kouA0798	np	5	5	5	5	5	5	5	35
kouA1298	np	5	5	5	5	5	5	5	35
kouB1298	np	5	5	5	5	5	5	5	35
oraB1298	np	5	5	5	5	5	5	5	35
oyaA0599	np	5	5	5	5	5	5	5	35
oyaB0599	np	5	5	5	5	5	5	5	35
pere0499	np	5	5	5	5	5	5	5	35
roro0698	np	5	5	5	5	5	5	5	35
roro1198	np	5	5	5	5	5	5	5	35
taka0699	np	5	5	5	5	5	5	5	35
taka1198	np	5	5	5	5	5	5	5	35
tamp0199	np	5	5	5	5	5	5	5	35
kouB0798	np	5	5	5	5	5	4	5	34
pere0500	np	4	5	5	5	5	5	5	34
malm0499	np	5	5	5	3	5	5	5	33
oraA0798	np	3	5	5	5	5	5	5	33
oraB0798	np	5	5	5	5	5	3	5	33
tamp0699	np	5	5	5	5	5	3	5	33
kour0699	np	5	5	5	5	5	2	5	32
malm0500	np	5	5	5	2	5	5	5	32
camo1198	np	1	5	5	5	5	5	5	31
dalle1199	np	5	1	5	5	5	5	5	31
marA0699	np	5	1	5	5	5	5	5	31
kour1298	np	5	5	5	5	5	0	5	30
oraA1298	np	5	0	5	5	5	5	5	30
marA0199	np	5	0	5	5	5	3	5	28
son0199	p	5	5	5	5	5	5	4	34
lang0699	p	0	5	5	5	5	5	5	30
pini0699	p	0	5	5	5	5	5	5	30
saul0698	p	0	5	5	5	5	5	5	30
son0699	p	0	5	5	5	5	5	5	30
karo0598	p	5	5	5	0	5	5	1	26
lang1099	p	0	1	5	5	5	5	5	26
marB0699	p	0	5	5	5	5	1	5	26
saul1299	p	0	1	5	5	5	5	5	26
kere0799	p	0	5	5	5	5	0	5	25
lebl0699	p	0	5	5	5	5	0	5	25
ven0698	p	0	5	5	5	5	0	5	25
ven1298	p	0	3	5	5	5	0	5	23
marB0199	p	0	2	5	5	5	0	5	22
kere1299	p	0	0	5	5	5	0	5	20
karo0499	p	0	1	4	0	5	5	4	19
lebl1298	p	0	1	5	5	5	0	3	19
pini0199	p	5	0	5	3	5	0	0	18

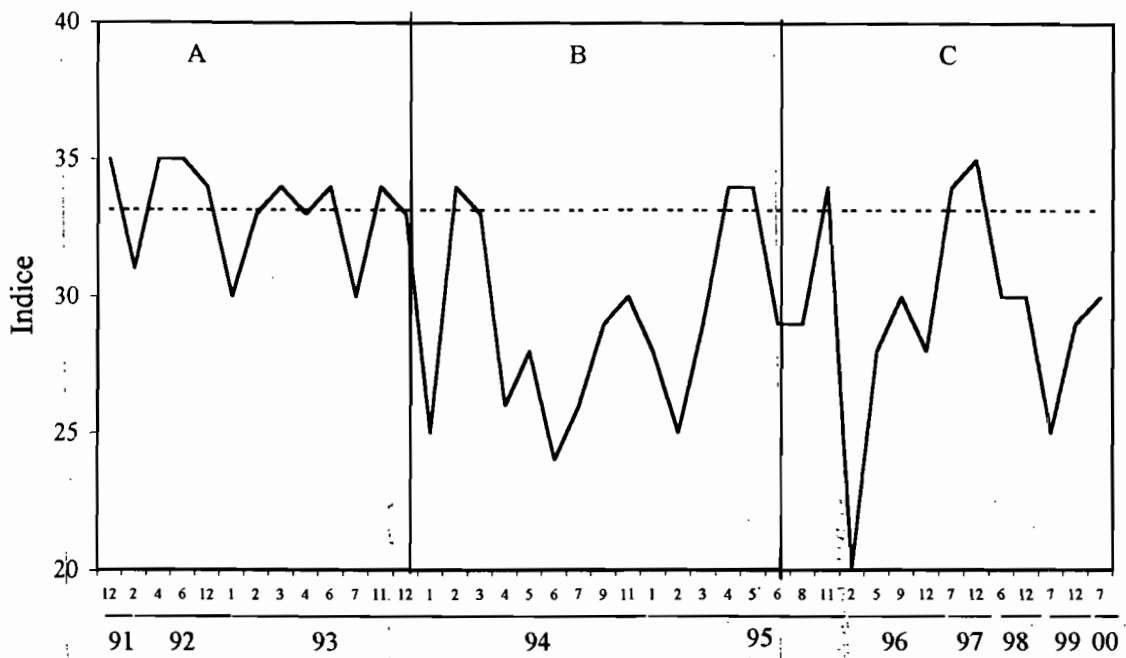


Figure 49 – Evolution de l'indice de qualité du milieu aquatique appliqué aux données de la station Venus, en aval du barrage de Petit Saut, fleuve Sinnamary. La ligne pointillée représente la moyenne de l'indice avant la fermeture du barrage. A=phase avant la fermeture du barrage ; B=phase de remplissage du réservoir ; C=phase de post remplissage.



Tableau XL – Note de chaque descripteur et de l'indice de la station Venus, fleuve Sinnamary, entre décembre 1991 et juillet 2000. A=phase avant de la fermeture du barrage ; B=phase de remplissage du réservoir ; C=phase de post remplissage.

Stations	Etat de perturbation	Phases	Descripteurs							INDICE
			CPUE	CHAA	CICA	INTEA	ANORS	ICTRS	OMNRS	
911210	np	A	5	5	5	2	5	5	5	32
920219	np	A	5	5	5	5	5	5	5	35
920407	np	A	5	5	5	5	5	5	5	35
920625	np	A	5	5	5	5	2	5	5	32
921202	np	A	5	5	2	5	5	5	5	32
930121	np	A	2	5	5	5	5	5	5	32
930217	np	A	5	5	5	5	5	5	5	35
930304	np	A	5	5	5	5	5	5	5	35
930429	np	A	5	5	5	5	5	5	5	35
930603	np	A	5	5	5	3	5	4	5	32
930728	np	A	5	5	5	5	5	3	5	33
931118	np	A	2	5	5	5	5	3	5	30
931222	np	A	5	5	5	5	5	5	5	35
940120	p	B	3	5	5	5	5	5	5	33
940218	p	B	3	5	5	0	5	5	5	28
940316	p	B	0	5	5	0	5	0	5	20
940420	p	B	3	5	5	5	5	0	5	28
940519	p	B	5	5	5	5	5	0	5	30
940623	p	B	4	5	5	5	3	0	5	27
940727	p	B	5	5	5	5	5	5	5	35
940922	p	B	1	5	5	5	5	0	5	26
941123	p	B	5	5	5	5	5	0	5	30
950124	p	B	5	5	5	5	5	0	5	30
950222	p	B	4	5	5	5	5	0	5	29
950320	p	B	5	5	5	5	5	1	5	31
950425	p	B	5	5	5	5	4	0	5	29
950523	p	B	5	5	5	5	5	5	5	35
950627	p	B	5	5	5	5	5	1	5	31
950809	p	C	5	5	5	5	5	0	5	30
951110	p	C	5	5	2	5	5	5	5	32
960216	p	C	5	5	5	5	5	1	5	31
960508	p	C	5	5	5	5	5	0	5	30
960906	p	C	5	5	5	5	5	0	5	30
961206	p	C	5	5	5	5	5	5	5	35
970704	p	C	5	5	5	5	5	0	5	30
971205	p	C	5	5	5	5	5	0	5	30
980625	p	C	5	5	5	3	5	5	5	33
981217	p	C	5	5	5	3	5	3	5	31
990710	p	C	5	5	5	5	5	1	5	31
991216	p	C	5	5	5	5	5	5	5	35
060700	p	C	5	5	5	5	5	5	5	35

Dans cette étude 1 descripteur global la CPUE, 3 descripteurs liés à l'abondance des familles Characidae, Cichlidae et du groupe trophique Invertivores terrestres et 3 descripteurs liés au nombre d'espèces des familles Anostomidae et des groupes trophiques Ichtyophages et Omnivores sont sensibles aux perturbations anthropiques présentes dans les cours d'eau échantillonnés.

#### **10.4.1. Nature et interprétation des descripteurs**

La nature de la réponse des descripteurs face aux perturbations du milieu est basée sur les interactions habitat-poissons en conditions naturelles (Chapitres 7 et 9). Dans ces conditions les descripteurs soit augmentent en conditions de perturbation comme c'est le cas de l'abondance des Cichlidae et de la richesse des Anostomidae et omnivores, soit ils décroissent en milieu perturbée comme c'est le cas de la CPUE, de l'abondance des Characidae, des Invertivores terrestres et du nombre d'espèces d'Ichtyophages.

##### **10.4.1.1. Descripteurs globaux**

- L'abondance globale du peuplement est un substitut de la mesure des systèmes productifs et est normalement estimée par la capture par unité d'effort de l'échantillon (CPUE) (Hughes et Oberdorff, 1999). Dans ces conditions les sites perturbés sont sensés avoir une abondance plus faible que les sites non perturbés (Karr, 1981). Ceci est le cas dans cette étude.

##### **10.4.1.2. Descripteurs taxonomiques**

- Les Cichlidae sont des poissons associées à un ensemble de variables environnementales qui se traduisent par un milieu de faible courant, avec des eaux conductrices confinées au lit principal du cours d'eau lequel présente la formation de bassins avec déposition de détritux et boue, une pente de berge abrupte, une faible couverture de végétation ripicole, un substrat de la berge formé principalement par argile. Ces caractéristiques suggèrent un milieu à tendance lentic, lequel est préféré par les espèces de cette famille (Santos et al., 1984). Des modifications de ce type d'habitat affectent, dans ce cas, l'abondance des Cichlidae.
- La famille Anostomidae est formée par des espèces typiquement néotropicales. Treize espèces sont présentes en Guyane française (Planquette et al., 1996).

Aucune interaction significative a été observée entre ce groupe et le milieu dans les analyses réalisées au préalable (Chapitres 7 et 9). Les Anostomidae sont, en général, des omnivores avec tendance à herbivores, tributaires des arbres dont il mangent feuilles et fruits (Planquette et al., 1996 ; Santos et al., 1984). Cette habitude alimentaire semble favoriser cette famille face aux perturbations du milieu. En effet, d'après Karr (1981), un milieu aquatique perturbé peut supporter un grand peuplement d'omnivores. Ceci est possible car, quand les composantes spécifiques de la nourriture de base se tournent rares à cause de la perturbation, les caractéristiques opportunistes des omnivores les rendent plus efficaces que les poissons spécialistes (Karr et al., 1986). Dans ce cas, le nombre d'espèces d'Anostomidae a une tendance à augmenter en conditions de un milieu perturbé.

- La famille Characidae est la plus étendue parmi les Characiformes (Santos et al. 1984) avec 70 espèces en Guyane française (Planquette et al., 1996). Elle est formée par des espèces associées à un cours d'eau des eaux peu conductrices et turbides, avec un canal principal large, relativement libre d'embâcles et avec des zones ripicoles inondables. La dégradation de ces caractéristiques affectent l'abondance de cette groupe.

#### **10.4.1.3. Descripteurs trophiques**

- Les invertivores terrestres sont associés à un habitat aquatique qui présente des cours d'eau avec des eaux peu conductrices, avec un substrat formé de litière, une forte couverture par la végétation ripicole et avec des zones inondables le long du cours. Ces conditions favorisent l'entrée des arthropodes terrestres (Chapitre 7 et 9), ce qui constitue la base d'alimentation de ce groupe trophique. L'altération de ces caractéristiques comme la réduction des zones inondables ou de la couverture de la végétation ripicole provoquent une réduction de l'abondance des invertivores terrestres.
- Les ichtyophages fréquentent un habitat d'eaux transparentes, conductrices et fraîches. Ce groupe est formé principalement par des espèces qui possèdent des caractéristiques de prédateurs visuels, ce qui les rend particulièrement sensibles aux altérations de la transparence de la colonne d'eau selon le modèle de Rodriguez et Lewis Jr. (1997), ce qui provoque, dans notre cas, une réduction du nombre d'espèces ichtyophages.

- Les omnivores sont associés à des eaux conductrices et de température relativement élevée que se traduisent, en conditions naturelles, par un environnement où la disponibilité des produits alimentaires allochtones est diverse, ce qui favorise, dans notre cas, l'augmentation du nombre de espèces opportunistes comme c'est le cas des omnivores (Chapitre 9).

#### 10.4.2. Sensibilité de l'indice élaboré

Les descripteurs choisis dans cette étude pour intégrer l'indice répondent aux conditions requises mentionnés par Barbour et al. (1995), c'est-à-dire ils sont 1) pertinents pour les organismes considérés, 2) sensibles aux changements du milieu, 3) capables de fournir une réponse et discriminer la réponse à une variabilité naturelle, 4) non agressives pour le milieu du fait des techniques de prélèvement et 5) efficaces par rapport aux coûts.

D'une manière générale, on observe qu'il n'existe pas de différence tranchée de note entre les échantillons perturbés (note de 18 à 34) et non perturbés (note de 28 à 35). Cette situation est due du fait que certains échantillons classés *à priori* comme perturbés possèdent une note d'indice semblable aux échantillons non perturbés (5) et vice versa (3). Ceci peut être attribué à la méthode utilisée pour calculer les indices et aux caractéristiques du milieu perturbé échantillonné.

La méthode choisie pour noter les échantillons est basée sur un modèle statistique (distribution de student), où chaque note correspond à un seuil de probabilité. Par exemple, il y a moins de 5% de chances de donner une note de 0 à un échantillon non perturbé et plus de 25% de chances de lui donner une note de 5. De la même manière, un descripteur d'un échantillon perturbé doit s'écarter de manière significative de la distribution de ce même descripteur dans les échantillons non perturbés pour voir sa note diminuer.

Ainsi, il semblerait bien que les stations considérées perturbées dans cette étude ne présentent pas des situations extrêmes de perturbation comme par exemple destruction massive de la végétation ripicole, l'implantation des vastes terrains destinés à l'agriculture ou la présence d'agglomérations urbaines de plus de 5 000 personnes. Les impacts anthropiques considérés dans cette étude sont plutôt ponctuels et temporaires dans certains cas (par exemple l'orpillage). Cette dernière situation peut expliquer l'écart entre la note obtenue par la station de la rivière Petit Inini en janvier 1999 (pini0199, indice=18) par rapport à juin 1999 (pini0699, indice=30) et de la rivière Leblond en décembre 1998 (lebl1298, indice=19) par rapport à juin 1999 (lebl0699, indice=25).

De plus, certains impacts, comme celui du barrage de Petit Saut, sont relativement anciens et le peuplement de poissons pourrait être retourné à un état voisin de sa condition naturelle. Ceci semble être le cas de la station Saulnier (saul0698) en aval du réservoir de Petit Saut au fleuve Sinnamary.

Une autre question à considérer est la capacité que chaque cours d'eau ou bassin a de diluer les impacts anthropiques. Par exemple, un grand bassin versant tel que celui du fleuve Maroni a une capacité plus grande de diluer les phénomènes de siltation provoqué par l'orpaillage ou la pollution urbaine qu'un cours de bassin versant moyen ou petit. Cette situation s'applique aussi au sein d'un même bassin versant : les affluents par rapport au cours principal ou les régions en aval par rapport à celles en amont. Cette dernière situation semble s'appliquer aux échantillons Maroni à Langa Tabiki (lang0699) et Inini à Saut Sonnelle (son0199, son0699) lesquelles ont été classés *a priori* comme perturbées mais ont une note d'échantillon non perturbé (indice=30 dans tous les cas excepté son0199 dont l'indice est de 34). La station Langa Tabiki est localisée dans le bas Maroni et la station Sonnelle se situe à l'aval de la rivière Petit Inini. A cet aspect il faut ajouter l'effet de la crue qui favorise encore plus la dilution d'agents perturbateurs. L'échantillon d'étiage à Langa Tabiki en octobre 1999 est, lui, affecté d'une note plus basse (indice=26) que l'échantillon réalisé pendant les hautes eaux (juin 1999, indice=30).

Bien que les méthodes d'échantillonnage de l'habitat et du peuplement de poissons utilisées dans cette étude aient été basées sur des protocoles standardisés on ne peut pas déconsidérer, principalement dans le cas des peuplements de poissons, les biais inhérents à l'utilisation des filets maillants auxquels il faut ajouter les aléas de la pêche. Ces facteurs peuvent expliquer les mauvaises notes des échantillons non perturbés des rivières Koursibo (kour1298, indice=30), Orapu (ora1298, indice=30) et du fleuve Maroni en amont de la ville de Maripasoula (marA0199, indice=28).

#### **10.4.3. Interprétation de l'indice**

Malgré les remarques mentionnées ci-dessus, les descripteurs composants de l'indice élaboré semblent sensibles aux modifications du peuplement de poissons soumis aux effets d'une perturbation anthropique quelconque.

##### **a) La CPUE**

Le descripteur « CPUE » a une note zéro en toutes les stations perturbées excepte celles des rivières Inini à Saut Sonnelle (son0199), Karouabo (karo0598) et Petit Inini (pini0199), où la note est 5. Ce descripteur est un substitut de la mesure des systèmes productifs et comme tel est sensé de diminuer en conditions de perturbation du milieu (Karr, 1981). Ceci est le cas dans cette étude. Toutefois, aucune des variables physico-chimiques que l'on suppose dépendre des effets des perturbations présentes dans les cours d'eau échantillonnés ne montre une relation avec ce descripteur.

#### b) L'abondance en Characidae

Le descripteur « abondance en Characidae » exhibe des notes basses dans les échantillons perturbés de la rivière Petit Inini (pini0199) et du fleuve Sinnamary à Kérenroch (kere1299) (note=0 dans les deux cas) ; du fleuve Maroni à Langa Tabiki (lang1099), du fleuve Sinnamary à Saulnier (saul1299), de la rivière Karouabo (karo0499), de la rivière Leblond (lebl1298) (note=1 dans les 4 cas) ; du fleuve Maroni en aval de Maripasoula (marB0199) (note=2) et du fleuve Sinnamary à Venus (ven1298) (note=3).

L'abondance en Characidae, plus élevée dans les échantillons non perturbés, diminue quand la température et le pH augmente. Dans le cas des échantillons considérés perturbés l'augmentation de la température semble être liée à la superficie des bassins versants. D'après Walling et Webb (1992), dans un bassin versant où le volume d'eau est réduit, les échanges d'énergie entre la masse d'eau et l'énergie solaire se traduisent par une élévation plus accentuée de la température que dans un grand bassin versant. Ceci semble être le cas en conditions naturelles de la station de la crique côtière Karouabo (karo0499), et en conditions artificielles des stations en aval du barrage de Petit Saut (kere1299, ven1298, saul1299). En effet, le bassin versant de la crique Karouabo se trouve parmi les plus petits bassins (80km<sup>2</sup>) de la Guyane française (Tableau I). Dans le cas des stations du fleuve Sinnamary, la construction du barrage de Petit Saut a réduit le volume d'eau en aval du barrage, ce qui favorise une augmentation de la température et une diminution de l'abondance des Characidae. Toutefois, aucune de ces situations provoquées par les perturbations ne s'applique à la station de la rivière Petit Inini (pini0199), ni aux stations du fleuve Maroni à Langa Tabiki (lang1099) et à Maripasoula en aval (marB0199).

L'influence de la température sur les Characidae peut être expliquée par le type d'habitat préféré par les espèces plus fréquentes dans les captures comme *Acestrorhynchus microlepis*, *A. falcatus*, *Bryconops caudomaculatus*, *B. melamurus*, *B. affinis*, et *Moenkhausia grandisquamis* entre autres. Ces espèces fréquentent les eaux rapides (Planquette et al., 1996)

ou les petits affluents ombragés à cause de la végétation ripicole dense. Dans les deux situations la température de l'eau est moins élevée que dans les autres secteurs des cours d'eau du canal principal.

Toutefois, toutes les perturbations anthropiques ne favorisent pas l'augmentation de la température et la diminution de l'abondance des Characidae. En effet, la température de l'eau est basse dans les stations de la rivière Petit Inini (pini0199), et du fleuve Maroni (marB0199, lang1099) où ont été observées des activités d'orpaillage. Ceci peut-être expliqué par la présence de particules en suspension, lesquelles empêchent la pénétration de la radiation solaire au-delà des couches superficielles. Par contre, l'orpaillage semble favoriser l'augmentation du pH, c'est-à-dire la diminution de l'acidité de l'eau. La plupart des cours d'eau de la Guyane possèdent leur lit formé par des roches granitiques ou magmatiques. Dans ce cas, l'eau est naturellement acide avec une faible conductivité (Giller et Malmqvist, 1998). Néanmoins, les activités d'orpaillage à travers le remuage du substrat du lit du canal ou le lessivage de la berge augmentent la disponibilité des carbonates et silicates, ce qui favorise l'alcalinité de l'eau (Giller et Malmqvist, 1998). Ceci semble être le cas dans les stations perturbées pour l'action de l'orpaillage. Toutefois, le pH ne semble pas être la cause directe qui affecte l'abondance des Characidae mais plutôt une variable qui traduit la présence du matériel en suspension à cause de l'orpaillage.

### c) L'abondance en Cichlidae

Le descripteur « abondance en Cichlidae » ne présente pas de notes significativement basses. En effet, excepté une note 4 à la station de la rivière Karouabo (karo0499), toutes les stations perturbées ont une note 5.

Ce résultat est en accord avec la nature de la réponse de ce descripteur, lequel est favorisé par le milieu perturbé. Par ailleurs, les analyses de régression entre ce descripteur et les variables physico-chimiques montrent que l'abondance des Cichlidae, plus basse dans les stations non perturbées, augmente par l'accroissement de la transparence dans les stations perturbées.

Cette situation est observée, en conditions artificielles, dans les stations en aval du réservoir de la usine hydroélectrique de Petit Saut (Kérenroch, Venus et Saulnier), et en conditions naturelles, à la crique côtière Karouabo. L'augmentation de la transparence dans ces stations, déjà mentionnée dans le Chapitre 9, est due principalement, aux effets de la décantation de l'eau dans le lac de Petit Saut. Dans le cas de la crique Karouabo, la haute

transparence semble être le résultat de la décantation de l'eau dans les zones d'inondation en amont de la station d'échantillonnage.

Toutefois, ceci n'explique pas les hautes notes des stations du fleuve Maroni (marB0699, marB0199, lang0699, lang1099), ni des rivières Petit Inini (pini0699, pini0199) et Leblond (lebl1298, lebl0699), où la transparence est basse à cause de l'orpillage ou des agglomérations urbaines. Ces conditions sont adverses pour les poissons d'orientation visuelle comme les Cichlidae (Rodriguez et Lewis Jr., 1997). Cette situation contradictoire peut être expliquée par le niveau de tolérance de ce groupe à la transparence, c'est-à-dire les niveaux de basse transparence observés aux stations du Maroni, Petit Inini et Leblond ne sont pas suffisamment accentués pour affecter négativement l'abondance des Cichlidae. Cette tolérance peut être expliquée par le type de stratégie de vie des Cichlidae. D'après Winemiller (1989) et Ponton et Mérona (1998), les Cichlidae sont des espèces de « stratégie en équilibre » (constructions de nids, soins parentaux, ponte continue) et en grande partie détritivores (Moyle et Cech, 1996). Ces caractéristiques suggèrent un type de vie sédentaire et territoriale, ce qui combine avec une tolérance majeure aux changements du milieu comme ceux de la transparence de l'eau.

#### d) L'abondance en invertivores terrestres

Le descripteur « abondance en invertivores terrestres » a des basses notes dans les stations des rivières Karouabo (karo0598, karo0499 ; note=0 dans les deux cas) et Petit Inini (pini0199, note=3). Ce descripteur, plus élevé dans les stations non perturbées, diminue lorsque la conductivité et la transparence augmentent.

Dans le cas des stations perturbées comme celle de la crique côtière Karouabo (karo0598, karo0499) les causes qui favorisent l'augmentation de la conductivité sont : un faible courant, une haute température et une zone inondée qui joue, probablement, le rôle d'un bassin (Chapitre 9). Dans le cas de la station de la rivière Petit Inini (pini0199) perturbée par les activités minières, la conductivité peut être augmentée pour le remuage du sédiment du canal ou par le lessivage de la berge (Chapitre 9).

Dans les stations de la crique Karouabo, la transparence de l'eau est élevée. Ceci peut être expliqué par le rôle joué par la zone inondée de la crique Karouabo qui agit comme un bassin de décantation. Il faut mentionner aussi que les criques côtières semblent être naturellement plus transparentes que les cours d'eau continentaux (Chapitre 9).

#### e) La richesse en Anostomidae



Le descripteur « richesse en Anostomidae » a une note 5 dans toutes les stations considérées perturbées. Ce descripteur, plus bas dans les stations non perturbées, augmente lorsque il y a une hausse de la conductivité.

La hausse de la conductivité est liée à l'augmentation des ions disponibles dans l'eau à cause de l'orpaillage (remuage du substrat du canal ou lessivage de la berge) ou des agglomérations urbaines (érosion à cause du déchiffrage) ou des conditions qui favorisent leur production comme un faible courant, une augmentation de la température et la formation de bassins et qui sont retrouvées, par exemple, dans les stations en aval du barrage de Petit Saut. Dans le cas de la crique Karouabo la hausse de la conductivité semble plutôt liée aux caractéristiques naturelles des criques côtières guyanaises qu'à la pollution causée par d'éventuels effluents industriels. Ses conditions de haute conductivité semblent bénéficier aux espèces de la famille Anostomidae. Le fait que cette famille est favorisée par la hausse de la conductivité peut être expliqué par le fait que certaines espèces des Anostomidae sont omnivores avec tendance à l'herbivorie (Santos et al., 1984). Cette condition d'omnivores leur permet de survivre et aussi d'augmenter en nombre dans un milieu dont la qualité environnementale décline (Karr, 1981). C'est le cas des échantillons perturbés dans cette étude, où les conditions ne sont pas appropriées pour d'autres espèces qui dépendent de leur vision pour la capture de leur aliment (les ichtyophages) ou de la végétation ripicole inondée pour obtenir leur nourriture (les invertivores terrestres).

#### f) La richesse en omnivores

Les causes de la hausse de la conductivité qui favorisent le descripteur « richesse en Anostomidae » expliquent aussi l'augmentation du descripteur « richesse en omnivores ». Toutefois, dans le cas de ce dernier certaines exceptions sont à remarquer. En effet, des basses notes sont observées dans les stations des rivières Karouabo (karo0598, note=1), Leblond (lebl1298, note=3) et Petit Inini (pini0199, note=0).

Ce résultat suggère que les perturbations dans les stations des rivières Leblond et Petit Inini, soumises aux effets de l'orpaillage (transparence=20 et 25cm ; conductivité=39,25 et 25,9 $\mu$ S), affectent plus profondément le milieu à certaines périodes de l'année de façon que même les espèces qui sont sensées être favorisées par la perturbation sont affectées, comme c'est le cas des omnivores.

#### g) La richesse en ichtyophages

Le descripteur « richesse en ichtyophages » présente une basse note dans les stations Kérenroch (kere0799, kere1299 ; note=0) et Venus (ven0698, ven1298 ; note=0) en aval du barrage de Petit Saut, Leblond (lebl0699, lebl1298 ; note=0), Petit Inini (pini0199, note=0) et Maroni en aval de Maripasoula (marB0199, marB0699 ; note=0 et 1, respectivement).

La richesse des poissons ichtyophages, plus élevée dans les stations non perturbées, diminue lorsque la transparence de l'eau diminue. Cette situation s'applique principalement aux stations perturbées par les activités d'orpillage dans la rivière Petit Inini (pini0199, pini0699), rivière Leblond (lebl1298, lebl0699), et par les installations urbaines dans le fleuve Maroni (marB0199, marB0699).

Une des conséquences directes de l'activité d'orpillage est la diminution de la transparence de l'eau attribuable à l'augmentation des particules en suspension dans la colonne d'eau. La perturbation représentée par les agglomérations urbaines contribue aussi à l'augmentation des particules en suspension dans la colonne d'eau. Ceci est possible car ces agglomérations le long du fleuve Maroni sont souvent associées aux activités agricoles, ce qui implique le défrichage de certaines parcelles de terrain. Dans ces conditions, l'érosion du sol est favorisée, principalement pendant la période de la pluie, augmentant ainsi l'entrée des particules en suspension dans le milieu aquatique.

La réduction de la transparence dans la colonne d'eau affecte directement les poissons ichtyophages. D'après Rodriguez et Lewis Jr. (1997) les poissons prédateurs qui utilisent leur système visuel pour la recherche et la capture de leurs proies sont affectés par la baisse de la transparence de l'eau. Ceci semble être le cas pour certaines espèces ichtyophages telles que *Acestrorhynchus falcatus*, *A. microlepis*, *Serrasalmus rhombeus*, *S. humeralis* présentes dans les cours d'eau des stations perturbées. Toutefois, dans le cas des stations du fleuve Maroni la réduction de la richesse des poissons ichtyophages peut être aussi causée par la pêche de subsistance pratiquée par les communautés humaines installées le long de ce fleuve (F. L. T. Garro, observation personnelle).

En revanche, la transparence ne semble pas être liée à la diminution des ichtyophages dans les stations Kérenroch et Venus en aval du réservoir de Petit Saut au fleuve Sinnamary. Dans ces stations la diminution de la richesse de ce groupe trophique peut être corrélée aux changements de la structure des peuplements. En effet, Mérona et al. (2001) indiquent que dans certains cours d'eau tropicaux affectés par la construction de barrages, l'abondance des poissons ichtyophages peut diminuer car ils dépendent de la composition de l'ichtyofaune et des paramètres de croissance des espèces présentes. Dans le cas des stations Kérenroch et Venus, des modifications de la composition de l'ichtyofaune ont été signalées en conséquence

de la fuite des poissons vers des zones d'abri après la fermeture du barrage de l'hydroélectrique de Petit Saut (Mérona et Albert, 1999).

#### 10.4.4. Application de l'indice élaboré

En appliquant le protocole utilisée ainsi que les descripteurs considérés sensibles aux perturbations sur les données collectées avant et après la fermeture du barrage de Petit Saut à la station Venus, laquelle est localisée en aval du barrage, on observe que l'indice caractérise les changements des peuplements entre décembre 1991 et juillet 2000. En comparant les résultats obtenus par Mérona et Albert (1999) sur le peuplement de poissons en aval du barrage de Petit Saut avec ceux obtenus avec l'indice, on observe une similitude de l'évolution des événements dans les deux cas. L'indice distingue les trois phases mentionnées par ces auteurs, la pré - fermeture du barrage, le remplissage du réservoir, et la phase de post - remplissage.

Dans la phase de pré - fermeture l'indice oscille entre les notes de 30 et 35 (moyenne=33,31). L'impact de la fermeture du barrage se traduit par une chute immédiate de l'indice, lequel atteint sa plus basse valeur (indice=20) en mars 1994, influencé principalement par une diminution de la CPUE et de l'abondance des invertivores terrestres, descripteurs qui décroissent en conditions de perturbation. Dans cette même période, une chute de la CPUE (de  $\pm 250$  individus à presque 0) a été aussi observée par Mérona et Albert (1999). Ces auteurs mentionnent aussi, qu'une des altérations de la qualité du milieu en aval du barrage est la réduction des zones inondables. Cette altération peut être à l'origine de la diminution du descripteur « abondance en invertivores terrestres », vu que ce groupe trophique est fortement dépendant de ces zones (Chapitre 7).

Pendant la période de remplissage du réservoir, l'indice a une moyenne significativement inférieure à celle de la phase précédente (moyenne=29,65 ;  $p < 0,002$ ). L'indice indique une récupération du peuplement en avril et mai 1994, mais il reste au dessous de la moyenne jusqu'à la fin du remplissage du réservoir, excepte les mois de juillet 94 et mai 95 (indice=35 dans le deux cas). Durant ce temps, l'indice est principalement influencé par le descripteur « richesse en ichtyophages ».

Ce descripteur plus élevé dans les stations non perturbées, semble être influencé, comme il a été déjà mentionné, par les oscillations du peuplement ichtyofaunistique comme c'est le cas des stations en aval du réservoir durant la phase de remplissage.

La moyenne de l'indice durant la phase de post remplissage est égale à 31,9. Celle n'est pas significativement différente de la moyenne pendant la période avant la fermeture du

barrage ( $p=0,185$ ). Ceci semble traduire une certaine stabilité du milieu, mais que n'arrive pas aux conditions trouvées avant la fermeture du barrage, ce qui est reflété, principalement, par les oscillations du descripteur « richesse en ichtyophages ».

Les oscillations de l'indice durant la phase de post remplissage, laquelle couvre cinq années, suggère une instabilité du peuplement de poissons face à la perturbation gérée par le barrage de Petit Saut. Mais aussi, cela suggère qu'il faut compter avec la variabilité naturelle des peuplements et donc que l'indice pour être efficace doit s'appuyer sur des échantillons répétés.

### 10.5. Conclusion

L'indice élaboré à partir de un descripteur global, la CPUE, trois descripteurs liés à l'abondance des familles Characidae, Cichlidae et du groupe trophique invertivore terrestre et trois descripteurs associés à la richesse de la famille Anostomidae et des groupes trophiques ichtyophages et omnivores discrimine les échantillons perturbés de ceux non perturbés échantillonnés dans 28 cours d'eau de la Guyane française.

Toutefois, certains échantillons présentent une note d'indice qui ne correspond pas au groupe dans lequel ils ont été classés *à priori*. Cette situation semble être associée à la méthode utilisée pour noter les descripteurs et aux caractéristiques spécifiques de chaque station.

L'application de l'indice sur les données du peuplement de poissons échantillonné entre les années de 1991 et 2000 à la station Venus, localisée en aval du barrage de Petit Saut, montre que celui-ci est suffisamment sensible pour caractériser la qualité du milieu aquatique avant la fermeture du barrage, durant et après le remplissage du réservoir. En revanche ces résultats met aussi en évidence les limites de l'application de l'indice. En effet, du fait de la variabilité naturelle des peuplements de poissons, une mesure ponctuelle semble insuffisante pour établir de manière fiable l'état du milieu aquatique.

Les résultats obtenus dans cette étude suggèrent que l'indice élaboré peut, compte tenu des limitations évoquées précédemment, évaluer de façon satisfaisante la qualité des cours d'eau (sens Karr et Dudley, 1981) de la Guyane française. Toutefois, afin d'affiner les résultats obtenus il apparaît nécessaire de continuer à récolter des données relatives aux peuplements de poissons ainsi qu'aux facteurs physico-chimiques, principalement la conductivité, le pH, la transparence de Secchi, et la température de l'eau. Ce suivi doit être réalisé de préférence dans les cours d'eau dont l'aire du bassin versant correspond à celle des

trois types prédominants dans la Guyane française, c'est-à-dire, les bassins versants de petit, moyenne et grande taille.

De plus, visant à mieux caractériser le milieu aquatique continental de la Guyane française il est suggéré que les futures stations d'échantillonnage soient installées dans le secteur central des cours d'eau choisis, du fait que les interactions entre l'habitat et les peuplements de poissons diffèrent dans les régions proches à la côte (secteur bas) par rapport à celles dans les régions plus en amont (secteur central).

**CONCLUSIONS GENERALES  
ET PERSPECTIVES**

## **Conclusions générales et perspectives**

Les études réalisées sur l'habitat, les peuplements de poissons et les interactions habitat-poissons en Guyane française, ont permis de mettre en évidence les résultats suivants :

### 1) au niveau de l'habitat

- La superficie du bassin versant (échelle régionale), les caractéristiques physico-chimiques de l'eau, la morphologie et le type de substrat du canal (échelle locale) différencient les bassins à l'échelle spatiale ;
- Les caractéristiques de la végétation ripicole et de la berge ne présentent pas des différences interbassins ;
- Les différences spatiales entre bassins sont accentuées par les activités anthropiques ;
- L'alternance de la crue et de l'étiage est à l'origine des changements saisonniers de l'habitat, mais ces changements ne sont pas de même nature quand on considère la région centrale ou basse des cours d'eau ;
- La variation saisonnière est faible quand on considère un large espace géographique.

### 2) au niveau des peuplements de poissons

- Les saisons (crue et étiage) influencent les changements de la structure des peuplements de poissons, laquelle revient à un point d'équilibre après chaque cycle saisonnier ;
- Les changements des peuplements sont aussi observables au niveau de descripteurs fonctionnels de leur structure (composition par famille, groupe trophique ou classe de taille maximale);
- La composition spécifique des peuplements montre des différences interbassins attribuables, en grande partie, aux processus historiques ;
- L'influence de ces processus n'affecte pas la structure basée sur des descripteurs fonctionnels ce qui démontre une participation des caractéristiques locales de chaque station à la structure des peuplements des poissons.

### 3) au niveau des interactions habitat – peuplements de poissons

- L'effet des saisons régule les interactions entre les milieux aquatique et terrestre, ce dernier étant représenté par la végétation ripicole. Les variables environnementales qui

traduisent ces interactions et qui influencent la structure des peuplements de poissons sont la conductivité, le pH, la largeur du canal, la pente de la berge, la couverture et la hauteur de la végétation ripicole, le substrat de la berge, les débris végétaux flottants et le substrat du canal ;

- Les espèces des familles Characidae, Curimatidae, Auchenipteridae et des groupes trophiques détritivores, invertivores aquatiques et terrestres et ichtyophages sont les plus sensibles aux changements saisonniers ;
- A l'échelle spatiale, les variables physico-chimiques (transparence de l'eau, conductivité, température de l'eau) et le substrat du canal structurent les peuplements de poissons décrit par des descripteurs fonctionnels (composition par famille ou groupe trophique) ;
- Les espèces des familles Characidae, Cichlidae, Engraulidae, Anostomidae et des groupes trophiques omnivores, détritivores, invertivores terrestres et ichtyophages sont les plus sensibles aux changements des variables environnementales à l'échelle spatiale.

Ces résultats ont été utilisés pour élaborer un indice de la qualité du milieu aquatique. L'indice élaboré possède les caractéristiques suivantes :

1) il est composé par un descripteur global, la CPUE, trois descripteurs liés à l'abondance des familles Characidae, Cichlidae et du groupe trophique invertivore terrestre et trois descripteurs associés à la richesse de la famille Anostomidae et des groupes trophiques ichtyophages et omnivores ;

2) il est suffisamment sensible pour caractériser la qualité du milieu aquatique en Guyane française.

Les résultats obtenus permettent d'envisager certaines perspectives qui, à notre avis, peuvent aider à définir, d'un côté, les champs de la recherche afin d'améliorer les connaissances sur les écosystèmes lotiques néotropicaux, et de l'autre l'application de l'indice en milieu néotropical.

Dans le premier cas et plus spécifiquement en ce qui concerne les fleuves guyanais, on constate une faible connaissance sur les interactions entre le milieu et les peuplements de poissons dans les bas cours. Des recherches sur ce sujet peuvent aider à éclaircir les interactions entre cette zone et la mer, et avec les zones en amont des cours d'eau.

Sur une grande échelle, on observe une connaissance fragmentée sur les interactions longitudinales entre les différents compartiments des cours d'eau néotropicaux, c'est-à-dire la tête de bassin, le cours central et le bas cours. La prise en compte de ces compartiments au cours d'études temporelles et spatiales peut permettre de mieux comprendre le



fonctionnement des grands cours d'eau néotropicaux. Ceci est d'autant plus intéressant que le cadre théorique fourni par le modèle du «river continuum concept» de Vannote et al. (1980) s'adapte mal aux systèmes tropicaux (Tito de Moraes et Lauzanne, 1994) et que le modèle du «flood pulse concept» est plus approprié pour décrire les phénomènes des grands cours d'eau avec une vaste plaine d'inondation (Junk, 1997).

Enfin, l'indice élaboré à partir des interactions habitat – poissons caractérise la qualité du milieu et peut être utilisé comme un outil pour la gestion du milieu en Guyane française. Toutefois, avec la perspective de rendre l'indice plus précis, un suivi temporel des peuplements et des variables de l'habitat pertinentes dans les différents bassins versants est nécessaire, en utilisant de préférence le protocole de pêche standardisé et celui d'échantillonnage de l'habitat déterminés dans cette étude. Ce suivi permettra, après une certaine quantité d'échantillons, une nouvelle mise au point de l'indice.

Vu que l'indice a été élaboré dans une région qui fait partie intégrante de la forêt tropicale humide amazonienne, il peut servir de base pour son adaptation au bassin amazonien.

## **BIBLIOGRAPHIE**

## BIBLIOGRAPHIE

- Ab'Saber AN. 1977. Espaços ocupados pela expansão dos climas secos na América do Sul, por ocasião dos períodos glaciais quaternários. *Paleoclima* (São Paulo) N° 3.
- Agostinho AA, Zalewski M. 1995. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. *Hydrobiologia* 303:141-8.
- Albaret JJ, Ecoutin JM. 1990. Influence des saisons et des variations climatiques sur les peuplements de poissons d'une lagune tropicale en Afrique de l'Ouest. *Acta Oecologica* 11(4):557-583.
- Angermeier PL, Karr JR. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes* 9(2):117-35.
- Angermeier PL, Schlosser, IJ. 1989. Species-area relationships for stream fishes. *Ecology* 70(5):1450-1462.
- Araujo FG. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia* 58(4):547-58.
- Backiel T, Welcomme RL, 1980. Guidelines for sampling fish in inland waters. *FAO Technical Paper No. 33*.
- Baillie BR, Cummins TL. 1999. Measuring woody debris in the small streams of New Zealand's pine plantations. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 33:87-97.
- Bain MB. 1995. Habitat at the local scale: multivariate patterns for stream fishes. *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture* 337/338/339: 165-177.
- Barbault R. 1992. *Ecologie des peuplements. Structure, dynamique et évolution*. Masson, Paris. 273 p.
- Barbour MT, Stribling JB, Karr J. R. 1995. Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. . In: W. S. Davis and T. P. Simon (eds.) *Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers. London. 415 p.
- Barral L. 1998. *Détermination des variables caractérisant l'habitat aquatique (Guyane française)*. Mémoire de fin d'étude d'étude D.E.S.S. de Productions Animales en Régions Chaudes. Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement et Institut français de recherche scientifique pour le développement en coopération. 55 p.
- Baudry J. 1992. Approche spatiale des phénomènes écologiques. Détection des effets d'échelle. In: P. Auger, J. Baudry and F. Fournier (eds.). *Hierarchies et échelles en écologie*. Naturalia Publications. Cahors. 300 p.
- Bayley PB. 1982. *Central Amazon fish populations: Biomass, production and some dynamic characteristics*. Thèse de doctorat de l'Université de Dalhousie. 330 p.

- Bayley PB. 1985. *Sampling problems in freshwater fisheries*. Proc. 4th. Brit. Freshw. Fish. Conf. 11 p.
- Blackburn TM, Harvey PH, Pagel MD. 1990. Species number, population density and body size relationships in natural communities. *Journal of Animal Ecology* **59**:335-45.
- Boët P, Chessel D, Huguény B, Oberdorff T, Pont D, Porcher J-P, Tabacchi E. 1999. *Rapport final de la Phase II du programme national "Indice Poisson". Mise au point d'un Indice Poisson sur l'ensemble du réseau hydrographique national*. Conseil Supérieur de la Pêche. Paris. 60 p.
- Bohlke JE, Weitzman SH et Menezes NA. 1978. Estado atual da sistemática dos peixes de água doce da América do Sul. *Acta Amazônica* **8**(4) :657-677.
- Boujard T, Pascal M, Meunier FJ. 1990. Micro-répartition spatio-temporelle du peuplement ichthyologique d'un haut bassin fluvial de Guyane, l'Arataye. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)* **45**:357-373.
- Boujard T, Tito de Morais L. 1992. Biogéographie des poissons d'eau douce de Guyane française. In : M. T. Prost (ed.) *Evolution des littoraux de Guyane et de la zone Caraïbe méridionale pendant le quaternaire*. Editions de l'ORSTOM. Paris.
- Boujard T. 1992. Space-time organization of riverine fish communities in French Guiana. *Environmental Biology of Fishes* **34**:235-46.
- Boujard T, Pascal M, Meunier JF, Le Bail PY, Gallé J. 1997. *Poissons de Guyane : guide écologique de l'Approuague et de la réserve des Nouragues*. Institut National de la Recherche Agronomique. Paris. 219 p.
- Bragg DC, Kershner JL. 1999. Coarse woody debris in riparian zones. *Journal of Forestry* **97**(4):30-35.
- Brown JH, Maurer BA. 1986. Body size, ecological dominance and Cope's rule. *Nature* **324**:248-50.
- Castro RMC, Casatti L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Parana River basin, southeastern Brazil. *Ichthyol. Explor. Freshwaters* **7**(4):337-52.
- Cellot B, Dole-Olivier MJ, Bornette G, Pautou G. 1994. Temporal and spatial environmental variability in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology* **31**:311-325.
- Changeux T. 1995. Structure du peuplement piscicole à l'échelle d'un grand bassin européen : organisation longitudinale, influence de la pente et tendances régionales. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **337/338/339** :63-74.
- Church M. 1992. Channel morphology and typology. In: P. Calow and G. E. Petts (eds.). *The rivers handbook. Hydrological and ecological principles*. Vol. 1. Blackwell Science. Massachusetts. 526 p.
- CNRS/ORSTOM. 1979. *Atlas des Départements Français d'Outre-Mer*. Centre National de la Recherche Scientifique et Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer. Paris, France.

- Coeck J, Vandelannoote A, Yseboodt R, Verheyen RF. 1993. Use of the abundance/biomass method for comparison of fish communities in regulated and unregulated lowland rivers in Belgium. *Regulated Rivers: Research & Management* **8**:73-82.
- Cooper SD, Barmuta L, Sarnelle O, Kratz K, Diehl S. 1997. Quantifying spatial heterogeneity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* **16**(1) :174-188.
- Davis WS. 1995. Biological assessment and criteria : building on the past. In : W. S. Davis and T. P. Simon (eds.) *Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers. London. 415 p.
- Décamps H, Izard M. 1992. L'approche multiscalaire des paysages fluviaux. In: P. Auger, J. Baudry and F. Fournier (eds.). *Hierarchies et échelles en écologie*. Naturalia Publications. Cahors. 300 p.
- Décamps H, Tabacchi E. 1994. Species richness in vegetation along river margins. In: P. S. Giller, A. G. Hildrew, D. G. Raffaelli (eds.) *Aquatic ecology: scale, pattern and process*. 34th Symposium of The British Ecological Society. Blackwell Scientific Publications. Paris. 649 p.
- Dionne M, Karr JR. 1992. Ecological monitoring of fish assemblages in Tennessee River reservoirs D. H. McKenzie, D. E. Hyatt, V. J. McDonald, eds. *Ecological Indicators*. Chapman & Hall.
- Dolédec S, Chessel D. 1991. Recent developments in linear ordination methods for environmental sciences. *Advances in Ecology* **1**:133-155.
- Dolédec S, Chessel D. 1994. Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology* **31**:277-94.
- Fausch KD, Karr JR, Yant PR. 1984. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. *Transactions of the American Fisheries Society* **113**:39-55.
- Flecker AS. 1992. Fish trophic guilds and the structure of a tropical stream : weak direct vs. strong indirect effects. *Ecology* **73**(3) :927-940.
- Frissell CA, Liss WJ, Warren CE, Hurley MD. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification : viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* **10**(2) :199-214.
- Fritsch JM. 1992. *Les effets du défrichement de la forêt amazonienne et de la mise en culture sur l'hydrologie de petit bassin versants*. Operation ECEREX en Guyane française. ORSTOM. Paris.
- Frontier S, Pichod-Viale D. 1991. *Ecosystèmes : structure, fonctionnement, évolution*. Masson. Paris. 392 p.
- Furch K, Junk WJ. 1997. Physicochemical conditions in floodplains. In : W. J. Junk (ed.) *The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Springer Ecological studies, Vol. 126. New York. 525 p.
- Gaucherel, C. 2000. *Caractérisation physique des bassins versant de la Guyane française*. Rapport Institut de recherche pour le développement. 48 p.

- Giller PS, Malmqvist B. 1998. *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press. New York. 296 p.
- Godinho FN, Ferreira MT, Santos JM. 2000. Variation in fish community composition along an Iberian river basin from low to high discharge: relative contributions of environmental and temporal variables. *Ecology of Freshwater Fish* 9:22-9.
- Goldstein RM, Simon TP. 1999. Toward a united definition of guild structure for feeding ecology of North American freshwater fishes. In: T. P. Simon (ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press. New York. 671 p.
- Gorman OT, Karr JR. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59(3):507-515.
- Goulding M. 1980. *The fishes and the forest, explorations in Amazonian Natural History*. University of California Press. Los Angeles. 280 p.
- Goulding M, Carvalho ML, Ferreira EG. 1988. *Rio Negro, rich life in poor water. Amazonian diversity and foodchain ecology as seen through fish communities*. SPB Academic Publishing. The Hague. 200 p.
- Goulding M. 1993. Flooded forests of the Amazon. *Scientific American March*:114-120.
- Grossman GD, Moyle PB, Whitaker Jr. JO. 1982. Stochasticity in structural and functional characteristics of an Indiana stream fish assemblage: a test of community theory. *The American Naturalist* 120(4):423-54.
- Grossman GD, Dowd JF, Crawford M. 1990. Assemblage stability in stream fishes: a review. *Environmental Management* 14(5):661-71.
- Grossman GD, Ratajczak RE. 1998. Long-term patterns of microhabitat use by fish in a southern Appalachian stream from 1983 to 1992: effects of hydrologic period, season and fish length. *Ecology of Freshwater Fish* 7(3):108-31.
- Guégan JF, Lek S, Oberdorff T. 1998. Energy availability and habitat heterogeneity predict global riverine fish diversity. *Nature* 391 :382-384.
- Gutierrez MAR. 1994. *Utilizacion de la ictiofauna como indicadora de la integridad biotica de los rios Guache y Guanare, Estado Portuguesa, Venezuela*. Master thesis. Univesidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales "Ezequiel Zamora". 144 p.
- Hamley JM, Regier HA. 1973. Direct estimates of gillnet selectivity to Walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). *J. Fish. Res. Can.* 30:817-830.
- Hamley JM. 1975. Reviews of gillnet selectivity. *J. Fish. Res. Board Can.* 32:1943-1969.
- Harris JH. 1995. The use of fish in ecological assessments. *Australian Journal of Ecology* 20:65-80.
- Hawkins CP, Kershner JL, Bisson PA, Bryant MD, Decker LM, Gregory SV, McCullough DA, Overton CK, Reeves GH, Steedman RJ, Young MK. 1993. A hierarchical approach to classifying stream habitat features. *Fisheries* 18(6):3-10.

- Helser TE, Condrey RE. 1991. A new method of estimating gillnet selectivity, with an example for Spotted Seatrout, *Cynocion nebulosus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**:487-492.
- Henderson BA, Wong JL. 1991. A method for estimating gillnet selectivity of Walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) in multimesh multifilament gill nets in Lake Erie, and its application. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**: 2420-2428.
- Hocutt CH. 1981. Fish as indicators of biological integrity. *Fisheries* **6**(6) :28-31.
- Horeau V, Cerdan Ph, Champeau A, Richard S. 1996. Importance des apports exogènes dans le régime alimentaire de quelques poissons de "criques" du bassin versant du fleuve Sinnamary (Guyane française). *Revue D'Ecologie (Terre Vie)* **51**:29-41.
- Horeau V, Cerdan P, Champeau A, Richard S. 1998. Importance of aquatic invertebrates in the diet of rapids-dwelling fish in the Sinnamary River, French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* **14**:851-64.
- Hughes RM, Noss RF. 1992. Biological diversity and biological integrity: current concerns for lakes and streams. *Fisheries* **17**(3): 11-19.
- Hughes RM, Oberdorff T. 1999. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada: In : T. P. Simon (ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*: CRC Press. London. 671 p.
- Hugueny B. 1989a. *Biogéographie et structure des peuplements de poissons d'eau douce de l'Afrique de l'ouest : approches quantitatives*. Thèse de doctorat de l'Université Paris 7. 294 p.
- Hugueny B. 1989b. West African rivers as biogeographic islands: species richness of fish communities. *Oecologia* **79**:236-243.
- Hugueny B. 1990a. 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. *Rev. Hydrobiol. trop.* **23**(4) :351-364.
- Hugueny B. 1990b. Geographic range of west African fishes: role of biological characteristics and stochastic processes. *Acta Oecologica* **11**(3):351-375.
- Hugueny B, Pouilly M. 1999. Morphological correlates of diet in an assemblage of West African freshwater fishes. *Journal of Fish Biology* **54**(6):1310-25.
- Humbel HX. 1989. *Qualité et dynamique des eaux fluviales de Guyane française*. Rapport ORSTOM. 35 p.
- Hynes HBN. 1989. Keynote Address. In : D. P. Dodge (ed.) Proceedings of the International Large River Symposium (LARS). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences Special Publication*, **106** : 629.
- Ibarra M, Stewart DJ. 1989. Longitudinal zonation of sandy beach fishes in the Napo River Basin, Eastern Ecuador. *Copeia* **2** :364-381.
- Imhof JG, Fitzgibbon J, Annable WK. 1996. A hierarchical evaluation system for

- characterizing watershed ecosystem for fish habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**(1):312-326.
- Jegu M, Keith P. 1999. Lower Oyapock River as northern limit for the Western Amazon fish fauna or only a stage in its northward progression. *Comptes Rendus De L'Academie Des Sciences Serie III. Sciences De La Vie. Life Sciences* **322**(12):1133-43.
- Jensen JW. 1986. Gillnet selectivity and the efficiency of alternative combinations of mesh sizes for some freshwater fish. *Journal of Fish Biology* **28**:637-646.
- Johst K, Brandl R. 1997. Body size and extinction risk in a stochastic environment. *Oikos* **78**(3):612-7.
- Junk WJ, Soares GM, Carvalho FM. 1983. Distribution of fish species in a lake of the Amazon River floodplain near Manaus (Lago Camaleao), with special reference to extreme oxygen conditions. *Amazoniana* **7**:717-725.
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. D. P. Dodge (ed.) Proceedings of the International Large River Symposium. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* **106**.
- Junk WJ, Piedade MTF. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In : W. J. Junk (ed.) *The central amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Springer Ecological studies, Vol. 126. New York. 525 p.
- Junk WJ, Soares MGM, Saint-Paul U. 1997. The fish. In : W. J. Junk (ed.) *The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Springer Ecological studies, Vol. 126. New York. 525 p.
- Junk WJ. 1997. General aspects of floodplain ecology with special reference to amazonian floodplains. In : W. J. Junk (ed.) *The central amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Springer Ecological studies, Vol. 126. New York. 525 p.
- Karr JR. 1981. Assessment of Biotic Integrity using fish communities. *Fisheries* **6**(6):21-7.
- Karr JR, Dudley DR. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* **5**(1): 55-68.
- Karr JR, Fausch KD, Angermeier PL, Yant PR, Schlosser IJ. 1986. Assessing Biological Integrity in running waters. A method and its rationale. *Illinois Natural History Survey Special Publication* **5**:1-28.
- Karr JR. 1987. Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. *Environmental Management* **11**(2): 249-256.
- Keith P, Le Bail P-Y, Planquette P. 2000. *Atlas des poissons d'eau douce de Guyane. Tome 2, fascicule I. Batrachoidiformes, Mugiliformes, Beloniformes, Cyprinodontiformes, Synbranchiformes, Perciformes, Pleuronectiformes, Tetraodontiformes*. Patrimoines naturels (M. N. H. N./S. P. N.), 43(I) :286 p.
- Kellerhals R, Church M. 1989. The morphology of Large Rivers: Characterization and Management. In : D. P. Dodge (ed.) Proceedings of the International Large River Symposium (LARS). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* Special publication **106** : 31-48.



- Kramer DL, Lindsey CC, Moodie GEE, Stevens ED. 1978. The fishes and the aquatic environment of the Central Amazon Basin, with particular référence to respiratory patterns. *Canadian Journal of Zoology* **56** :717-725.
- Lagler KF, Kapetsky JM, Stewart DJ. 1971. The fisheries of the Kafue River Flats, Zambia, in relation to the Kafue Gorge dam. *FAO FI: SF/ZAM 11 Tech. Rep.* **1**. 161 p.
- Landivar J. 1995. *Ecologie de la communauté de poissons et du chame (Dormitator latifrons) dans les rivières Vinges et Babahoyo (Equateur) et leur plaine d'inondation*. Mémoire de Maîtrise, Université du Québec à Montréal. 69 p.
- Le Bail P-Y, Keith P, Planquette P. 2000. *Atlas de poissons d'eau douce de Guyane. Tome 2, fascicule II. Siluriformes*. Patrimoines naturels (M. N. H. N./S. P. N.), 43(II) :307 p.
- Lescure J-P. 1986. *La reconstitution du couvert végétal après agriculture sur brûlis chez les Wayapi du Haut Oyapock (Guyane française)*. Thèse de doctorat, Paris VI. 110 p.
- Leska SF, Karr JR, Conquest LL. 1994. Statistical properties of an index of biological integrity used to evaluate water resources. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **51**: 1077-1087.
- Lévêque C. 1995. L'habitat : être au bon endroit au bon moment ? *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* **337/338/339**:9-20.
- Lévêque C. 1997. *Biodiversity dynamics and conservation : the freshwater fish of tropical Africa*. Cambridge University Press. Cambridge. 438 p.
- Lowe-McConnell RH. 1975. *Fish communities in tropical freshwaters*. Longman. New York.
- Lowe-McConnell RH. 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University Press. Cambridge. 382 p.
- Lyons J, Schneider DW. 1990. Factors influencing fish distribution and community structure in a small coastal river in southwestern Costa Rica. *Hydrobiologia* **203**:1-14.
- Lyons J, Navarro-Pérez S, Cochran PA, Santana E, Guzman-Arroyo M. 1995. Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central Mexico. *Conservation Biology* **9**(3):569-584.
- Magurran AE. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Chapman & Hall. London. 179 p.
- Mäki-Petäys A, Muotka T, Huusko A, Tikkanen P, Kreivi P. 1997. Seasonal changes in habitat use and preference by juvenil brown trout, *Salmo trutta*, in a northern boreal river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**:520-30.
- Maret TR. 1999. Characteristics of fish assemblages end environmental conditions in streams of the Upper Snake River Basin, in Eastern Idaho and Western Wyoming. In: T. P. Simon (ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press. London. 671 p.
- Maridet L, Wasson JG, Philippe M, Amoros C, Naiman RJ. 1998. Trophic structure of three streams with contrasting riparian vegetation and geomorphology. *Archiv Fur Hydrobiologie* **144**(1):61-85.

- Marsh-Matthews E, Matthews WJ. 2000. Geographic, terrestrial and aquatic factors: which most influence the structure of stream fish assemblages in the midwestern United States? *Ecology of Freshwater Fish* 9:9-21.
- Martin-Smith K. M. 1998. Temporal variation in fish communities from the upper Segama River, Sabah, Malaysian Borneo. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 45(2):185-200.
- Matthews W. J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman & Hall. New York. 756 p.
- Mérigoux S. 1998. *Variabilité spatio-temporelle de l'environnement et structure des peuplements de juvéniles de poissons : cas d'un fleuve intertropical soumis à un aménagement hydroélectrique*. Thèse de doctorat de l'Université Claude Bernard-Lyon I. 183 p.
- Mérigoux S, Ponton D, Mérona B. 1998. Fish richness and species-habitat relationships in two coastal streams of French Guiana, South America. *Environmental Biology of Fishes* 51:25-39.
- Mérigoux S, Hugueny B, Ponton D, Statzner B, Vauchel P. 1999. Predicting diversity of juvenile neotropical fish communities: patch dynamics versus habitat state in floodplain creeks. *Oecologia* 118:503-516.
- Merigoux S, Ponton D. 1999. Spatio-temporal distribution of young fish in tributaries of natural and flow-regulated sections of a neotropical river in French Guiana. *Freshwater Biology* 42(1):177-98.
- Mérona B. 1986. Aspectos ecológicos da ictiofauna no baixo Tocantins. *Acta Amazônica* 16/17:109-124.
- Mérona 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 Resourc.* 6:97-108.
- Mérona B de, Albert P. 1999. Ecological monitoring of fish assemblages downstream of a hydroelectric dam in French Guiana (South America). *Regulated Rivers: Research & Management* 15:339-51.
- Mérona B de, Santos GM de, Almeida RG. 2001. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes* 60:375-92.
- Miller DL, Leonard PM, Hughes RM, Karr JR, Moyle PB, Schrader LH, Thompson BA, Daniels RA, Fausch KD, Fitzhugh GA and others. 1988. Regional applications of an Index of Biotic Integrity for use in water resource management. *Fisheries* 13(5):12-20.
- Moyle PB, Cech Jr JJ. 1996. *Fishes : an introduction to ichthyology*. Prentice Hall. New Jersey. 590 p.
- Nelva A, Persat H, Chessel D. 1979. Une nouvelle méthode d'étude des peuplements ichtyologiques dans les grands cours d'eau par échantillonnage ponctuels d'abondance. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Paris*, 289(D), 1295-1298.
- Norris RH, Thoms MC. 1999. What is river health? *Freshwater Biology* 41:197-209.

- Oberdorff T, Hughes RM. 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia* **228**:117-130.
- Oberdorff T, Guégan J-F, Huguény B. 1995. Global scale patterns of fish species richness in rivers. *Ecography* **18**:345-52.
- Oberdorff T, Monnier D, Maroué JL. 1996. *Réseau hydrobiologique et piscicole - Synthèse des données 1995 sur le Bassin Seine-Normandie*. Conseil Supérieur de la Pêche, Agence de l'Eau Seine-Normandie. Paris.
- Odum EP. 1971. *Fundamentals of ecology*. 3<sup>e</sup> éd. Saunders. Philadelphie. 574 p.
- Osborne LL, Wiley MJ. 1992. Influence of tributary spatial position on the structure of warmwater fish communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**:671-81.
- Palmer MW. 1993. Putting things in ever better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology* **74**(8):2215-30.
- Persat H, Copp GH. 1990. Electric fishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. In : I. G. Cowx (ed.) *Developments in electric Fishing*. Fishing News Books, N° 27. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Persat H, Olivier J-M, Pont D. 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: fish in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology* **31**:439-54.
- Piantoni F. 1998. Rupture territoriale et comportements démographiques endogènes: processus de territorialisation de l'espace frontalier Maroni (Surinam/Guyane française) depuis 1986. *Colloque International des Démographes de langue Française. Régime démographique et territoire, session Frontière, discontinuité spatiale et territoire*. La Rochelle 22-26 septembre. 15 p.
- Pickett STA, White PS. 1985. Patch dynamics : a synthesis. In : S. T. A. Pickett, P. S. White (eds.) *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press Inc. New York.
- Planquette P, Keith P, Le bail P-Y. 1996. *Atlas de poissons d'eau douce de Guyane (tome I)*. Collection du Patrimoine Naturel, vol. 22. IEGB – M.N.H.N., INRA, CSP, Min. Env. Paris. 429 p.
- Poff NL, Allan JD. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* **76**(2):606-27.
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg JC. 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* **47**(11):769-84.
- Poff NL. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* **16**(2):391-409.
- Ponton D, Copp GH. 1997. Early dry-season community structure and habitat use of young

- fish in tributaries of the River Sinnamary (French Guiana, South America) before and after hydrodam operation. *Environmental Biology of Fishes* **50**:235-56.
- Ponton D, Mérona B de. 1998. Fish life-history tactics in a neotropical river with a highly stochastic hydrological regime: the Sinnamary River, French Guiana, South America. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* **45**(2):201-24.
- Pringle CM, Scatena FN, Paaby-Hansen P, Núñez-Ferrera. 2000. River conservation in Latin America and the Caribbean. In : P. J. Boon, B. R. Davies, G. E. Petts (eds.) *Global perspectives on river conservation : science, policy and practice*. John Wiley & Sons. Chichester. 548 p.
- Puyo J. 1949. *Faune de l'empire français XII Poissons de la Guyane française*. Librairie Larose. Paris. 280 p.
- Pyron M, Taylor CM. 1993. Fish community structure of Oklahoma Gulf coastal plains. *Hydrobiologia* **257** :29-35.
- Rahel F. 1984. Factors structuring fish assemblages along a bog lake successional gradient. *Ecology* **65**(4):1276-89.
- Randerson PF. 1993. Why do we need multivariate analysis ? In : J. C. Fry (ed.) *Biological data analysis : a practical approach*. Oxford University Press. New York. 418 p.
- Reash RJ. 1999. Considerations for characterizing Midwestern large rivers habitat. In: T. P. Simon (ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press. London. 671 p.
- Renno J-F, Berrebi P, Boujard T, Guyomards R. 1990. Intraspecific genetic differentiation of *Leporinus friderici* (Anostomidae, Pisces) in French Guiana and Brazil: a genetic approach to the refuge theory. *Journal of Fish Biology* **36**:85-95.
- Resh VH, Brown AV, Covich AP, Gurtz ME, Li HW, Minshall GW, Reice SR, Sheldon AL, Wallace JB, Wissmar RC. 1988. *Journal of the North American Benthological Society* **7**(4) :433-455.
- Richard S. 1996. *La mise en eau du barrage de Petit Saut (Guyane française) Hydrochimie 1-du fleuve Sinnamary avant la mise en eau 2-de la retenue pendant la mise en eau 3-du fleuve en aval*. Thèse de doctorat de l'Université d'Aix-Marseille I. 276 p.
- Ricklefs RE. 1990. *Ecology*. 3<sup>e</sup> édition, W. H. Freeman and Company. New York. 895 p.
- Robinson CLK, Tonn WM. 1989. Influence of environmental factors and piscivory in structuring fish assemblages of small Alberta lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **46**:81-9.
- Rodriguez MA, Lewis Jr. WM. 1994. Regulation and stability in fish assemblages of neotropical floodplain lakes. *Oecologia* **99**:166-80.
- Rodriguez MA, Lewis Jr. WM. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs* **67**(1):109-28.

- Rojas-Beltran, R. 1984. *Clé de détermination des poissons continentaux et côtiers de Guyane*. Bull. Liaison Groupe Rech. Guyane N° 7. INRA, 97310 Kourou.
- Sabatier D, Prévost MF. 1989. Quelques données sur la composition floristique et la diversité des peuplements forestiers de Guyane française. *Revue Bois et Forêts des Tropiques*, spécial Guyane **219**:31-55.
- Sale PF, Guy JA. 1992. Persistence of community structure: what happens when you change taxonomic scale? *Coral Reefs* **11**:147-54.
- Santos GM dos, Jegu M, Mérona B de. 1984. *Catálogo de peixes comerciais do baixo Rio Tocantins, projeto Tucuruí*. Manaus. ELETRONORTE/CNPq/INPA. Manaus. 83 p.
- Scarsbrook MR, Townsend CR. 1993. Stream community structure in relation to spatial and temporal variation: a habitat templet study of two contrasting New Zealand streams. *Freshwater Biology* **29**:395-410.
- Schlosser IJ. 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs* **52**(4):395-414.
- Schlosser IJ. 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience* **41**(10):704-712.
- Simier M. 1998. *Initiation au logiciel ADE-4*. ORSTOM Centre de Montpellier. Unité de formation.
- Sioli H. 1990. Introdução ao Simposio Internacional sobre grandes rios Latino-Americanos. *Interciencia* **15**(6) :331-333.
- Smogor RA, Angermeier PL. 1999. Effects of drainage basin size and anthropogenic disturbance on relations between stream size and IBI metrics in Virginia. In: T. P. Simon (ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press. London. 671 p.
- Sokal RR, Rohlf FJ. 1995. *Biometry : the principles and practice of statistics in biological research*. 3d ed. W.H. Freeman and Company. New York. 887 p.
- Sweeting RA. 1992. River pollution. In: P. Calow and G. E. Petts (eds.) *The rivers handbook. Hydrological and ecological principles*. Vol. 2. Blackwell Science. Massachusetts. 523 p.
- Tejerina-Garro FL. 1996. *Ecological study of the fish communities of floodplain lakes of the middle Araguaia River, Amazon basin, Brazil*. Mémoire de Maîtrise. Université du Québec à Montréal. 60 p.
- Tejerina-Garro FL, Fortin R, Rodríguez MA. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes* **51**:399-410.
- Tejerina-Garro FL, Mérona B de. 2001. Spatial variability of biotic and abiotic factors of the aquatic habitat in French Guiana. *Regulated Rivers: Research & Management* **17**:157-169.
- Thioulouse J, Chessel D, Champely S. 1995. Multivariate analysis of spatial patterns: a unified approach to local and global structures. *Environmental and Ecological*

- Thioulouse J, Chessel D, Dolédec S, Olivier JM. 1997. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing* 7:75-83.
- Tito de Morais L, Lauzanne L. 1994. Zonation longitudinale des peuplements ichtyques avant mise en eau de la retenue de Petit-Saut (Guyane française). *Rev. Hydrobiol. Trop.* 27(4):467-83.
- Tito de Morais L, Lointier M, Hoff M. 1995. Extent and role for fish populations of riverine ecotones along the Sinnamary River (French Guiana). *Hydrobiologia* 303:163-79.
- Townsend CR. 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 8(1):36-50.
- Townsend CR, Hildrew AG. 1994. Species traits in relation to a habitat template for river systems. *Freshwater Biology* 31:265-75.
- Tsayem DM. 1998. *La dynamique de l'occupation de l'espace dans la région de Saint-Georges de l'Oyapock (Guyane française): cartographie par télédétection et système d'information géographique*. Mémoire de D.E.A. de l'Université d'Orléans. 63 p.
- Tsayem DM, Polidori L, Fotsing J-M. 2001. Caractérisation multi-échelle et multi-capteur de la déforestation tropicale amazonienne. *Société française de photogrammétrie et télédétection Bulletin* 161.
- Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130-7.
- Vivin G. 1976. Conductimétrie. In: M. Postel (ed.) *Techniques de l'Ingénieur. Mesure et analyse*. Editions Techniques de l'ingénieur. Paris.
- Walling DE, Webb BW. 1992. Channel morphology and typology. In: P. Calow and G. E. Petts (eds.). *The rivers handbook. Hydrological and ecological principles*. Vol. 1. Blackwell Science. Massachusetts. 526 p.
- Welcomme RL. 1979. *Fisheries ecology of floodplain rivers*. Longman Group Limited. London. 317 p.
- Welcomme RL. 1985. River Fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* 262. Rome.
- Winemiller KO. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia* 81:225-41.

# STUDY OF THE HABITAT-FISH RELATIONSHIPS IN FRENCH GUIANA FRESHWATER FOR THE ASSESSMENT OF WATER QUALITY

## ABSTRACT

This study aims to describe the relationships between the fish communities and the aquatic habitat of the rivers of French Guiana (Amazon region).

After the development of a standardised method of fish sampling, 27 stations distributed in 8 hydrographic basins were sampled at dry and wet seasons. In addition, two stations were sampled during two seasonal cycles in one of these basins.

The definition of the habitat parameters postulated to be related to the characteristics of the fish communities is carried out by the study of the spatial and seasonal variability of the habitat. The regional, local, quantitative and qualitative variables are examined using multivariate analyses. On the spatial scale, the quantitative variables have a stronger influence than the qualitative variables. On the seasonal scale, the qualitative and quantitative variables vary differently in the stations of the central and low course of the river.

Rainfall seasonality structures the fish community according to the position of the station in the central or lower course of the river; exogenous food dominates during high waters and endogenous production during low water levels. A contribution of the foodstuffs from upstream towards downstream is observed. The groups most affected by seasonal changes are detritivores, aquatic or terrestrial invertivores, piscivores, and the families Characidae, Curimatidae and Auchenipteridae. On a spatial scale, a east/west bi-polarisation of the fish communities is observed as well as a differentiation between the continental and coastal rivers. The main variables structuring the fish communities are conductivity, transparency, water temperature and substrate.

A water quality index based on obtained results is sensitive enough to discriminate between natural changes and those caused by human activities.

**Keywords:** *neotropical region, French Guiana, rivers, habitat, fish communities, water quality index, regional scale, local scale, multivariate analyses.*

## RESUME

Cette étude a pour objectif de décrire les relations entre les peuplements de poissons et l'habitat aquatique dans les grands cours d'eau de Guyane française (région Amazonienne).

Après l'élaboration d'une méthodologie standardisée d'échantillonnage des poissons, 27 stations réparties dans 8 bassins ont été visitées en deux saisons. De plus deux stations ont été suivies, le long de deux cycles saisonniers, dans un de ces bassins.

La définition des paramètres de l'habitat susceptibles d'être liés aux caractéristiques des peuplements est réalisée par l'étude de la variabilité spatiale et saisonnière de l'habitat. Pour cela les variables régionales et locales, quantitatives et qualitatives sont examinées à l'aide d'analyses multivariées. À l'échelle spatiale, les variables quantitatives ont une influence plus marquée que les variables qualitatives. À l'échelle saisonnière, ces variables varient différemment dans les cours central et bas.

Les saisons pluviométriques structurent le peuplement de poissons différemment selon que l'on s'adresse au cours central ou inférieur; les produits alimentaires allochtones sont prépondérants à la saison de la pluie et les autochtones à l'étiage. Il y a un apport de produits allochtones de l'amont vers l'aval. Les familles Characidae, Curimatidae, Auchenipteridae et les groupes trophiques détritivore, invertivore aquatique ou terrestre et ichtyophage sont sensibles aux changements saisonniers. A l'échelle spatiale, une bipolarisation est/ouest du peuplement ainsi qu'une différenciation entre les cours d'eau continentaux et côtiers sont mises en évidence. Les variables conductivité, transparence, température et substrat structurent les peuplements.

A partir de ces résultats, un indice de la qualité des cours d'eau est élaboré. Celui-ci discrimine les changements naturels du milieu aquatique de ceux provoqués par les activités anthropiques.

**Mots clés :** *région néotropicale, Guyane française, milieu lotique, habitat, poissons, indice qualité d'eau, structure des peuplements, échelle régionale, échelle locale, analyses multivariées.*

**Discipline :** Ecologie des systèmes aquatiques continentaux

Francisco Leonardo TEJERINA GARRO  
Lab. d'Hydrobiologie  
Centre IRD de Cayenne  
Route de Montabo  
B.P. 165 97323 Cayenne Cédex  
France