

Caractérisations physico-chimique et biologique des cours d'eau de la Nouvelle-Calédonie. Proposition d'un indice biotique fondé sur l'étude des macroinvertébrés benthiques

Nathalie N. Mary

▶ **To cite this version:**

Nathalie N. Mary. Caractérisations physico-chimique et biologique des cours d'eau de la Nouvelle-Calédonie. Proposition d'un indice biotique fondé sur l'étude des macroinvertébrés benthiques. Interactions entre organismes. Université Française du Pacifique, 1999. Français. NNT : 1999PACI0027 . tel-03086900

HAL Id: tel-03086900
https://unc.hal.science/tel-03086900

Submitted on 23 Dec 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITE FRANÇAISE DU PACIFIQUE

Année 1999 **N° 99 PACI 0027**

THESE

Pour l'obtention du titre de
Docteur de l'Université Française du Pacifique

Discipline : Ecologie (67ème Section)

présentée et soutenue publiquement

par

Nathalie MARY

le 12 Mai 1999

CARACTERISATIONS PHYSICO-CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU DE LA NOUVELLE-CALEDONIE, PROPOSITION D'UN INDICE BIOTIQUE FONDE SUR L'ETUDE DES MACROINVERTEBRES BENTHIQUES

JURY :

Pr. Claude Chauvet, Université Française du Pacifique, Directeur de thèse
Dr. James Gagneur, Université Paul Sabatier (Toulouse), Co-directeur de thèse
Pr. P. Marmonier, Université de Savoie, Rapporteur
Pr. A. Thomas, Université Paul Sabatier (Toulouse), Rapporteur
Dr. M. Allenbach, Université Française du Pacifique, Examinateur
Pr. J. Chazeau, IRD Nouméa, Examinateur
Dr. J. B. Ward, Canterbury Museum (Christchurch, Nouvelle-Zélande), Examinateur
Dr. G. Marquet, Invité

Préambule

Cette thèse a été réalisée dans le cadre d'une convention de recherche entre le Service de l'Aménagement de la Direction de l'Agriculture et de la Forêt (DAF) et l'Université Française du Pacifique (UFP). Ce manuscrit concrétise trois années et demi passées au sein du Laboratoire d'Etude des Ressources Vivantes et de l'Environnement Marins (LERVEM) de l'UFP.

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont participé à ce travail et m'ont soutenue pour la réalisation de ce manuscrit.

Je remercie en premier lieu mon directeur de thèse ***Claude Chauvet*** *de m'avoir accueillie dans son laboratoire et pour avoir mis à ma disposition tous les moyens nécessaires à la réalisation de ce travail. Je tiens à le remercier sincèrement de la confiance qu'il a témoignée à mon égard.*

Je remercie très sincèrement ***James Gagneur*** *pour l'aide et les conseils qu'il m'a apportés au cours de cette étude et pour les corrections se rapportant au manuscrit.*

J'adresse tous mes remerciements à ***Alain Thomas*** *et* ***Pierre Marmonier*** *pour le jugement qu'ils ont bien voulu porter sur cette thèse en tant que rapporteurs et pour la disponibilité dont ils ont fait preuve à mon égard. Je remercie en particulier Alain Thomas pour son aide dans l'identification des Diptères néocalédoniens et Pierre Marmonier pour la confiance qu'il m'a accordée.*

Je voudrais également remercier ***Jean Chazeau*** *et* ***Michel Allenbach*** *de leur participation au jury en tant qu'examinateurs.*

Je remercie vivement ***John Ward*** *du jugement qu'il a bien voulu porter sur ce travail et pour son accueil, sa disponibilité et son aide permanente lors de mon séjour en Nouvelle-Zélande.*

Je tiens à remercier ***Gérard Marquet*** *d'avoir accepté de faire partie de ce jury, pour son aide sur le terrain, ses conseils, ses encouragements, sa bonne humeur constante et son hospitalité.*

Mes sincères remerciements vont à toutes les personnes qui ont accepté d'identifier les invertébrés des rivières calédoniennes : ***Franck Bameul*** *(Université de Bordeaux 2, France),* ***Douglas Craig*** *(Université d'Alberta, Canada),* ***John Dean*** *(Environment Protection Authority, Melbourne Victoria, Australie),* ***Narcisse Giani*** *(CESAC, Université Paul Sabatier, Toulouse, France),* ***Terry Hitchings*** *(Canterbury Museum, Christchurch, Nouvelle-Zélande),* ***Marie-Claude La Rivière*** *(Landcare Research centre, Auckland, Nouvelle-Zélande),* ***Brian Patrick*** *(Otago Museum, Nouvelle-Zélande),* ***William L. Peters*** *(Université de Tallahassee, Floride, USA),* ***Patricia Schefter*** *(Royal Ontario Museum, Toronto, Canada),* ***Alice Wells*** *(Australian Biological Ressources Study, Canberra, Australie),* ***Mickael Winterbourn*** *(Université du Canterbury, Christchurch, Nouvelle-Zélande);* ***Peter Zwick*** *(Limnologische Fluss-Station, Allemagne).*

Ce travail aurait sans doute été irréalisable sans l'aide financière indispensable de :

- la DAF,

- la Province Sud,

- l'Université Française du Pacifique.

A partir d'une rencontre éclair à Clermont-Ferrand en 1994 au colloque de l'AFL, ***Odile Fossati*** *a su maintenir une collaboration efficace à laquelle cette thèse doit beaucoup. Je la remercie pour son accueil et son aide statistique lors de mes séjours en Métropole, pour l'identification des Hétéroptères et pour son soutien moral.*

Je remercie sincèrement ***Brian Smith*** *pour avoir consacré ses vacances à déterminer mes Trichoptères à Christchurch. Il a su, ainsi que JohnWard, me communiquer sa passion pour ce groupe faunistique.*

Ma gratitude va également à ***Michel Coste*** *avec lequel une collaboration s'est engagée pendant la thèse au sujet des Diatomés néo-calédoniennes. Merci Michel pour le temps passé à la*

détermination de plus d'une centaine d'échantillons et pour m'avoir accueillie lors de mes passages au Cemagref de Bordeaux.

Je tiens aussi à remercier ***Daniel Chessel*** *et* ***Georges Carrel*** *de leurs conseils lors du traitement des données et plus particulièrement* ***Sylvain Dolédec*** *qui a accepté de répondre à chacune de mes interrrogations. Les analyses multivariées de l'étude n'auraient pas pu être effectuées sans son aide précieuse.*

Ce vaste projet est né d'une idée de ***Valérie Baudry*** *qui a su motiver le Territoire de Nouvelle-Calédonie pour obtenir le financement d'une étude consacrée à l'eau douce, ce qui m'a permis par la même occasion d'obtenir une bourse de thèse. Je tiens à lui exprimer mes plus sincères remerciements pour le soutien moral qu'elle m'a apportée tout au long de cette étude.*

C'est avec un grand plaisir que je remercie ***Alain Dutartre*** *qui a accompagné mes "premiers pas" dans le domaine de l'hydrobiologie au niveau de la Charente et qui a porté un vif intêret à ce travail. Je lui dois d'avoir acquis les qualités indispensables à tout travail de recherche et un raisonnement scientifique plus rigoureux. Je le remercie pour le soutien qu'il m'a prodigué et de son aide permanente au cours de la thèse.*

Je remercie également diverses personnes dont l'aide me fut précieuse : ***Simon Pollard, Danielle Defaye, Alain Thiéry, Corinne Grack, Chantal Gardes****,* ***Yves Lemennicier,*** *les "géologues" de l'UFP* ***Dominique Cluzel****,* ***Michel Picard, Michel Bayer*** *et* ***Thierry Hoibian****, les bibliothécaires de l'Orstom et ceux de l'UFP,* ***Francesca*** *et* ***Ariane*** *de Magenta pour la reprographie de ce document.*

Je remercie également toutes les personnes qui ont accepté de répondre à mes nombreuses interrogations lors de mes investigations concernant les rivières du Caillou : Messieurs ***Danloux*** *de L'IRD ; Monsieur* ***Chaverot*** *et Madame* ***Fhlour*** *de la Direction des Ressources Naturelles (Province Sud) ; Monsieur* ***Chapet*** *de la Direction Provinciale de l'Action Sanitaire et Sociale (Province Sud) ; Messieurs* ***Fabre*** *et* ***Mary*** *du Service des Mines et de l'Energie (Province Sud) ; Messieurs* ***Papineau*** *et* ***Manauté*** *de la Direction du Développement Rural et de la Pêche (Province Nord) ; Monsieur* ***Toshi*** *de la société Electricité et Eau de Calédonie ; Monsieur* ***Pelletier*** *de la Société Métallurgique Le Nickel ; Messieurs* ***Mocelin*** *et* ***Teyssier*** *de la Société Calédonienne des Eaux ; Madame* ***Pollabaüer*** *; Monsieur* ***Vanhalle*** *de l'Agence pour l'Eau et l'Environnement du Pacifique.*

Un merci particulier aux personnes qui ont analysé les échantillons d'eau et un grand merci à toutes les personnes rencontrées sur le terrain et qui nous ont permis d'échantillonner.

Je tiens à remercier ***Lolé*** *pour son aide efficace dans toutes les campagnes de terrain.*

Je remercie également ***Myriam****,* ***Manu****,* ***Sébastien, Laurent et Philippe*** *pour leur aide de tous les jours.*

Il m'est très agréable d'adresser également ma reconnaissance à mes amis les plus proches qui m'ont aidé à croire jusqu'au derniers instants que tout pouvait être conduit à terme : ***Josée et Michel, Josy et Dominique, Cécile et Bernard, Jo et Jean-Pierre, Sabrina et Philippe, Françoise et Jean-Marie, Fernande et Alain, Jean-Claude, la famille Sasal.***

C'est avec beaucoup d'émotion et une immense affection que je remercie ***Christine*** *pour son amitié inestimable. Merci Christine d'avoir été là à chaque fois que j'en avais besoin.*

Ma reconnaissance et ma tendresse vont tout particulièremenr à Pierre dont l'oeil critique et les conseils ont toujours été efficaces.

Enfin, je dédie ce travail à ma famille et à mes parents que je remercie pour leur soutien et la confiance permanente qu'ils m'ont accordée. Mon seul regret sera de ne pas leur avoir accordé le temps qu'ils méritent. Cette thèse est avant tout la leur.

A ma famille,
A Peyo

TABLES DES MATIERES

INTRODUCTION GENERALE..... 1

CHAPITRE 1 : CADRE DE L'ÉTUDE

1.1. LA NOUVELLE-CALÉDONIE : CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES

1.1.1. Situation 5

1.1.2. Relief 6

1.1.3. Climat et précipitations 6
1.1.3.1. Températures 7
1.1.3.2. Précipitations 7
1.1.3.3. Anomalies climatiques 9

1.1.4. Géologie 9
1.1.4.1. Histoire géologique 9
1.1.4.2. Caractéristiques géologiques de la Nouvelle-Calédonie 10
1.1.4.3. Relations biogéographiques 11

1.1.5. Pédologie 11
1.1.5.1. Les sols sur les péridotites 12
1.1.5.2. Les sols sur les formations volcano-sédimentaires et métamorphiques 12
1.1.5.3. Les sols sur les formations basaltiques 13
1.1.5.4. Les sols sur alluvions 14

1.1.6. La végétation des sols 14
1.1.6.1. Les mangroves 14
1.1.6.2. La forêt dense humide sempervirente 15
1.1.6.3. La forêt sclérophylle 16
1.1.6.4. Les maquis miniers 16
1.1.6.5. La végétation secondaire 16

1.2. LE RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE CALÉDONIEN

1.2.1. Caractéristiques générales 17
1.2.1.1. Les rivières 17
1.2.1.2. Les cascades 17

1.2.2. Régimes hydrologiques 18
1.2.2.1. Débits moyens annuels 18
1.2.2.2. Variations saisonnières des débits 19
1.2.2.3. Débits de crue et d'étiage 19

1.2.3. Gestion des ressources hydriques 19
1.2.3.1. Contrôles hydropluviométriques 20
1.2.3.2. Barrages et captages 20

1.2.4. Actions anthropiques 21
1.2.4.1. Les pollutions domestiques 21
1.2.4.2. Les pollutions agricoles 22

1.2.4.3. Les pollutions par les élevages 23
1.2.4.4. Les feux de brousse 24
1.2.4.5. Les pollutions minières 24

Conclusion 26

1.3. LA ZONE D'ÉTUDE

1.3.1. Les rivières sélectionnées 29
1.3.1.1. Les rivières de la côte Ouest 29
1.3.1.2. Les rivières de l'Est 29

1.3.2. Les stations d'étude 31
1.3.2.1. Des stations en zones urbaines 31
1.3.2.2. Des stations non perturbées dites de référence 32
1.3.2.3. Des stations sur bassin versant minier altéré sans occupation des sols 32
1.3.2.4. Des stations sur substrat minier altéré à proximité d'habitations isolées ou de tribu 32
1.3.2.5. Des stations sur bassin versant agricole, à proximité de tribus ou d'habitations isolées 33
1.3.2.6. Des stations sur bassin versant non agricole avec tribus et habitations isolées 33
1.3.2.7. Des stations sur substrat volcano-sédimentaire avec une influence péridotitique 33

1.4. PERIODICITE D'ECHANTILLONNAGE 36

CHAPITRE 2 : QUALITÉS PHYSICO-CHIMIQUE ET MÉSOLOGIQUE DES COURS D'EAU DE LA NOUVELLE-CALÉDONIE

2.1. PROBLÉMATIQUE, ÉTAT DES CONNAISSANCES 37

2.2. MATÉRIEL ET MÉTHODES 39

2.2.1. Données physico-chimiques 39
2.2.1.1. Les données de l'étude 39
2.2.1.2. Les données recueillies annuellement par la Direction de l'Agriculture et de la Forêt (DAF) ... 39
2.2.1.3. Intêret des paramètres physico-chimiques mesurés 40

2.2.2. Méthodes d'analyses physico-chimiques des eaux 44

2.2.3. Données mésologiques 44

2.2.4. Méthodes de traitement des données 45
2.2.4.1. Histogrammes de distribution des valeurs 45
2.2.4.2. Analyses de variance 46
2.2.4.3. Analyses multivariées 46
2.2.4.4. Diagramme de Stiff standardisés (Stiff, 1951) 48

2.3. NATURE DES EAUX DE RIVIÈRES CALÉDONIENNES 49

2.3.1. Température et pH 49

2.3.2. Oxygène dissous 50

2.3.3. Minéralisation et ions majeurs **52**
2.3.3.1. Conductivité 52
2.3.3.2. Chlorures et Sulfates 54
2.3.3.3. Silice 55
2.3.3.4. Calcium, Sodium et Potassium 55
2.3.3.5. Magnésium et bicarbonates 55
2.3.4. DBO5, Oxydabilité et MES **56**
2.3.5. Nitrates, Ammonium et Phosphates **58**
2.3.6. Métaux : Fer, Chrome et Nickel **59**

2.4. VARIABILITE SPATIO-TEMPORELLE DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DE L'EAU DES RIVIERES **61**
2.4.1. Variabilité inter-annuelle de la qualité physico-chimique des eaux **61**
2.4.2. Variabilité spatiale de la qualité des stations d'étude **63**
2.4.3. Variabilité saisonnière de la qualité de la qualité physico-chimique des stations d'étude **65**
2.4.4. Typologie physico-chimique des stations d'étude **67**

2.5. CARACTERISTIQUES DE L'HABITAT **69**
2.5.1. Paramètres mésologiques variant d'une saison à l'autre **69**
2.5.2. Paramètres mésologiques constants **71**
2.5.3. Importance des paramètres abiotiques **73**
2.5.3.1. Paramètres physico-chimiques et paramètres mésologiques variant au cours du temps 73
2.5.3.2. Paramètres physico-chimiques et paramètres mésologiques constants 76

2.6. DISCUSSION - CONCLUSION **78**
2.6.1. Nature des eaux calédoniennes **78**
2.6.2. Composition ionique et particularités des eaux de la Nouvelle-Calédonie **78**
2.6.3. Variations spatio-temporelles de la qualité de l'eau des stations **80**
2.6.4. Qualité de l'habitat **82**

CHAPITRE 3 : LES INVERTÉBRÉS BENTHIQUES DES RIVIÈRES CALÉDONIENNES

3.1. PROBLÉMATIQUE, ÉTAT DES CONNAISSANCES **83**

3.2. MATÉRIEL ET MÉTHODES **85**
3.2.1. Techniques de prélèvement **85**
3.2.1.1. Récolte des invertébrés aquatiques 85
3.2.1.2. Récolte des insectes adultes 85

3.2.2. Tris et déterminations **86**
3.2.2.1. Guides d'identification existants 86
3.2.2.2. L'aide de nombreux taxinomistes 86

3.2.3. Traitement des données faunistiques **87**
3.2.3.1. Tests de Student, Anova et Test de Kruskal-Wallis 87
3.2.3.2. Analyses multivariées 88
3.2.3.3. Indices de diversité 88

3.3. CARACTÉRISTIQUES TAXINOMIQUES ET BIOGÉOGRAPHIQUES DE LA FAUNE BENTHIQUE **90**

3.3.1. Généralités **90**

3.3.2. Distribution et répartition géographique de quelques groupes faunistiques **91**
3.3.2.1. Les Ephémèroptères 91
3.3.2.2. Les Odonatoptères 94
3.3.2.3. Les Hétéroptères 94
3.3.2.4. Les Coléoptères 95
3.3.2.5. Les Trichoptères 95
3.3.2.6. Les Diptères 98

3.3.3. Les Crustacés **98**

3.3.4. Les Mollusques **99**

3.3.5. Les Turbellariés **99**

3.3.6. Discussion, Conclusion **99**
3.3.6.1. Taxinomie 99
3.3.6.2. Endémisme 100
3.3.6.3. Relations biogéographiques 100

3.4. VARIABILITÉ FAUNISTIQUE SPATIO-TEMPORELLE **103**

3.4.1. Comparaison des données recueillies en milieu lotique et lentique **103**

3.4.2. Biotypologie des milieux lotiques **107**
3.4.2.1. Analyse globale 107
3.4.2.2. Influence temporelle 109
3.4.2.3. Classification des sites 111

3.4.3. Variabilité temporelle de la faune **112**
3.4.3.1. Densités 112
3.4.3.2. Richesses taxinomiques 113

3.4.4 Variabilité spatiale de la faune **114**
3.4.4.1. Densités et richesses spécifiques 114
3.4.4.2. Composition des peuplements 116
3.4.4.3. Indices de diversité 119
3.4.4.4. Particularités faunistiques des différents groupes de sites 122

3.5. DISCUSSION - CONCLUSION **126**

3.5.1. Variabilité temporelle **126**

3.5.2. Variabilité spatiale **126**
3.5.2.1. La faune des cours d'eau pollués en milieu urbain 127
3.5.2.2. La faune des cours d'eau sur péridotites 127

3.5.2.3. Les faune des ruisseaux forestiers 128
3.5.2.4. Distribution de la faune au sein de la Grande Terre 129

3.5.3. Diversité spécifique 130

CHAPITRE 4 : LA FAUNE ET SON MILIEU, EVALUATION DE LA QUALITE BIOLOGIQUE DES COURS D'EAU DE LA NOUVELLE-CALEDONIE

4.1. PROBLÉMATIQUE 132

4.2. MÉTHODES 133

4.2.1. L'analyse de co-inertie 133

4.2.2. Evaluation de la qualité de l'eau des stations 133
4.2.2.1. Indices de diversité des peuplements 134
4.2.2.2. Indices biotiques 134

4.2.3. Comparaison des indices 135

4.2.4. Distribution des taxons 135

4.3. RÉSULTATS 136

4.3.1. Relations entre la faune et son milieu 136

4.3.2. Evaluation de la qualité biologique des stations de l'étude 141

4.4. DISCUSSION - CONCLUSION 148

4.4.1. Relations faune-milieu 148

4.4.2. Evaluation de la qualité des eaux 149

4.5. PROPOSITION D'UN INDICE BIOTIQUE DE NOUVELLE-CALÉDONIE 152

4.5.1. Attribution de scores aux taxons indicateurs 152

4.5.2. Détermination de l'indice biotique d'une station 156

4.5.3. Evaluation de la qualité de l'eau des stations d'étude 157

4.5.4. Discussion, conclusion 160

CONCLUSION GENERALE 163

BIBLIOGRAPHIE 169

ANNEXES 182

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Situation de la Nouvelle-Calédonie dans le Pacifique

Figure 1.2 : Courbe hypsographique des deux versants de la Grande Terre

Figure 1.3 : Répartition des précipitations moyennes annuelles (données recueillies entre 1956 et 1985)

Figure 1.4 : Carte géologique simplifiée de la Grande Terre

Figure 1.5 : Carte pédologique simplifiée de la Nouvelle-Calédonie

Figure 1.6 : Carte simplifiée de la végétation de la Grande Terre

Figure 1.7 : Carte de répartition des productions agricoles sur la Grande Terre

Figure 1.8 : Caractéristiques physiographiques des rivières du versant Ouest retenues pour l'étude

Figure 1.9 : Localisation des stations d'étude

Figure 2.1 : Représentation schématique du déroulement de l'ACP inter-dates

Figure 2.2 : Histogrammes de distribution des valeurs de Température et de pH mesurées en période d'étiage

Figure 2.3 : Histogrammes de distribution des valeurs de Conductivité, Chlorures et et Sulfates mesurées à l'étiage

Figure 2.4 : Histogrammes de distribution des teneurs en DBO5 et en Matières en Suspension mesurées à l'étiage

Figure 2.5 : Histogrammes de distribution des concentrations de Nitrates et d'Ammonium mesurées à l'étiage

Figure 2.6 : Histogrammes de distribution des concentrations de Nickel mesurées à l'étiage

Figure 2.7 : (a). Températures moyennes de 1994 et normales (1961-1990) enregistrées sur 12 stations. (b) Précipitations moyennes mensuelles relevées sur 12 stations météorologiques en 1993, 1994, 1996 et 1997.

Figure 2.8 : ACP normée réalisée sur le tableau de données physico-chimiques (38 stations X 25 variables X 4 campagnes).

Figure 2.9 : Résultats de l'ACP inter-dates

Figure 2.10 : Résultats de la Classification Hiérarchique réalisée sur les données moyennes physico-chimiques des 41 stations de l'étude

Figure 2.11 : Résultats de l'ACM réalisée sur les données mésologiques variant d'une saison à l'autre (38 stations X 9 variables X 4 campagnes).

Figure 2.12 : Résultats de l'ACM réalisée sur les données mésologiques constantes (41 stations X 8 variables)

Figure 2.13 : Résultats de l'analyse de Hill et Smith réalisée sur les données mésologiques et physico-chimiques variant d'une saison à l'autre (38 stations X 4 saisons).

Figure 2.14 : Résultats de l'analyse de Hill et Smith réalisée sur les données mésologiques constantes et les données physico-chimiques moyennes des 41 stations d'étude

Figure 2.15 : Composition ionique des eaux douces d'une rivière moyenne et de plusieurs îles de la zone Indo-Pacifique

Figure 2.16 : Comparaison de la composition ionique des eaux des différents types de stations

Figure 3.1 : (a) Abondance relatives des principaux groupes faunistiques prélevés sur l'ensemble des stations. (b) Pourcentages relatifs des différents ordres d'insectes aquatiques.

Figure 3.2 : Distribution de plusieurs familles d'Ephémèroptères dans quelques territoires du Pacifique

Figure 3.3 : Distribution de plusieurs familles de Trichoptères dans quelques territoires du Pacifique

Figure 3.4 : Densités et richesses spécifiques des milieux lotiques et lentiques échantillonnés en Octobre 1996 et en Janvier 1997

Figure 3.5 : Abondances relatives des principaux groupes faunistiques dans les milieux lotiques et lentiques

Figure 3.6 : Pourcentage relatif des principaux groupes faunistiques dans les milieux lotiques et lentiques échantillonnés en Octobre 1996

Figure 3.7 : ACP centrée du tableau faunistique (102 taxons x 38 stations x 4 campagnes d'échantillonnage)

Figure 3.8 : Résultats de l'ACP inter-dates du tableau faunistique (102 taxons x 38 stations x 4 campagnes d'échantillonnage)

Figure 3.9 : Résultats de la Classification Hiérarchique (distances euclidiennes, méthode de Ward) réalisée sur les données cumulées faunistiques des 38 stations

Figure 3.10 : Résultats de l'Anova réalisée sur les densités obtenues sur les sites au cours des 4 saisons d'échantillonnage

Figure 3.11 : Résultats de l'Anova réalisée sur les richesses taxinomiques calculées sur les sites au cours des 4 saisons d'échantillonnage

Figure 3.12 : Densités et richesses spécifiques mesurées au cours des 4 campagnes de terrain sur l'ensemble des stations échantillonnées.

Figure 3.13 : Pourcentages relatifs en Ephémèroptères et Trichoptères relevés au cours des 4 campagnes de terrain sur l'ensemble des stations échantillonnées

Figure 3.14 : Pourcentages relatifs en Diptères et en Oligochètes relevés au cours des 4 campagnes de terrain sur l'ensemble des stations échantillonnées

Figure 3.15 : Représentation des Indices de Simpson et de Shannon calculés au cours des 4 campagnes de terrain sur l'ensemble des stations échantillonnées

Figure 4.1 : Projection des 3 premiers axes des analyses séparées de chaque tableau de données sur les plans factoriels F1 X F2 et F1 X F3 de la co-inertie. (a) Tableau mésologique, (b) Tableau faunistique.

Figure 4.2 : Résultats de l'analyse de co-inertie sur les plans factoriels F1 X F2 et F1 X F3 de l'analyse

Figure 4.3. : Représentation des indices de diversité et des indices biotiques des stations d'étude. Celles-ci sont placées par ordre d'altitude décroissante.

Figure 4.4 : Gammes de distribution des paramètres physico-chimiques Chlorures, DBO5, MES, Ammonium, Phosphates et Sulfates pour quelques taxons

Figure 4.5. : Indices biotiques de Nouvelle-Calédonie obtenus sur les 41 stations de l'étude

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 : Débits moyens spécifiques interannuels sur quelques bassins versants

Tableau 1.2 : Rivières retenues pour l'étude, celles de la côte Ouest sont soulignées

Tableau 1.3 : Caractéristiques générales des rivières choisies sur le versant Ouest

Tableau 1.4 : Caractéristiques générales des rivières choisies sur le versant Est

Tableau 1.5 : Caractéristiques mésologiques des stations d'étude

Tableau 2.1 : Facteurs de variation des principaux paramètres physico-chimiques analysés et concentrations dans les eaux naturelles métropolitaines

Tableau 2.2 : Méthodes de mesure des paramètres physico-chimiques

Tableau 2.3 : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques mesurés aux stations de l'étude

Tableau 2.4 : Valeurs moyennes et extrêmes des paramètres physico-chimiques mesurés sur 50 sites communs aux années 1993, 1994, 1996 et 1997.

Tableau 2.5 : Rapports de corrélation des variables sur les 2 premiers axes pour les paramètres mésologiques variant d'une saison à l'autre (ACM)

Tableau 2.6 : Rapports de corrélation des variables sur les 2 premiers axes pour les paramètres mésologiques constants (ACM)

Tableau 2.7 : Rapports de corrélation des variables sur les 3 premiers axes pour les paramètres mésologiques variables et les paramètres physico-chimiques (analyse de Hill & Smith)

Tableau 2.8 : Rapports de corrélation des variables sur les 3 premiers axes pour les paramètres mésologiques constants et les paramètres physico-chimiques (analyse de Hill & Smith)

Tableau 2.9 : Caractérisation des eaux des rivières en fonction de la conductivité

Tableau 3.1 : Nombre d'espèces d'Ephémèroptères recensées en Australie, Nouvelle-Zélande, Fidji, Bougainville et en Nouvelle-Calédonie

Tableau 3.2 : Comparaison du nombre d'espèces de Trichoptères recensées en Australie, en Nouvelle-Zélande, aux Iles Fidji, à Bougainville

Tableau 3.3 : Comparaison des abondances et des richesses spécifiques des 5 groupes de stations à l'aide de tests non paramétiques de Kruskall-Wallis

Tableau 3.4 : Comparaison des pourcentages relatifs en Ephémèroptères, Diptères, Trichoptères et Oligochètes des 5 groupes de stations à l'aide de tests non paramétiques de Kruskall-Wallis

Tableau 3.5 : Comparaison des Indices de Simpson, Shannon et Margalef des 5 groupes de stations à l'aide de tests non paramétiques de Kruskall-Wallis

Tableau 3.6 : Classification des sites et des taxons

Tableau 4.1 : Résultats de l'analyse de co-inertie.

Tableau 4.2 : Valeurs moyennes des indices calculés sur les 41 stations d'étude

Tableau 4.3 : Coefficients de corrélation de rang de Spearman entre les 10 indices étudiés

Tableau 4.4 : Coefficients de corrélation de rang de Spearman entre les indices biotiques et les indices de diversité et 11 paramètres physico-chimiques

Tableau 4.5 : Scores de sensiblité aux pollutions organiques des taxons indicateurs de l'indice biotique de Nouvelle-Calédonie (IBNC). Les taxons les plus polluo-sensibles ont les scores les plus élevés.

Tableau 4.6 : Classes de qualité de l'IBNC

Tableau 4.7 : Indices biotiques obtenus sur les stations d'étude

Tableau 4.8 : Coefficients de corrélation de rang de Spearman calculés sur les IBNC des 41 stations d'étude obtenus au cours des 4 saisons d'échantillonnage

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

Située à l'extrémité Sud de l'arc Mélanésien, à proximité du Tropique du Capricorne et à environ 1500 km de la côte australienne, la Nouvelle-Calédonie est la terre française la plus éloignée de la Métropole. L'île principale ou " Grande Terre " située entre 20° et 22°30 de latitude Sud couvre une superficie de 16890 km^2. Elle représente donc deux fois l'étendue de la Corse, sept fois celle de la Réunion ou quinze fois celle de la Martinique.

L'archipel néo-calédonien n'a été peuplé que tardivement dans l'histoire de l'humanité (-1500 ans avant J.C.). Des vagues migratrices venues du Sud-Est asiatique et de Polynésie Française se sont d'abord établies sur le "Caillou". Puis s'installèrent, au XIX^{ème} siècle, des Européens venus librement ou transportés autoritairement par la Métropole Française et enfin des Asiatiques (Angleviel *et al.*, 1992). Ces populations s'installèrent dans les vallées, vivant de pêche lagonaire et de cultures (igname, taro, canne-à-sucre, bananier) et trouvant dans les rivières les ressources en eau indispensables à leur survie. La Grande Terre possède un réseau hydrographique très dense : plus de 160 cours d'eau représentant un linéaire de 3220 km et une surface estimée à 166 km^2 (Haynes, 1990).

Avec la colonisation, l'élevage bovin extensif se substitua aux cultures traditionnelles alors que l'exploitation minière d'un sol riche en Nickel permit d'assurer les importations de nourriture et de produits manufacturés. Ces activités humaines se sont accompagnées de déforestations massives des bassins versants. Elles provoquèrent ainsi une modification profonde et souvent irréversible des rivières tant du point de vue de leur paysage que de la qualité de leur eau.

En effet, les pollutions des cours d'eau apparues avec l'arrivée de l'homme se sont amplifiées au fil des temps. Autrefois, elles étaient faibles et d'origine organique et l'auto-épuration restaurait rapidement la qualité des eaux. Cependant, avec l'amplification des activités humaines et l'urbanisation, certaines rivières sont soumises à de réelles agressions nuisibles principalement dans la partie aval (pollutions domestiques, élevages, engrais,....) de leur cours.

Avant 1950, l'extraction des minerais s'effectuait manuellement. Depuis, les mines de Nickel se sont mécanisées. L'exploitation s'est alors effectuée sans précautions particulières et les latérites et les stériles rocheux ont été rejetés dans la pente des vallées (Pelletier, 1990). Ceci se traduisit par une augmentation de la charge solide des cours d'eau lors des crues et provoqua un élargissement et un exhaussement des lits mineurs de nombreuses rivières.

Depuis quelques années, les services gestionnaires de la qualité des eaux de Nouvelle-Calédonie ont pris conscience de la fragilité et de la valeur de la ressource en eau utilisée et souvent gérée comme un capital illimité. Avec le développement de l'écologie et l'évolution des mentalités, une prise de conscience oriente les décideurs vers une gestion plus rationnelle de ce patrimoine naturel visant à le protéger et à le conserver pour les générations futures. La connaissance et la compréhension du fonctionnement du milieu aquatique en constante évolution peuvent être abordées grâce à l'hydrobiologie, science qui recherche des bases écologiques pour le contrôle, la protection, l'aménagement et la gestion des ressources en eau.

Les travaux entrepris au cours de cette étude s'intègrent totalement dans cette perpective. Ce travail, réalisé dans le cadre d'une convention de recherche entre le Service de l'Aménagement de la Direction de l'Agriculture et de la Forêt (DAF) de Nouvelle-Calédonie et l'Université Française du Pacifique (UFP), a pour finalité l'élaboration d'une méthode de bioévaluation de la qualité des cours d'eau de la Grande Terre. Le terme de bioévaluation est "... utilisé pour désigner l'ensemble des procédures à fondements biologiques permettant l'établissement de diagnostics écologiques" (Blandin, 1986).

Les méthodes de bioévaluation de la qualité des cours d'eau, employées en routine par des collectivités locales, permettent un contrôle et un suivi de la qualité de l'eau des rivières. Elles peuvent également être utilisées lors de prises de décision d'aménagement d'un site et au cours d'études d'impact d'une industrie ou d'une installation classée sur le milieu naturel.

Ces méthodes se basent sur l'étude d'organismes vivants inféodés aux milieux aquatiques. Elles sont fondées sur le fait que des formes animales ou végétales de sensibilités différentes vis à vis de facteurs environnementaux coexistent dans les eaux courantes. Si la pollution fait varier ceux-ci, les organismes les plus plus sensibles régressent au profit des plus résistants (Verneaux, 1980). Ces organismes sensibles sont désignés sous le terme d'indicateurs biologiques ou de bioindicateurs.

D'après Blandin (1986), "un indicateur biologique (ou bioindicateur) est un organisme ou un ensemble d'organismes qui -par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques- permet de façon pratique et sûre de caractériser l'état d'un écosystème et de mettre en évidence, aussi précocement que possible leurs modifications naturelles ou provoquées". Selon le cas, le bioindicateur peut être une biocénose éventuellement désignée par un indice biotique ; un groupe d'espèces qui présentent un comportement analogue (groupe écologique) ; une espèce particulièrement sensible (espèce indicatrice) ; une portion d'organisme (organe, tissu, extrait enzymatique...) (Agences de l'Eau, 1993).

Dans les milieux aquatiques, les observations biologiques sont considérées comme complémentaires des analyses chimiques d'échantillons d'eau et sont souvent plus discriminantes que ces dernières. En effet, les organismes intègrent et leur présence traduit la

mémoire, sur des périodes plus ou moins longues, des états passés et présents du milieu. En revanche, les données chimiques varient rapidement au cours du temps et les résultats des analyses chimiques ne témoignent que de la composition de l'eau au moment de l'échantillonnage (Resh *et al.*, 1996). Par exemple, une rivière aux eaux de mauvaise qualité, échantillonnée dans un contexte exceptionnel tel qu'à la suite d'une forte pluie, peut présenter une composition chimique qui atteste de façon fausse une bonne qualité de l'eau, alors que les organismes trouvés indiqueront des pollutions effectives et durables du cours d'eau.

Les macroinvertébrés benthiques (mollusques, oligochètes, larves d'insectes, crustacés...) constituent, de par la diversité de leurs exigences écologiques et la facilité avec laquelle ils peuvent être récoltés et identifiés, les organismes les plus performants et les plus utilisés pour réaliser un écodiagnostic des milieux aquatiques (Agences de l'Eau, 1993 ; Cairns & Pratt, 1993 ; Cranston *et al.*, 1996 ; Resh *et al.*, 1996). Certaines méthodes de bioévaluation les utilisant se fondent sur l'ensemble de la macrofaune des cours d'eau, d'autres sur un groupe faunistique limité particulier : par exemple, les Mollusques (Foeckler, 1991), les Diptères Chironomidae (Vermeulen, 1995) ou les Oligochètes (Slepukhina, 1984 ; Agences de l'Eau, 1993).

L'élaboration des méthodes de bioévaluation de la qualité des eaux nécessite une bonne connaissance de la systématique des invertébrés et de leur sensibilité par rapport à divers polluants (Norris & Georges, 1986). De plus, il est nécessaire de bien connaitre le milieu naturel et les facteurs de distribution des espèces. Ainsi, en Métropole, la mise au point de l'Indice de Qualité Biologique Globale (IQBG) (Verneaux *et al.*, 1977) s'est fondée sur des zonations longitudinales ou altitudinales d'espèces (Huet, 1949 ; Illies & Botosaneanu, 1963) ainsi que sur la réalisation de biotypologies mettant en évidence des groupements d'espèces possédant des caractéristiques écologiques voisines (Verneaux, 1977).

Parmi les recherches écologiques réalisées sur la faune aquatique de Nouvelle-Calédonie, celles de Pollabäuer (1992) et de Marquet & Mary (sous presse) se sont intéressées aux poissons. Ces derniers auteurs ont inventorié 78 espèces de poissons dont 12 endémiques au territoire. L'étude la plus importante de la macrofaune benthique fut entreprise par Starmülhner (1968). Celui-ci effectua des échantillonnages qualitatifs et quantitatifs dans 74 cours d'eau de la Grande Terre et de l'Ile des Pins. Le matériel faunistique prélevé donna lieu à plusieurs publications taxinomiques mais de nombreuses espèces ne furent pas décrites. Plus récemment, des études consacrées à deux familles de Mollusques Gastéropodes, les Neritidae et les Hydrobiidae, ont été réalisées respectivement par Pöllabauer (1986) et Haase & Bouchet (1998). Les connaissances concernant la systématique et l'écologie de la faune benthique des rivières calédoniennes sont donc parcellaires.

Cette étude a plusieurs objectifs distincts :

- définir la qualité physico-chimique des eaux de la Grande Terre et identifier les facteurs succeptibles de modifier la composition des eaux. En effet, aucune étude n'existe encore sur ce sujet en Nouvelle-Calédonie bien que de nombreuses rivières fassent annuellement l'objet de mesures analytiques à l'initiative de DAF,

- caractériser la macrofaune benthique des rivières. Les données taxinomiques existantes et celles acquises au cours de l'étude pourront permettre : d'évaluer le taux d'endémisme de cette faune peu connue ; d'estimer la diversité biologique des rivières et de localiser les zones qui présentent la biodiversité la plus élevée ; d'étudier les facteurs de répartition de la faune,

- montrer que les macroinvertébrés benthiques peuvent être utilisés en tant que descripteurs des milieux.

L’ensemble de ces éléments permettront l'élaboration d'un outil d'évaluation de la qualité des eaux ou indice biotique propre à la Nouvelle-Calédonie, but ultime de ce travail.

❖

Cette étude comprend 4 chapitres :

- le premier chapitre est consacré à une analyse, en grande partie bibliographique, de l'environnement général de la Grande Terre. Les caractéristiques géographiques, climatiques, géologiques, pédologiques et hydrologiques sont abordées. De plus, les critères de sélection des rivières et des stations de l'étude sont exposés,

- le deuxième chapitre définit la qualité physico-chimique globale des eaux de la Grande Terre et présente les caractéristiques abiotiques des stations d'étude. La variabilité spatio-temporelle de la qualité physico-chimique et mésologique des stations est analysée,

- le troisième chapitre traite de la diversité biologique des invertébrés benthiques de la Grande Terre et porte sur l'analyse de la variabilité spatiale et temporelle des peuplements faunistiques recueillis à chacune des stations de l'étude,

- le quatrième chapitre consiste en une synthèse des deux chapitres précédents. Il examine la relation entre la faune et son milieu et identifie les facteurs de distribution des macroinvertébrés benthiques dans les rivières. Enfin, une méthode biologique d’évaluation de la qualité des eaux est proposée.

CHAPITRE 1
CADRE DE L'ETUDE

1.1. - LA NOUVELLE-CALEDONIE : CARACTERISTIQUES GENERALES

1.1.1 - Situation

La Nouvelle-Calédonie se situe en bordure occidentale du Pacifique Sud et à proximité du Tropique du Capricorne, entre 18 et 23 degrés de latitude Sud (figure 1.1). C'est un archipel de 18 575 km² représenté par deux ensembles inégaux : la Grande Terre, qui couvre à elle seule 88% de la surface du Territoire, soit environ 16500 km², et une multitude d'îles dont les plus importantes sont les Iles Loyauté : Lifou, Maré et Ouvéa. En 1998, sa population totale est estimée à 206 000 habitants environ et sa densité moyenne à 11 habitants par km² (SPC, 1998).

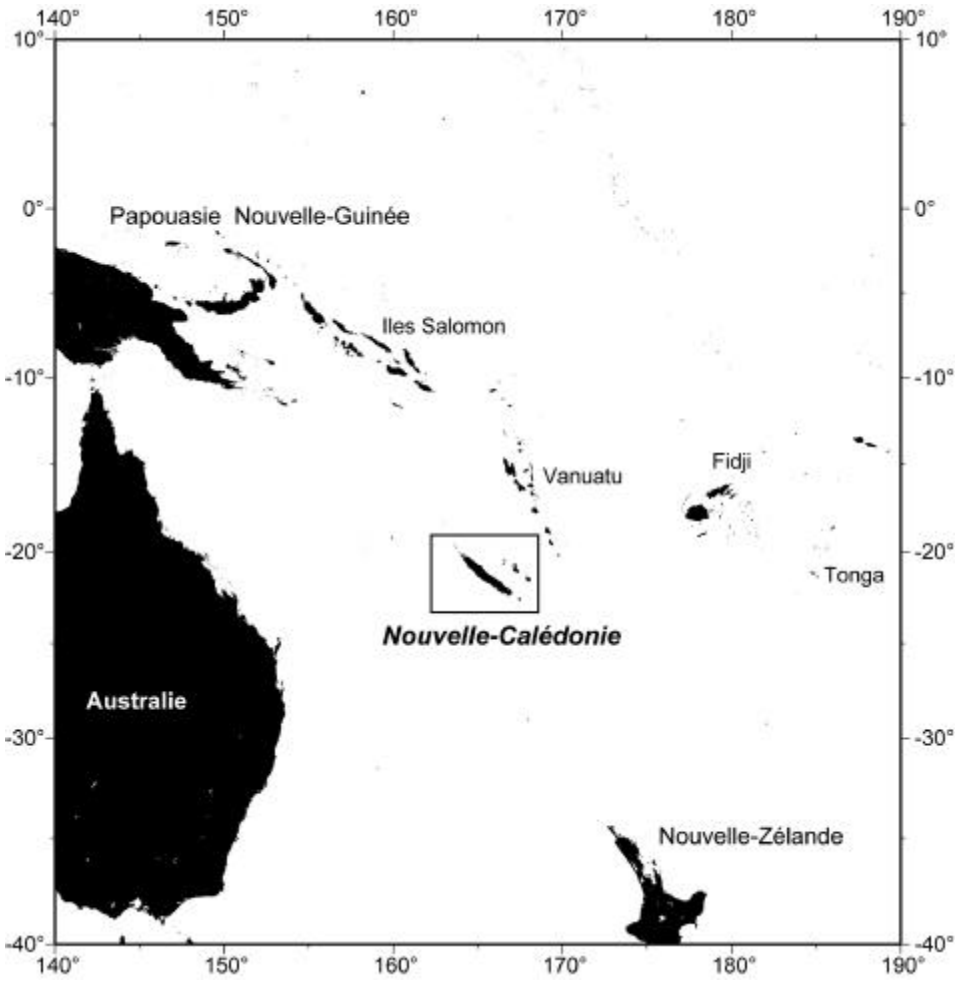


Figure 1.1 : Situation de la Nouvelle-Calédonie dans le Pacifique.

1.1.2 - Relief

La Grande Terre a une forme allongée sur plus de 400 km suivant une direction Nord-Ouest / Sud-Est ; sa largeur dépasse rarement le dixième de cette longueur. Une chaîne montagneuse centrale, de relief modéré (altitude moyenne 1100 m), partage l'île dans le sens de la longueur en deux domaines dissymétriques : les versants Ouest terminés par de larges plaines côtières et les versants Est généralement abrupts et entaillés de vallées profondes et étroites. Les massifs du Humbolt au Sud (1618 m) et du Panié au Nord (1628 m) constituent les points culminants de la Grande Terre.

Le versant Ouest représente plus de 54% de la surface de l'ensemble de la Grande Terre. Les régions situées au-dessus de 500 m en couvrent seulement 11, 5%. Plus de 75% des terres se situent à une altitude inférieure à 300 m, avec près de 3700 km² se trouvant à une altitude inférieure à 100 m.

En revanche, à l'Est, les régions situées à une altitude supérieure à 500 m représentent plus de 22% des terres ; près de 75% des terres se trouvent à une altitude inférieure à 480 m et seulement 1400 km² de terres à une altitude inférieure à 100 m (figure 1.2).

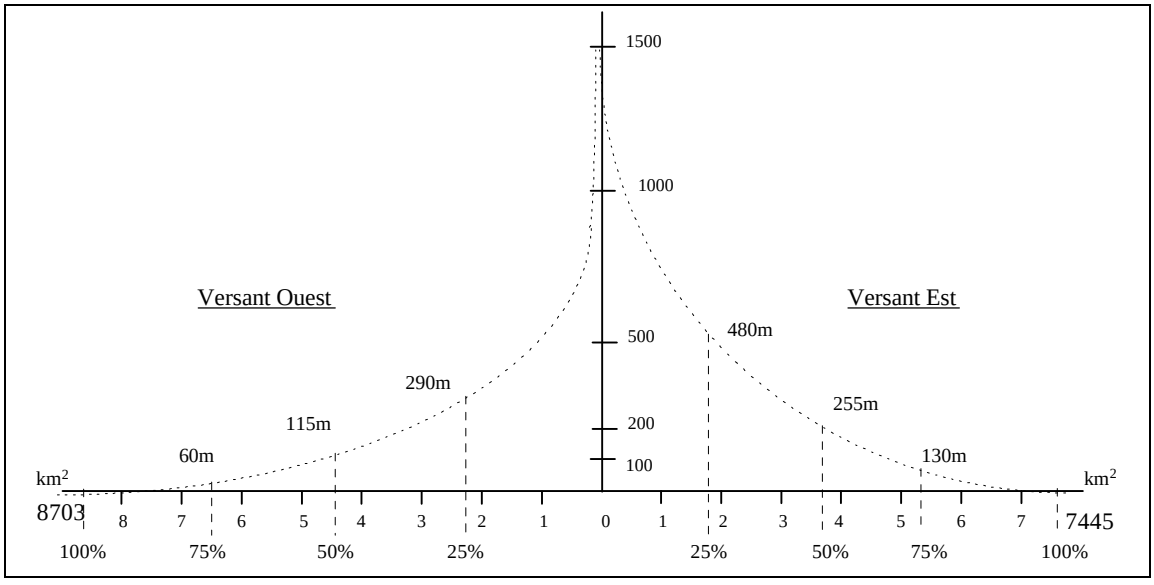


Figure 1.2 : Courbe hypsographique des deux versants de la Grande Terre (Orstom, 1981)

1.1.3 - Climat et précipitations

L'archipel jouit d'un climat relativement tempéré qualifié de "tropical océanique" (Orstom, 1981). Les variations annuelles de la ceinture anticyclonique subtropicale au Sud et de la zone de convergence intertropicale au Nord, déterminent quatre saisons :

- une saison chaude de la mi-novembre à la mi-mars (époque des dépressions tropicales et des cyclones),
- une saison de transition de la mi-mars à la mi-juin au cours de laquelle les précipitations peuvent être importantes,
- une saison fraîche de la mi-juin à la mi-septembre,
- une saison sèche de la mi-septembre à la mi-novembre.

1.1.3.1. Températures

Les températures moyennes annuelles sont comprises entre 22°C et 24°C. La différence entre les maxima mensuels moyens de février et de juillet/août n'excéde pas 7°C et la différence entre les minima correspondant est de 4°C. La durée moyenne annuelle de l'ensoleillement est comprise entre 2400 et 2600 heures (Orstom, 1981).

1.1.3.2. Précipitations

La carte des précipitations moyennes annuelles (figure 1.3) montre une répartition dissymétrique, conséquence de l'orientation de l'île et de la direction générale des vents dominants (modérés à assez forts). Ceux-ci soufflent d'un secteur compris entre l'Est-Nord-Est et le Sud-Est et se répartissent tout au long de l'année : 218 jours par an en moyenne à Nouméa avec des vitesses comprises entre 2 et 8 m/s (Orstom, 1981).

La côte Est, "au vent", reçoit approximativement des hauteurs pluviométriques doubles de celles enregistrées sur la côte Ouest, "sous le vent". Ainsi, les précipitations moyennes annuelles qui sont de 2,8 m sur la côte orientale n'atteignent que 1,3 m sur la façade occidentale. A l'Est, les normales annuelles peuvent varier de 1,6 m en certains endroits (Thio) à plus de 7 m sur le Mont Panié.

La répartition géographique des pluies présente une certaine constance d'une année sur l'autre, mais il existe une variabilité interannuelle des hauteurs de précipitations. Par exemple, entre 1903 et 1976, les valeurs extrêmes relevées à Nouméa ont été de 522 mm en 1905 et 2037 mm en 1910. La hauteur d'eau annuelle précipitée ne s'est située autour de la valeur moyenne (1000 mm) qu'à dix reprises. Cette forte irrégularité interannuelle est due en partie au passage des dépressions et cyclones tropicaux qui se manifestent de façon aléatoire en nombre et en amplitude (Orstom, 1981).

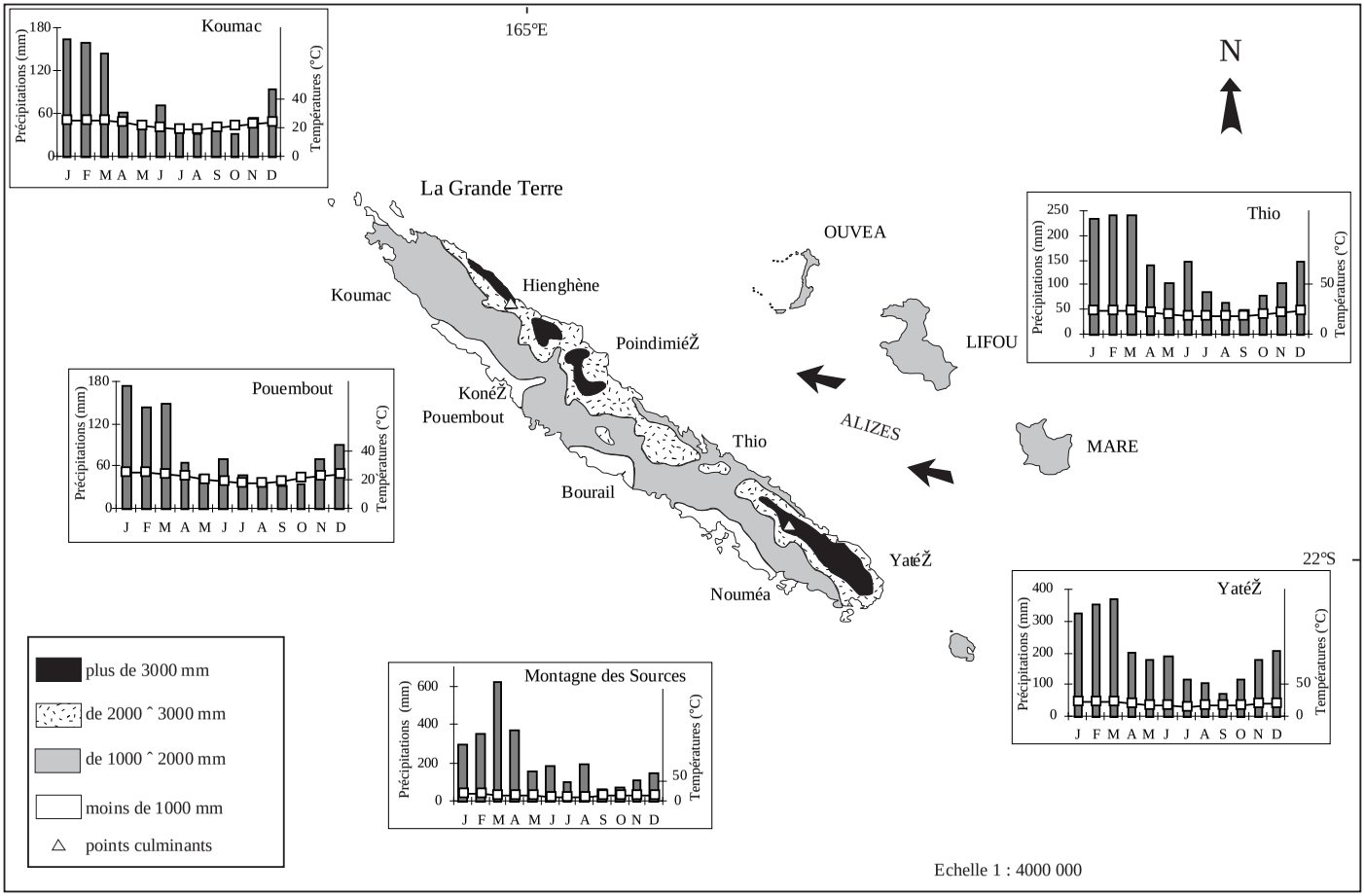


Figure 1.3 : Répartition des précipitations moyennes annuelles (1965 -1985) (d'après Angleviel *et a*l., 1992) et diagrammes ombrothermiques de Koumac, Pouembout, Montagne des Sources, Thio et YatéŽ (données moyennes de Météo France 1965-1995).

1.1.3.3. Anomalies climatiques

Certaines années, apparaissent des anomalies climatiques pouvant modifier les variations saisonnières. Elles sont liées à l'apparition, dans l'ensemble du Pacifique tropical, de conditions anormales aussi bien dans l'atmosphère que dans l'océan. Ces perturbations ou ENSO (El-Niño Southern Oscillation) sont particulièrement sensibles pendant la saison chaude et font intervenir des mécanismes complexes d'interactions entre l'atmosphère et l'océan.

A partir de données collectées au voisinage de la Nouvelle-Calédonie et dans son lagon au cours des trente dernières années, Delcroix & Lenormand (1997) montrent qu'au cours des évènements El-Niño, la couche superficielle océanique (0-50 mètres) se refroidit d'environ 0,5°C. La partie des eaux chaudes du Pacifique Ouest de température supérieure à 28-29°C° s'écoule vers l'Est provoquant un fort réchauffement dans le Pacifique équatorial Est (Pérou, Equateur). Cette augmentation de température tend à favoriser la formation des cyclones tropicaux dans le Pacifique central alors qu'ils y sont habituellement peu fréquents. Dans le Pacifique Ouest, on observe par contre un déficit pluviométrique sur l'ensemble de la région, dont la Nouvelle-Calédonie (Angleviel *et al.* , 1992). Des anomalies de signes contraires sont observées pendant les évènements La Niña (Delcroix & Lenormand, 1997).

En Nouvelle-Calédonie des épisodes ENSO de très forte amplitude se sont déroulés en 1982-1983 et plus récemment de 1993 à 1995. Ce dernier fut caractérisé par des déficits pluviométriques très importants surtout au Nord Ouest du Territoire. Par rapport à la normale, les pluviométries en 1993 furent inférieures de 53% à Pouembout et de près de 70% à Gomen. A l'Est, ces déficits étaient compris entre 7% à Pouébo et 50% à Thio (Gabrié, 1995).

1.1.4. Géologie

1.1.4.1. Histoire géologique

Seule véritable terre émergée au sein de la vaste zone océanique située à l'Est de l'Australie et au Nord de la Nouvelle-Zélande, la Nouvelle-Calédonie détient l'essentiel de l'information géologique directement accessible sur l'évolution du Pacifique Sud-Ouest (Cluzel, 1998).

Jusqu'au Crétacé inférieur (100 millions d'années), la Nouvelle-Calédonie était impliquée dans un contexte géodynamique de marge continentale en limite du Gondwana. Le passage progressif d'une sédimentation deltaï que à une sédimentation franchement marine, durant la période Crétacé Supérieur-Eocène (100-35 MA), atteste de la séparation du microcontinent calédonien de la marge Est australienne (Cluzel, 1998). Cette séparation s'accompagne de l'ouverture de la Mer de Tasman (rifting). L'obduction oligocène représente le dernier

événement géologique important de l'histoire géodynamique de la Nouvelle-Calédonie. Cette dynamique est à l'origine de la mise en place du massif ophiolitique qui constitue aujourd'hui les plus hauts reliefs de la Grande Terre (Cluzel, 1998). Les roches du massif ophiolitique (péridotites) sont constituées de silicates de magnésium et de fer et présentent une richesse relative en métaux de transition, dont le Nickel (Paris, 1981).

Durant la période Oligocène-Miocène (34-23 MA), l'unité ophiolithique subit des transformations importantes : favorisé par un climat humide, un épais couvert végétal s'installe sur l'île. Sous l'effet des eaux de percolation chargées en acides humiques, les péridotites se transforment, par hydrolyse, en argiles alumineuses sur des épaisseurs pouvant atteindre plusieurs dizaines de mètres (Cluzel, 1998).

Cette hydrolyse libère la Silice, la Magnésie, le Fer et des éléments tels que le Manganèse, le Cobalt, le Chrome, et le Nickel dont la teneur est de 0,2 à 0,3% dans une péridotite saine. A peine libéré, le Fer s'oxyde et devient insoluble. En revanche, la Magnésie et la Silice très solubles sont rapidement entraînées dans les bas horizons. Oxydés, le Manganèse et le Cobalt s'isolent dans la partie moyenne du profil d'altération tandis que le Nickel se concentre dans ses parties les plus basses (Orstom, 1981). Un profil type d'altération comprend ainsi de haut en bas :

- une cuirasse ferrugineuse qui peut atteindre quelques mètres d'épaisseur. Celle-ci résulte souvent de la cimentation, par les hydroxydes de Fer, de débris ferrugineux en place ou remaniés,
- des latérites rouges et jaunes, horizon où l'hydrolyse des silicates est achevée et où dominent largement les hydroxydes ferriques. Les teneurs en Nickel y sont de l'ordre de 1,3 à 1,6 %,
- un horizon de transition où se poursuit l'hydrolyse des silicates,
- des saprolites situées au dessus de la roche-mère et où se concentre le Nickel. Les teneurs en cet élément y varient généralement entre 2 et 5% mais peuvent atteindre 10 à 15% dans certains cas (Orstom, 1981).

Cette évolution géochimique a conduit a la formation de zones géographiques très riches en Fer, en Nickel et en Chrome. La géomorphologie actuelle de la Grande Terre résulte pour l'essentiel d'une violente reprise de l'érosion provoquée par le soulèvement général du bâti calédonien au cours du Mio-Pliocène (23-6 MA), conséquence de la subduction de la plaque australienne .

1.1.4.2. Caractéristiques géologiques de la Nouvelle-Calédonie

Cluzel (1998) propose un découpage de la Nouvelle-Calédonie en huit unités géologiques (figure 1.4). Les principales en sont les péridotites (nappe ophiolitique) et les

terrains basaltiques (unité de Poya). Ces deux unités occupent près de la moitié de la surface du Territoire. Des terrains volcano-sédimentaires (unités de Téremba, de Koh et de la Chaîne Centrale) et métamorphiques (unités de l'Anté-Permien dans les massif de Karagreu-Boghen et de Ouango-Netchaot, du Diahot et de Pouébo) complètent les formations péridotitiques et basaltiques.

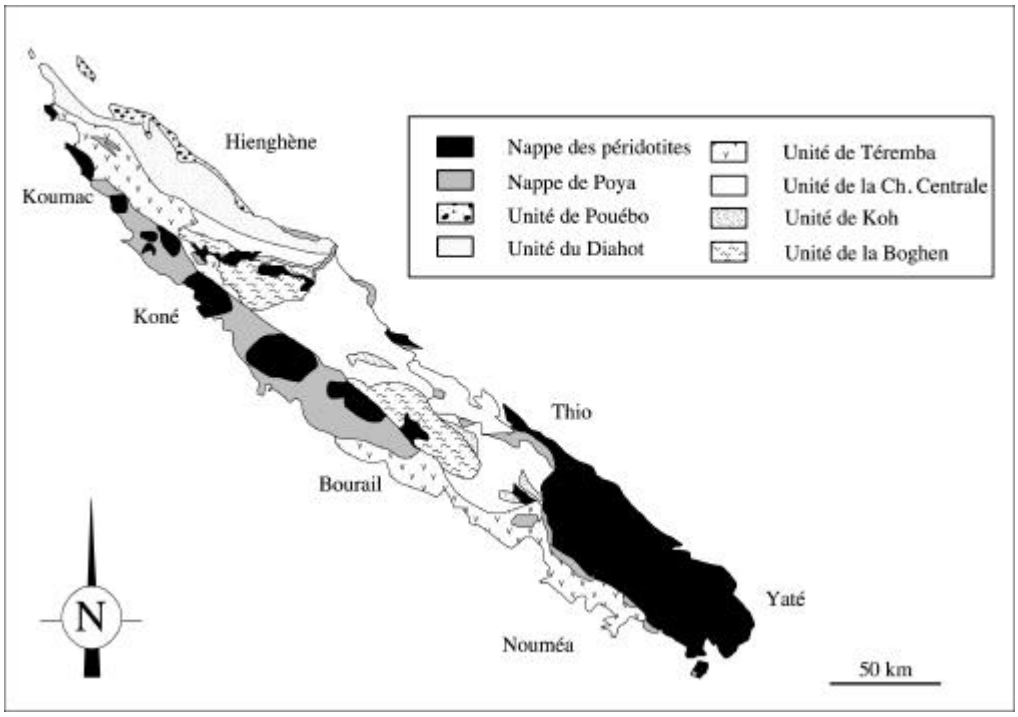


Figure 1.4 : Carte géologique simplifiée de la Grande Terre (Cluzel, 1998)

1.1.4.3. Relations biogéographiques

La Nouvelle-Calédonie constitue l'extrémité septentrionale de la Ride de Norfolk qui porte la Nouvelle-Zélande. Ainsi, leurs histoires sont indissociables et les parallélismes sont nombreux. Par exemple, les unités de Koh et de Téremba abritent une paléofaune (ammonoï dés) rare et endémique, proche des spécimens décrits en Nouvelle-Zélande et en Australie. La Grande Terre participe ainsi à deux ensembles majeurs : l'Océan Pacifique et le supercontinent du Gondwana, "père" de l'Australie actuelle (Cluzel, 1998).

1.1.5. Pédologie

Différents facteurs expliquent la grande variété des sols calédoniens (figure 1.5) :

- la multiplicité de roches-mères différentes (dont les principales sont les roches siliceuses, basiques, ultrabasiques),

- l'action du climat et la topographie de l'île qui déterminent des conditions climatiques opposées sur les versants "au vent" (Est) et "sous le vent" (Ouest). En effet, à l'Est, les phénomènes d'érosion et la percolation des eaux de pluies demeurent plus importants. Les sols sont donc moins bien différenciés, généralement plus désaturés en bases et plus acides que sur le versant occidental où peuvent s'accumuler Carbonates, Sulfates et/ou Chlorures. De plus, l'alternance des saisons est plus marquée à l'Ouest ce qui permettrait la déstabilisation des argiles dont le lessivage est plus important que sur le versant Est (Orstom, 1981). Ces phénomènes se traduisent par un rajeunissement général par érosion de la majorité des sols.

Selon leur substrat, plusieurs types de sols peuvent être distingués :

1.1.5.1. Les sols sur les péridotites

Ce sont des sols ferrallitiques ferritiques. Localisés sur les massifs miniers, ils occupent, entre autres, tout le sud de la Grande Terre. Ces sols, de couleur rouge foncé à brun-jaunâtre, présentent une nette tendance à l'induration qui se concrétise par la présence de gravillons ferrugineux, de matériaux meubles ou de cuirasses massives pouvant atteindre une épaisseur de 4 à 5 m (Plaine des Lacs, au Sud de la Grande Terre).

Très sensibles à l'érosion, ces sols se caractérisent par une absence de capacité d'échange des horizons minéraux due à un défaut en minéraux argileux. Leur niveau de fertilité chimique est très bas. Riches en Fer, ces sols sont également composés de Silice et de Magnésium, deux éléments solubles et facilement lessivés par les eaux de pluie. En revanche, ils sont fortement carencés en bases échangeables (Calcium, Potassium) et en Phosphore (Orstom, 1981).

Sur les versants érodés des massifs ultrabasiques, apparaissent des sols bruns eutrophes magnésiens. Ce sont des sols jeunes, peu épais, présentant de fortes teneurs en magnésium, en chrome et en Nickel ce qui diminue encore leur fertilité.

1.1.5.2. Les sols sur les formations volcano-sédimentaires et métamorphiques

Ils sont de deux types principaux :

- sols fersiallitiques, argileux, de couleur vive rouge ou orangée, rajeunis par érosion. Sur la côte Ouest, ces sols lessivés se caractérisent par un niveau de fertilité chimique médiocre et des horizons relativement riches en argiles. A leur pauvreté chimique s'ajoute une discontinuité texturale qui peut entraîner des risques d'érosion par fortes pluies. Sur la Chaîne Centrale et la côte Est, les sols fersiallitiques sont observés sur roches métamorphisées. Ces sols sont acides, fortement désaturés en bases échangeables et très pauvres en Azote et en Phosphore. Ils présentent, toutefois, un profil d'altération profond, une argilification en surface et une réserve hydrique relativement élevée (Orstom, 1981).

- sols ferrallitiques, dans les secteurs les plus humides de la Grande Terre, sur les roches éruptives et métamorphiques. Ce sont généralement de bons substrats forestiers argilo-limoneux et à forte réserve hydrique. Cependant, ils sont fortement désaturés en bases échangeables et présentent un niveau de fertilité faible.

1.1.5.3. Les sols sur les formations basaltiques

Ce sont des sols bruns, peu différenciés du fait de l'érosion qui n'existent pratiquement que sur la côte Ouest. Ces sols, sensibles à l'érosion, présentent de faibles réserves en eau et une fertilité moyenne (carences en Azote et en Phosphore).

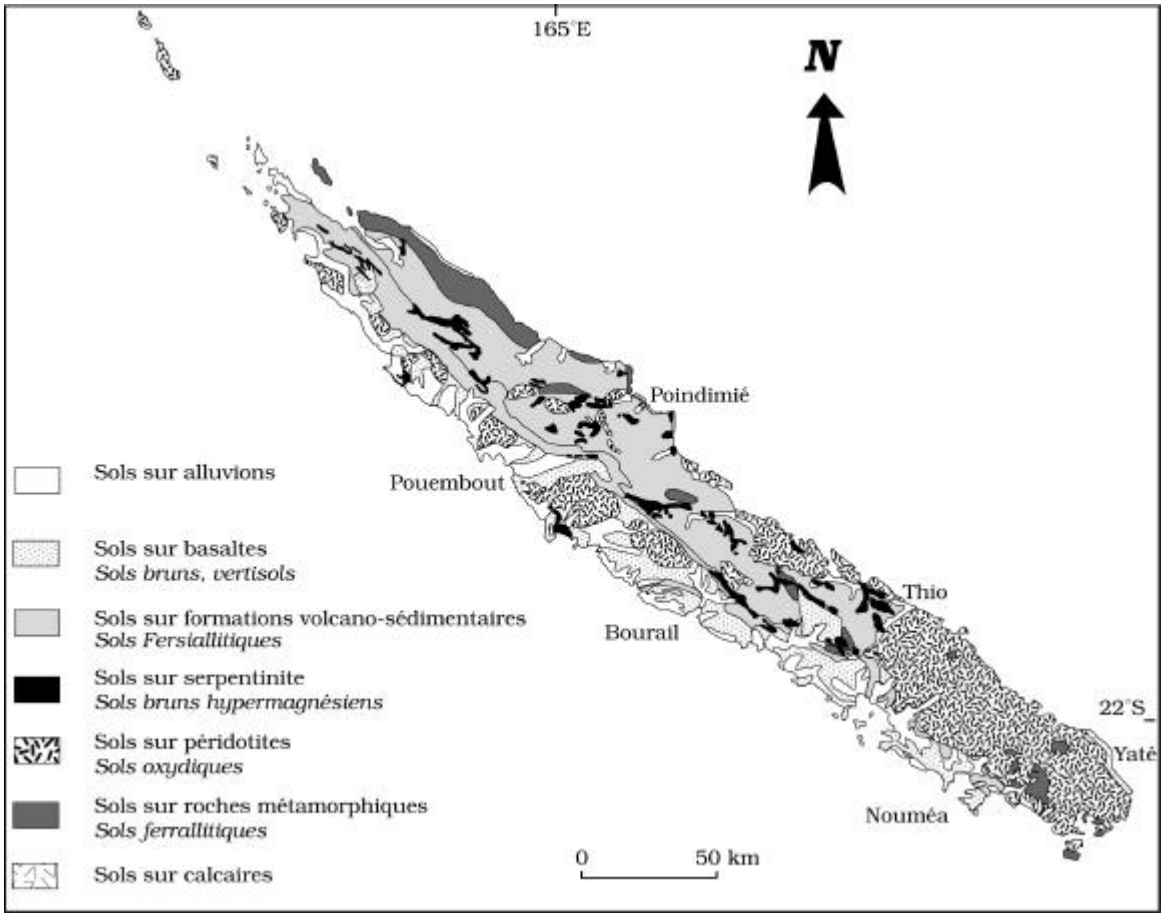


Figure 1.5 : Carte pédologique simplifiée de la Grande Terre (redessinée d'après Angleviel *et al*., 1992)

1.1.5.4. Les sols sur alluvions

Les alluvions anciennes sont généralement des vertisols. Ceux-ci possèdent un pH neutre à basique et sont saturés en bases échangeables. Très argileux et de couleur foncée, ces sols sont favorables à la céréaliculture ou aux pâturages lorsqu'ils ne sont pas trop magnésiens, acides ou sodiques (Angleviel *et al.*, 1992).

Les alluvions récentes sont soit des sols peu évolués d'apports fluviatiles localisés dans les vallées, soit des sols de mangrove sur alluvions fluvio-marines développées à l'embouchure des cours d'eau de la côte Ouest. Ils sont faiblement acides et saturés en bases échangeables. Carencés en phosphore et pauvres en potasse, les sols des vallées demeurent malgré tout les plus fertiles et les plus faciles à travailler du Territoire. Parfois acides (vallée de la Tchamba), hypermagnésiens ou oxydiques (Ouenghi, Thio), ils présentent des propriétés chimiques variables (Orstom, 1981).

1.1.6. La végétation des sols

La végétation primaire qui couvrait l'ensemble du Territoire a été détruite sur de grandes surfaces par des défrichements et par des feux d'origines diverses (cultures, élevage, chasse, guerre....). Elle n'occupe plus actuellement que la moitié de sa surface originelle. Elle est représentée par des formations halophytes (mangroves), des formations marécageuses, des forêts denses humides sempervirentes, des forêts sclérophylles et des maquis miniers (Chazeau *et al.*, 1994). Elle est remplacée par une végétation secondaire comprenant des fourrés, des savanes herbeuses et arborées. La répartition actuelle des couvertures végétales est fortement liée aux activités humaines (figure 1.6).

1.1.6.1. Les mangroves

Elles sont surtout développées le long de la côte Ouest, à l'embouchure des rivières, et représentent une superficie d'environ 200 km^{2}. Elles ne dépassent généralement pas 8 à 10 m de hauteur et comptent une vingtaine d'espèces végétales que l'on retrouve dans d'autres régions du Pacifique (Angleviel *et al.*, 1992).

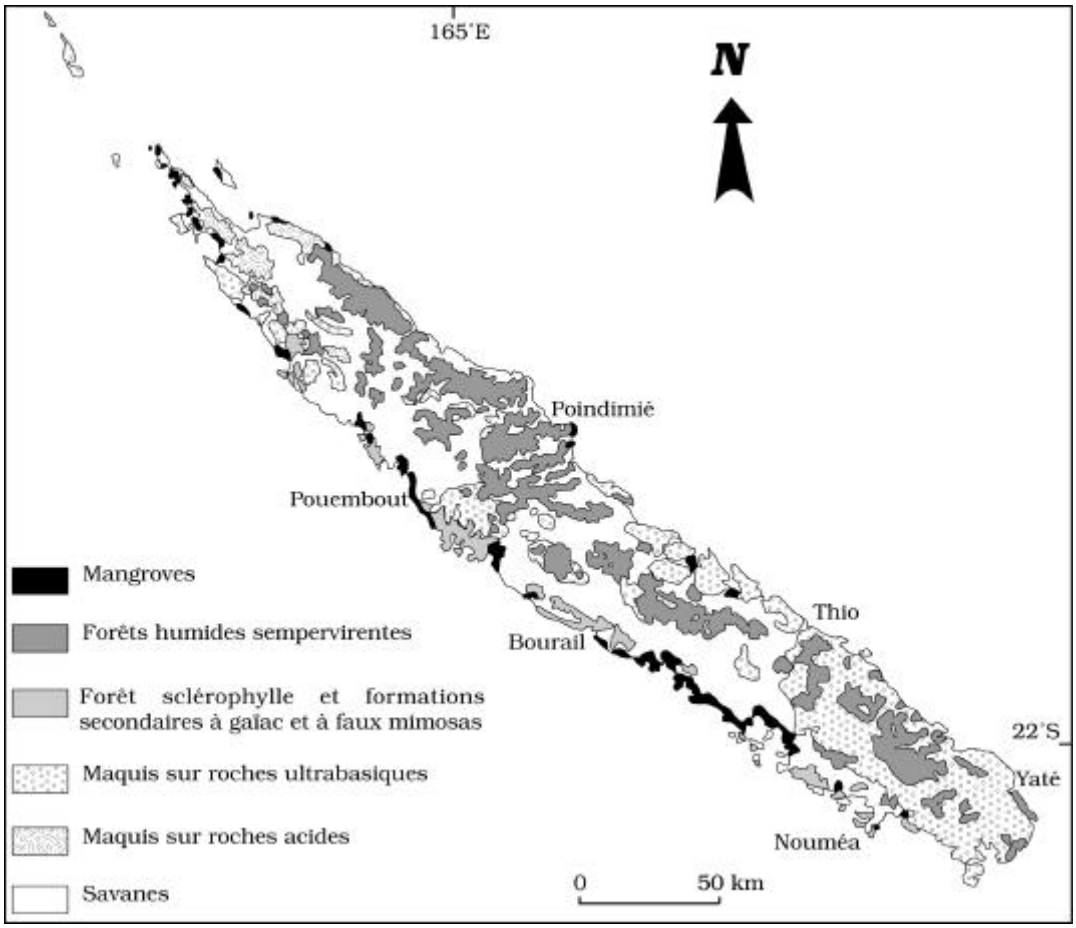


Figure 1.6 : Carte simplifiée de la végétation de la Grande Terre (redessinée d'après Angleviel *et al.*, 1992)

1.1.6.2. La forêt dense humide sempervirente

Celle-ci se rencontre le long de la Chaîne Centrale et sur les flancs des collines et des montagnes, sur tous les types de sols dont les substrats péridotitiques. Les forêts humides couvrent à peu près 4000 km² et s'étendent depuis 300 m d'altitude jusqu'au plus hauts sommets. Leur richesse floristique est très élevée : 1500 espèces dont 90% endémiques à la Nouvelle-Calédonie (Chazeau et al., 1994). Constituées principalement d'arbres de taille modeste (20 m en moyenne), ces forêts fournissent les principales essences exploitées comme bois d'œuvre : Kaoris (*Agathis sp.*), Houps (*Montrouziera cauliflora*), Tamanous (*Calophyllum neocaledonicum*).....

Aux altitudes supérieures à 1000 m, la forêt dense d'altitude bénéficie d'une pluviométrie importante (3500 - 4000 mm) et de conditions écologiques difficiles (sols lessivés, températures minimales proches de 0°C). Cependant, la flore demeure riche et présente une forte endémicité où les gymnospermes, les palmiers, les fougères arborescentes sont bien représentés.

1.1.6.3. La forêt sclérophylle

Elle se développe dans les secteurs à climat plus sec (<1100 mm), à des altitudes inférieures à 300 mètres et sur des terrains volcano-sédimentaires variés (phtanites, basaltes, calcaires). Elle occupait autrefois une grande superficie du versant occidental de la Grande Terre et n'est plus représentée aujourd'hui que par quelques fragments isolés d'une superficie totale de 350 km^2. Cette formation semi-décidue comporte une strate arborescente lâche dominant un sous-bois dense d'arbustes (Jaffré *et al.*, 1993). Parmi les espèces arborescentes se trouvent de nombreuses espèces endémiques dont le Santal (*Santalum austrocaledonicum*) et des espèces de diverses familles dont les Sapotacées (*Plantochonella cinerea*) et les Sapindacées (*Cupaniopsis globosa*, *Alectryon sp.*, *Arytera chartacea*).

1.1.6.4. Les maquis miniers

Ils recouvrent environ 4500 km^2, soit près de 80% des terrains péridotitiques. Ces maquis se développent du niveau de la mer jusqu'au sommets les plus élevés des massifs miniers (Humbolt, 1610 m). Ils comprennent environ 1000 espèces de phanérogames, dont 92% sont endémiques (Jaffré *et al.*, 1994). Ce sont des formations ligneuses ou herbacées à feuilles coriaces et vernissées qui peuvent être dominées localement par une strate lâche d'*Araucaria* ou de Kaoris de montagne (*Agathis ovata*). Quelques familles sont particulièrment bien représentées dont les Myrtacées (*Xanthostemon*, *Callistemon*....), les Cunoniacées (*Codia*, *Pancheria*) et les Proteacées (*Crevillea*, *Stenocarpus).*

1.1.6.5. La végétation secondaire

Les savanes se développent hors des substrats ultrabasiques. Ce sont des formations lâches comportant une strate herbacée continue parsemée d'arbres ou d'arbustes. Elles résultent de la dégradation de la forêt dense humide ou de la forêt sclérophylle. Ces formations de substitution recouvrent près de 6 000 km^2 de la mer jusqu'à 700 m d'altitude. Les savanes arborées sont la plupart du temps dominées par le "Niaouli" (*Melaleuca quiquenervia*) et les fourrés par des espèces grégaires : par exemple le Gaï ac (*Acacia spirorbis*), le faux Mimosa (*Leucaena leucocephala*) ou le Goyavier (*Psidium guajava*) (Angleviel *et al.*, 1992).

1.2. LE RESEAU HYDROGRAPHIQUE CALEDONIEN

1.2.1 - Caractéristiques générales

La topographie et la structure de la Nouvelle-Calédonie ont imposé la forme actuelle d'un réseau hydrographique particulièrement dense (se reporter aux cartes jointes en annexe). La Nouvelle-Calédonie est dotée de bassins versants de taille réduite qui ne favorisent pas le développement de cours d'eau importants.

Etant donnée la nature imperméable du sous-sol et la petite taille des bassins versants, les nappes alluviales sont peu développées. Seules quelques unes, localisées sur la côte Ouest, présentent une superficie importante et une bonne capacité de recharge (Iouanga, Koumac, Dumbéa). Parfois exploitées, elles restent sensibles aux pollutions et aux remontées d'eau salée par les estuaires, ce qui a conduit à l'édification de barrages anti-sel (tels les barrages de La Foa, Moindou).

La Grande Terre compte environ 150 cours d'eau qui se répartissent en deux ensembles :

1.2.1.1. Les rivières

Elles constituent la majorité des cours d'eau et mesurent de quelques kilomètres à plusieurs dizaines de kilomètres. La plus longue, le Diahot, a une longueur proche de 100 km et un bassin versant de 640 km^2 environ. Il est l'un des seuls cours d'eau à suivre une direction parallèle au grand axe de l'île. La plupart des rivières sont, en effet, orientées perpendiculairement aux côtes orientale et occidentale.

Les rivières de la côte occidentale possèdent souvent de longues vallées qui se terminent par des plaines côtières parfois larges de plusieurs kilomètres (Pouembout, Boghen). En revanche, les rivières du versant Est s'écoulent généralement dans des vallées plus encaissées. Certaines d'entre elles s'élargissent néanmoins pour aboutir à de vastes embouchures (200 à 300 m) où la marée océanique remonte profondément (Tchamba, Amoa). Par ailleurs, certaines rivières de la côte Ouest tarissent pendant l'étiage (octobre-novembre) contrairement aux rivières du versant Est de la Grande Terre.

1.2.1.2. Les cascades

Elles correspondent généralement à des cours d'eau de petites dimensions (longueur ne dépassant pas les 10 km, bassin versant de taille inférieure à 15 km^2) mais présentant une pente moyenne élevée (supérieure à 20%). Elles se localisent dans deux régions de la côte Est qui recoivent des précipitations élevées (2500 à 4000 mm). Au Sud-Est, depuis la Baie de Prony

jusqu'à Thio, les cascades coulent sur des péridotites (Cascade de Goro). Au Nord-Est, en revanche, leur substrat est de nature métamorphique (Cascade de Tao sur le versant oriental du Mont Panié).

La Nouvelle-Calédonie possède des lacs permanents naturels localisés dans le Sud de la Grande Terre, sur des substrats péridotitiques (région de Yaté). Ces lacs résultent de l'altération profonde des péridotites (Orstom, 1981).

1.2.2 - Régimes hydrologiques

L'importance annuelle des débits et leurs fluctuations annuelles sont influencées directement par le régime des précipitations. D'autres facteurs, tels que la végétation, la nature du sol ou la structure du réseau hydrographique, peuvent influer sur les régimes hydrologiques au moment de l'étiage.

1.2.2.1. Débits moyens annuels

Le tableau 1.1 donne, pour quelques cours d'eau, les débits moyens spécifiques interannuels (exprimés par km²).

Tableau 1.1 : Débits moyens spécifiques interannuels sur quelques bassins versants (Orstom, 1981)

	Bassins versants	Nombre d'années d'obervations	Débits moyens interannuels spécifiques (l/s/km^2)
Côte Ouest	Rivière Bleue	19	54,9
	Dumbéa Nord	14	61,5
	Tontouta	14	39,5
	Ouenghi	14	35,2
	Boghen	22	27,9
	Faténaoué	11	17,6
	Diahot	22	30
Côte Est	Rivière des Lacs	19	73,2
	Tipindje	22	39,4
	Tiwaka	22	56,1
	Tchamba	22	62,3
	Ponérihouen	22	55

Les bassins les plus arrosés se situent dans le Sud de la côte Est avec des débits spécifiques supérieurs à 70 l/s/km² (Rivière des Lacs). Les rivières du Sud de la côte Ouest jusqu'à la Dumbéa présentent des débits moyens spécifiques compris entre 55 et 60 l/s/km². Plus au Nord, ils diminuent : ainsi ils passent de 39,5 l/s/km² à 27,9 l/s/km² de la Tontouta à la Boghen respectivement. Au nord de la côte Ouest, les bassins côtiers présentent des débits spécifiques encore inférieurs (17,9 l/s/km² sur la Faténaoué). Le Diahot qui occupe une position intermédiaire entre les zones sèches de la côte Ouest et les derniers contreforts arrosés du Mont Panié présente un débit spécifique de 30 l/s/km² (Orstom, 1981).

1.2.2.2. Variations saisonnières des débits

Le débit d'étiage le plus bas se produit en octobre sur les bassins les plus arrosés de la Grande Terre et en novembre sur les bassins les moins arrosés de la côte Ouest. Les précipitations reprennent en décembre, mais les débits les plus élevés s'observent de janvier à avril, période des cyclones et des dépressions tropicales. Le volume écoulé pendant ces quatre mois représente de 60 à 70% du volume annuel total des rivières calédoniennes (Orstom, 1981).

1.2.2.3. Débits de crue et d'étiage

Quelle que soit la taille des bassins versants, des crues brutales avec des temps de montée très courts (quelques heures) peuvent être observées lors des dépressions tropicales. Les débits spécifiques de crue sont compris entre 4 et 7 $m^3/s/km^2$ sur les bassins les plus arrosés du Territoire (Sud et Nord-Est). Sur la côte Ouest, ils se situent entre 2 et 3,5 $m^3/s/km^2$. Certaines crues peuvent atteindre des valeurs maximales de 25 $m^3/s/km^2$ sur les bassins de plus de 100 km^2 voire exceptionnellement plus de 30 $m^3/s/km^2$ sur les bassins de taille inférieure à 50 km^2 (Orstom, 1981).

Les valeurs de débits d'étiage sont liées aux régimes pluviométriques et aux capacités de rétention des bassins versants. Les débits spécifiques d'étiage les plus bas s'observent sur les bassins les moins arrosés de la côte Ouest. De la Boghen jusqu'au Nord de la Grande Terre, ils passent de 2,7 $l/s/km^2$ à moins de 0,5 $l/s/km^2$. Ils peuvent s'annuler sur les petits bassins versants et atteindre 9 $l/s/km^2$ sur les bassins les plus arrosés (Ouinné) (Orstom, 1981).

1.2.3 - Gestion des ressources hydriques

Depuis l'entrée en vigueur des " Accords de Matignon et d'Oudinot " de 1988, la Nouvelle-Calédonie est dotée d'une organisation administrative articulée en quatre niveaux : les communes, les Provinces (Nord, Sud et des Iles Loyauté), le Territoire et l'Etat. En ce qui concerne les eaux de surface et souterraines, les compétences se situent à plusieurs niveaux :

• l'Etat est propriétaire des cours d'eau et rend partiellement applicable le code des Communes métropolitain et certains articles du code de la Santé Publique,

• le Territoire, représenté par la Direction de l'Agriculture et de la Forêt (DAF), s'occupe des contrôles hydropluviométriques (débits, pluviométrie essentiellement au niveau de la Chaine) et du suivi la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de rivières,

• les Provinces assurent la gestion des ressources en eau et des richesses naturelles aquatiques,

• les communes sont compétentes en matière de réseaux d'adduction d'eau potable et d'assainissement.

1.2.3.1. Contrôles hydropluviométriques

Les contrôles pluviométriques reposent sur une vingtaine de limnigraphes et une cinquantaine de stations pluviométriques réparties sur l'ensemble du Territoire (DAF, 1990). Ce réseau installé par l'Orstom est, depuis quelques années, géré par la cellule Hydrologie du Service Aménagement de la Direction de l'Agriculture et de la Forêt (DAF). Les données recueillies permettent :

- d'évaluer la ressource en eau pour la mise en place de centrales ou microcentales électriques et pour l'irrigation ou l'alimentation en eau potable,

- d'assurer la sécurité civile avec l'élaboration de cartes des zones inondables et la mise en place d'un réseau d'alerte de crue : près de 400 échelles de crues ont été placées sur des rivières posant des problèmes d'inondation en zone urbaine (Coulée, Néra, Koné, Pouembout, Dumbéa....),

- de fournir des informations pour les études d'impact en environnement comme l'engrâvement des rivières par les stériles miniers (cas de la rivière Thio par exemple).

1.2.3.2. Barrages et captages

Le potentiel hydrique des cours d'eau calédoniens est peu exploité.

• Un barrage construit sur la Yaté dans le Sud du Territoire fournit une partie de l'énergie électrique de l'agglomération de Nouméa ;

• La ville de Nouméa, dont des besoins en eau potable en période de sécheresse sont évalués à 66 000 m^3 par jour, est alimentée par un barrage installé sur la branche Est de la rivière Dumbéa. Ce barrage d'une centaine de mètres de long et de 31 m de haut a une capacité de stockage de 650 000 m^3. Il peut fournir une alimentation régulière de 40 000 m^3 par jour en période d'étiage. Des stations de pompage, installées sur la Dumbéa depuis 1974, complètent l'alimentation en fournissant 20 000 à 22 000 m^3 par jour (Anonyme, 1994) .

Divers projets sont à l'étude pour compléter l'alimentation en eau de Nouméa : forage de puits supplémentaires, construction d'un barrage anti-sel sur la Dumbéa, d'un barrage plus important en amont du barrage actuel et d'un barrage sur la Tontouta (Anonyme, 1994).

• Quelques captages ponctuels permettent l'alimentation en eau d'autres centres urbains.

• Des retenues avec captage permettent une restitution d'eau en période d'étiage : retenue de la Tamoa d'une capacité de 800 000 m^3, barrage de la Ouaménie de capacité équivalente...

• Plusieurs barrages anti-sel sont installés sur la côte occidentale de la Grande Terre (La Foa, Pouembout, Koné, Nindia...). Ces ouvrages ont été réalisés à l'embouchure des rivières par le service du génie rural du Territoire à la demande des agriculteurs. Elevés de 10 cm au

dessus des plus hautes marées, ils stoppent la remontée des eaux marines et permettent ainsi l'irrigation des terres en eau douce.

1.2.4. Actions anthropiques

Sur le Territoire, les rivières subissent principalement des pollutions organiques (rejets domestiques, maraîchage, élevages.....) et minières.

1.2.4.1. Les pollutions domestiques

Elles sont caractérisées par la présence de germes fécaux et de fortes teneurs en matières organiques et en sels minéraux (azote, phosphore). L'agglomération de Nouméa, où vivent plus de 100 000 personnes, ne possède actuellement pas de réseau collectif de collecte et de traitement des eaux usées. En 1986, seulement 13% des rejets domestiques étaient éliminés par des dispositifs d'épuration d'une efficacité variable : 5 stations d'épuration de lotissement, quelques mini-stations d'équipement collectifs et des fosses septiques. Les 87% restants étaient rejetés essentiellement dans le lagon, certaines mangroves et quelques ruisseaux (Magenta par exemple). Ces ruisseaux recevant ainsi directement les eaux usées sont en général canalisés et deviennent de véritables égouts.

En 1986, la ville de Nouméa a fait réaliser un schéma directeur d'assainissement de l'agglomération prévoyant l'évacuation sans débordement des débits d'eaux pluviales de période de retour de 10 ans, et la collecte des eaux usées. Au centre ville et dans quelques quartiers bordant les plages touristiques (Anse Vata, Baie des Citrons, Baie de l'Orphelinat), des collecteurs pluviaux et d'eaux usées ont donc été mis en place. L'assainissement d'autres quartiers tels que ceux bordant la baie de Sainte-Marie, très polluée par les rejets domestiques, devrait être réalisé (Gabrié, 1995).

Le "boom" économique d'abord, puis la récession minière (1973) et plus récemment, les "évènements" de 1986 ont entrainé des vagues de migration successives vers la ville de Nouméa, créant de gros problèmes d'insalubrité dans certains quartiers. De nombreuses personnes se sont installées dans des quartiers défavorisés où l'habitat (bâtis de tôles) reste précaire. Les eaux usées sont souvent rejetées dans le milieu environnant.

Dans le reste de la Nouvelle-Calédonie, les problèmes évoluent de la même manière. Les villes, villages et tribus, généralement situés à des altitudes inférieures à 150 m, possèdent peu de stations d'épuration. On en compte 8 dans la Province Nord. Dans de nombreux cas, l'habitat dispersé ne permet qu'un système d'assainissement individuel par fosses septiques et les eaux ménagères sont directement rejetées dans le milieu environnant (rivières, lagon).

En Province Nord, les 2/3 de la population vivent dans des tribus. En 1989, les besoins en fosses septiques avaient été chiffrés à 5000. Sept cent cinquante d'entre elles furent installées en 1994, notamment sur la côte Est. Dans le cadre du contrat de développement 1993-1997, l'Etat devait en financer 750 supplémentaires. La Province incite fortement les habitants à réaliser eux-même une fosse pour toute nouvelle construction (Anonyme, 1998).

1.2.4.2. Les pollutions agricoles

Dans les eaux des rivières, ces pollutions peuvent se détecter par de fortes teneurs en sels minéraux (nitrates, phosphates, potassium) provenant des engrais, ainsi que par des pesticides et herbicides. En 1991, la surface agricole utilisée (SAU) représentait seulement 12% de la surface du Territoire. Cependant, seulement 7% de la SAU était utilisée par 90% des cultures et des plantations : 3% en cultures permanentes (arbres fruitiers, cocoteraies, caféières) et 4% de terres arables (cultures annuelles, jachères). Quatre vingt treize pour cent de la SAU restent en pâturages (élevage) (Gabrié, 1995).

Les productions vivrières traditionnelles (igname, taro, manioc, patate douce, banane) sont presque exclusivement localisées sur la côte Est de la Grande Terre. Chez les Mélanésiens, elles représentent un secteur de production important destiné en premier lieu à l'autoconsommation familiale et aux échanges coutumiers. Ces plantations occupent de petites surfaces et sont très souvent cultivées à la main, sans utilisation d'engrais chimiques. Cette forme d'agriculture traditionnelle est donc peu polluante.

Sur la côte Ouest, de Pouembout à Dumbéa, on pratique dans les zones alluvionnaires des cultures céréalières destinées, entre autres, à l'alimentation du bétail (maïs, sorgho, plantes fourragères, blé et riz depuis peu). Les zones les plus accessibles depuis Nouméa sont consacrées aux cultures maraîchères et horticoles, qui occupaient 838 hectares en 1991.

Les analyses physico-chimiques effectuées par la DAF sur la majeure partie des rivières du Territoire n'ont jamais mis en évidence de pollution par les nitrates, ce qui confirme une utilisation peu importante d'engrais. Par exemple, la quantité totale d'engrais utilisée en 1991 était de l'ordre de 3 100 tonnes et seulement 18% des exploitations en avaient employé. La Province Sud est le plus gros consommateur d'engrais : 81% des tonnages totaux contre 19% dans la Province Nord. Les quantités d'engrais utilisées sont liées à la taille des exploitations : celles de plus de 100 hectares consomment plus de la moitié des engrais. Les plus utilisés sont les engrais complets et les engrais organiques (Gabrié, 1995).

1.2.4.3. Les pollutions par les élevages

Elles se caractérisent par de fortes teneurs en sels minéraux (N, P, K) dans les eaux. Les élevages bovins dominent sur la Grande Terre et sont surtout destinés à la production de viande. La côte Ouest est consacrée à l'élevage extensif sur des exploitations pouvant atteindre plusieurs centaines d'hectares. L'essentiel du cheptel compte plus de 125 000 têtes et les principales communes d'élevage, toutes situées sur la côte occidentale, sont Kaala-Gomen, Voh, Pouembout, Poya, Bouloupari, Bourail et Païta (figure 1.7).

L'élevage porcin est également répandu. La Nouvelle-Calédonie compte deux fois plus d'exploitants possédant des porcs que d'éleveurs de bovins. La plupart d'entre eux n'ont cependant qu'un petit nombre de bêtes. Les plus grands élevages sont en Province Sud : Bourail (moins de 3000 porcs en 1994), Bouloupari (2700), Nouméa (7000). Bien que les lisiers de porcs soient connus pour être la cause d'importantes pollutions des eaux, seule la moitié des élevages répond aux normes des installations classées en Province Sud (Angleviel *et al.*, 1992).

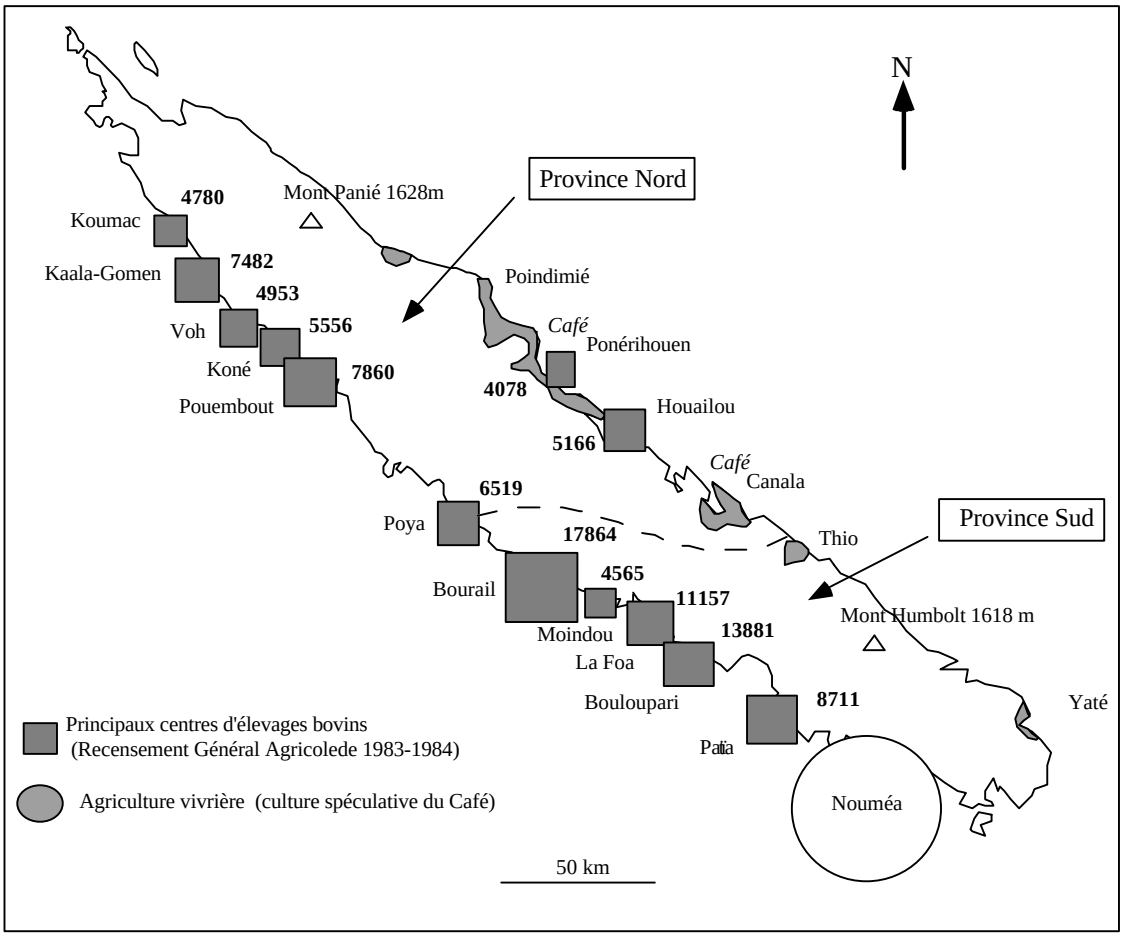


Figure 1.7 : Carte de répartition des productions agricoles sur la Grande Terre (redessinée à partir de Angleviel *et al.*, 1992)

1.2.4.4. Les feux de brousse

Pratiqués à l'origine dans un but de défrichement, les feux de brousse sont aujourd'hui souvent déclenchés sans raison apparente. Ils contribuent ainsi depuis de nombreuses années à la régression des formations forestières originelles et amplifient l'érosion des sols, ce qui n'est pas sans effet sur le fonctionnement des rivières (turbidité, colmatage des fonds...).

1.2.4.5. Les pollutions minières

1.2.4.5.1. CONSEQUENCES DES EXPLOITATIONS MINIERES

La Nouvelle-Calédonie recèle d'importantes ressources en Nickel, principal minerai exploité sur le Territoire. Celui-ci se situe au troisième rang mondial pour la production du métal. De 1990 à 1995, 4 millions de tonnes de minerai silicaté humide (saprolites) et 1,4 millions de tonnes de minerai oxydé (latérites) ont été extraites (Pelletier & Esterle, 1995).

La Société métallurgique Le Nickel (SLN) est la première entreprise de Nouvelle-Calédonie tant par les effectifs employés (2110 personnes en 1998) que par le chiffre d'affaires réalisé (50 milliards de francs cfp par an). Elle exploite les centres de Kouaoua, Thio, Népoui (Kopéto). De nombreuses autres compagnies minières existent dont les plus importantes sont la Nickel Mining Corporation (NMC) à Kouaoua, la Société Minière du Sud du Pacifique (MSP) à Ouaco, la Société minière G. Montagnat sur la Ouinné, la Société des Mines Tontouta (SMT) et la société INCO sur la Koué.

Près de 330 sites d'exploitations minières ont été ouverts sur l'île depuis la fin du siècle dernier. Il en reste à l'heure actuelle une dizaine en activité. L'ouverture d'une mine commence par la réalisation de routes d'accès au site, aujourd'hui à l'aide de bulldozer, et par une déforestation ou une dévégétalisation de la zone d'exploitation. L'extraction du minerai, réalisée à ciel ouvert, se traduit par le décapage de la cuirasse ferralitique et des latérites à faible teneur en Nickel. La saprolite constitue le principal minerai actuellement exploité. Sa transformation s'effectue soit à l'usine métallurgique de Doniambo (située à Nouméa), soit à l'étranger.

Le facteur le plus polluant de l'exploitation minière est constitué par les décharges : pour une tonne de minerai produite, 2 à 3 m^3 de stériles (latérites, blocs de péridotites) sont extraits (Dinger et Tachker, 1989). Pendant de nombreuses années, les stériles étaient rejetés sur les pentes des vallées provoquant des pollutions mécaniques depuis le haut des bassins versants jusqu'au lagon. Aujourd'hui encore, lors de fortes pluies, les stériles accumulés continuent à dévaler les pentes jusqu'aux cours d'eau qu'ils engravent (Coulée, Dumbéa). Il s'ensuit un élargissement et un exhaussement du lit mineur du cours principal (Dinger & Tachker, 1989).

Ces modifications favorisent les inondations dans le lit majeur et peuvent entraîner une progression de la mangrove (Iltis & Crozier, 1987).

Dans la vallée de la Thio, siège d'exploitations minières depuis plus de 100 ans, 25 zones sont exposées à des risques d'inondation ou d'engravement (Perinet, 1989). Les stériles rejetés sur les pâturages compromettent les activités agricoles. A Thio-Plateau, 1600 hectares environ ont été mis à nu (Perinet, 1989).

Afin d'arrêter la progression des stériles déversés dans les vallées, des barrages faisant office de décanteurs ont été installés au pied des mines à partir de 1975. Les latérites sont aujourd'hui stockées de façon stable dans ces décharges dites " contrôlées "(Jaffre & Pelletier, 1992 ; Pelletier, 1990).

1.2.4.5.1. IMPACTS DES METAUX SUR LES ORGANISMES VIVANTS?

Deux types de métaux sont à distinguer :

- des métaux dits de transition tels le Fer, le Cobalt, le Nickel et le Chrome. Leur présence, à de très faibles concentrations, peut s'avèrer bénéfique, voire essentielle, au fonctionnement des êtres vivants, puique ces minéraux participent à leur métabolisme (en tant que cofacteurs enzymatiques par exemple). En revanche, à plus fortes concentrations, ils deviennent toxiques.

- des métaux de masse atomique supérieure dits "lourds" tels que le Plomb, le Mercure et le Cadmium qui sont toxiques à l'état de traces (Duhet, 1992).

En Nouvelle-Calédonie où les substrats ultramafiques sont bien représentés, la présence de certains métaux de transition (Nickel, Fer, Chrome, Cobalt) dans les écosystèmes terrestres et marins est évidente. Cependant, peu d'études ont été effectuées au sujet de la bioaccumulation de ces éléments dans les organismes vivants et/ou leurs impacts sur l'écologie de la faune et de la flore.

Jaffré (1976, 1977b, 1979) souligna une adaptation particulière des espèces des maquis miniers aux sols péridotitiques. Il mesura des teneurs particulièrement fortes en Nickel et en Cobalt chez certaines espèces accumulatrices de ces éléments (respectivement 3% et 0,1% de leur poids en matière sèche). De même, quelques mesures de concentrations de Cuivre et de Nickel furent effectuées dans des mollusques marins (Rougerie, 1986, Chave & Buddemeier, 1977) et chez certaines bivalves (Mission Rooney *et al.*, 1989 *in* Duhet 1992). Aucune évaluation chiffrée n'est encore connue concernant la teneur en métaux chez les poissons du lagon. Des investigations sur ce sujet sont en cours de réalisation à l'Orstom (Fernandez, comm. pers.).

Conclusion

Il y a 100 millions d'années, la Nouvelle-Calédonie était une marge continentale du Gondwana. Son isolement se produisit entre le Crétacé Supérieur et l'Eocène (80 MA) avec l'ouverture de la Mer de Tasman et la séparation de la Ride de Norfolk. Le recouvrement oligocène de la Nouvelle-Calédonie par une nappe ophiolithique reste un évènement majeur de son Histoire puisque ces roches sont à l'origine des gisements de Nickel. Deux grands types de substrats géologiques composent la Grande Terre : des terrains volcano-sédimentaires et les péridotites (ophiolithes).

La Nouvelle-Calédonie possède deux versants très distincts. La côte Est "au vent", bien arrosée, présente des vallées escarpées. En revanche, le versant Ouest "sous le vent" se caractérise par un climat relativement sec, des pentes plus faibles et de larges plaines côtières.

Les dynamiques très différentes des eaux sur ces deux types de versants contribuent à expliquer la grande variété des sols calédoniens. La majorité d'entre eux sont sensibles à l'érosion et présentent un niveau de fertilité chimique assez bas : les sols miniers sont fortement carencés en bases échangeables et en phosphore ; les sols sur terrains volcano-sédimentaires sont désaturés en bases échangeables et pauvres en azote et en phosphore. Les sols les plus fertiles du Territoire sont ceux des vallées sur alluvions récentes.

La Nouvelle-Calédonie se distingue des autres îles tropicales du Pacifique Sud-Ouest par une flore diversifiée et originale. Sur les 4500 espèces que compte la flore phanérogamique calédonienne, 76% sont endémiques, ce qui place le Territoire au 3ème rang mondial pour l'endémicité après Hawaï (89%) et la Nouvelle-Zélande (82%) (Morat *et al.*, 1994). Cependant, la végétation primaire qui couvrait autrefois l'ensemble du Territoire a été en grande partie détruite, principalement par des feux de brousse. Elle n'occupe plus actuellement que la moitié de sa surface originelle sous la forme de forêts denses humides, de forêts sclérophylles et de maquis miniers. Là où elle a disparu, elle est remplacée par une végétation secondaire de fourrés et de savanes à Niaoulis.

La Nouvelle-Calédonie possède un réseau hydrographique très dense constitué en majorité par des cours d'eau de faible importance. Le relief et l'orientation des vents dominants déterminent une répartition des pluies inégale sur les deux versants de l'île : les cours d'eau de la côte Est et de l'extême Sud ont des débits spécifiques plus élevés que ceux de la côte Ouest. De plus, le climat tropical océanique confère aux cours d'eau des régimes hydrologiques irréguliers : durant l'été austral pluvieux, les débits sont généralement élevés alors que pendant la saison sèche, le débit des rivières décroît progressivement, jusqu'au tarissement pour certaines d'entre elles.

Les contrôles pluviométriques et hydrologiques reposent sur une vingtaine de limnigraphes et une cinquantaine de stations pluviométriques réparties sur l'ensemble du Territoire. Le potentiel hydrique des cours d'eau calédoniens demeure peu exploité (quelques barrages et captages).

Au niveau des rivières, les pollutions organiques (domestiques, agricoles...) sont ponctuelles et difficiles à évaluer. Les plus remarquables sont localisées sur la côte Ouest près des agglomérations (quelques cours d'eau de Nouméa, rivières de La Foa, Boghen, Faténaoué, Nindia près de la ville de Pouembout). Les pollutions agricoles sont également plus importantes sur la Côte Ouest que sur la côte Est où se pratique une agriculture traditionnelle et où les élevages sont peu importants.

Les pollutions mécaniques par érosion accélérée des sols ont deux origines principales : d'une part, la dévégétalisation des massifs de péridotites lors des ouvertures de mines (dont la plupart ne sont plus en activité depuis de nombreuses années), d'autre part les feux de brousse déclenchés pour de multiples raisons qui mettent les sols à nu. Ces dégradations se traduisent par une augmentation de la charge solide des cours d'eau lors des crues.

En l'absence de déforestation et d'exploitation minière, Danloux & Laganier (1991) ont montré que l'érosion mécanique serait plus faible sur les massifs de péridotites que sur certaines formations volcano-sédimentaires (formations à charbon par exemple).

1.3. LA ZONE D'ETUDE

L'étude de la macrofaune des cours d'eau calédoniens et de sa répartition en fonction des différents facteurs de pollutions ne pouvait pas être entreprise sur l'ensemble du réseau hydrographique de la Grande Terre. Il a donc fallu sélectionner quelques rivières représentatives de l'ensemble des cours d'eau calédoniens.

1.3.1 - Les rivières sélectionnées

Une recherche bibliographique importante et des discussions avec des personnes travaillant dans le domaine de l'eau dans des organismes territoriaux (DAF), provinciaux (Province Sud, Province Nord), des entreprises scientifiques (Orstom) et privées (Agence pour l'Eau et l'Environnement du Pacifique, Société le Nickel, Calédonienne des Eaux) a permis d'orienter le choix des rivières étudiées.

Celles-ci, choisies en fonction des paramètres suivants, figurent dans le tableau 1.2 :

- leurs caractéristiques abiotiques (localisation Est/Ouest ou Nord/Sud, relief, régime hydrologique, caractéristiques géologiques, pédologiques, superficie des bassins versants),
- les influences anthropiques auxquelles elles sont soumises (village, tribu, mines, élevages...),
- les aménagements qui y ont été réalisés : barrages hydriques, retenues, barrages anti-sel, contrôles hydropluviométriques.....

Tableau 1.2 : Rivières retenues pour l'étude, celles de la côte Ouest sont soulignées

	Types de pollutions subies				
Caractéristiques des substrats et des sols des bassins versants	*Faibles ou inexistantes*	*minières (érosion, engravement)*	*Mixtes (minières et organiques)*	*organiques modérées*	*organiqes importantes (urbaines)*
péridotites Sols ferrallitiques ferritiques, alluvions récentes oxydiques		Confiance	Coulée		
péridotites et formations volcano-sédimentaires Sols ferrallitiques ferritiques et sols fresiallitiques, alluvions récentes		Thio Dumbéa	Ouenghi		
formations volcano-sédimentaires majoritaires / sols fersiallitiques, alluvions récentes	Tiwaka Tao We Caot			Tchamba Boghen	Magenta Yahoué PK7
Péridotites, formations volcano-sédimentaires et basaltiques / sols ferrallitiques et fersiallitiques, alluvions récentes			Pouembout		

1.3.1.1. Les rivières de la côte Ouest

Les rivières choisies sur ce versant présentent des caractéristiques différentes les unes des autres (figure 1.8, tableau 1.3).

- La rivière Yahoué et le ruisseau de Magenta sont de petites dimensions (petit bassin versant, longueur du cours d'eau inférieur à 7 km) et de pente moyenne modérée. Ces cours d'eau se situent dans l'agglomération de Nouméa et reçoivent donc des rejets domestiques importants.

- La Boghen et la Pouembout sont des rivières de dimensions plus importantes (longueur de cours d'eau supérieure à 50 km ; bassin versant de superficie supérieure à 300 km^2). Ces rivières traversent des plaines consacrées à l'élevage de bovins.

- La Confiance, la Coulée, la Dumbéa et la Ouenghi traversent des terrains miniers qui ont été exploités il y a plusieurs décennies. Les basses vallées des trois dernières rivières sont habitées (quelques exploitations agricoles et habitations). Ces zones sont donc sujettes à des pollutions organiques cependant peu importantes. La Dumbéa se situe près de l'agglomération de Nouméa. Un barrage installé sur la Branche Sud de la rivière fournit la ville en eau potable.

Tableau 1.3 : Caractéristiques générales des rivières choisies sur le versant Ouest

Rivières	Longueur (km)	Altitude de la source (m)	pente moyenne (%)	Superficie du bassin versant (km^2)	Altitude maximale du bassin versant (m)
Boghen	50	730	1,5	290	1098 (Mé Adéo)
Confiance	5,5	850	15	15	886
Coulée	15	750	5	92	825 (Mont Ta)
Dumbéa	26	840	3,2	236	1250
Magenta	2	100	5	<10	100
Ouenghi	29,5	1180	4	283	1370 (Mont Sindoa)
Pouembout	61	650	1,1	294	1134 (Mont Paeoua)
Yahoué	6,5	650	10	17	761

1.3.1.2. Les rivières de l'Est

Deux types de cours d'eau ont été choisis sur le versant Est (figure 1.8, tableau 1.4) :

- des rivières de longueur relativement importante (supérieure à 30 km) dont la source se situe à moins de 1000 mètres d'altitude. Ces rivières présentent une pente moyenne faible (1 à 2%) et des bassins versants de différentes superficies : ceux de la Thio et de la Tiwaka mesurent près de 400 km^2 alors que celui de la Tchamba est de taille plus modeste (130 km^2). Cependant, la plaine alluviale est très large et cette rivière présente une embouchure d'une largeur exceptionnelle (plus de300 m) correspondant à des vallées ennoyées.

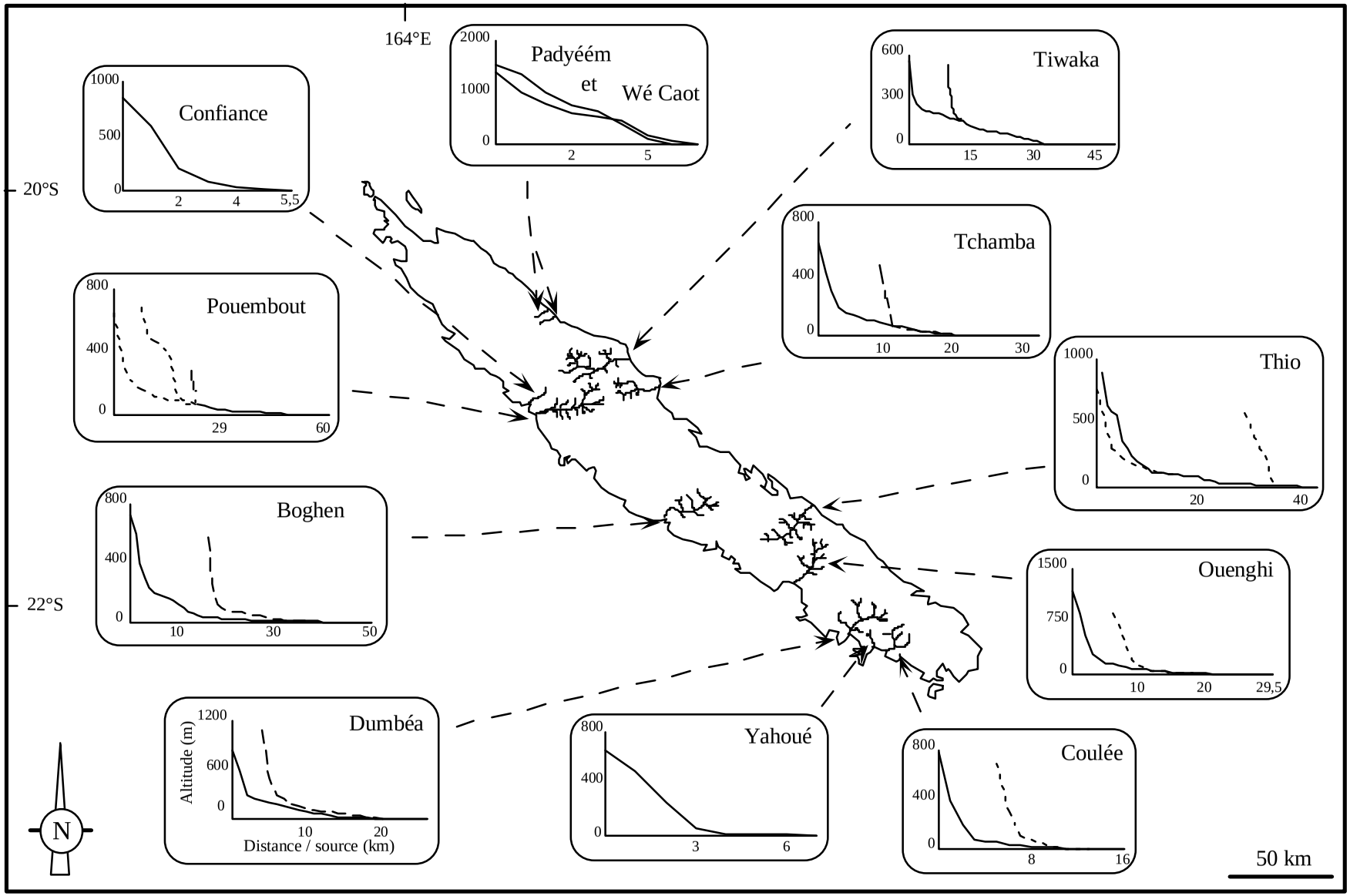


Figure 1.8 : Caractéristiques physiographiques des cours d'eau retenus pour l'étude

Les rivières au Nord de la Tiwaka, situées sur le versant du Mont Panié, ont un profil différent. Elles sont courtes (longueur de 5 km environ) et pentues (pente moyenne voisine de 30%). Leur bassin versant couvre une superficie inférieure à 10 km^2 et l'altitude de leur source est supérieure à 1350 m.

Tableau 1.4 : Caractéristiques générales des rivières choisies sur le versant Est

Rivières	Longueur (km)	Altitude de la source (m)	pente moyenne (%)	Superficie du bassin versant (km^2)	Altitude maximale du bassin versant (m)
Tchamba	31,5	660	2,1	128	890 (Mont Gorouaté)
Thio	42	900	2,1	396	1370 (Mont Sindoa)
Tiwaka	50	560	1,1	387	1385 (Massif Tchingou)
Padyéém (Tao)	5	1350	27	<10	1381
We Coat	5	1520	30	<10	1628 (Mont Panié)

1.3.2 - Les stations d'étude

Il était nécessaire d'avoir un nombre de stations de prélèvement suffisamment élevé pour permettre des comparaisons à l'échelle du Territoire. Les principaux critères retenus ont été les caractéristiques morphodynamiques des sites (altitude, environnement, largeur, profondeur....) et les modifications majeures les affectant *a priori* (affluents, pâturages, exploitations minières....).

Cependant, des contraintes matérielles et logistiques (temps de travail, accessibilité des sites) ont également influencé le choix du nombre des stations de l'étude. En Juin 1996, une campagne de reconnaissance des rivières sélectionnées a permis de retenir 41 stations (figure 1.9). Le tableau 1.5 présente certaines de leurs caractéristiques mésologiques (altitude, distance/source, pente) et l'annexe 1 des cartes de localisation précises. Les planches 1 et 2 montrent des stations représentatives de l'ensemble des biotopes échantillonnés.

On distingue :

1.3.2.1. Des stations en zones urbaines (MG, YA2, PK7)

Le ruisseau de Magenta traverse un ensemble d'habitations précaires dont il recoit les eaux usées. Le site MG se situe en aval de ce quartier. Le site YA2, situé sur la rivière Yahoué, a été placé en aval d'une station d'épuration collective (Annexe 1). A ces stations, s'ajoute le site PK7. Celui-ci est situé sur un collecteur d'eaux pluviales et d'eaux usées du quartier du "7ème kilomètre" de Nouméa. Ces trois sites reçoivent donc d'importantes quantités d'effluents domestiques.

1.3.2.2. Des stations non perturbées dites de référence (PAN, CAO, TIO, PB0, PB1, YA1, TAO, BO4)

Elles sont au nombre de huit. Certaines de ces stations sont situées sur le cours supérieur des rivières (PAN, CA0, TI0, PB0, PB1) et d'autres au niveau de leur cours moyen (YA1, Tao, BO4). La majorité de ces stations présentent de fortes pentes, leur distance à la source est faible et leur environnement constitué de forêt primaire. Ombragé, le lit de la majorité de ces sites présente une grande quantité de matières organiques en décomposition (débris de feuilles, branches...). Ces stations sont loin de toute habitation et de tout site minier.

Ces stations situées sur des rivières les plus naturelles possibles, sans aménagement, et présentant une ripisylve naturelle non entretenue peuvent donc être considérées comme étant de référence. Elles ont chacune des particularités géologiques. Les stations Pan et Tao des cascades du Nord Est se situent sur substrat métamorphique, le site CA0 sur un substrat péridotitique et les stations YA1, TI0, PB0, PB1 et BO4 sur des terrains volcano-sédimentaires.

1.3.2.3. Des stations sur bassin versant minier altéré sans occupation des sols (CF0, CF3, CL0, CL3, DU0, DU1, TH0)

Les bassins versants des rivières Confiance, Coulée, Dumbéa et Thio ont été le lieu d'activités minières importantes. A l'heure actuelle, seule la Thio possède encore des exploitations minières en activité.

Les sept stations CF0, CF3, CL0, CL3, DU0, DU1, TH0 sont localisées sur ces régions péridotitiques anciennement exploitées. Les sols altérés et sensibles à l'érosion portent une végétation principalement composée de maquis miniers. Ces stations sont loin de toute habitation ou de pâturages. Le site CF0 est un émissaire de source situé à proximité d'un captage et le site DU1 se situe sur la rivière Dumbéa, en amont du barrage d'alimentation en eau de l'agglomération de Nouméa.

1.3.2.4. Des stations sur substrat minier altéré à proximité d'habitations isolées (CL1, CL2, DU4) ou de tribu (TH3, TH6, TH7)

Ces stations sont situées sur les mêmes bassins versants que les précédentes mais à des altitudes moins élevées, sur le cours inférieur des rivières. Les rivières Coulée (sites CL1 et CL2) et Dumbéa (site DU4) sont proches de Nouméa. A proximité de ces stations, se trouvent quelques exploitations agricoles. En revanche, l'environnement proche des sites de la Thio

(TH3, TH6, TH7) est constitué de villages miniers. Le cours d'eau sur lequel se situe la station TH7 (affluent rive guache de la Thio) traverse un site minier en activité.

1.3.2.5. Des stations sur bassin versant agricole, à proximité de tribus (BOO, TC1, TC2) ou d'habitations isolées (BO2, BO6, OU1, OU2, PB4)

Les rivières concernées sont toutes situées sur la côte ouest à l'exception de la Tchamba. Le substrat de ces bassins versants est de type volcano-sédimentaire. La partie basse des vallées est constituée de vastes étendues de pâturages. Aucune clôture n'empêche l'accès des bovins aux rivières. Aux stations, les lits des rivières sont différents : étroits et bien ombragés (BO0, OU1, OU2) ou larges et sans couverture végétale (TC1, BO2, BO6, PB4).

1.3.2.6. Des stations sur bassin versant non agricole avec tribus et habitations isolées (TI1, TI4, TI5)

Ce sont les stations de la rivière Tiwaka (TI1, TI4, TI5). Une route en cours de construction suit la rivière. Lors des fortes pluies, l'érosion des berges et l'entraînement des matériaux de construction de la route dans la rivière provoquent son engravement.

Les stations TI5 et TI4 sont situées en bordure de la route, la première en altitude sur un affluent de la Tiwaka et la seconde en aval de la rivière, au niveau de son cours inférieur à 10 m d'altitude. La station TI1 est localisée dans le cours moyen de la Tiwaka. Le bassin versant est peu peuplé (tribus de Bopope,... quelques habitations isolées).

1.3.2.7. Des stations sur substrat volcano-sédimentaire avec une influence péridotitique (DU5, CA2, OU4, PB3, PB5, PB7)

Les trois cours d'eau Poualoa, Ouendé et Oua Sibou conffluent pour donner la rivière Pouembout (Annexe 1). La rivière Oua Sibou ainsi que certains de ses affluents rive gauche (Boutana, Papainda) drainent le massif péridotitique du Kopéto, siège d'exploitations minières anciennes. La station PB3 est située sur la Papainda près de la confluence de cette rivière avec la Pouembout et le site PB5 sur le cours inférieur de la rivière. Celle-ci possède un barrage anti-sel en amont duquel est placé le site PB7. Le substrat de ces trois sites est basaltique.

Le site OU4, également sur substrat volcano-sédimentaire, se situe dans le cours inférieur de la Ouenghi dont une partie importante du bassin versant a été exploitée.

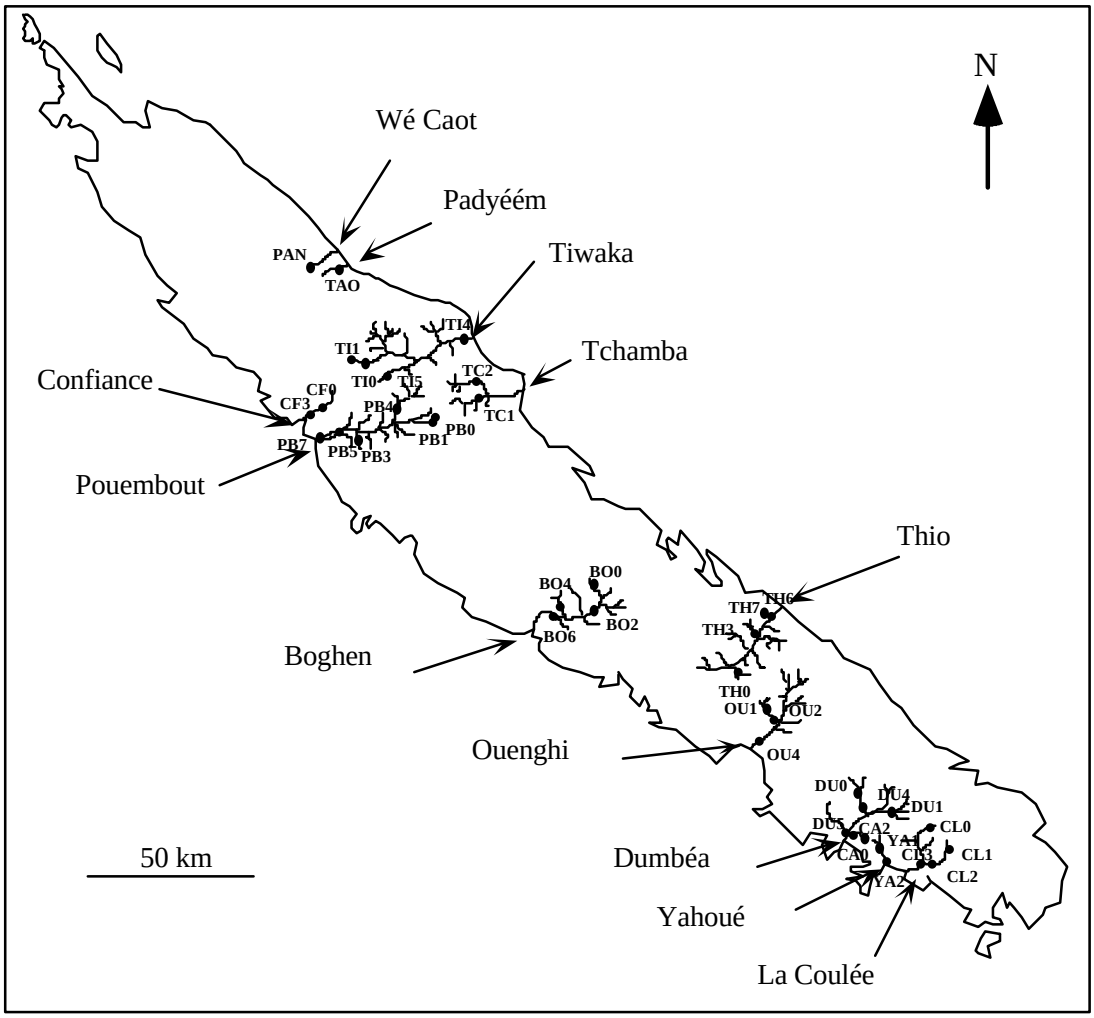


Figure 1.9 : Localisation des stations d'étude

Tableau 1.5 : Caractéristiques mésologiques des stations d'étude

Bassin versant	Rivières	stations	altitude (m)	distance / source (km)	pente (%)	Coordonnées UTM X	Y
Stations urbaines							
Magenta	Magenta	MG	10	0,5	2	649650	7536450
Yahoué	Yahoué	YA2	15	5,5	1,3	652225	7541750
Stations non perturbées							
Dumbéa	Carigou	CA0	590	0,5	40	655250	7547350
Boghen	Téné	BO4	110	3	2	557000	7621400
Padyéém		TAO	260	4,25	50	479430	7725500
We Coat		PAN	1360	1,5	52	475980	7723700
Tiwaka	Hêtëmën	TI0	380	0,5	20	501450	7682300
Yahoué		YA1	180	2	28	653700	7544300
Pouembout	Ouendé	PB0	500	0,75	4	513085	7661605
		PB1	490	2	0,8	512115	7662285
Stations sur péridotites altérées sans occupation des sols							
Confiance	Confiance	CF0	160	1,25	17	480650	7673750
Confiance		CF3	10	3,5	1	478350	7672130
Coulée	Coulée	CL0	200	2	24	666850	7546850
	Coulée	CL3	5	12	0,35	664650	7541500
Dumbéa	Af. Couvelée	DU0	420	0,75	40	649785	7553800
	Dumbéa Sud	DU1	150	10,75	1,67	657830	7550550
Thio	Xwé Hwaa	TH0	250	2,5	10	615100	7592050
Stations sur péridotites altérées situées près d'habitations, tribu ou village							
Coulée	Lembi	CL1	40	3	2	669300	754370
		CL2	10	5	0,75	667000	7542420
Dumbéa	Couvelée	DU4	40	12,5	1,3	651450	7553300
Thio	Nebürü	TH3	40	10,5	0,1	619300	7603200
	Thio	TH6	10	36	0,18	623650	7606700
	Xwé Mué	TH7	10	6	2	623480	7606550
Stations sur terrains volcano-sédimentaires près d'habitations, tribu ou village, bassin versant agricole							
Boghen	Boghen	BO0	250	3	6	572230	7617550
		BO2	40	20	0,2	565075	7610880
	Boghen	BO6	15	39	0,07	553550	7613250
Pouembout	Pouembout	PB4	100	20	0,5	504350	7667370
Ouenghi	Hwa Nobwé	OU1	60	5,5	1	614500	7585150
		OU2	30	10	0,57	617250	7581850
Tchamba	Tchamba	TC1	50	16,5	0,7	528660	7672600
	Nepwé Wârü	TC2	40	4	0,5	528850	7676625
Stations sur bassins versants non agricoles avec tribus et habitations isolées							
Tiwaka	Oua Mendiou	TI1	170	7	0,67	501005	7683650
	Tiwaka	TI4	5	42	0	519180	7690225
Tiwaka	Pwatötit	TI5	300	1,5	4	501605	7680515
Stations sur terrains volcanosédimentaires avec une influence péridotitique							
Dumbéa	Dumbéa	DU5	10	19	0,2	650930	7549600
	Carigou	CA2	40	6	0,6	651200	7548650
Pouembout	Papainda	PB3	60	6	1,8	501620	7664940
		PB5	40	34	0,13	499500	7666850
		PB7	10	55	0,02	485250	7661700
	Ouenghi	OU4	10	23	0,09	615050	7577400

1.4. PERIODICITE D'ECHANTILLONNAGE

Le choix du nombre et de l'emplacement temporel des campagnes d'échantillonnage a été effectué en fonction :

- des contraintes de temps, l'étude étant limitée à trois ans,

- des caractéristiques et des aléas du climat. En cas de crue importante, il est préférable de repousser l'échantillonnage de 2 à 3 semaines de façon à permettre la réinstallation de la faune avant tout prélèvement. Ce cas s'est présenté en janvier 1997, après un période cyclonique,

- du régime hydrologique des rivières. L'étiage, situé entre octobre et décembre, se caractérise par un débit minimal et une température maximale des eaux. Durant cette période, les composantes chimiques de l'eau sont concentrées et plus facilement décelables. La faune prélevée à cette période témoigne de la qualité de la rivière sous ses aspects les plus défavorables,

- de l'état des connaissances sur l'écologie des espèces aquatiques. Peu d'éléments concernant ces aspects sont connus en Nouvelle-Calédonie. Il a donc été décidé de réaliser 4 campagnes de terrain à intervalles de temps réguliers de façon à échantillonner le maximum d'espèces.

Les campagnes de prélèvement ont été réalisées d'octobre 1996 à octobre 1997, chacune d'entre elles a duré 3 semaines environ. Deux campagnes ont eu lieu à l'étiage (octobre 1996 et 1997), une à la saison des pluies (janvier 1997) et une à la saison "fraîche" (juin 1997). Trois stations (PAN, CF3 et PB7) n'ont pas pu être échantillonnées en octobre 1996.

CHAPITRE 2

QUALITES PHYSICO-CHIMIQUE ET MESOLOGIQUE DES COURS D'EAU DE LA NOUVELLE-CALEDONIE

2.1. PROBLEMATIQUE, ETAT DES CONNAISSANCES

L'étude des incidences de la pollution des eaux sur les peuplements de macroinvertébrés benthiques des rivières nécessite, en premier lieu, d'avoir une bonne connaissance de la variabilité spatio-temporelle des paramètres caractérisant leur biotope.

La nature physico-chimique des eaux et les caractéristiques mésologiques des cours d'eau expliquent la présence ou l'absence de certaines espèces animales et conditionnent leur développement (Tufféry, 1980). En effet, chaque organisme est sensible à différents facteurs abiotiques de son milieu de vie (température, pH, salinité, Oxygène dissous, vitesse du courant....) et présente, en général, des seuils de tolérance minimum et maximum pour chacun de ces facteurs. L'écart entre ce minimum et ce maximum est appelé valence écologique. Celle-ci représente l'adaptation de l'organisme à son biotope (Gaujous, 1993).

De nombreux facteurs peuvent modifier les composantes physico-chimiques des milieux aquatiques et notamment des pollutions de nature diverse. Le terme de pollution est difficile à définir. En effet, chaque eau naturelle présente des caractéristiques originales : par exemple, les eaux des sources sont en général très peu minéralisées et peu chargées en matières organiques à l'opposé de celles issues des marécages qui présentent une quantité importante de matières organiques. Dans ce dernier cas, la teneur élevée en matières organiques ne constitue pas un indicateur de pollution. D'autre part, une eau chimiquement pure ne serait pas favorable au développement de la vie.

Leynaud & Verrel (1980) définisssent la pollution comme suit : "La notion de la pollution ne se réfère pas à la pureté des eaux ni même à leurs aptitudes, mais aux modifications de leurs caractéristiques dues aux actions humaines. Un cours d'eau est considéré comme étant pollué lorsque la composition ou l'état de ses eaux sont directement ou indirectement modifiées par l'action de l'homme dans une mesure telle que celles-ci se prêtent moins facilement à toutes les utilisations auxquelles elles pourraient servir à leur état naturel, ou à certaines d'entre elles". Gaujous (1993) insiste sur la notion de dégradation du milieu. Selon lui, la pollution "résulte de l'introduction dans un milieu de substances conduisant à son altération."

Peu de travaux ont été effectués pour mieux connaître la qualité physico-chimique des eaux douces calédoniennes (Weninger, 1968; Trescases, 1975). Cependant, depuis quelques années, la Direction de l'Agriculture et de la Forêt (DAF) du Territoire de la Nouvelle-Calédonie fait effectuer des campagnes de mesures de la qualité physico-chimique et

bactériologique de nombreuses rivières de la Grande Terre. L'objectif consiste à suivre et à contrôler la qualité des eaux de baignade. Cette opération s'est traduite par l'édition de cartes de qualité.

Ce chapitre a pour objectifs d'une part, de définir la qualité physico-chimique globale des eaux de la Grande Terre et de la comparer à celles d'autres cours d'eau et d'autre part, de caractériser les composantes physico-chimiques et mésologiques des stations d'étude.

2.2. MATERIEL ET METHODES

2.2.1. Données physico-chimiques

2.2.1.1. Les données de l'étude

Sur chaque station d'étude et au cours de chacune des quatre campagnes d'échantillonnage (octobre 1996, janvier, juin et octobre 1997), la température, le pH et la conductivité de l'eau ont été mesurés *in situ* et un prélèvement d'eau a été effectué. Celui ci a été analysé dans les 24 heures qui ont suivi le prélèvement par la Calédonienne des Eaux. Les éléments suivants ont été dosés :

- les ions majeurs : Chlorures (Cl^-), Sulfates (SO_4^{2-}), Silice (Si), Calcium (Ca^{2+}), Magnésium (Mg^{2+}), Sodium (Na^+), Potassium (K^+),

- les matières organiques quantifiées par la demande biochimique en Oxygène (DBO_5) et l'oxydabilité au $KMnO_4$,

- l'alcalinité représentée par les ions Bicarbonates (HCO_3^-),

- les matières en suspension (MES),

- les dérivés de l'Azote et du Phosphore : Nitrates (NO_3^-), Ammonium (NH_4^+), Azote Kjeldhal, Phosphates (PO_4^{3-}),

- les métaux : Nickel (Ni), Chrome (Cr), Fer (Fe).

Les données figurent en annexe 2.

2.2.1.2. Les données recueillies annuellement par la Direction de l'Agriculture et de la Forêt (DAF)

Nous disposons de données acquises par la DAF depuis 1993, une fois par an en période d'étiage (octobre-novembre). Plus d'une centaine de sites ont été échantillonnés chaque année. Certains d'entre eux ont été visités une fois, d'autres plusieurs années de suite, cinq fois au maximum. L'ensemble des données représente un total de 617 analyses d'échantillons d'eau effectuées sur 286 stations (annexe 3). Celles-ci couvrent une partie importante de la Grande Terre. Les cartes de localisation de ces sites se trouvent en annexe 4 et 5. Cent quarante deux stations ont été échantillonées en 1993, 183 stations en 1994, 80 stations en 1995, 115 stations en 1996 et 97 stations en 1997.

Sur chaque site, les mesures de la température, du pH et de la conductivité ont été réalisés *in situ*. Les analyses des paramètres Sulfates, Chlorures, MES, DBO5 et Nickel ont été effectuées par une entreprise privée localisée à Nouméa : la Calédonienne des Eaux.

2.2.1.3. Intêret des paramètres physico-chimiques mesurés

Le tableau 2.1 indique les facteurs de variation des principaux paramètres physico-chimiques analysés et leurs teneurs dans les eaux naturelles métropolitaines.

2.2.1.3.1. TEMPÉRATURE ET PH

Ces deux facteurs sont succeptibles de variations relativement importantes au cours d'une journée : la température de l'eau peut fluctuer de plusieurs degrés selon l'heure d'échantillonnage et le pH d'une unité en fonction de l'intensité de l'assimilation chlorophyllienne (Nisbet & Verneaux, 1970).

Les valeurs de la température et du pH conditionnent un grand nombre d'équilibres physico-chimiques. Par exemple, les températures élevées facilitent les réactions d'oxydation des dérivés de l'Azote (NH_4^+, NO_2^-) et, par conséquent, entrainent une diminution du taux d'Oxygène dissous (Bremond & Vuichard, 1973). Le pH est influencé par les teneurs en CO_2 dissous et agit sur l'équilibre carbonique de l'eau (Nisbet & Verneaux, 1970).

2.2.1.3.2. OXYGÈNE DISSOUS

La teneur en Oxygène dissous des eaux courantes est directement liée à la température et à l'agitation de l'eau. L'Oxygène contribue de façon importante à l'autoépuration des charges polluantes : en milieu aérobie, sous l'effet des micro-organismes présents dans l'eau, les matières organiques issues des eaux résiduaires sont plus ou moins complètement minéralisées et donnent des produits finaux non nocifs (eau, nitrates, phosphates...) (Leynaud & Verrel, 1980).

2.2.1.3.3. CONDUCTIVITÉ ET IONS MAJEURS (CHLORURES, SULFATES, SODIUM, POTASSIUM, CALCIUM, MAGNÉSIUM ET BICARBONATES)

La conductivité est proportionnelle à la quantité de sels ionisables et indique le degré de minéralisation d'une eau. D'une manière générale, elle croît progressivement de l'amont vers l'aval des rivières (Nisbet et Verneaux, 1970).

Tableau 2.1 : Facteurs de variation des principaux paramètres physico-chimiques analysés et concentrations dans les eaux naturelles métropolitaines (d'après Nisbet & Verneaux, 1970 ; Bremond & Vuichard, 1973 ; Leynaud & Verrel, 1980)

Paramètre	**Facteurs de variation**	**Teneurs dans les eaux naturelles en Métropole**
Température	industries (électriques, métallurgiques, chimiques ou pétrolières) utilisant l'eau comme fluide réfrigérant	
pH	Industries, tanneries et teintureries	6,6 et 7,8 dans la majorité des eaux (supérieur à 8,5 dans les eaux stagnantes et les bras morts)
Oxygène dissous et pourcentage de saturation	pression de vapeur saturante, Température et salinité de l'eau	Dans les eaux non polluées, minimum de saturation de 75% et dans les eaux courantes jusqu'à 110% et plus de jour comme de nuit
Conductivité	industries qui produisent des eaux fortement salines	150 à 450 µS/cm^2 (25 à 50 µS/cm^2 au niveau des sources)
Les ions majeurs		
Chlorures	eaux usées (urine), industries. Généralement une pollution aux Chlorures s'accompagne d'une augmentation du Sodium et du Potassium	teneurs inférieures à 20 mg/l dans les eaux courantes
Sulfates	effluents industriels, urbains et agricoles	à l'étiage, teneurs inférieures à 20 mg/l
Sodium et Potassium	apports industriels, lessivages, percolation de terrains salés (sodium)	
Calcium et Magnésium		teneurs en Calcium comprises entre 1 et 150 mg/l, teneurs en Magnésium comprises entre 5 et 10 mg/l selon la nature des terrains traversés
Alcalinité (mg/l de HCO3-)	apports polluants d'origine urbaine (phosphate, ammoniaque, matières organiques) ou industriels	varie de 10 à 350 mg/l dans les eaux naturelles
La matière organique		
DBO5 (mg/l d'Oxygène consommé pendant 5 jours)	Effluents organiques	généralement inférieures à 3 mg/l dans les cours d'eau non pollués
Oxydabilité (mg/l d'O2)	rejets industriels et urbains	généralement inférieure à 2 mg/l dans les cours d'eau non pollués
Matières en suspension (MES)	déboisements (qui accèlerent l'érosion des sols), ouverture de routes, extractions en rivières, crues	valeurs presque toujours inférieures à 25 mg/l en dehors des périodes de crues, situation anormale à partir de 75 mg/l
Les dérivés de l'azote et du phosphore		
Nitrates	engrais, déjections animales, rejets urbains et industriels	teneurs en NO3 très variables selon la saison et l'origine des eaux, peuvent varier entre 1 et 1,5 mg/l (2 ou 3 mg/l restent des teneurs normales)
Ammonium	Déchets végétaux et animaux contenus dans les sols, rejets urbains et industriels (urines), industries chimiques (engrais)	
Phosphates	engrais, détergents, eaux traitées aux phosphates	pollution par les "eaux vannes" si les concentrations en PO4 sont supérieures à 0,1 ou 0,2 mg/l
Métaux		
Nickel	Déboisement, ouverture de mines, érosion	Limité à 50 ug/l en distribution
Fer	Déboisement, ouverture de mines, érosion	

Dans les eaux exemptes de pollution, les ions Chlorures, Sulfates, Sodium, Potassium, Calcium et Magnésium ont une origine naturelle. Leurs teneurs sont liées à la nature géologique des terrains traversés par les cours d'eau et à l'érosion des roches superficielles. En effet, ces élements sont des constituants majeurs de l'écorce terrestre (2,83% pour le Sodium, 2,59% pour le Potassium) (Bremond & Vuichard, 1973). Les teneurs de ces ions peuvent indiquer le niveau d'eutrophisation des cours d'eau : des teneurs excessives sont le signe d'une pollution urbaine ou industrielle (Nisbet et Verneaux, 1970).

La concentration en Bicarbonates (HCO_3^-) dans l'eau (ou alcalinité) dépend de la teneur en CO_2, de la conductivité, du pH et de la température. L'équilibre chimique dans l'eau s'établit entre le CO_2 de l'air et une phase solide dépendant de la nature géologique du terrain (Bremond & Vuichard, 1973). En Nouvelle-Calédonie, où les péridotites contiennent des quantités importantes de Magnésium, les carbonates de Magnésium constituent cette phase solide.

Il s'établit l'équilibre suivant : $(MgCO_3)_{sol} + CO_2, H_2O \Leftrightarrow Mg^{2+} + 2\ HCO_3^-$

L'alcalinité totale (ou TAC), exprimée en mg/l de HCO_3^-, correspond au dosage des Phosphates, des Silicates (SiO_3^{2-}), de l'Ammoniaque libre (NH_4OH) et des ions OH^-, CO_3^{2-} et HCO_3^-. Les concentrations en Bicarbonates peuvent donner des indications sur le degré d'oxydation des composés organiques dans des zones particulières comme les ruisseaux forestiers (Nisbet et Verneaux, 1970).

2.2.1.3.4. MATIÈRES ORGANIQUES

Les substances organiques naturelles proviennent du lessivage des sols (décomposition de l'humus), de la végétation des rives et du métabolisme des organismes aquatiques. Elles se composent principalement d'hydrates de carbone, de matières protéiques, d'acides aminés et de lipides (Bremond & Vuichard, 1973).

*** DBO5**

La DBO5 est théoriquement proportionnelle à la teneur de l'eau en matières organiques biodégradables et dans une certaine mesure à la quantité d'organismes vivants assurant l'épuration naturelle des eaux (absence d'ensemencement). Elle correspond à la mesure de la consommation d'Oxygène d'un échantillon d'eau maintenu à l'obscurité, à température constante (20°C), pendant 5 jours. La consommation observée est dûe à l'action de dégradation des matières organiques exercée par les microorganismes présents dans l'eau (Nisbet et Verneaux, 1970).

*** Oxydabilité**

Cette méthode chimique permet de déterminer le pouvoir réducteur des eaux. Le principe de ce procédé consiste à mesurer la consommation d'oxydant (Permanganate de

Potassium dans notre cas) nécessaire à l'oxydation des matières organiques (réductrices) contenues dans l'échantillon. La quantité d'Oxygène cédée par le Permanganate de Potassium dans des conditions opératoires bien définies est ainsi dosée (Leynaud & Verrel, 1980).

2.2.1.3.5. MES

Les MES des eaux naturelles résultent de l'érosion naturelle des sols et sont constituées de débris organiques végétaux et de plancton. Une quantité importante de MES peut être à l'origine d'une pollution mécanique et augmenter la turbidité des eaux (Leynaud & Verrel, 1980).

2.2.1.3.6. DÉRIVÉS DE L'AZOTE : NITRATES ET AMMONIUM

Les Nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'Azote organique. Facilement lessivés, ils proviennent en grande partie de l'action de l'écoulement des eaux sur les terrains constitutifs du bassin versant : la nature des zones de drainage joue donc un rôle essentiel dans leur présence (Bremond & Vuichard, 1973).

En revanche, la présence d'Ammonium est anormale dans les eaux. Cet élément n'existe que dans les eaux riches en matières organiques en décomposition lorsque la teneur en Oxygène est insuffisante pour assurer son oxydation (Nisbet et Verneaux, 1970).

2.2.1.3.7. PHOSPHATES

Les Phosphates peuvent avoir une origine naturelle (décomposition de matières organiques, lessivage des minéraux) mais leur présence dans les eaux sont souvent d'origine artificielle (Bremond & Vuichard, 1973). `

2.2.1.3.8. MÉTAUX

La présence de métaux dans les cours d'eau calédoniens est avant tout d'origine naturelle, les péridotites présentant une richesse exceptionnelle en hydroxydes de Fer, en Nickel, en Chrome et en Manganèse (cf chapitre précédent). Ces métaux sont insolubles dans l'eau.

Trescases (1975) souligne que le transport de ces métaux se fait essentiellement sous forme particulaire, surtout lors des fortes précipitations cycloniques. Au départ du massif ultrabasique, l'érosion des péridotites commence par la formation de gels silico-ferrugineux qui, grâce à leur richesse en hydroxydes de fer colloï daux, vont adsorber d'autres métaux de transition. Le Fer et ses métaux associés poursuivent leur migration collective jusqu'à la mer. La possibilité de désorption des métaux dans l'eau douce est très limitée (Duhet, 1992).

2.2.2. Méthodes d'analyses physico-chimiques des eaux

Les analyses des échantillons d'eau ont été réalisées selon les méthodes définies par l'AFNOR (1997) (tableau 2.2). Toutes les mesures ont été effectuées sur les échantillons bruts non filtrés.

Tableau 2.2 : Méthodes de mesure des paramètres physico-chimiques

Paramètres mesurés	**Méthodes de mesure utilisées**
Sur le terrain	
Conductivité (µS/cm)	Conductimètre (correction à 20°C)
pH	pHmètre électrique
Température (°C)	Thermomètre électrique
En laboratoire	
Les ions majeurs (mg/l)	
Calcium (Ca^{2+}), Magnésium (Mg^{2+}), Potassium (K^{+}), Sodium (Na^{2+}), Silice (Si)	Spectrométrie d'absorption atomique de flamme
Chlorures (Cl^{-}), Sulfates (SO_4^{2-})	Electrophorèse capillaire
Hydrogénocarbonates (HCO_3^{-})	à partir de la mesure de l'alcalinité, par dosage volumétrique
Les formes de l'azote et du phosphore (mg/l)	
Nitrates (NO_3^{-}), Orthophosphates (PO_4^{3-})	Electrophorèse capillaire
Ammonium (NH_4^{+}) et Azote total (N kjeldahl)	Spectrométrie d'absorption moléculaire
La matière organique (mg/l)	
Oxydabilité au permanganate ($KMnO_4$)	Dosage volumétrique
DBO_5 (Demande biochimique en Oxygène pour 5 jours)	Méthode par oxymétrie
Les matières en suspension ou MES (mg/l)	Filtration sur filtre en fibre de verre, séchage à 105°C pendant 8 heures au minimum
Les métaux (µg/l) **:** Nickel (Ni), Chrome (Cr), Fer (Fe).	Spectrométrie d'absorption atomique avec atomisation électrothermique

2.2.3. Données mésologiques

De la source à l'embouchure, chaque rivière présente un gradient longitudinal de conditions écologiques auquel correspond une succession spatiale de communautés faunistiques. Cette distribution des espèces est le résultat d'intéractions complexes entre deux groupes de paramètres : la capacité d'adaptation des espèces vis-à-vis des facteurs du milieu (vitesse de courant, granulométrie du substrat, température de l'eau.....) et leurs exigences en matières de ressources trophiques.

Ces deux groupes de paramètres sont à l'origine des différents systèmes de zonation des cours d'eau. Illies & Botosaneanu (1963) ont défini trois zones caractérisées chacune par un type de peuplement d'invertébrés : les sources (ou crénal), le cours moyen à courant rapide (rhithral) et le cours inférieur lent (ou potamal).

Vannote *et al.* (1980) ont montré qu'un gradient continu de ressources trophiques était disponibles de l'amont vers l'aval (River Continuum Concept). Les ruisseaux de l'amont reçoivent des débris végétaux d'origine forestière (feuille, bois) déchiquetés par des invertébrés broyeurs. Ces apports allochtones sont réduits en particules plus fines, qui entrainées vers l'aval, sont exploitées par des animaux collecteurs. Au niveau du cours moyen, le lit plus large et la couverture végétale moins importante permettent le développement du périphyton, exploité par les brouteurs. A l'aval, cette production primaire est limitée par la profondeur et la turbidité des eaux. La macrofaune invertébrée dépend alors essentiellement des fines particules véhiculées par l'eau en provenance de l'amont.

Sur chaque station, quelques mesures permettant de définir les conditions environnementales de la faune ont été relevées ou estimées visuellement :

- l'altitude mesurée sur le terrain,
- la largeur moyenne et la profondeur moyenne,
- le pourcentage d'ombrage,
- la vitesse du courant,
- la granulométrie dominante,
- la quantité de débris végétaux grossiers,
- le pourcentage de périphyton,
- le pourcentage de macrophytes.

Certains paramètres tels que la pente à la station et sa distance par rapport à la source ont été calculées sur des cartes IGN (1 / 50 000).

2.2.4. Méthodes de traitement des données

2.2.4.1. Histogrammes de distribution des valeurs

Au niveau de l'analyse globale de la qualité des eaux calédoniennes, des histogrammes de distribution des valeurs (en pourcentages) ont permis de représenter les mesures observées en période d'étiage. Les traitements ont été effectués à l'aide du Logiciel StatView (Abacus Concepts, 1992).

2.2.4.2. Analyses de variances

Des tests de Kolmogorov-Smirnov ont montré que les distributions de la majorité des variables physico-chimiques n'étaient pas normales. La variabilité temporelle de la qualité physico-chimique des eaux a donc été étudiée à l'aide de tests non paramètriques de Kruskal-Wallis. Ceux-ci ont permis de savoir si les mesures physico-chimiques différaient de façon significative d'une année sur l'autre. Ces tests ont été suivi de tests *a posteriori* (Multiple comparison between traitements) (Siegel & Castellan, 1988).

2.2.4.3. Analyses multivariées

Toutes les analyses multivariées ont été effectuées à l'aide du logiciel ADE-4 (Thioulouse *et al.*, 1997)

2.2.4.3.1. L'ANALYSE DES COMPOSANTES PRINCIPALES (ACP)

L'ACP permet de décrire de façon simplifiée des tableaux de données quantitatives du type (*n* observations X *p* variables). Le principe de cette analyse est de créer, à partir de combinaisons linéaires des variables initiales, de nouvelles variables synthétiques non corrélées entre elles et de variance décroissante appelées composantes principales (Legendre & Legendre, 1984). Cette méthode permet de visualiser les ressemblances entre les observations et les liaisons entre les variables. Elle est couramment utilisée pour le traitement de données physico-chimiques (Feuillade, 1972 ; Carrel *et al.*, 1986 ; Dolédec & Chessel, 1987 ; Sanchez-Pérez *et al.*, 1991).

Une ACP normée a été effectuée sur les données physico-chimiques des 38 stations échantillonnées à chacune des 4 campagnes de terrain (152 relevés). Préalablement, les variables présentant une gamme de variation importante (Conductivité, Chlorures, Calcium, TH calcique, TH(°F), Sodium, Potassium, Nitrates, Ammonium, KMnO4, Fer, Phosphates, Azote Kjeldhal, MES, DBO5, Chrome et Nickel) ont été transformées en Ln(x). Cette transformation, qui permet de normaliser les données, est nécessaire pour les calculs des coefficients de corrélation de l'ACP.

2.2.4.3.2. L'ACP INTER-DATES

L'ACP inter-dates permet de mettre en évidence des influences temporelles (Dolédec & Chessel, 1989). En hydrobiologie, ces analyses s'appliquent sur des tableaux de données tridimentionnels comportant des variables abiotiques (ou biotiques), spatiales et temporelles dont les modalités sont respectivement des paramètres de caractérisation du milieu (ou des espèces), des stations et des dates.

Dans le cas présent, le tableau des données physico-chimiques est composé de 25 colonnes (paramètres mesurés) et de 152 lignes correspondant aux 38 stations d'étude échantillonnées aux 4 campagnes d'échantillonnage. Les données se rapportant aux stations Panié, Confiance 3 et Pouembout 7 (qui ont été échantillonnées seulement 3 fois) ont été exclues de l'analyse.

Les 152 relevés peuvent être regroupés en 4 blocs-dates. L'ACP inter-dates est par définition l'ACP du tableau moyen obtenu par sommation des lignes des 4 sous-tableaux dates (Dolédec & Chessel, 1989). "Dans les plans factoriels obtenus, chaque point symbolisant une modalité représente le centre de gravité du bloc associé" (Beffy & Dolédec, 1991). Le principal intérêt de l'ACP inter est de "maximiser la dispersion des centres de gravité des groupes" (Dolédec & Chessel, 1989). On projette *a posteriori* en individus supplémentaires les lignes du tableau initial sur les plans factoriels de l'ACP (Beffy & Dolédec, 1991).

Concrètement, une qualité physico-chimique moyenne est calculée pour chaque date. La projection des individus du tableau initial sur le plan factoriel de l'ACP met en évidence les stations dont les caractéristiques physico-chimiques se différencient ou se rapprochent le plus des caractéristiques moyennes de la date associée (Beffy & Dolédec,1991).

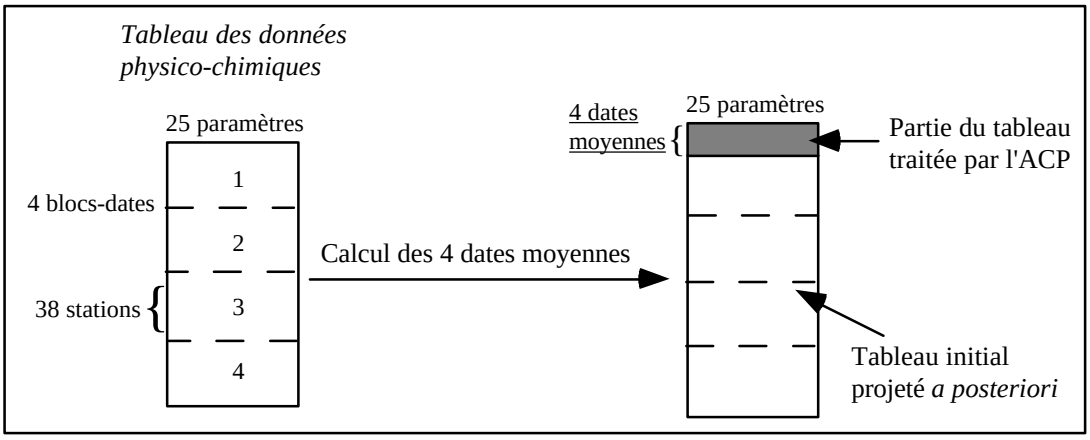


Figure 2.1 : Représentation schématique du déroulement de l'ACP inter-dates

2.2.4.3.3. CLASSIFICATION HIÉRARCHIQUE ASCENDANTE

Afin de compléter l'interprétation de l'ACP, une classification des stations de l'étude a été réalisée. La technique utilisée est une technique d'agrégation selon la variance ou méthode de Ward basée sur le calcul des distances euclidiennes entre les relevés. Les techniques d'agrégation selon la variance cherchent à optimiser, selon des critères liés à des calculs d'inertie, la partition obtenue par agrégation de deux éléments (Lebart *et al.*, 1997). La classification a été appliquée sur les données centrées réduites.

2.2.4.3.4. L'ANALYSE DES CORRESPONDANCES MULTIPLES (ACM)

Cette analyse permet la description de tableaux de données qualitatives. Elle équivaut à une ACP normée pour variables qualitatives (Chessel *et al.*, 1997). Deux ACM ont été effectuées, la première sur les données mésologiques variant d'une saison à l'autre (largeur, profondeur, ombrage, périphyton, algues filamenteuses, matière organique grossière, matière organique fine, bryophytes, vitesse du courant), la seconde sur les paramètres environnementaux constants au cours du temps (végétation, occupation des sols, granulométrie dominante, altitude, distance à la source, pente).

2.2.4.3.5. L'ANALYSE DE HILL & SMITH (1976)

Cette méthode permet d'associer une ACM effectuée sur des variables qualitatives (mésologiques) à une ACP effectuée sur des variables quantitatives (physico-chimiques). Après une description des caractéristiques physico-chimiques et mésologiques des stations d'étude, cette technique a été utilisée pour montrer quels descripteurs abiotiques expliquaient la plus grande variabilité observée au sein des données.

2.2.4.4. Diagramme de Stiff standardisés (Stiff, 1951)

Pour pouvoir faire des comparaisons de la qualité de l'eau de plusieurs îles de la région Indo-Pacifique, des diagrammes de Stiff (1951) ont été construits. Ces diagrammes permettent de représenter les concentrations spécifiques d'une eau en ions Bicarbonates, Chlorures, Sulfates, Nitrates, Sodium, Potassium, Calcium et Magnésium sur un même graphique. Les concentrations relatives de chaque ion sont exprimées en milli-équivalents par litre et sont représentées par un segment de droite de longueur proportionnelle à sa concentration par rapport à la teneur totale de l'échantillon en ces 8 éléments.

2.3. NATURE DES EAUX DE RIVIERES CALEDONIENNES

Avant de nous intéresser à la variabilité spatio-temporelle de la qualité des stations d'étude, il nous a paru important de donner un aperçu global de la qualité physico-chimique des eaux calédoniennes. Les données physico-chimiques recueillies au cours des 4 campagnes d'échantillonnage sur les stations d'étude ont été considérées. Le tableau 2.3 présente les valeurs moyennes obtenues sur les 41 stations d'étude. L'ensemble des données relevées en période d'étiage depuis octobre 1993 (soit 696 résultats d'analyses physico-chimiques) ont permis de compléter les résultats.

2.3.1. Température et pH

La température de l'ensemble des sites varie entre 13°C (station Panié à 1360 m d'altitude) et 33°C (station PK7 en octobre 1996). Elle augmente de l'amont vers l'aval des rivières. Les moyennes s'échelonnent entre 15°C (Panié) et 21°C (Carigou 0, Tiwaka 0, Yahoué1) au niveau des cours supérieurs des rivières, entre 22°C et 24°C au niveau des cours moyens (Coulée 0, Dumbéa 1, Thio 0) et dépassent 25°C au niveau des cours inférieurs.

Les écarts de température entre l'amont et l'aval des rivières sont de 5°C environ pour la Dumbéa, la Tiwaka, la Yahoué, la Coulée et la Thio et de 7°C pour la Boghen et la Pouembout. Plusieurs facteurs peuvent expliquer ces différences : l'heure à laquelle les mesures ont été prises, les caractéristiques morphométriques des cours d'eau aux sites de prélèvement (altitude, pente, largeur, profondeur) et leur environnement (ripisylve, ombrage). Sur une même station, les écarts de température entre juin et octobre varient entre 2 et 6°C. Cet écart peu important peut s'expliquer par les faibles latitude et altitude de la majorité des stations.

Sur l'ensemble des mesures dont nous disposons en période d'étiage, 5% sont inférieures à 20°C. Elles correspondent aux valeurs relevées dans les cours supérieurs des rivières. Environ 30% des températures sont comprises entre 20 et 24°C et 60% comprises entre 24 et 30°C. Moins de 4% des mesures sont supérieures à 31°C (figure 2.2 (a)).

La majorité des stations d'étude présentent des eaux basiques, leur pH étant compris entre 7,5 et 8,5. Ces valeurs élevées peuvent être expliquées par la nature géologique des roches des bassins versants (influence des péridotites) et par les teneurs importantes des eaux en Bicarbonates. Certaines eaux sont cependant plus acides (pH inférieur à 6,5). Elles concernent les stations polluées (Magenta, Yahoué2) ou très peu minéralisées (Panié, Tao, Pouembout 0, Yahoué 1). En effet, les eaux présentant de faibles teneurs en ions majeurs, Magnésium et Calcium principalement, ont des pH acides (Nisbet et Verneaux, 1970). Sur

l'ensemble des valeurs mesurées à l'étiage, 3% sont inférieures à 6,5, 54% sont comprises entre 7,5 et 8,5 et 18% sont supérieures à 8,5. Des valeurs proches de 10 ont été trouvées à la Rivière des Pirogues en Octobre 1993 (figure 2.2 (b)).

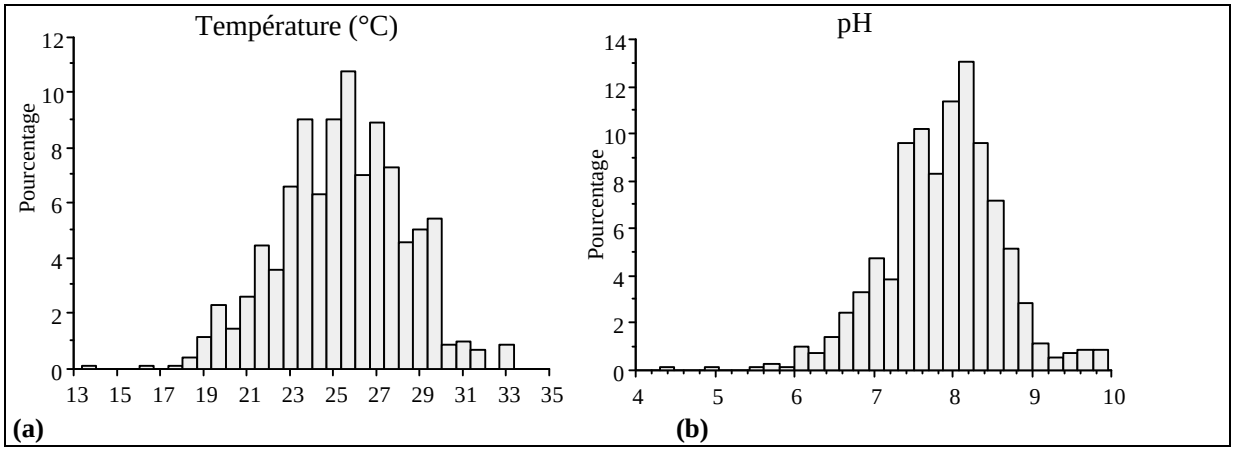


Figure 2.2 : Histogrammes de distribution des valeurs de Température et de pH mesurées en période d'étiage (696 valeurs)

Les valeurs de pH observées dans les eaux calédoniennes sont supérieures aux valeurs moyennes trouvées dans les eaux métropolitaines (comprises entre 6,6 à 7,8 (Nisbet & Verneaux, 1970)), et aux valeurs observées dans les eaux de la Martinique et de la Guadeloupe. En effet, sur ces îles, le pH se situe généralement entre 7,5 et 8 en saison sèche (CESAC & INP-ENSAT, 1997 ; IDE, 1995). En revanche, le pH moyen des cours d'eau de la Nouvelle-Zélande est du même ordre de grandeur que celui mesuré dans les eaux naturelles de la Nouvelle-Calédonie (Close & Davies-Colley, 1990).

2.3.2. Oxygène dissous

Les teneurs en Oxygène dissous n'ont pas pu être mesurées sur toutes les stations. Des valeurs proches de 70% de saturation en oxygène ont été relevées sur les ruisseaux forestiers contenant d'importantes quantités de feuilles en décomposition (Pouembout 0, Tiwaka 5). Les valeurs maximales (140% de saturation en oxygène) ont été obtenues dans les secteurs lotiques des rivières (Pouembout 5, Tiwaka 4). L'ensemble de ces mesures traduisent une bonne oxygénation de l'eau dans les rivières calédoniennes.

Tableau 2.3 : Valeurs moyennes des 21 paramètres mesurés sur les 41 stations de l'étude

	T°C	pH	Cond	Cl^-	SO_4^{2-}	Si	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	HCO_3^-	NO_3^-	NH_4^+	Oxyd.	PO_4^{3-}	N Kj	MES	DBO5	Fe	Cr	Ni
BO0	20,0	8,1	190,7	10,2	3,8	12,9	7,1	16,50	9,7	1,1	103,5	0,12	0,04	0,70	0,06	1,13	0,76	1,85	25,8	2,6	2,6
BO2	24,6	7,9	200,3	9,7	4,2	11,7	5,8	19,48	8,0	0,9	111,8	0,09	0,04	0,80	0,07	1,18	0,58	1,73	89,3	3,1	2,9
BO4	23,75	8,06	201,63	10,70	4,48	10,63	4,40	22,40	6,25	0,60	119,15	0,09	0,04	0,73	0,05	1,10	1,20	1,88	38,75	7,83	5,18
BO6	27,5	8,0	220,8	9,8	4,0	11,4	6,9	22,60	9,0	1,0	131,4	0,11	0,04	0,83	0,06	1,08	2,15	1,80	166,3	8,7	5,4
CA0	19,0	7,8	112,8	6,1	1,4	7,2	0,3	12,35	3,8	0,2	59,8	0,08	0,07	0,90	0,05	0,83	0,44	1,33	19,5	6,2	24,4
CA2	24,7	7,8	129,2	8,4	3,0	11,5	1,7	13,20	5,4	0,3	66,6	0,11	0,03	0,18	0,05	0,75	0,73	0,73	141,0	7,4	9,2
CF0	21,6	8,1	198,8	8,0	2,2	16,5	0,5	25,60	4,5	0,2	131,2	0,44	0,03	0,21	0,06	1,93	0,46	0,65	22,0	11,5	5,3
CF3	22,8	8,2	216,8	9,5	2,0	13,0	0,5	26,3	5,0	0,4	126,7	0,33	0,03	0,17	0,07	1,53	0,33	0,60	178,3	19,3	11,3
CL0	21,7	7,9	116,4	6,6	1,6	8,5	0,7	13,75	5,1	0,3	69,4	0,15	0,02	0,21	0,05	0,85	0,60	0,39	12,8	8,1	13,4
CL1	22,1	7,9	135,4	7,4	1,8	9,9	0,7	16,65	5,8	0,4	82,6	0,26	0,04	0,18	0,05	1,55	0,55	0,40	32,3	9,4	15,9
CL2	23,7	8,1	146,4	8,5	2,4	10,3	1,0	15,85	6,0	0,5	77,4	0,95	0,03	0,28	0,05	1,03	0,80	0,41	121,8	15,2	18,0
CL3	24,4	8,0	124,1	7,3	2,4	8,7	0,6	15,03	5,0	0,4	72,2	0,45	0,02	0,09	0,05	0,90	0,40	0,39	37,5	17,4	9,5
DU0	22,3	7,6	118,2	6,3	1,7	9,2	0,4	12,40	3,8	0,3	59,4	0,15	0,04	0,10	0,05	0,65	0,95	0,70	17,8	22,1	14,8
DU1	22,3	8,0	108,9	5,4	1,4	7,4	0,8	11,58	3,9	0,3	57,4	0,06	0,03	0,31	0,05	1,05	0,95	0,45	12,0	8,6	7,4
DU4	24,9	8,2	160,0	5,8	1,8	10,4	0,5	19,23	3,7	0,3	70,6	0,35	0,02	0,33	0,05	0,85	0,38	0,65	8,5	8,5	5,8
DU5	27,2	8,2	168,6	6,2	1,9	11,2	0,8	16,43	3,9	0,3	78,8	0,48	0,03	0,16	0,05	1,33	0,95	0,85	56,0	12,0	5,1
MG	23,6	7,4	645,8	71,6	38,6	17,4	53,1	33,03	65,9	5,7	325,4	5,06	15,26	8,16	9,31	17,88	20,90	20,58	388,0	3,5	9,2
OU1	25,3	8,0	368,3	19,2	21,9	11,5	43,2	16,90	19,2	1,4	201,4	0,09	0,08	0,49	0,08	0,95	0,56	0,50	43,8	1,0	0,8
OU2	25,3	8,2	204,2	6,6	3,9	11,0	5,2	23,15	5,3	0,4	124,5	0,09	0,07	0,21	0,06	1,10	0,80	0,31	63,8	3,9	2,6
OU4	26,4	8,1	163,7	4,8	1,9	9,3	1,5	18,95	3,9	0,3	95,2	0,20	0,05	0,20	0,06	1,38	0,36	0,36	38,3	13,7	2,5
PAN	15,5	6,3	26,0	4,8	0,9	3,5	1,1	0,5	2,9	0,4	5,3	0,21	0,04	0,22	0,04	1,00	0,33	0,18	29,0	6,0	0,5
PB0	18,5	7,4	120,2	11,9	3,0	17,1	6,1	3,50	11,1	1,2	41,0	0,17	0,07	1,23	0,07	1,50	3,45	1,23	498,3	3,6	0,6
PB1	18,9	7,8	148,5	10,0	5,2	12,4	6,8	8,63	8,6	3,3	65,9	0,11	0,05	0,93	0,12	1,35	2,50	1,18	341,8	15,3	4,0
PB3	24,6	8,5	284,0	8,6	2,5	14,7	4,4	31,85	6,0	0,5	163,3	0,07	0,03	0,66	0,16	1,50	0,60	0,78	18,5	4,9	1,9
PB4	25,3	7,9	127,4	9,3	12,9	7,4	6,8	5,13	10,1	1,0	40,6	0,15	0,04	0,79	0,16	3,80	4,95	0,75	221,0	3,1	0,5
PB5	28,0	8,3	180,0	9,3	9,5	10,1	7,9	15,55	9,2	1,2	69,0	0,18	0,05	0,61	0,11	1,73	3,75	0,98	158,8	6,3	1,9
PB7	26,8	8,1	249,3	18,5	9,9	9,5	9,3	18,3	16,4	1,7	133,7	0,37	0,05	0,83	0,19	1,37	6,67	1,70	213,3	1,8	2,5
PK7	25,2	7,7	723,8	96,2	35,0	20,0	41,0	43,78	105,2	4,9	398,1	0,06	6,94	6,80	8,10	11,15	12,00	9,98	478,5	5,4	4,8
TAO	22,5	7,4	80,9	6,0	1,6	3,6	0,9	0,50	4,0	0,3	5,2	0,11	0,03	0,34	0,05	0,98	0,55	0,50	45,8	7,8	0,5
TC1	25,8	8,0	82,5	6,8	3,9	8,5	5,2	1,68	7,4	0,7	25,7	0,07	0,02	0,30	0,05	1,20	0,65	0,58	81,8	1,6	0,5
TC2	27,9	7,5	83,2	7,8	3,3	10,2	4,9	1,93	8,4	0,8	26,6	0,04	0,02	0,44	0,05	0,88	1,05	0,53	93,0	17,4	0,5
TH0	22,2	8,2	170,7	4,2	2,9	6,8	3,7	19,83	3,8	0,4	106,5	0,70	0,02	0,20	0,06	1,00	0,71	0,54	27,3	27,2	4,9
TH3	24,8	8,1	116,6	5,0	1,6	7,6	0,4	13,23	3,4	0,2	63,7	0,34	0,04	0,21	0,05	1,03	0,91	0,48	15,5	16,7	5,2
TH6	25,8	8,2	186,2	6,1	3,3	9,0	5,2	19,15	5,6	0,5	108,2	0,15	0,04	0,36	0,08	1,10	1,05	0,65	46,0	20,9	4,5
TH7	23,8	8,0	144,8	5,9	6,5	8,1	0,5	15,70	4,6	0,4	77,7	1,68	0,05	0,23	0,06	0,80	0,63	0,43	56,8	65,6	7,2
TI0	20,8	7,5	73,5	6,9	1,9	7,5	3,5	1,68	7,6	0,5	23,6	0,11	0,04	0,58	0,07	3,50	3,10	0,68	84,3	4,1	0,9
TI1	23,0	8,3	126,8	5,9	2,3	8,4	4,5	10,00	5,1	0,5	61,6	0,14	0,03	0,25	0,05	1,45	1,10	0,45	51,5	7,9	1,9
TI4	25,3	7,7	116,2	6,7	2,8	7,4	3,9	5,43	6,5	0,6	39,4	0,10	0,02	0,46	0,06	0,95	2,20	0,53	178,0	9,3	1,1
TI5	21,1	7,9	136,6	13,4	4,9	12,0	10,0	5,28	11,3	0,9	56,6	0,04	0,02	0,89	0,10	0,80	0,96	0,51	353,5	2,6	0,6
YA1	20,6	7,5	65,5	10,0	4,2	7,6	3,4	1,30	7,4	0,6	14,3	0,13	0,04	0,40	0,06	0,88	4,85	0,63	53,8	0,8	0,4
YA2	24,9	7,5	273,5	27,9	16,1	8,1	13,0	10,58	29,2	3,2	109,3	4,69	4,33	10,95	4,60	15,68	75,30	15,00	238,8	3,0	3,6

2.3.3. Minéralisation et ions majeurs

2.3.3.1. Conductivité

Les valeurs de conductivité mesurées fluctuent entre 28 µS/cm (station Panié) et 1181µS/cm (station Magenta recevant d'importants effluents domestiques). La conductivité moyenne augmente de l'amont vers l'aval des rivières. Ainsi, sur la Pouembout (bassin versant de 294 km^2 sur substrat volcano-sédimentaire), elle passe de 120 µS/cm à 250 µS/cm de la station 0 à la station 7. Celles-ci sont distantes de 54 km. En revanche, l'augmentation est moins importante pour les bassins versants de plus petite taille et pour ceux situés sur des substrats ultrabasiques. Par exemple, sur la Coulée (bassin versant de 92 km^2), la conductivité moyenne passe de 116 µS/cm (station 0) à 124 µS/cm (station 3). Les deux stations sont séparées de 10 km.

Les stations les moins minéralisées se situent au Sud (Yahoué 1) et au Nord Est de la Grande Terre (Panié, Tao, Tiwaka 0). Celles moyennement minéralisées (80 à 180 µS/cm) concernent les stations des rivières sur les péridotites (Carigou, Coulée, Dumbéa, Thio), celles de la côte Est (Tchamba et Tiwaka) et les stations amont de la Pouembout. De fortes conductivités (comprises entre 180 et 300 µS/cm) caractérisent les stations des rivières de la côte Ouest : Boghen, Confiance, Ouenghi et stations aval de la Pouembout. Enfin, des conductivités anormalement élevées (supérieures à 500 µS/cm) ont été mesurées sur les sites pollués de Nouméa (Magenta et PK7). En effet, ceux-ci reçoivent des quantités importantes d'eaux usées qui sont généralement fortement minéralisées.

L'analyse de l'ensemble des données acquises en période d'étiage confirme qu'il existe une relation entre la localisation géographique des sites et leur niveau de minéralisation. Les stations présentant des conductivités inférieures à 75 µS/cm (5% des mesures) se localisent sur les substrats métamorphiques du Nord-Est de la Grande Terre (Rivières Diahot, Padyéém, We Caot, Thanghène, Hienghène, Ouaième) ainsi que sur les péridotites du Sud de l'île (Koué, Rivière des Lacs, Rivière Bleue). Ces cours d'eau se situent dans des secteurs recevant des précipitations importantes (2500 à 4000 mm par an).

Plus de 55% de l'ensemble des stations prospectées présentent des conductivités comprises entre 75 et 175 µS/cm (figure 2.3 (a)). La plupart de ces stations moyennement minéralisées se situent sur les rivières de l'Est du Territoire (Tiwaka, Tchamba, Amoa), sur les cours d'eau ayant un bassin versant minier (Thio, Dumbéa, Tontouta, Népoui, Coulée, Kouaoua, Négropo, Houailou, Rivière des Pirogues, Rivière du Carénage) ou dans la région de la Foa.

Un quart des sites ont une conductivité relativement forte comprise entre 175 et 300µS/cm. Ces stations sont essentiellement situées sur les rivières de la côte Ouest sur des

terrains volcano-sédimentaires à vocation agricole (Boghen, Nekliai, Tiaoué, Pouembout, Ouaménie, Téné, Fonwhari, Témala, Iouanga, Poya, Rivière du Cap, Koné, Faténaoué,Voh).

Enfin, les stations dont la conductivité est supérieure à 300 µS/cm représentent environ 10% des mesures. Cet ensemble concerne les sites recevant d'importants effluents urbains tels que ceux de la Nessadiou (646 µS/cm). Les cours inférieurs des rivières de la côte Ouest peuvent également présenter de fortes conductivités. Celles-ci pourraient être expliquées par deux facteurs : l'enrichissement naturel de la rivière en nutriments de l'amont vers l'aval et des pollutions agricoles.

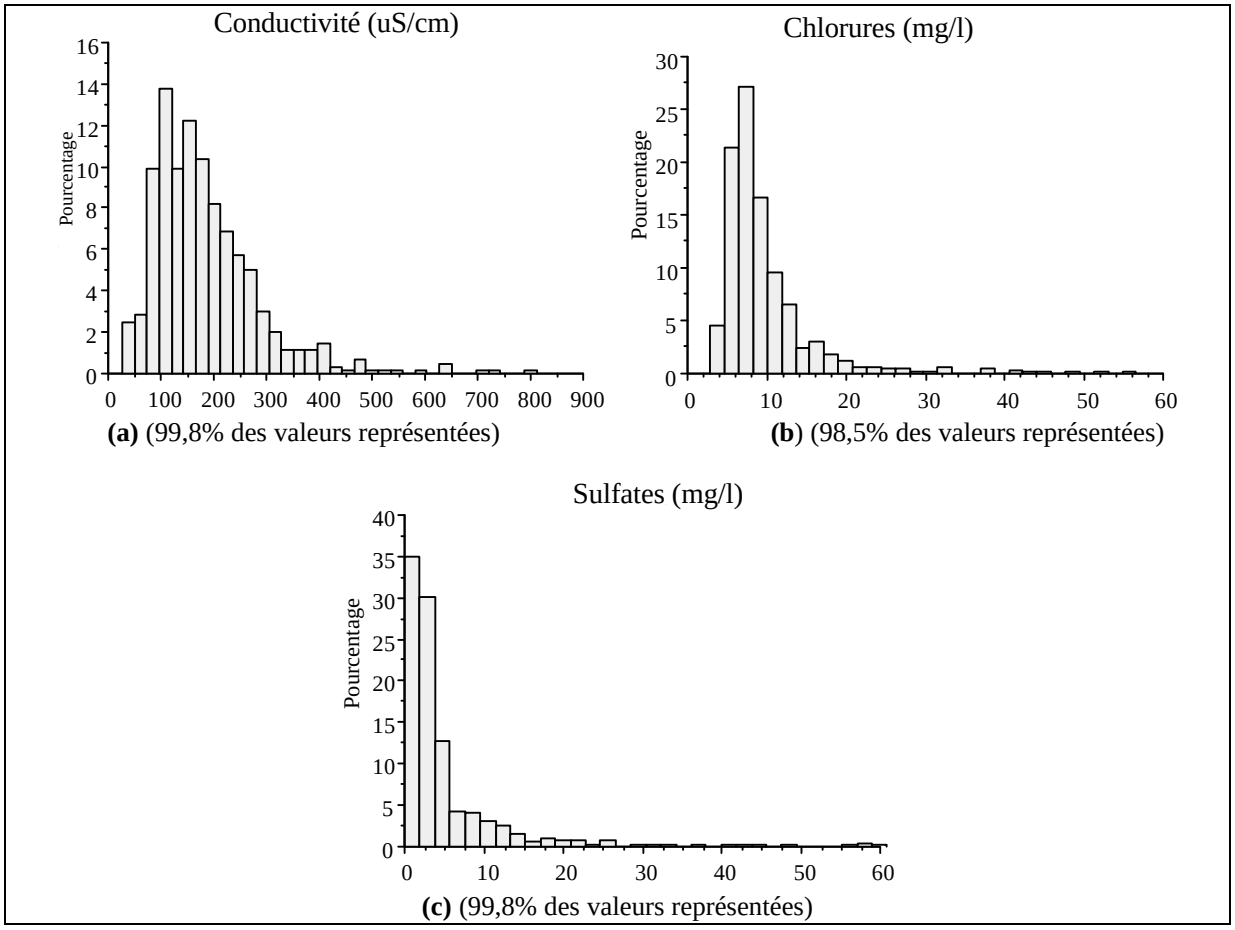


Figure 2.3 : Histogrammes de distribution des valeurs de Conductivité, Chlorures et et Sulfates mesurées à l'étiage (696 valeurs considérées).

Les valeurs de conductivité mesurées dans les eaux martiniquaises sont comparables à celles relevées dans les eaux calédoniennes. En effet, sur 36 sites étudiés en 1996 par CESAC & INP-ENSAT (1997), les conductivités mesurées étaient comprises entre 46 et 543 µS/cm avec une moyenne de 198 µS/cm. En revanche, elles sont inférieures en Nouvelle-Zélande : sur une étude de 96 sites, Close & Davies-Colley (1990) ont montré que plus de 70 % des valeurs étaient comprises entre 50 et 250 µS/cm. Les eaux calédoniennes et martiniquaises semblent

plus minéralisées que les eaux néo-zélandaises ce qui expliquerait leurs conductivités plus élevées.

2.3.3.2. Chlorures et Sulfates

Les teneurs en Chlorures et en Sulfates des rivières de l'étude montrent une répartition comparable à celle observée pour la conductivité. Les rivières situées sur des substrats ultrabasiques (Coulée, Dumbéa, Thio) et celles de la côte Est (Tiwaka, Tchamba) présentent les teneurs en Chlorures et Sulfates les plus faibles : respectivement inférieures à 8 mg/l et 3 mg/l. Les concentrations des stations de la côte Ouest s'échelonnent entre 8 et 12 mg/l pour les Chlorures et 3 et 6 mg/l pour les Sulfates. Les stations urbaines polluées (PK7, MG, YA2) présentent des teneurs supérieures à 20 mg/l.

La station Ouenghi 1, caractérisée par une forte conductivité (368 µS/cm) et des concentrations importantes en Chlorures et Sulfates (respectivement 19 mg/l et 22 mg/l), est originale. Cette station, localisée près de pâturages, ne semble pas subir de pollutions organiques conséquentes (oxydabilité et DBO5 moyennes de 0,5 g/l). Cette forte minéralisation, difficile à expliquer, pourrait être due à la présence d'un substrat géologique particulier (gypse).

Cette répartition se retrouve dans l'analyse globale de l'ensemble des sites mesurés à l'étiage. En effet, près de 50% des stations possèdent des concentrations en Chlorures inférieures à 8 mg/l (figure 2.3 (b)). Ce groupe concerne les rivières drainant des péridotites (Toutouta, Ouenghi, Kopéto, Népoui, Thio....), les rivières de la côte Est peu minéralisées (Tao, Panié, Tchamba, Tiwaka, Thanghène, Amoa, Nimbaye....) ainsi que les rivières de la région de la Foa. L'ensemble de ces stations ont généralement des teneurs en Sulfates inférieures à 5 mg/l (figure 2.3 (c)).

Trente-cinq pour cent des sites possèdent des teneurs en Chlorures comprises entre 8 et 20 mg/l et des concentrations en Sulfates comprises entre 5 et 20 mg/l. Ces stations se localisent principalement sur les rivières de la côte Ouest (Boghen, Pouembout, Ouaménie, Sarraméa, Coula, Moindou, Karikouié).

Les valeurs supérieures à 20 mg/l en Chlorures et Sulfates ont été dosées sur des sites particuliers ou pollués. Des teneurs de 60 mg/l en Chlorures et de 30 mg/l en Sulfates ont été mesurées sur des sites de la Nessadiou. Ceux-ci sont situés près du village du même nom ou à proximité d'abattoirs.

Les teneurs en Chlorures et Sulfates des eaux calédoniennes sont comparables à celles de la Nouvelle-Zélande où la majorité des eaux ont des concentrations en ces 2 élements inférieures à 10 mg/l. En revanche, elles sont globalement supérieures à celles des eaux de la Réunion. En effet, celles-ci présentent généralement des teneurs en Chlorures et Sulfates inférieures à 5 mg/l (Grack, comm. pers.).

2.3.3.3. Silice

Les teneurs en Silice sont liées à la nature géologique des terrains traversés par les cours d'eau. La majorité des roches en contiennent des quantités importantes. Les concentrations moyennes sur les stations sont de l'ordre de 3,5 mg/l au niveau des cours d'eau du Nord-Est (Tao, Panié). Les autres stations présentent des concentrations comprises entre 7 et 12 mg/l indépendamment du substrat ou de la localisation géographique. Les valeurs maximales (20 mg/l) se localisent au niveau des sites pollués.

2.3.3.4. Calcium, Sodium et Potassium

Les teneurs moyennes de ces trois éléments augmentent peu de l'amont vers l'aval. De la station Pouembout 0 à Pouembout 7, les concentrations en Calcium passent de 6,1 à 9,3 mg/l, celles en Sodium de 11,1 à 16,4 mg/l et celles en Potassium de 1,2 à 1,7 mg/l. Sur la Boghen dont le bassin versant se compose également de roches volcano-sédimentaires les concentrations moyennes en ces trois éléments restent stationnaires de la station 0 à la station 6. Celles-ci sont distantes de plus de 30 km.

Les stations localisées sur les terrains métamorphiques du Nord Est (Tao et Panié) et celles situées sur des péridotites présentent de faibles teneurs en Calcium, Sodium et Potassium par rapport à celles trouvées dans les cours d'eau métropolitains (se reporter au tableau 2.1). Ces sites ont des concentrations en Calcium inférieures à 2 mg/l, en Sodium comprises entre 3 à 5 mg/l et en Potassium inférieures à 0,5 mg/l. Les stations sur des substrats volcano-sédimentaires présentent des teneurs plus élevées (Calcium : 4 à 10 mg/l, Sodium : 6 à 11 mg/l et Potassium : 0,5 à 1,2 mg/l). Cette différence est liée à la nature géologique des substrats.

Les concentrations maximales sont observées au niveau des stations polluées (Magenta : teneurs en Calcium de 53 mg/l, en Sodium de 66 mg/l et en Potassium de 5,7 mg/l) et à Ouenghi 1 (concentrations en Calcium de 43 mg/l, en Sodium de 19 mg/l et en Potassium de 1,4 mg/l).

2.3.3.5. Magnésium et bicarbonates

Les concentrations en Magnésium et en Bicarbonates augmentent nettement de l'amont vers l'aval des cours d'eau. Par exemple, sur la Dumbéa les valeurs passent de 11,6 à 16,4 mg/l de Magnésium et de 57 à 78 mg/l d'ions Bicarbonates de la station 1 à la station 5. Ces stations sont distantes de 8 km.

Les stations situées sur des terrains volcano-sédimentaires (Tao, Panié, Tchamba, Tiwaka, Yahoué 1, Pouembout amont) présentent des teneurs moyennnes en Magnésium

inférieures à 10 mg/l et des concentrations moyennes en Bicarbonates inférieures à 50 mg/l. Les rivières dont une partie au moins du bassin versant draine des péridotites (Boghen, Confiance, Coulée, Dumbéa, Ouenghi, Thio) présentent des teneurs plus élevées : elles sont comprises entre 12 et 25 mg/l de Magnésium et entre 60 et 130 mg/l de Bicarbonates. Cette différence vient de la nature géologique des roches : les péridotites contiennent d'importantes quantités de silicates de Magnésium et de carbonates de Magnésium qui sont à l'origine de la formation des Bicarbonates et du Magnésium dissous. Selon Trescases (1975), l'évacuation du Magnésium reste à peu près la même quelle que soit la saison.

Des valeurs particulièrement élevées ont été mesurés sur Pouembout 3 et Ouenghi 1, ainsi que sur les stations urbaines polluées : 163 mg/l de Bicarbonates à Pouembout 3, 200 mg/l à Ouenghi 1, 325 mg/l à Magenta et 400 mg/l à PK7.

2.3.4. DBO5, Oxydabilité et MES

Les stations d'altitude en forêt (Pouembout 0, Tiwaka 0 et 5, Carigou 0) présentent des teneurs en matières organiques (DBO5 et Oxydabilité) et en MES généralement plus élevées que celles des zones aval des cours d'eau. Ces fortes valeurs peuvent s'expliquer par la quantité importante de feuilles en décomposition trouvées sur ces sites.

Sur les autres stations, les concentrations en MES fluctuent entre 0,2 et 7 mg/l et les teneurs moyennes en matières organiques restent faibles. Elles sont moins élevées sur les stations des terrains miniers (CL0, CL1, CL2, CL3, DU0, DU1, DU4, DU5, CA0) que sur celles des substrats volcano-sédimentaires (OU2, PB3, PB4, PB5, PB7, TC1, TC2, TI4). En effet, sur les premières, les valeurs d'oxydabilité sont inférieures à 0,3 mg/l et celles en DBO5 ne dépassent pas 1 mg/l. Sur les secondes, les valeurs d'oxydabilité sont proches de 1 mg/l et celles de DBO5 de l’ordre de 2 mg/l.

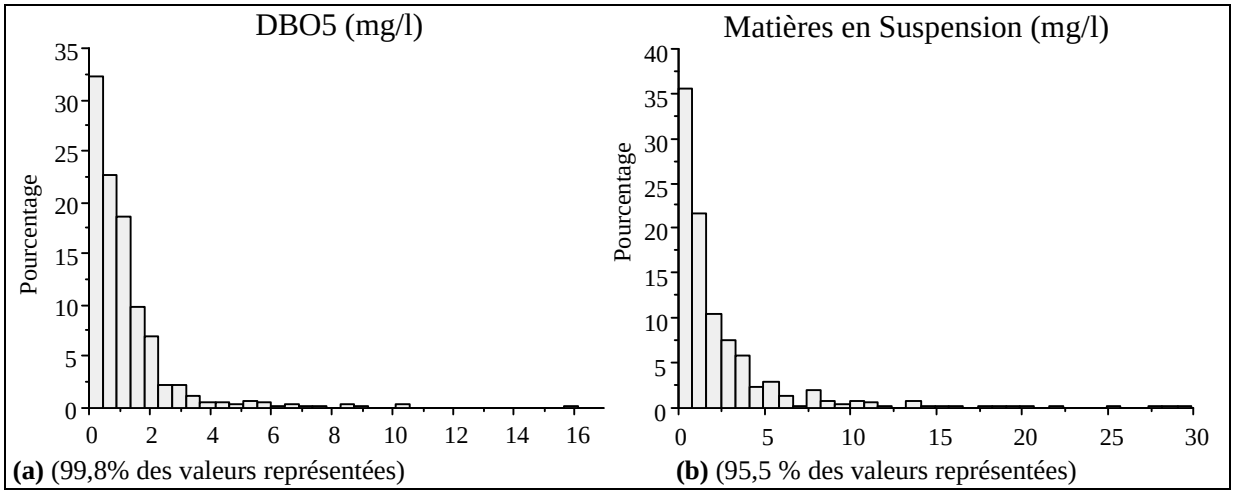
Ces faibles valeurs en matières organiques pourraient être expliquées, d'une part par la végétation sclérophylle peu dense des péridotites (maquis minier) qui produit peu d'humus ; et d'autre part, par l'occupation et l'utilisation des sols (pâturages, cultures) moins importante sur les péridotites que sur les substrats volcano-sédimentaires. L'apport de matières organiques par lessivage des sols serait donc moins important dans les cours d'eau sur péridotites que dans ceux situés sur des terrains volcano-sédimentaires.

Les plus fortes teneurs en MES et DBO_5 se localisent au niveau des stations urbaines polluées. Les valeurs y sont très largement supérieures à celles mesurées dans les eaux naturelles. Les valeurs moyennes les plus élevées sont celles de Magenta : DBO_5 et MES > 20 mg/l.

L'étude de l'ensemble des données de l'étiage confirme que les rivières calédoniennes transportent peu de matières organiques et de MES. Plus de la moitié des stations présentent des charges en matières organiques biodégradables (DBO5) inférieures à 1 mg/l (petits bassins versants et rivières drainant des péridotites : Toutouta, Dumbéa, Houailou) et 30 % des sites ont des teneurs comprises entre 1 et 2 mg/l. Les eaux naturelles de la Réunion sont également caractérisées par de faibles teneurs en matières organiques. Ainsi durant l'étiage 1997, les teneurs d'oxydabilité étaient inférieures à 2,5 mg/l sur 25 sites analysés (Grack, comm. pers.).

Au niveau des MES, 80% des teneurs dosées dans les cours d'eau de la Grande Terre sont inférieures à 5 mg/l (figures 2.4.(a) et (b)). Des teneurs supérieures (3 et 10 mg/l) ont été relevées sur les cours inférieurs des rivières de la côte Ouest (Boghen, Cap, Pocquereux, Pouembout, Poya, Koné, Koumac, La Foa, Nessadiou, Ouaménie). Celles-ci sont certainement dues aux élevages et à une pollution domestique.

Ces concentrations sont comparables à celles observées dans les cours d'eau de la Réunion et de la Nouvelle-Zélande où elles sont généralement respectivement inférieures à 5 mg/l (Grack, comm. pers.) et 10 mg/l (Close & Davies-Colley, 1990).



(a) (99,8% des valeurs représentées) **(b)** (95,5 % des valeurs représentées)

Figure 2.4 : Histogrammes de distribution des teneurs en DBO5 et en Matières en Suspension mesurées à l'étiage (696 valeurs considérées)

En période de basses eaux, les valeurs les plus élevées en MES (20 à 60 mg/l) se situent au niveau des cours inférieurs des rivières de la côte Ouest (Pouembout, La Foa, Ouaménie, Iouanga, Koné) et de la Tiwaka à l'Est (une route est en construction depuis quelques années le long de cette rivière).

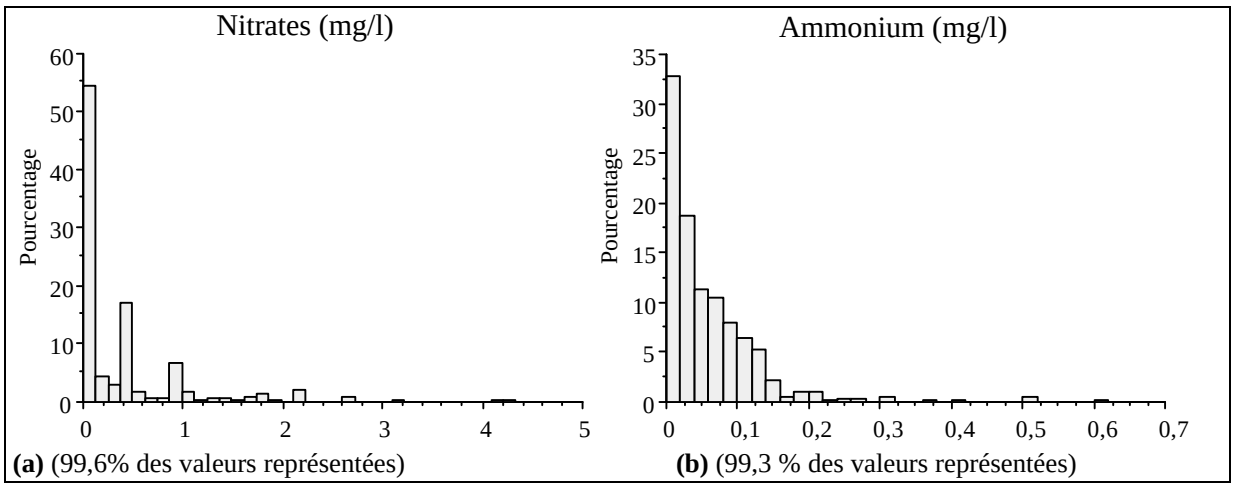
Dans le cas de crues cycloniques ou après de fortes pluies, la majorité des cours d'eau sur terrains miniers altérés sont très turbides (eaux de couleur rouge aux embouchures des

rivières). Lors d'une étude des transports solides en suspension dans la Ouenghi, Danloux (1983) a mesuré des concentrations maximales de 470 mg/l de MES en bordure du lit.

2.3.5. Nitrates, Ammonium et Phosphates

Les concentrations en Ammonium et en Phosphates des stations d'étude sont généralement inférieures à 0,1 mg/l. Celles en Nitrates ne dépassent pas 0,5 mg/l excepté sur la station Thio 7 (1,7 mg/l) mais elles restent inférieures à celles trouvées dans les eaux métropolitaines (Nisbet & Verneaux, 1970). Pour les ions Ammonium, les valeurs les plus élevées se situent soit au niveau de ruisseaux forestiers riches en débris végétaux en décomposition (Carigou 0 par exemple) où elles sont toutefois inférieures à 0,5 mg/l, soit au niveau des sites urbains collectant des eaux usées comme Yahoué 2, PK7 et Magenta où a été relevée une concentration en Ammonium de 29,5 mg/l en octobre 1997. En effet, les eaux usées domestiques apportent des quantités considérables d'Ammonium et de Nitrates. La valeur maximale de 18,8 mg/l de Nitrates a été mesurée à Magenta en octobre 1996.

L'analyse de l'ensemble des données de l'étiage confirme que les teneurs en Nitrates et Ammonium sont faibles sur la majorité des cours d'eau : pour les Nitrates, 88 % des valeurs mesurées sont inférieures à 1 mg/l et pour l'Ammonium, 80 % des teneurs sont inférieures à 0,1 mg/l (figures 2.5 (a) et (b)). Les concentrations maximales en ces deux éléments se localisent sur les sites proches des tribus ou des villages (Saint-Louis, la Foa, Carignan). Ces faibles teneurs en nitrates dans les cours d'eau montrent que peu d'engrais sont utilisés au niveau des exploitations agricoles.



(a) (99,6% des valeurs représentées) **(b)** (99,3 % des valeurs représentées)

Figure 2.5 : Histogrammes de distribution des concentrations de Nitrates et d'Ammonium mesurées à l'étiage (696 valeurs considérées)

Des résultats similaires se retrouvent dans les cours d'eau de la Réunion où les teneurs en Nitrates et Ammonium sont généralement inférieures à 1 mg/l et 0,1 mg/l respectivement (Grack, comm. pers.). En revanche, les teneurs en Nitrates des eaux martiniquaises sont supérieures : sur 36 sites étudiés en 1996 par CESAC & INP-ENSAT (1997), les valeurs fluctuaient entre 0 et 11,3 mg/l avec une moyenne de 3,9 mg/l. Ces valeurs élevées sont probablement expliquées par l'utilisation de quantités d'engrais importantes.

2.3.6. Métaux : Fer, Chrome et Nickel

Le Fer provient de l'érosion naturelle des roches magmatiques basiques et des roches ultrabasiques. Insoluble dans l'eau, il est transporté par les particules en suspension dans l'eau. Les teneurs des stations d'étude varient entre 10 µg/l (Dumbéa 4) et 500 µg/l (Pouembout 0). Celles-ci augmentent de l'amont vers l'aval des rivières et sont plus élevées sur les terrains volcano-sédimentaires que sur les péridotites.

Les concentrations en Chrome varient entre 1 µg/l (Ouenghi 1) et 65 µg/l (Thio 7), celles en Nickel entre 0,5 µg/l (Pouembout 4) et 18 µg/l (Coulée 2). Les teneurs de ces deux éléments sont logiquement plus élevées sur les sites sur péridotites.

La majorité des teneurs en Nickel mesurées à l'étiage sont inférieures à 30 µg/l (figure 2.6). On retrouve comme sur les stations d'étude des différences de concentrations selon le substrat géologique des bassins versants. La plupart des cours d'eau s'écoulant sur des terrains volcano-sédimentaires (Amoa, Thanghène, Hienghène, Diahot, Tchamba, Négropo, Nessadiou, Yahoué, Iouanga, Koné, La Foa, Témala, Boghen, Douencheur, Moindou, Karikouié) présentent des concentrations de Nickel inférieures à 5 µg/l. En revanche, les rivières du Sud sur péridotites ont des teneurs comprises entre 10 et 30 µg/l. Entre ces deux groupes se situent les cours d'eau qui drainent des substrats péridotitiques et volcano-sédimentaires tels que la Dumbéa, la Koumac et la Pouembout. La valeur maximale (136 µg/l) a été mesurée sur la Nessadiou en novembre 1995.

La majorité des teneurs mesurées dans les rivières calédoniennes sont inférieures aux normes métropolitaines de distribution des eaux qui donnent une limite de 50 µg/l de Nickel (Gaujous, 1993). Il est cependant difficile de comparer les valeurs puisque celles préconisées concernent des eaux préalablement filtrées alors que les teneurs dosées dans notre étude se rapportent à des échantillons d'eau non filtrés.

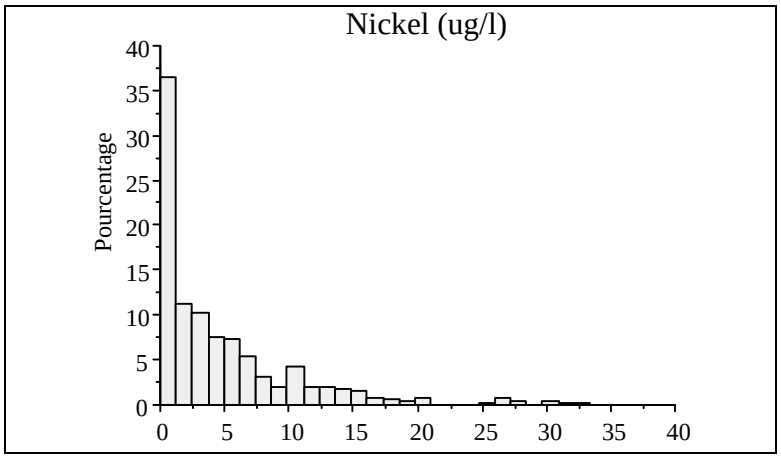


Figure 2.6 : Histogrammes de distribution des concentrations de Nickel mesurées à l'étiage (696 valeurs considérées dont 99,4% ont été représentées)

2.4. VARIABILITE SPATIO-TEMPORELLE DE LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE DE L'EAU DES RIVIERES

2.4.1. Variabilité inter-annuelle de la qualité physico-chimique des eaux

Les valeurs moyennes et extrêmes de 10 paramètres (conductivité, Chlorures, température, pH, DBO5, MES, Sulfates, Ammonium, Nitrates et Nickel) mesurés sur 50 stations communes aux années 1993, 1994, 1996 et en 1997 figurent dans le tableau 2.4. Les tests non paramétriques de Kruskall-Wallis réalisés sur l'ensemble de ces données montrent des différences temporelles significatives pour les paramètres température, pH, MES, Sulfates, Nitrates et Ammonium.

Tableau 2.4 : Valeurs moyennes et extrêmes des paramètres physico-chimiques mesurés sur 50 sites communs aux années 1993, 1994, 1996 et 1997. Résultats des tests non paramériques de Kruskall-Wallis et des tests *a posteriori* (Multiple comparisons between treatments) (Siegel & Castellan, 1988). n.s. : non significatif.

	Cond	Cl^-	Temp	pH	DBO5	MES	SO_4^{3-}	NH_4^+	NO_3^-	Ni
1993										
moyenne	179	9,24	26,86	7,61	0,79	9,22	5,38	0,08	0,84	4,57
Min	54	3,50	19,60	6,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Max	480	41,80	32,80	9,11	3,00	83,00	56,00	2,00	3,08	31,90
1994										
moyenne	181	8,96	24,12	8,01	1,09	3,91	4,95	0,07	0,96	3,88
Min	58	3,00	19,80	5,70	0,00	0,05	0,10	0,01	0,01	0,30
Max	368	33,00	29,30	9,89	5,50	38,40	58,00	0,50	37,00	33,30
1996										
moyenne	167	7,99	26,50	7,92	1,26	5,08	4,91	0,03	0,32	6,66
Min	51	4,10	22,20	6,66	0,10	0,10	1,30	0,01	0,01	1,00
Max	320	14,90	31,90	8,93	10,40	70,00	18,60	0,12	4,20	50,00
1997										
moyenne	160	8,92	26,40	8,20	0,73	1,03	4,93	0,06	0,20	3,14
Min	40	3,40	22,50	6,95	0,05	0,05	1,20	0,01	0,05	0,50
Max	702	23,00	33,40	8,99	2,60	3,20	21,10	0,16	1,30	17,00
H (Kruskall-Wallis)	5,462	1,976	32,742	21,791	6,333	21,935	31,619	29,35	27,97	4,758
p	0,140	0,577	<,0001	<,0001	0,096	<,0001	<,0001	<,0001	<,0001	0,190
Résultats des tests *a posteriori*	n.s.	n.s.	94<93, 94<96	93<97, 96<97	n.s.	97<93, 97<94, 97<96	93<96, 93<97, 94<96, 94<97	97>93, 97>94, 97>96	93>97, 93>94, 93>96	n.s.

Les valeurs moyennes de la conductivité, des Chlorures et du Nickel sont relativement constants d'une année sur l'autre. La conductivité moyenne demeure proche de 170 µS/cm pendant les 4 années étudiées et la teneur moyenne en chlorures est de 8 mg/l.

La température de l'eau fut significativement plus faible en 1994 qu'en 1993 et en 1996. En effet, en 1994, sur l'ensemble du Territoire, la température de l'air a été plus faible que la normale (température calculée sur les valeurs recueillies de 1961 à 1990) (figure 2.7 (a)).

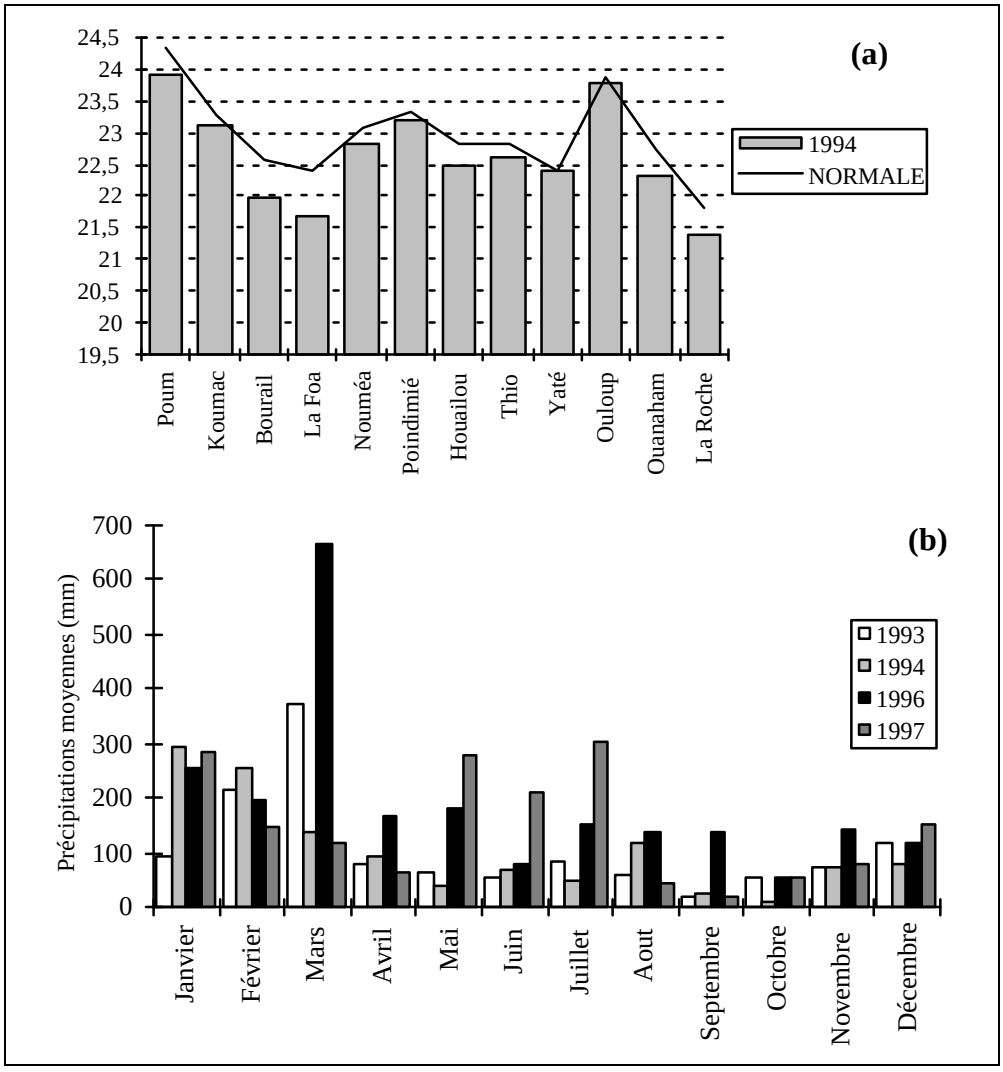


Figure 2.7 : (a). Températures moyennes de 1994 et normales (1961-1990) enregistrées sur 12 stations. (b) Précipitations moyennes mensuelles relevées sur 12 stations météorologiques en 1993, 1994, 1996 et 1997. Données de Météo-France.

Les autres différences se situent essentiellement entre 1997 et les années 1993, 1994 et 1996. Le pH et les teneurs en Ammonium furent significativement plus élevées en 1997 qu'en 1993 et 1996 et les concentrations en Sulfates plus fortes en 1997 qu'en 1993 et 1994. Les

MES montrèrent la tendance inverse : les valeurs mesurées furent significativement inférieures en 1997. Enfin, les teneurs en Nitrates furent significativement plus élevées en 1993 qu'en 1994, 1996 et 1997. Les concentrations moyennes et extrêmes des MES, des Nitrates et des ions Ammonium ont varié de façon importante d'une année sur l'autre. Par exemple, en 1993 la valeur moyenne en MES fut de 9,2 mg/l alors qu'elle était proche de 1 mg/l en 1997 et la valeur maximale est passée de 83 mg/l à 3 mg/l. Ces différences peuvent s'expliquer par les précipitations qui furent plus faibles à l'étiage 1997 (septembre à novembre) qu'aux étiages de 1993, 1994 et 1996 (figure 2.7 (b)).

2.4.2. Variabilité spatiale de la qualité de l'eau des stations d'étude

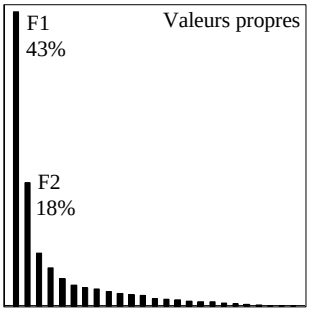
Une ACP normée a été réalisée sur le tableau de données physico-chimiques (38 stations X 25 variables X 4 campagnes). Les éléments d'interprétation de l'analyse (matrice des corrélations, valeurs propres et contributions des paramètres à la constitution des composantes principales) se trouvent en annexe 6.

Les deux premiers facteurs représentent près de 61% de l'inertie totale (figure 2.8 (a)). De nombreux paramètres liés à la minéralisation (Conductivité, Chlorures, Calcium, Silice, TH calcique, Sodium, Potassium, TAC, Bicarbonates) et à la charge organique des eaux (Sulfates, Ammonium, KMnO4, Phosphates, Azote Kjeldhal) présentent de fortes corrélations avec l'axe F1 (43% d'inertie). Le deuxième axe (18% d'inertie) est principalement constitué par les paramètres Magnésium, TH magnésien, Nickel et Chrome (figure 2.8 (b)). Ces éléments proviennent de l'érosion des péridotites.

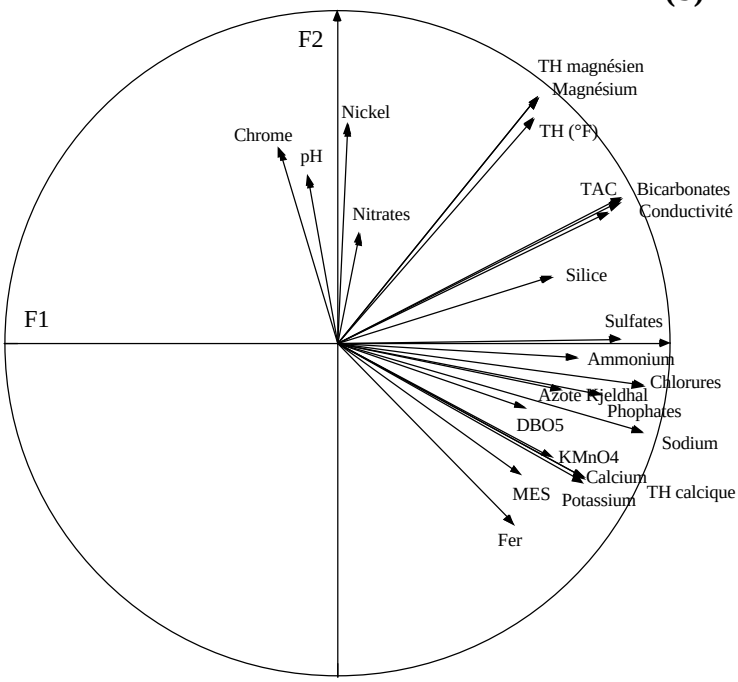
La projection des sites sur le plan factoriel F1 X F2 (figure 2.8 (c)) indique que l'axe F1 est fortement influencé par les 3 stations urbaines PK7, MG et YA2 qui subissent des pollutions organiques importantes. Celles-ci s'opposent à tous les autres sites. Le deuxième axe distingue les stations des rivières sur péridotites : Confiance (CF), Thio (TH), Coulée (CL), Dumbéa (DU), Carigou (CA) de celles drainant des terrains volcano-sédimentaires : Tiwaka (TI), Pouembout (PB) Tchamba (TC), Yahoué (YA). Quatre groupes de stations s'individualisent à chaque saison.

Ces cartes des relevés montrent une permanence de la position des sites d'une saison à l'autre, à l'exception de celles des stations polluées. La station YA2, par exemple, se déplace le long de l'axe F1 tandis que la station MG se déplace selon l'axe 2. Les variables induisant la variabilité de la qualité physico-chimique ne semblent pas être les mêmes pour les deux stations.

(a)



(b)



(c)

BO : Boghen (0, 2, 4, 6)
CA : Carigou (0 et 2)
CF : Confiance (0)
CL : Coulée (0, 1, 2, 3)
DU : Dumbéa (0, 1, 4, 5)
OU : Ouenghi (1, 2, 4)
MG : Magenta
PB : Pouembout (0, 1, 3, 4, 5)
PK7 : 7ème km
TAO : Cascade de Tao
TC : Tchamba (1, 2)
TH : Thio (0, 3, 6, 7)
TI : Tiwaka (0, 1, 4, 5)
YA : Yahoué (1, 2)

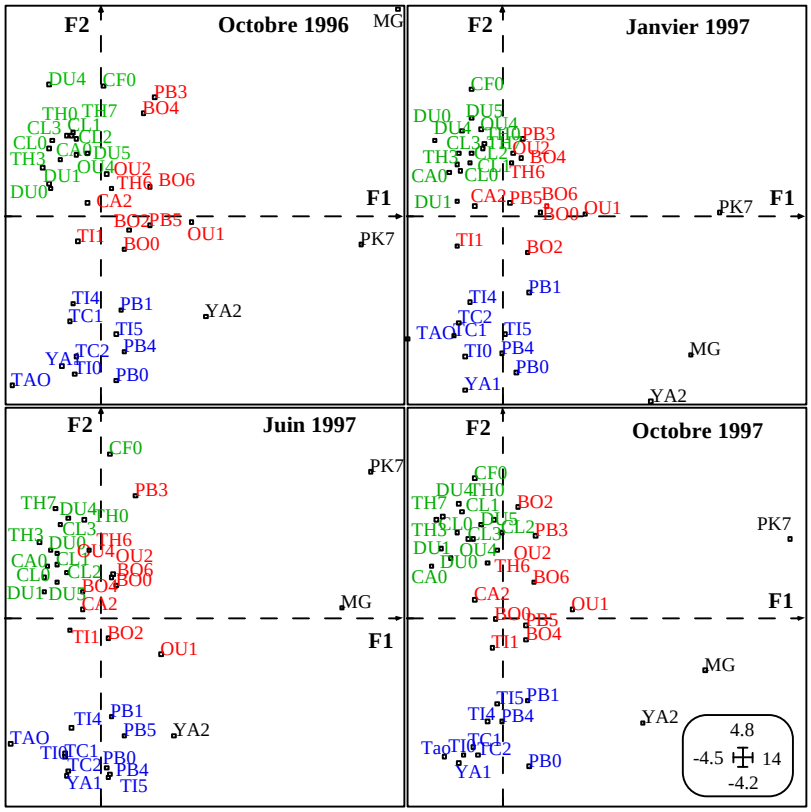


Figure 2.8 : ACP normée réalisée sur le tableau de données physico-chimiques (38 stations X 25 variables X 4 campagnes). (a) Graphe des valeurs propres, (b) Cercle de corrélation des paramètres sur le plan factoriel F1XF2, (c) Carte factorielle des sites sur le plan F1XF2.

2.4.3. Variabilité saisonnière de la qualité physico-chimique de l'eau des stations d'étude

L'analyse inter-dates réalisée sur le même tableau de données indique que la variance inter-stations représente 75% de l'inertie de l'ACP globale et que la variance inter-dates représente seulement 5% de l'inertie totale. Des tests de permutations effectués sur ces analyses montrent que les variances inter-dates et inter-stations ne sont pas dues au hasard : elles sont, au contraire, hautement significatives (annexe 6). Il est donc possible d'étudier l'effet date.

Les résultats de l'ACP inter-dates sont visualisés sur la figure 2.9. Les deux premiers facteurs représentent 80% de l'inertie totale (figure 2.9 (a)) avec 47% d'inertie pour le premier axe et 33 % d'inertie pour le second axe. La variabilité temporelle de la qualité physico-chimique de l'eau est principalement liée aux variations de la température, du pH, de l'Ammonium et des Nitrates, paramètres qui déterminent le premier axe (figure 2.9 (b)). Le second axe est anti-corrélé aux teneurs en Chrome (se reporter à l'annexe 6 pour connaître les contributions des paramètres à la constitutions des axes F1 et F2).

La carte factorielle des relevés (figure 2.9 (c)) montre une forte dispersion des sites au cours de chaque saison. Les relevés moyens d'octobre sont regroupés et s'opposent à ceux de janvier et de juin. Cependant, les caractéristiques physico-chimiques des stations différent de façon importante des caractéristiques moyennes de la date associée et les 4 groupes de stations se chevauchent. Ceci confirme la faible variabilité temporelle de la qualité physico-chimique des eaux.

Les résultats de l'ACP (contribution des paramètres à la constitution des axes) ont montré la redondance de certaines variables par rapport à d'autres : TH calcique / Sulfates, TH magnésien / Magnésium, TAC / Bicarbonates, KMnO4 / Potassium et Azote Kjeldhal / Ammonium. Les variables TH calcique, TH magnésien, Bicarbonates, KMnO4 et Azote Kjeldhal seront donc exclues des analyses suivantes.

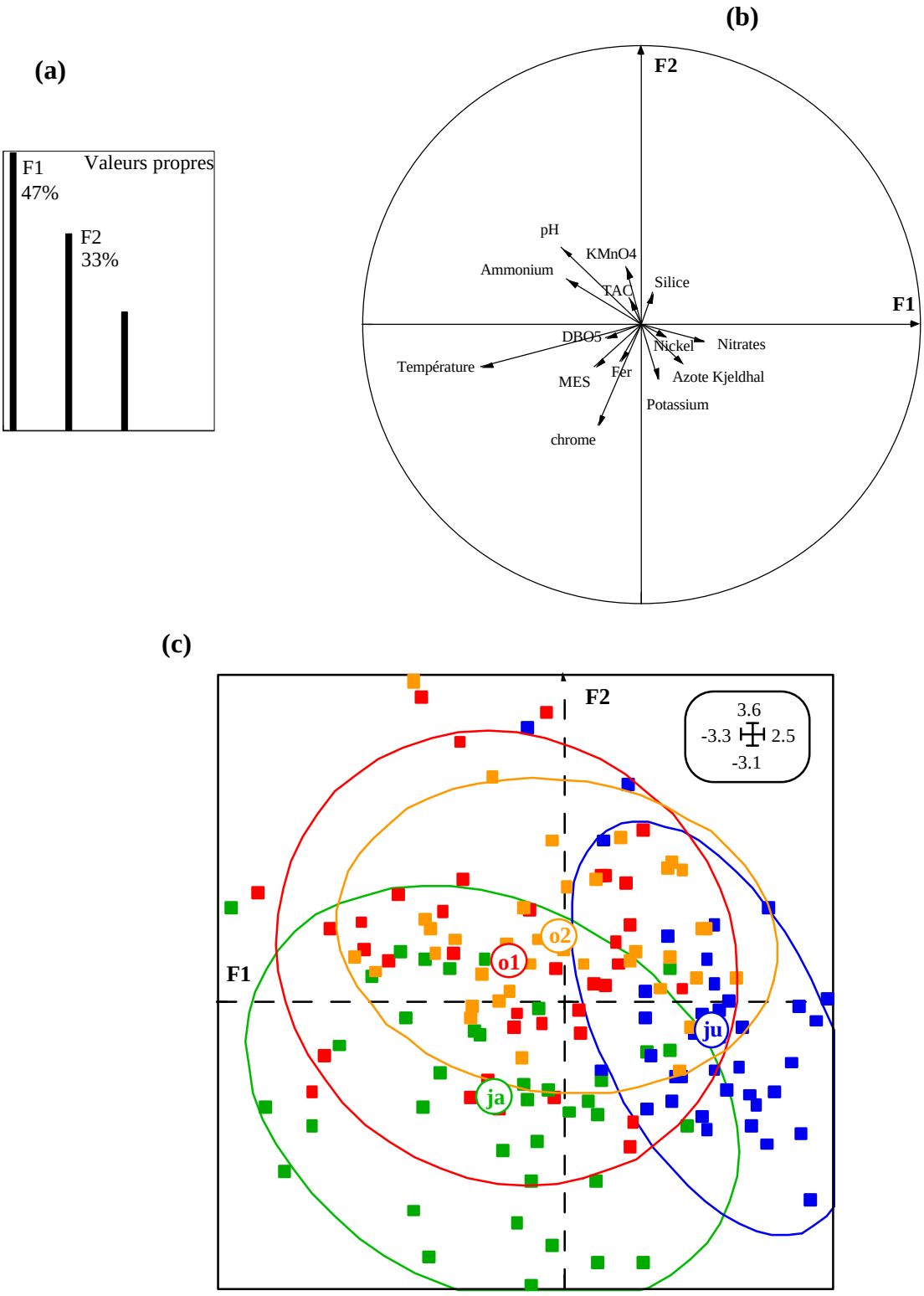


Figure 2.9 : Résultats de l'ACP inter-dates. (a) Graphe des valeurs propres, (b) Cercle de corrélation des paramètres sur le plan factoriel F1 X F2, (c) Carte des stations sur le plan factoriel F1 X F2. o1, ja, ju et o2 représentent la qualité physico-chimique moyenne des dates Octobre 1996, Janvier 1997, Juin 1997 et Octobre 1997 respectivement. Les relevés du tableau initial ont été projetés sur le plan factoriel F1 X F2. Chaque date est représentée par une couleur différente.

2.4.4. Typologie physico-chimique de l'eau des stations d'étude

Une classification hiérarchique a été effectuée sur les données physico-chimiques des 41 stations d'étude afin de compléter les résultats de l'ACP. L'effet temporel étant faible, la classification a été réalisée sur les valeurs moyennes des stations calculées à partir des données des différentes saisons d'échantillonnage (figure 2.10).

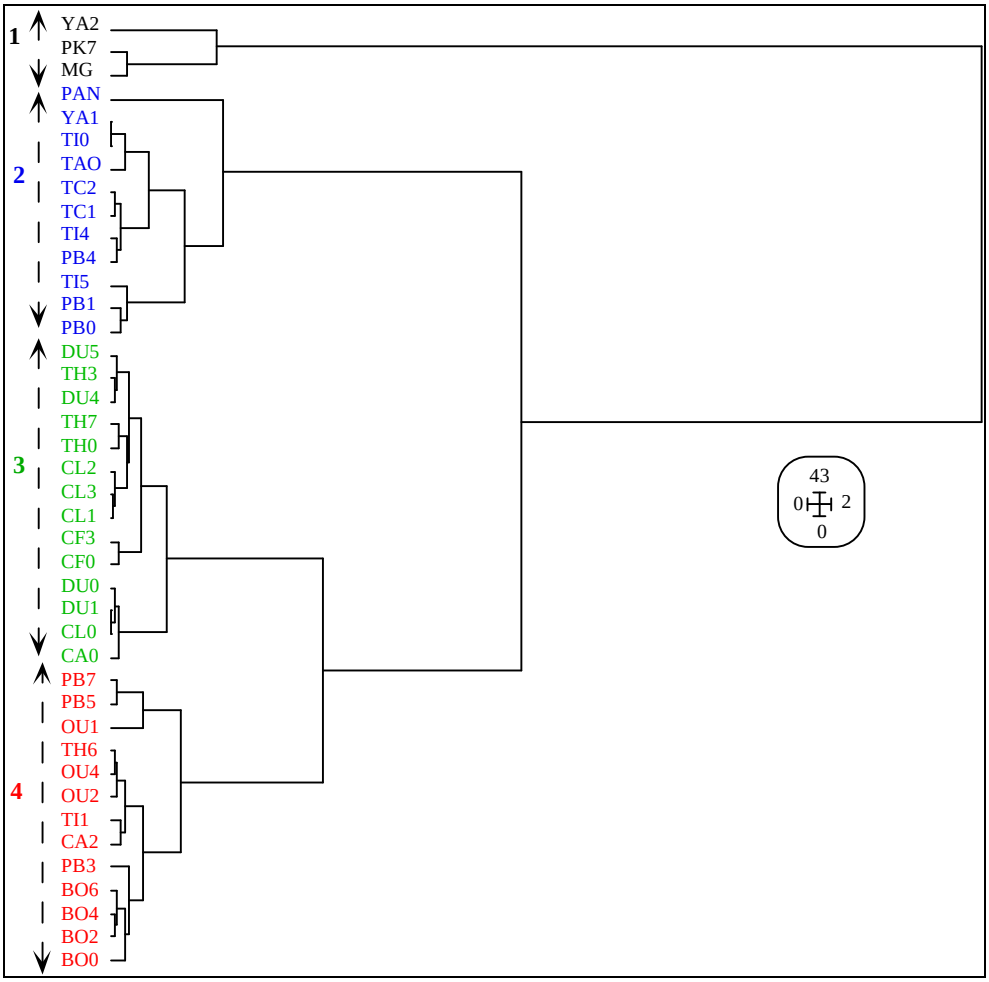


Figure 2.10 : Résultats de la Classification Hiérarchique réalisée sur les données moyennes physico-chimiques des 41 stations de l'étude. (BO : Boghen (0, 2, 4, 6) ; CA : Carigou (0 et 2) ; CF : Confiance (0) ; CL : Coulée (0, 1, 2, 3) ; DU : Dumbéa (0, 1, 4, 5) ; OU : Ouenghi (1, 2, 4) ; MG : Magenta ; PB : Pouembout (0, 1, 3, 4, 5) ; PK7 : 7ème km ; TAO : cascade de Tao ; TC : Tchamba (1, 2) ; TH : Thio (0, 3, 6, 7) ; TI : Tiwaka (0, 1, 4, 5) ; YA : Yahoué (1, 2))

Cette analyse a permis de distinguer 4 groupes de stations en fonction des influences anthropiques auxquelles elles sont soumises, de leur localisation et/ou du substrat géologique des bassins versant :

1- Les stations urbaines subissant des pollutions organiques importantes et caractérisées par de fortes teneurs en matières organiques, Ammonium, Potassium, MES et ions majeurs : YA2, MG et PK7,

2- Les stations des rivières de Tao, Tchamba (TC1 et TC2), Tiwaka (TI0, TI4, TI5), Panié (PAN) situées sur la côte Nord-Est, celle de Yahoué 1 et les stations amont de la Pouembout (PB0, PB1, PB4). Peu minéralisées, toutes ces stations présentant de faibles concentrations en Nickel, Chrome et Magnésium,

3- Les sites sur péridotites des rivières Dumbéa (DU0, DU1, DU4, DU5), Thio (TH0, TH3, TH7), Coulée (CL0, CL1, CL2, CL3), Confiance (CF3, CF0), Carigou amont (CA0) qui présentent des teneurs relativement fortes en Nickel, Chrome et Magnésium et de faibles concentrations en matières organiques et en ions majeurs (Chlorures, Sodium, Calcium, Potassium, Sulfates),

4- Les sites sur des terrains volcano-sédimentaires situés à proximité d'exploitations agricoles, d'habitations ou de tribus : Pouembout aval (PB3, PB5, PB7), Ouenghi (OU1, OU2, OU4), Boghen (BO0, BO2, BO4, BO6), Thio aval (TH6). Ces stations de plus forte minéralisation se caractérisent par des concentrations relativement importantes en Phosphates, Ammonium et matières organiques.

2.5. CARACTERISTIQUES DU MILIEU

2.5.1. Paramètres mésologiques variant d'une saison à l'autre

Ces paramètres estimés à chaque saison sont la largeur moyenne de la station, sa profondeur moyenne, l'ombrage du lit, les quantités de périphyton, d'algues filamenteuses, de bryophytes, de matières organiques et la vitesse du courant. Une ACM a été effectuée sur les 152 relevés correspondant aux 38 stations échantillonnées aux 4 saisons (figure 2.11). Les tableaux de données figurent en annexe 7.

Le graphe des valeurs propres indique que les 2 premiers axes représentent 26,3% de l'inertie totale des données (15,8% d'inertie pour le premier axe et 10,5% pour le second). L'ombrage, la quantité d'algues filamenteuses et de matières organiques (fine et grossière) définissent l'axe F1 (tableau 2.5 et figure 2.11 (c)). L'axe F2 est représenté par la vitesse du courant et la profondeur. La largeur et la quantité de périphyton sont associées aux deux axes.

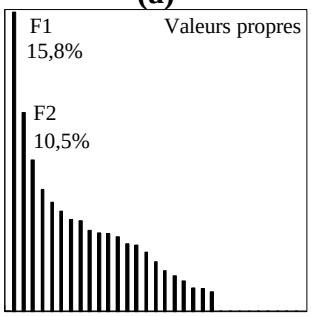
Tableau 2.5 : Rapports de corrélation des variables sur les 2 premiers axes

Paramètres	F1	F2
Largeur	**0.371**	**0.333**
Profondeur	0.195	**0.342**
Ombrage	**0.570**	0.141
Périphyton	**0.345**	0.305
Algues filamenteuses	**0.534**	0.233
Bryophytes	0.312	0.044
Vitesse	0.099	**0.514**
Débris végétaux	**0.458**	0.089
Matière organique fine	**0.600**	0.313

L'axe F1 oppose d'une part les cours supérieurs des rivières (stations PBO, CAO, TIO, TI5, BO4, DU0) caractérisés par un ombrage important (>80%), des quantités élevées de débris végétaux, de faibles largeurs (<1,5 m) et profondeurs (<0,25 m), et d'autre part les stations des cours moyens et inférieurs (OU4, BO6, TH6, TC1, DU5, TI4) (figure 2.11 (d)). Ces stations présentent peu ou pas de couverture végétale, des développements algaux et périphytiques conséquents et se caractérisent par des largeurs importantes (comprises entre 10 et 30 m). Très peu d'angiospermes aquatiques ont été trouvées au cours de l'étude.

L'axe F2 oppose les sites à faible courant (MG, PK7) de ceux à courant rapide : cascade de Tao, Coulée (CLO, CL1, CL2, CL3), Thio (THO, TH3), Dumbéa (DU1, DU4). Ces sites sur terrains ultrabasiques (Coulée, Thio et Dumbéa) sont peu propices au développement d'algues et de bryophytes et sont souvent dépourvus de couverture végétale (ouverts).

(a)



(b)

Paramètres /Classes	**1**	**2**	**3**	**4**
Largeur (m)	<1,5	1,5 <5	5 <10	10
Prof moyenne (m)	<0,25	0,25 à 0,5	0,5	>0,5
Ombrage (%)	0	5 <50	50 <80	80
Périphyton (%)	0	5 <30	30 <80	80
Algues (%)	0	2 <20	20 <50	50
Bryophytes	absentes	présentes		
Vitesse courant	faible/lente	moyenne	rapide/cascade	
Quantité de débris végétaux	faible	moyenne	importante	
Matière organique fine	faible	moyenne	importante	

(c)

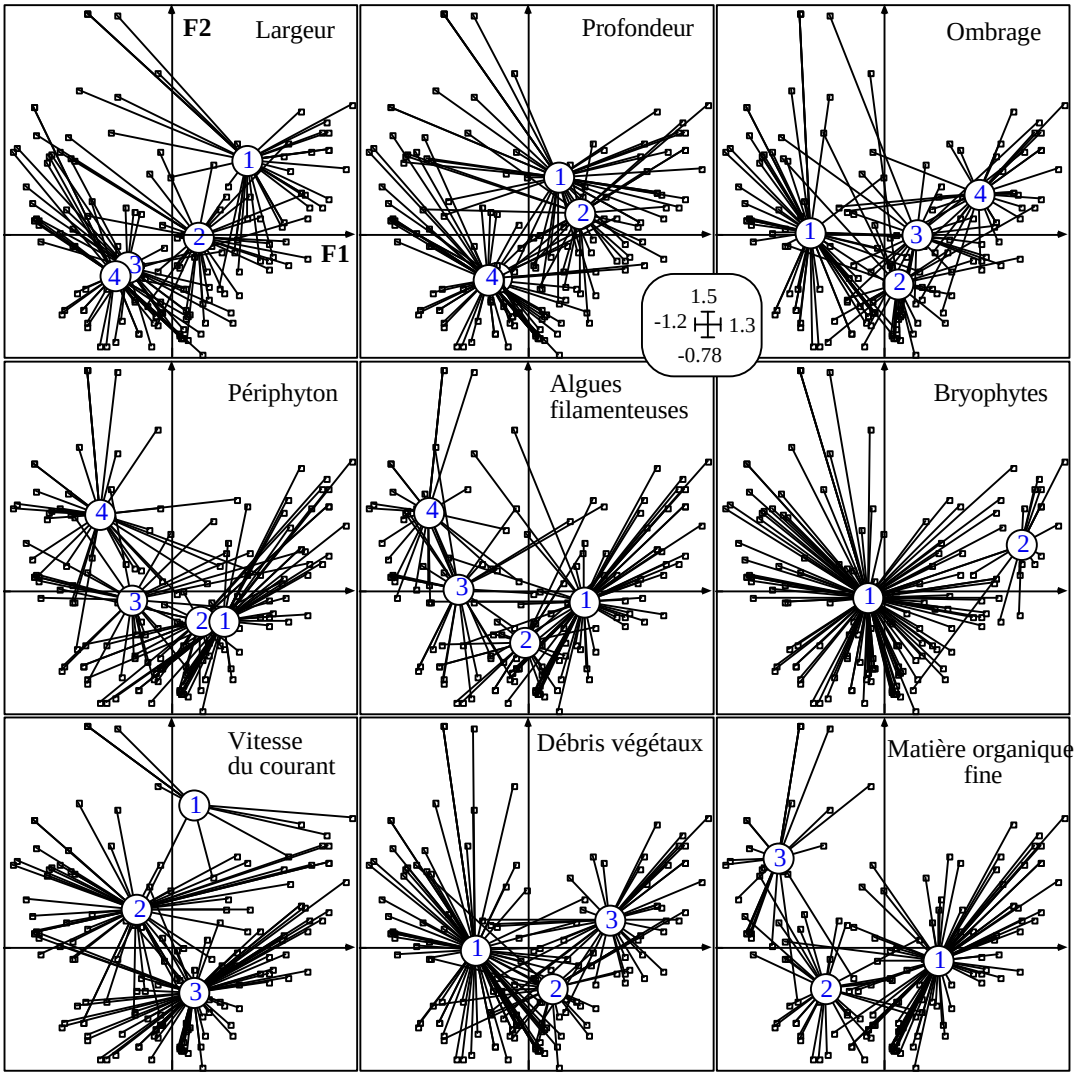
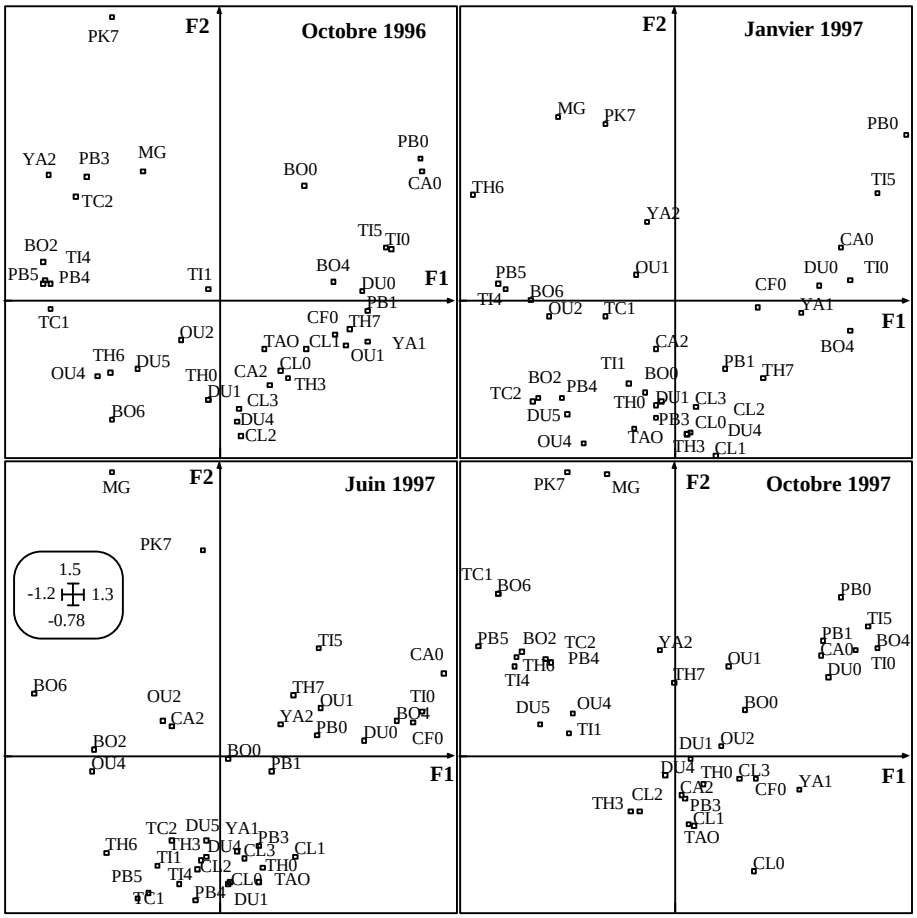


Figure 2.11 : Résultats de l'ACM réalisée sur les données mésologiques variant d'une saison à l'autre (38 stations X 9 variables X 4 campagnes). (a) Graphe des valeurs propres, (b) Classes des modalités des différents paramètres. (c) Position relatives des modalités et des relevés sur le plan factoriel F1XF2.



(d)

Figure 2.11 (suite) : Résultats de l'ACM réalisée sur les données mésologiques variant d'une saison à l'autre (38 stations X 9 variables X 4 campagnes). (d) Carte factorielle des sites sur le plan F1 X F2 au cours de chaque saison d'échantillonnage

La variance inter-dates représente 5% de l'inertie de l'ACM globale alors que la variance inter-stations représente 43% de l'inertie totale. L'influence temporelle est donc faible. Des tests de permutation effectués sur ces analyses inter-classes montrent que les effets temporels et stationnels ne sont pas dus au hasard.

2.5.2. Paramètres mésologiques constants

Ces paramètres sont la végétation environnante des stations, l'occupation des sols, la granulométrie des fonds, l'altitude, la distance à la source et la pente. Une ACM a été effectuée sur les données des 41 stations d'étude. Les 2 premiers axes de l'analyse représentent respectivement 22% et 11,3% de l'inertie totale des données (figure 2.12). Trois types de paramètres définissent l'axe F1 : des paramètres liés à l'environnement des stations (végétation, occupation des sols), une variable liée au substrat (% de roches en place et de blocs) et des paramètres morphométriques (altitude, distance à la source, pente). Ces derniers contribuent également à la définition de l'axe F2

(tableau 2.6). De l'amont vers l'aval, avec la diminution de l'altitude, la pente, la taille des composants du substrat et la couverture végétale diminuent également alors que l'occupation des sols augmente.

Tableau 2.6 : Rapports de corrélation des variables sur les 2 premiers axes

Paramètres	F1	F2
Végétation	**0.645**	0.180
Occupation des sols	**0.812**	**0.449**
Roches et blocs	**0.712**	0.089
Cailloux, galets	0.476	0.128
Graviers, sable	0.428	0.321
Altitude	**0.787**	**0.520**
Distance / source	**0.657**	**0.464**
Pente	**0.778**	**0.566**

La carte factorielle des stations (figure 2.12 (b)) met en évidence 4 groupes de sites :

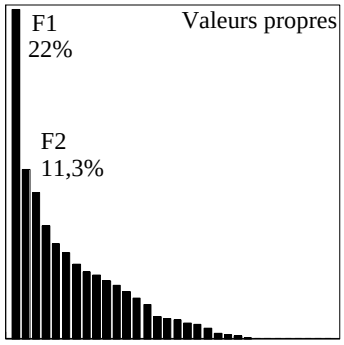
- les stations situées à une altitude supérieure à 200 m sans occupation des sols : PAN, PB0, PB1, TI0, TI5, DU0, DU1, CA0, CL0, CF0, TAO BO0, BO4, TH0, YA1,

- les cours inférieurs des "grandes" rivières (longueur supérieure à 20 km) : TH6, BO6, PB7, TI4, BO2, OU4, DU5,

-- les cours moyens des "grandes" rivières : PB5, TC1, TC2, PB3, PB4, PB5, OU1, OU2, DU4, TH3 et les cours moyens et inférieurs des rivières de faibles dimensions (petit bassin versant, longueur inférieure à 20 km) : CA2, CL1, CL2, CL3, YA2, CF3,

- les stations particulières : MG, PK7, TH7.

(a)



BO : Boghen (0, 2, 4, 6) ; CA : Carigou (0 et 2) ; CF : Confiance (0, 3) ; CL : Coulée (0, 1, 2, 3) ; DU : Dumbéa (0, 1, 4, 5) ; OU : Ouenghi (1, 2, 4) ; MG : Magenta ; PAN : Panié ; PB : Pouembout (0, 1, 3, 4, 5, 7) ; PK7 : 7ème km ; TAO ; TC : Tchamba (1, 2) ; TH : Thio (0, 3, 6, 7) TI : Tiwaka (0, 1, 4, 5) ; YA : Yahoué (1, 2)

(b)

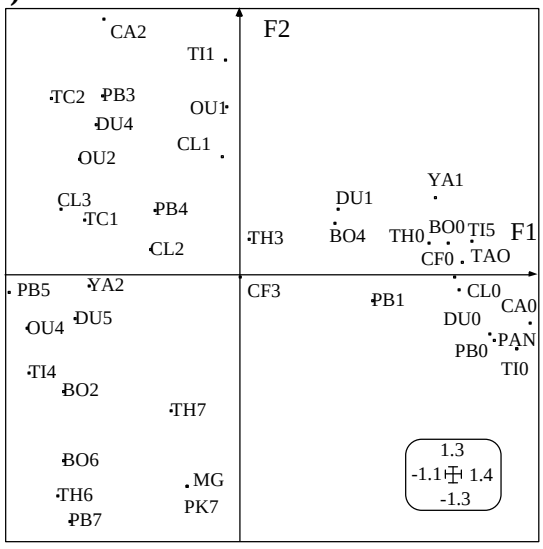


Figure 2.12 : Résultats de l'ACM réalisée sur les données mésologiques constantes (41 stations X 8 variables). (a) Graphe des valeurs propres, (b) Position des stations sur le plan factoriel F1XF2.

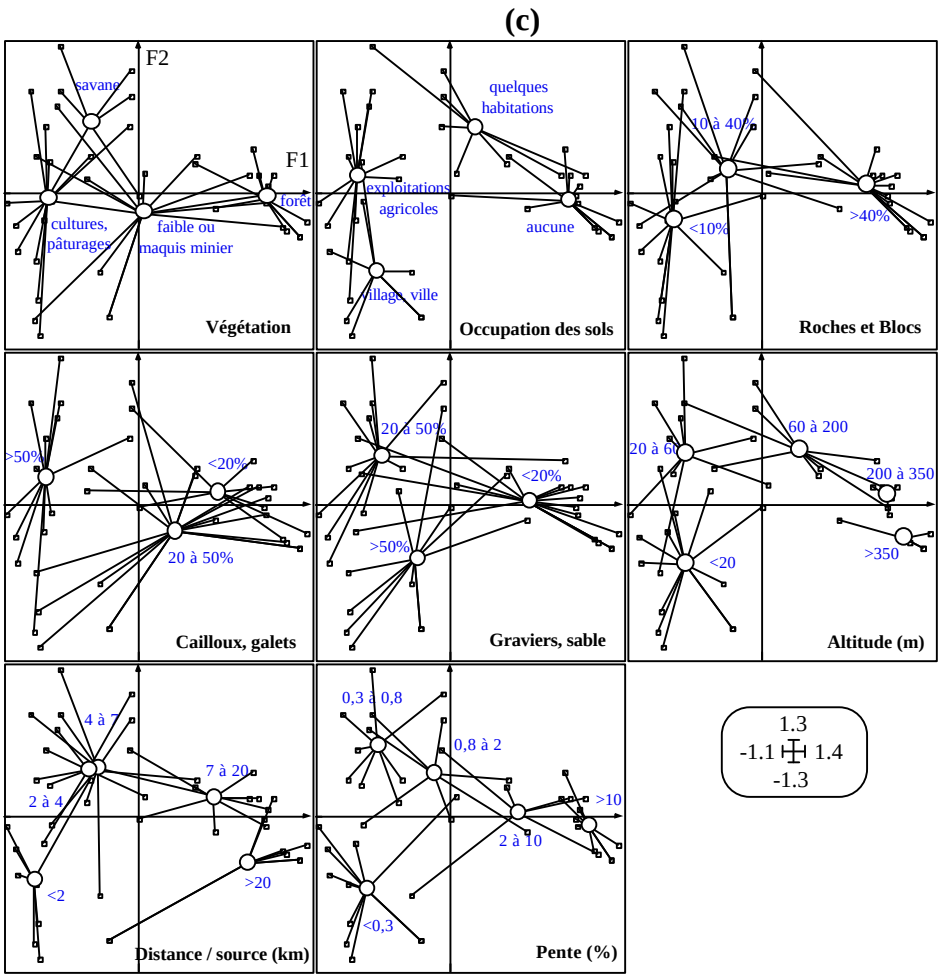


Figure 2.12 (suite) : Résultats de l'ACM réalisée sur les données mésologiques constantes (41 stations X 8 variables). (c) Position relatives des modalités et des stations sur le plan factoriel F1XF2.

2.5.3. Importance des paramètres abiotiques

2.5.3.1. Paramètres physico-chimiques et paramètres mésologiques variant au cours du temps

Nous avons réalisé une analyse de Hill & Smith (1976) permettant d'associer les données physico-chimiques et mésologiques des 152 relevés (38 stations X 4 dates d'échantillonnage) (figure 2.13). Les trois premiers axes représentent respectivement 23%, 9,8% et 8,9% de l'inertie totale des données.

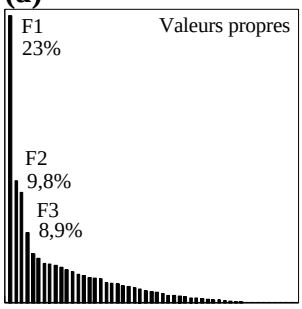
Le cercle de corrélation des paramètres physico-chimiques sur le plan factoriel F1 X F2 (figure 2.13 (d)) est pratiquement identique à celui obtenu dans le traitement de la physico-chimie seule (figure 2.8 (b)). Les variables physico-chimiques ont donc un poids plus important que les variables environnementales dans l'analyse. Les rapports des corrélations des variables sur le

premier axe (tableau 2.7) confirment ce résultat. La conductivité, les Chlorures, les Sulfates, le Calcium, le Sodium, le Potassium, l'Alcalinité totale, l'Ammonium et les Phosphates présentent de fortes corrélations avec l'axe F1. Le deuxième axe est représenté par les paramètres environnementaux largeur, ombrage et matière organique grossière ainsi que par le pH et la Température. Le Magnésium, le Nickel, la quantité d'algues filamenteuses définissent le troisième axe.

Tableau 2.7 : Rapports de corrélation des variables sur les 3 premiers axes

Paramètres mésologiques	F1	F2	F3
Largeur	96	**309**	**258**
Prof moyenne	63	186	115
Ombrage	8	**487**	168
P ériphyton	340	93	143
Algues	268	153	**287**
Bryophytes	10	291	12
vitesse courant	353	88	77
Débris végétaux	36	**409**	101
Matière organique fine	362	231	239
Paramètres physico-chimiques			
Température	24	**306**	143
pH	9	**293**	8
Conductivité	**605**	72	118
Chlorures	**840**	46	7
Sulfates	**715**	0	12
Silice	408	4	99
Calcium	**569**	24	162
Magnésium	300	220	**296**
TH (°F)	304	207	248
Sodium	**871**	44	8
Potassium	**582**	43	79
TAC	**658**	66	139
Nitrates	1	41	169
Ammonium	**558**	2	10
Fer	325	85	162
Phosphates	**659**	2	0
MES	317	33	48
DBO5	334	10	1
Chrome	42	262	154
Nickel	0	103	**453**

(a)

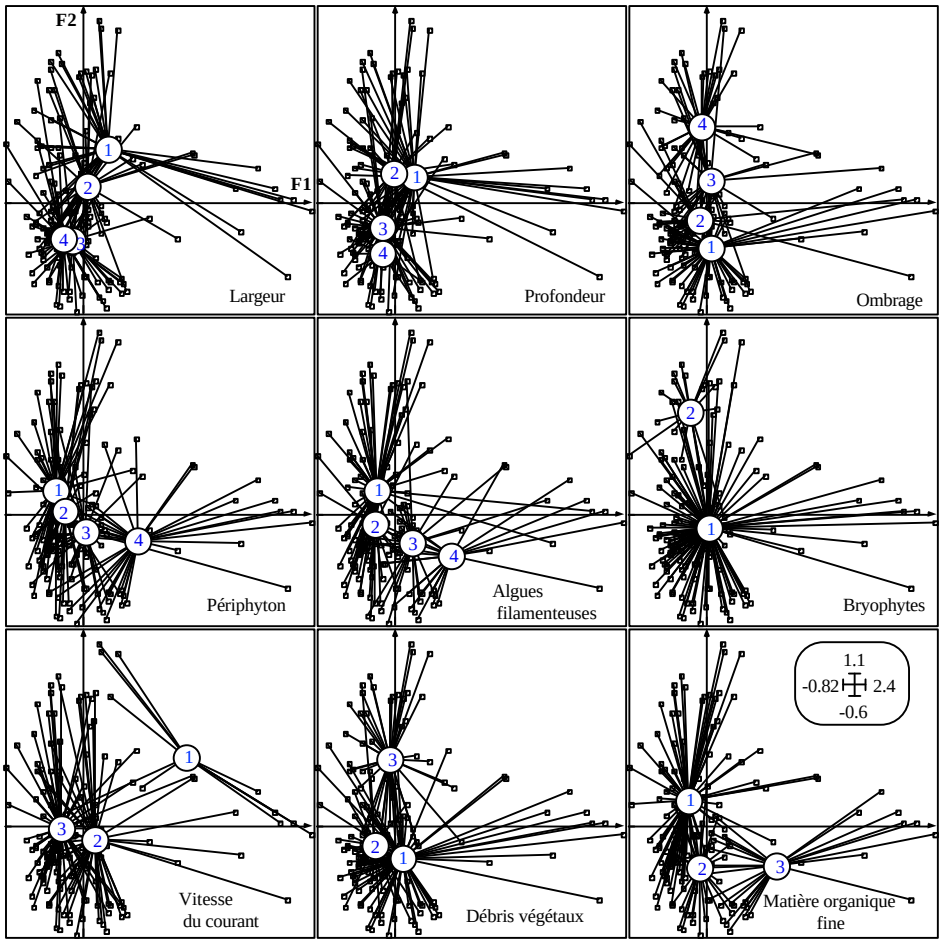


(b)

Classes	**1**	**2**	**3**	**4**
Largeur (m)	<1,5	1,5 <5	5 <10	10
Prof moyenne (m)	<0,25	0,25 à 0,5	0,5	>0,5
Ombrage (%)	0	5 <50	50 <80	80
Périphyton (%)	0	5 <30	30 <80	80
Algues (%)	0	2 <20	20 <50	50
Bryophytes	absentes	présentes		
Vitesse courant	faible/lente	moyenne	rapide/cascade	
Quantité de débris végétaux	faible	moyenne	importante	
Matière organique fine	faible	moyenne	importante	

Figure 2.13 : Résultats de l'analyse de Hill et Smith réalisée sur les données mésologiques et physico-chimiques variant d'une saison à l'autre (38 stations X 4 saisons). (a) Graphe des valeurs propres, (b) Classes des modalités des paramètres mésologiques

(c)



(d)

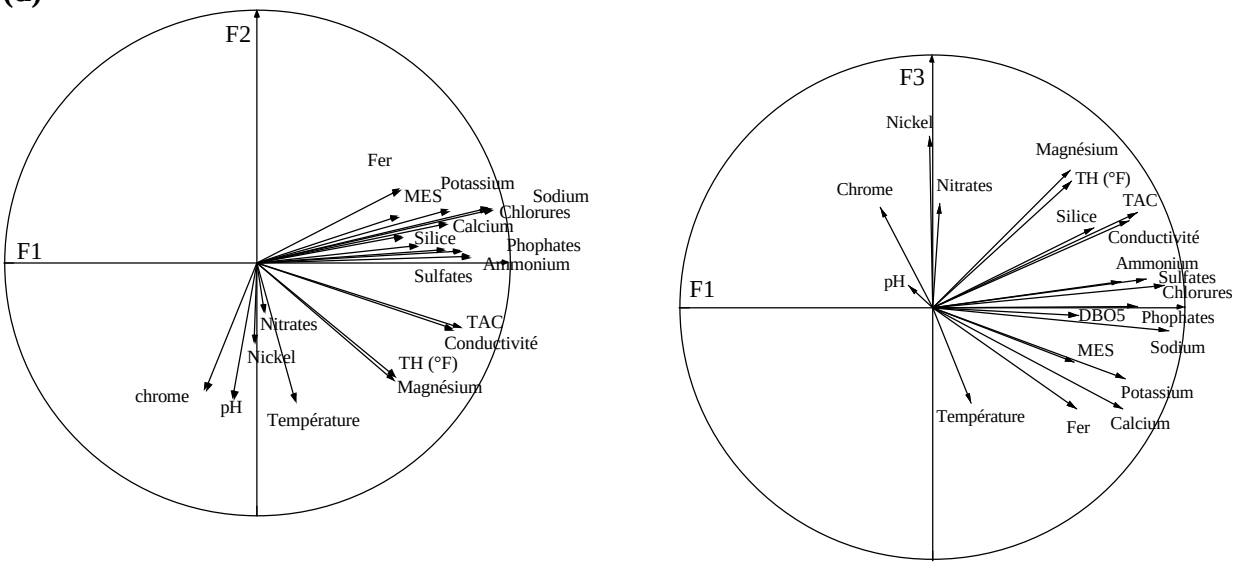


Figure 2.13 (suite) : Résultats de l'analyse de Hill et Smith réalisée sur les données mésologiques et physico-chimiques variant d'une saison à l'autre (38 stations X 4 saisons). (c) Position relatives des modalités et des stations sur le plan factoriel F1XF2 de l'analyse mélangée. (d) Cercles de corrélation des paramètres physico-chimiques sur les plans factoriels F1 X F2 et F1 X F3 de l'analyse mélangée.

2.5.3.2. Paramètres physico-chimiques et paramètres mésologiques constants

L'analyse de Hill & Smith associant les paramètres mésologiques constants et les données physico-chimiques moyennes des 41 stations de l'étude est présentée sur la figure 2.14. Les 3 premiers axes retenus représentent plus de 50% de l'information (25,8% d'inertie pour le premier axe, 14% d'inertie pour le second axe et 11% d'inertie pour le troisième axe).Le premier axe prend en compte la Conductivité, les Chlorures, les Sulfates, le Sodium, le Potassium, le TAC, l'Ammonium, les Phosphates et la DBO5. Il définit le gradient de minéralisation et le niveau global de pollution organique. Le deuxième constitué par les paramètres altitude, distance/source, occupation des sols, végétation, Température et pH représente le gradient altitudinal. Le troisième axe défini par les paramètres Chrome et Nickel représente l'influence des péridotites sur la composition chimique des eaux (figure 2.14 (b) et (c), tableau 2.8).

Tableau 2.8 : Rapports de corrélation des variables sur les 3 premiers axes

	F1	F2	F3
Paramètres mésologiques			
Végétation	121	**603**	**469**
Occupation des sols	436	**539**	129
Roches et blocs	327	382	57
Cailloux, galets	20	376	173
Graviers, sable	407	145	219
Altitude	354	**561**	92
Distance / source	91	**638**	273
Pente	406	380	219
Paramètres physico-chimiques			
Température	188	**549**	94
pH	13	**499**	50
Conductivité	**761**	40	99
Chlorures	**809**	120	0
Sulfates	**767**	72	0
Silice	441	5	55
Calcium	483	68	218
Magnésium	426	92	292
TH (°F)	453	174	206
Sodium	**801**	117	26
Potassium	**663**	140	107
TAC	**750**	0	116
Nitrates	31	39	235
Ammonium	**674**	95	33
Fer	363	90	205
Phosphates	**759**	81	1
MES	467	129	89
DBO5	**633**	83	0
Chrome	5	265	**485**
Nickel	14	89	**598**

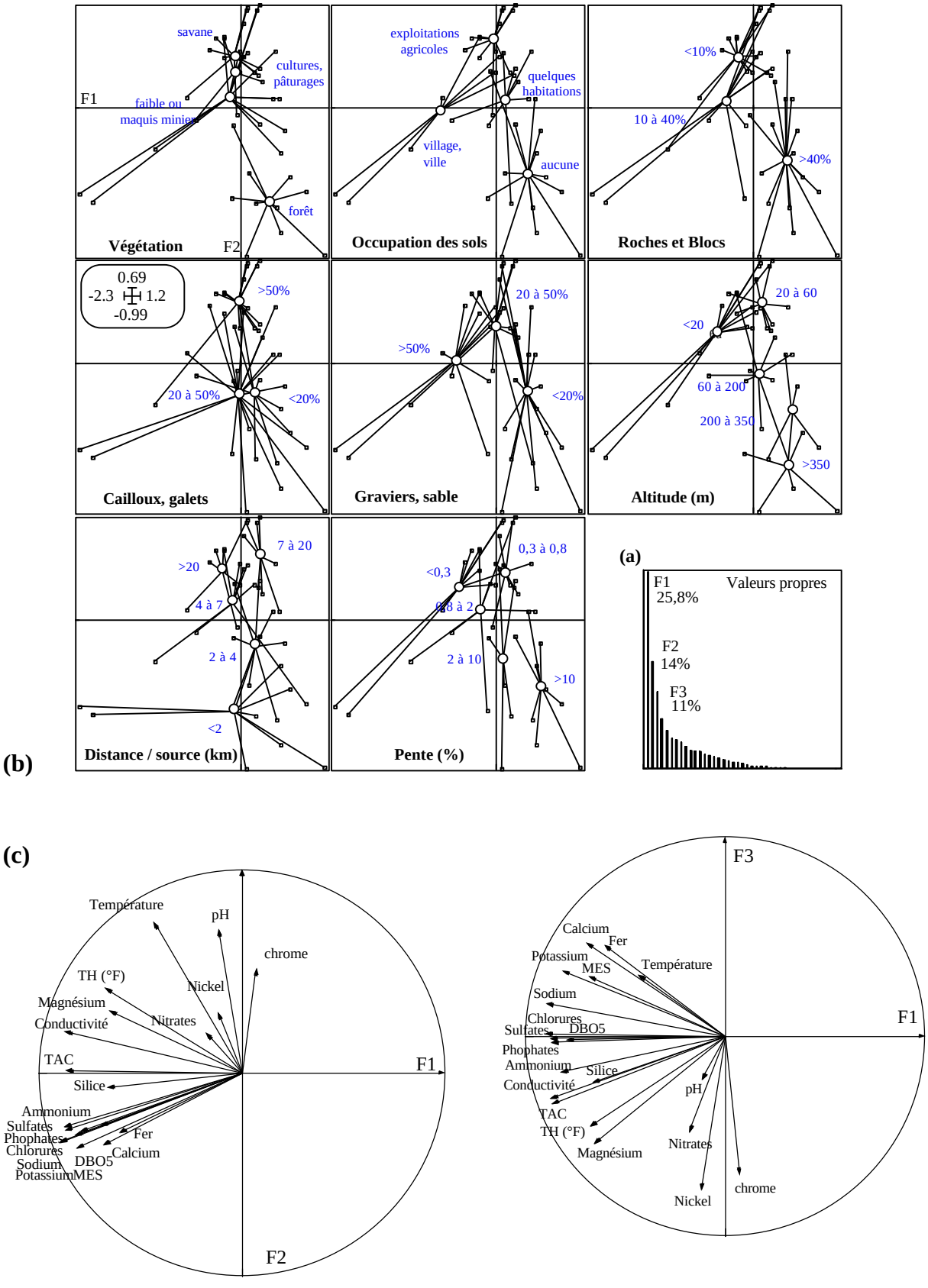


Figure 2.14 : Résultats de l'analyse de Hill et Smith réalisée sur les données mésologiques constantes et les données physico-chimiques moyennes des 41 stations d'étude. (a) Graphe des valeurs propres, (b) Position relatives des modalités et des stations sur le plan factoriel F1XF2 de l'analyse mélangée. (c) Cercles de corrélation des paramètres physico-chimiques sur les plans factoriels F1 X F2 et F1 X F3 de l'analyse mélangée.

2.6. DISCUSSION - CONCLUSION

2.6.1. Nature des eaux calédoniennes

La qualité physico-chimique des eaux des rivières calédoniennes est globalement bonne. Les concentrations des paramètres indicateurs de la pollution organique (DBO5, Oxydabilité, Nitrates, Ammonium) sont généralement faibles, les teneurs importantes étant ponctuelles et localisées à proximité de certains villages, tribus ou villes, dans l'agglomération de Nouméa et au niveau des cours inférieurs des rivières.

La majorité des eaux sont basiques : plus de la moitié des valeurs mesurées sont comprises entre 7,5 et 8,5. Ces valeurs élevées peuvent être expliquées par les teneurs importantes des eaux en Bicarbonates. Au niveau de la conductivité, plus de 75% des sites échantillonnés ont des valeurs comprises entre 100 et 300 µS/cm. Cette étude a permis de mettre en évidence une relation entre le degré de minéralisation des eaux des rivières et leur localisation géographique ainsi que le substrat géologique des bassins versants (tableau 2.9).

Tableau 2.9 : Caractérisation des eaux des rivières en fonction de la conductivité (µS/cm)

Localisation	Conductivité	Minéralisation
Cascades et rivières du Nord-Est et du Sud de la Grande Terre	< 75	faible
Rivières de la côte Est ; cours d'eau sur péridotites et de la région de la Foa	75 à 175	moyenne
Rivières de la côte Ouest, rivières de plaine	175 à 300	assez forte
Cours inférieurs des rivières de la côte Ouest, eaux particulières et polluées	> 300	forte

Les valeurs en matières organiques et en Nickel sont également liés au substrat géologique traversé par les rivières. Les cours d'eau sur péridotites présentent de faibles teneurs en matières organiques et les concentrations en Nickel les plus importantes mais qui restent cependant inférieures à 30 µg/l. Cet élément est peu mobile et non soluble dans l'eau.

2.6.2. Composition ionique et particularités des eaux de la Nouvelle-Calédonie

Les analyses physico-chimiques effectuées annuellement par la DAF permettent de déterminer le degré de pollution organique et bactériologique des eaux de rivières. La plupart des ions majeurs caractérisant la composition d'une eau de rivière ne sont pas dosés au niveau de ces analyses. Notre étude a permis d'effectuer une caractérisation de la qualité ionique des eaux.

Parmi les anions, les Bicarbonates sont largement dominants, suivi des ions Chlorures et Sulfates. Le Magnésium est le cation le mieux représenté, puis viennent les ions Sodium, Calcium et Potassium. Les eaux des rivières de la Nouvelle-Calédonie peuvent donc être qualifiées de bicarbonatées magnésiennes.

Une comparaison de la qualité physico-chimique des eaux de rivières de 4 îles de la zone Indo-Pacifique (Tahiti, Nouvelle-Zélande, Réunion et Seychelles) avec celle de la Nouvelle-Calédonie et celle d'une rivière moyenne du monde (Meybeck, 1979 *in* Close & Davies-Colley, 1990) a été réalisée (figure 2.15).

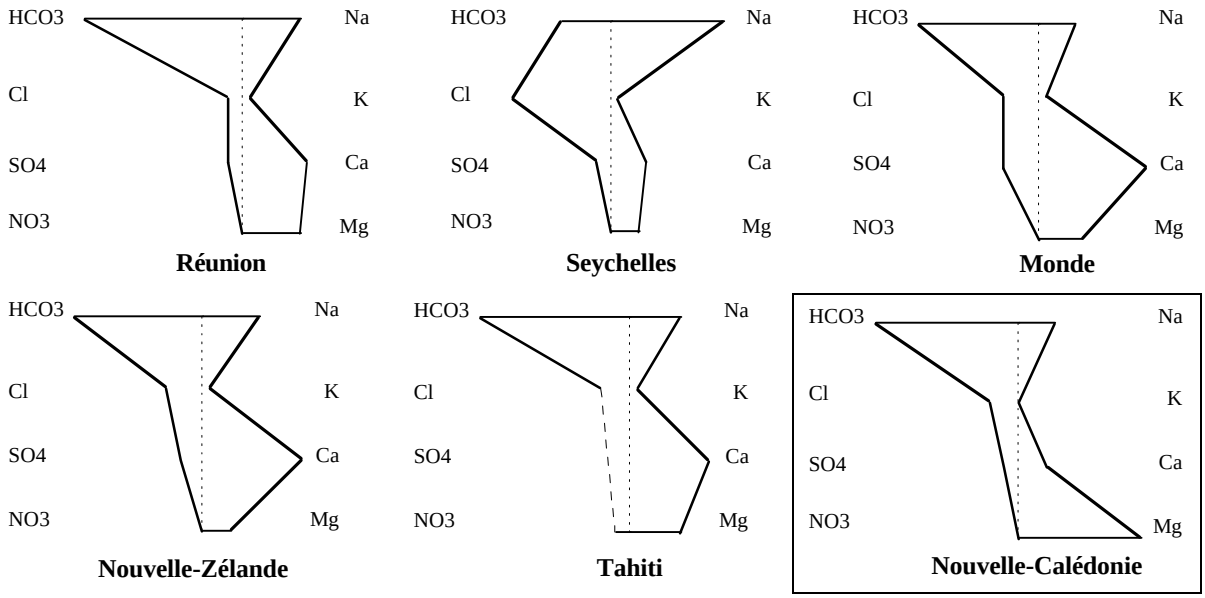


Figure 2.15 : Composition ionique des eaux douces d'une rivière moyenne et de plusieurs îles de la zone Indo-Pacifique. La distance de chaque élément jusqu'à la ligne centrale indique sa concentration relative. Les valeurs ont été standardisées en divisant les teneurs des éléments (méq/l) par la concentration totale de l'échantillon (Close & Davies-Colley, 1990).

Les données de Tahiti concernent 11 sites répartis sur 8 rivières (Marquet, 1988), celles de la Nouvelle-Zélande 96 stations (Close & Davies-Colley, 1990), celles de la Réunion 26 stations réparties sur 17 rivières (Grack, communication personnelle), celles des Seychelles 30 stations réparties sur une quinzaine de cours d'eau (Weninger, 1977). Les concentrations relatives (en milliéquivalents par litre) des 8 éléments chimiques HCO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-}, NO_3^-, Na^+, Ca^{2+}, K^+ et Mg^{2+} ont été représentées sous forme de diagrammes de Stiff standardisés (Stiff, 1951).

Ces diagrammes montrent l'importance des ions Bicarbonates, Sodium et Calcium dans la composition ionique des eaux en général. Les caractéristiques des rivières de la Réunion, de Tahiti et de la Nouvelle-Zélande sont proches de celles d'une rivière moyenne du monde où

prédominent ces trois ions. Dans ces trois îles, la concentration moyenne en Bicarbonates est supérieure à 50 mg/l, celle en Calcium supérieure à 8 mg/l et celle en Sodium de l'ordre de 7 mg/l.

En effet, dans la plupart des cours d'eau, les Bicarbonates sont les anions les plus abondants et le Calcium le cation dominant, la composition chimique des eaux étant fortement influencée par le lessivage de roches carbonatées (White, 1998). Les principaux facteurs contrôlant la nature chimique de l'eau sont, en effet, le type de roches constitutives des terrains drainées par les rivières, l'intensité du lessivage de ces roches et dans une moindre mesure les précipitations (White, 1998).

Les Seychelles, par exemple, présentent des teneurs en Calcium, Magnésium et Bicarbonates particulièrement faibles (valeurs moyennes de 1,45 mg/l, 0,68 mg/l et 7,8 mg/l respectivement) et des concentrations en Sodium (5,9 mg/l) et Chlorures (8 mg/l) élevées. Ces deux ions, d'origine maritime, sont apportés par l'intermédiaire des eaux de pluie.

En revanche, la particularité des eaux calédoniennes se situe au niveau de leurs teneurs élevées en Magnésium et en Bicarbonates et faibles en Calcium comme l'avait remarqué Weninger (1968). Dans une eau naturelle, les deux premiers éléments présentent des teneurs comprises entre 10 et 25 mg/l de Magnésium et entre 50 et 130 mg/l de Bicarbonates. En revanche, les concentrations de Calcium sont faibles (inférieures à 10 mg/l).

En effet, les roches péridotitiques, largement représentées sur la Grande Terre, ont une forte influence sur la qualité physico-chimique des eaux des rivières. Ces roches libèrent des quantités importantes de Magnésium et d’ions Bicarbonates et très peu de Calcium. Cet élément est surtout libéré lors du lessivage des roches volcano-sédimentaires.

2.6.3. Variations spatio-temporelles de la qualité de l'eau des stations

Les fluctuations climatiques de la température de l'air et des précipitations expliquent en partie la variabilité temporelle de la qualité physico-chimique des eaux observée entre 1993 et 1997. Ces facteurs climatiques ont induit des variations de la température de l'eau, du pH et des paramètres liés aux activités humaines ou biologiques : concentrations en MES, en Sulfates, en Ammonium et en Nitrates. En revanche, les variables liées au substrat (Nickel par exemple) présentent une faible variabilité temporelle.

L'analyse de la nature physico-chimique des stations d'étude a permis de montrer une faible variabilité intra-annuelle de la qualité des eaux en 1997. Celle-ci a été principalement liée aux variations de la Température, du pH et de l'Ammonium. En revanche, les variabilités

spatiales sont importantes, définies par la minéralisation et la teneur en matières organiques dégradables.

Une typologie physico-chimique a ainsi été mise en évidence. Celle-ci individualise quatre groupes de stations en fonction des activités anthropiques, de la nature géologique des roches et de la localisation géographique des stations.

1- Trois stations recevant des eaux usées domestiques, caractérisées par de fortes teneurs en matières organiques, Ammonium, Potassium, MES et ions majeurs : YA2, MG et PK7,

2- Onze stations peu minéralisées et non influencées par les péridotites. Elle se localisent sur la côte Nord-Est (Tao, TC1, TC2, TI0, TI4, TI5, PAN), à Pouembout Amont (PB0, PB1, PB4) et dans le Sud de Nouméa (YA1)

3- Quatorze stations sur péridotites (DU0, DU1, DU4, DU5, TH0, TH3, TH7, CL0, CL1, CL2, CL3, CF3, CF0, CA0) présentant de fortes teneurs en Nickel, Chrome et Magnésium et de faibles concentrations en matières organiques et en ions majeurs (Chlorures, Sodium, Calcium, Potassium, Sulfates),

4- Onze stations de rivières drainant des roches volcano-sédimentaires et des péridotites. Ces stations sont situées à proximité d'exploitations agricoles, d'habitations ou de tribus et se caractérisent par des concentrations relativement importantes en Phosphates, Ammonium et matières organiques: PB3, PB5, PB7, OU1, OU2, OU4, BO0, BO2, BO4, BO6, TH6.

La composition ionique des eaux de ces différents types de stations (figure 2.16) montre que les cours supérieurs des rivières drainant des substrats volcano-sédimentaires sont de type bicarbonaté calco-sodique comme ce que l'on trouve généralement ailleurs. Les concentrations élevées en Bicarbonates et en Magnésium qui caractérisent les eaux calédoniennes proviennent bien des cours d'eau drainant des péridotites.

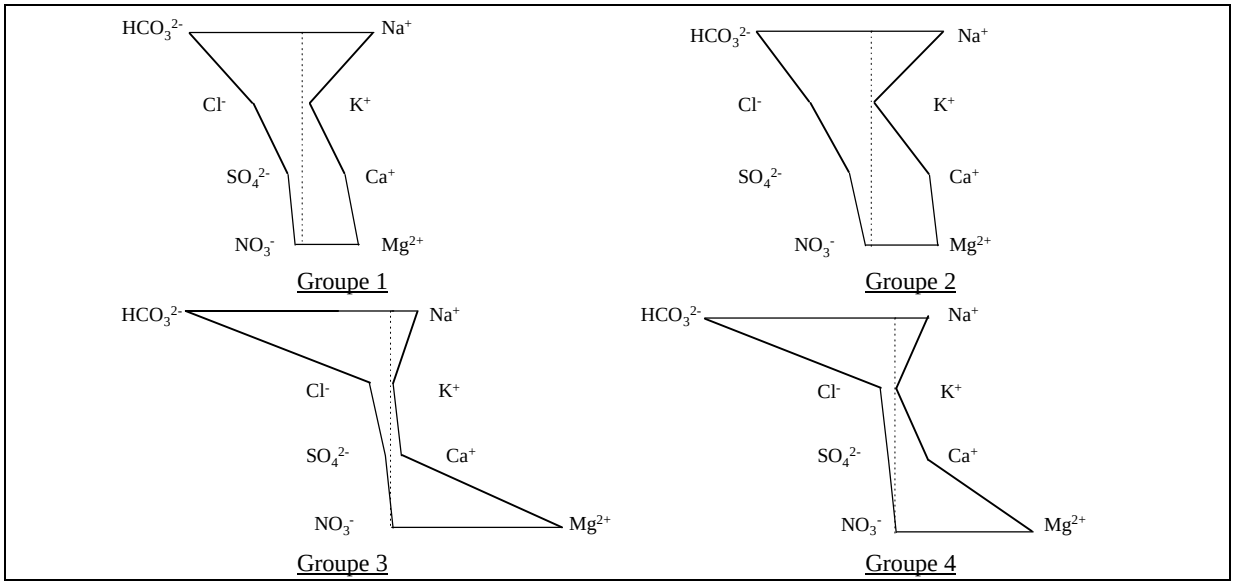


Figure 2.16 : Comparaison de la composition ionique des eaux des différents types de stations (Diagrammes de Stiff, 1951)

2.6.4. Qualité du milieu

Les cours supérieurs des rivières caractérisés par un ombrage important, des quantités élevées de matières organiques grossières, de faibles largeurs et profondeurs s'opposent aux cours moyens et inférieurs des rivières caractérisés par des développements algaux et périphytiques conséquents et des largeurs importantes. Toutefois, les sites sur péridotites (Coulée, Thio et Dumbéa) sont peu propices aux développements d'algues et de bryophytes. Les diminutions des pentes, de la taille des composants du substrat et de la couverture végétale et l'augmentation de l'occupation des sols sont associées à la réduction de l'altitude de l'amont vers l'aval.

Les deux analyses associant les données physico-chimiques et mésologiques donnent des résultats similaires et permettent de sélectionner les paramètres abiotiques induisant la plus grande variabilité spatiale :

- les paramètres physico-chimiques indicateurs de pollutions organiques : conductivité, Chlorures, Sulfates, Calcium, Sodium, Potassium, Alcalinité totale, Ammonium, Phosphates et DBO5,

- les paramètres liés au gradient altitudinal : altitude, pente, occupation des sols, végétation, largeur, ombrage, matière organique grossière, quantité d'algues filamenteuses et de matière organique fine, pH et Température,

- les paramètres liées à la nature géologique des substrats : Magnésium, Nickel, Chrome.

CHAPITRE 3

LES INVERTEBRES BENTHIQUES DES RIVIERES CALEDONIENNES

3.1. PROBLEMATIQUE, ETAT DES CONNAISSANCES

La faune benthique des rivières insulaires du Pacifique tropical est encore assez peu étudiée, si ce n'est par des spécialistes de taxinomie comme le Professeur Peters pour les Leptophlebiidae (Éphéméroptères) ou le Professeur Zwick pour les Blephariceridae (Diptères). Pourtant de nombreux cours d'eau de cette région sont soumis à des pressions anthropiques croissantes (pollutions domestiques, maraîchages, élevages, exploitations minières....) qui menacent la biodiversité des peuplements aquatiques (Yule, 1995). L'essentiel des connaissances écologiques existant concernent le peuplement des invertébrés de quelques cours d'eau des îles Palau en Micronésie (Bright, 1982), Bougainville en Papouasie Nouvelle Guinée (Yule, 1995 ; Yule, 1996), Moorea et Nuku-Hiva en Polynésie Française (Resh *et al.*, 1990 ; Fossati *et al.* , 1991), Fidji (Haynes, 1985) et Hawaii (Resh & De Szalay, 1995).

Les macroinvertébrés benthiques des rivières représentent un ensemble d'organismes dont la taille en fin de développement larvaire est supérieure au millimètre. Cette faune comprend deux groupes d'organismes : les animaux dont le développement est strictement aquatique tels les Oligochètes, les Mollusques et les Crustacés et les animaux dont le développement larvaire se passe en milieu aquatique et la phase adulte en milieu aérien. Ce groupe concerne la majorité des Insectes aquatiques.

En Nouvelle-Calédonie, les invertébrés aquatiques des rivières sont également mal connus. Les premières investigations effectuées sur cette faune donnèrent lieu à une série de publications dans la revue *Nova Caledonia* (Sarasin et Roux, 1913-1926). Suivirent plusieurs missions scientifiques menées par des équipes de chercheurs étrangers dans le but d'accroître les connaissances sur la faune tropicale des cours d'eau. Il est ainsi possible de citer l'expédition menée en 1958 par une équipe de chercheurs du Muséum d'Osaka, Japon (Satô, 1966), la mission autrichienne de l'Université de Vienne de 1965 dirigée par le Professeur Starmülhner (Starmülhner, 1968) et celle entreprise en 1972 par le Professeur Peters de l'Université de Tallahassee, Floride (Peters, 1981). Ces missions permirent la collecte de nombreux invertébrés aquatiques à des stades larvaires et adultes. Cette faune fut envoyée à différents spécialistes pour des études taxinomiques et phylogénétiques (Peters, 1981).

Des études ponctuelles consacrées à un groupe particulier d'invertébrés ont également été réalisées. Deux familles de Mollusques Gastéropodes, les Neritidae et les Hydrobiidae, ont ainsi été spécifiquement étudiées respectivement par Pöllabauer (1986) et Haase & Bouchet (1998). Enfin, des prélèvements sont effectués de temps à autre par des chercheurs de passage sur le Territoire qui, soit dit en passant, ne signalent d'ailleurs pas toujours leur présence. Il est

donc difficile d'avoir une liste exhaustive des travaux en cours de réalisation sur cette faune aquatique calédonienne.

Des collections d'insectes aquatiques adultes sont conservées dans divers muséums dont le Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris, le Canterbury Museum (Nouvelle-Zélande), le Bishop Museum (Honolulu, Hawaii), le Muséum d'Histoire Naturelle d'Osaka (J.B. Ward, comm. pers.). Les principaux travaux entrepris sur ces spécimens sont des descriptions taxinomiques et des études phylogénétiques permettant de mieux comprendre la répartition biogéographique des phylums.

Le présent chapitre sera consacré à l'étude de la diversité biologique des invertébrés benthiques de la Grande Terre (endémisme, relations biogéographiques) et à l'analyse de la variabilité spatiale et temporelle des peuplements recueillis au niveau des stations de l'étude.

Il permettra de compléter la connaissance de la faune aquatique insulaire du Pacifique Sud.

3.2. MATERIEL ET METHODES

3.2.1. Techniques de prélèvement

Les techniques d'échantillonnage quantitatif couramment employées en Métropole ont été utilisées pour évaluer la diversité de la faune benthique des rivières calédoniennes.

3.2.1.1. Récolte des invertébrés aquatiques

A chaque station d'une longueur égale à environ dix fois la largeur du cours d'eau, le nombre de prélèvements effectué s'est situé entre 4 et 6. Ce nombre est habituellement préconisé quand le milieu est homogène (Mackey *et al.*, 1984). Au sein d'une station, les principaux types de faciès ont été prospectés :

- les secteurs lotiques (cascades, zones à courant rapide,....) ont été échantillonnés à l'aide d'un filet de type Surber (maille de diamètre 250 µm ; surface unitaire d'échantillonnage 0,05 m^2). Ces prélèvements ont été réalisés à différents endroits présentant des couples "substrat-vitesse de courant" différents,

- les secteurs lentiques (courant faible à nul) ont été prospectés à l'aide d'un filet haveneau ayant la même maille que le filet Surber, sur une distance de 50 cm et sur une épaisseur de substrat de quelques centimètres. Les secteurs présentant des macrophytes aquatiques ont été échantillonnés avec le même matériel,

- les invertébrés benthiques des roches en place et des dalles ont été prélevés à l'aide d'un filet à main de petite taille.

Les cours d'eau calédoniens présentent des profils longitudinaux relativement différents de ceux des rivières européennes. En effet, les secteurs réellement lentiques y sont peu fréquents, généralement en raison des pentes fortes. A partir de la campagne d'échantillonnage de juin 1997, il a donc été décidé de privilégier les secteurs lotiques.

Les prélèvements ont été fixés sur le terrain par addition d'une solution de formol à 5 % (10% lorsque l'échantillon contenait beaucoup de matières organiques). Avant de fixer les échantillons, un pré-tri a permis d'enlever les éléments minéraux (cailloux, graviers et sables) car ceux-ci sont susceptibles d'endommager la faune lors du transport.

3.2.1.2. Récolte des insectes adultes

Sur certaines stations, des insectes adultes ont été capturés pour permettre l'identification spécifique de certaines larves. Deux types de méthodes ont été utilisées :

- des récoltes de jour à l'aide d'un filet entomologiste,

- des récoltes de nuit grâce à des pièges lumineux.

3.2.2. Tris et déterminations

Le tri et la détermination des invertébrés ont été effectués en laboratoire au moyen d'une loupe binoculaire (grossissement maximal de 40). Tous les individus ont été comptés. Le traitement des échantillons a nécéssité de nombreux mois de travail (12 au total) L'identification des spécimens a été effectuée au niveau taxinomique le plus précis possible (ordre, famille, genre ou espèce) grâce aux guides existants et à l'aide de spécialistes. Les tableaux de données faunistiques se trouvent en annexe 8 et l'annexe 9 présente le niveau d'identification utilisé pour chaque taxon.

3.2.2.1. Guides d'identification existants

Certaines des clés de détermination sont consacrées aux invertébrés en général (Tachet *et al.*, 1991, Hawking & Smith, 1997 ; Winterbourn & Gregson, 1989 ; Williams, 1980). D'autres portent sur un groupe faunistique particulier :

*Hirudinées : Sarasin & Roux (1918),

* Mollusques : Haynes (1984), Starmülhner (1970, 1976),

* Ephémèroptères : Peters *et al.*, 1978 ; Peters & Peters, 1980 ; Peters & Peters, 1981 a et b ; Peters *et al.*, 1990 ; Peters *et al.*, 1994,

* Odonatoptères : Lieftinck (1975) ; Lieftinck (1976),

* Hétéroptères : CSIRO (1991 a),

* Coléoptères : Richoux (1982),

* Trichoptères : Dean *et al.* (non publié) ; Mc Farlane (1990) ; Wells (1985, 1997) ; Cartwright (1997) ; CSIRO (1991 b),

* Diptères : Vergon & Bourgeois (1993).

3.2.2.2. L'aide de nombreux taxinomistes

A l'échelle mondiale, il n'existe parfois que quelques spécialistes capables d'identifier un groupe faunistique donné. Ces taxinomistes rares et de renommée internationale ne travaillent souvent que sur un seul groupe faunistique. Par conséquent, lorsqu'une faune est aussi variée

et peu connue que celle de Nouvelle-Calédonie, il est nécessaire de solliciter de nombreuses personnes.

Les groupes faunistiques ont été identifiés avec l'aide de :

* William L. Peters (Université de Tallahassee, Floride, USA), Terry Hitchings (Canterbury Museum, Christchurch, Nouvelle-Zélande) pour les Ephéméroptères,

* Odile Fossati (IRD - MNHN, Paris, France) et Marie-Claude La Rivière (Landcare Research centre, Auckland, Nouvelle-Zélande) pour les Hétéroptères,

* Franck Bameul (Université de Bordeaux 2, France) pour les Coléoptères,

* John Dean (Environment Protection Authority, Melbourne Victoria, Australie) et Patricia Schefter (Royal Ontario Museum, Toronto, Canada) pour les Trichoptères Hydropsychidae ; Alice Wells (Australian Biological Ressources Study, Canberra, Australie) pour les Trichoptères Hydroptilidae ; John Ward (Canterbury Museum, Christchurch, Nouvelle-Zélande) et Brian Smith (NIWA, Hamilton, Nouvelle-Zélande) pour les autres familles de Trichoptères,

* Brian Patrick (Otago Museum, Nouvelle-Zélande) pour les Lépidoptères,

* Peter Zwick (Limnologische Fluss-Station, Allemagne) pour les Diptères Blephariceridae ; Douglas Graig (Université d'Alberta, Canada) pour les Simuliidae ; Mickael Winterbourn (Université du Canterbury, Christchurch, Nouvelle-Zélande) pour les Tipulidae ; Alain Thomas (CESAC, Université Paul Sabatier, Toulouse, France) pour les autres groupes (à l'exception des Chironomidae),

* Narcisse Giani (CESAC, Université Paul Sabatier, Toulouse, France) pour les Oligochètes,

* Gérard Marquet (Lervem, Université Française du Pacifique, Nouvelle-Calédonie) pour les Crustacés.

Enfin, un séjour de 5 semaines au Muséum de Christchurch (Nouvelle-Zélande) m'a permis de compléter certaines identifications grâce à l'aide de John Ward et Terry Hitchings (Canterbury Museum), Brian Smith (NIWA, Hamilton) et Mickael Winterbourn (Université du Canterbury).

3.2.3. Traitement des données faunistiques

3.2.3.1. Tests de Student, Anova et Test de Kruskal-Wallis

La comparaison des échantillons prélevés au filet Surber et au haveneau a été effectuée à l'aide d'un test de comparaison des moyennes (Test *t* de Student). Des analyses de variances

(ANOVA) et de tests *a posteriori* de Fisher ont permis l'étude de la variabilité temporelle des peuplements faunistiques. Des tests non paramètriques de Kruskal-Wallis suivi de tests *a posteriori* (Multiple comparison between treatments) ont été utilisés pour mettre en évidence les différences spatiales.

3.2.3.2. Analyses multivariées

Les analyses statistiques employées pour l'étude des variabilités spatiales et temporelles des communautés faunistiques sont de même nature que celles utilisées dans le chapitre précédent :

* Une ACP centrée a été réalisée sur les données faunistiques recueillies en milieu lotique sur les 38 stations prospectées au cours des 4 campagnes d'échantillonnage. En effet, ce type d'analyse peut être appliqué aux données faunistiques quand les surfaces échantillonnées sont connues (Dolédec & Chessel, 1991). Préalablement, les taxons rares (dont le nombre d'occurrences fut inférieur à 4 sur l'ensemble des prélèvements) furent éliminés de l'analyse de même que les Insectes indéterminés. De plus, afin de réduire les disparités numériques entre les taxons à forts effectifs et ceux à faibles effectifs, les données faunistiques furent transformées en Ln (x+1).

* Une ACP inter-dates a permis d'évaluer l'importance des effets temporels.

* Une classification hiérarchique des sites et des taxons (Distances euclidiennes, Méthode de Ward) a été réalisée sur les coordonnées des lignes de l'ACP.

3.2.3.3. Indices de diversité

La diversité spécifique peut se définir comme une mesure de la composition spécifique d'un écosystème, en terme de nombre d'espèces et de leur abondance relative (Agences de l'Eau, 1993). Les indices de diversité permettent de comparer des peuplements de stations ou de groupes de stations entre elles. Les auteurs des différents indices existants se fondent sur le principe selon lequel, dans un milieu non perturbé, les communautés sont relativement diversifiées (richesse spécifique élevée et uniformité de distribution). Les stress qui surviennent (pollutions diverses, aménagement du lit de la rivière....) ont en général pour conséquence la réduction de la diversité spécifique, les conditions de vie devenant difficiles pour certaines espèces (Agences de l'Eau, 1993).

Parmi les nombreux indices de diversité existants, nous avons choisi d'en étudier 3 :

- l'indice de Margalef (1958) D fondé sur le nombre d'espèces et le nombre total d'individus de la population considérée

$D = S-1/Ln\ N$ (où N représente l'effectif total de l'échantillon considéré et S le nombre d'espèces de l'échantillon),

- l'indice de Simpson (1949) I_s fondé sur la probabilité d'appartenance à une même espèce pour deux individus choisis au hasard et indépendamment dans une même population (Agences de l'Eau, 1993)

$I_s = \Sigma\ (ni\ (ni-1) / (N\ (N-1))$ (n_i représente le nombre de spécimens de l'espèce i dans l'échantillon d'effectif total N. Cet indice varie entre 0 et 1.

- l'indice de Shannon (1949) H' fondé sur la théorie de l'information qui considère séparément deux composantes de la diversité : le nombre d'espèces et la régularité de leur distribution de fréquence.

$H' = - \Sigma\ p_i \log_2 p_i$ (s'exprime en bits par individu)

p_i représente l'abondance relative de l'espèce i dans l'échantillon ($p_i = n_i/N$). H' fluctue entre 0 et log S. Un indice de diversité élevé correspond à des conditions de milieu favorables permettant l'installation de nombreuses espèces. L'indice de Shannon est couramment utilisé en écologie aquatique en tant que paramètre synthétique de la structure des communautés pour évaluer les effets de la pollution sur les communautés biologiques (Agences de l'Eau, 1993).

3.3. CARACTERISTIQUES TAXINOMIQUES ET BIOGEOGRAPHIQUES DE LA FAUNE BENTHIQUE

3.3.1. Généralités

Le nombre d'invertébrés prélevés durant l'étude est de 236 574 individus, identifiés dans 168 taxons. Près de la moitié des unités taxinomiques ont été récoltées dans moins de 5% des relevés et peuvent donc être considérés comme rares. Soixante quinze pour cent des taxons identifiés et 67% des individus prélevés sont des insectes (figure 3.1(a)). Ceux-ci appartiennent à 7 ordres : les Ephéméroptères, les Odonates, les Hétéroptères, les Coléoptères, les Trichoptères, les Lépidoptères et les Diptères. Les représentants des Lépidoptères sont rares. L'annexe 10 présente une liste faunistique des insectes aquatiques recensés en Nouvelle-Calédonie.

Aucun représentant des ordres des Planipennes, des Mégaloptères ou des Hyménoptères n'a été observé, ce qui est peu étonnant puisque ces trois ordres renferment peu d'espèces aquatiques. Ainsi seulement une espèce de Mégaloptère et 4 espèces de Planipennes sont connues en Nouvelle-Zélande (Winterbourn & Gregson, 1989). En France Métropolitaine, il existe 3 genres de Planipennes et un genre de Mégaloptères (Tachet *et al.*, 1991).

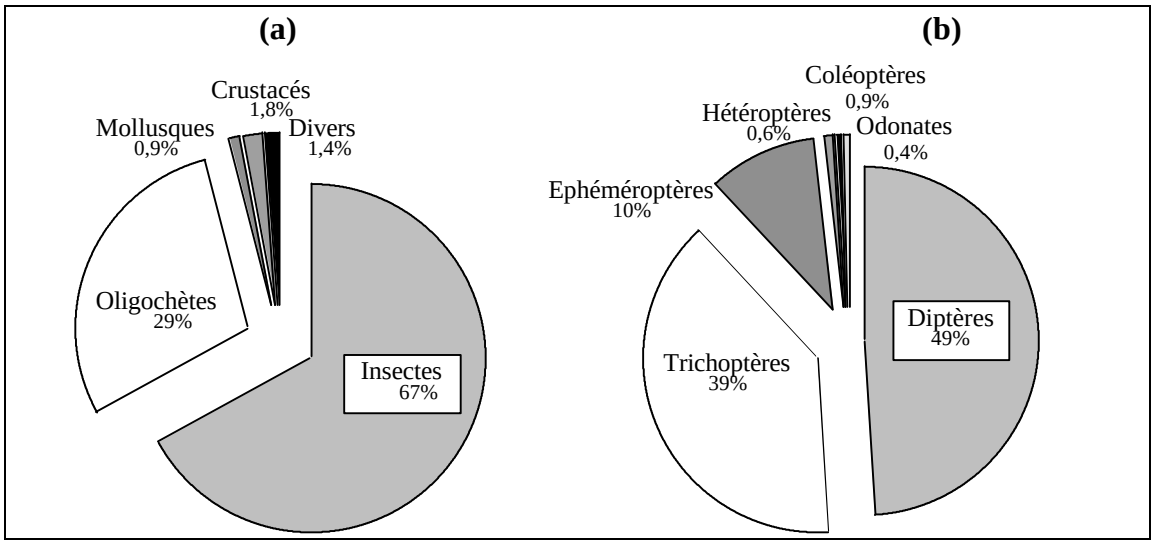


Figure 3.1 : (a) Abondances relatives des principaux groupes faunistiques prélevés sur l'ensemble des stations. (b) Pourcentages relatifs des différents ordres d'insectes aquatiques.

De plus, malgré des investigations poussées et spécifiques sur le terrain, l'absence de Plécoptères est à noter. Il s'agit là d'une des caractéristiques du peuplement de l'île car les conditions de vie dans certains cours d'eau d'altitude sont tout à fait compatibles avec les

exigences écologiques de cet ordre (espèces sténothermes d'eau froides). Les représentants de cet ordre ont cependant une répartition plus tempérée que boréale. Ainsi, ils sont bien représentés en Australie et en Nouvelle-Zélande avec 196 espèces et 50 espèces respectivement (Hawking & Smith, 1997 ; Winterbourn & Gregson, 1989).

Les Trichoptères, les Diptères et les Ephémères avec respectivement 41, 26 et 19 taxons constituent les groupes les plus diversifiés et les plus abondants (figure 3.1(b)). Les taxons présentant le plus grand nombre d'individus sont les Naididae (25% de l'ensemble des individus prélevés), les Chironomidae Tanytarsini, Tanypodinae et Orthocladiinae (16%), l'Hydropsychidae *sp.A1* (15%) et la Simuliidae *Simulium neornatipes* (12%). Ces deux dernières espèces ainsi que Berosini *NG3 sp.1*, la Leptophlebiidae *NG2 sp.1* et les Chironomidae sont les taxons qui ont été les plus fréquemment prélevés, soit dans plus de 50% des prélèvements.

3.3.2. Distribution et répartition géographique de quelques groupes faunistiques

3.3.2.1. Les Ephémèroptères

La faune des Ephéméroptères de Nouvelle-Calédonie est originale puisqu'elle se compose presque exclusivement d'espèces d'une seule famille : les Leptophlebiidae. Vingt six espèces appartenant à 14 genres différents ont été répertoriées (Peters *et al.*, 1978 ; Peters & Peters, 1980 ; Peters & Peters, 1981 a et b ; Peters *et al.*, 1990 ; Peters *et al.*, 1994) et des espèces appartenant à 4 autres genres (NG1, NG2, NG3 et NG4) sont actuellement en cours de description (Peters, comm. pers.). Toutes ces espèces et ces genres sont endémiques à la Nouvelle-Calédonie (Peters, 1981).

De plus, en 1972, le Professeur Peters a prélevé deux individus de la famille des Baetidae dans la Rivière Bleue. Selon cet auteur (comm. pers), ces Ephémères auraient été introduits conjointement avec des poissons.

Cette étude a permis la découverte de deux nouveaux genres *NGA* et *NGB* prélevés respectivement au niveau des cours d'eau de la côte Nord-Est (Panié, Tao) et à Pouembout 0. *NGB sp.1* serait probablement l'espèce la plus primitive de Leptophlebiidae calédonienne (Peters, comm. pers.). Deux espèces nouvelles appartenant au genre *Simulacala* ont également été recensées sur les sites de Confiance 0 et de Pouembout 0.

Cette famille cosmopolite présente en Nouvelle-Calédonie une radiation adaptative qui lui a permis de coloniser tous les types d'habitats des rivières. Les convergences de formes avec des représentants de familles d'Ephémèroptères de pays tempérés sont remarquables (Heptageniidae ou Baetidae). L'isolement de l'île et son histoire biogéographique peuvent

expliquer ce phénomène. En Australie, certains genres de Leptophlebiidae présentent également des similitudes morphologiques avec des familles européennes (Williams, 1980).

Aucun représentant de la famille des Baetidae n'a été observé dans nos prélèvements. Pourtant, les Baetidae sont largement répandues et diversifiées dans le Pacifique Sud Ouest puisque des spécimens ont été recensés à Belau (Bright, 1982), au Vanuatu (Kimmins, 1936), aux Iles Guam (Ellis-Neill, 1987), ainsi qu'aux Iles Fidji (Flowers, 1990) (Tableau 3.1).

Tableau 3.1 : Nombre d'espèces d'Ephémèroptères recensées en Australie, Nouvelle-Zélande, Fidji, Bougainville et en Nouvelle-Calédonie (d'après Hawking & Smith, 1997; Winterbourn & Gregson, 1989; Flowers, 1990; Yule, 1995; Yule, 1996).

	Australie	Nouvelle-Zélande	Fidji	Bougainville (Papouasie)	Nouvelle-Calédonie
Ameletopsidae	3				
Baetidae	13	1	12	5	1
Caenidae	5		1	1	
Coloburiscidae	3				
Ephemeridae		2			
Ephemerellidae	1				
Leptophlebiidae	54	15		1	30
Oligoneuriidae		2			
Oniscigastridae	3				
Prosopistomatidae	1			1	
Siphlonuridae	1	6			
Total	84	26	13	8	31

Les Leptophlebiidae sont également bien représentées dans les cours d'eau australiens, néo-zélandais et d'Amérique du Sud. D'après Peters (1981), "phylogenetic studies indicate that these Leptophlebiidae in New Caledonia are most closely related to modern representatives in New Zealand. Evolution of the main Southern Hemisphere phyletic lines appears to have occured while New Caledonia and New Zealand were connected or in close proximity to each other. Most of these phyletic lines also have more distantly related modern representative in Australia, southern South America, Africa, Madagascar, Sri Lanka, and southern India". "[Des études phylogénétiques montrent que les Leptophlebiidae de Nouvelle-Calédonie s'apparentent à ceux de la Nouvelle-Zélande. L'évolution des principaux phylums de l'Hémisphère Sud s'est déroulée lorsque la Nouvelle-Calédonie et la Nouvelle-Zélande étaient reliées ou proches. La plupart de ces lignées phyllétiques ont également des représentants plus lointains en Australie, dans le Sud de l'Amérique, en Afrique, à Madagascar, au Sri Lanka et dans le Sud de l'Inde.]"

La figure 3.2 schématise ces résultats et les flux migratoires hypothétiques des Ephéméroptères.

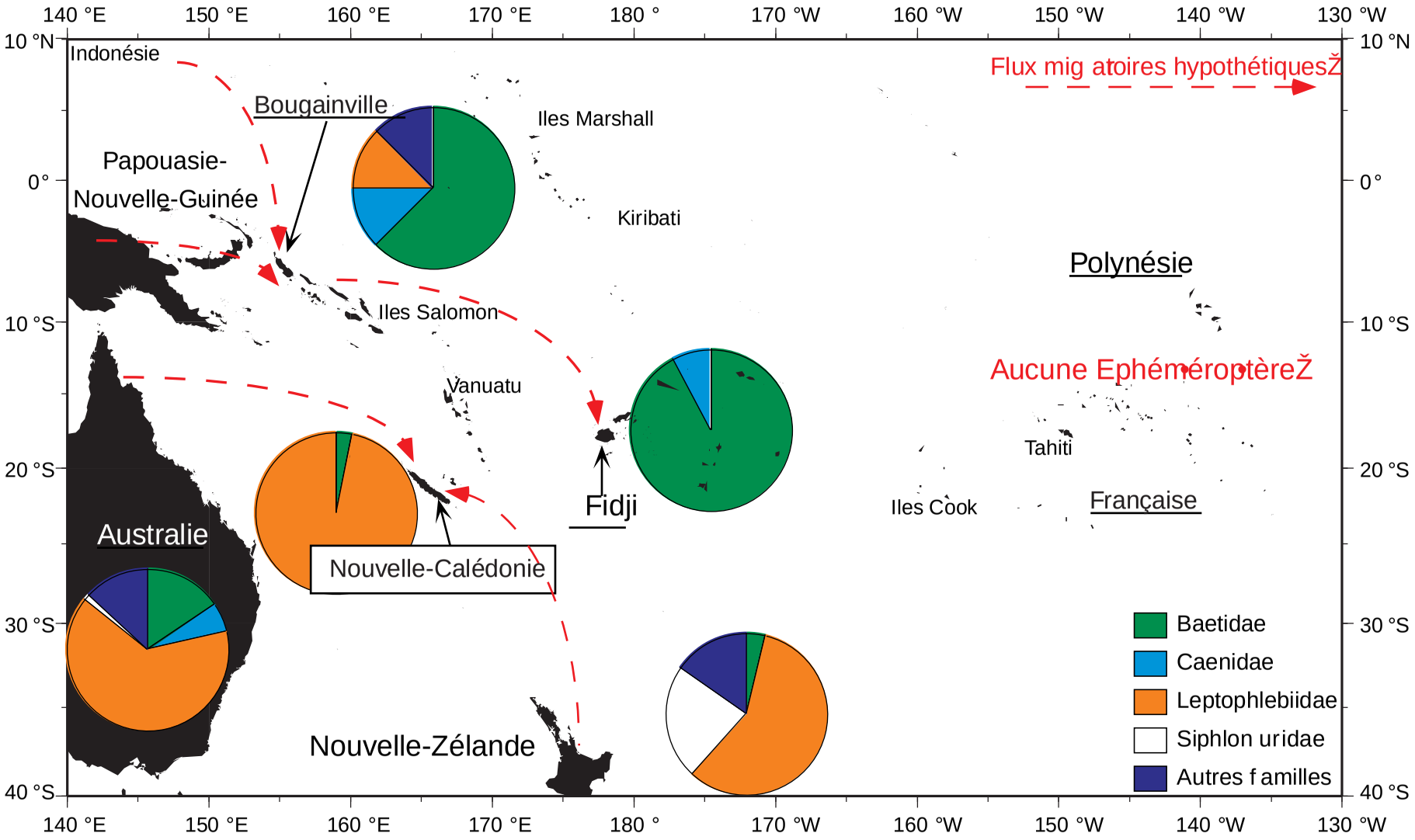


Figure 3.2 : Distribution de plusieurs familles d'Ephéméroptères dans quelques territoires du Pacifique. Chaque portion représente le pourcentage relatif d'espèces d'une famille par rapport au nombre total d'espèces d'Ephéméroptères sur le Territoire concerné. Les flèches indiquent les voies possibles de colonisation.

Ainsi, les genres calédoniens endémiques *Lepeorus*, *Notachalcus*, *Papposa* et *Tenagophila* seraient respectivement apparentés aux genres néo-zélandais *Deleatidium*, *Arachnocolus*, *Acanthophlebia* et *Austronella* (Hitchings, comm. pers.). En revanche, les faunes de Bougainville et de Fidji semblent présenter plus d'affinités avec celle de la Papouasie Nouvelle-Guinée et surtout avec celle de l'Indonésie (Yule, 1995).

3.3.2.2. Les Odonatoptères

Les larves et les adultes d'Odonates ont fait l'objet de descriptions précises (Lieftinck, 1975 ; Lieftinck, 1976). Le sous-ordre des Zygoptères (Demoiselles) est représenté par 4 familles : les Lestidae, les Megapodagrionidae, les Isostictidae et les Coenagrionidae, comprenant au total 10 genres et 18 espèces. Les Anisoptères (Libellules) sont représentées par 3 familles cosmopolites : les Aeschnidae, les Corduliidae et les Libellulidae qui regroupent 13 genres et 23 espèces (annexe 10).

Sur ces 41 espèces, 16 sont endémiques au Territoire (Lieftinck, 1975). Les 25 autres espèces ont une large répartition dans le Pacifique : sur l'ensemble d'entre elles, 14 sont retrouvées au Vanuatu, 15 en Australie, 12 en Papouasie, 6 aux Iles Salomon et 8 aux Iles Fidji (Lieftinck, 1975).

Les familles d'Odonates trouvées en Nouvelle-Calédonie sont bien représentées en Australie. Ce pays compte 305 espèces dont le taux d'endémicité est élevé (Hawking & Smith, 1997). La diversité et l'abondance des espèces sont plus élevées dans les régions tropicales australiennes comme le Queensland oriental (Williams, 1980). En effet, les Odonates ont des préférences écologiques pour les eaux chaudes. En Nouvelle-Zélande, pays à climat relativement tempéré, 17 espèces d'Odonates seulement ont été recensées dont la majorité sont cosmopolites et à large répartition dans le Pacifique.

3.3.2.3. Les Hétéroptères

Cet ordre est représenté par 10 familles : les Belostomatidae, les Corixidae, les Notonectidae et les Pleidae présentant des espèces strictement aquatiques (Hydrocorises), les Ochteridae et les Leptopodidae composées d'espèces semi-aquatiques et les Gerridae, les Hydrometridae, les Veliidae et les Mesoveliidae présentant des espèces vivant à la surface de l'eau (Géocorises). L'ordre comprend 13 genres et 22 espèces connues (Polhemus & Herring, 1970).

3.3.2.4. Les Coléoptères

Cinq familles de Coléoptères ont été inventoriées en Nouvelle-Calédonie : les Dytiscidae, les Gyrinidae, les Hydraenidae, les Hydrophilidae et les Helodidae. Celles-ci comprennent au total 16 genres et 20 espèces (Satô, 1966 ; Ochs, 1968 ; Bertrand, 1968) (annexe 10).

3.3.2.5. Les Trichoptères

Sept familles ont été décrites essentiellement à partir des adultes. Les Hydroptilidae ont fait l'objet des recherches les plus nombreuses. Vingt-deux espèces correspondant à 6 genres ont été recensées (Sykora, 1967 ; Kelley, 1989 ; Wells, 1995). Les Helicopsychidae sont représentées par le genre *Helicopsyche* constitué de 12 espèces. Celles-ci ont été classées en 4 groupes selon les caractéristiques de l'appareil génital des adultes mâles : les Arenaria, les Lapidaria, les Edmundsi et les Vallonia (Ross, 1975). Les Hydrobiosidae sont représentées par deux genres et 5 espèces (Schmid, 1989 ; Kimmins, 1953). Les Hydropsychidae, les Leptoceridae, les Philopotamidae et les Kokiriidae ont été peu étudiées avec pour chaque famille 1 à 2 espèces décrites (Kimmins, 1953 ; Neboiss, 1986 ; Sykora, 1967 ; Malicky, 1981) (annexe 10).

A l'exception de 2 Hydroptilidae qui auraient été introduites (Wells, comm. pers.), toutes les espèces de Trichoptères sont endémiques à la Nouvelle-Calédonie (Ward, comm. pers.). Une importante collection de spécimens (570 individus), issue de missions antérieures à notre étude, est conservée au Bishop Museum, Honolulu (Ward *et al.*, 1998). Celle-ci pourrait permettre de combler les nombreuses lacunes taxinomiques concernant cette famille d'insectes.

La présente étude a permis :

- d'inventorier 4 familles qui n'avaient jamais été mentionnées en Nouvelle-Calédonie : les Ecnomidae, les Helicophidae, les Oeconesidae et les Polycentropodidae (Ward *et al.*, 1998). Les Ecnomidae seraient représentées par les genre *Ecnomina.* et *Ecnomus* (Ward, comm. pers);

- de recenser des genres et des espèces nouvelles : les Leptoceridae sont largement représentées dans les eaux calédoniennes. Les genres *Triplectides, Oecetis, NGA, NGB* et *NGF* s'ajoutent à ceux dont on connaissait l'existence (*Symphitoneuria* et *Triplexa)*. La larve de *Triplexa psocopterus*, proche des espèces du genre *Grumichellini* trouvé en Amérique du Sud (Holzenthal, 1988), n'avait jamais été décrite avant notre étude.

De plus, une nouvelle espèce d'Hydrobiosidae (*Xanthochorema paniensis*) est en cours de description (Ward, comm.pers.). Enfin, 7 genres et 16 espèces d'Hydropsychidae ont été recensés au cours de l'étude. Selon Ward (comm. pers.), il y en aurait au minimum 22 sur la Grande Terre.

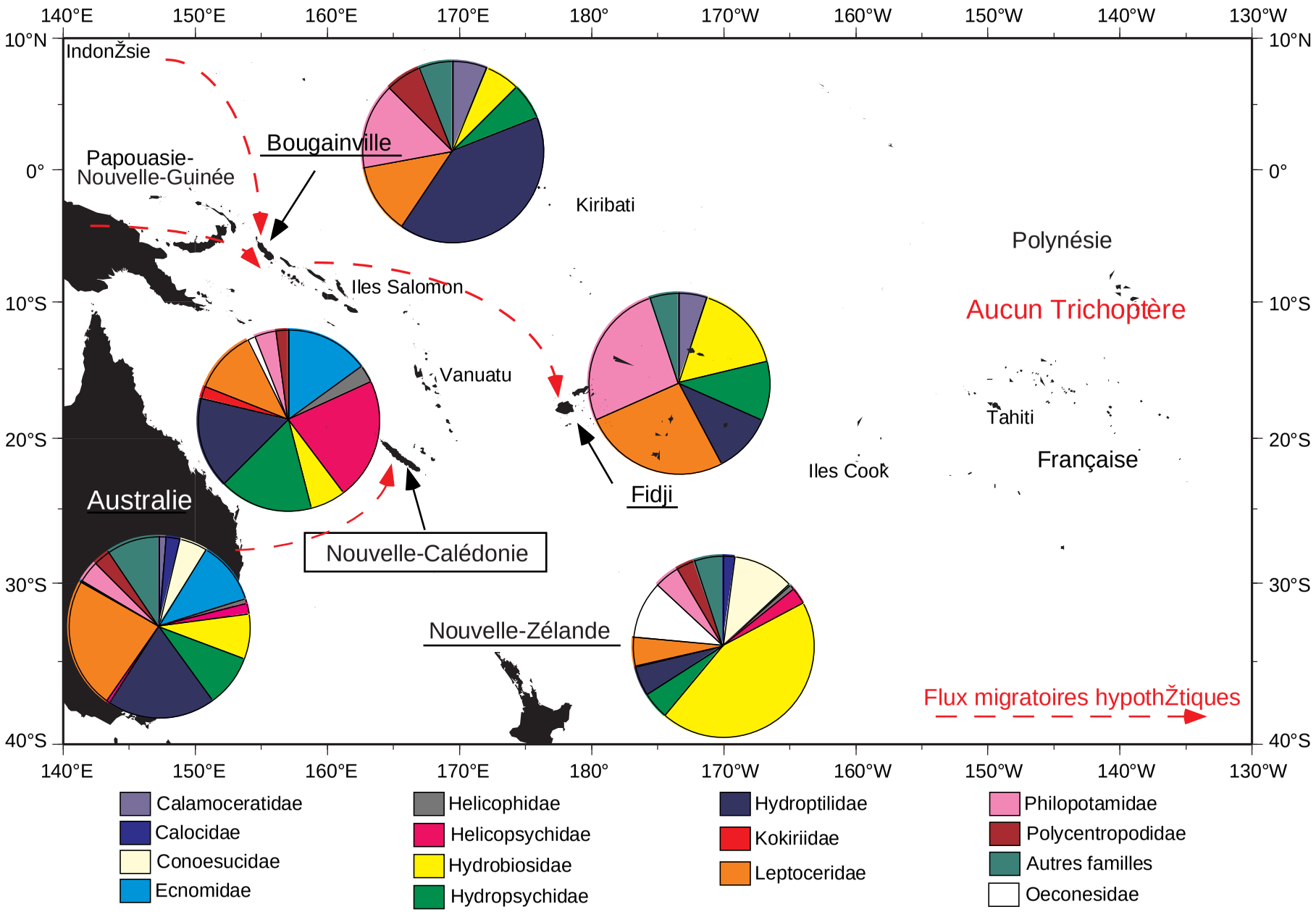


Figure 3.3 : Distribution de plusieurs familles de Trichoptères dans quelques territoires du Pacifique. Chaque portion représente le pourcentage relatif d'espèces d'une famille par rapport au nombre total d'espèces de Trichoptères recensés sur le territoire concerné. Les flèches indiquent les voies possibles de colonisation.

Le tableau 3.2 montre que la faune des Trichoptères de Nouvelle-Calédonie est proche de celle de l'Australie. Sur ces deux territoires, les Hydropsychidae, les Hydroptilidae et les Leptoceridae constituent près de 50% des espèces connues. En revanche, les Coenoesucidae, largement représentées en Nouvelle-Zélande et en Australie, manquent en Nouvelle-Calédonie. La Grande Terre se caractérise par une richesse spécifique élevée en Helicopsychidae et en Ecnomidae et relativement faible en Hydrobiosidae. La figure 3.3 reprend les résultats du tableau 3.2 et schématise les flux migratoires hypothétiques des Trichoptères.

Tableau 3.2 : Comparaison du nombre d'espèces de Trichoptères recensées en Australie, en Nouvelle-Zélande, aux Iles Fidji, à Bougainville (Papouasie, Nouvelle-Guinée) et en Nouvelle-Calédonie (d'après Ward, comm. pers.; Yule, 1995; Yule, 1996; Neboiss, 1986; Kelley, 1989; Ward *et al.*, 1998).

	Australie	Nouvelle-Zélande	Fidji	Bougainville(Papouasie)	Nouvelle-Calédonie
Antipodoecidae	3				
Atriplectidae	2				
Calamoceratidae	10		1	2	
Calocidae	18	5			
Chathamiidae	1	5			
Conoesucidae	38	25			
Ecnomidae	81	1			20
Goeridae			1	1	
Glossosomatidae	12			1	
Helicophidae	6	2			4
Helicopsychidae	14	7			29
Hydrobiosidae	59	101	3	2	8
Hydropsychidae	68	11	2	2	22
Hydroptilidae	140	12	2	13	22
Kokiriidae	5	1			3
Leptoceridae	174	12	5	4	15
Limnephilidae	3				
Odontoceridae	7				
Oeconesidae	1	24			2
Philopotamidae	29	10	5	5	5
Philorheithridae	14	6			
Plectrotarsidae	5				
Polycentropodidae	22	8		2	3
Psychomyiidae	2	1			
Stenopsychidae	15				
Tasmiidae	6				
Total	735	231	19	32	133

L'île de Bougainville dont la faune s'apparente à celle de l'Indonésie (Yule, 1995) semble présenter des affinités faunistiques avec Fidji : les mêmes familles existent sur les deux îles dont celle des Goeridae absente en Australie.

3.3.2.6. Les Diptères

Cet ordre d'Insectes est le mieux représenté de la macrofaune benthique mais contrairement aux Trichoptères dont les larves et les nymphes sont essentiellement aquatiques, de nombreuses familles de Diptères possèdent des représentants à la fois en milieu aquatique et en milieu terrestre. Des études taxinomiques se rapportent à des espèces de familles qu'il est possible de trouver dans les eaux douces : par exemple, celles entreprises par Trojan (1991) sur les Tabanidae, par Meuffels & Grootaert (1991) sur les Dolichopodidae, par Clastrier (1988), Clastrier & Delécolle (1991), Clastrier (1993) sur les Ceratopogonidae. Les descriptions concernent dans chaque cas des spécimens adultes capturés dans un milieu strictement terrestre et souvent à proximité d'un cours d'eau. Il est alors difficile de savoir si les espèces prélevées sont strictement terrestres, semi-aquatiques ou aquatiques.

Notre étude a permis d'inventorier des espèces des familles suivantes : Chironomidae, Limoniidae (avec les sous-familles Limoniinae, Eriopterinae et Hexatominae), Dixidae, Psychodidae (représentées par des Psychodini et des Telmatoscopini), Empididae, Syrphidae, Ephydridae, Blephariceridae et Tabanidae. Ces familles, cosmopolites, sont largement représentées dans les eaux européennes, néo-zélandaises et australiennes.

Une seule espèce de Simuliidae, *Simulium neonartipes* Dumbleton 1969, très fréquente et abondante, a été recensée sur la Grande Terre (Craig, comm. pers.). Celle-ci, ainsi que l'espèce *S. ornatipes* très répandue en Australie et en Papouasie Nouvelle-Guinée, ont été classées dans le sous-genre *Nevermannia* (Crosskey, 1988). Elles sont chacune composées de deux espèces jumelles (Bedo, 1977) et seraient apparentées aux espèces du groupe *S. ruficorne* trouvées en Afrique (Bedo, 1989).

3.3.3. Les Crustacés

Dix sept espèces d'Atyidae appartenant à 5 genres (annexe 11) ont été inventoriées en Nouvelle-Calédonie (Roux, 1926 ; Kamita, 1967 ; Holthuis, 1969). Quatre nouvelles espèces des genres *Paratya* et *Caridina* sont en cours de description (Marquet, comm.pers.). Près de la moitié de ces espèces sont endémiques à la Nouvelle-Calédonie, soit 10 espèces sur les 21 connues. Parmi les autres espèces, 4 présentent une répartition Pacifique et 7 une répartition Indo-Pacifique (Marquet, comm.pers.).

Au niveau des Palaemonidae, 8 espèces du genre *Macrobrachium* et 2 espèces du genre *Palaemon* ont été décrites (Roux, 1926 ; Short & Marquet, 1998). L'espèce *Macrobrachium gracilirostre*, à large répartition dans le Pacifique, a récemment été recensée (Marquet, comm. pers.). Sur ces 11 espèces connues, une seule du genre *Macrobrachium* est endémique à la Nouvelle-Calédonie (Marquet, comm. pers.).

Enfin, une espèce d'Hymenosomatidae, *Odiomaris pilosus*, a été décrite par Ng & Richer de Forges (1996).

3.3.4. Les Mollusques

La classe des Gastéropodes se compose en Nouvelle-Calédonie de 20 genres et de 84 espèces de Prosobranches (Starmülhner, 1970 ; Pöllabauer, 1986). Cinquante quatre d'entre elles appartenant à la famille des Hydrobiidae viennent d'être inventoriées (Haase & Bouchet, 1998). Les Pulmonés présentent 3 genres et 4 espèces (annexe 12).

Les Bivalves sont presque totalement absents des eaux douces de Nouvelle-Calédonie. Une seule espèce de la famille des Mytilidae a été recensée : *Modiulus bourailiensis* (Cockerell, 1923) (Starmülhner, 1970).

A l'exception des espèces de la familles des Hydrobiidae qui sont pratiquement toutes endémiques à la Nouvelle-Calédonie, les Mollusques présentent une large répartition dans les îles du Pacifique Sud (Starmühlner, 1976; Haynes, 1985).

3.3.5. Les Turbellariés

D'après Beauchamp (1968), deux espèces de Planaires existent dans les eaux douces de Nouvelle-Calédonie. L'une d'elle très commune sur la Grande Terre, *Dugesia pinguis*, se trouve également en Australie et en Nouvelle-Zélande (Kawakatsu, 1969). L'autre *Geocentrophora sp.* aurait été prélevée à un seul endroit de la Grande Terre (Grand Lac) à 250 m d'altitude (Beauchamp, 1968).

3.3.6. Discussion, Conclusion

3.3.6.1. Taxinomie

Cette étude met en évidence d'importantes lacunes taxinomiques et une disparité de la connaissance des invertébrés aquatiques de Nouvelle-Calédonie. En effet, au total, moins de 200 espèces ont été décrites jusqu'ici. Certains groupes tels que les Ephémèroptères sont bien étudiés. D'autres, en revanche, comme les Diptères ou les Trichoptères, ont peu fait l'objet de recherches. Ainsi près des deux tiers des espèces de Trichoptères prélevées n'ont pas encore été nommées (Ward, comm. pers.).

3.3.6.2. Endémisme

Sur l'ensemble des espèces d'Insectes aquatiques connues, plus de 75% d'entre elles seraient endémiques à la Nouvelle-Calédonie. Plus spécifiquement, l'endémisme est proche de 100% chez les Ephéméroptères et les Trichoptères et de 40% chez les Odonates, les Hétéroptères et les Coléoptères. Ce taux est légèrement inférieur à celui observé à Hawaii qui représente l'île du Pacifique où la faune aquatique a été le plus étudiée. Sur 795 espèces d'Insectes aquatiques et d'Hydracariens connus, au moins 85% des espèces sont endémiques à Hawaii (Resh & De Szalay, 1995). `

Ces taux d'endémismes sont comparables à ceux trouvés pour la flore terrestre. Sur les 4500 espèces que compte la flore phanérogamique néocalédonienne, 76% sont endémiques, ce qui place le Territoire au 3ème rang mondial pour l'endémicité après Hawaï (89%) et la Nouvelle-Zélande (82%) (Morat *et al.,* 1994). Ces taux d'endémisme élevés sont expliqués par l'isolement géographique de ces îles. En règle général, plus une île est éloignée de tout continent, moins elle compte d'espèces, mais plus le taux d'endémisme est élevé (Blondel, 1986).

Les Mollusques et les Crustacés présentent un taux d'endémisme beaucoup moins important que les Insectes, probablement en raison de leurs facilités de propagation. En effet, une partie de leur phase de développement se passe en milieu marin (Resh *et al.*, 1992).

3.3.6.3. Relations biogéographiques

Considérant la faune invertébrée néo-calédonienne dans son ensemble, Chazeau (1993) montre que de nombreux groupes anciens ou peu mobiles (Phasmatodae, Dermaptères) s'apparentent à ceux de la Nouvelle-Zélande et de la région du Sud, ainsi qu'à ceux de l'Australie. En revanche, de nombreux groupes plus récents ou mobiles (Odonates) montrent des affinités avec l'Australie ou l'Orient. Pour l'auteur, la position géographique de la Nouvelle-Calédonie pourrait expliquer la composition générale de la faune.

Jusqu'au début du Crétacé, la Nouvelle-Calédonie était rattachée au Gondwana ce qui favorisait les migrations entre l'ensemble Nouvelle-Calédonie, Nouvelle-Zélande et les masses gondwaniennes Nouvelle-Guinée et Australie. A la fin du Crétacé, la Ride de Norfolk et tout ce qu'elle porte est définitivement isolée et ces contacts terrestres s'interrompent. Le long isolement qui suit conduit au niveau d'endémisme que l'on connait et à une spéciation du stock anté-Eocène. Puis celui-ci aurait été modifié par des espèces pionnières mobiles arrivées à

différentes périodes et de différentes zones géographiques (Chazeau, 1993). D'après l'auteur, la colonisation de la Nouvelle-Calédonie par la faune aurait été favorisée par la présence de monts sous-marins. Des recherches récentes ont montré qu'un grand nombre de monts sont disposés le long des Rides de Norfolk et de Lord Howe. Les variations du niveau de la mer auraient émergé ces monts et auraient permis la propagation de la faune après l'isolement de la Nouvelle-Calédonie.

D'après Blondel (1986), les communautés faunistiques insulaires ne sont pas un échantillon aléatoire des peuplements de la source continentale voisine. "Il existe un tri parmi les candidats à la colonisation et ce tri favorise les petites espèces généralistes". En effet, "les meilleurs candidats à la colonisation sont les petites espèces parce que leur petite taille leur permet de construire des populations numériquement abondantes donc moins vulnérables à l'extinction".

Concernant les Insectes aquatiques, les affinités varient selon les ordres et les familles considérées. Dans le cas des Trichoptères et des Éphéméroptères, la faune semble être proche de celles de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande. L'absence de Plécoptères est à prendre en considération, cet ordre étant bien représenté dans ces deux pays.

Pour les Odonates, Lieftinck (1975) envisage la possibilité d'une succession de vagues migratrices. Celles-ci, venues des territoires voisins, auraient peuplé la Nouvelle-Calédonie et se seraient ultérieurement différenciées ce qui expliquerait la remarquable diversité de structures développées par les espèces endémiques d'Argiolestinae, d'Isostictidae et de *Synthemis*.

Les mécanismes de dispersion des insectes aquatiques restent néanmoins difficiles à expliquer. Comme le souligne Flowers (1990), les adultes d'Ephéméroptères possèdent une vie de courte durée et ne peuvent donc pas survivre sur de longs trajets. Très peu d'adultes de cet ordre ont été capturés en mer. En 4 ans de piégeage dans le Pacifique, Gressitt & Yoshimoto (1963) n'ont capturé qu'une seule Ephémère sur 1054 insectes (Flowers, 1990).

Ces phénomènes peuvent permettre d'expliquer l'appauvrissement faunistique en Éphéméroptères et en Trichoptères observé d'Ouest en Est dans la région du Pacifique Sud. Plus de 160 espèces d'Insectes appartenant à ces deux ordres sont recensées en Nouvelle-Calédonie alors qu'il y en aurait 32 à Fidji (Neboiss, 1986 (b) ; Flowers, 1990), 6 à Hawaii (Resh & De Szalay, 1995) et aucune en Polynésie Française (Fossati & Marquet 1998).

En revanche, les Simuliidae (Diptères) ont une distribution surprenante dans ce cadre d'appauvrissement faunistique puisqu'il y a beaucoup plus d'espèces de cette famille en Polynésie (7 dans les Marquises et 28 espèces dans les Iles Sociétés) que dans n'importe quelle autre île du Pacifique (Craig *et al.*, 1995, Craig 1997).

En Nouvelle-Calédonie, une seule espèce de Simuliidae, à large répartition, existe dans les cours d'eau. Cette particularité pourrait s'expliquer par les compétitions trophiques auxquelles sont soumises les espèces. Les larves de Simuliidae, qualifiées de collecteurs-filtreurs passifs, se nourrissent des fines particules organiques en suspension dans l'eau. Elles sont souvent en compétition trophique avec les Hydropsychidae qui occupent les mêmes niches écologiques (zones rapides des cours d'eau).

Dans les rivières polynésiennes où les Éphéméroptères et les Trichoptères n'existent pas, les Simuliidae ont pu occuper de nombreuses niches écologiques et se diversifier. En revanche, leur spéciation en Nouvelle-Calédonie a certainement été inhibée par la présence des Hydropsychidae et des Éphéméroptères. Des interactions biotiques et compétitives entre les Hydropsychidae et des Simuliidae des cascades d'un ruisseau de l'Ile Bougainville ont déjà été signalées par Yule (1996 c).

Comparativement, au niveau de la flore terrestre, l'Australie, suivie de la Nouvelle-Guinée et de la Malaisie ont le plus de genres floristiques en commun avec ceux de la végétation calédonienne (respectivement 26%, 17% et 13% d'affinités floristiques). L'Asie, Fidji, le Vanuatu et la Nouvelle-Zélande présentent moins d'affinités floristiques avec la Nouvelle-Calédonie. Les genres de la flore néo-calédonienne viennent principalement du Nord-Ouest (Morat *et al.* , 1994).

3.4. VARIABILITE FAUNISTIQUE SPATIO-TEMPORELLE

3.4.1. Comparaison des données recueillies en milieu lotique et lentique

Cette partie est une étude préliminaire ayant pour objectif d'estimer les différences de peuplements entre les milieux lotiques et lentiques. Les données considérées sont celles acquises en Octobre 1996 et Janvier 1997 sur respectivement 19 et 13 stations.

Les densités (nombre d'individus prélevés sur 0,25 m^2) et le nombre de taxons récoltés dans ces deux types de milieux figurent en annexe 13. Un test *t* réalisé sur les valeurs confirme qu'il existe une différence significative entre les milieux lotiques et lentiques, d'une part au niveau de la densité des peuplements ($t=4.44$; $p<0,05$), d'autre part, au niveau de la richesse taxinomique ($t=7,5$; $p<0,001$).

Les densités sont généralement supérieures en milieu lotique (figure 3.4) : en Octobre 1996, le nombre d'individus prélevés sur 0,25 m^2 a varié entre 500 et plus de 5000 individus alors qu'il se situait entre 300 et 1400 individus en milieu lentique. En Janvier 1997, les valeurs furent plus faibles : elles se situaient entre 65 et 2350 en milieu lotique et entre 40 et 1400 en milieu lentique. Cette différence est certainement due aux conditions hydrologiques plus défavorables en Janvier (saison des pluies).

La même tendance existe pour la richesse taxinomique : le nombre maximal de taxons trouvés dans les milieux lotiques est proche de 40 alors qu'il ne dépasse pas 26 dans les milieux lentiques.

La figure 3.5 présente l'abondance relative des principaux groupes faunistiques au sein de ces milieux. Les Diptères et les Trichoptères constituent l'essentiel des peuplements des milieux lotiques. Les Oligochètes (Naididae essentiellement) qui semblent également bien représentés dans les milieux lotiques en Octobre 1996 furent récoltés en grand nombre principalement sur la station Tchamba 1 (TC1).

Dans les milieux lentiques, les Diptères, les Trichoptères, les Oligochètes, les Ephémèroptères, les Crustacés et les Divers (Mollusques, Planaires, Achètes, Nématodes, microcrustacés, Hydracariens) constituent une part importante des communautés.

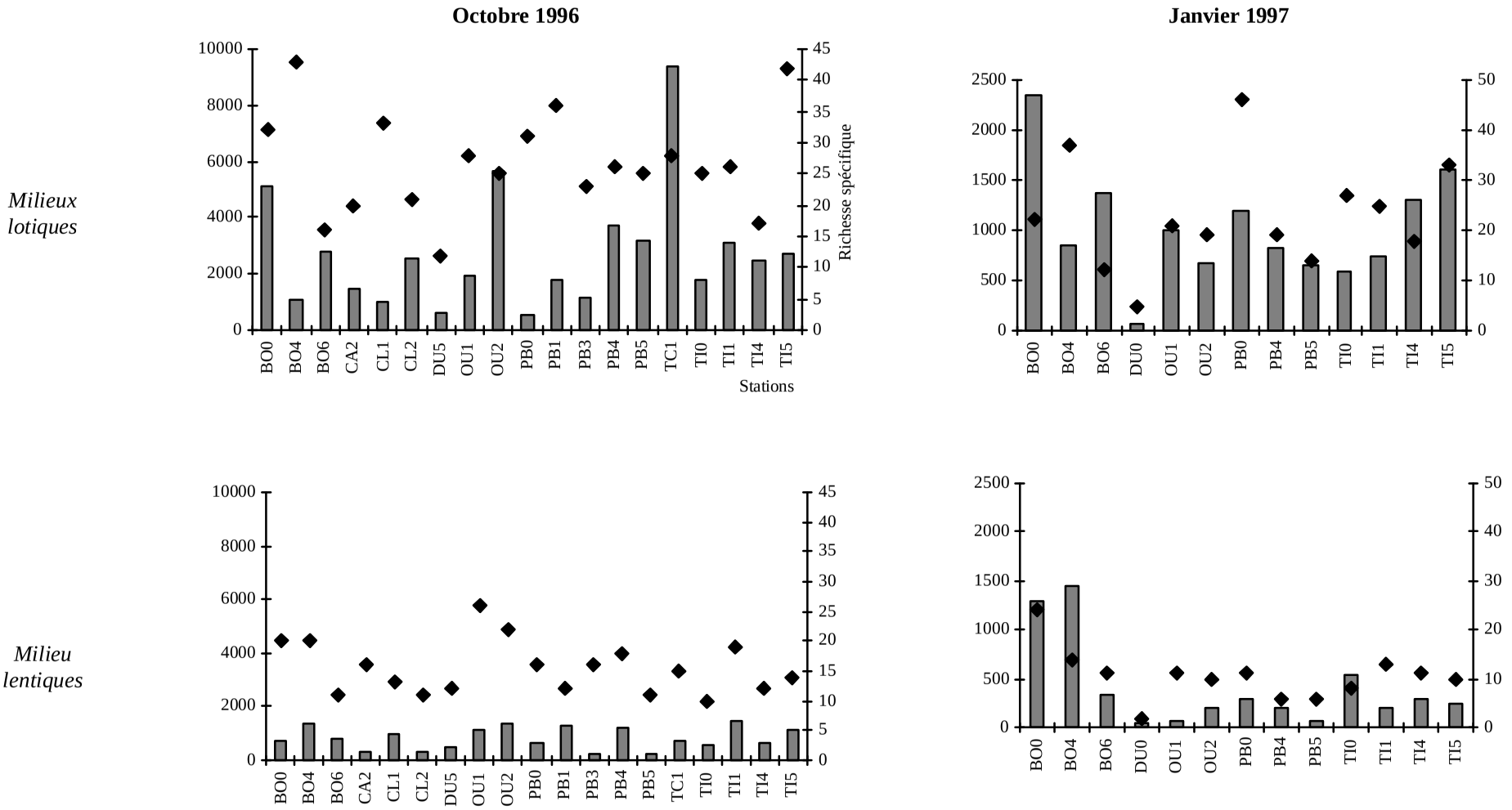


Figure 3.4 : Densités et richesses spécifiques des milieux lotiques et lentiques échantillonnés en Octobre 1996 et en Janvier 1997

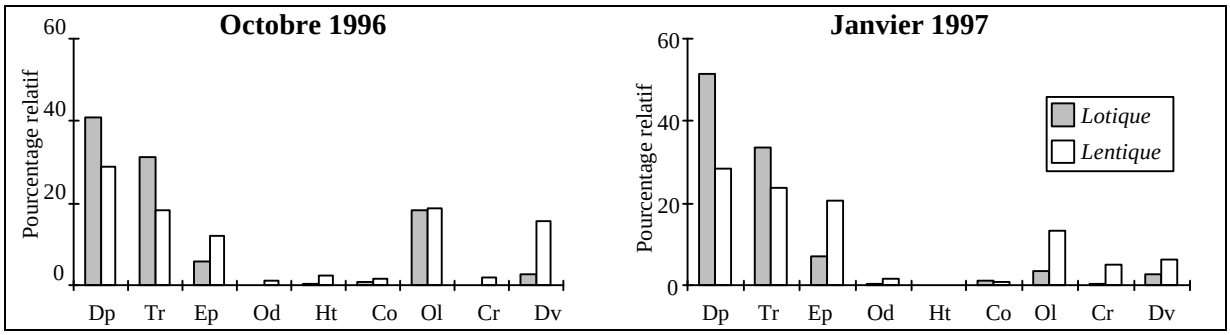


Figure 3.5 : Abondances relatives des principaux groupes faunistiques dans les milieux lotiques et lentiques (Dp: Diptères, Tr: Trichoptères, Ep: Ephémèroptères, Od: Odonates, Dv: Divers, Ht: Hétéroptères, Co: Coléoptères, Ol: Oligochètes, Cr: Crustacés)

Une étude plus précise de l'ensemble des stations échantillonnées en Octobre 1996 (figure 3.6) confirme ces résultats et montre une variabilité spatiale de la répartition des groupes faunistiques. Les Diptères, les Ephéméroptères, les Oligochètes et les "Divers" ne sont pas trouvés dans les mêmes proportions sur toutes les stations. Dans la plupart des cas, l'un de ces groupes domine mais les trois ne sont jamais bien représentés ensemble sur une même station.

Ainsi, les Ephémèroptères dominent dans les peuplements des milieux lentiques des petits cours d'eau forestiers (BO4, PB0, PB1 et TI0). Les Oligochètes sont bien représentés dans les cours moyens et inférieurs des rivières drainant des substrats volcano-sédimentaires (BO6, PB5, TI1) alors qu'ils sont absents des rivières sur péridotites (CL1, CL2, DU5). Les Diptères sont toujours présents en plus ou moins grand nombre.

Les espèces trouvées en densité plus importante dans les milieux lentiques que dans les milieux lotiques (annexe 14) sont les Planaires (*Dugesia pinguis*), certains Oligochètes Naididae et Tubificidae, des Mollusques des genres *Physastra* et *Melanopsis*, des Ostracodes, des Amphipodes, des Crustacés des genres *Macrobrachium*, *Caridina* et *Paratya*, certaines Leptophlebiidae (des genres *NG3*, *NG4*), des Odonates des genres *Synthemis*, *Isosticta* et *Diplacodes*, des Hétéroptères, des diptères Chironomidae (Orthocladiinae, Chironomini, *Chironomus*), des Trichoptères Hydroptilidae (*Acriloptila*), Helicopsychidae *Helicopsyche Arenaria* et Leptoceridae des genres *Oecetis*, *Symphitoneuria* et *Triplexa*. Ces espèces colonisatrices des fonds érodés, semblent adaptées à des zones peu oxygénées et riches en matières organiques.

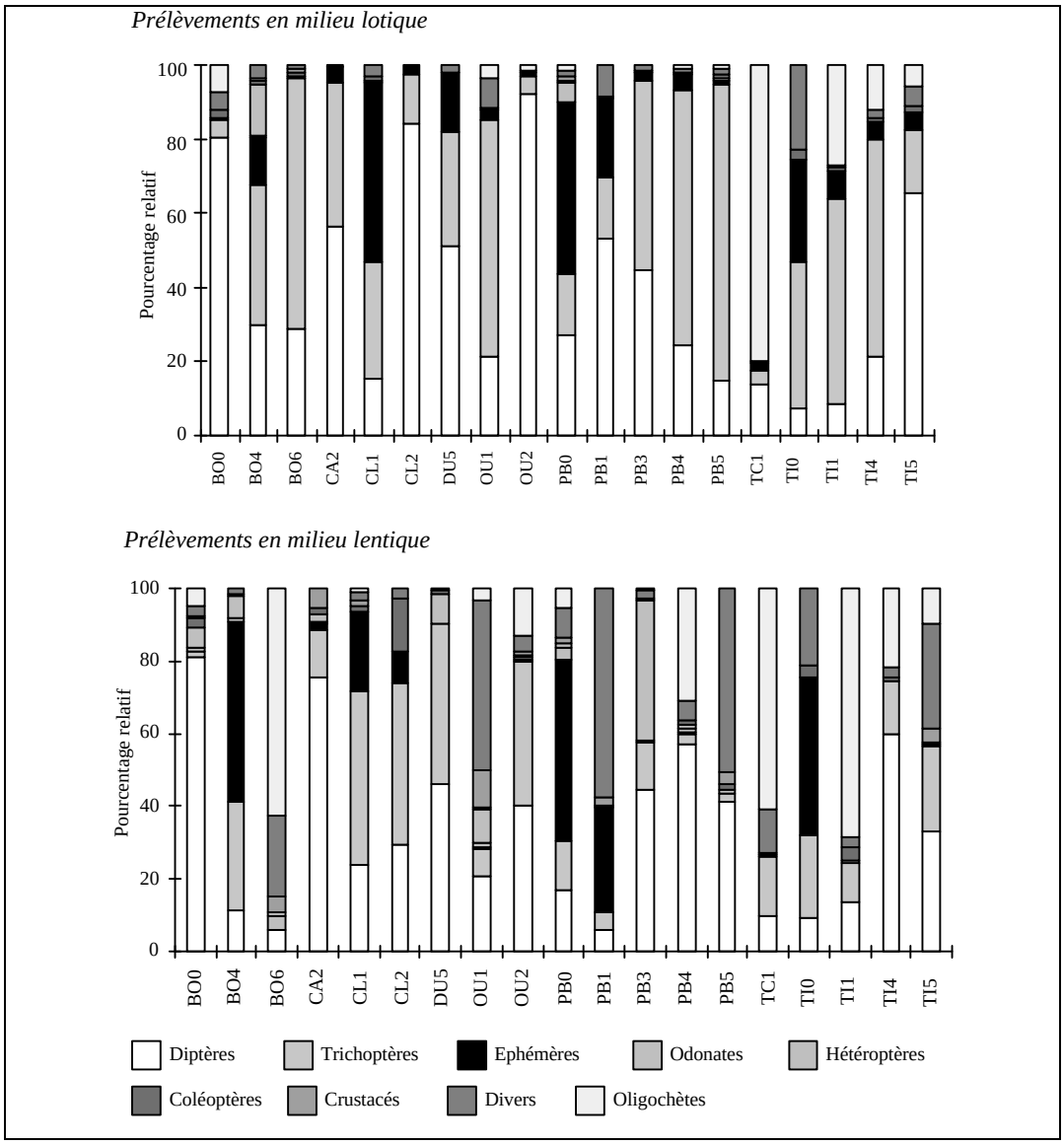


Figure 3.6 : Pourcentage relatif des principaux groupes faunistiques dans les milieux lotiques et lentiques échantillonnés en Octobre 1996

Cette étude préliminaire montre que les peuplements des milieux lotiques sont plus denses et plus diversifiés que ceux des milieux lentiques. Sur l'ensemble des 147 taxons récoltés en Octobre 1996 et Janvier 1997, 94% ont été trouvés dans les milieux lotiques et 60% seulement dans les milieux lentiques. Neuf taxons ont été trouvés uniquement dans ce type de milieu : il s'agit des Tubificidae *Brachiura*, des Crustacés *Macrobrachium caledonicum*, *Paratya bouvieri*, *P. intermedia*, *Caridina nilotica* et *C. weberi*, des Hétéroptères *Sigara tadeuzi*, *Anisops crinata* et *Microvelia starmulhneri*. Les milieux lentiques semblent donc présenter des peuplements originaux. Il est cependant difficile de mettre cela en évidence dans cette étude puisque les déterminations n'ont pas été réalisées jusqu'à l'espèce pour tous les individus prélevés. Il serait donc intéressant de poursuivre ces travaux pour en affiner les résultats. Cela permettrait parallèlement de mieux connaître les préférences écologiques des espèces.

3.4.2. Biotypologie des milieux lotiques

3.4.2.1. Analyse globale

Les résultats de l'ACP centrée effectuée sur le tableau de données faunistiques (38 stations x 4 campagnes X 102 taxons) sont présentés sur la figure 3.7.

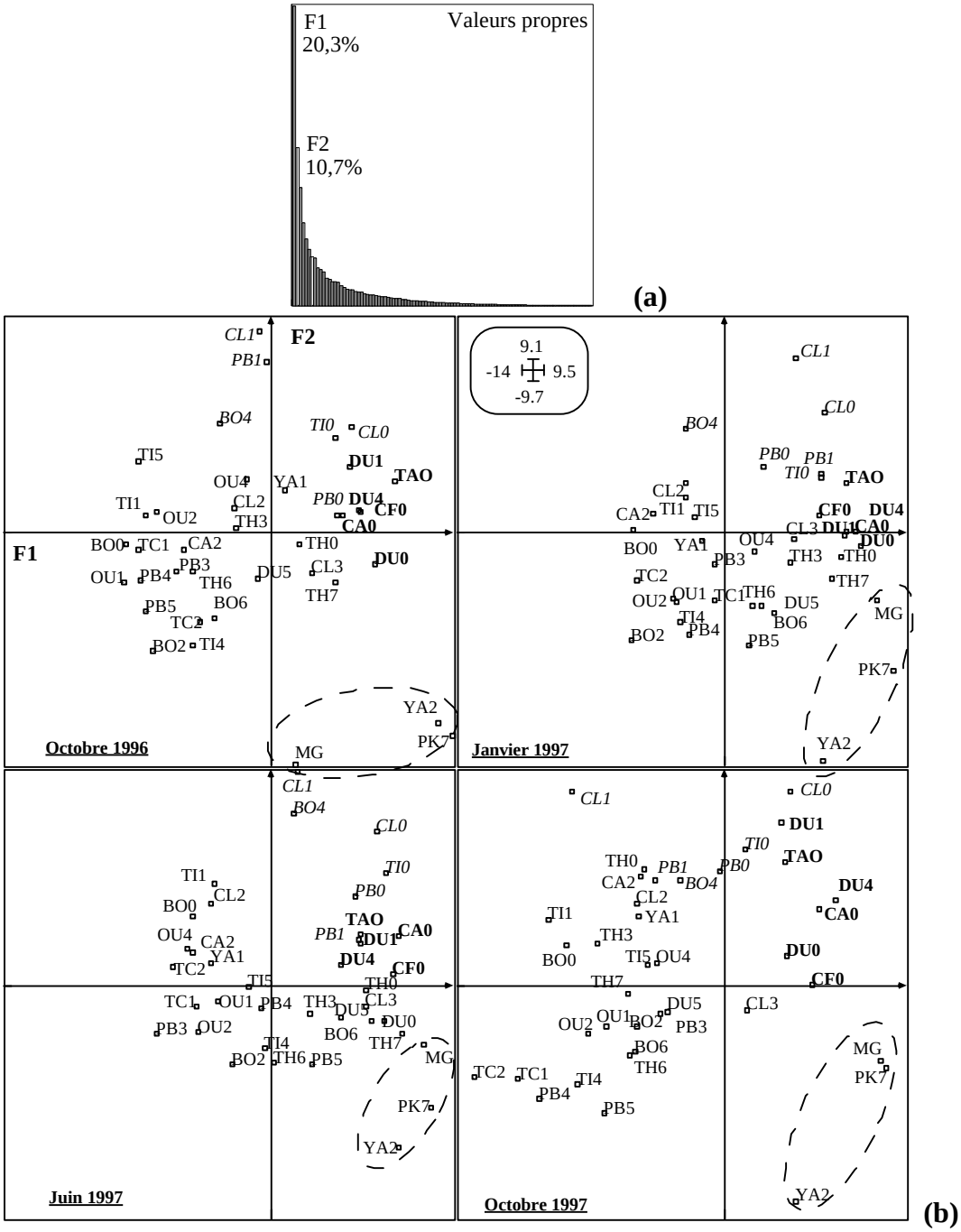


Figure 3.7 : ACP centrée du tableau faunistique (102 taxons x 38 stations x 4 campagnes d'échantillonnage). (a) : Graphes des valeurs propres. (b) : Projection des relevés sur le plan factoriel F1 x F2 (BO : Boghen (0, 2, 4, 6) ; CA : Carigou (0 et 2) ; CF : Confiance (0) ; CL : Coulée (0, 1, 2, 3) ; DU : Dumbéa (0, 1, 4, 5) ; OU : Ouenghi (1, 2, 4) ; MG : Magenta ; PB : Pouembout (0, 1, 3, 4, 5) ; PK7 : 7ème km ; TAO : cascade de Tao ; TC : Tchamba (1, 2) ; TH : Thio (0, 3, 6, 7) ; TI : Tiwaka (0, 1, 4, 5) ; YA : Yahoué (1, 2)).

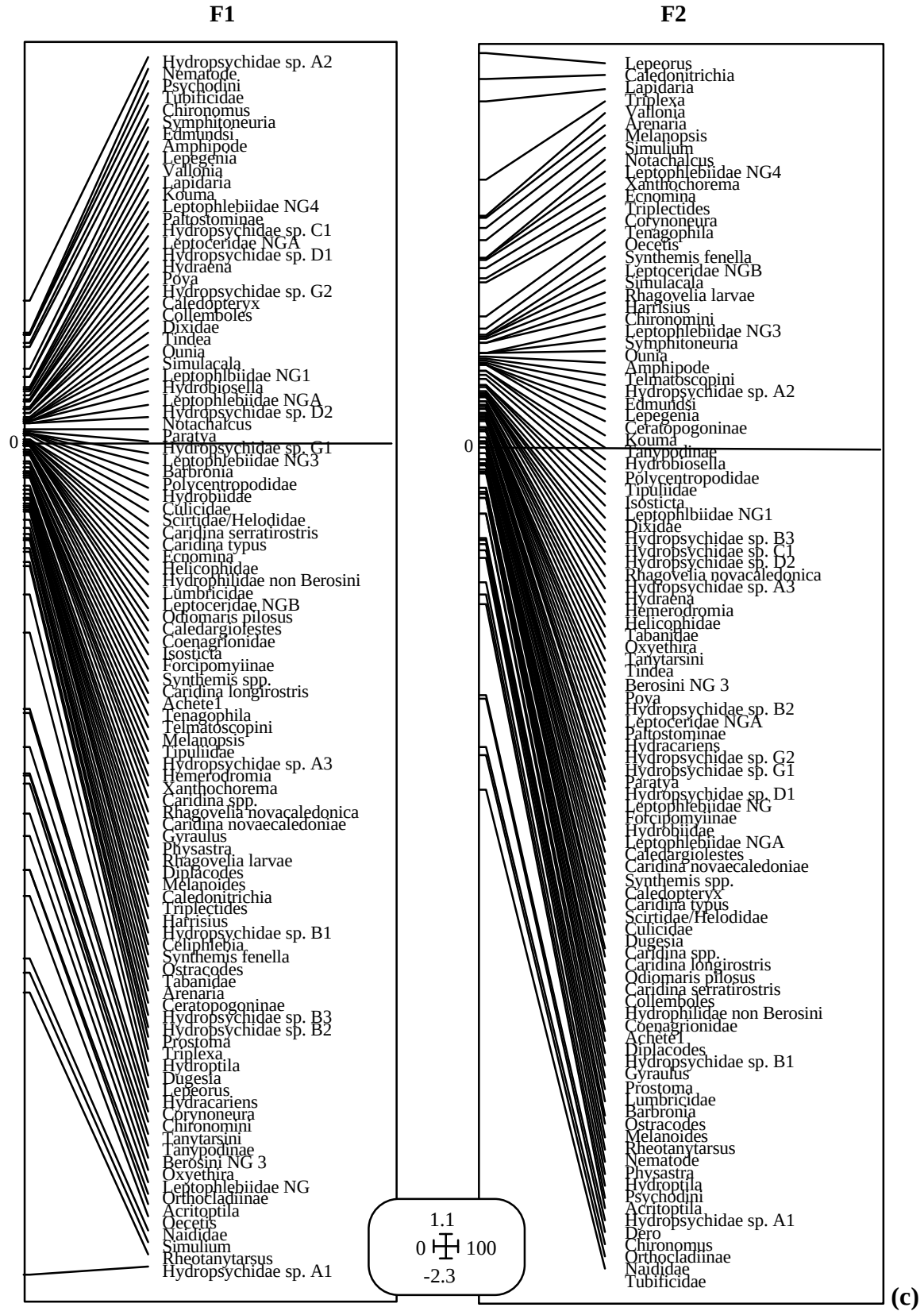


Figure 3.7 (suite) : ACP centrée du tableau faunistique (102 taxons x 38 stations x 4 campagnes d'échantillonnage). (c) Position des taxons sur les deux premiers axes. La ligne horizontale représente l'origine des axes.

Les deux premiers facteurs de l'analyse représentent 31% de l'inertie totale (soit 20,3% d'inertie pour le premier axe et 10,7% pour le second). La carte des stations (figure 3.7 (b)) distingue les 3 stations urbaines MG, PK7 et YA2 des autres stations. Ces dernières se répartissent en quatre groupes :

- CL0, CL1, BO4, TI0, PB0, PB1,
- DUO, DU1, DU4, TAO, CF0, CA0,
- TH0, TH3, TH7, DU5, CL2, CL3, CA2, TI1, TI5, YA1, OU4,
- TI4, BO0, BO2, BO6, OU1, OU2, TC1, TC2, PB3, PB4, PB5, TH6.

Le premier axe oppose les taxons ubiquistes (Hydropsychidae *sp.A1*, Chironomidae du genre *Rheotanytarsus*, Orthocladiinae, Tanytarsini, Chironomini, Simuliidae du genre *Simulium*, Naididae, Leptoceridae du genre *Oecetis*, Hydroptilidae des genres *Acritoptila* et *Oxyethira*, Leptophlebiidae *NG2 sp.1*, Hydrophilidae Berosini *NG3*) des taxons peu fréquents caractéristiques de milieux spécifiques : Tubificidae, Nématodes, Chironomidae *Chironomus*, Psychodidae Psychodini des stations urbaines recevant des effluents domestiques, Hydropsychidae *sp.A2* et Leptophlebiidae *Lepegenia* des stations sur péridotites, *Helicopsyche* Edmundsi, Vallonia, Lapidaria, Leptoceridae *Symphitoneuria*, Leptophlebiidae des genres *Kouma* et *NG4* des cours d'eau forestiers (figure 3.7 (c)).

Le deuxième axe différencie deux ensembles de taxons abondants : ceux caractéristiques des cours d'eau subissant des pollutions organiques (Tubificidae, Naididae, Orthocladiinae, *Chironomus*, Naididae du genre *Dero*) et ceux trouvés dans les milieux peu perturbés (Leptophlebiidae du genre *Lepeorus*, Hydroptilidae du genre*Caledonotrichia*, Helicopsychidae du genre *Helicopsyche* des groupes Arenaria et Vallonia, Leptoceridae du genre*Triplexa)*.

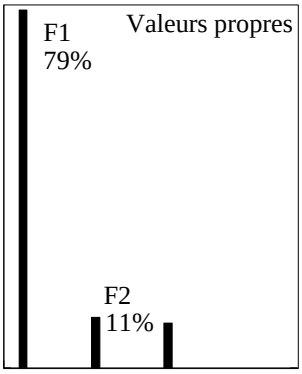
3.4.2.2. Influence temporelle

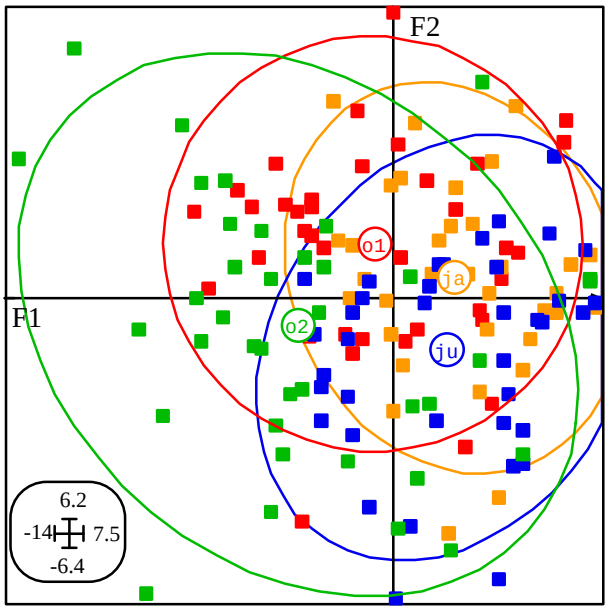
La variance inter-dates représente 5,3% de l'inertie de l'ACP globale et la variance inter-stations 60,1% de l'inertie totale. L'effet saisonnier est donc faible. Des tests de permutations effectués sur ces analyses inter-classes confirment que les effets temporels et stationnels ne sont pas dus au hasard (annexe 15). Il est donc possible d'étudier l'influence temporelle. Les résultats de l'ACP inter-dates sont représentés sur la figure 3.8.

Les deux premiers facteurs prennent en compte 90% de l'inertie totale. Les relevés moyens de chaque date d'échantillonnage et la projection des 38 relevés correspondant à chaque saison sont présentés sur la figure 3.8 (b). Les caractéristiques faunistiques des stations diffèrent de façon importante des caractéristiques moyennes de la date associée. Il n'apparait aucune structure temporelle nette ce qui confirme la faible influence saisonnière. L'axe 1 oppose les relevés moyens d'octobre à ceux de janvier et de juin. La variabilité temporelle de la qualité faunistique des sites est liée aux variations de certains taxons ubiquistes : Hydropsychidae *sp.A1*, Chironomidae Tanypodinae, Tanytarsini, Chironomini et

Rheotanytarsus, Naididae, Leptoceridae des genres *Oecetis* et*Triplectides*, Hydroptilidae des genres *Oxyethira* et *Acritoptila*, Leptophlebiidae *NG2 sp.1* (figure 3.8 (c)).

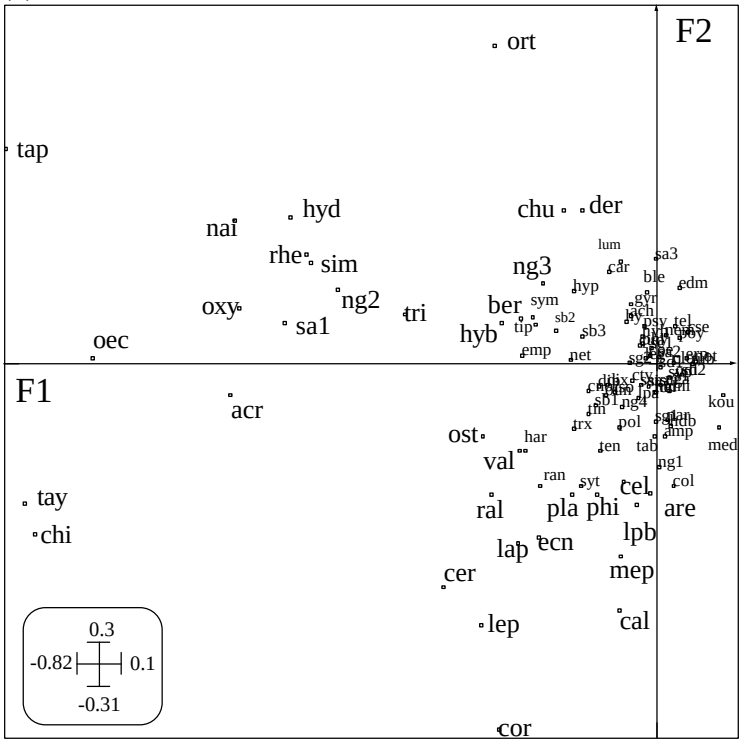
(a)





(b)

(c)



acr	Acritoptila
are	Arenaria
ber	Berosini NG 3
cal	Caledonitrichia
cel	Celiphlebia
cer	Ceratopogoninae
chi	Chironomini
chu	Chironomus
cor	Corynoneura
der	Dero
ecn	Ecnomina
hyb	Xanthochorema
hyd	Hydracariens
lap	Lapidaria
lep	Lepeorus
lpb	Leptoceridae NGB
mep	Melanopsis
nai	Naididae
ng2	Leptophlebiidae NG2
ng3	Leptophlebiidae NG3
oec	Oecetis
ort	Orthocladiinae
ost	Ostracodes
oxy	Oxyethira
phi	Hydrobiosella
pla	Dugesia
ral	Rhagovelia larvae
rhe	Rheotanytarsus
sa1	Hydropsychidae sp. A1
sim	Simulium
tap	Tanypodinae
tay	Tanytarsini
tri	Triplectides
val	Vallonia

Figure 3.8 : Résultats de l'ACP inter-dates. (a) Graphe des valeurs propres, (b) Carte des stations sur le plan factoriel F1 X F2. o1, ja, ju et o2 représentent la qualité faunistique moyenne des dates Octobre 1996, Janvier 1997, Juin 1997 et Octobre 1997 respectivement. Les 152 relevés du tableau initial ont été projetés sur le plan factoriel F1 X F2. Chaque date est représentée par une couleur différente : rouge pour octobre 1996, orange pour janvier 1997, bleue pour juin 1997 et vert pour octobre 1997. (c) Représentation des taxons sur le plan factoriel F1 X F2.

3.4.2.3. Classification des sites

L'effet temporel étant faible, une classification hiérarchique des sites a été effectuée sur les données faunistiques cumulées des 38 stations échantillonnées aux 4 saisons.

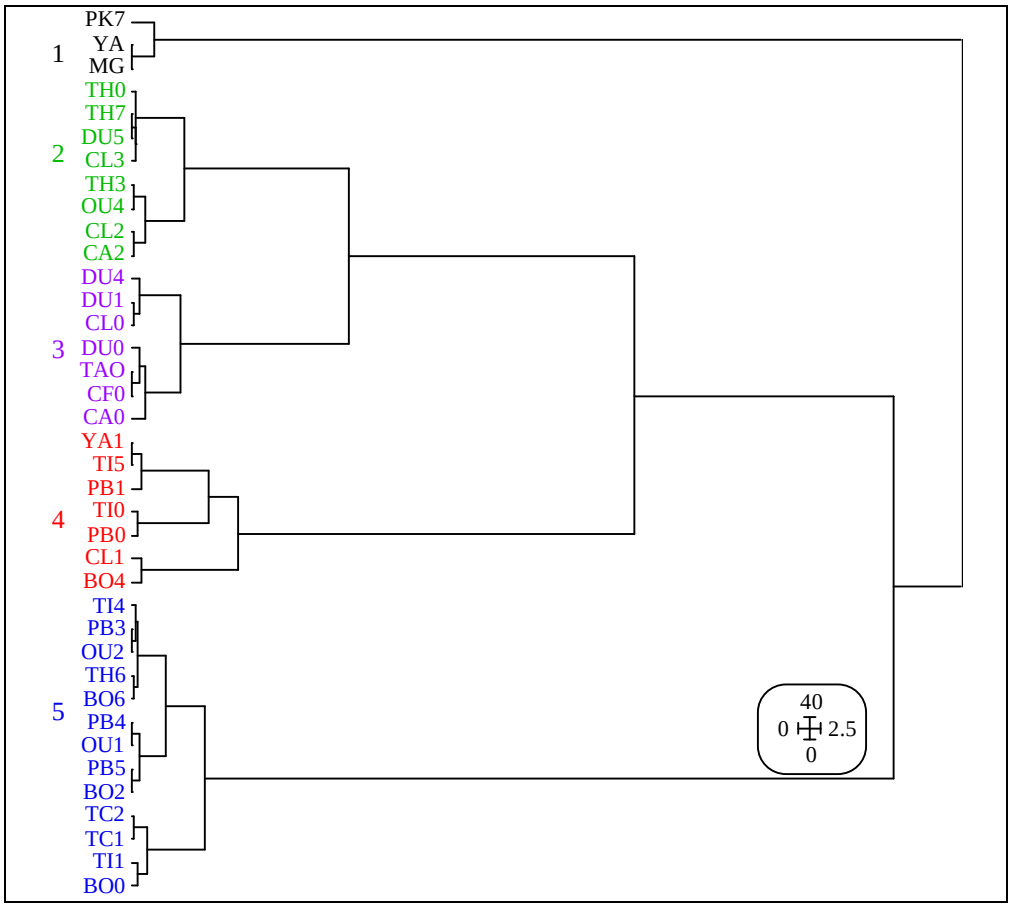


Figure 3.9 : Résultats de la Classification Hiérarchique (distances euclidiennes, méthode de Ward) réalisée sur les données cumulées faunistiques des 38 stations (BO : Boghen (0, 2, 4, 6) ; CA : Carigou (0 et 2) ; CF : Confiance (0) ; CL : Coulée (0, 1, 2, 3) ; DU : Dumbéa (0, 1, 4, 5) ; OU : Ouenghi (1, 2, 4) ; MG : Magenta ; PB : Pouembout (0, 1, 3, 4, 5) ; PK7 : 7ème km ; TAO; TC : Tchamba (1, 2) ; TH : Thio (0, 3, 6, 7) ; TI : Tiwaka (0, 1, 4, 5) ; YA : Yahoué (1, 2))

Cinq types de stations ont été individualisés en fonction de leur substrat géologique et de l'occupation des sols (figure 3.9) :

1 - les stations de Nouméa recevant d'importants rejets domestiques : MG, YA2, PK7,

2 - les stations des cours moyens et inférieurs des rivières dont la majorité du bassin versant draine des péridotites et qui sont à proximité d'habitations (CL2, CL3), de tribus (TH0, TH3, TH7) ou d'exploitations agricoles (OU4),

3 - les stations des rivières sur péridotites (DUO, DU1, DU4, CLO, CFO, CA0) et sur substrat métamorphique du Nord-Est (TAO) éloignées de toute habitation et pâturage,

4 - les stations des cours supérieurs et moyens des rivières sur des substrats volcano-sédimentaires (YA1, PB0, PB1, TI0, TI5, BO4) caractérisées par un environnement forestier et la station CL1 sur péridotites. Ce sont les stations peu perturbées que nous avions qualifiées comme étant de référence (cf. paragraphe 1.3.2.2.).

5 - les stations des cours inférieurs des rivières à proximité de pâturages, d'habitations, de tribus ou de villes (TI1, TI4, PB3, PB4, PB5, OU1, OU2, TH6, BO0, BO2, BO6, TC1, TC2).

3.4.3. Variabilité temporelle des caractéristiques de la faune

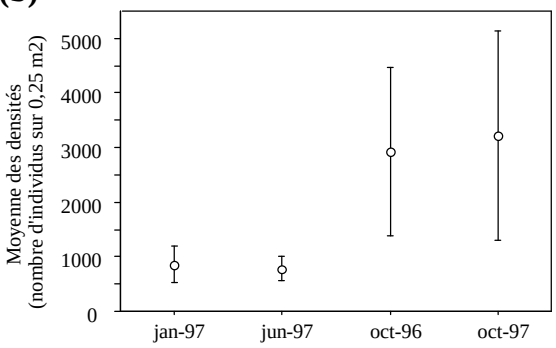
3.4.3.1. Densités

Une ANOVA effectuée sur les densités faunistiques totales obtenues par station confirme qu'elles sont plus élevées en octobre qu'en janvier et en juin (figure 3.10). Au total, 78286 individus ont été prélevés en octobre 1996 et 99783 individus en octobre 1997 contre 22042 en janvier 1997 et 27401 en juin 1997.

(a)

DDL	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur de F	Valeur de p
3	$1,98.10^8$	$0,66.10^8$	4,510	***0,046***

(b)



(c)

Effet saison	Valeur de p
Janvier 97 / Juin 97	0,926
Janvier 97 / Octobre 96	***0,019***
Janvier 97 / Octobre 97	***0,007***
Juin 97 / Octobre 96	***0,015***
Juin 97 / Octobre 97	***0,006***
Octobre 96 / Octobre 97	0,735

Figure 3.10 : (a) Résultats de l'Anova réalisée sur les densités obtenues sur les sites au cours des 4 saisons d'échantillonnage. (b) Graphe des interactions des valeurs moyennes (les barres d'erreurs représentent 95% de l'intervalle de confiance de la moyenne). (c) Tests a posteriori de Fischer : les valeurs de p en italique indiquent qu'il existe des différences significatives de densités entre les deux saisons considérées.

Au niveau des abondances taxinomiques, la plupart des espèces ubiquistes présentent des densités plus élevées en octobre. Par exemple, sur l'ensemble des stations, environ 13000 larves d'Hydropsychidae *sp.A1*ont été prélevées en octobre 1996 et 1997 contre 3377 seulement en janvier 1997 et 6248 en juin 1997. De même, le nombre total de Naididae récoltés était de 11560 en octobre 1996, 1120 en janvier 1997, 309 en juin et 36645 en octobre 1997. Le nombre d'Hydracariens a été multiplié par 10 entre janvier 1997 et octobre 1997, celui de Leptophlebiidae *NG2 sp.1* par 4, celui de Leptoceridae*Symphitoneuria* par 17.

Toutefois, certains taxons présentent des abondances totales plus élevées en janvier : par exemple, les Leptophlebiidae *Notachalcus corbassoni*, les Megapodagrionidae *Caledargiolestes uniseries*, les Blephariceridae Curupirina *sp.1* et Paltostominae *NG1*, les Hydropsychidae *sp.D2*. Ces taxons, récoltés en nombre moins important à l'étiage, semblent être rhéophiles.

Enfin, les densités de certains taxons caractéristiques des pollutions organiques ont fortement diminué d'octobre 1996 à octobre 1997 : par exemple les densités des Naididae du genre *Dero* sont passées de 5350 à 224 individus / 0,25 m^2, celles des Tubificidae de 8307 à 274 individus, celles des Planorbidae du genre *Physastr*a de 254 à 82 individus, celles des Chironomidae du genre *Chironomus* de 2629 à 130 individus.

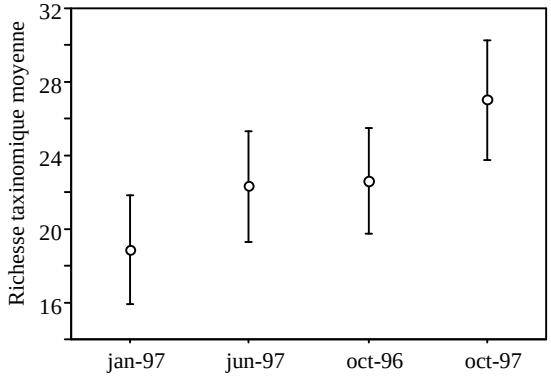
3.4.3.2. Richesses taxinomiques

Les richesses taxinomiques mesurées sur les stations à chaque saison d'échantillonnage sont significativement plus élevées en octobre 1997 (figure 3.11). Globalement, 139 taxons ont été récoltés en octobre 1997 contre 132 en octobre 1996, 116 en janvier et 129 en juin 1997. Au total, 96 taxons sont communs aux 4 campagnes. Aucun taxon ne semble réellement caractéristique d'une saison.

(a)

DDL	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur de F	Valeur de p
3	1307,6	435,8	4,97	***0,025***

(b)



(c)

Effet saison	Valeur de p
Janvier 97 / Juin 97	0,107
Janvier 97 / Octobre 96	0,079
Janvier 97 / Octobre 97	***0,0002***
Juin 97 / Octobre 96	0,885
Juin 97 / Octobre 97	***0,027***
Octobre 96 / Octobre 97	***0,039***

Figure 3.11 : (a) Résultats de l'Anova réalisée sur les richesses taxinomiques calculées sur les sites au cours des 4 saisons d'échantillonnage. (b) Graphe des interactions des valeurs moyennes (les barres d'erreurs représentent 95% de l'intervalle de confiance de la moyenne). (c) Tests a posteriori de Fischer : les valeurs de p en italique indiquent qu'il existe des différences significatives de richesses spécifiques entre les deux saisons considérées.

Les nombres d'apparitions des taxons ont été les plus faibles en janvier (saison des pluies) et sont significativement plus élevés en octobre qu'en janvier ou en juin 1997. En effet, de nombreux taxons sont mieux représentés à l'étiage : par exemple, les Leptoceridae des

genres *Oecetis* (récoltés sur 18 stations en janvier, 16 en juin et 30 en octobre 1997) et *Triplectides* (9 occurences en janvier, 7 en juin et 19 en octobre 1997), les Philopotamidae (1 en janvier , 9 en juin et 12 en octobre), les Ceratopogonidae (14 en janvier, 20 en juin et 31 en octobre), les Hydrobiosidae (10 en janvier, 13 en juin et 21 en octobre).

En revanche, les occurences des taxons ubiquistes ont peu varié d'une saison à l'autre. Ainsi les Naididae ont été récoltés sur 15 à 19 stations selon la campagne d'échantillonnage, les Hydropsychidae *sp.A1* sur 21 à 28 stations, les Simuliidae sur 27 à 34 stations, les Berosini *NG3* sur 25 à 28 stations, les Leptophlebiidae *NG2* sur 21 à 24 stations.

Ces variabilités temporelles des abondances et des richesses spécifiques peuvent être expliquées par les variations saisonnières des régimes hydrologiques des rivières qui modifient l'habitat des invertébrés. En janvier et en juin, les pluies fréquentes et parfois les crues peuvent détruire les habitats, augmenter la dérive de la faune benthique et limiter l'accroissement des populations. Les conditions plus stables de l'étiage sont plus favorables au développement des communautés de macroinvertébrés benthiques.

3.4.4 Variabilité spatiale de la faune

3.4.4.1. Densités et richesses spécifiques

Les densités et les richesses spécifiques des 5 groupes de stations (annexe 16) sont présentées sur la figure 3.12. Les résultats des tests non paramètriques de Kruskall-Wallis indiquant les différences entre ces groupes figurent dans le tableau 3.3. Les trois stations échantillonnées uniquement en janvier, juin et octobre 1997 figurent également sur les diagrammes (CF3 dans le deuxième groupe, PAN dans le quatrième groupe et PB7 dans le cinquième groupe).

Les stations des rivières sur péridotites du groupe 3 présentent des abondances significativement plus faibles que celles des cours inférieurs des rivières sur des substrats volcano-sédimentaires (groupe 5) en octobre 1996, janvier 1997 et octobre 1997. De plus, en octobre 1996, celles des milieux fortement pollués (groupe 1) ont des abondances significativement plus fortes que celles des milieux sur péridotites (groupes 2 et 3). En effet, les densités en Oligochètes et en Diptères furent très élevées sur les stations urbaines (7500 à plus de 27000 individus/0,25m^2) alors que les densités sur les stations sur péridotites furent comprises entre 70 et 2500 individus/0,25m^2. En juin, les tests de Kruskal-Wallis ne montrent pas de différences entre les densités des différents groupes de stations.

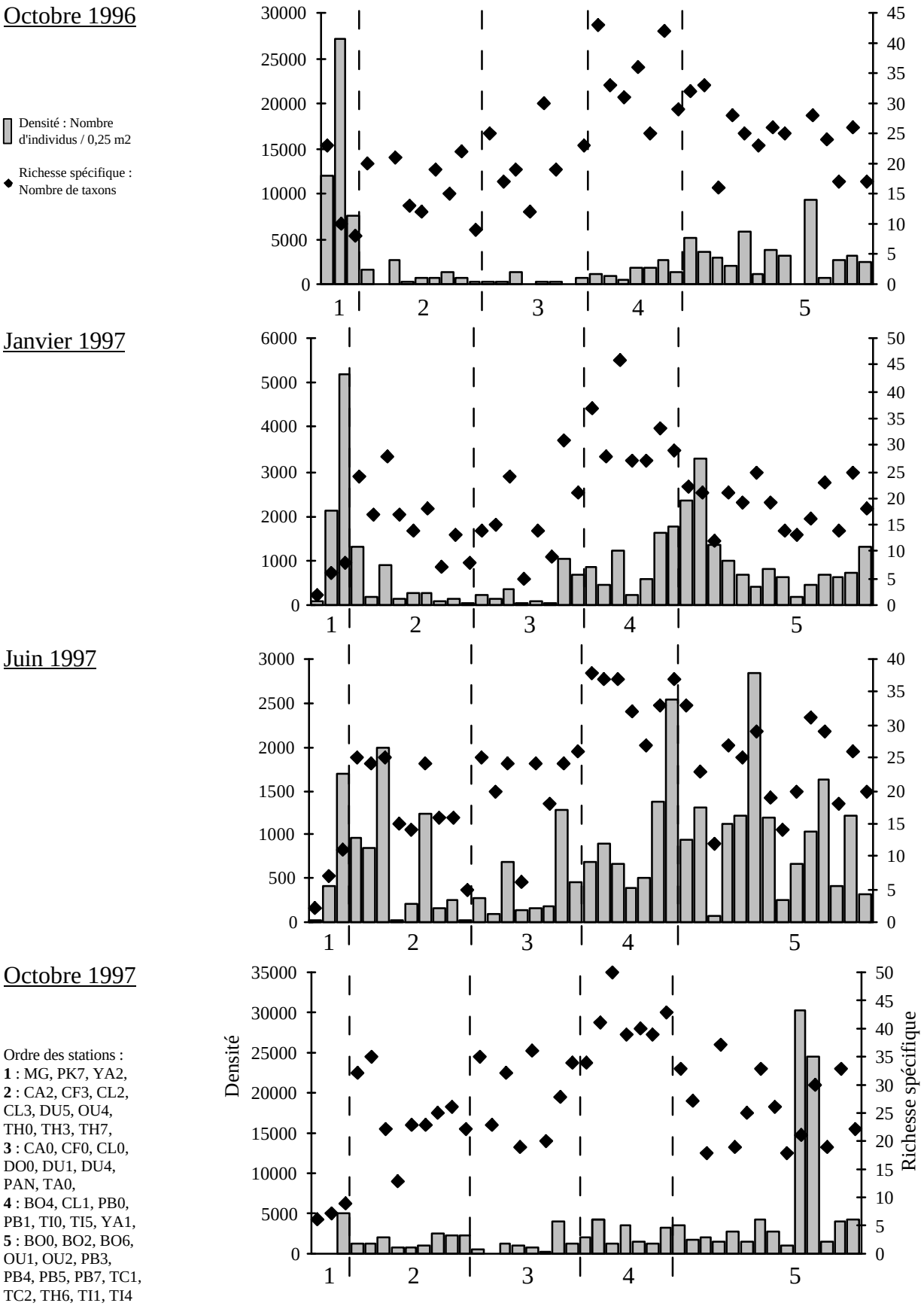


Figure 3.12 : Densités et richesses spécifiques mesurées au cours des 4 campagnes de terrain sur l'ensemble des stations échantillonnées.

Au cours de chaque saison, les richesses spécifiques ont été significativement plus fortes sur les stations des ruisseaux forestiers du groupe 4 que sur celles sur péridotites et en zone urbaine (groupes 1, 2 et 3). Par exemple, en octobre 1997, elles étaient comprises entre 34 et 50 sur les stations du groupe 4, entre 13 et 36 sur les stations des groupes 2 et 3 et inférieures à 10 sur les sites du premier groupe. En octobre 1997, elles étaient supérieures à celles trouvées sur les cours inférieurs des rivières drainant des substrats volcano-sédimentaires (groupe 5).

Tableau 3.3 : Comparaison des abondances et des richesses spécifiques des 5 groupes de stations à l'aide de tests non paramétiques de Kruskall-Wallis. Les valeurs de p en **gras** indiquent que les différences sont significatives.

	Octobre 1996	Janvier 1997	Juin 1997	Octobre 1997
Abondances				
H	26,211	13,648	8,011	16,248
Valeur de p	**<,0001**	**0,0085**	0,0912	**0,0027**
Différences observées	G1>G2, G1>G3, G3<G5	G3<G5	n.s.	G3<G5
Richesses spécifiques				
H	21,034	22,061	21,933	21,996
Valeur de p	**0,0003**	**0,0002**	**0,0002**	**0,0002**
Différences observées	G4>G1, G4>G2, G4>G3	G4>G1, G4>G2, G4>G3	G4>G1, G4>G2, G4>G3	G4>G2, G4>G5

3.4.4.2. Composition des peuplements

Les pourcentages relatifs des principaux groupes faunistiques résultent de mesures simples permettant d'estimer les différences entre les groupes de stations. Les abondances relatives donnent plus d'informations que les abondances absolues qui ne tiennent pas compte des interactions entre les groupes faunistiques présents (Plafkin *et al.*, 1989, Barbour *et al.*, 1995). Les pourcentages d'Ephémèroptères, de Trichoptères, de Diptères et d'Oligochètes ont été calculés sur chaque station des 5 groupes et au cours de chaque saison (figures 3.13 et 3.14, annexe 16).

Les Ephémèroptères et les Trichoptères sont absents du premier groupe de stations. En effet, l'abondance des représentants de ces deux groupes décroît généralement avec l'accroissement des pollutions et des perturbations alors que celle en Diptères et en Oligochètes augmente avec les pollutions (Resh & Jackson, 1993 ; Barbour *et al.*, 1996).

Sur les 4 autres groupes, les tests de Kruskal-Wallis (tableau 3.4) ne font pas apparaitre de différences significatives au niveau des abondances relatives en Ephémèroptères, en Trichoptères et en Diptères en octobre 1996, juin et octobre 1997. En revanche, en janvier 1997, les abondances relatives en Ephémèroptères étaient plus faibles sur les stations du groupe 5 (0 à 20% selon les stations) que sur celles du groupe 3 (0 à 82%) alors que les Diptères étaient mieux représentés dans les stations du groupe 5 (18 à 95%) que dans celles du groupe 3 (2 à 52%).

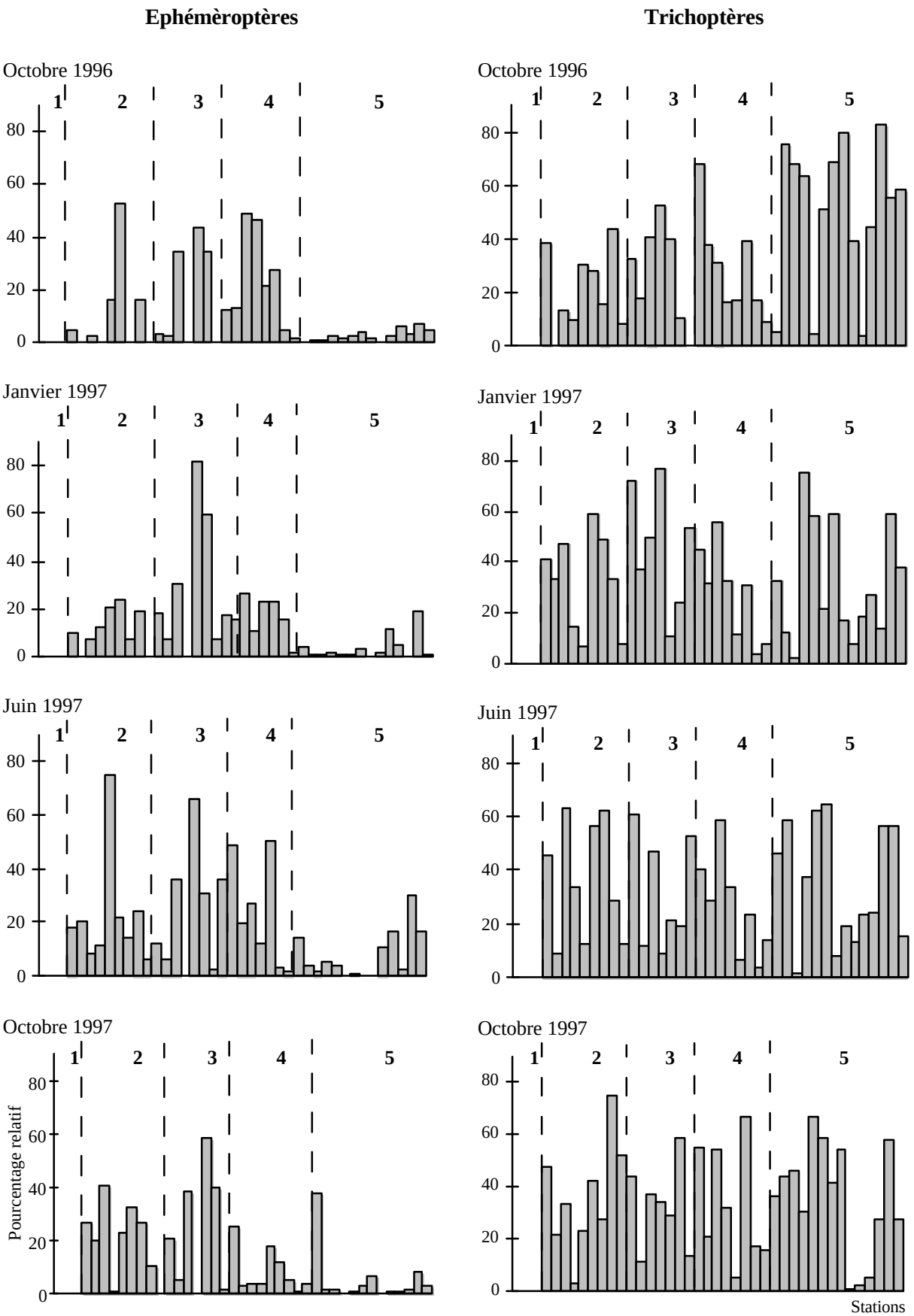


Figure 3.13 : Pourcentages relatifs en Éphéméroptères et Trichoptères relevés au cours des 4 campagnes de terrain sur l'ensemble des stations échantillonnées (stations placées dans le même ordre que sur le graphe 3.12).

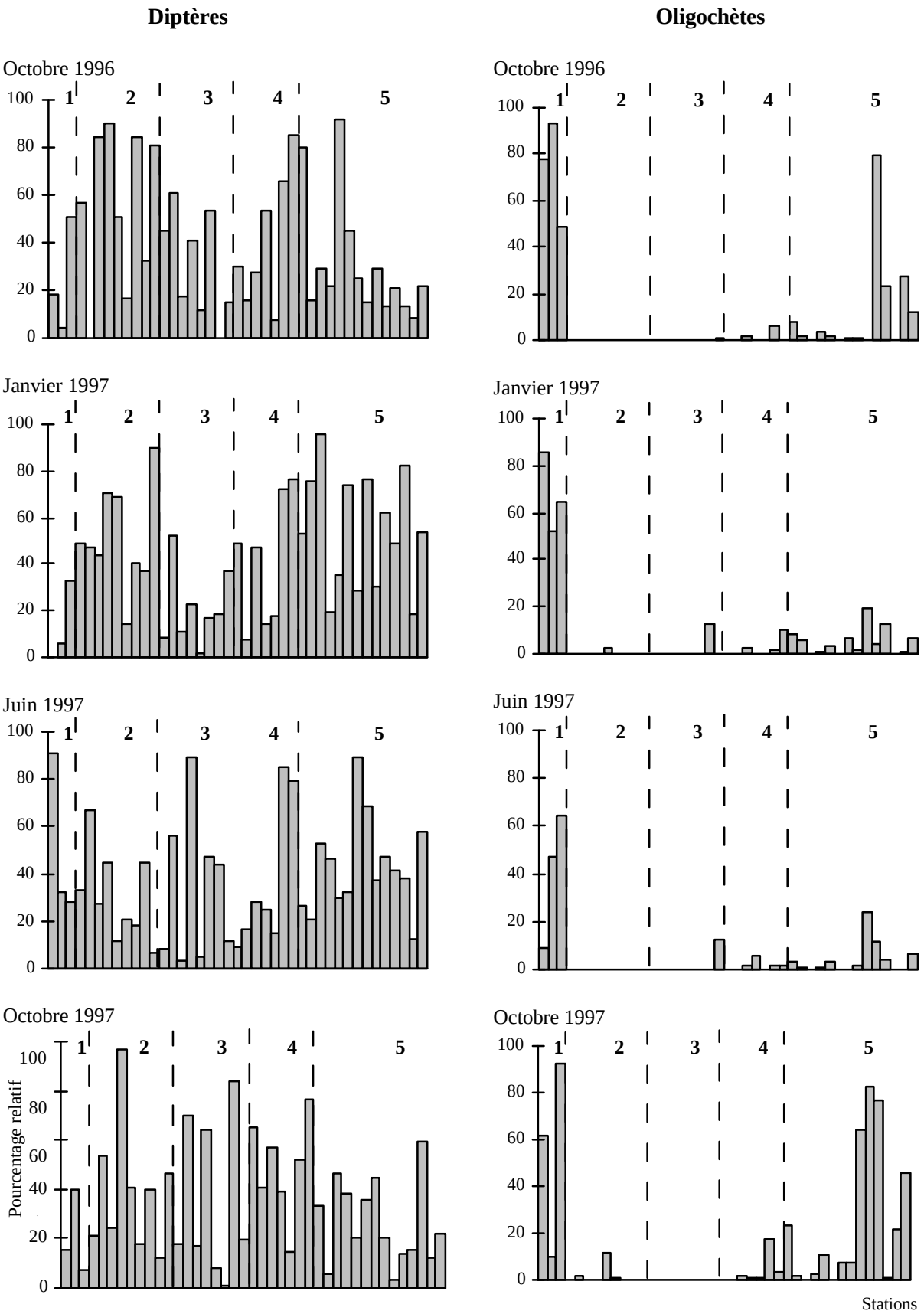


Figure 3.14 : Pourcentages relatifs en Diptères et en Oligochètes relevés au cours des 4 campagnes de terrain sur l'ensemble des stations échantillonnées (stations placées dans le même ordre que sur le graphe 3.12)

Les abondances relatives les plus importantes en Oligochètes ont été trouvées sur les stations urbaines polluées (groupe 1) et sur celles des cours inférieurs des rivières sur substrats volcano-sédimentaires. Les stations sur péridotites (groupes 2 et 3) en sont presque totalement dépourvues.

Tableau 3.4 : Comparaison des pourcentages relatifs en Ephémèroptères, Diptères, Trichoptères et Oligochètes des 5 groupes de stations à l'aide de tests non paramétiques de Kruskall-Wallis. Les valeurs de p en **gras** indiquent que les différences sont significatives.

	Octobre 1996	Janvier 1997	Juin 1997	Octobre 1997
Pourcentage d'Ephémèroptères				
H	13,213	16,581	13,081	14,187
Valeur de p	**0,0103**	**0,0023**	**0,0109**	**0,0067**
Différences observées	G4>G1	G4>G1, G3>G1	G1<G2, G1<G3	G1<G2, G1<G3
Pourcentages de Diptères				
H	7,661	12,787	4,783	6,235
Valeur de p	0,1048	**0,0124**	0,3103	0,1823
Différences observées	n.s.	G3<G5	n.s.	n.s.
Pourcentages de Trichoptères				
H	14,661	10,685	10,34	9,046
Valeur de p	**0,0055**	**0,0303**	**0,0351**	0,06
Différences observées	G5>G1	G1<G3	G1<G2, G1<G5	n.s.
Pourcentages d'Oligochètes				
H	20,766	17,497	16,391	18,629
Valeur de p	**0,0004**	**0,0015**	**0,0025**	**0,0009**
Différences observées	G1>G2, G2>G3, G2>G5	G1>G2	G1>G2, G1>G3	G3<G5, G1>G3

3.4.4.3. Indices de diversité

Les indices de Simpson, Shannon et Margalef ne présentent pas de différences significatives d'une saison à l'autre. Les tests de Kruskal-Wallis ne montrent pas de différences entre les groupes en juin 1997 pour l'indice de Simpson et en octobre 1996 pour l'indice de Shannon (tableau 3.5).

Les stations urbaines (groupe 1) ont des indices de Shannon significativement inférieures à ceux des ruisseaux forestiers (groupe 4) en janvier et en juin et à ceux des stations sur péridotites (groupe 3) en octobre 1997 (figure 3.15, annexe 16). En Octobre 1996 et Janvier 1997, les stations des groupes 3 et 4 (sites non influencés par des pollutions organiques) présentent des indices de Simpson inférieurs à ceux du groupe 5 (cours inférieurs des cours d'eau).

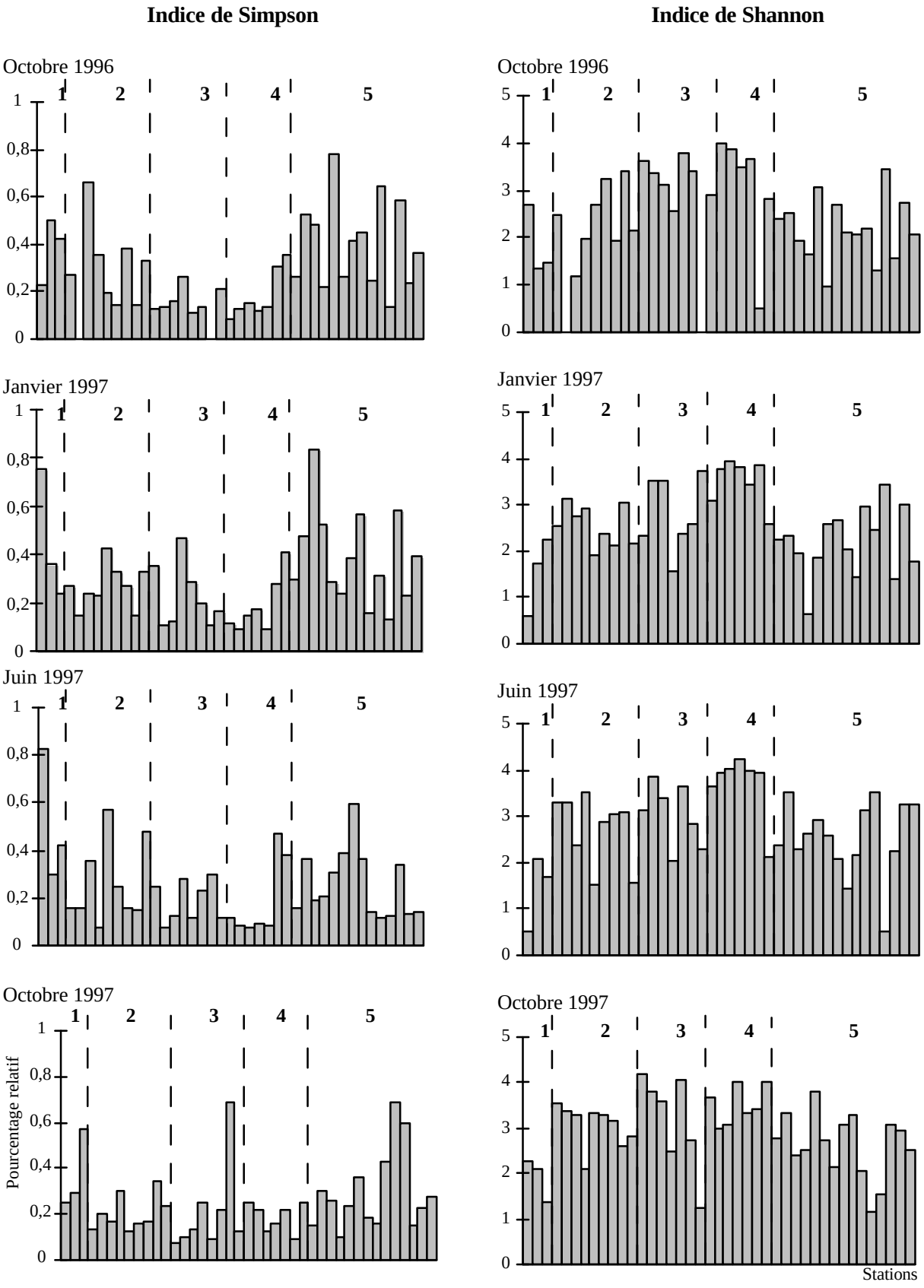


Figure 3.15 : Représentation des Indices de Simpson et de Shannon calculés au cours des 4 campagnes de terrain sur l'ensemble des stations échantillonnées (stations placées dans le même ordre que sur le graphe 3.12)

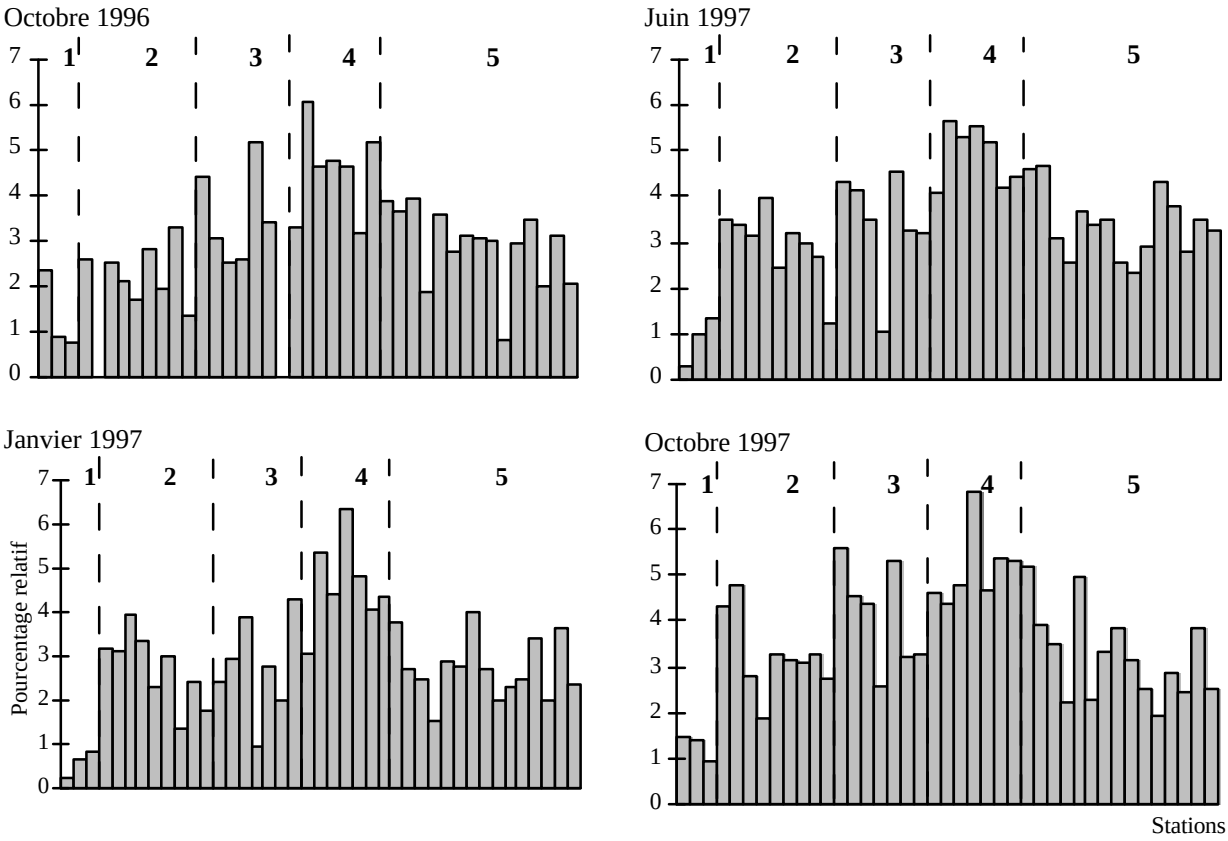


Figure 3.15 (suite) : Représentation des Indices Margalef calculés au cours des 4 campagnes de terrain sur l'ensemble des stations échantillonnées (stations placées dans le même ordre que sur le graphe 3.12)

Tableau 3.5 : Comparaison des Indices de Simpson, Shannon et Margalef des 5 groupes de stations à l'aide de tests non paramétiques de Kruskall-Wallis. Les valeurs de p en **gras** indiquent que les différences sont significatives.

	Octobre 1996	Janvier 1997	Juin 1997	Octobre 1997
Indice de Simpson				
H	16,361	10,552	8,894	11,171
Valeur de p	**0,0026**	**0,0321**	0,0638	**0,0247**
Différences observées	G3<G5, G4<G5	G4<G5		G1>G3
Indice de Shannon				
H	12,25	13,816	13,097	13,48
Valeur de p	**0,0156**	**0,0079**	**0,0108**	**0,0092**
Différences observées	G3>G1, G4>G1	G1<G4, G4>G5	G1<G4	G1<G3
Indice de Margalef				
H	21,167	21,134	21,898	22,598
Valeur de p	**0,0003**	**0,0003**	**0,0002**	**0,0002**
Différences observées	G1<G4, G4>G2	G1<G4, G5<G4, G2<G4, G3<G4	G1<G4, G4>G5, G2<G4	G1<G4, G4>G5, G2<G4

Concernant les indices de Margalef, ceux-ci sont significativement supérieurs sur les stations de références (groupe 4) à ceux des stations urbaines polluées (groupe 1) et sur les stations soumises à des pollutions organiques (groupes 2 et 5). Par contre, les stations non anthropisées sur péridotites (groupe 3) et les stations du groupe 4 ne présentent pas de valeurs significativement différentes.

L'indice de Simpson ne discrimine pas les stations urbaines polluées des stations de référence, à l'inverse des indices de Shannon et de Margalef qui semblent plus performants. L'indice de Simpson est en effet dépendant des espèces abondantes et donne peu d'importance aux espèces rares (Agences de l'Eau, 1993). Les valeurs prises par les deux autres indices sur les stations de référence (groupe 4) sont élevées et suggérent que ces milieux sont propices à l'installation de nombreuses espèces. Les stations sur les péridotites ne subissant pas de pollutions organiques (groupe 3) semblent également être des milieux propices au développement de la faune benthique.

3.4.4.4. Particularités faunistiques des différents groupes de sites

Une classification hiérarchique réalisée sur les données faunistiques des 38 stations échantillonnées au cours des 4 saisons met en évidence 5 groupes de taxons. Le tableau 3.6 présente les fréquences d'apparition et l'abondance des taxons au sein des groupes de stations.

Les Oligochètes Naididae, les Naididae du genre *Dero*, lesTubificidae, les Nématodes, les Diptères du genre *Chironomus*, les Psychodini, les Syrphidae, les Stratiomyinae, les Mollusques du genre *Physastra* sont bien représentés au niveau des stations urbaines polluées (groupe 1). Ces taxons sont inféodés aux milieux riches en matières organiques (taxons saprobies) et présentent des adaptations physiologiques et comportementales (respiration aérienne, pigments respiratoires performants...) leur permettant de survivre dans un environnement pauvre en oxygène.

En revanche, la majorité d'entre eux sont absents des rivières drainant des péridotites (Achètes, Nématodes, Lumbricidae, *Dero*, Tubificidae, Psychodini) ou y ont été récoltés en très faible quantité (Naididae, Planorbiidae). Les faibles teneurs en matières organiques des cours d'eau sur péridotites pourraient constituer un des facteurs limitant leur développement.

De même, les taxons ubiquistes (les Leptophlebiidae des genres *Celiphlebia*, *Lepeorus* et *NG2*, les Hydroptilidae des genres *Acritoptila*, *Caledonotrichia* et *Oxyethira*, les Simuliidae *Simulium neornatipes*, les Leptoceridae du genre*Oecetis*, les Chironomidae Orthocladiinae et Tanytarsini, les Hydropsychidae *sp.A1*...) sont plus abondants et plus fréquents dans les stations des groupes 4 et 5 que dans celles situées sur des péridotites.

D'après la classification de Merrit & Cummins (1996) permettant de caractériser le régime trophique des invertébrés benthiques, la majorité de ces taxons sont des collecteurs se nourrissant de fines particules organiques en suspension dans l'eau (taille comprise entre 0,5 µm et 1 mm). Celles-ci sont en quantités plus élevées dans les rivières drainant des substrats volcano-sédimentaires (groupes 4 et 5) que dans celles s'écoulant sur des péridotites.

La faune typique des péridotites correspond à des taxons particuliers récoltés uniquement dans les groupes de stations 2 et 3 : Leptophlebiidae des genres *Lepegenia* et *NGA*, Hydropsychidae *sp.A2, sp.C1* et *sp.G2,* Blephariceridae Paltostominae *NG1 sp*. Certains taxons, tels les Leptophlebiidae des genres*Tindea*, *Poya*, *NG1* et *NG2*, les Dixidae, les *Helicopsyche* du groupe Edmundsi, n'ont été récoltés qu'au niveau des stations non soumises à des pollutions organiques (groupes 3 et 4). L'ensemble de ces taxons sont certainement saprophobes.

Les stations de référence (groupe 4) se distinguent par des taxons qui leurs sont propres (Hydropsychidae *sp.D2* et *sp.G1*, Megapodagrionidae *Caledargiolestes uniseries*), mais également par des taxons caractéristiques de milieux forestiers : Leptophlebiidae des genres *NG3*, *NG4*, *Notachalcus* et *Kouma,* Helicopsychidae *Helicopsyche Lapidaria, Vallonia, Arenaria,* Leptoceridae des genres *Symphitoneuria* et *Triplectides,* Amphipodes.

Ces taxons ont des régimes trophiques leur permettant de vivre dans ces types de milieu. Selon la classification de Merrit & Cummins (1996), les Amphipodes et les Leptoceridae des genres *Symphitoneuria* et *Triplectides* (qui vivent dans des étuis constitués de débris de feuilles mortes) ont un régime trophique de type broyeur. Ils se nourrissent de débris végétaux grossiers en décomposition et les transforment en particules organiques plus fines. Les *Helicopsyche* seraient des râcleurs se nourrissant de périphyton et d'épiphyton. Les Hydropsychidae seraient des collecteurs de matières organiques fines et les Megapodagrionidae des prédateurs.

Tableau 3.6 : Classification des sites et des taxons. Fréquence d'apparition des taxons : • moins de 25% des sites ; •• 25 à 49% des sites ; ••• 50 à 74% des sites ; •••• 75 à 100% des sites.

Densité : ▪: 1 à 19 individus ; • 20 à 99 individus ; ● plus de 100 individus.

	Groupes de sites	**1** (YA2, PK7, MG)	**2** (TH0, TH3, TH7, DU5, CL3, CL2, CA2, OU4)	**3** (DUO, DU1, DU4, CL0, TAO, CFO, CA0)	**4** (TI0,PB0, YA1,TI5, PB1, BO4, CL1)	**5** (OU1, OU2, PB3, PB4, PB5,TI4, TH6, BO6,BO2, TC1, TC2, TI1, BO0)
	Groupe de taxons					
I	Hydracariens	-	▪▪▪	▪▪▪▪	●●●●	●●●●
	Celiphlebia spp.	-	●●●●	●●●●	●●●	●●●
	Lepeorus spp.	-	●●●●	●●	●●●●	●●●●
	Leptophlebiidae NG2	-	●●●	••	●●●●	●●●●
	Chironomini	-	●●●●	▪▪▪▪	●●●●	●●●●
	Corynoneura spp.	-	●●●●	●●●●	●●●●	●●●●
	Tanytarsini spp.	••	●●●●	●●●●	●●●●	●●●●
	Tanypodinae	-	●●●●	●●●●	●●●●	●●●●
	Acriptoptila spp	-	●●●●	••	▪▪▪▪	●●●●
	Caledonitrichia spp.	-	▪▪▪	●●●●	●●●●	●●●●
	Oxyethira spp.,	-	●●●●	▪▪▪	●●●●	●●●●
	Oecetis spp.	-	●●●●	▪▪▪	●●●●	●●●●
	Berosini NG 3 spp.	-	●●●●	••	●●●●	●●●●
II	Naididae	●●●	••	•	●●●	●●●●
	Orthocladiinae	●●●●	●●●●	●●●●	●●●●	●●●●
	Rheotanytarsus	●●●	●●●	▪▪▪	●●●●	●●●●
	Simulium neornatipes	●●●	●●●●	●●●●	●●●●	●●●●
	Hydropsychidae sp. A1	-	●●●●	••	●●●	●●●●
III	*Leptophlebiidae NG4*	-	-	▪▪▪	●●●●	•
	Notachalcus corbassoni	-	•	▪▪▪	●●●●	••
	Synthemis fenella	-	▪▪▪	••	▪▪▪▪	▪▪▪
	Rhagovelia (larves)	-	••	••	●●●●	▪▪▪
	Ceratopogoninae spp.	-	▪▪▪▪	▪▪▪▪	▪▪▪▪	▪▪▪▪
	Harrisius spp.	-	▪▪▪▪	▪▪▪▪	●●●●	••
	Tipulidae	••	••	▪▪▪	●●●●	▪▪▪
	Tabanidae		▪▪▪▪	▪▪▪	▪▪▪	▪▪▪▪
	Ecnomina spp.	-	●●●●	▪▪▪▪	▪▪▪▪	•
	Arenaria	-	••		●●●	▪▪▪
	Lapidaria	-	●●●	●●●●	●●●●	•
	Vallonia	-	•	●●●	●●●	-
	Xanthochorema spp.	-	▪▪▪▪	▪▪▪▪	▪▪▪▪	••
	Hydropsychidae sp. B2	-	••	••	-	••
	Triplectides spp.	-	▪▪▪	▪▪▪	●●●●	••
	Triplexa spp.	-	●●●	●●●	●●●	●●●
IV	Achète sp.1	••	-	-	•	••
	Nématodes	●●●●	-	-	-	-
	Lumbricidae	●●●	-	-	•	••
	Gyraulus spp.	-	-	-	•	••
	Melanoides spp.	••	-	-	•	●●●

Melanopsis spp.	–	•	●●	●●●●	•••
Hydrobiidae	–	–	–	••	•
Amphipode	–	–	•	●●●	•
Paratya sp.1	–	–	–	••	–
Caridina novaecaledoniae	–	•	•	•••	••
Caridina longirostris	–	–	–	•	••
Caridina serratirostris	–	–	–	–	••
Caridina typus	–	•	•	–	–
Caridina spp.	–	••	••	•	••
Odiomaris pilosus	–	•	–	–	•
Collemboles	•••	••	••	•••	••
Kouma annulata	–	–	•••	●●●●	–
Lepegenia lineata	–	•	●●	–	•
Leptophlebiidae NG1	–	–	••	••	–
Leptophlebiidae NG3	–	–	••	●●●●	–
Leptophlebiidae NGA	–	–	•	–	–
Ounia loisoni	–	•	••	•••	–
Poya brunnea	–	–	•	●●	–
Simulacala spp.	–	•	•••	••••	•
Tenagophila spp.	–	••	•••	••	•
Tindea cochereaui	–	–	••	••	–
Synthemis spp.	–	•	••	••	•••
Coenagrionidae	••	–	–	•	•
Isosticta spp.	–	•	••	••••	•
Diplacodes spp.	••	••		••	••••
Caledopteryx sarasini	–	–	•••	–	•
Caledargiolestes uniseries	–	–	–	••	–
Rhagovelia novacaledonica	–	••	••	•••	••
Paltostominae NG1	–	•	●●	–	–
Forcipomyiinae	–	••	–	•••	•
Culicidae spp.	–	–	•	••	•
Dixidae	–	–	••	••••	–
Hemerodromia spp.	–	•••	••••	••	••
Edmundsi	–		●	●●●	–
Hydropsychidae sp.A2	–	•••	●●●	•	–
Hydropsychidae sp.A3	–	–	–	●●	●
Hydropsychidae sp. B1	–	•	–	–	●●
Hydropsychidae sp. C1	–	•	●	–	–
Hydropsychidae sp. D1	–	–	●	•	–
Hydropsychidae sp. D2	–	–	–	●●	–
Hydropsychidae sp. G1	–	–	–	●●	–
Hydropsychidae sp. G2	–	••	–	–	–
Leptoceridae NGA	–	•	●	•	–
Leptoceridae NGB	–	••	–	••	•
Symphitoneuria spp.	–	••	●●	●●●	–
Hydrobiosella spp.	–	••	••••	••••	•
Polycentropodidae sp.1	–	••	•••	•••	–
Hydrophilidae non Berosini	••	•	–	•	•

	Scirtidae	-	-	•	•	•
	Hydraena spp.	-	•	••	•••	•
V	*Dugesia pinguis*	••	•	••	••••	••••
	Barbronia sp.1	•••	-	-	-	•
	Prostoma sp.1	-	-	-	••	••••
	Dero spp.	••••	-	-	•	-
	Tubificidae	••••	-	-	•••	••••
	Physastra spp.	•••	•	•	••	•••
	Ostracodes	•••	-	•	●	•••
	Chironomus spp.	••••	•	-	••	••
	Psychodini spp.	••••	-	-	-	•
	Hydroptila losida	••	•	-	••	•••
	Hydropsychidae sp.B3	-	●	•	•••	•••

3.5. DISCUSSION - CONCLUSION

3.5.1. Variabilité temporelle

Notre étude a mis en évidence une faible variabilité temporelle de la structure des peuplements benthiques des rivières entre octobre 1996 et octobre 1997. Celle-ci est essentiellement liée aux variations d'abondance de la plupart des taxons ubiquistes récoltés en densités plus importantes à l'étiage (octobre). Sur les 168 taxons identifiés au cours de l'étude, 96 ont été récoltés à chaque campagne d'échantillonnage mais aucun taxon ne semble réellement caractéristique d’une saison.

Ces différences d'abondances et d'occurences peuvent être expliquées par les variations climatiques des régimes hydrologiques. Les conditions de l'étiage sont plus stables que celles de janvier ou de juin (saisons des pluies) et favoriseraient le développement des communautés benthiques. Les richesses spécifiques maximales sont d'ailleurs trouvées à l'étiage. Cette période semble être la meilleure saison d'échantillonnage pour l'étude de la faune benthique.

Ces résultats sont à rapprocher de ceux démontrés par Yule & Pearson (1996) sur un cours d'eau de Bougainville (Papouasie-Nouvelle Guinée). Leurs travaux réalisés durant 22 mois successifs sur un unique site montrent que les espèces les plus communes des peuplements sont présentes tout au long de l'année et que leurs abondances ne varient pas au cours du temps. Les auteurs expliquent cette absence de saisonnalité par le fait que certains paramètres mésologiques tels que la température ou la photopériode restent constants toute l'année (Yule & Pearson, 1996).

3.5.2. Variabilité spatiale

Une biotypologie des stations a été mise en évidence au cours de l'étude et a permis d'individualiser 5 groupes :

- les stations urbaines revevant d'importants rejets domestiques,

- les stations des cours moyens et inférieurs des rivières sur péridotites à proximité d'habitations, de tribus ou d'exploitations agricoles,

- les stations des rivières sur péridotites et sur substrat métamorphique du Nord-Est ne subissant pas de pollutions organiques,

- les stations des cours supérieurs et moyens des rivières sur des substrats volcano-sédimentaires et en environnement forestier (stations de référence),

- les stations des cours inférieurs des rivières à proximité de pâturages, d'habitations, de tribus ou de villes.

3.5.2.1. La faune des cours d'eau pollués en milieu urbain

Ces rivières présentent des peuplements peu diversifiés et souvent abondants, principalement composés de larves de Diptères (*Chironomus*, Psychodini, Syrphidae et Stratiomyinae) et d'Oligochètes (Naididae, *Dero* et Tubificidae). Ces taxons sont caractéristiques des milieux pollués recevant des charges organiques particulièrement élevées (Tufféry, 1980 ; Jacques *et al*., 1986 ; Matagi, 1996 ; Slepukhina, 1984).

3.5.2.2. La faune des cours d'eau sur péridotites

Globalement, les mêmes taxons ont été récoltés sur les substrats péridotitiques que sur les substrats volcano-sédimentaires. Starmülhner (1968) avait obtenu des résultats similaires en étudiant la faune benthique de 75 cours d'eau de la Grande Terre et de l'Ile des Pins. Cependant, une faune typique liée aux substrats péridotitiques semble exister. Les genres *Lepegenia* et *NGA* de Leptophlebiidae, les espèces *sp.A2*, *sp.C1* et *sp.G2* d'Hydropsychidae, les Blephariceridae Paltostominae *NG1 sp*. ont été prélevées uniquement sur les péridotites.

Des résultats similaires avaient déjà été démontrés par plusieurs auteurs : Peters *et al*. (1978) démontrent que les Ephémèroptères *Lepeorus calidus notialis* et *Lepeorus goyi australis* sont restreintes aux péridotites du Sud tandis que *L. calidus calidus* et *L. goyi goyi* occupent les autres milieux.

Chazeau (1994) montre qu'il existe un endémisme spécifique et générique de la faune néo-calédonienne en relation directe avec les formations et les espèces végétales qui caractérisent les sols ultramafiques. Selon lui, "Prospecter dans les milieux ultrabasiques nécessite le franchissement d'une barrière trophique. Celle-ci est un filtre efficace à l'installation d'espèces concurrentes et facilite donc la réussite du pionnier et la radiation spécifique. L'ultramafique a pu être le premier refuge permettant à certaines espèces moins compétitives de

survivre et de radier. On peut supposer que la réussite d'une adaptation aux milieux ultramafiques implique souvent une situation de non-retour, l'acquisition de caractères nécessaires entraînant une perte de compétitivité hors de ces milieux."

Blondel (1986) explique que les faunes des milieux insulaires montrent une nette tendance à la sédentarité. "Lorsqu'une espèce a réussi à s'implanter sur une île, l'édification de populations abondantes et stables constitue un avantage adaptatif qui diminue les risques d'extinction. De telles populations devraient donc avoir intérêt à se sédentariser. L'avantage adaptatif de la sédentarité sur les îles est certainement autant une cause qu'une conséquence de l'endémisme."

La faune des péridotites altérées est légèrement moins diversifiée et en général moins abondante que celle récoltée sur les substrats volcano-sédimentaires. Toutefois, les indices de diversité y sont relativement élevés montrant que ces milieux peuvent être propices au développement de la faune benthique.

Les cours d'eau sont pratiquement dépourvus d'Oligochètes, d'Achètes, de Nématodes et de Planorbiidae et la majorité des taxons ubiquistes collecteurs de matières organiques fines y sont trouvés en densité et en fréquence moins élevées que sur les substrats volcano-sédimentaires. Les faibles teneurs en matières organiques des cours d'eau sur péridotites pourraient constituer un des facteurs limitants le développement de ces organismes.

En effet, les maquis miniers des péridotites sont constitués d'espèces végétales sclérophylles sempervirentes qui semblent produire peu d'humus. D'autre part, la déforestation massive des péridotites lors de l'ouverture des exploitations minières a provoqué la disparition de la majorité des forêts denses humides qui s'étendaient depuis 300 m d'altitude jusqu'aux sommets. Celles-ci apportaient des quantités considérables de matières organiques (débris végétaux grossiers) dans les cours d'eau.

3.5.2.3. Les faune des ruisseaux forestiers

Les richesses spécifiques les plus importantes et les indices de diversité les plus élevés ont été trouvés dans les ruisseaux forestiers situés entre 100 et 600 m d'altitude sur des substrats volcano-sédimentaires et péridotitiques. Ces milieux semblent propices à l'installation de nombreuses espèces. Une faune caractéristique représentée par des broyeurs de matières organiques grossières, des prédateurs, des râcleurs de périphyton et des collecteurs de matières organiques fines s'y développe.

Resh *et al*. (1990), Bright (1982) et Haynes (1987) ont étudié la distribution des groupes trophiques dans plusieurs cours d'eau d'îles du Pacifique. Ces auteurs ont montré que les zones amont des rivières contenaient peu de broyeurs par rapport à ce qui est prédit dans le River Continuum Concept (Vannote *et al*., 1980). Winterbourn *et al*. (1981) arrivent aux mêmes conclusions pour les cours d'eau de la Nouvelle-Zélande. Ils expliquent la sous-représentation des broyeurs dans les cours supérieurs de la plupart des ruisseaux par la faible quantité de

matières organiques grossières qui s'y trouve. Le périphyton et la matière organique fine sont les principales sources de nourriture des invertébrés dans les eaux courantes de ces îles.

La faible quantité de matières organiques grossières, et par conséquent de broyeurs, dans les cours d'eau de ces îles est expliquée par plusieurs facteurs : les fortes pentes des rivières et les pluviométries importantes qui lessivent les matières organiques grossières ; les particularités de la végétation rivulaire (parfois trop lignifiée pour être facilement exploitée par les broyeurs et/ou présentant peu d'espèces caduques) ; la déforestation ; la dynamique de la colonisation et l'histoire de l'évolution qui aurait pu limiter l'apparition des broyeurs (Resh & De Szalay, 1995).

En Nouvelle-Calédonie, il semblerait que les broyeurs soient bien représentés au niveau des ruisseaux forestiers. Il est cependant difficile d'attribuer avec certitude un type de régime alimentaire aux taxons sans faire une étude écologique précise. Les Leptophlebiidae, par exemple, classées comme collecteurs par Merrit & Cummins (1996), sont représentées dans ces milieux par plusieurs genres et espèces différentes dont certaines devraient être des broyeurs.

Ces zones des rivières où la diversité spécifique est la plus importante doivent être protégées. Les déforestations liées aux activités anthropiques telles que l'agriculture, les exploitations minières et les feux de brousse constituent des menaces pour la survie de nombreuses espèces puisqu'elles modifient leurs habitats et détruisent leurs ressources trophiques. Comme Chazeau (1993) et Haase & Bouchet (1998) l'ont suggéré, une transformation des pratiques culturales et des campagnes de sensibilisation à l'impact des feux de brousse et aux effets de la déforestation sur les ressources en eau permettrait de protéger la biodiversité des cours d'eau où plus de 75% des espèces d'Insectes aquatiques sont endémiques.

3.5.2.4. Distribution de la faune au sein de la Grande Terre

Une grande partie des espèces occupent une aire de répartition restreinte. Par exemple, sur les 16 espèces d'Hydropsychidae (Trichoptères) trouvées au cours de l'étude, 12 apparaissent dans moins de 5% des relevés.

Haase & Bouchet (1998) ont étudié la répartition du genre endémique *Hemistomia* (Mollusque Hydrobiidae). Celui-ci est localisé au niveau des sources et des suitements et est représenté par plus de 50 espèces. Les auteurs soulignent que 26 espèces ont été trouvées sur un seul site et 6 espèces sur 10 sites ou plus. En outre, ils montrent une diversité spécifique plus importante dans les bassins versants de la côte Ouest que sur ceux de la côte Est. Sur les 50 espèces existant sur la côte Ouest, 39 soit 78% sont endémiques à cette côte, alors que la proportion des endémiques de la côte Est est de 27% (Haase & Bouchet, 1998).

Les auteurs expliquent cette variabilité par les différences pluviométiques et géologiques opposant les 2 régions. La côte Ouest reçoit en effet moins de précipitations que la côte Est;

les sécheresses permettraient la fragmentation des aires de répartition et favoriseraient la spéciation. De plus, les milieux péridotitiques couvrant largement le Sud-Est de la Grande Terre ne semblent pas convenir au développement des *Hemistomia*. Cette influence des péridotites sur les répartition des espèces a aussi été observée chez des organismes terrestres comme les Fourmis (Jourdan et Chazeau, comm. pers.).

En revanche, Marquet (comm. pers.) remarque une diversité spécifique des Atyidae (Crustacés) plus importante sur le versant Nord Est pluvieux et venté et explique l'endémisme élevé dans l'extrémité Sud de la Grande Terre par son "isolement géologique précoce". Sur l'ensemble des Crustacés Natantia étudiés, 38% des espèces présentent une large distribution sur la Grande Terre, 44% semblent avoir des aires de répartition restreintes et 18% des espèces n'ont été prélevées qu'une fois.

3.5.3. Diversité spécifique

D'après Stout & Vandermeer (1975), les cours d'eau tropicaux présentent des diversités spécifiques plus élevées que les cours d'eau des pays tempérés. En Australie, plusieurs auteurs ont démontré des résultats en accord avec cette hypothèse. Ainsi, Outrigde (1987) met en évidence une diversité spécifique élevée dans le cours d'eau Magela situé dans la région Nord de l'Australie avec 64 espèces prélevées sur un seul site. De même, Pearson & Smith (1986) récoltent 267 espèces de macroinvertébrés sur une station de 50 m de longueur située sur le ruisseau forestier tropical Yuccabine (Nord-Est du Queensland). Shiel & Williams (1990) montrent également que les cours d'eau tropicaux australiens peuvent présenter plus d'espèces que des cours d'eau similaires en région tempérée.

Au niveau des îles tropicales du Pacifique Sud, les conclusions de Yule (1995) confirment également cette hypothèse. L'auteur a récolté 182 taxons de macroinvertébrés sur un seul site du ruisseau Konaiano de l'Ile Bougainville (Papouasie-Nouvelle Guinée) échantillonné durant 22 mois. Par comparaison, la richesse spécifique mesurée dans des ruisseaux en région tempérée est moins forte : Yule (1995) récolte 130 taxons au niveau d'un site du ruisseau Painkalac situé dans le Sud-Est de l'Australie ; Harding & Winterbourn (1995) obtiennent une diversité spécifique maximale de 78 taxons en échantillonnant la faune benthique de 16 ruisseaux de l'Ile Sud de la Nouvelle-Zélande. D'après Yule (1995), la diversité spécifique plus élevée en région tropicale est expliquée par la petite taille des insectes et leur durée de vie relativement courte permettant de fortes densités et un renouvellement rapide des individus.

Cependant, la majorité des petites îles tropicales du Pacifique Sud présentent des diversités particulièrement faibles. Par exemple, un cours d'eau de Palau (Iles Caroline) situé à 900 km au Nord de la Papouasie Nouvelle Guinée a été échantillonné par Bright (1982). Sur 2

sites, celui-ci récolte 23 espèces dont 5 de Crustacés et de 2 Gastéropodes. De même, Wendling & Fossati (1992) et Resh *et al.* (1990) montrent une faible diversité spécifique au niveau des cours d'eau de Nuku-Hiva et de Moorea respectivement (Polynésie Française). La faune benthique y est dépourvue de Trichoptères, d'Ephéméroptères et de Plécoptères. Les Mollusques, les Crustacés, les Oligochètes et les Diptères constituent l'essentiel des peuplements (Wendling & Fossati, 1992 ; Resh *et al.*, 1990). Sur la rivière étudiée à Moorea par ces derniers auteurs (8 sites échantillonnés), un total de 48 taxons a été récolté dont 7 espèces de Mollusques, 6 de Crustacés, 6 d'Oligochètes et 23 d'Insectes. La richesse spécifique a varié entre 16 et 28 espèces par site.

Sur ces îles, la faible richesse spécifique observée par rapport à celle d'autres rivières d'iles tropicales et tempérées est expliquée par la biogéographie. Les Iles Caroline et les îles de la Polynésie Française isolées ont été peu colonisées par les Insectes qui, de surcroît, ont une courte durée de vie une faible capacité de vol (Resh *et al.*, 1990). La majorité de la faune benthique est donc composée par des groupes d'origine marine (Crustacés et Mollusques) bien représentés dans les cours inférieurs des rivières (Resh & De Szalay, 1995).

En Nouvelle-Calédonie, la faune benthique des rivières est de prime abord relativement riche. En considérant les quatre campagnes d'échantillonnage, le nombre de taxons maximal a été trouvé sur la station Pouembout 0 avec 70 taxons dont 8 d'Ephémèroptères, 19 de Trichoptères et 15 de Diptères. Cependant, les déterminations n'ont pas pu être poussées jusqu'à l'espèce pour la majorité des groupes. Par exemple, les Diptères ont été identifiés à la famille, la sous-famille, la tribu ou au genre alors que ce groupe présente généralement de nombreuses espèces : plus de 50% des espèces trouvées dans le ruisseau Konaiano (Bougainville) étaient des Diptères (Yule, 1995).

De plus, la méthode de prélèvement influence fortement les résultats obtenus. Les prélèvements de l'étude ont été réalisés à l'aide d'un filet Surber qui permet un échantillonnage de type quantitatif. D'après Mackey *et al*. (1984), un échantillonnage à l'aide d'un filet à main, comme celui utilisé par Yule (1995) est mieux adapté pour des études qualitatives ayant pour objectif d'estimer la diversité spécifique d'un milieu.

Les diversités taxinomiques obtenues au cours de l'étude sont certainement largement inférieures aux diversités spécifiques réelles. Des études complémentaires et des déterminations plus poussées pourraient montrer si la richesse spécifique des cours d'eau calédoniens est plus élevée que celle de rivières similaires en région tempérée, comme le laissent présager les résultats de l'étude.

CHAPITRE 4

LA FAUNE ET SON MILIEU

EVALUATION DE LA QUALITE BIOLOGIQUE DES COURS D EAU DE LA NOUVELLE-CALEDONIE

4.1. PROBLEMATIQUE

Parce qu'elle rassemble un grand nombre de facteurs écologiques, l'altitude a un effet primordial sur la zonation des communautés de macroinvertébrés (Illies, 1961). Cette influence altitudinale agit à plusieurs niveaux : température de l'eau (Ward & Stanford, 1982), hydrologie (Stazner & Higler, 1986), occupation des sols (Culp & Davies, 1982; Lang & Reymond, 1993; Brewin *et al.*, 1995), qualité de l'eau (Ormerod & Edwards, 1987), ressources trophiques et végétation des ripisylves (Cummins *et al.*, 1984).

Les deux chapitres précédents ont permis de définir une typologie des stations d'étude fondée sur leurs caractéristiques abiotiques (physico-chimiques et mésologiques), ainsi qu'une biotypologie des stations grâce à l'étude des communautés benthiques des milieux. Ces résultats laissent supposer qu'il existe une bonne adéquation entre la faune et son milieu physique. Ce chapitre étudie l'intensité de cette relation et identifie les facteurs abiotiques de répartition des macroinvertébrés benthiques dans les rivières de Nouvelle-Calédonie.

La qualité biologique des eaux est couramment évaluée par l'étude des communautés de macroinvertébrés benthiques (Metcalfe, 1989 ; Agences de l'Eau, 1993). En effet, ceux-ci présentent des intérêts divers : l'abondance ; ils sont généralement faciles à échantillonner et à identifier et sont présents à plusieurs niveaux trophiques des biocénoses (consommateurs primaires et secondaires, décomposeurs) ; vivant à l'interface substrat/eau, ils intègrent sur le long terme les altérations du biotope (pollutions) et leur cycle de vie est suffisamment long pour qu'ils puissent être affectés par les modifications des conditions environnementales ; leur sensibilité aux polluants est souvent connue et ils regroupent ainsi de nombreuses espèces bio-indicatrices.

Les objectifs de ce chapitre seront donc de montrer d'une part, comment les invertébrés benthiques peuvent indiquer la qualité des milieux et d'autre part de développer une méthode biologique d'évaluation de la qualité des eaux.

4.2. METHODES

4.2.1. L'analyse de co-inertie

La co-inertie est une méthode de couplage de deux tableaux de données, préconisée dans le cas où le nombre total d'observations est inférieur au nombre de variables (Dolédec & Chessel, 1994). En hydrobiologie, elle est généralement employée pour caractériser les relations existant entre un tableau de données faunistiques et un tableau de données mésologiques portant sur les mêmes observations (Dolédec & Chessel, 1994 ; Franquet *et al.*, 1995). Les bases théoriques de la méthode ont été présentées par Chessel & Mercier (1993).

Cette méthode calcule les axes qui maximisent la covariance entre les scores factoriels des observations des deux tableaux initiaux (Franquet *et al.*, 1995). Il en résulte deux systèmes de coordonnées (se rapportant aux données faunistiques et mésologiques respectivement) qui peuvent être comparés directement sur une même carte factorielle. De plus, il est possible d'avoir la position des taxons sur les axes principaux et le poids des variables environnementales dans la co-inertie. Ces éléments permettent d'expliquer les relations observées entre les deux systèmes de coordonnées.

Deux analyses préalablement réalisées sur les données abiotiques et biotiques des 38 stations échantillonnées au cours des 4 saisons ont permis l'analyse de la co-inertie :

- une analyse de Hill et Smith (1976) effectuée sur les données physico-chimiques et mésologiques moyennes des stations au niveau de laquelle les paramètres suivants ont été considérés : conductivité, Chlorures, Sulfates, Calcium, Sodium, Potassium, TAC, Ammonium, Phosphates, pH, température, DBO5, Magnésium, Nickel, Chrome, altitude, distance à la source, occupation des sols, végétation environnante, largeur de la station, pourcentages d'ombrage, d'algues filamenteuses et de débris végétaux grossiers,

- une ACP centrée, réalisée sur les données faunistiques cumulées recueillies en milieu lotique (sur les 102 taxons retenus précédemment).

Un test de permutations aléatoires (test de Monte-Carlo, 1000 permutations) a permis de vérifier le degré de signification de la co-structure (annexe 17).

4.2.2. Evaluation de la qualité de l'eau des stations

Les indices biotiques et les indices de diversité expriment divers aspects de la structure des communautés benthiques. Les indices de diversité prennent en compte la richesse

spécifique et l'abondance relative des taxons au sein d'un échantillon. Des valeurs faibles sont souvent le reflet d'une perturbation (Washington, 1984). En revanche, les indices biotiques, fondés sur l'utilisation d'espèces indicatrices de pollutions, témoignent généralement de perturbations particulières (pollutions organiques ou par des métaux lourds...). Ces deux types d'indices ont été calculés pour évaluer la qualité biologique des stations d'étude :

4.2.2.1. Indices de diversité des peuplements

* Le nombre total de taxons (richesse spécifique) est une mesure simple de la qualité d'un milieu. Une augmentation de ce paramètre suggère que le biotope est favorable au développement de nombreuses espèces (Resh *et al.*, 1995).

* Le nombre de taxons en Ephéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (EPT) est un indice couramment utilisé dans l'évaluation de la qualité des milieux (Resh & Jackson, 1993 ; Barbour *et al.*, 1995). Une diminution du nombre de ces taxons généralement considérés comme sensibles à la pollution indique une perturbation (Lenat, 1988). Dans le cas de cette étude, aucune larve de Plécoptère n'ayant été récoltée, l'indice ETP ne totalise ici que le nombre de taxons en Ephéméroptères et en Trichoptères.

* Le pourcentage relatif en Chironomes peut indiquer une pollution par les métaux lourds (Winner *et al.*, 1980). Selon ces auteurs, les sites très pollués peuvent avoir des valeurs supérieures à 75% et les sites non perturbés ont des valeurs inférieures à 20%.

* Le pourcentage relatif en Oligochètes est considéré comme un bon indicateur des pollutions organiques dues aux effluents domestiques (Goodnight & Whitley, 1961 ; Hynes, 1966).

* Les indices de diversité sont souvent considérés comme des paramètres synthétiques permettant d'évaluer les effets des pollutions sur les communautés biologiques (Resh & McElravy, 1993). Les indices de Simpson, Shannon et Margalef ont été considérés.

4.2.2.2. Indices biotiques

Trois indices biotiques ont été appliqués sur les données faunistiques des stations :

* l'Indice Biologique Global Normalisé ou IBGN (AFNOR, 1992) est l'indice biotique français. La détermination de l'IBGN repose sur l'utilisation d'une liste de 138 taxons de macroinvertébrés dont 38 taxons indicateurs. Ces derniers sont classés selon leur sensibilité croissante à la pollution, les plus exigeants quant à la qualité des eaux étant les Plécoptères. Une valeur de qualité du milieu est obtenue dès qu'un taxon indicateur suffisamment présent est trouvé. Elle dépend de la richesse taxinomique de l'échantillon et varie entre 0 (mauvaise qualité) et 20 (très bonne qualité).

* le MCI (Macroinvertebrate Community Index) mis au point par Stark (1985) en Nouvelle-Zélande et l'indice biotique SIGNAL (Stream Invertebrate Grade Number Average Level) développé par Chessman (1995) pour la Nouvelle-Galles du Sud en Australie.

Ces méthodes dites des "scores" ont des principes différents de ceux des indices biotiques et sont basées sur les principes des saprobies. A chaque taxon indicateur est attribué un score en relation avec sa tolérance à la pollution. Les organismes les plus polluo-tolérants possèdent le score le moins élevé. La note finale indiquant la qualité d'une station est obtenue en effectuant la somme des scores des taxons indicateurs qui s'y trouvent. Un indice moyen de la station peut être calculé en divisant la note finale par le nombre total de taxons indicateurs prélevés sur le site.

L'indice biotique SIGNAL est compris entre 0 et 10, la qualité de l'eau étant considérée comme excellente lorsque l'indice est supérieur à 7, bonne quand il varie entre 6 et 7, moyenne s'il est compris entre 5 et 6, mauvaise lorsqu'il varie entre 4 et 5 et très mauvaise si l'indice est inférieur à 4 (Chessman *et al.*, 1997).

Le MCI est obtenu en multipliant l'indice moyen de la station par 20. Les valeurs du MCI s'échelonnent généralement entre 0 (mauvaise qualité) et 150 (excellente qualité). Le milieu est considéré comme étant très pollué quand les valeurs sont inférieures à 50 et de bonne qualité lorsqu'elles sont supérieures à 120 (Stark, 1993).

Les protocoles de détermination des IBGN, des MCI et des SIGNAL se trouvent en annexe 18.

4.2.3. Comparaison des indices

Les 10 indices biotiques et de diversité cités précédemment ont été comparés les uns aux autres grâce au coefficient de corrélation de rang de Spearman. Cette méthode non paramétrique permet de mesurer l'intensité de la relation entre deux indices. Le coefficient de corrélation de Spearman varie entre -1 et 1, ces valeurs extrêmes indiquant une corrélation parfaite entre les 2 indices considérés (Legendre & Legendre, 1984).

4.2.4. Distribution des taxons

Les valeurs de certains paramètres physico-chimiques de l'eau (Chlorures, DBO5, MES, Ammonium, Phosphates, Sulfates, Nickel et Chrome) des stations où chaque taxon a été récolté ont été représentées sous forme de graphes en boite. Le minimum, le maximum, les limites correspondant à 25%, 50% (médiane) et 75% des valeurs ont été schématisés.

4.3. RESULTATS

4.3.1. Relations entre la faune et son milieu

Les axes principaux des analyses séparées de chaque tableau de données ont été projetés sur les plans factoriels F1 X F2 et F1 X F3 de la co-inertie (figure 4.1). Ces axes représentent la structure principale des analyses séparées sur le plan de la co-inertie où leur corrélation est maximisée.

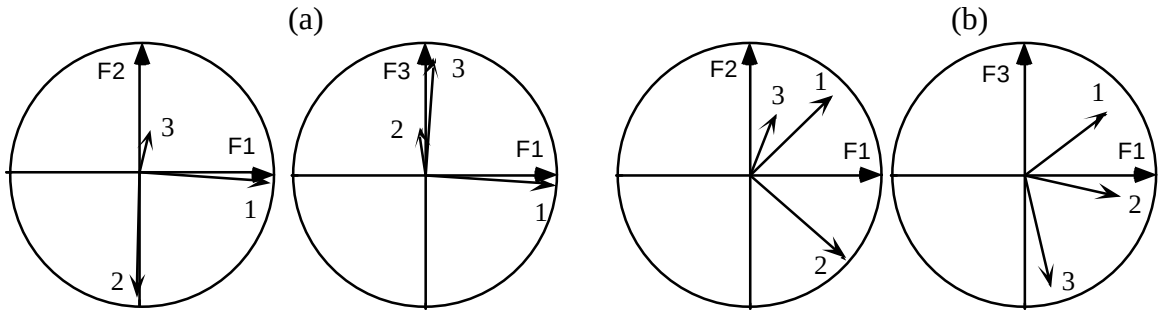


Figure 4.1 : Projection des 3 premiers axes des analyses séparées de chaque tableau de données sur les plans factoriels F1 X F2 et F1 X F3 de la co-inertie. (a) Tableau mésologique, (b) Tableau faunistique.

La correspondance entre les axes F1, F2 et F3 de la co-inertie et les directions des vecteurs faunistiques et environnementaux est bonne parce que les valeurs des inerties projetées des tableaux Faune et Milieu sur les axes de la co-inertie sont proches des inerties maximales de chaque tableau pris séparémment (tableau 4.1). De plus, les corrélations entre les deux systèmes de coordonnées et les axes de l'analyse de la co-inertie sont élevées (F1 : r = 0,91, F2 : r = 0,91 et F3 : r = 0,90) indiquant une forte co-structure entre les deux tableaux de données.

Tableau 4.1 : Résultats de la co-inertie, (Variance M : inertie du tableau Milieu projetée sur les axes de la co-inertie ; Variance F : inertie du tableau Faune projetée sur les axes de la co-inertie ; Inertie M : Inertie maximale que l'on peut projeter sur les axes du tableau Milieu ; Inertie F : Inertie maximale que l'on peut projeter sur les axes du tableau Faune ; Corrélation : coefficient de corrélation entre les systèmes de coordonnées pour les axes 1, 2 et 3 de la co-inertie).

Axe	Variance M	Variance F	Inertie M	Inertie F	Correlation
1	0,401	38,21	0,414	44,14	0,913
2	0,258	36,04	0,274	37,4	0,911
3	0,183	28,7	0,177	24,72	0,904

Les résultats de l'analyse de co-inertie sont présentés sur la figure 4.2. Les trois premiers axes représentent 86% de l'inertie totale (soit 44% d'inertie pour le premier axe, 27% pour le second et 15% pour le troisième). Au niveau des cartes factorielles, la distance entre un site environnemental et le site faunistique associé est représentée par la longueur d'une flèche. Globalement, plus la distance est petite et plus les deux structures sont similaires. Ainsi, sur les plans factoriels F1 X F2 et F1 X F3 (figure 4.2 (b) et (c)), les longueurs des flèches de la majorité des stations sont courtes ce qui indique une bonne correspondance entre la faune et son milieu. Certaines stations sont cependant représentées par des flèches plus longues :

- la station OU1 caractérisée par une position mésologique excentrée (plans F1 X F2 et F1 X F3) due à une forte minéralisation de ses eaux (conductivité proche de 400µS/cm). Sa structure faunistique est proche de celle des stations des cours inférieurs (PB4),

- la station CL1 située en cours moyen de la rivière Coulée sur péridotites qui présente une position faunistique originale due à une richesse spécifique élevée comparable à celle trouvée dans les cours supérieurs forestiers sur substrat volcano-sédimentaire,

- les stations DU0 et DU4 (figure 4.2 (b)) situées sur des péridotites altérées et caractérisées par de très faible diversités spécifiques et de faibles abondances faunistiques (position faunistiques excentrées),

- la station BO0 (figure 4.2 (b)) située sur le cours supérieur de la rivière Boghen à proximité d'une tribu et dont la structure faunistique est proche de celle de stations de cours moyen (OU2, TC2, TI1),

- la station TAO (figure 4.2 (c)) située sur un substrat volcano-sédimentaire (métamorphique) mais dont la structure faunistique est similaire à celle de stations sur des substrats péridotitiques.

Les rapports de corrélation entre les variables abiotiques et les coordonnées des stations dans l'analyse de co-inertie figurent en annexe 17.

Le premier axe représente un gradient global de pollution organique. Il est essentiellement représenté par les paramètres physico-chimiques Chlorures, Sulfates, Sodium, Potassium, Ammonium, Phosphates, DBO5, Alcalinité totale et conductivité. Il isole les 3 stations urbaines polluées MG, YA2 et PK7. Celles-ci se caractérisent par des taxons polluo-résistants aux effluents domestiques (Oligochètes Tubificidae, Naididae et *Dero*, Diptères *Chironomus* et Psychodini, Mollusques *Physastra* et *Melanoides*, Achètes et Eristalini) qui s'opposent, le long de cet axe, aux taxons ubiquistes et abondants des cours d'eau : Leptophlebiidae *Lepeorus*, *Celiphlebia* et *NG2 sp.1*, Chironomidae Tanypodiinae, Chironomini, *Corynoneura*, Hydrospychidae *sp.A1*, Hydroptilidae *Caledonotrichia*, Leptoceridae *Oecetis* (figure 4.2 (d)).

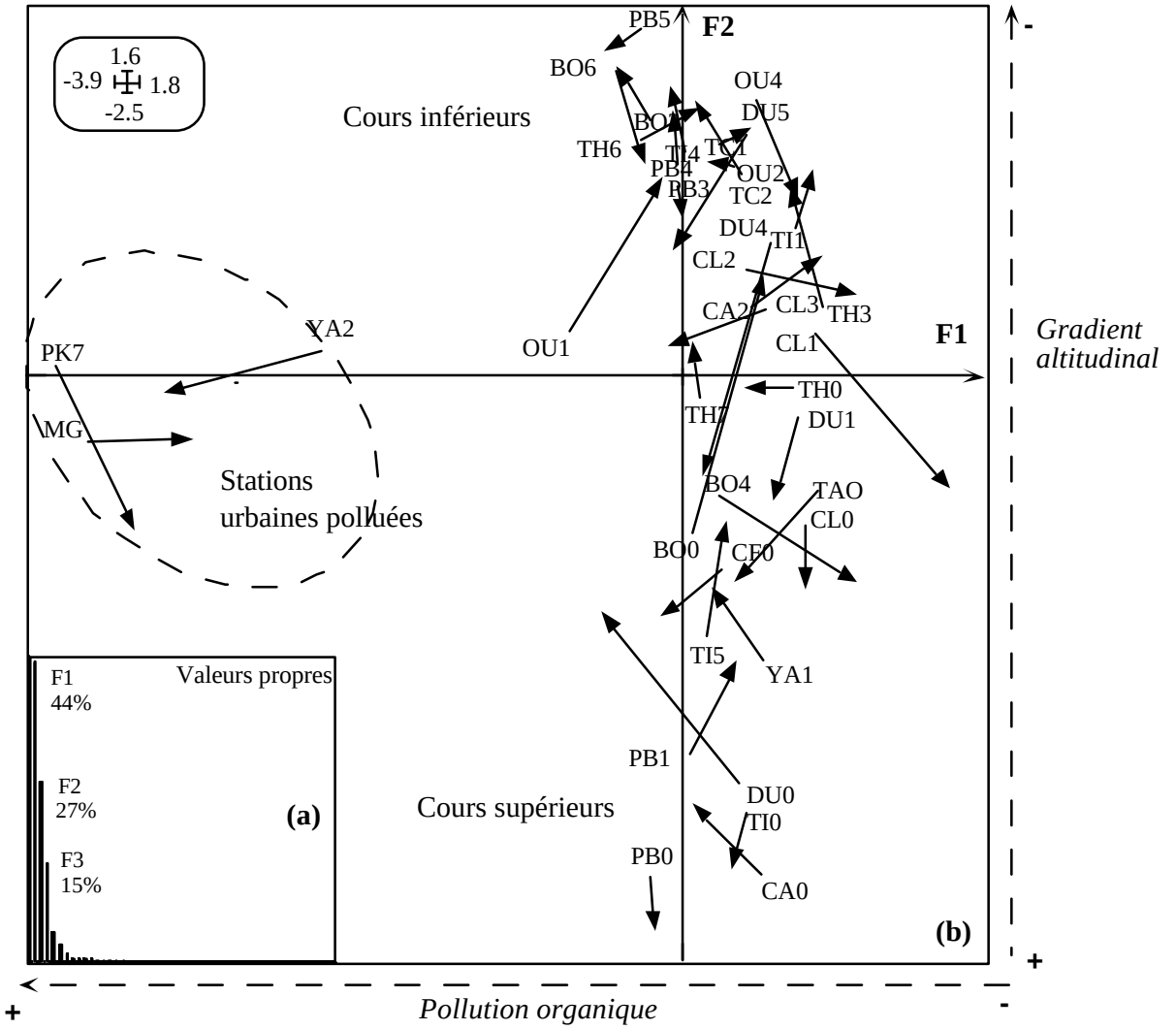


Figure 4.2 : Résultats de l'analyse de co-inertie. (a) Graphe des valeurs propres. (b) Position des stations sur le plan factoriel F1 X F2 de l'analyse. Chaque flèche correspond à une station. L'origine de la flèche indique la position de la station par rapport au milieu et l'extrémité de la flèche sa position par rapport à la faune qui s'y trouve. Globalement, plus la longueur d'une flèche est courte et meilleure est la correspondance entre la faune et son milieu. En revanche, les flèches longues indiquent des structures mésologiques (OU1) ou faunistiques (DU0, DU4) originales.

(BO : Boghen (0, 2, 4, 6) ; CA : Carigou (0 et 2) ; CF : Confiance (0) ; CL : Coulée (0, 1, 2, 3) ; DU : Dumbéa (0, 1, 4, 5) ; OU : Ouenghi (1, 2, 4) ; MG : Magenta ; PB : Pouembout (0, 1, 3, 4, 5) ; PK7 : 7ème km ; TAO : cascade de Tao ; TC : Tchamba (1, 2) ; TH : Thio (0, 3, 6, 7) ; TI : Tiwaka (0, 1, 4, 5) ; YA : Yahoué (1, 2)).

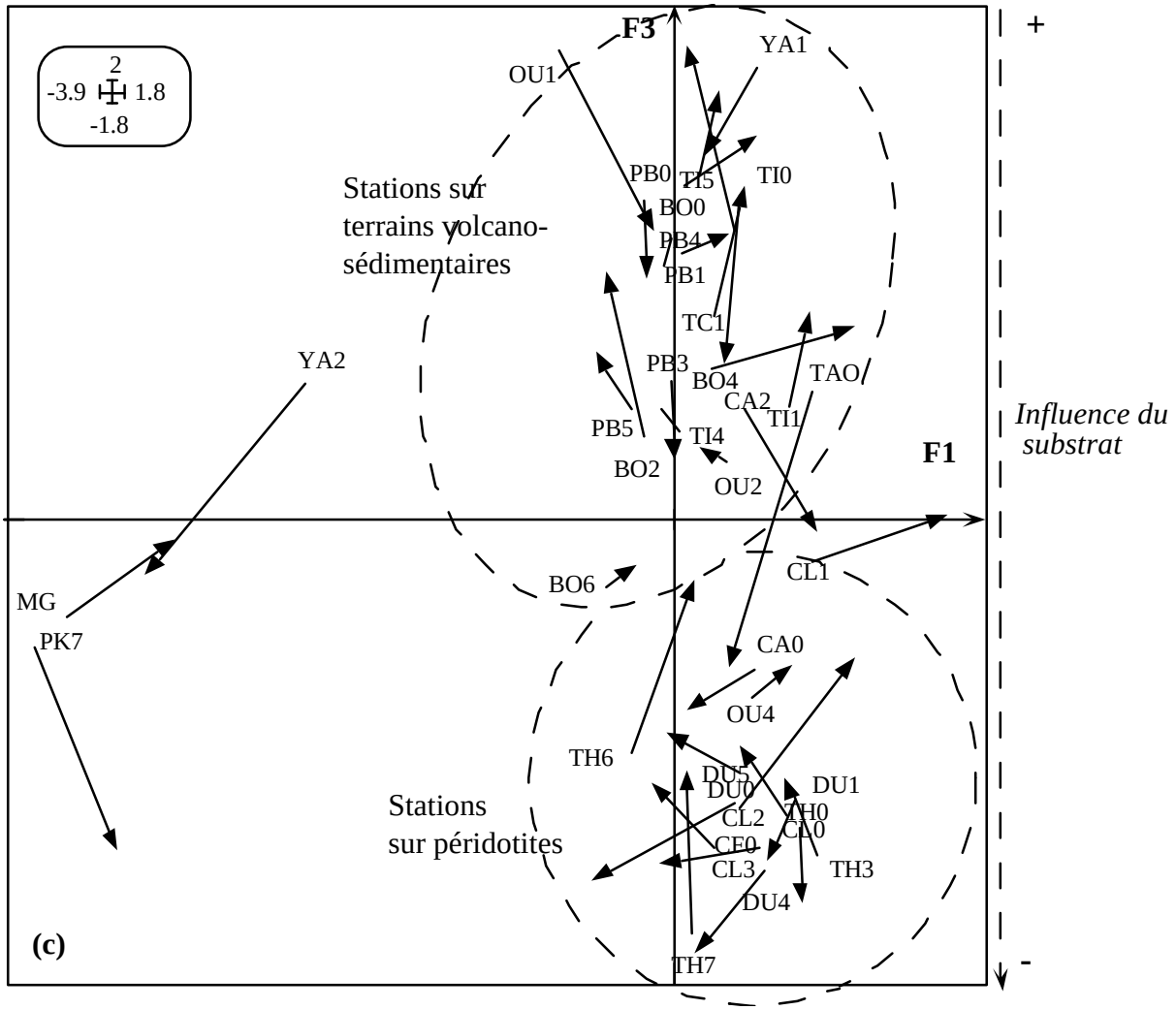


Figure 4.2 (suite) : Résultats de l'analyse de co-inertie. (c) Position des stations sur le plan factoriel F1 X F3 de l'analyse. Chaque flèche correspond à une station. L'origine de la flèche indique la position de la station par rapport au milieu et l'extrémité de la flèche sa position par rapport à la faune qui s'y trouve. Globalement, plus la longueur d'une flèche est courte et meilleure est la correspondance entre la faune et son milieu. En revanche, les flèches longues indiquent des structures mésologiques (OU1) ou faunistiques (TAO) originales.

(BO : Boghen (0, 2, 4, 6) ; CA : Carigou (0 et 2) ; CF : Confiance (0) ; CL : Coulée (0, 1, 2, 3) ; DU : Dumbéa (0, 1, 4, 5) ; OU : Ouenghi (1, 2, 4) ; MG : Magenta ; PB : Pouembout (0, 1, 3, 4, 5) ; PK7 : 7ème km ; TAO : cascade de Tao ; TC : Tchamba (1, 2) ; TH : Thio (0, 3, 6, 7) ; TI : Tiwaka (0, 1, 4, 5) ; YA : Yahoué (1, 2)).

(d)

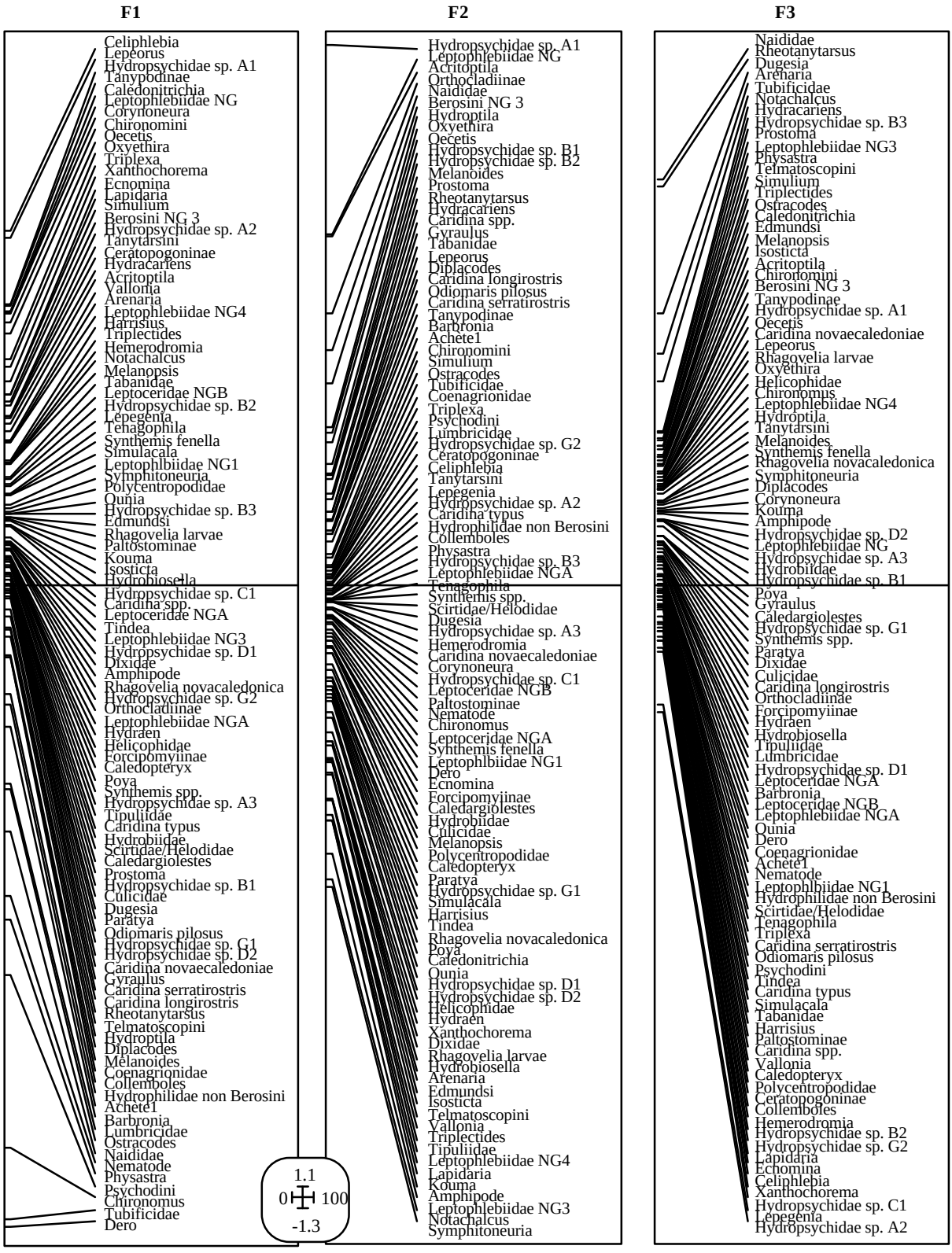


Figure 4.2 (suite) : Résultats de l'analyse de co-inertie. (d) Position des taxons sur les 3 premiers axes

L'axe 2, principalement défini par les paramètres température, altitude, distance à la source, végétation et occupation des sols représente un gradient de répartition altitudinal. Les stations d'altitude supérieure à 200 m (PB0, PB1, TI0, CA0, TAO, DUO, CLO, CF0, BO0) présentent généralement un environnement forestier et sont éloignées de toute habitation et des pâturages. Elles s'opposent aux stations de plaine des cours inférieurs des rivières (BO6, TH6, OU4, PB5, DU5, CL3, OU2, TI4).

Les premières se caractérisent par une faune diversifiée riche en Ephémèroptères, Trichoptères et Odonates : Leptophlebiidae *NG3, NG4, Notachalcus, Kouma, Poya, Tindea*, Leptoceridae *Triplectides* et *Symphitoneuria*, Helicopsychidae *Edmundsi, Vallonia, Arenaria*; *Lapidaria*, Philopotamidae, Hydrobiosidae, Isostictidae, Megapodagrionidae. Les secondes sont peuplées par des taxons majoritairement ubiquistes : Hydrospychidae *sp.A1*, Hydracariens, *Rheotanytarsus*, Leptoceridae *Oecetis*, Leptophlebiidae *NG2 sp.1*, Hydroptilidae *Acritoptila*, *Oxyethira* et *Hydroptila*, Coléoptères Berosini *NG3* et Orthocladiinae.

L'axe 3 défini par les paramètres Nickel, Chrome et Calcium représente l'influence de la nature des roches des bassins versants sur la répartition de la faune. Les cours d'eau drainant des péridotites (Confiance (CF),Thio (TH), Carigou (CA), Coulée (CL), Dumbéa (DU), Ouenghi (OU)) s'opposent à ceux s'écoulant sur des terrains volcano-sédimentaires : Pouembout (PB), Tiwaka (TI), Yahoué (YA), Tao, Boghen (BO). Certains taxons tels que les Helicopsychidae *Lapidaria*, les Hydrobiosidae *Xanthochorema*, les Ecnomidae, les Leptophlebiidae *Lepegenia*, les Leptoceridae *Triplexa*, les Hydropsychidae *sp. A2* et *sp.C1* occupent préférentiellement les péridotites. D'autres, en revanche, semblent éviter ces substrats: Naididae et Tubificidae, planaires *Dugesia*, Némertiens, Diptères *Rhéotanytarsus* et Tanypodiinae, Leptophlebiidae *NG2 sp.1*, Hydrospychidae *sp.A1*.

4.3.2. Evaluation de la qualité biologique des stations de l'étude

Le tableau 4.2 présente les valeurs moyennes des 10 indices calculés à partir des données faunistiques des 41 stations de l'étude. La figure 4.3 représente l'évolution des indices de diversité et des indices biotiques en fonction de l'altitude, les stations étant classées par ordre d'altitude décroissante.

Les valeurs moyennes en ET(P) (Ephémères et Trichoptères) les plus élevées (12 à 18 taxons) se situent au niveau des stations où la richesse spécifique est la plus importante (ruisseaux forestiers : BO4, PB0, PB1, TI0, TI5, YA1) et sur les stations peu perturbées par les pollutions organiques (BO0, CA0, CA2, CL0, CL1, CL2, DU1, PAN, TAO, TI1). Les cours inférieurs des rivières (TH6, PB5, PB7, BO6) et les stations DU0 et TH7 sur des

péridotites altérées présentent des valeurs faibles (inférieures à 5), les stations urbaines polluées (MG, YA2, PK7) des valeurs nulles, ces taxons étant polluo-sensibles.Les tracés des graphes de l'ETP et de la richesse spécifique montrent une relation linéaire significative des deux indices avec l'altitude (figure 4.3 (a)). Un test t a montré que les pentes des deux droites de régression étaient significativement différentes.

Tableau 4.2 : Valeurs moyennes des indices calculés sur les 41 stations d'étude

Station	Richesse spécifique	ETP	% Oligo-chètes	% Chiro-nomes	Indice de Simpson	Indice de Shannon	Indice de Margalef	IBGN	MCI	SIGNAL
BO0	30	12	10,79	32,41	0,22	2,93	3,74	11,3	76,8	5,2
BO2	26	8	2,47	26,41	0,42	2,14	3,24	10,5	71,4	4,9
BO4	38	19	0,13	24,07	0,14	3,68	5,35	12,5	96,0	5,7
BO6	15	4	0,00	47,24	0,44	1,86	2,05	9,0	65,0	4,9
CA0	25	12	0,00	17,52	0,20	3,31	4,17	10,8	102,5	6,3
CA2	25	12	0,05	12,82	0,21	2,97	3,41	10,5	89,5	5,6
CF0	19	7	0,00	38,66	0,10	3,63	3,68	10,3	102,6	5,8
CF3	25	8	0,47	20,70	0,17	3,28	3,76	10,3	101,0	5,6
CL0	25	15	0,00	5,87	0,13	3,39	3,57	10,3	96,7	5,9
CL1	35	20	0,00	10,13	0,13	3,73	4,79	11,0	97,5	5,5
CL2	24	13	0,10	16,27	0,36	2,40	3,11	10,3	97,7	5,6
CL3	15	7	0,00	44,37	0,24	2,62	2,82	8,5	76,1	5,3
DU0	11	3	0,00	30,42	0,32	2,17	1,79	6,8	108,8	5,8
DU1	26	15	0,00	5,16	0,15	3,47	4,46	10,8	92,7	5,8
DU4	17	11	0,00	12,78	0,19	2,89	2,98	10,5	111,0	6,2
DU5	16	7	3,44	28,83	0,33	2,36	2,43	9,8	82,0	5,6
MG	8	0	58,62	2,51	0,52	1,51	1,08	2,5	36,6	4,1
OU1	28	8	1,83	23,47	0,26	2,91	3,78	10,8	70,2	5,1
OU2	22	9	5,00	15,69	0,40	2,22	2,80	10,3	68,3	5,3
OU4	21	11	0,21	15,37	0,22	2,95	3,05	10,3	90,4	5,8
PAN	28	12	4,22	46,73	0,37	2,43	3,59	11,3	98,1	6,3
PB0	41	18	1,76	16,82	0,12	3,89	5,87	13,3	102,8	5,7
PB1	34	16	1,52	5,54	0,14	3,60	4,84	12,3	88,2	5,4
PB3	26	8	0,05	23,95	0,31	2,40	3,49	11,0	77,4	5,1
PB4	24	7	3,80	22,54	0,40	2,16	3,02	11,3	69,3	5,0
PB5	20	5	3,03	29,56	0,38	2,24	2,63	9,8	62,5	4,7
PB7	14	2	26,96	20,95	0,24	2,58	2,13	7,5	55,0	4,1
PK7	8	0	50,50	8,73	0,36	1,81	0,99	2,8	50,8	3,9
TAO	26	16	3,28	5,59	0,15	3,33	3,77	10,5	99,3	6,0
TC1	24	9	44,43	27,84	0,44	2,12	2,92	11,0	78,3	5,4
TC2	27	9	28,76	21,93	0,25	2,22	3,38	10,8	70,1	4,9
TH0	16	7	0,00	21,21	0,24	2,56	2,33	9,3	75,4	5,9
TH3	19	11	0,00	21,66	0,20	3,03	2,91	9,8	82,8	5,9
TH6	17	5	0,32	46,62	0,42	2,06	2,33	9,5	73,2	5,4
TH7	11	3	0,00	38,15	0,34	2,18	1,78	7,8	69,2	5,5
TI0	30	15	0,22	4,22	0,13	2,94	4,21	11,3	95,8	5,5
TI1	28	13	12,58	9,64	0,21	2,99	3,53	11,0	76,8	5,3
TI4	19	7	17,69	36,52	0,29	2,41	2,56	9,8	65,1	5,2
TI5	37	16	6,85	23,69	0,29	2,88	4,82	12,3	92,3	5,6
YA1	35	12	3,59	23,69	0,35	2,45	4,36	11,5	86,5	5,3
YA2	9	0	67,77	28,94	0,41	1,70	0,97	3,5	41,9	3,4

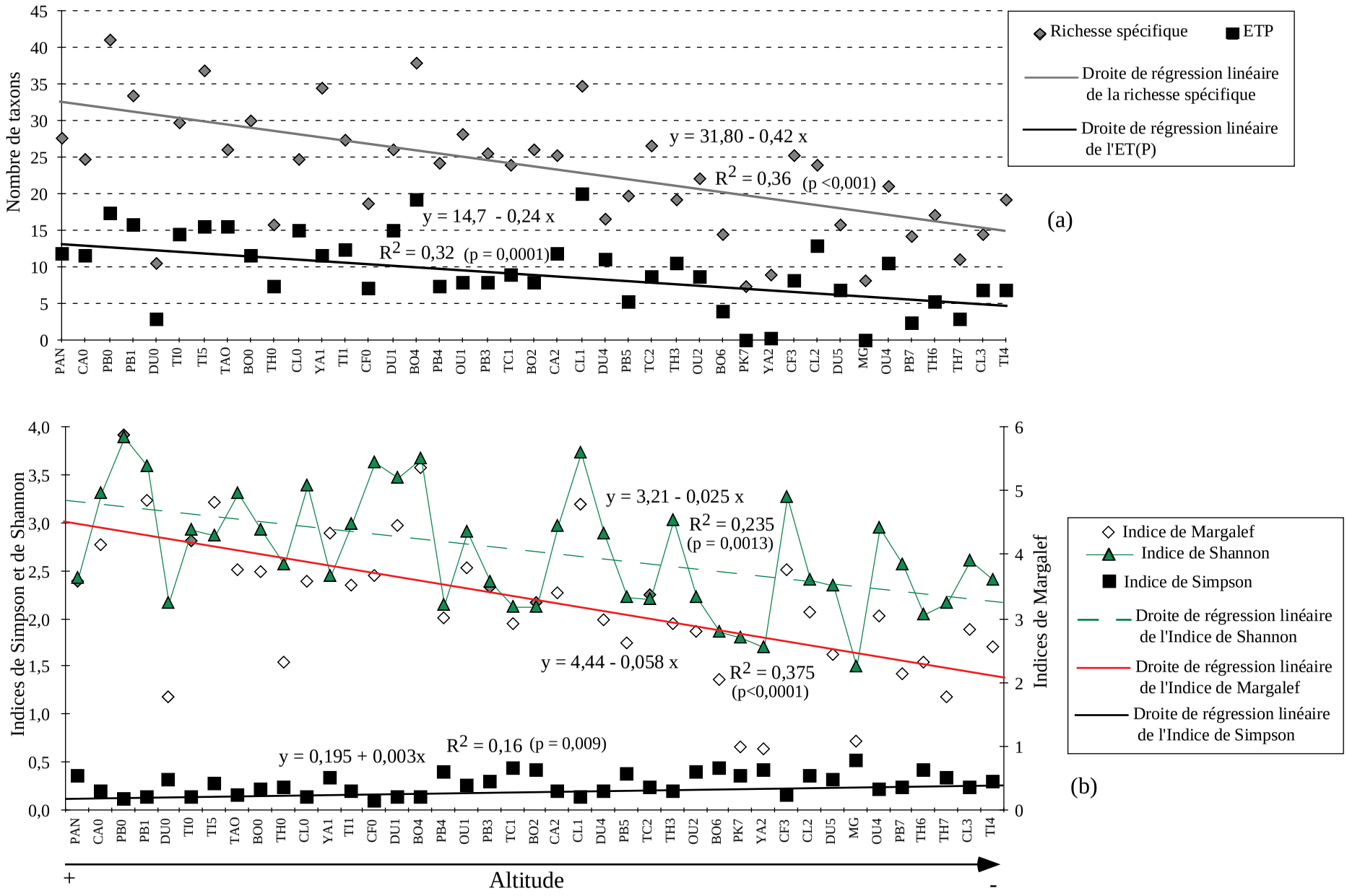


Figure 4.3 : Représentation des indices de diversité moyens des stations d'étude. Celles-ci sont placées par ordre d'altitude décroissante

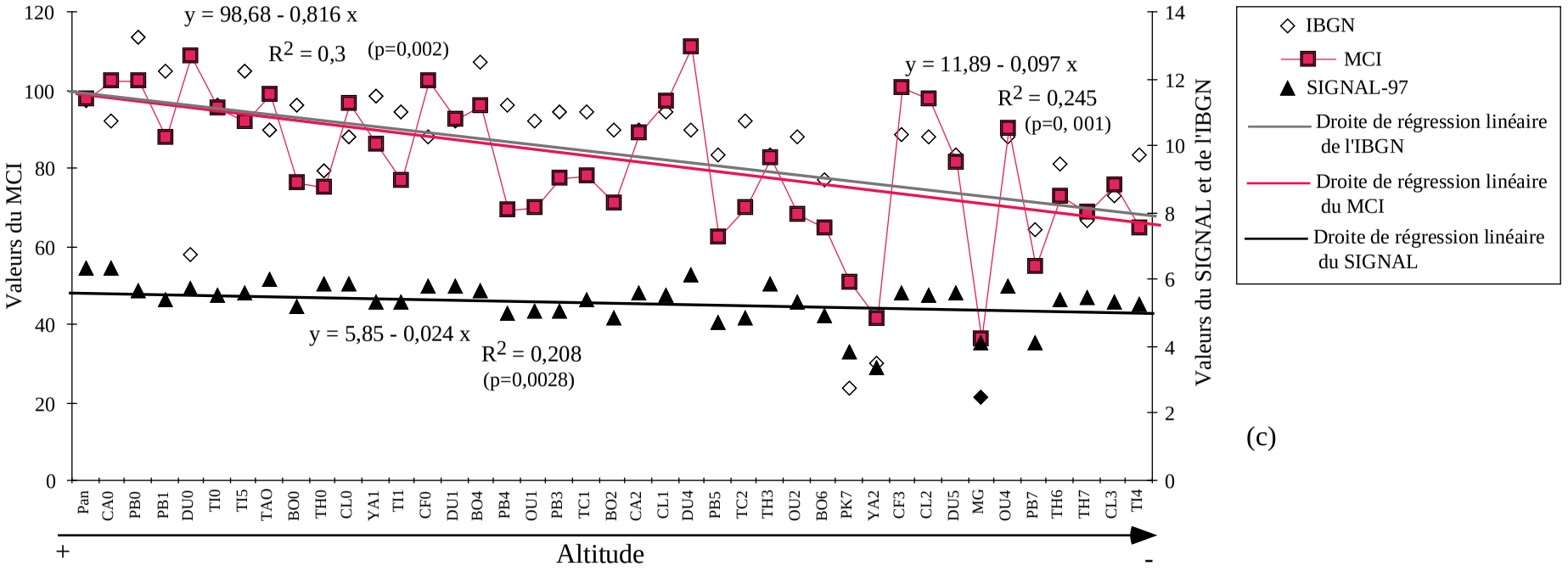


Figure 4.3 (suite) : Représentation des indices biotiques moyens des stations d'étude. Celles-ci sont placées par ordre d'altitude décroissante

Les pourcentages relatifs en Oligochètes les plus élevés (supérieurs à 50%) ont été relevés sur les stations urbaines. Ils sont très faibles à nuls sur les péridotites et dans les cours supérieurs des rivières et sont compris entre 5% et 25% sur les autres stations. Les stations de la Tchamba (TC1 et TC2) présentent des densités relatives particulièrement élevées (valeurs moyennes de 44% et 29% respectivement)**.** En effet, les conditions mésologiques de ces stations à l'étiage (absence de couverture végétale, courant rapide, largeur supérieure à 10 m, faibles profondeurs, températures de l'eau proches de 30°C, rejets domestiques de la tribu) ont favorisé des développements explosifs de populations de Naididae.

Les pourcentages relatifs en Chironomes sont plus faibles sur les terrains péridotitiques que sur les sols volcano-sédimentaires. Compris généralement entre 20% et 40%, ils augmentent de l'amont vers l'aval des rivières.

Les stations urbaines polluées se caractérisent par les indices biotiques et les indices de diversité les plus faibles confirmant la mauvaise qualité de ces milieux : Shannon : 1,5 à 1,8, Margalef : proches de 1, IGBN (Indice Biologique Global Normalisé) : < 3,5, MCI (Macroinvertebrate Community Index) : < 50, SIGNAL (Stream Invertebrate Grade Number Average Level) biotic index : 3,5 à 4. En revanche, les indices de Simpson, dont les valeurs augmentent en présence de pollutions organiques, sont plus élevés sur ces stations (valeur maximale de 0,52 sur MG). Les indices de Simpson, de Shannon, du MCI et du SIGNAL trouvés sur certaines stations des cours inférieurs des rivières (TH6, BO6, PB5, PB7) sont proches de ceux relevés sur les stations urbaines polluées. Ces indices de diversité et indices biotiques présentent une relation significative avec l'altitude (figure 4.3 (b) et (c)). Un test t d'égalité des pentes a montré que les pentes des droites de régression étaient significativement différentes.

Sur l'ensemble des autres stations, les valeurs moyennes varient entre 0,12 (PB0) et 0,44 (TC1, BO6) pour les indices de Simpson, 2,1 (TC1) et 3,89 (PB0) pour les indices de Shannon, 1,78 (TH7) et 5,87 (PB0) pour les indices de Margalef, 9 (BO6) et 13 (PB0) pour les IGBN, 55 (PB7) et 111 (DU1) pour les MCI et entre 4,1 (PB7) et 6,3 (PAN, CA0) pour les indices SIGNAL. Les ruisseaux forestiers (PB0, PB1, YA1, TI0, TI5, CL1) présentent les indices de Margalef et les IBGN les plus élevées (respectivement compris entre 4,2 et 5,8 et entre 11,5 et 13). En revanche, le SIGNAL classe les 4 stations CA0, DU4, PAN et TAO comme présentant la meilleure qualité.

Le tableau 4.3 présente les coefficients de corrélations de rang de Spearman entre les différents indices étudiés.

Tableau 4.3 : Coefficients de corrélation de rang de Spearman entre les 10 indices étudiés (*** p < 0,001 ; ** p < 0,01 ; *p < 0,05)

	Richesse spécifique	ETP	% Oligo	%Chiro	Simpson	Shannon	Margalef	IBGN	MCI
ETP	0.86***	1							
% Oligo	0.04	-0.19	1						
%Chiro	-0.23	-0.45**	-0.01	1					
I-Simpson	-0.46**	-0.63***	0.45**	0.44**	1				
I-Shannon	0.60***	0.76***	-0.43**	-0.39*	-0.94***	1			
I-Margalef	0.93***	0.88***	-0.17	-0.31*	-0.66***	0.79***	1		
IBGN	0.94***	0.81***	0.06	-0.18	-0.38*	0.52***	0.87***	1	
MCI	0.45**	0.65***	-0.52***	-0.21	-0.65***	0.68***	0.63***	0.46**	1
Signal97	0.21	0.53***	-0.60***	-0.16	-0.56***	0.60***	0.40*	0.23	0.84***

L'ET(P) et la richesse spécifique sont très significativement corrélés (r=0,86, p<0,001) et présentent de fortes corrélations avec l'indice de Margalef (respectivement 0,88 et 0,93, p<0,001) et l'IBGN (respectivement 0,81 et 0,94, p<0,001). La majorité des autres indices biotiques et de diversité présentent des corrélations moins élevées avec l'ET(P) et la richesse spécifique.

Les valeurs des indices de diversité de Shannon, Simpson et Margalef présentent des corrélations significatives entre eux et avec les indices biotiques. Les plus élevées se situent entre l'indice de Margalef et l'IBGN (r=0,87, p<0,001) et entre l'indice de Simpson et celui de Shannon (r=0,94, p<0,001). Les valeurs des indices de Simpson augmentent en présence des perturbations et présentent des corrélations négatives avec les valeurs des autres indices. Au niveau des indices biotiques, le MCI et le SIGNAL sont fortement corrélés (r=0,84, p<0,001).

Les pourcentages d'Oligochètes et de Chironomes sont faiblement corrélés aux autres indices (% Oligochètes/Simpson : 0,45, % Oligochètes/MCI : -0,52, % Oligochètes/SIGNAL : -0,60, % Chironomes/Simpson : 0,44, % Chironomes/ETP : -0,45).

Tableau 4.4 : Coefficients de corrélation de rang de Spearman entre les indices biotiques et les indices de diversité et 11 paramètres physico-chimiques (*** p < 0,001 ; ** p < 0,01 ; *p < 0,05)

	Nb taxons	ETP	% Oligo	%Chiro	Simpson	Shannon	Margalef	IBGN	MCI	Signal97
Cl^-	0.11	-0.16	0.45**	0.01	0.18	-0.17	0.07	0.07	-0.35*	-0.67***
$SO4^{2-}$	-0.15	-0.43**	0.54***	0.15	0.51***	-0.50***	-0.29	-0.12	-0.73***	-0.79***
Ca^{2+}	0.05	-0.23	0.70***	0.001	0.47**	-0.43**	-0.15	0.05	-0.68***	-0.75***
Na^+	0.10	-0.18	0.62***	-0.04	0.31*	-0.32*	-0.04	0.08	-0.57***	-0.80***
K^+	0.09	-0.22	0.68***	0.01	0.39*	-0.39*	-0.09	0.07	-0.63***	-0.80***
$NH4^+$	-0.12	-0.25	0.22	-0.09	0.22	-0.17	-0.14	-0.15	-0.32*	-0.34*
$PO4^{2-}$	-0.18	-0.45**	0.41**	-0.02	0.31*	-0.36*	-0.22	-0.17	-0.56***	-0.66***
MES	-0.12	-0.25	0.51***	-0.08	0.29	-0.36*	-0.25	-0.10	-0.54***	-0.59***
DBO5	-0.16	-0.33*	0.27	0.07	0.18	-0.26	-0.17	-0.08	-0.27	-0.44**
Cr	-0.31*	-0.09	-0.58***	0.09	-0.24	0.13	-0.20	-0.37*	0.23	0.39*
Ni	-0.37*	-0.10	-0.63***	-0.12	-0.21	0.15	-0.17	-0.45**	0.24	0.27

Concernant les corrélations avec les paramètres physico-chimiques (tableau 4.4), le MCI, le SIGNAL et le pourcentage d'Oligochètes présentent des corrélations significatives avec les concentrations de Sulfates, Calcium, Sodium, Potassium, Phosphates et avec les MES ($p<0,01$). Le nombre de taxons, le pourcentage d'Oligochètes et l'IBGN sont corrélés négativement aux teneurs de Chrome et de Nickel, ces indices prenant des valeurs plus faibles sur les péridotites. Les indices de Shannon et de Simpson sont faiblement corrélés aux teneurs en Sulfates, Calcium, Sodium, Potassium et Phosphates.

4.4. DISCUSSION - CONCLUSION

4.4.1. Relations faune-milieu

Le milieu physique explique donc en grande partie la répartition de la faune. La nature géologique des bassins versants a un rôle déterminant sur la répartition de la faune benthique. Les taxons ubiquistes ont été récoltés sur les péridotites et sur les substrats volcano-sédimentaires, mais une faune composée d'espèces et de genres typiques caractérise chaque substrat. Les déterminations n'ayant pas pu être poussées jusqu'à l'espèce pour la majorité des taxons, il est difficile de faire une estimation du taux d'endémisme lié aux formations géologiques. Des études complémentaires pourraient permettre d'étudier cet endémisme.

De plus, la nature des roches conditionne l'occupation des sols et la végétation des bassins versants. Par rapport aux sols volcano-sédimentaires, les péridotites constituent des milieux peu habités par l'homme puisqu'elles sont peu fertiles et impropres aux cultures. Ces milieux ont surtout été exploités pour leurs minerais, ce qui s'est traduit par des déforestations massives et des déversements de stériles dans les vallées.

L'altitude, la température de l'eau, l'occupation des sols et la végétation des ripisylves constituent d'autres facteurs majeurs de répartition de la faune benthique. Une augmentation d'altitude s'accompagne d'une diminution de l'occcupation des sols et d'une transformation de la végétation des ripisylves, le haut des bassins versants étant généralement constitué de forêts.

Les ruisseaux forestiers, peu perturbés et éloignés de toute activité anthropique, présentent la diversité biologique maximale. Les conditions régnant dans ces biotopes (ombrage important, quantités élevées de matières organiques grossières) sont favorables à l'installation d'une faune particulièrement riche en Ephémèroptères et en Trichoptères dont toutes les espèces sont endémiques à la Nouvelle-Calédonie. Ces milieux représentent donc des zones à protéger contre les déforestations et contre les pollutions anthropiques. Par comparaison, les cours d'eau d'altitude, situées sur des massifs miniers anciennement exploités et dépourvus de forêts (station DU0), abritent une faune peu diversifiée et peu abondante qui témoigne de la dégradation de l'habitat de ces rivières.

Les rejets domestiques dans le milieu naturel modifient les caractéristiques physico-chimiques des rivières (fortes teneurs en Ammonium, Phosphates, DBO5, Chlorures, Sulfates et Sodium) et, par voie de conséquence, favorisent le développement des espèces saprophiles (Naididae *Dero*, Tubificidae, Psychodini, Physastra, Achètes). De telles dégradations existent dans certains cours d’eau de Nouméa, devenus de véritables égouts, et dans les rivières à proximité des villes les plus importantes (par exemple, la Nindiah près de Pouembout).

4.4.2. Evaluation de la qualité des eaux

L'ET(P) est un indice utilisé par les Anglo-saxons en matière de biodindication. Il consiste à comptabiliser le nombre de taxons appartenant aux ordres des Ephémèroptères, des Trichoptères et des Plécoptères. Cet indice ainsi que la richesse spécifique permettent une différenciation globale des sites : les plus fortes valeurs ont été relevées sur les stations les moins perturbées des rivières (cours supérieurs). Cependant, les stations non perturbées du Nord-Est du Territoire (PAN, TAO) ont des indices équivalents à ceux de certains cours inférieurs et moyens proches d'habitations ou de tribus (CA2, TI1, CL2). L'absence des Plécoptères et la non prise en compte des Coléoptères permet difficilement de faire des comparaisons avec les résultats obtenus par les Anglo-saxons.

Les valeurs des indices de Shannon, de Simpson et de Margalef sont liées à l'altitude et présentent de fortes corrélations significatives. Des résultats similaires ont également été démontrés par Barton & Metcalfe (1992) sur la rivière Yamaska au Québec et par Trihadiningrum *et al.* (1992) sur des rivières de l'île de Java (Indonésie). Les indices de Shannon et de Simpson sont peu satisfaisants. L'indice de Simpson, par exemple, attribue des valeurs similaires aux cours moyens et inférieurs de la Boghen et de la Tchamba (0,44) et à la station urbaine polluée YA2 (0,41). Cet indice ne semble pas pouvoir différencier les pollutions organiques agricoles de celles plus intenses provoquées par les rejets domestiques. L'indice de Margalef, fortement dépendant de la richesse spécifique, semble plus performant que les deux autres indices. Il discrimine bien les stations très perturbées de celles qui le sont moins. Les indices décroissent de l'amont vers l'aval des rivières sauf sur la Thio où les stations TH0 et TH6 présentent le même indice (2,33). Ces trois indices sensibles aux conditions de l'échantillonnage et à la taille de l'échantillon (Norris & Georges, 1993) ne sont donc pas toujours performants lorsqu'il s'agit d'estimer la qualité des eaux calédoniennes.

Le pourcentage d'Oligochètes présente des corrélations positives avec la majorité des ions majeurs et des corrélations négatives avec le Chrome et le Nickel. Ce paramètre est fortement influencé par la composition géologique des sols. Les caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau drainant des péridotites semblent, en effet, défavorables au développement des Oligochètes. Cet indice ne semble donc pas bien adapté pour évaluer les pollutions organiques en Nouvelle-Calédonie.

Le pourcentage de Chironomes, défini par Winner *et al.* (1980) comme un indice de pollution par les métaux lourds, est ici peu performant. Les stations d'étude présentent des pourcentages relatifs homogènes. Barton & Metcalfe (1992) ont également démontré l'inefficacité de cet indice pour discriminer des sites perturbés de ceux qui le sont moins dans la rivière Yamaska (Québec). Il n'est pas surprenant que cet indice soit peu performant puisque, comme nous l'avons déjà remarqué, le Nickel et le Chrome ne semblent pas réellement

polluants en Nouvelle-Calédonie. Ces éléments liés à la nature géologique des péridotites constituent des paramètres naturels de l'environnement en Nouvelle-Calédonie auxquels les organismes ont vraisemblablement répondu par des adaptations.

Les indices biotiques IBGN, MCI et SIGNAL discriminent les stations de façon différente. L'IBGN est non corrélé à la plupart des paramètres physico-chimiques. En revanche, il dépend de la richesse spécifique qui elle-même est liée à la diversité des habitats des stations. Les indices les plus élevés sont obtenus sur les cours supérieurs des rivières en environnement forestier. Les valeurs sont plus faibles sur les péridotites que sur les sols volcano-sédimentaires. L'IBGN permet ainsi de donner un indice de la qualité générale d'un site et témoigne des conditions physiques naturelles du milieu étudié et des perturbations d'origine anthropiques auxquelles il est soumis (Agences de l'Eau, 1993). Il n'a pas été réalisé pour mettre en évidence un type de pollution particulier mais pour traduire une qualité globale du milieu.

En revanche, le MCI et le SIGNAL ont été mis au point en Nouvelle-Zélande et en Australie pour détecter les pollutions organiques (Stark, 1993 ; Chessman *et al.*, 1997). Fortement corrélés, ils présentent également de bonnes corrélations de rang avec les paramètres physico-chimiques indicateurs de pollutions organiques : Chlorures, Sulfates, Calcium, Sodium, Potassium Phosphates et MES et sont liés à l'altitude**.** Les deux indices attribuent la meilleure qualité aux stations du Nord-Est du Territoire (PAN, TAO) et à certaines stations de rivières drainant des péridotites (DU4, CA0).

Ces 3 indices présentent cependant en Nouvelle-Calédonie des valeurs relativement faibles : celles de l'IBGN et du MCI ne dépassent pas 13/20 et 111/200 respectivement. Si on se réfère aux échelles classiques, aucune station ne peut être considérée comme étant de bonne qualité. De même, les valeurs maximales du SIGNAL sont de 6,3 et restent donc à peine supérieures à la moyenne dans le contexte australien. Chacun de ces indices a été conçu pour caractériser la qualité de cours d'eau de régions précises. Les taxons indicateurs proposés n'existent pas tous en Nouvelle-Calédonie et ceux que l'on retrouve ne présentent pas toujours les mêmes sensibilités aux pollutions.

Ainsi, parmi les 138 familles proposées pour le calcul de l’IBGN (AFNOR, 1992), 52 d'entre elles seulement ont pu être utilisées pour calculer les indices des stations d'étude (annexe 19) dont 1 famille d'Ephémèroptères, 3 d'Odonates, 7 d'Hétéroptères, 14 de Diptères, 9 de Trichoptères, 3 de Coléoptères et 3 de Mollusques. Les taxons les plus polluo-sensibles (Plécoptères) n'ont pas pu être pris en considération puisqu'ils sont absents des cours d'eau calédoniens, ce qui malgré tout ne réduit que d'un point sur vingt la valeur maximale.

Le calcul du MCI se fonde sur l'utilisation d'une liste de 139 taxons (Stark, 1993). La majorité d'entre eux correspond non pas à des familles d'invertébrés, mais à des genres auxquels il a été attribué un score. Certains de ces genres sont endémiques à la Nouvelle-

Zélande. Sur les 139 proposés, 39 seulement dont 14 genres ont été utilisés pour calculer les indices des stations d'étude (dont 1 taxon d'Odonates, 2 d'Hétéroptères, 12 de Diptères, 8 de Trichoptères, 3 de Coléoptères et 3 de Mollusques). Aucun taxon d'Ephémèroptère n'a pu être pris en compte.

Enfin, le calcul du SIGNAL demande l'utilisation d'une liste de 68 familles indicatrices de pollutions organiques (Chessman *et al.*, 1997). Sur l'ensemble d'entre elles, 37 ont été utilisées pour calculer les indices des stations d'étude dont 1 famille d'Ephéméroptères, 5 d'Odonates, 4 d'Hétéroptères, 7 de Diptères, 8 de Trichoptères, 4 de Coléoptères et 3 de Mollusques. Cependant, les scores taxinomiques proposés ne correspondent pas toujours à la polluo-sensibilité réelle des familles en Nouvelle-Calédonie : par exemple, le score attribué aux Leptophlebiidae (10) est trop élevé, cette famille étant largement représentée dans les cours d'eau. Ceux des Isostictidae (6) et des Ecnomidae (5) sont faibles puisque ces familles sont habituellement trouvées dans les cours d'eau peu perturbés.

La faune benthique de Nouvelle-Calédonie est beaucoup moins diversifiée que celle d'îles ou de continents voisins beaucoup plus vastes. Par exemple, parmi les ordres d'Insectes les plus polluo-sensibles, une seule famille d'Ephéméroptères et seulement 11 familles de Trichoptères sont connus sur la Grande Terre. Une grande partie des taxons utilisés dans les indices précédents n’existent pas en Nouvelle-Calédonie. Ces indices ne sont donc pas directement applicables aux cours d'eau calédoniens, chacun d'entre eux étant spécifique à une zone géographique. Cependant, l’IBGN, le MCI et le SIGNAL discriminent de façon correcte les stations perturbées de celles qui le sont moins. Ces résultats permettent de proposer un indice biotique spécifique aux rivières de Nouvelle-Calédonie.

4.5. PROPOSITION D UN INDICE BIOTIQUE DE NOUVELLE-CALEDONIE (IBNC)

4.5.1. Attribution de scores aux taxons indicateurs

Les principes de l'Indice Biotique de Nouvelle-Calédonie ou IBNC sont fondés sur ceux des méthodes des scores. Il permet de mettre en évidence des pollutions organiques en milieu lotique. Un score a été attribué à chaque taxon suffisamment fréquent (récolté dans plus de 5% des prélèvements) en fonction :

- des valeurs maximales prises par 8 paramètres indicateurs de pollutions organiques (Chlorures, Sulfates, Sodium, Potassium, Ammonium, Phosphates, MES, DBO5) sur l'ensemble des stations où il était présent,

- de graphes de distribution des paramètres physico-chimiques de l'eau des stations où il a été récolté. La figure 4.4 présente les graphes des paramètres Chlorures, MES, Ammonium, Phosphates, Sulfates et DBO5 pour 33 taxons.

Pour que l'indice biotique soit d'utilisation plus aisée, le niveau de détermination le plus simple possible a été choisi. Aucune espèce ne fait partie de la liste des taxons indicateurs et certains genres difficiles à identifier (Hydropsychidae, Hydroptilidae) ont été regroupés à la famille. Un score moyen leur a été attribué.

Une valeur de sensibilité aux pollutions organiques a ainsi été allouée à 62 taxons (tableau 4.5). Le niveau d'identification choisi est l'embranchement, la classe, l’ordre ou la famille pour la majorité des taxons et le genre pour les Ephéméroptères Leptophlebiidae, les Trichoptères Leptoceridae, les Coléoptères et les Mollusques.

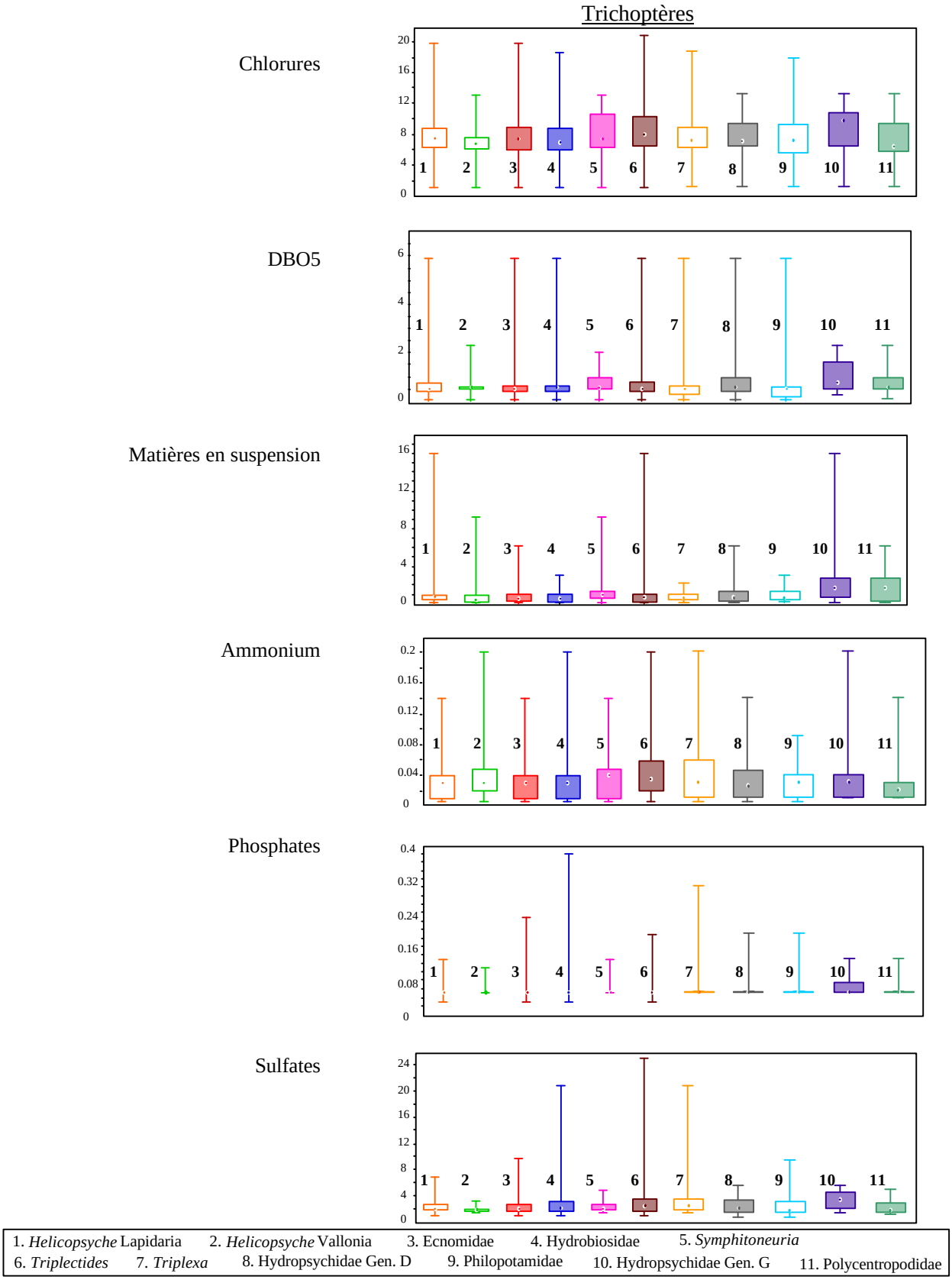
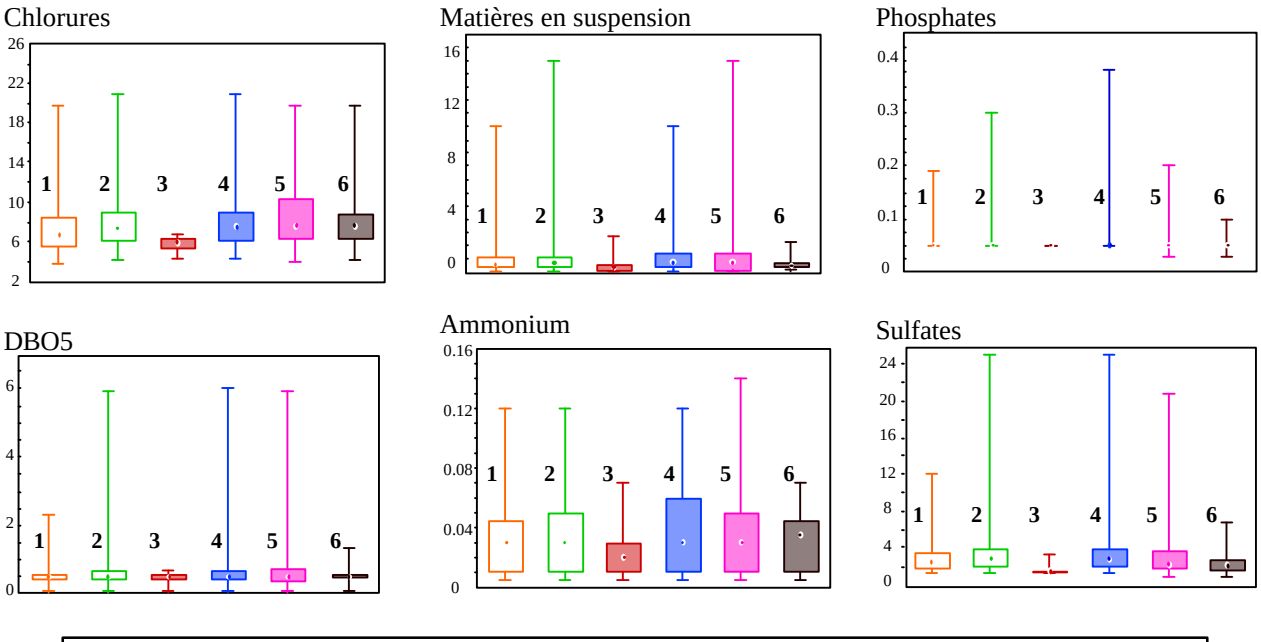
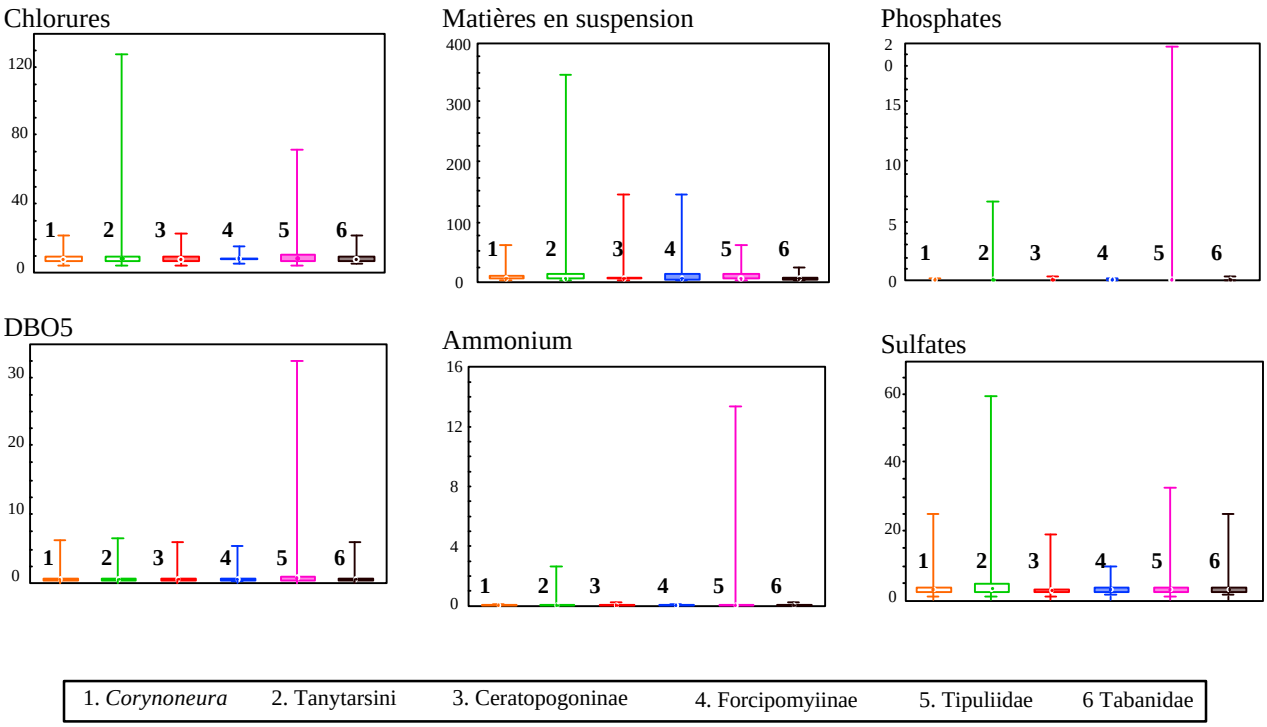


Figure 4.4 : Gammes de distribution des paramètres physico-chimiques Chlorures, DBO5, MES, Ammonium, Phosphates et Sulfates pour quelques taxons (unités en mg/l).

Ephéméroptères Leptophlebiidae



Diptères



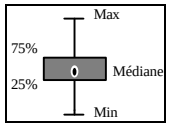
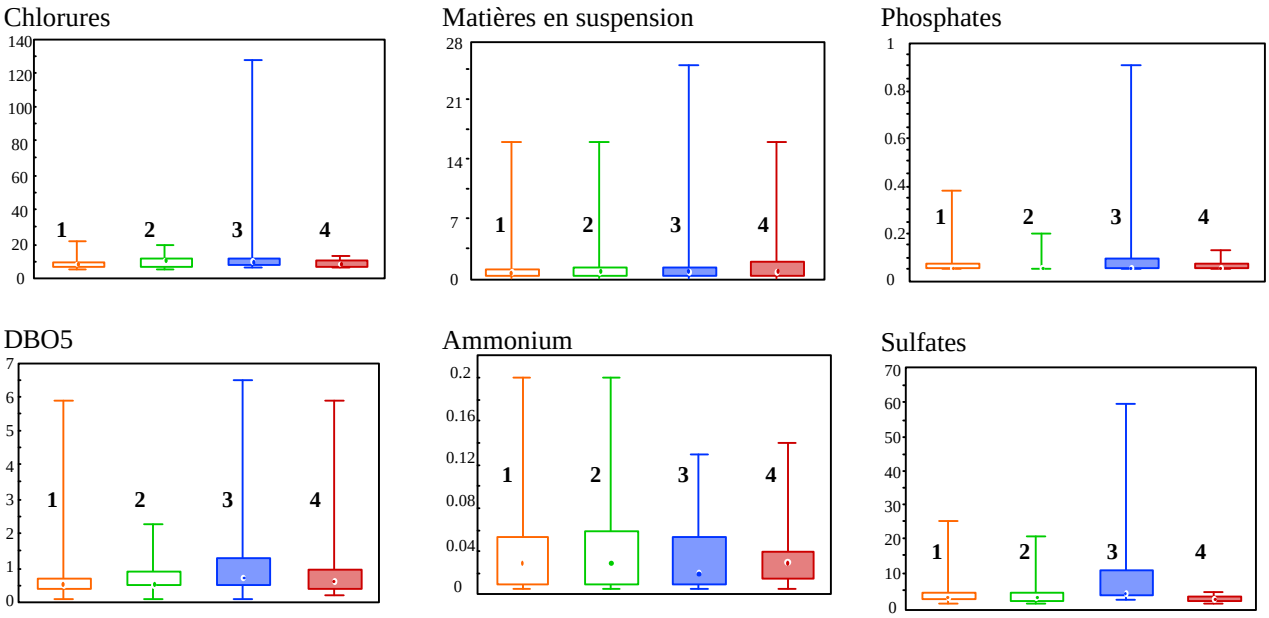


Figure 4.4 (suite) : Gammes de distribution des paramètres physico-chimiques Chlorures, DBO5, MES, Ammonium, Phophates et Sulfates pour quelques taxons (concentrations en mg/l).

Odonates



Plathelminthes, Amphipodes et Mollusques

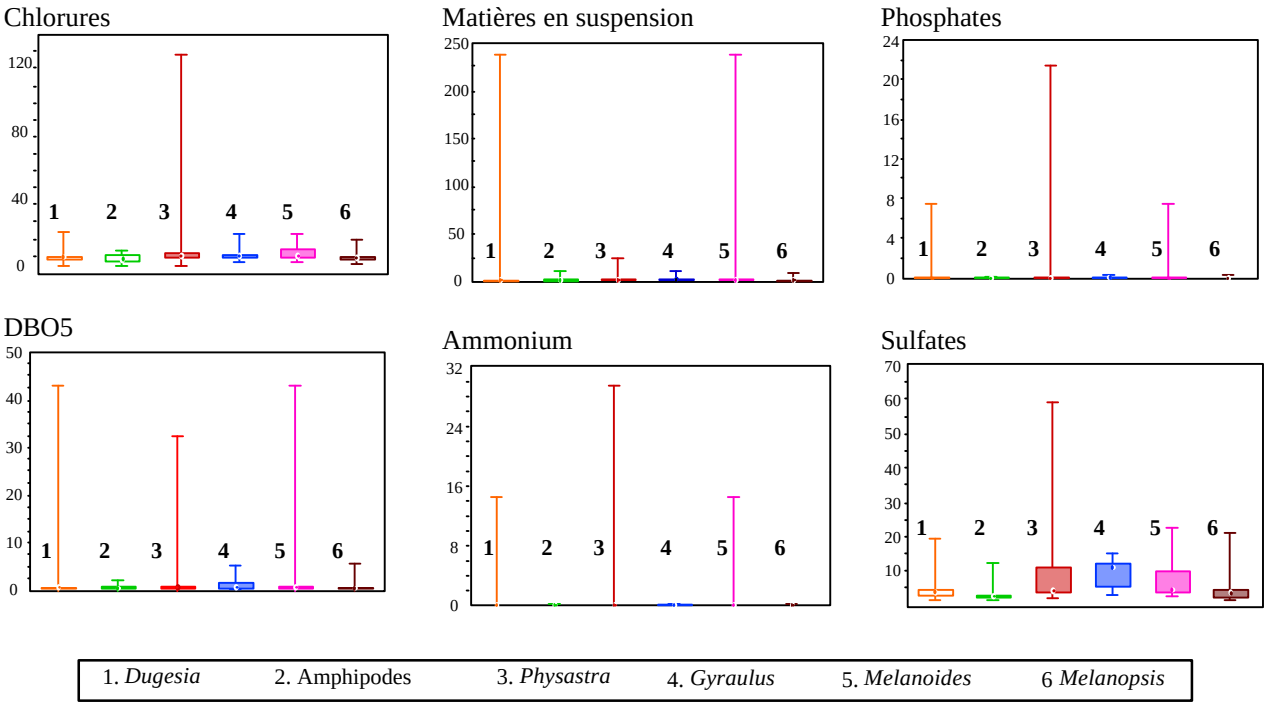


Figure 4.4 (suite) : Gammes de distribution des paramètres physico-chimiques Chlorures, DBO5, MES, Ammonium, Phophates et Sulfates pour quelques taxons (concentrations en mg/l).

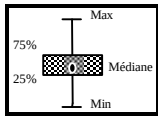


Tableau 4.5 : Scores de sensiblité aux pollutions organiques des taxons indicateurs de l'indice biotique de Nouvelle-Calédonie (IBNC). Les taxons les plus polluo-sensibles ont les scores les plus élevés.

Ephémèroptères Leptophlebiidae		Diptères (suite)		Trichoptères (suite)	
Celiphlebia	7	*Chironomus*	1	*Symphitoneuria*	9
Kouma	8	*Corynoneura*	6	*Triplectides*	6
Lepegenia	10	Harrisius	6	*Triplexa*	7
Lepeorus	6	Orthocladiinae	2	Philopotamidae	9
NG3	8	Tanytarsini	3	Polycentropodidae	8
NG4	7	Tanypodinae	5		
Notachalcus	6	Dixidae	9	Coléoptères	
Ounia	9	Empididae	9	Berosini *NG 3*	5
Poya	10	Tipulidae	3	Hydraena	8
Simulacala	7	Psychodini	1		
Tenagophila	10	Telmatoscopini	6	Plathelminthes	3
		Simuliidae	5		
Odonates		Syrphidae	1	Achètes	2
Corduliidae	6	Tabanidae	5	Nématodes	1
Isostictidae	7			Némertiens	3
Libellulidae	5	Trichoptères		Oligochètes	1
Megapodagrionidae	9	Ecnomidae	8		
		Hydroptilidae	5	Mollusques	
Hétéroptères		Helicopsychidae	8	*Gyraulus*	6
Veliidae	7	Helicophidae	8	*Physastra*	3
		Hydrobiosidae	7	*Melanoides*	3
Diptères		Hydroptilidae	5	*Melanopsis*	6
Blephariceridae	10	Hydrospychidae	6		
Ceratopogoninae	6	Kokiriidae	10	Crustacés	
Forcipomyiinae	8	Leptoceridae *NGB*	9	Amphipodes	8
Chironomini (*Chironomus*)	4	*Oecetis*	5	Atyidae	5

4.5.2. Détermination de l'indice biotique d'une station

Le protocole d'échantillonnage proposé consiste en 5 prélèvements de macrofaune benthique, en milieu lotique, sur une station de longueur égale à environ dix fois la largeur du cours d'eau. Le filet utilisé est de type Surber (maille de diamètre 250 µm ; surface unitaire d'échantillonnage 0,05 m^2). Les prélèvements seront réalisés en différents endroits présentant des couples "substrat-vitesse de courant" différents.

L'indice d'une station est ensuite obtenu en effectuant la somme des scores des taxons indicateurs prélevés sur la station et en divisant la valeur obtenue par le nombre total de taxons indicateurs. L'indice varie entre 0 et 9. La qualité de l'eau est très mauvaise si l'indice est inférieur à 3,5, mauvaise lorsqu'il varie entre 3,6 et 4,5, passable s'il est compris entre 4,6 et 5,5, bonne quand il varie entre 5,6 et 6,5 et excellente lorsque l'indice est supérieur à 6,5 (tableau 4.6)

$$IBNC = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{i=n} s_i$$ avec n : nombre de taxons et s_i : score du taxon i

Tableau 4.6 : Classes de qualité de l'IBNC

IBNC	Qualité
3,5	Très mauvaise
3,6 I 4,5	Mauvaise
4,6 I 5,5	Passable
5,6 I <6,5	Bonne
6,6	Excellente

4.5.3. Evaluation de la qualité de l'eau des stations d'étude

Le tableau 4.7 et la figure 4.5 présentent les IBNC obtenus sur les 41 stations d'étude au cours de chaque campagne d'échantillonnage. Ceux-ci varient entre 1 et 2,9 sur les 3 stations urbaines polluées indiquant une très mauvaise qualité de l'eau. Les stations situées sur les cours supérieurs des rivières (BO4, TI5, YA1, PB0, PB1, CL1) présentent un indice généralement supérieur à 6 indiquant une qualité de l'eau bonne à excellente. Celles présentant la meilleur qualité sont TI0, les stations situées sur la côte Nord-Est de la Grande Terre (TAO, PAN) et celles des cours supérieurs des rivières sur péridotites (CA0, CL0).

Les stations des cours moyens des rivières sur des terrains volcano-sédimentaires à proximité de pâturages ou de tribus (BO0, BO2, CA2, OU1, OU2, PB3, PB4, TC1, TC2) et celles des cours inférieures des rivères sur péridotites (CL3, DU5) ont des indices compris entre 4,5 et 5,5. Les indices des cours inférieurs des rivières drainant des péridotites (TI4, BO6, TH6, PB5, PB7) sont en général plus faibles (compris entre 3,5 et 4,5).

Tableau 4.7 : Indices biotiques obtenus sur les stations d'étude (TM : très mauvaise qualité, M : mauvaise qualité; P : qualité passable, B : bonne qualité, E; Excellente qualité)

	Octobre 1996		Janvier 1997		Juin 1997		Octobre 97	
BO0	5,5	P	4,8	P	5,5	P	4,8	P
BO2	4,4	M	4,5	M	4,4	M	4,8	P
BO4	6,4	B	6,3	B	6,3	B	6,7	E
BO6	4,0	M	4,2	M	4,6	P	4,4	M
CA0	5,7	B	6,8	E	6,8	E	6,8	E
CA2	5,1	P	5,8	B	5,3	P	6,1	B
CF0	6,6	E	5,5	P	6,8	E	6,3	B
CF3			6,1	B	6,3	B	6,5	B
CL0	6,8	E	6,3	B	6,6	E	6,9	E
CL1	6,1	B	6,3	B	6,3	B	6,3	B
CL2	5,8	B	6,1	B	6,0	B	5,8	B
CL3	5,2	P	5,4	P	5,3	P	4,8	P
DU0	5,2	P	6,0	B	6,0	B	5,8	B
DU1	6,1	B	6,7	E	6,4	B	6,5	B
DU4	5,9	B	6,3	B	6,3	B	6,7	E
DU5	5,0	P	3,9	M	5,5	P	5,4	P
MG	2,8	TM	1,0	TM	1,0	TM	1,5	TM
OU1	4,4	M	4,4	M	5,0	P	4,5	M
OU2	5,2	P	4,8	P	4,8	P	4,8	P
OU4	5,6	B	5,3	P	5,3	P	5,5	P
PAN			6,4	B	5,8	B	7,1	E
PB0	5,8	B	6,6	E	6,8	E	6,4	B
PB1	5,9	B	6,0	B	5,7	B	5,6	B
PB3	4,7	P	5,0	P	4,6	P	4,3	M
PB4	4,6	P	4,2	M	5,1	P	4,5	M
PB5	4,5	P	3,9	M	3,4	TM	3,9	M
PB7			3,6	M	4,2	M	3,6	M
PK7	2,1	TM	1,5	TM	1,2	TM	1,4	TM
Tao	7,8	E	6,3	B	6,6	E	6,6	E
TC1	5,4	P	4,6	P	5,5	P	4,9	P
TC2	4,5	M	4,4	M	4,9	P	4,5	M
TH0	5,9	B	5,2	P	5,5	P	5,6	B
TH3	5,9	B	5,5	P	6,1	B	6,0	B
TH6	4,7	P	4,6	P	4,7	P	4,2	M
TH7	4,6	P	4,7	P	5,0	P	5,5	P
TI0	6,9	E	6,8	E	7,3	E	6,2	B
TI1	5,0	P	4,9	P	5,1	P	5,0	P
TI4	4,1	M	4,7	P	4,8	P	4,5	M
TI5	6,0	B	6,3	B	5,4	P	5,4	P
YA1	5,5	P	5,4	P	5,1	P	5,9	B
YA2	1,2	TM	2,0	TM	1,9	TM	2,4	TM

Un test non paramétrique de Kruskall-Wallis a montré qu'il n'existait pas de différence significative entre les valeurs obtenues au cours des 4 saisons. De plus, les coefficients de corrélations de rang de Spearman calculés sur ces valeurs montrent que l'indice discrimine les stations de la même façon quelle que soit la saison (tableau 4.8).

Tableau 4.8 : Coefficients de corrélation de rang de Spearman calculés sur les IBNC des 41 stations d'étude obtenus au cours des 4 saisons d'échantillonnage. Tous les coefficients de corrélations sont significatifs au seuil $p < 0,001$.

	Octobre 1996	Janvier 1997	Juin 1997
Janvier 1997	0,87	1	
Juin 97	0,90	0,86	1
Octobre 1997	0,86	0,89	0,91

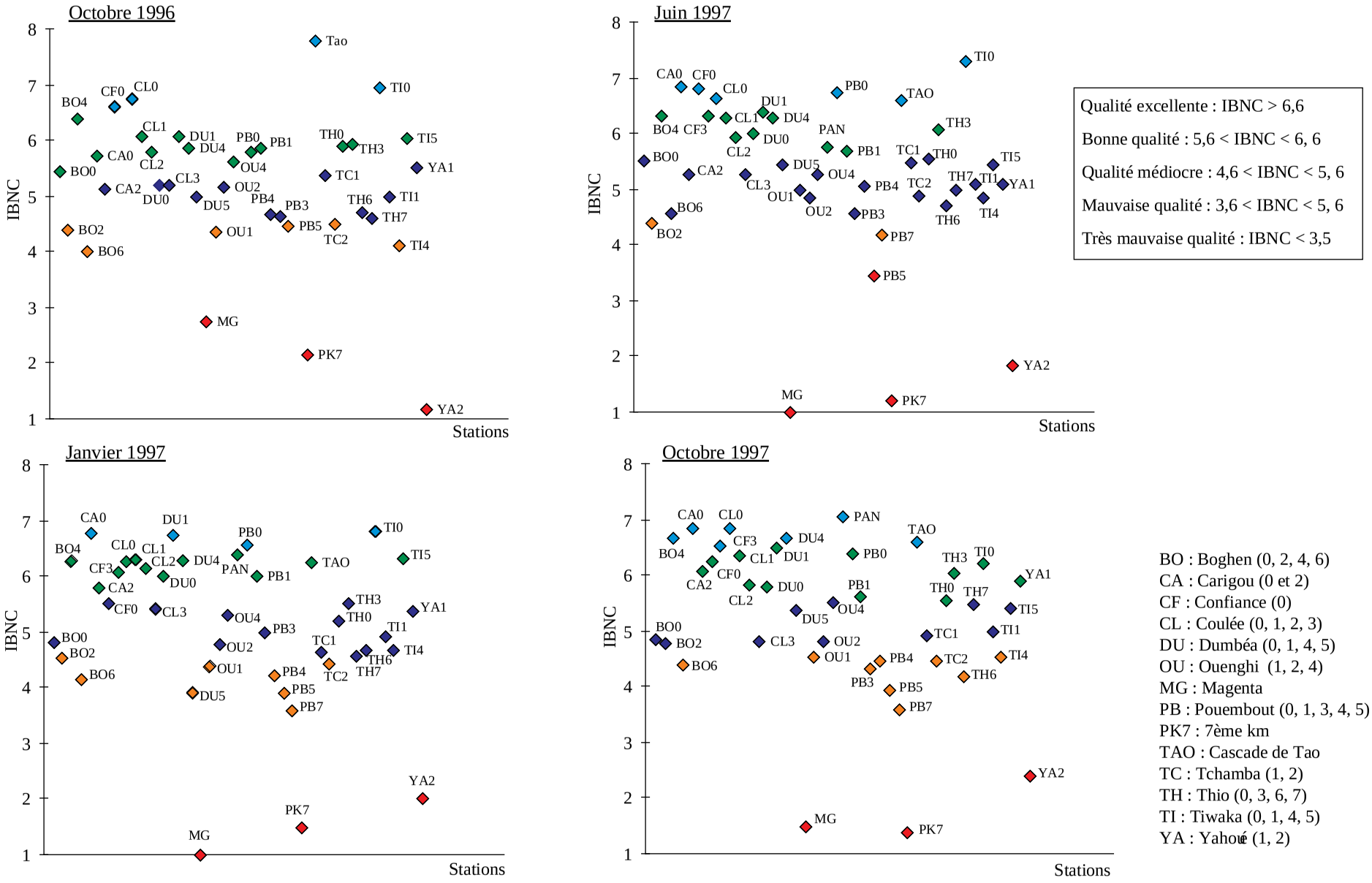


Figure 4.5 : Indices biotiques de Nouvelle-Calédonie (IBNC) obtenus sur les 41 stations d'étude

Discussion, conclusion

L'indice biotique de Nouvelle-Calédonie ou IBNC a été élaboré à partir de l'étude de la faune benthique et de la qualité physico-chimique de l'eau de 41 stations réparties sur toute la Grande Terre. L'IBNC repose sur l'utilisation de 62 taxons relativement fréquents et d'identification simple.

Avant que l'indice proposé soit réellement utilisable, il sera nécessaire d'effectuer des prélèvements supplémentaires pour le valider et pour vérifier que les scores attribués conviennent. Il serait également intéressant de vérifier que les valeurs de l'IBNC ne soient pas dépendantes de facteurs environnementaux naturels comme l'altitude et les caractéristiques morphométriques et hydrologiques des cours d'eau comme Growns *et al*. (1995) l'ont démontré pour le SIGNAL ou Stark (1993) pour le MCI.

L'IBNC pourra ensuite être employé en routine pour le contrôle et le suivi de la qualité des eaux par des opérateurs non spécialistes de la systématique des invertébrés aquatiques des services techniques territoriaux et provinciaux calédoniens. La méthode pourra également servir lors de l'aménagement de sites et au cours d'études d'impact d'une industrie ou d'une installation classée sur les milieux aquatiques.

Comme pour la majorité des autres indices biotiques, l'IBNC est fondé sur des méthodes existantes. La première méthode proposant des Scores fut développée par Chandler (1970) sous le nom de Biotic Score (CBS). Plusieurs indices s'en sont adaptés dont l'Empirical Biotic Index mis au point par Chutter (1972) pour l'évaluation de la qualité des rivières d'Afrique du Sud, le Biological Monitoring Working Party (BMWP) score system développé pour les cours d'eau d'Angleterre (Chesters, 1980), le MCI (Macroinvertebrate Community Index) mis au point en Nouvelle-Zélande (Stark, 1985), le Biological Monitoring Water Quality (BMWQ) réalisé pour la Péninsule Ibérique (Camargo, 1993) et le SIGNAL (Stream Invertebrate Grade Number Average Level) biotic index élaboré en Australie (Chessman, 1995).

Dans tous ces pays anglosaxons, ces méthodes se sont avérées satisfaisantes pour détecter les variations de niveaux de la qualité des eaux des rivières (Agences de l'Eau, 1993 ; Stark, 1985 ; Camargo, 1993; Chessman *et al.*, 1997). Généralement, les tolérances des espèces aux pollutions ont été évaluées subjectivement à partir de l'expérience et de connaissances empiriques concernant les caractéristiques écologiques des macroinvertébrés benthiques de la région ou du pays considéré.

En Australie, par exemple, le SIGNAL biotic index fut élaboré grâce à des enquêtes scientifiques (questionnaires) et des concertations entre divers spécialistes (Chessman, 1995). De même, en Nouvelle-Zélande, les scores furent alloués aux taxons à partir de l'étude d'une trentaine de sites classés subjectivement en 3 groupes selon leur niveau de pollution (Stark,

1985 a). L'indice proposé pour la Nouvelle-Calédonie est plus objectif puisque l'attribution des scores a pu être effectuée à partir de l'étude de la qualité physico-chimique de l'eau des stations.

Les valeurs d'IBNC obtenues sur les stations d'étude reflètent bien leur contenu en matières organiques. Les valeurs les plus élevées concernent les stations non perturbées éloignées de tout rejet anthropique et de pâturage (cours supérieurs des rivières et cours d'eau du Nord-Est du territoire). De plus, les indices sont plus élevés sur les stations des rivières drainant des péridotites que sur celles s'écoulant sur des substrats volcano-sédimentaires ce qui s'explique certainement par le faible contenu en matières organiques des premières. Enfin, l'IBNC discrimine bien les stations subissant des pollutions agricoles (rivières de la côte Ouest) de celles recevant des pollutions domestiques importantes.

Pour Norris & Georges (1986) et Norris & Norris (1995), les indices biotiques doivent être utilisés avec prudence à cause de la grande variabilité spatiale et temporelle des biotopes. Les IBNC calculés sur les stations d'étude ne varient pas d'une saison à l'autre et les stations ont un rang similaire quelle que soit la saison. Cette constance saisonnière peut être expliquée par la faible variabilité temporelle de la qualité physico-chimique des eaux et de la composition des communautés benthiques. Les valeurs d'IBNC semblent stables dans le temps et donc fiables quelle que soit l'époque d'échantillonnage. De plus, l'échantillonnage a couvert une partie importante du Territoire et la méthode proposée prend en compte des taxons relativement fréquents. On peut donc supposer que l'indice sera applicable sur l'ensemble du Territoire. L'échantillonnage de stations complémentaires permettrait de le confirmer.

D'après Chessman *et al.* (1997), il est préférable d'échantillonner tous les types d'habitats pour pouvoir déceler l'ensemble des perturbations d'un site. Cependant, plusieurs auteurs ont montré que de meilleurs résultats, en matière de détection de pollutions organiques, étaient obtenus à partir de l'échantillonnage des zones courantes (Stark, 1985 ; Camargo, 1993). Le protocole de l'IBNC préconise donc un échantillonnage des zones lotiques.

L'IBNC a été conçu pour la mise en évidence des pollutions organiques (rejets domestiques et pollutions agricoles). En effet, ces pollutions sont l'une des principales causes de dégradation de la qualité des eaux sur la Grande Terre. Des méthodes permettant uniquement de détecter des pollutions organiques existent également dans d'autres pays : par exemple, le Système Saprobique actuellement normalisé en Allemagne (Friedrich, 1990; 1992 *in* Agences de l'Eau, 1993), en Europe de l'Est et aux Etats-Unis (Wilhm, 1975) fondé sur l'étude de tous les groupes d'organismes présents dans le milieu (bactéries, flore et faune), le MCI (Stark, 1985) et le BMWQ (Camargo, 1993).

Il existe de nombreuses autres approches permettant l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques. Ainsi, l'IBGN utilisé en Métropole (AFNOR, 1992) ou l'Indice de Trent actuellement utilisé en routine dans certaines régions d'Italie (De Pauw *et al.*, 1992) permettent

d’attribuer un indice de qualité générale aux milieux aquatiques. Depuis une dizaine d'années, la bioévaluation s'oriente vers l'élaboration de méthodes "rapides" (Resh & Jackson, 1993). Celles-ci proposent en général un échantillonnage non quantitatif des habitats d'une station, une détermination taxinomique peu poussée (famille ou ordre) et permet de limiter les comptages. Les protocoles permettent ainsi qu'un plus grand nombre de stations soient suivies pour un coût moindre que celui nécessité lors d’études quantitatives. Chessman (1995) a proposé ce type de méthode pour l'élaboration du SIGNAL. Le protocole préconise en effet le prélèvement de 100 macroinvertébrés dans chaque habitat du site étudié.

De même, des méthodes multimétriques combinant plusieurs paramètres décrivant la structure des communautés benthiques (richesse taxinomique, abondance, nombre de taxons de Plécoptères ou de Trichoptères, abondance relative de taxons polluosensibles et polluorésistants, abondances relatives des groupes trophiques, indice de diversité....) sont utilisés pour la bioévaluation de la qualité de rivières (Barbour *et al.*, 1996 ; Fore *et al.*, 1996 ; Barbour *et al.*, 1996 ; Thorne & Williams, 1997). Ces indices sont réalisés pour pouvoir être utilisés à plus large échelle que les indices biotiques classiques et sur une zone géographique importante (Fore *et al.*, 1996). Par exemple, à partir de l'étude de plusieurs cours d'eau de 3 pays en voie de développement (Thaï lande, Ghana, Brésil), Thorne & Williams (1997) proposent un indice multimétrique discriminant vis-à-vis de la pollution organique.

Des méthodes prédictives telles que le RIVPACS (River InVertebrate Prediction And Classification System) mis au point en Grande Bretagne à partir de l'étude de plus de 370 sites de bonne qualité chimique ont également été réalisés pour la bioévaluation des milieux aquatiques. Le RIVPACS prédit la composition faunistique théorique d'un site en fonction de ses caractéristiques abiotiques. Si le peuplement observé est différent du peuplement prédit, cela indique une pollution anthropique (Wright *et al.*, 1988). Ce modèle est actuellement utilisé en Grande Bretagne (Wright, 1995) et des modèles similaires de prédiction ont été développés dans certaines régions d'Australie (Bunn, 1995).

En Nouvelle-Calédonie, où de nombreux sites sont dégradés par des exploitations minières et des déforestations massives, un indice qui témoigne aussi bien de la qualité de l'habitat de la faune que de la qualité des eaux aurait été interessant. Cependant comme l'écologie de la macrofaune benthique est encore peu connue, une méthode classique limitée à le détection des pollutions organiques a été concue dans un premier temps. Des études complémentaires pourraient permettre l'élaboration d'un indice de qualité générale des milieux fondé sur les mêmes bases que l’IBGN métropolitain ou les indices multimétriques anglosaxons.

CONCLUSION GENERALE

Ce travail s'inscrit dans la problématique générale de la caractérisation de la qualité physico-chimique et biologique des cours d'eau de la Nouvelle-Calédonie.

Le premier objectif était de définir la qualité physico-chimique des eaux de la Grande Terre et d'étudier la variabilité spatio-temporelle de la qualité grâce à la mesure de facteurs abiotiques aux stations de l'étude.

Þ *Qualité globale des eaux calédoniennes*

La nature physico-chimique des eaux des rivières est fortement influencée par les substrats géologiques drainés. La composition des eaux est originale, présentant des teneurs particulièrement élevées en Bicarbonates et en Magnésium. Ces éléments sont issus en grande partie des roches péridotitiques largement représentées sur la Grande Terre. En revanche, le Calcium est peu abondant dans les eaux.

Les cours d'eau s'écoulant sur des péridotites présentent également :

- des faibles teneurs en matières organiques. En effet, la végétation sclérophylle peu dense des péridotites (maquis minier) produit peu d'humus et l'occupation des sols (pâturages, cultures, habitat) est moins importante sur les péridotites que sur les substrats volcano-sédimentaires,

- des teneurs élevées en Nickel et en Chrome. Celles-ci restent toutefois relativement faibles en dehors des périodes cycloniques. Le transport de ces métaux insolubles dans l'eau s'effectue essentiellement sous forme particulaire lors des fortes précipitations.

En ce qui concerne les pollutions organiques, celles-ci sont globalement peu importantes sur le Territoire ce qui peut s'expliquer par l'habitat dispersé, les faibles densités de population hors des villes principales et par le fait que 80% de la population vit dans les régions situées au dessous de 100 m d'altitude. Les concentrations les plus importantes en Nitrates, Ammonium et matières organiques ont été mesurées dans les cours d'eau à proximité de certains villages, tribus ou villes, dans l'agglomération de Nouméa et au niveau des cours inférieurs des rivières de la côte Ouest. Ces éléments proviennent des eaux usées rejetées sans traitement dans le milieu naturel et des déjections des bovins qui ont libre accès aux rivières.

La plupart des industries étant localisées dans l'agglomération de Nouméa, peu d'effluents industriels sont déversés dans les rivières. En revanche, il semblerait que des pesticides soient régulièrement utilisés par les éleveurs pour lutter contre les ectoparasites des

bovins. Il serait donc intéressant de mesurer les teneurs en pesticides dans quelques rivières de la côte Ouest afin de vérifier si ces produits toxiques se retrouvent dans les cours d'eau.

Þ *Variabilité spatio-temporelle de la qualité abiotique des stations*

Les fluctuations de la température de l'air et de la pluviométrie expliquent les variations inter-annuelles et intra-annuelles de la qualité physico-chimique des eaux. Les paramètres liés aux activités humaines et biologiques (teneurs en MES, Sulfates, Ammonium et Nitrates) présentent des variations inter-annuelles plus importantes que celles liées au substrat (Nickel). Notre étude a montré une faible variabilité intra-annuelle de la qualité des eaux en 1997.

En revanche, la variabilité spatiale de la qualité physico-chimique des eaux est importante. Une typologie physico-chimique des stations de l'étude a en effet été mise en évidence en fonction de leur localisation géographique, de l'occupation des sols et de la nature géologique des roches. Quatre types de stations ont été identifiés : celles situées en zone urbaine et recevant d'importantes quantités d'eaux usées ; celles du Nord-Est du territoire et des cours d'eau supérieurs non perturbés sur substrat volcano-sédimentaire ; les stations peu perturbées des rivières drainant des péridotites ; les stations des rivières situées à proximité d'exploitations agricoles, d'habitations ou de tribus.

Au vu de ces résultats, il semble nécessaire de continuer à effectuer des campagnes annuelles d'analyses physico-chimiques des eaux afin de mieux comprendre l'évolution temporelle des paramètres, c'est-à-dire faire la part entre ce qui fut conjoncturel des années d'études et ce qui ne l'est pas.

Le deuxième objectif de notre étude était d'estimer la diversité biologique des invertébrés benthiques des rivières de la Grande Terre et sa variabilité faunistique spatio-temporelle.

Þ *Apports taxinomiques*

Les apports taxinomiques de notre étude sont variables selon les groupes considérés. Les Ephémèroptères et les Trichoptères ont été les groupes les mieux étudiés. Les Trichoptères sont relativement mal connus, avec seulement 45 espèces décrites alors qu'il en existe au moins 133 dans les collections de muséum (J. Ward, comm. pers.). Quatre familles de Trichoptères (les Ecnomidae, les Helicophidae, les Oeconesidae et les Polycentropodidae) ont été inventoriées pour la première fois et de nombreux genres et espèces nouvelles ont été recensées à l'intérieur de ces 2 ordres d'Insectes. L'identification des individus jusqu'à l'espèce a souvent été difficile puisque la majorité des larves ne sont pas décrites et que peu d'adultes ont pu être prélevés conjointement aux larves.

L'endémisme élevé, expliqué par l'isolement géographique de l'île, est estimé à 75% chez les Insectes aquatiques. Parmi ceux-ci, les Ephémèroptères et les Trichoptères présentent des taux d'endémisme proches de 100%. En revanche, les Mollusques et les Crustacés, dont le développement larvaire se situe en milieu marin, ont des taux d'endémisme beaucoup moins importants. Au niveau des liens biogéographiques, la faune des Insectes semble s'apparenter à celles de la Nouvelle-Zélande et de l'Australie.

Þ *Diversité biologique*

Les milieux les plus propices au développement de la macrofaune benthique et qui présentent donc la diversité spécifique maximale sont les ruisseaux forestiers. Les organismes broyeurs de matières organiques grossières y sont bien représentés, contrairement à ce qui est observé dans d'autres cours d'eau d'îles du Pacifique (Nouvelle-Zélande, Fidji, Polynésie Française). Des études complémentaires consacrées aux aspects trophiques de la macrofaune calédonienne permettraient de préciser ce point.

La majorité des taxons a été récoltée indifféremment dans les cours d'eau drainant des péridotites et dans ceux s'écoulant sur des substrats volcano-sédimentaires. Cependant, notre étude a permis de montrer certaines particularités de peuplement en relation avec les caractéristiques édaphiques des rivières. Ainsi, les cours d'eau sur péridotites, pauvres en matières organiques, hébergent peu de taxons saprophiles (Oligochètes, Achètes, Nématodes, Planorbiidae) et peu d'organismes collecteurs de matières organiques fines.

En outre, les exploitations minières qui se sont accompagnées de dévégétalisations massives ont provoqué, par une érosion accélérée des sols, une dégradation de l'habitat de la faune benthique et ont réduit leurs ressources trophiques. Ces phénomènes se traduisent par un appauvrissement des peuplements benthiques (faibles diversité spécifique et abondance) dans les cours d'eau drainant des péridotites altérées et éloignées de toute occupation humaine.

Enfin, notre étude montre que certains taxons présentent un endémisme générique et spécifique lié au substrat péridotitique à l'instar des insectes terrestres. Des taxons récoltés uniquement dans les cours d'eau sur péridotites se sont adaptés à ces milieux relativement hostiles. Des identifications spécifiques permettraient d'évaluer avec plus de précision les taux d'endémisme liés à ce substrat et de répondre alors à certaines questions d'écologie fondamentale :

- la richesse spécifique des cours d'eau calédoniens est-elle plus élevée que celle mesurée dans des rivières similaires en région tempérée, comme le laissent présager les résultats de notre étude?

- la diversité spécifique maximale apparait-elle dans les cours moyens des rivières comme l'ont proposé Vannote *et al*. (1980)?

Une grande partie des taxons occupe une aire de répartition restreinte ou a été prélevée sur peu de sites : c'est par exemple le cas des espèces d'Insectes récoltées dans les ruisseaux forestiers et dans les cascades du Nord-Est du territoire. Ces espèces rares sont fréquemment endémiques. Elles semblent vulnérables aux activités humaines et pourraient disparaitre si les sites où elles vivent ne sont pas protégés. En effet, les déforestations liées aux activités anthropiques telles que l'agriculture, les exploitations minières et les feux de brousse constituent des menaces pour la survie de ces espèces puisqu'elles modifient leurs habitats et détruisent leurs ressources trophiques. Une transformation des pratiques culturales grâce à des campagnes de sensibilisation à l'impact des feux de brousse et aux conséquences de la déforestation sur les ressources en eau permettrait de protéger la biodiversité de ces zones. De plus, il pourrait être suggéré de placer les zones amont des rivières non perturbées et celles de la côte Nord-Est en zones protégées (ZNIEFF) afin de préserver les pools spécifiques. Enfin, il est important d'interdire l'introduction d'espèces allochtones qui constituent des menaces pour la biodiversité.

L’ensemble des résultats obtenus à partir de 41 stations suggèrent qu’il existe encore de nombreux genres et espèces à découvrir. Un inventaire systématique des cours d'eau calédoniens permettrait d'établir une liste plus complète de la faune benthique existante.

Þ *Variabilité faunistique spatio-temporelle*

Au cours de l’étude, la structure des peuplements benthiques des rivières a peu varié d’une saison à l’autre. Les densités ont généralement été plus fortes à l'étiage, saison où les conditions climatiques et hydrologiques sont favorables au développement de la faune.

D'un point de vue spatial, une biotypologie des stations a été définie, fondée sur les mêmes critères que ceux de la typologie basée sur les facteurs abiotiques : occupation des sols, nature géologique des roches et localisation géographique. Cinq groupes de stations ont été individualisés : celles recevant d’importants rejets domestiques ; celles sur péridotites subissant des pollutions organiques ; les cours inférieurs des rivières à proximité de pâturages, d'habitations, de tribus ou de ville ; les stations sur péridotites et sur substrat métamorphique du Nord-Est ne subissant pas de pollution organique ; les cours supérieurs et moyens des rivières sur des substrats volcano-sédimentaires en environnement forestier.

Ces résultats montrent que dans le cadre d’une étude de la biodiversité des rivières, les aspects d'échantillonnage traitant de l'espace devront être privilégiés par rapport aux aspects temporels.

Enfin, notre dernier objectif était d'étudier la relation entre la faune et son milieu et de proposer une méthode biologique d'évaluation de la qualité des eaux.

Þ *Relation entre la faune et son milieu*

L'occupation des sols, la végétation et la nature géologique des bassins versants sont liées. Ces trois facteurs conditionnent la répartition et la distribution de la macrofaune benthique des rivières. Les pollutions organiques (rejets domestiques, déjections animales essentiellement) sont l'une des principales causes de dégradation de la qualité des eaux sur la Grande Terre. Le déversement des eaux usées dans le milieu naturel transforme certains cours d'eau situés à proximité des villes en égouts. L'état préoccupant de ces rivières rappelle qu'il est indispensable d'installer des dispositifs de collecte et de traitement des eaux usées dans toutes les zones urbanisées. A proximité des tribus, les rejets sont moins importants mais conduisent à une eutrophisation des cours d'eau qui se caractérise par des développements algaux et des populations d'Oligochètes importantes (stations de la Tchamba). Il est donc important d'inciter les gens à mettre des fosses septiques aux abords de leurs habitations.

Les conséquences indirectes des déforestations et des dévégétalisations liées aux activités anthropiques (exploitations minières, pratiques culturales) se traduisent par l'altération des habitats des cours d'eau et, par voie de conséquence, par une réduction de la diversité biologique de ces milieux. A défaut de retrouver un jour l'état originel de ces rivières, certaines mesures pourraient permettre de diminuer les pollutions. Ainsi, les recherches visant à revégétaliser les sites miniers par des espèces pionnières des maquis miniers (Pelletier & Esterle, 1995) doivent être encouragées. Elles permettraient de diminuer l'érosion des sols et pourraient contribuer à une restauration des habitats des rivières.

Þ *Evaluation de la qualité des eaux*

Plusieurs indices biotiques déjà existants (IBGN réalisé en Métropole, MCI mis au point en Nouvelle-Zélande, SIGNAL développé en Australie) ont été employés pour évaluer la qualité des eaux aux stations d'étude. Aucun de ces indices élaborés pour d'autres zones géographiques précises ne s'est montré être directement applicable aux cours d'eau calédoniens. Un indice biotique original spécifique aux rivières de Nouvelle-Calédonie est donc proposé dans ce travail.

L'indice biotique de Nouvelle-Calédonie ou IBNC est fondé sur la méthode des Scores. Conçu pour la détection des pollutions organiques en milieu lotique, il se réfère à 62 taxons fréquents et d'identification simple. L'attribution des scores aux taxons s'est effectuée à partir de l'analyse de données physico-chimiques et faunistiques.

L’échantillonnage de stations complémentaires permettrait :

- de valider l'IBNC mis au point afin qu'il puisse être utilisé en routine pour le contrôle et le suivi de la qualité de l'eau des rivières par les services techniques territoriaux et provinciaux. La méthode pourrait également être employée lors de prises de décision d'aménagement d'un site et au cours d'études d'impact d'une industrie ou d'une installation classée sur le milieu naturel. Enfin, elle pourrait être utilisée en tant que précurseur d’analyses physico-chimiques d’échantillons d’eau quand elle identifie un stress biologique.

- de confirmer que l'IBNC peut être utilisé sur l’ensemble du Territoire et quelle que soit l'époque de l'année comme le laissent présager les résultats de l'étude.

La mise en place d'un indice biotique témoignant de la qualité générale des milieux comme l'IBGN de Métropole (AFNOR, 1992) s'avérait difficile avec les données dont nous disposions. En effet, les caractéristiques écologiques des taxons de Nouvelle-Calédonie étaient, et sont encore, mal connues. Cependant, l'élaboration d'un tel indice qui témoigne aussi bien de la qualité de l'habitat que de la qualité des eaux serait intéressant pour la Nouvelle-Calédonie où de nombreuses rivières sont altérées. Des études complémentaires devraient permettre la mise en place progressive d’un indice de qualité générale des milieux aquatiques, complémentaire de l’IBNC.

Enfin, notre étude a révélé d’importantes lacunes au niveau des connaissances se rapportant à l’accumulation de métaux tels que le Nickel, le Chrome et le Fer dans les organismes d’eau douces. Il serait intéressant d’effectuer des dosages de ces métaux dans les sédiments et dans les macroinvertébrés benthiques de rivières drainant des péridotites saines et altérées. Il serait alors possible de comparer les teneurs de ces éléments accumulés dans les organismes et d’apprécier l’impact des exploitations minières sur la physiologie de ces organismes.

BIBLIOGRAPHIE

Abacus Concepts, 1992. Statview, l'intégré absolu en analyse des données et présentation des résultats. INC, Berkeley, CA.

AFNOR, 1992. Norme Française : Essai des eaux. Détermination de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN). NF T 90-350. 9 p.

AFNOR, 1997. Qualité de l'eau. Recueil des Normes Françaises Environnement. Tomes 1, 2, 3 et 4. 1372 p.

Agences de l'Eau, 1993. Etude bibliographique des méthdes biologiques d'évaluation de la qualité des eaux de surface continentales. Synthèse bibliographique. Etude inter-Agences 35, 259 p.+ annexes.

Angleviel F., Benteux J.P., Brou B., Capecchi B., Fages J., Kasarherou E., Mathieu-Daude J. & Renson S., 1992. Atlas de Nouvelle-Calédonie. Editions du Cagou. Deuxième édition et réactualisation. 92 p.

Anonyme, 1994. Stage sur l'eau. Vice-Rectorat de Nouvelle-Calédonie. 42 p.

Anonyme, 1998. Préservez votre santé et votre environnement, traitez correctement vos eaux usées. Plaquette d'information. Province Nord, Direction de l'Aménagement, Service Etudes, 6 p.

Barbour M.T., Gerritsen J., Griffith G.E., Frydenborg R., McCarron E., White J.S. & Bastian M.L., 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. J. N. Am. Benthol. Soc. 15(2), 185-211.

Barbour T. M., Stribling J. B. & Karr J. R., 1995. Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. In : Davis W. S. & Simon T. P. (eds.) Biological assessment and criteria : tools for water ressource planning and decision making. Lewis Publishers. 63-77.

Barton D.R. & Metcalfe-Smith J.L., 1992. A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska River, Québec, based on benthic macroinvertebrates. Environ. Monit. Assess. 21, 225-244.

Bedo D. G., 1977. Cytogenetics and evolution of *Simulium ornatipes* Skuse (Diptera : Simuliidae). I. Sibling speciation. Chromosoma (Berl.) 64, 37-65.

Bedo D. G., 1989. A cytological study of *Simulium ruficorne* (Diptera : Simuliidae) and its relationships to the *S. ornatipes* species complex. Genome 32, 570-579.

Beffy J.-L. & Dolédec S., 1991. Mise en évidence d'une typologie spatiale dans le cas d'un fort effet temporel : un exemple en hydrobiologie. Bulletin d'écologie 22 (1), 169-178.

Bertrand H., 1968. VI. Larves de coléoptères aquatiques de Nouvelle-Calédonie. Cah. Orstom, sér. Hydrobiol. II (1), 75 - 82.

Blandin P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. Bulletin d'écologie 17 (4). 215-307.

Blondel J., 1986. Biogéographie évolutive. Collection d'Ecologie n°20. Masson Paris, 221 p.

Bremond R. & Vuichard R., 1973. Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de la Protection de la Nature et de l'Environnement. 179 p.

Brewin P.A., Newman T.M.L. & Ormerod S.J., 1995. Pattern of macroinvertebrate distribution in relation to altitude, habitat structure and land use in streams of the Nepalese Himalaya. Arch. Hydrobiol. 135, 79-100.

Bright G. R., 1982. Secondary benthic production in a tropical stream. Limnol. Oceanogr. 27(3), 472-480.

Bunn S.E., 1995. Biological monitoring of water quality in Australia : Workshop summary and future directions. Aust. J. Ecol. 20, 200-227.

Cairns J., Jr. & Pratt J. R., 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In Rosenberg D. M. & Resh V. H (Eds) Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, NY. 10-27.

Camargo J.A., 1993. Macroinvertebrate surveys as a valuable tool for assessing freshwater quality in the Iberian Peninsula. Environ. Monit. Assess. 24, 71-90.

Carrel G., Barthélémy D., Auda Y. & Chessel D., 1986. Approche graphique de l'analyse en composantes principales normée : utilisation en hydrobiologie. Acta Oecol., Oecol. Gener., 7 (2), 189-203.

Cartwright D. I., 1997. Preliminary guide to the identification of late instar larvae of Australian Ecnomidae, Philopotamidae and Tasmiidae (Insecta : Trichoptera). Identification guide n°10. Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology, Albury (Australia),.33 p.

CESAC & INP-ENSAT, 1997. Inventaire de la faune benthique des cours d'eau de la Martinique, mise au point d'indices biotiques. Rapport final. Diren Martinique. 79 p + annexes.

Chandler J., 1970. A biological approach to water quality management. Wat. Pollut. Cont. 69, 415-421.

Chave K. E. & Buddemeier R. W., 1977. A comparative investigation involving coral reef ecosystems in Hawaii and New Caledonia. Report to the National Science Foundation U.S. - France Programme Grant (FR-027), 21 p.

Chazeau J., 1993. Research on New Caledonian terrestrial fauna : achievements and prospects. Biodiversity Letters 1, 123-129.

Chazeau J., 1994. Caractères de la faune de quelques milieux naturels sur sols ultramafiques en Nouvelle-Calédonie. Actes du colloque "Ecologie des milieux sur roches ultramafiques et sur sols métallifères". 95-105.

Chazeau J., 1995. Bibliographie indexée de la faune terrestre de Nouvelle-Calédonie. Systématique, écologie et biogéographie. Orstom (ed.). 95 p.

Chazeau J., Chevillon C., Garrigue C., Jaffré T., Richer de Forges B. & Veillon J. M., 1994. Biodiversité et conservation en Nouvelle-Calédonie. Rapport de synthèse, Sciences de la vie Biodiversité N°1 Orstom, 22 p.

Chessel D. & Mercier P., 1993. Couplage de triplets statistiques et liaisons espèces-environnement. In : Lebreton J. D. & Ausselain B. (eds) Biométrie et Environnement, Paris Masson, 15-44.

Chessel D., Thioulouse J., Dolédec S. & Olivier J.M, 1997. ADE-4. Fiches modules CNRS-UCB. 844 p.

Chessman B.C., 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates : a procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index. Aust. J. Ecol. 20, 122-129.

Chessman B.C., Growns J.E. & Kotlash A.R., 1997. Objective derivation of macroinvertebrate family sensitivity grade numbers for the SIGNAL biotic index : application to the Hunter River system, New South Wales. Mar. Freshwater Res. 48, 159-172.

Chesters R.K., 1980. Biological Monitoring Working Party. The 1978 National Testing Exercise. Department of the Environment, Water Data Unit, Technical Memorandum 19, 1-37.

Chutter F., 1972. An empirical index of the quality of water in South African streams and rivers. Wat. Res. 16, 263-301.

Clastrier J. & Delécolle J.-C., 1991. Diptera Ceratopogonidae de Nouvelle-Calédonie. 8. Genre *Forcipomyia*. In : Chazeau J. & Tillier S. (eds.) Zoologia Neocaledonica 2. Mem.Mus. natn. Hist. nat. (A) 149, 177-231.

Clastrier J., 1988. Diptères Ceratopogonidae de Nouvelle-Calédonie. 6. Note sur le genre *Dasyhelea*.. In : Tillier S. (ed.), Zoologia Neocaledonica 1. Mem.Mus. natn. Hist. nat. (A) 142, 75-82.

Clastrier J., 1993. Diptera Ceratopogonidae de Nouvelle-Calédonie. 10. Genre *Monohela*. In : Matile L., Najt J. & Tillier S. (eds.) Zoologia Neocaledonica 3. Mem.Mus. natn. Hist. nat.157, 157-164.

Close M.E. & Davies-Colley R.J., 1990. Baseflow water chemistry in New zealand rivers. 1. Characterisation. New Zeal. J. Mar. Fresh. Res. 24, 319-341.

Cluzel D., 1998. Du Gondwana au Caillou : les origines géologiques de la Nouvelle-Calédonie. Mines, Bulletin d'information du secteur minier de la Nouvelle-Calédonie 2, 21-24.

Craig D.A., 1997. A taxonomic revision of the Pacific black fly subgenus *Inseliellum* (Diptera : Simuliidae). Can. J. Zool., 75 (6), 855-904.

Craig D.A., Fossati O. & Séchan Y., 1995. Black flies (Diptera : Simuliidae) of the Marquesas Islands, French Polynesia : redescriptions and new species. Can. J. Zool.73, 775-800.

Cranston P. S., Fairweather P. & Clarke G., 1996. Biological indicators of water quality. *In* : Indicators of Catchment Health : a technical perpective. J. Walker and D.J. Reuter (eds.), CSIRO, Melbourne, 143-154.

Crosskey R.W., 1988. Black fly species of the world : an annotated checklist of the world black flies (Diptera : Simuliidae). In : Kim K.C. & Merritt R.W. (eds.) Black flies : ecology, population management and annotated world list. Penn. State Univ. Press, University Park, 425-520

CSIRO, 1991 (a). The Insects of Australia. 2nd Edition. Melbourne Univ. Press,.482-489.

CSIRO, 1991 (b). The Insects of Australia. 2nd Edition. Melbourne Univ. Press,.797-812.

Culp J.M. & Davies R.W., 1982. Analysis of longitudinal zonation and river continuum concept in the Oldman-South Saskatchewan River system. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39, 1258-1266.

Cummins K.W., Minshall G.W., Cushing C.E. & Peterson R.C., 1984. Stream ecosystem theory. Verh. Int. Verein. Limnol. 22, 1818-1827.

DAF, 1990. Le réseau hydropluviométrique de Nouvelle-Calédonie : présentation, chaine de traitement, applications. Direction de l'Agriculture et de la Forêt de Nouvelle-Calédonie, Service de l'aménagement. 14 p.

Danloux J. & Laganier R., 1991. Classification et quantification des phénomènes d'érosion, de transport et de sédimentation sur les bassins touchés par l'exploitation minière en Nouvelle-Calédonie. Hydrol. cont., 6 (1), 15-28.

Danloux J., 1983. Régime hydrologique et transports solides en suspension de la rivière Ouenghi. Résultats de la campagne 1979-1980. Section Hydrologie. Centre Orstom Nouméa, 19 p + annexes.

De Beauchamp P., 1968. IV. Turbellariés d'eau douce de Nouvelle-Calédonie Cah. Orstom, sér. Hydrobiol. II (1), 67-68.

De Pauw N., Ghetti P.F., Manzini P. & Spaggiari D.R., 1992. Biological assessment method for running water. In : Newman, Piavaux, Sweeting (eds) River Water Quality, Ecological Assessment and Control. Commission of the European Communities Bruxelles, 217-248.

Dean J. C., St Clair R. M., Cartwright D. I. & Wells A., 1996. Identification of late instar larvae of Australian Trichoptera genera. Non publié.

Delcroix T. & Lenormand O., 1997. ENSO signals in the vicinity of New Caledonia, South Western Pacific. Oceanol. Acta, 20 (3), 481-491.

Dinger F. & Tachker Y., 1989. Protection contre les risques naturels de lutte contre l'érosion en Nouvelle-Calédonie. Compte-rendu de mission. Office National des Forêts. Territoire de Nouvelle-Calédonie. 54 p + annexes.

Dolédec S. & Chessel D., 1987. Rythmes saisonniers et composantes stationnelles en milieu aquatique. I. Description d'un plan d'observation complet par projection de variables. Acta Oecologica, Oecol. Gener. 8 (3), 403-426.

Dolédec S. & Chessel D., 1989. Rythmes saisonniers et composantes stationnelles en milieu aquatique. II. Prise en compte et élimination d’effets dans un tableau faunistique. Acta Oecologica, Oecol. Gener. 10 (3), 207-232.

Dolédec S. & Chessel D., 1991. Recent developments in linear ordination methods for environmental sciences. Adv. Ecol., 133-155.

Dolédec S. & Chessel D., 1994. Co-inertia analysis : an alternative method for studying species-environment relationships. Freshwater Biol. 31, 277-294.

Duhet D., 1992. Les métaux dans l'environnement marin de la Nouvelle-Calédonie. Recherches bibliographiques, essai de synthèse, perspectives de recherches. Orstom, 128 p.

Feuillade J., 1972. Etude de la physico-chimie d'un réseau de rivière du Morvan. I. Variations horaires. Ann. Hydrobiol. 3 (I), 47-57.

Flowers R. W., 1990. Ephemeroptera of Fiji Islands, Campbell I.C. (ed.) Mayflies and Stoneflies. Kluwer Academic Publishers, 125-133.

Foeckler F., 1991. Classifying and evaluating alluvial flood plain waters of the Danube by water mollusc associations. Verh. Intern. Verein. Limnol. 24, 1881-1887.

Fore L. S., Karr J. R. & Wisseman R.W., 1996. Assessing invertebrate responses to human activities : evaluating alternative approaches. J. N. Am. Benthol. Soc. 15(2), 212-231.

Fossati O., Gibon F.-M., Danigo A.-H., 1991. Freshwater invertebrate fauna of Nuku-Hiva island (French Polynesia) : first data during a rainy season. Proceeding of XVII Pacific Science Congress, Hawaii.

Fossati O. & Marquet G., 1998. Faune des eaux douces des Iles Marquises : clé des Macroinvertébrés et des poissons. MNHN Ed., Paris. 50p.

Franquet E., Dolédec S. & Chessel D., 1995. Using multivariate analyses for separating spatial and temporal effects within species-environment relationships. Hydrobiologia 300/301, 425-431.

Gabrié C., 1995. L'état de l'environnement dans les Territoires Français du Pacifique Sud. La Nouvelle-Calédonie. 115 p.

Gaujous D., 1993. La pollution dans les milieux aquatiques. Aide-mémoire. Editions Technique et Documentation. 212 p.

Goodnight C. J. & Whitley L. S., 1961. Oligochaetes as indicators of pollution. Proc. 15th Indust. Waste Conf., Purdue Univ. Eng. Ext. Ser. 106, 139-142.

Growns J. E., Chessman B. C., McEvoy P. K. & Wright I. A., 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates : case studies in the Nepean River and Blue Mountains, NSW. Aust. J. Ecol. 20, 130-141.

Haase M. & Bouchet P., 1998. Radiation of crenobiontic gastropods on an ancient continental island : the Hemistomia-clade in New Caledonia (Gastropoda : Hydrobiidae). Hydrobiologia 367, 43-129.

Harding J.S. & Winterbourn M.J., 1995. Effects of contrasting land use on physico-chemical conditions and benthic assemblages of streams in a Canterbury (South Island, New Zealand) river system. New Zeal. J. Mar. Fresh. 29, 479-492.

Hawking J. H. & Smith F. J., 1997. Colour guide to invertebrates of Australian inland waters. Identification guide n°8. Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology, Albury (Australia), 213 p.

Haynes A., 1984. Guide to the brackish and fresh water gastropods of Fiji. Institute of Natural Resources, University of the South Pacific, 37 p.

Haynes A., 1985. The ecology and local distribution of non-marine aquatic gastropodes inViti-Levu, Fiji. The Veliger 28 (2), 204-210.

Haynes A., 1987. Species richness, abundance and biomass of benthic invertebrates in a lowland tropical stream on the island of Viti Levu, Fiji. Arch. hydrobiol. 110, 451-459.

Haynes A., 1990. The numbers of freshwater gastropods on Pacific Islands and the theory of island biogeography. Malacologia 31 (2), 237-248.

Hill M.O. & Smith A.J.E., 1976. Principal component analysis of taxonomic data with multi-state discrete characters. Taxon 25, 249-255.

Holthuis L. B., 1969. Etudes hydrobiologiques en Nouvelle-Calédonie (Mission 1965 du Premier Institut de Zoologie de l'Université de Vienne). IX. The freshwater shrimps of New Caledonia. Cah. Orstom, sér. Hydrobiol. III (2), 87-108.

Holzenthal R. W. (1988). Studies in Neotropical Leptoceridae (Trichoptera), VIII : the genera Atanatolica Mosely and Grumichella Müller (Triplectidinae : Grumichellini). Transaction of the American Entomological Society, 71-128.

Huet M., 1949. Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles dans les eaux courantes. Schweiz. Z. Hydrol. 11 (3-4), 332-351.

Hynes H.B.N., 1960. The biology of polluted waters. Liverpool University Press, Liverpool. 202 p.

IDE, 1995. Etat des lieux des cours d'eau de la Guadeloupe. Rapport final, partie invertébrés / flore. Laboratoire d'Hydrobiologie, UPS (Toulouse), 35 p + annexes.

Illies J. & Botosaneanu L., 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. Mitt. Intern. Verein. Limnol. 12, 1-57.

Illies J., 1961. Versuch einer allgemein biozönotischen Gliederung der Fließgewässer . Int. Revue ges. Hydrobiol. 46, 205-213.

Iltis J. & Crozier M.J., 1987. Conséquences géomorphologiques des crues cycloniques en Nouvelle-Calédonie : le cas de la rivière Népoui. Actes du colloque "Crues et inondations". Comité National de Géographie, Commission d'Hydrologie Continentale, Université Louis Pasteur, CEREG, 261-278.

Jacques B., Despiereux E., Feytmans E., 1986. Etude des effets d'une station d'épuration sur la qualité physico-chimique et la structure de peuplement de la faune benthique d'une rivière polluée, la Haute-Semois. Acta Oecol., Eocol. Applc., 7 (3), 261-279.

Jaffré T. & Pelletier B., 1992. Plantes de Nouvelle-Calédonie permettant de revégétaliser des sites miniers (extraits). Orstom, SLN, 16 p.

Jaffré T., 1976. Composition chimique et condition de l'alimentation minérale des plantes sur roches ultrabasiques (Nouvelle-Calédonie). Cahiers Orstom, sér. Biologie XI, 53-63.

Jaffré T., 1977. Accumulation du manganèse par les espèces associées aux terrains ultrabasiques de Nouvelle-Calédonie. C.R. Acad. Sc. Paris t. 284 série D, 1573-1575.

Jaffré T., 1979. Accumulation du manganèse par les Protéacées de Nouvelle-Calédonie. C.R. Acad. Sc. Paris t. 289 série D, 425-428.

Jaffré T., Morat Ph. & Veillon J.-M., 1993. Etude floristique et phytogéographique de la forêt sclérophylle de Nouvelle-Calédonie. Bull. Mus. Hist. Nat., Paris, 4e sér., 15, section B, Adansomia, N° 1-4, 107-146.

Jaffré T., Morat Ph. & Veillon J.-M., 1994. La flore, caractéristiques et composition floristique des principales formations végétales. Dossier Nouvelle-Calédonie. Bois et Forêts des Tropiques 242, 7-30.

Kamita T., 1967. Some shrimps and prawns from New Caledonia. Bull. Osaka Museum Nat. Hist. 20, 1-10.

Kawakatsu M, 1969. Report on freshwater and land planariansfrom New Caledonian. Bull. Osaka Museum Nat. Hist. 22, 1-14.

Kelley R. W., 1989. New species of micro-caddisflies (Trichoptera : Hydroptilidae) from New Caledonia, Vanuatu and Fiji. Proc. Entomol. Soc. Wash. 91(2), 190-202.

Kimmins D. E., 1936. Odonata, Ephemeroptera and Neuroptera of the New Hebrides and Banks Islands. Ann. Mag. Nat. Hist., 18 : 68-88.

Kimmins D. E., 1953. Miss L.E. Cheesman's expedition to New Caledonia, 1949. Orders Odonata, Ephemeroptera, Neuroptera and Trichoptera. Ann. Mag. nat. Hist. 12 (6), 241-257.

Lang C. & Reymond O., 1993. Empirical relationships between diversity of invertebrate communities and altitude in rivers : application to biomonitoring. Aquat. Sci. 55 (3), 188-196.

Lang C. & Reymond O., 1995. An improved index of environmental quality for Swiss rivers based on benthic invertebrates. Aquat. Sci., 57 (2), 172-180.

Lebart L., Morineau A. & Piron M., 1997. Statistique exploratoire multidimentionnelle. 2e édition. Dunod. 439 p.

Legendre & Legendre, 1984. Ecologie numérique. Tome 2 La structure des données écologiques. Collection d'Ecologie13, Masson Paris et Presses de l'Université du Québec, 335 p.

Lenat D.R., 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. J. N. Am. Benthol. Soc.7, 222-233.

Leynaud G. & Verrel J. L., 1980. Modifications du milieu aquatique sous l'influence des pollutions. In : Pesson P. (ed.). La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques. Gauthier-Villars. 1-28.

Lieftinck M. A., 1975. The dragonflies (Odonata) of New Caledonia and the Loyalty islands. Part I. Images. Cah. Orstom, sér. Hydrobiol., IX (3), 127-166.

Lieftinck M. A., 1976. The dragonflies (Odonata) of New Caledonia and the Loyalty islands. Part 2. Immature stages . Cah. Orstom, sér. Hydrobiol., X (3), 165 - 200.

Mackey A.P., Cooling D.A. & Berriet A.D., 1984. An evaluation of sampling strategies for qualitatives surveys of macroinvertebrates in rivers, using pond nets. J. Appl. Ecol. 21, 515-534.

Malicky H., 1981. Eine neue *Chimarra* aus Neukaledonien (Trichoptera : Philopotamidae). Revue Suisse Zool. 88 (2), 341-342.

Margalef R., 1960. Ideas for a synthetic approach to the ecology of running waters. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 45, 133-153.

Marquet G. & Mary N. A review of some New Caledonian freshwater fishes of economic, biogeographic and scientific interest. Cybuim (sous presse)

Marquet G., 1988. Les eaux intérieures de la Polynésie Française. Principales caractéristiques physico-chimiques et biologiques. Thèse de Doctorat Univ. Paris VI, 233 p.

Matagi S. V., 1996. The effect of pollution on benthic macroinvertebrates in a Ugandan stream. Arch. Hydrobiol. 137, 537-549.

Mc Farlane A. G., 1990. A generic key to late instar larvae of the New Zealand Trichoptera (caddis flies). Records of the Canterbury Museum 10 (3), 25-38.

Merrit R.W. & Cummins K.W., 1996. Trophic relations of macroinvertebrates. In : Methods in stream ecology, Academic Press. 453-473.

Metcalfe J.L., 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities : history and present status in Europe. Environ. Poll. 60, 101-139.

Meuffels H. J. G. & Grootaert P., 1991. Diptera Dolichopodidae of New Caledonia. 1. *Antyx*, a new genus in the subfamily Sympycninae. In : Chazeau J. & Tillier S. (eds.), Zoologia Neocaledonica 2. Mem.Mus. natn. Hist. nat. (A) 149, 289-300.

Morat Ph., Jaffré T. & Veillon J.-M., 1994. Richesse et affinités floristiques de la Nouvelle-Calédonie : conséquences directes de son histoire géologique. Mém. Soc. Biogéogr., 3e sér., IV, 111-123.

Neboiss A., 1986 (a). Taxonomic changes in caddis-fly species from the south-west Pacific Australian Region with descriptions of new species (Insecta : Trichoptera). Memoirs of the Museum of Victoria 47 (2), 213-223.

Neboiss A., 1986 (b). Atlas of Trichoptera of the South West Pacific. Australian region. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 286 p.

Ng P.K.L. & Richer de Forges B., 1996. The Hymenosomatidae (Crustacea : Decapoda: Brachyura) of New Caledonia, with description of two new genera and two new species. Memoirs of the Queensland Museum 39 (2), 263-276.

Nisbet M. & Verneaux J., 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. Ann. Limnol. 6, 161-190.

Norris R. H. & Georges A., 1986. Design and analysis for assessment of water quality. In : De Deckker P. & Williams W. D. (eds) Limnology in Australia. 555-572.

Norris R. H. & Norris K. R., 1995. The need for biological assessment of water quality. Aust. J. Ecol. 20, 1-6.

Norris R.H. & Georges A., 1993. Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrate surveys. In : Rosenberg D.M. & Resh V.H (Eds) Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall NY, 234-286.

Ochs G., 1968. V. Gyrinidae (Col.) von Neukaledonien. Cah. Orstom, sér. Hydrobiol. II (1), 69-74.

Ormerod S.J. & Edwards R.W., 1987. The ordination and classification of macroinvertebrate assemblages in the catchment of the River Wye in relation to environmental variables. Freshwater Biol. 17, 533-546.

Orstom, 1981. Atlas de la Nouvelle-Calédonie et Dépendances. Editions de l'Orstom. 53 planches et texte.

Outridge P.M., 1987. Possible causes of high species diversity in tropical Australian freshwater macrobenthic communities. Hydrobiologia 150, 95-107.

Paris J. P., 1981. Géologie de la Nouvelle-Calédonie. Un essai de synthèse. Mémoire du BRGM n°113. Editions du BRGM (Orléans). 279 p + carte géologique au 1 / 200 000.

Pearson R.G., Benson L.J. & Smith R.E.W., 1986. Diversity and abundance of the fauna in Yuccabine Creek, a tropical rainforest stream. In : De Dekker P. & Williams W.D. (eds.) Limnology in Australia. CSIRO and Junk, Melbourne and Dordrecht, 329-342.

Pelletier B. & Esterle M., 1995. Revégétalisation des anciens sites d'exploitation de minerais de nickel en Nouvelle-Calédonie. Compte-rendu du colloque "Quelle recherche française en environnement dans le Pacifique Sud? Bilan et perspectives". Paris, 28-31 mars. 14 p.

Pelletier B., 1990. Techniques minières permettant de préserver l'environnement autour des gisements de nickel néo-calédoniens. Proceedings ISRS, SLN, 27-34.

Perinet F., 1989. Protection contre les risques naturels et lutte contre l'érosion à Thio. Aménagement du versant nord du Ningua et des rivières Nakale et Kouangoue. Direction de l'Economie Rurale. Territoire de Nouvelle-Calédonie. 51p + annexes.

Peters W. L. & Peters J. G., 1980. The Leptophlebiidae of New Caledonia (Ephemeroptera). Part II - Systematics. Cah. Orstom, sér. Hydrobiol. XIII (1-2), 61-82.

Peters W. L. & Peters J. G., 1981. The Leptophlebiidae : Atalophlebiinae of New Caledonia (Ephemeroptera). Part III - Systematics. Rev. Hydrobiol. trop. 14 (3), 233-243.

Peters W. L. & Peters J.G., 1981. The Leptophlebiidae : Atalophlebiinae of New Caledonia (Ephemeroptera). Part IV- Systematics. Rev. Hydrobiol. trop. 14 (3), 245-252.

Peters W. L., 1981. Zoogeography of selected aquatic insects in New Caledonia. National Geographic Society Research Reports 13, 493-496.

Peters W. L., Peters J. G. & Edmunds G. F., 1978. The Leptophlebiidae of New Caledonia (Ephemeroptera). Part 1 - Introduction and systematics. Cah. Orstom, sér. Hydrobiol.XII (2), 97-117.

Peters W.L., Peters J. G. & Edmunds G. F., 1990. The Leptophlebiidae : Atalophlebiinae of New Caledonia (Ephemeroptera). Part V - Systematics. Rev. Hydrobiol. trop. 23 (2), 124-140.

Peters W.L., Peters J. G. & Edmunds G. F., 1994. The Leptophlebiidae : Atalophlebiinae of New Caledonia (Ephemeroptera). Part VI- Systematics. Rev. Hydrobiol. trop. 27 (2), 97-105.

Plafkin J.L., Barbour M.T., Porter K.D., Gross S.K. & Hugues R.M., 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers : benthic macroinvertebrates and fish. Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington DC.

Polhemus J. T. & Herring J. L., 1970. Etudes hydrobiologiques en Nouvelle-Calédonie (Mission 1965 du Premier Institut de zoologie de l'Université de Vienne). X. Aquatic and semi-aquatic hemiptera of New Caledonia. Cah. Orstom, sér. Hydrobiol. IV (2), 3 - 12.

Pöllabauer C., 1986. Beitrag zur Taxonomie, Biologie und Okologie mixohaliner polymorpher Neritiden (Archegastropoda, Mollusca). Thèse Dr., Univ. Wien. 184 p.

Pollabaüer C., 1992. Etude de gestion rationnelle de la faune aquacole. Inventaire et propositions. Rapport d'études. 102 p.

Resh V. H. & De Szalay F. A., 1995. Streams and rivers of Oceania. In : Cushing C. E., Cummins K. W. & Minshall G. W. (eds.) River and stream ecosystems. Published by Elsevier. 717-736.

Resh V. H. & Jackson J.K., 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using macroinvertebrates. In : Rosenberg D. M. & Resh V. H (eds) Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall NY, 195-233.

Resh V. H., Barnes J. R. & Craig D. A., 1990. Distribution and ecology of benthic macroinvertebrates in the Opunohu river catchment, Moorea, French Polynesia. Annls. Limnol. 26 (2-3), 195-214.

Resh V. H., Barnes J. R., Benis-Steger B. & Craig D. A., 1992. Life history features of some macroinvertebrates in a French Polynesian stream. Studies on Neotropical Fauna and Environment 27 (2-3), 145-153.

Resh V.H. & Mac Elravy, 1993. Contemporary quantitatives approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In : Rosenberg D. M. & Resh V. H (eds) Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall NY, 159-194.

Resh V.H., Myers M.J. & Hannaford M.J., 1996. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. In : Methods in Stream Ecology, Academic Press, 647-667.

Resh V.H., Norris R.H. & Barbour M.T., 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. Aust. J. Ecol. 20, 108-121.

Richoux P., 1982. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. 2 Coléoptères aquatiques (genres : adultes et larves). Bull.mens. Soc.linn. Lyon 62(4), 101-132.

Ross H. H., 1975. A preliminary report on the Helicopsychidae (Trichoptera) of New Caledonia. Cah. Orstom, sér. Hydrobiol. IX (2), 67-80.

Rougerie F., 1986. Le lagon Sud-Ouest de la Nouvelle-Calédonie, spécificité hydrologique, dynamique et productivité. Etudes et thèses Orstom Paris, 234 p.

Roux J., 1926. Crustacés décapodes d'eau douce de la Nouvelle-Calédonie. In : Sarasin F. & Roux J., Nova Caledonia 4 (2), 181-240.

Sanchez-Pérez J.M., Trémolières M., Schnitzler A. & Carbiener R., 1991. Evolution de la qualité physico-chimique des eaux de la frange superficielle de la nappe phréatique en

fonction du cycle saisonnier et des stades de succession des forêts alluviales rhénanes (*Querco-Ulmetum minoris* Issl.24). Acta Oecol. 12 (5), 581-601.

Sarasin F. & Roux J., 1913-1926. Nova Caledonia. A. Zoologie, Vols.1-4. C. W. Kreidel's Verlay Wiesbaden, Berlin, München.

Sarasin F. & Roux J., 1918. Hirudineen von Neu-Caledonien und den Neuen Hebriden. Recherches scientifiques en Nouvelle Calédonie et aux Iles Loyalty. Nova Caledonia, Vol. II, L. IV, 373-394.

Satô M., 1966. Some species of aquatic Coleoptera from New Caledonia. Bulletin of the Osaka Museum of National History 19, 1-8.

Schmid F., 1989. Les Hydrobiosides (Trichoptera, Annulipalpia). Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique 59 supplément, 1-154.

Shiel R.J. & WilliamsW.D., 1990. Species richness in tropical fresh waters of Australia. Hydrobiologia 202, 175-183.

Short J. & Marquet G., 1998. New records of freshwater Palaemonidae (Crustacea : Decapoda) from New Caledonia. Zoosystema 20 (2), 401-410.

Siegel S. & Castellan N.J.Jr., 1988. Non parametric statistics for the behavioural science. Second edition. Mc Graw-Hill Book Compagny, 399 p.

Slepukhina T.D., 1984. Comparison of different methods of water quality evaluation by means of Oligochaetes. Hydrobiologia 115, 183-186.

SPC, 1998. Résumé statistique de poche. Programme statistique, Secrétariat général de la communauté du Pacifique. Nouméa, Nouvelle-Calédonie.

Stark J. D., 1985. A macroinvertebrate community index of water quality for stony streams. Water and Soil Miscellaneos Publication 87, 53 p.

Stark J. D., 1993. Performance of the macroinvertebrate community index : effects of sampling method, sample replication, water depth, current velocity, and substratum on index values. New Zeal. J. Mar. Fresh. 27, 463-478.

Starmülhner F., 1968. Etudes hydrobiologiques en Nouvelle-calédonie (Mission 1965 du Premier Institut de Zoologie de l'Université de Vienne). Cah. Orstom Sér. Hydrobiol. II (1), 3-33.

Starmülhner F., 1970. Etudes hydrobiologiques en Nouvelle Calédonie (Mission 1965 du Premier Institut de Zoologie de l'Université de Vienne). Die Mollusken der neukaledonischen Binnengewässer (les mollusques d'eau douces et saumâtres de Nouvelle Calédonie). Cah. Orstom, sér. Hydrobiol., IV (3-4), 127 p.

Starmülhner F., 1976. Beiträge zum Kenntnis des Süsswasser Gastropoden pazifischer Inseln. Ann. Naturhist. Mus. Wien 80, 473 - 656.

Statzner B. & Higler B., 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation pattern. Freshwater Biol. 16, 127-139.

Stiff H.A.Jr, 1951. The interpretation of chemical water analysis by means of patterns. Journal of petroleum technology 3, 15-17.

Stout J. & Vandermeer J., 1975. Comparison of species richness for stream inhabiting insects in tropical and mid-latitude streams. American Naturalist 109, 263-280.

Sykora J., 1967. Trichoptera collected by Prof. J. Illies in New Guinea and New Caledonia. Pacific Insects 9(4), 585-595.

Tachet H., Bournaud M. & Richoux Ph., 1991. Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (Sytématique élémentaire et aperçu écologique). 4ème édition. Université de Lyon 1, Association Française de Limnologie. 155 p.

Thioulouse J., Chessel D., Dolédec S. & Olivier J.M., 1997. ADE-4 : a multivariate analysis and graphical display software. Statistics and Computing 7 (1), 75-83.

Thorne R. St.J. & Williams W.P., 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developping countries : a multimetric system of bioassessment. Freshwater Biol. 37, 671-686.

Trescases J.-J., 1975. L'évolution géologique supergène des roches ultrabasiques en zone tropicale. Formation des gisements nickélifères de Nouvelle-Calédonie. Thèse. Mémoire Orstom 78, 259 p.

Trihadiningrum Y., De Pawn N., Tjondronegoro I. & Verheyen R.F., 1992. Use of benthic macroinvertebrates for water quality assessment of the Blawi river (East Java, Indonesia). Perspectives in Tropical Limnology, 199-221.

Trojan P, 1991. Diptera Tabanidae de Nouvelle-Calédonie. Révision des Diachlorini et nouvelles données sur les taons. In : Chazeau J. & Tillier S. (eds.), Zoologia Neocaledonica 2. Mem.Mus. natn. Hist. nat. (A) 149, 251-257.

Tufféry G., 1980. Incidences écologiques de la pollution des eaux courantes, révélateurs biologiques de la pollution. In : Pesson P. (ed.). La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques. Gauthier-Villars. 243-280.

Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E., 1980. The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, 130-137.

Vergon J.-P. & Bourgeois C., 1993. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. 10 Les larves de Diptères Chironomidae : 1. Caractères généraux et clés d'identification des tribus. Bull.mens. Soc.limn. Lyon 62(4), 101-132.

Vermeulen A.C., 1995. Elaborating chironomid deformities as bioindicators of toxic sediment stress : the potential application of mixture toxicity concepts. Ann. Zool. Fennici 32, 265-285.

Verneaux J., 1973. Cours d'eau de Franche-Comté (Massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie. Thèse, Annls Scient. Univ. Besançon. Zool. Physiol. Biol. Anim. 3 (9), 260 p.

Verneaux J., 1977. Biotypologie de l'écosystème « eau courante ». Déterminisme approché de la structure biotypologique.C.R. Acad. Sc. Paris. 284, série D 77.

Verneaux J., 1980. Fondements biologiques et écologiques de l'étude de la qualité des eaux continentales. Principales méthodes biologiques. In : Pesson P. (ed.). La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques. Gauthier-Villars. 289-345.

Verneaux J., Faessel B. & Malesieux G., 1977. Note préliminaire à la proposition de nouvelles méthodes de détermination de la qualité des eaux courantes. CTGREF Paris et Université de Besançon. 14 p.

Verneaux J., Faessel B. & Malesieux G., 1997. Note préliminaire à la proposition de nouvelles méthodes de détermination de la qualité des eaux courantes. CTGREF Paris, Université de Besançon, 14 p.

Ward J.B., Mary N.J. & Smith B.J., 1998. Interesting New Caledonian caddis (Trichoptera) larvae, with a list of the known families. Proceedings of the Ninth International Symposium on Trichoptera, Chiang Mai.

Ward J.V. & Stanford J.A., 1982. Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insectes. Ann. rev. Entomol. 27, 97-117.

Washington H. G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special reference to aquatic ecosystem. Water Res. 18, 653-694.

Wells A., 1995. New Caledonian Hydroptilidae (Trichoptera) with new records, descriptions of larvae and a new species. Aquat. Insect 17 (4), 223-239.

Wells A., 1997. A preliminary guide to the identification of larval Hydroptilidae (Insecta : Trichoptera). Identification guide n°13. Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology, Albury (Australia), 28 p.

Wendling B. & Fossati O., 1992. Peuplement des cours d'eau de Nuku-Hiva (Marquises) avant une campagne de traitements insecticides. Rapport Orstom / ITRMLM. 89 p.

Weninger G. 1968. Etudes hydrobiologiques en Nouvelle Calédonie (mission 1965 du Premier Institut de Zoologie de l'Université de Vienne). II. Beitrage zum Chemismus der Gewasser von Neukaledonien (SW - Pazifik). Cah. Orstom, sér. Hydrobiol., II (1), 35-55.

Weninger G., 1977. On inland waters chemistry of indian ocean’s islands (Seychelles, Comores, Réunion, Mauritius). Cah. Orstom, sér. Hydrobiol., XI (4), 297-319.

White W.M., 1998. Geochemistry. Understanding the earth. John Hopkins University Press. 701 p.

Wilhm J.L., 1975. Biological indicators of pollution. In : Whitton B.A. (ed) River ecology. London, Balckwell Scientific publications, 375-402.

Williams, W.D., 1980. Australian Freshwater Life. The invertebrates of Australian inland waters. Macmillan, Melbourne. 321 p.

Winner R.E., Boesel M.W. & Farrell M.P., 1980. Insect community structure as an index of heavy metal pollution in lotic ecosystems. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, 647-655.

Winterbourn M.J. & Gregson K.L.D., 1989. Guide to the aquatic insects of New Zealand. Bulletin of the Entomological Society of New Zealand 9, 96 p.

Winterbourn M.J., Rounick J.S. & Cowie B., 1981. Are New Zealand stream ecosystem really different? New Zeal. J. Mar. Fresh. 15, 321-328.

Wright J.F., 1995. Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. Aust. J. Ecol. 20, 181-197.

Wright J.F., Armitage P. D., Furse M. T. & Moss D., 1988. A new approach to the biological surveillance of river quality using macroinvertebrates. Verh. Internat. Verein. Limnol. 23, 1548-1552.

Yule C. M. & Pearson R. G., 1996. Aseasonality of benthic invertebrates in a tropical stream on Bougainville Island, Papua New Guinea. Arch. Hydrobiol. 137 (1), 95-117.

Yule C. M., 1995. Benthic invertebrate fauna of an aseasonal tropical mountain stream on Bougainville island, Papua New Guinea. Mar. Freshwater Res., 46, 507-518.

Yule C., 1996 (a). Trophic relationships and food webs of the benthic invertebrate fauna of two aseasonal tropical streams on Bougainville Island, Papua New Guinea. J. Trop. Ecol. 12, 517-534.

Yule C., 1996 (b). The ecology of an aseasonal tropical river on Bougainville Island, Papua New Guinea. Schiemer F. & Boland K.T. (eds) Perpectives in Tropical Limnology, 239-254.

Yule C., 1996 (c). Spatial distribution of the invertebrate fauna of an aseasonal tropical stream on Bougainville Island, Papua New Guinea. Arch. Hydrobiol. 137 (2), 227-249.