Évaluation de la qualité écologique des cours d'eau sur la base du développement des communautés benthiques : développement d'un index multimétrique pour la Guyane française.

Buffagni Andrea, Balestrini Raffaella, Marziali Laura & Erba Stefania

1. Introduction

1.1 Généralités

Les cours d'eau tropicaux représentent un environnement intéressant que beaucoup d'auteurs ont étudié sous de nombreux aspects (Dudgeon, 2008). Les cours d'eau de Guyane française, bien qu'ils soient situés en Amérique du Sud, font formellement partie de l'Europe de telle sorte que la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (EC/2000/60) doit être appliquée. Le concept général de la DCE peut virtuellement être appliqué partout dans le monde. La typologie des cours d'eau et l'étalonnage à partir de conditions naturelles (i.e. sites de référence) représentent deux des principes de base de l'application de la DCE. En ce qui concerne la Guyane il n'y a pas de contrainte particulière pour l'application de la DCE mais les particularités de la région doivent être considérées.

De fait, comparé aux cours d'eau européens, dans le contexte tropical de la Guyane, les taxons d'invertébrés présentent généralement une densité faible et la plupart sont de petite taille. De plus leur taxonomie est souvent incertaine. La prédation par les poissons peut représenter un forçage majeur pour les communautés d'invertébrés d'eau douce (p.ex. Blumenshine *et al.*, 2000). De plus l'accessibilité aux cours d'eau et aux habitats est souvent limitée. Les données relatives aux invertébrés des cours d'eau et aux variables de qualité environnementale (en complément de l'étude d'autres éléments de qualité biologique) en Guyane ont été collectées depuis quelques années, mais l'un des problèmes majeurs pour l'analyse de ces informations reste la faible homogénéité des données collectées. Les principales pressions anthropiques sur les cours d'eau sont le plus souvent liées à des zones urbaines ou agricoles situées le long de la côte et à l'exploitation aurifère (particulièrement l'exploitation illégale) dans des zones éloignées.

En ce qui concerne l'application de la DCE pour les invertébrés et les sujets liés, la situation actuelle de sa mise en place en Guyane met en évidence l'absence d'application d'une typologie des cours d'eau. Une proposition de typologie basée sur le travail de Chandesris *et al.* (2005) a été réalisée par Wasson (2008). Elle pourrait être précisée en prenant en compte aussi les différences dans les communautés d'invertébrés entre les sites. Actuellement, l'évaluation du statut écologique basé sur les invertébrés peut être considérée non totalement compatible DCE parce que l'information prise en compte n'est pas quantitative et le jugement qualitatif n'est pas exprimé en termes de rapports de qualité écologique (EQR ou RQE).

1.2 Objectifs

Le principal objectif est de proposer une procédure pour définir un système d'évaluation du statut écologique sur la base des invertébrés d'eau douce.

Dans le détail, les différents points abordés seront :

Récolte des données disponibles (fournies par différentes institutions en Guyane) et organisation de ces données dans une base type Acess afin de construire des matrices pour le traitement,

Caractérisation physico-chimique des sites

Identification des principaux gradients décrits par les variables environnementales et qui décrivent et/ou affectent les communautés d'invertébrés,

Fournir une typologie préliminaire pour les cours d'eau de Guyane qui ait un sens pour les communautés benthiques et qui respecte les exigences de la DCE,

Sélectionner des taxons indicateurs clés à utiliser pour l'évaluation du statut écologique,

Sélectionner des métriques candidates et proposer un indice multimétrique pour une classification des statuts écologiques basée sur les invertébrés aquatiques,

Proposer des limites écologiques –et l'ébauche de la procédure- et comparer avec celles acceptées en Europe au sein de l'exercice d'intercalibration,

Fournir une classification préliminaire des sites/échantillons.

2 Contexte général

2.1 Base de données actuelle

Les données fournies par Hydreco, l'IRD et la DIREN sous la forme de fichiers Excel ou pdf (rapports) ont été organisées dans une base de données relationnelle ACCESS (voir le rapport intermédiaire pour plus de détails). Actuellement la base contient environ 10500 enregistrements biologiques (données d'invertébrés) and 15000 enregistrements de données environnementales collectées en 2007, 2008 et 2009 dans les cours d'eau de Guyane française. Des données additionnelles collectées en 1998-2000 ont également été fournies, mais les invertébrés étaient déterminés au niveau de la classe ou de l'ordre. Elles ne sont pas comparables aux données au niveau de la famille et n'ont donc pas été considérées pour les analyses. Les variables environnementales des années 1998-2000 ont été considérées seulement pour la partie décrivant le cadre physico-chimique global (voir paragraphe 2.2 de ce rapport). Plus de détails sur la base de données se trouvent dans le rapport préliminaire.

2.1.1 Description des données utilisées pour les analyses biologiques

Nous décrivons ci-dessous les données utilisées pour les analyses biologiques. L'extraction des données de l'IRD et d'HYDRECO des années 2007-2009 a fourni 67 stations (dont 27 de sites de référence). 23 stations sont soumises à l'influence de la marée, 39 ne sont pas affectées par la marée et pour le reste l'information n'était pas disponible (Tab. 1). The nombre indiqué dans la colonne station est celui fourni par l'IRD, dans certains cas nous avons attribué un nombre (en gras) à des sites qui sont peut-être déjà répertoriés, mais dans le doute nous les avons considérés comme des stations différentes.
230 échantillons sont disponibles pour ces stations, incluant 115 troubleaux, 78 sédiments, 36 substrats artificiels. Pour les analyses biologiques seuls les troubleaux seront considérés dans ce rapport (Tab. 1), car ce sont les plus nombreux, présents dans tous les échantillons et qu'ils permettent ainsi la comparaison entre sites. Plusieurs travaux démontrent que les échantillons benthiques peuvent être différents s'ils sont collectés dans différents mesohabitats (p.ex. embâcles ou autre matériel flottant, vrais échantillons benthiques, échantillons littoraux, eaux mortes) et qu'une approche utilisant des techniques d'échantillonnage multiples peut être nécessaire pour caractériser correctement les grands cours d'eau. Cependant Angradi & Jicha (2010) ont montré que cette dernière méthodologie ne perd pas de sensibilité aux gradients quand on la compare aux échantillons benthiques. En général, avec l'objectif de commencer le développement d'un indice d'évaluation de la qualité des eaux, nous avons considéré que les échantillons au troubleau pouvaient être considérés comme représentatifs ; des études plus approfondies, avec de nouveaux échantillons pourront, dans une phase ultérieure, améliorer la performance de l'indice.

Tableau . Stations échantillonnées entre 2007 et 2009 en Guyane française

Site	Cours d'eau	STATION-def	Ref/Surv	marée	latitude	longitude	N troubleau samples
1	Mana	Mana à Saut Fracas	Surv	Non	4°46'28	53°39'32	2
2	Mana	Mana à Saut Lézard	Surv	Non	04°58'15	053°47'03	2
3	Mana	Mana à Couachi	Surv	Oui	05°37'11	053°43'28	2
4	Acarouany	Crique Ste Anne	Surv	Oui	05°33'00	053°48'45	1
5	Acarouany	Acarouany à Javouhé	Surv	Oui	05°37'18	53°48'58	1
6	Iracoubo	Iracoubo à Plaque Roche	Ref	Non	05°19'24	53°24'58	3
7	Iracoubo	Iracoubo à Patagai	Ref	Oui	05°24'36	53°16'15	3
8	Maroni	Maroni à Apsik Icholi	Ref	Non	02°59'10	54°10'53	3
9	Marouini	Marouini à Pikinn Tabiki	Ref	Non	3°13'55	54°05'05	3
10	Maroni	Maroni à Twenké	Ref	Non	3°21'50	54°03'06	3
11	Inini	Inini à Sonelle	Surv	Non	03°40'05	053°57'40	2
12	Petit Inini	Petit Inini à Batardeau	Surv	Non	03°39'29	053°49'29	2
13	Maroni	Maroni à Papaichton	Surv	Non	03° 48' 20	054° 08' 36	2
14	Aratai	Aratai à Couy	Ref	Non	04°01'36"	52°41'35	3
15	Approuague	Approuague à Machicou	Surv	Non	03°54'14	52° 34' 52	2
16	Approuague	Approuague à Athanase	Surv	Non	04°10'50	52°21'14	3
17	Mataronie	Mataronie à Yapoura	Ref	Oui	04°14'16	52° 10' 53	2
18	Approuague	Approuague à Régina	Surv	Oui	04°19'23	52° 07' 19	2
19	Kourou	Kourou à Leodate	Ref	Non	04°50'07	052°47'31	2
20	Kourou	Kourou à Singes rouges	Surv	Oui	5°00'08	52°40'10	2
21	Leblond	Leblond à Lucifer	Surv	Non	04°46'37	053°07'13	1
22	Kaw	Kaw amont	Ref	Oui	4'26'47	52'03'07	2
23	Mahury	Mahury à Roura		Oui	04'43'47	052'19'46	1
23.5	Mahury	Mahury à Stoupan	Surv	Oui	4°44'40	52°19'58	1
24	Orapu	Orapu à Fourgassié	Surv	Oui	04°37'00	052°19'26	2
25.5	Tonnegrande	Tonnegrande à Tonnegrande	Surv	Oui	04'49'43	052°26'34	1
26	Passoura	Passoura à Pont	Surv	Oui	05°09'02	52°42'00	2
27	Camopi	Camopi à Camopi	Ref	Non	3°10.826	52°20.371	1
27.5	Oyapok	Oyapok à Camopi amont	Ref	Non	03°05'34"	52°20'28"	2
28	Camopi	Camopi à saut Alexis	Surv	Non	03°10'34	52°28'28"	1
29	Noussiri	Noussiri à Noussiri	Ref	Non	03°35'27	52°03'06	3
30	Armontabo	Armontabo à Armontabo	Ref	Non	03°42'25	51°58'54	3
31	Oyapok	Oyapok à Saut Fourmi Maripa amont	Ref	Non	03°43'17	51°55'46	3
32	Oyapok	Oyapok à Saint Georges	Surv	Oui	03°48'33"	51°52'17"	2
33	Gabaret	Gabaret à Capon	Ref	Oui	03°54'51"	51°50'25	2
34	Comté	Comté à Lysis	Surv	Non	4° 30' 52	52° 30' 53	1
34.5	Comté	Comté à Roche Fendé	Surv	Non	4° 23' 53	52° 34' 59	1
35	Bagot	Bagot à Bagot_2008	Ref	Non	04°32'13	52°32'27	2
35.5	Bagot	Bagot à Bagot_2009	Ref	Non	4° 30' 52	52° 30' 53	1
36	Comté	Comté à Cacao Aval	Surv	Oui	4° 35' 30	52° 27' 42	2
37	Maroni	Maroni à Saint Laurent	Surv	Oui	05°03'28	054°00'24	2
38	Balaté	Balaté à Saint Louis	Surv	Non	05°28'25	054°02'33	2
39	Maroni	Maroni à Langa Tabiki	Ref	Non	05°00'20	54°26'12	2
40	Maroni	Maroni à Sparouine amont	Surv	Non	05°15'37	054°16'48	3
40.5	Sparouine	Sparouine à Sparouine	Ref	Oui	5°15.62	54°16.79	1
41.5	Sparouine	Sparouine à crique Takouba	Surv	Oui	5°05'40	54°12'12	2
42	Sinnamary	Sinnamary à Dalles	Ref	Non	4° 32' 00	52°53'40	3

43	Sinnamary	Sinnamary à Vénus	Surv	Oui	5°11'04	52° 58' 42	2
44	Korossibo	crique Korossibo	Surv	Non	5°10'10	53°39'46	1
45	Kampi	crique Kampi	Surv	Non	04°50'05	052°47'33	1
46	cr. À l'Est	crique à l'Est-Saul	Surv	Non	03°39'45	53°13'19	1
47	Nouvelle France	crique Nlle France-Saul	Ref	Non	3°37'45"	53°10'34"	1
48	Saul	crique Saul	Ref	Non	04°33'29	52°54'26	1
49	Toussaint	crique Toussaint	Ref	Non			1
50	Singes rouges	crique Singes Rouges	Ref	Oui	04°57'25	52°38'00	1
51	Cipanama	crique Cipanama	Surv		04°13'10	52° 03' 01	1
52	Macouria	crique Macouria	Surv	Non	4°57'31	52°35'47"	1
53	Saulnier	crique Saulnier	Surv	Oui	05°16'31"	52°58'36"	1
	Balanfois	Balenfois à Couy	Ref	Non	4°01'57	52°41'13	1
	Cr. Bœufs	Crique Bœufs à Charvein	Surv	Oui	5°37'94	53°43'66	1
	Galibi	Galibi à Galibi	Ref	Non	4°23'51	52°36'33	1
	Salva	crique Salva à Salva	Ref	Non	4°43.23	54°23.53	1
	Tigre	crique Tigre à Tigre	Surv	Non			1
	Affluent de la crique Balaté	Balatè aval					1
	Affluent de la crique Balaté	Balatè aval					1
	Affluent de la crique Balaté	Balatè amont					1
	Affluent de la crique Balaté	Balatè amont					1

Les invertébrés ont été en général déterminés à la famille, sauf pour les Ephémères qui ont été identifiées au genre dans un certain nombre de cas.
Les données environnementales incluent des informations générales sur le site (altitude, coordonnées géographiques), des informations de qualité (référence, présence de source de perturbation), des données physico-chimiques de l'eau et des sédiments (température, conductivité, oxygène dissous, pH, anions et cations, métaux traces, micropolluants organiques, pesticides, etc.), des paramètres morphologiques (composition du substrat, présence de macrophytes, influence de la marée, etc.) et des métriques biologiques basées sur les échantillonnages de poissons (% de taxons, diversité, richesse, etc.)

2.2 Chimie des cours d'eau

Dans ce rapport une base de données de 182 échantillons d'eau a été examinée. Les échantillons ont été collectés pendant deux périodes, 1998-2000 (52 échantillons) et 2007-2009 (130 échantillons) provenant de 13 bassins et comprenant 49 corps d'eau. Plusieurs cours d'eau ont été échantillonnées dans des sites différents qui changent souvent entre les deux périodes. Pour chaque site d'échantillonnage, 1 à 4 échantillons ont été collectés.
Les échantillons collectés pendant la période 1998-2000 ont été analysés pour le pH, l'oxygène dissous (DO), la conductivité électrique (Cond.) et la trubidité (Turb.) alors que la plupart des variables chimiques prévues dans la DCE ont été analysées pour les sites échantillonnés pendant la période 2007-2009. Dans ce rapport nous analyserons seulement les principaux éléments chimiques : pH, Cond., DO, hydrogenocarbonates (HCO3), amonium (N-NH4), nitrates (N-NO3 ; ,nitrites (N-NO2), azote total (TN), azote inorganique total (TIN), azote organique total (TON), sulphate (SO4, chlorure (Cl), silicate (SiO2), orthophosphate (PO4), phosphore total (TP), calcium (Ca), magnesium (Mg), sodium (Na), potassium (K), solides en suspension totaux (TSS), turbidité, Carbone organique dissous (DOC), carbone organique total (TOC), demande biochimique

en oxygène (BOD), demande chimique en oxygène (COD). Les échantillons collectés aux stations Mahury à Stoupan, Tonnegrande, Rivière de Cayenne, Maroni à Saint Laurent et Orapu à Fourgassié, caractérisés par de hautes concentrations en Na et Cl (0,2-14,3 g $Cl.L^{-1}$ et 0,01-7,8 g $Na.L^{-1}$) ainsi que les échantillons de la rivière de Kaw et de l'Inini, qui présentent de fort taux de PO4, NH4, K, Cl et COD, ont été exclus de l'analyse.
Le Tableau 2 contient quelques descripteurs statistiques des principales variables chimiques des échantillons examinés. Les données révèlent un faible contenu ionique comme indiqué par une conductivité moyenne de 25 $\mu S.cm^{-1}$ et une charge moyenne en cations (TC) de 253 $\mu eq.L^{-1}$. A titre de comparaison la moyenne mondiale des eaux a un TC estimé de 1200 $\mu eq.L^{-1}$ (Edmond *et al.*, 1995). La plupart des sites qui présentent la plus faible conductivité (valeurs comprises entre 10 et 20 $\mu S.cm^{-1}$ sont localisés sur l'Oyapock et le Mahury, tandis que la plupart des stations de la Mana, du Sinnamary, du Petit Inini, du Grand Inini et de l'Inini sont caractérisés par des conductivités moyennes supérieures à 30 $\mu S.cm^{-1}$. La comparaison avec des données sur d'autres bassins tropicaux montre que la majorité de nos sites sont plus dilués que les affluents de l'Amazone (p.ex. le Solimões), mais plus concentrés que les rivières « d'eau noire » du bassin de l'Amazone telles que le Rio Negro (Sondag *et al.*, 2010) ou que le Caroni du bassin de l'Orénoque (Edmond *et al.*, 1995).
HCO3 représente le principal composant du contenu ionique (30% en équivalent), suivi par Na (24%), Cl (16%) et Ca + Mg (20%). L'ordre d'abondance des cations est Na>Mg>Ca>K, tandis que pour les anions l'ordre est HCO3>Cl>SO4>NO3.

Tableau Descripteurs statistiques des principales variables chimiques mesurée entre 1998 - 200 et 2007-2009 dans les échantillons de Guyane française.

	unit	N	Mean	Median	Min	Max	25th	75th	S.D.
T	°C	172	27,3	26,9	23,7	33,1	25,6	28,7	2,1
O2	$mg.L^{-1}$	170	6,46	6,75	1,90	8,95	5,80	7,30	1,22
pH	u	173	5,83	6,00	3,55	7,30	5,39	6,35	0,73
Cond.	$\mu S.cm^{-1}$	172	28,1	25,0	13,3	211,0	21,0	30,8	16,6
HCO3	$mg.L^{-1}$	88	10,6	10,0	3,0	30,0	7,0	13,0	4,5
N-NH4	$mg.L^{-1}$	107	0,022	0,023	0,002	0,233	0,012	0,023	0,024
N-NO3	$mg.L^{-1}$	99	0,13	0,11	0,03	0,33	0,10	0,14	0,06
N-NO2	$mg.L^{-1}$	107	0,005	0,003	0,001	0,009	0,002	0,009	0,003
TIN	$mg.L^{-1}$	101	0,15	0,14	0,04	0,35	0,12	0,16	0,06
TON	$mg.L^{-1}$	61	0,68	0,85	0,01	1,90	0,18	0,92	0,45
SO4	$mg.L^{-1}$	105	1,17	0,99	0,20	12,80	0,60	1,00	1,33
Cl	$mg.L^{-1}$	107	3,41	2,70	0,19	20,0	2,00	3,55	2,86
Ca	$mg.L^{-1}$	93	1,15	1,10	0,36	4,40	0,80	1,40	0,61
Mg	$mg.L^{-1}$	96	0,76	0,70	0,24	2,80	0,50	0,80	0,45
Na	$mg.L^{-1}$	97	3,21	2,70	1,20	15,00	2,25	3,40	2,14
K	$mg.L^{-1}$	91	0,84	0,80	0,49	2,80	0,60	1,00	0,35
SiO2	$mg.L^{-1}$	107	11,3	11,1	3,1	29,5	6,56	15,0	5,33
PO4	$\mu g.L^{-1}$	102	64	40	5	770	33	54	99
TP	$\mu g.L^{-1}$	102	30	19	0,1	410	0,1	30	57
TSS	$mg.L^{-1}$	111	13,3	7,5	0,4	218	3,6	12,6	25,5
Turb.	NTU	172	13,6	8,3	0,7	114	4,2	15,5	16,5
DOC	$mgC.L^{-1}$	41	2,74	2,20	1,50	9,0	2,10	2,80	1,33
TOC	$mgC.L^{-1}$	99	3,35	2,80	0,72	10,0	2,30	3,90	1,62
BOD	$mgO2.L^{-1}$	93	1,80	1,70	0,10	8,0	0,80	2,30	1,26

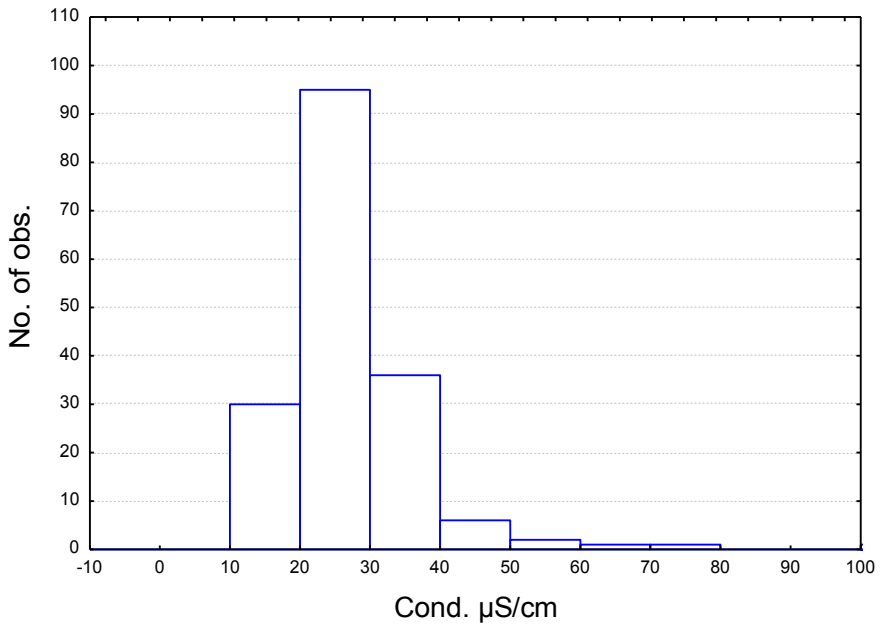

Figure . Distribution de fréquences de conductivités.

Nous avons trouvé une relation linéaire hautement significative ($p<0.0001$) entre HCO3 et Ca qui indique l'occurrence de CaCO3 dans les échantillons (Fig. 2). La corrélation élevée entre HCO3 et les silicates ($R^2 = 0,642$, $p<0.0001$) doit indiquer le lessivage des feldspaths qui libère HCO3 et Si. La corrélation positive ($p<0.01$) de HCO3 et de SiO2 avec la distance à l'embouchure suggère l'importance des processus physiques dans ces fleuves tropicaux (Fig. 2).

Figure . Régressions linéaires entre HCO3 ($mg.L^{-1}$) et Ca ($mg.L^{-1}$), et entre HCO3 et SiO2 ($mg.L^{-1}$).

SiO2 représente un autre constituant important de l'eau de ces cours d'eau. Sa concentration moyenne est de 11 $mg.L^{-1}$ correspondant à 183 µmol $Si.L^{-1}$. 50% des échantillons a une concentration relativement élevée, entre 109 et 249 µmol $Si.L^{-1}$. Cette valeur est supérieure à celles relevées par Sondag *et al.*(2010) pour quelques cours d'eau tropicaux. A ce sujet nous devons considérer que Si dans les eaux de surface des environnements tropicaux est souvent contrôlé par la croissance des diatomées (Negrel *et al.*, 1993 ; Gaillardet *et al.*, 1997) probablement affecté par une certaine variabilité ce qui limite la comparaison de nos données (peu d'échantillons dans un même site) aux données de la littérature.
Nous trouvons une très bonne relation linéaire entre Cl et Na (Fig. 3) ce qui suggère la présence de NaCl dans les échantillons. Le Cl dans les cours d'eau étudiés est probablement originaire de la pluie dans la mesure où la contribution des impacts humains ainsi que la dissolution des roches sont en général négligeables (Sondag *et al.*, 2010). Bien que le lessivage de la canopée puisse contribuer à la concentration de Cl dans la rivière dans ces bassins intensément couverts de végétation, cette contribution est probablement négligeable comparée à la grande influence des aérosols marins déposés sur la surface aquatique par déposition humide ou sèche. En ce qui concerne les valeurs moyennes, le rapport Na/Cl est de 1,54, plus élevé que la valeur marine typique (0,86) et ceci indique que Na dérive autant des apports de la pluie (56%) que des interactions avec la roche (44%).

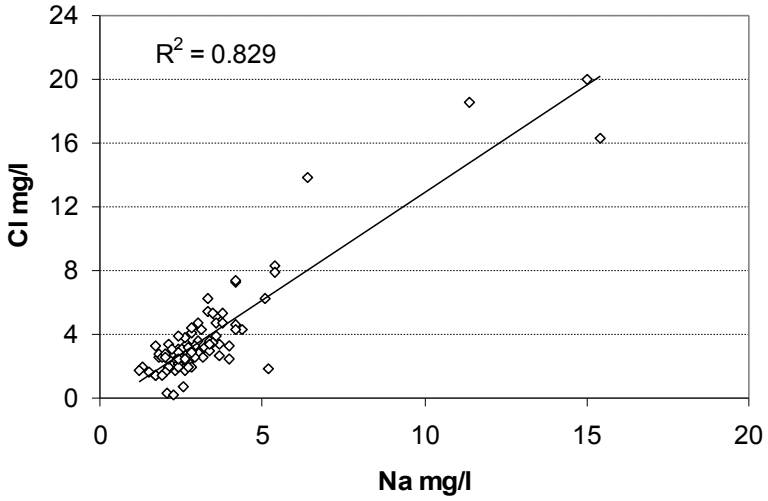

Figure . Régression linéaire entre Na (mg.L^{-1}) et Cl (mg.L^{-1}.)

Selon l'approche de Stallard et Edmond (1983) la relation entre Si et (Na+K) peut être utilisée pour obtenir des informations supplémentaires sur la géochimie des cours d'eau analysés. La corrélation significative entre Si et les principaux alcalins (Na+K), après la correction pour la contribution du Na marin, avec un intercept positif sur Si doit être indicatif de la dissolution de quartz ou de kaolinite (Fig. 4). Cependant le rapport Si/(Na+K) d'environ 2,6 suggère que, dans les bassins, la kaolinite est probablement formée en addition à la réaction continue de gibbsite (Edmond *et al.*, 1995).

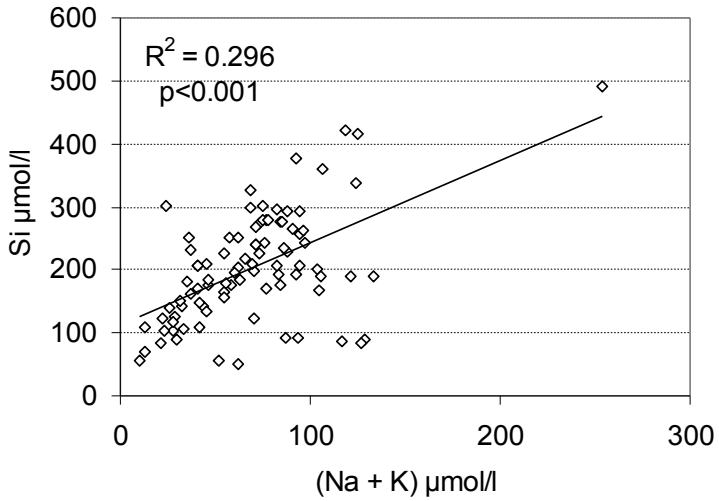

Figure . Régression linéaire entre Na+K (µmol.L^{-1}) et Si (µmol.L^{-1}).

Sur un graphique Mg-Ca (Fig. 5), les données montrent une relation linéaire correspondant à un rapport Mg/Ca d'environ 1, semblable à celui trouvé par Edmond *et al.* (1995) pour la rivière Aro (Venezuela) qui inclut une zone de « greenstone » dans son bassin. Ces régions, présentes dans la partie orientale du bouclier guyanais est entièrement d'origine marine (Edmond *et al.*, 1995).

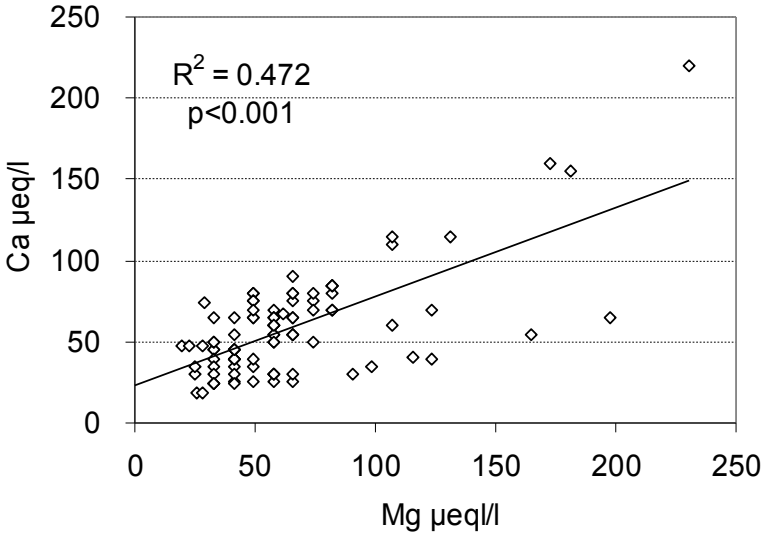

Figure . Régression linéaire entre Mg (µeq.L^{-1}) et Ca (µeq.L^{-1}).

Sur un schéma ternaire des cations (Ca, Mg, Na+K) (Fig. 6) la plupart des échantillons se trouvent sur une tendance linéaire proche du sommet (Na+K). Ce patron a été également observé par Edmond *et al.* (1995) pour de nombreux cours d'eau du bassin de l'Orénoque et les auteurs suggèrent qu'il est typique des types de roches volcaniques et indiquent aussi que le processus de lessivage est complet sans rétention de cations dans des phases secondaires.

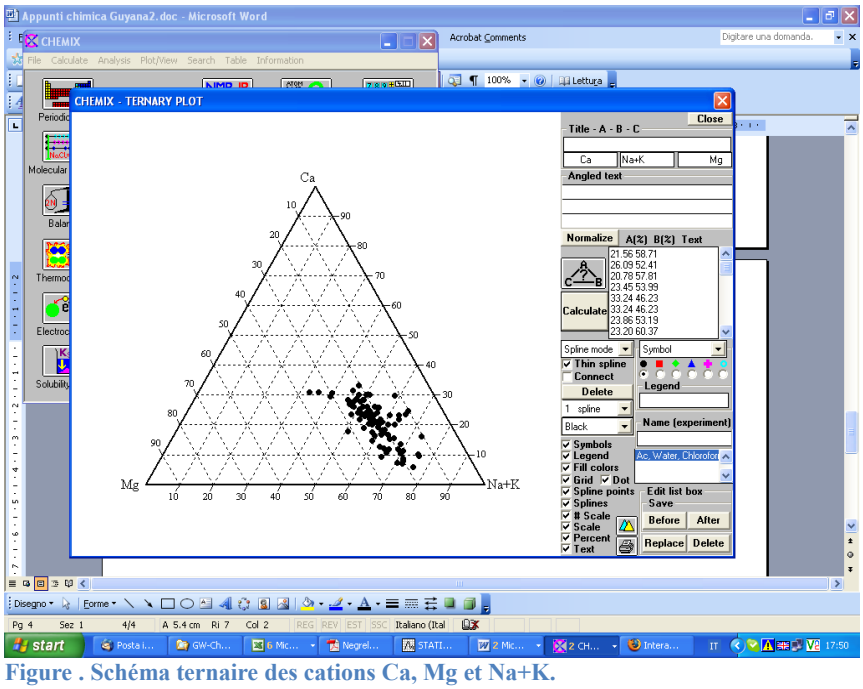

Figure . Schéma ternaire des cations Ca, Mg et Na+K.

Un autre instrument pour analyser les processus géochimiques est le diagramme de Gibbs (1970). Gibbs, étudiant la salinité des eaux de surface mondiales, concluait que 3 mécanismes contrôlent la chimie des eaux de surface : les précipitations atmosphériques, la dominance ou le lessivage des roches et les processus d'évaporation-cristallisation. Le diagramme de Gibbs, une enveloppe en

forme de boomerang, est obtenu quand le rapport Na/(Na+Ca) sur l'axe x est porté sur un graphe avec les TDS sur l'axe Y. La plupart des données examinées se trouvent sur le graphe dans le champ de dominance des précipitation, proche des points des rios Téfé et Negro avec des valeurs faibles de TDS et un rapport Na/Na+ca proche de 1 (Negrel *et al.*, 2000). En d'autres termes cela signifie que, en termes généraux, la composition ionique des cours d'eau étudiés est dominée par la chimie des dépositions atmosphériques.

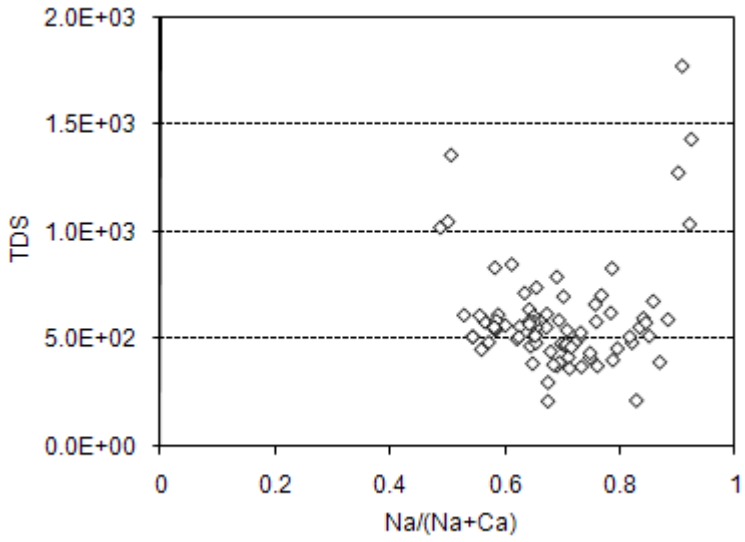

Figure . Relation entre TSS (mg.L^{-1}) et le rapport Na/(Na+Ca).

En ce qui concerne les solides en suspension totaux, nous observons une relation linéaire très significative entre ce paramètre et la turbidité (Fig. 8) qui démontre une bonne fiabilité de ces deux méthodes analytiques. Le contenu moyen de TSS (7,5 mg.L^{-1}) est proche de celui signalé du Rio Negro (7mg.L^{-1}) mais beaucoup plus faible que ceux signalés dans la littérature pour quelques grands fleuves tropicaux qui varient entre 1143 et 34 mg.L^{-1} (Lewis, 2008). Cette observation peut être expliquée par l'absence de relief élevé et par la topographie du bouclier caractérisé par une section rectangulaire qui limite le taux de transport des solides dissous ou en suspension. Il faut noter que ce paramètre est très variable et dépend du débit de la rivière. Ainsi, du fait du faible nombre de données pour chaque site, l'interprétation ne peut donner qu'une indication.

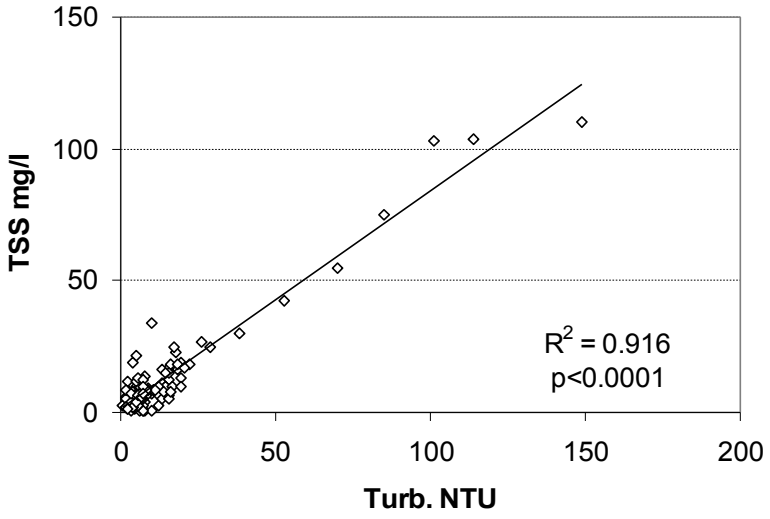

Figure . Régression linéaire entre les TSS (mg.L^{-1}) et le turbidité (NTU)

La plupart des échantillons présente un pH acide à légèrement acide. La classe de pH la plus représentée (avec 63 échantillons) est celle entre 6 et 6,5 unités pH (Fig. 9). Des valeurs inférieures à 5 (24 échantillons) ont été mesurées dans de petits cours d'eau appelés « criques » au sein des bassins du Sinnamary, de la Mana et du Maroni. Le pH n'est corrélé avec aucune des autres variables chimiques. L'acidité est probablement due à l'occurrence d'acide humique non dégradable qui donne souvent une couleur foncée à ces eaux oligotrophes. Les données de DOC sont malheureusement trop peu nombreuses pour être utilisées pour vérifier cet aspect. Les valeurs de DOC disponibles pour quelques 40 échantillons se trouvent dans la partie inférieure de la gamme de valeurs connue pour les cours d'eau tropicaux (3-10 mg.L^{-1}).

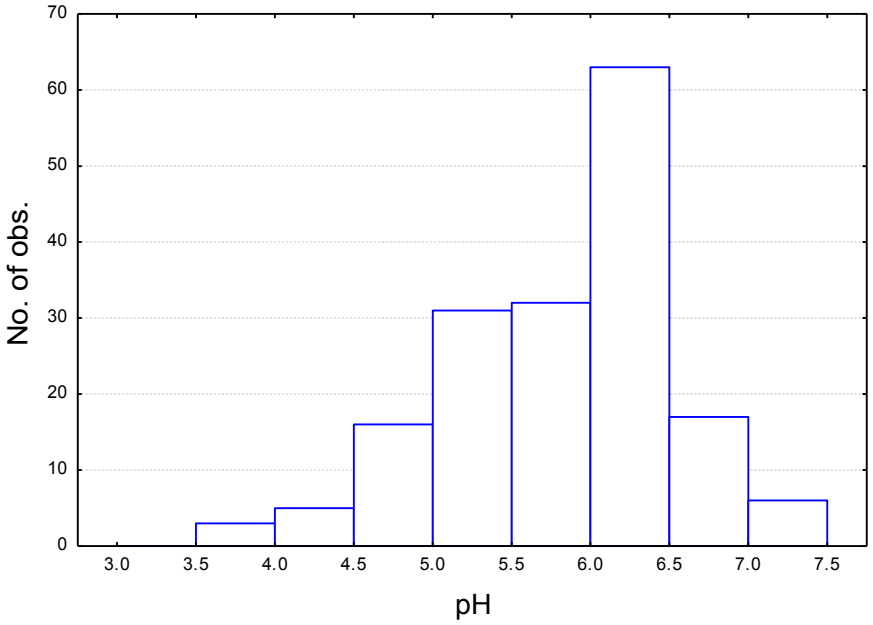

Figure . Distribution de fréquence du pH ;

La concentration en oxygène dissous ne dépasse jamais 9 mg.L^{-1} et la plupart des échantillons sont caractérisés par des valeurs relativement faibles entre 5,3 et 7,3 mg.L^{-1}. Ceci est typique des cours

d'eau tropicaux caractérisés par des températures qui correspondent à de faibles concentrations à saturation (Lewis *et al.*, 2008).
En ce qui concerne les nutriments, le nitrogène organique est le principal composé azoté avec une concentration moyenne (0,85 $mg.L^{-1}$) huit fois plus grande que les nitrates (0,11$mg.L^{-1}$) (Fig. 10). La très haute corrélation entre TON et le N total (Fig. 11) illustre aussi ce résultat. Ce patron est typique des environnements totalement naturels dans des régions à l'impact humain minimum (Perakis et Hedin, 2002).
Comme prévu dans des cours d'eau peu perturbés, TP et PO4 présentent aussi des concentrations faibles, souvent proches du seuil de détection des analyses.

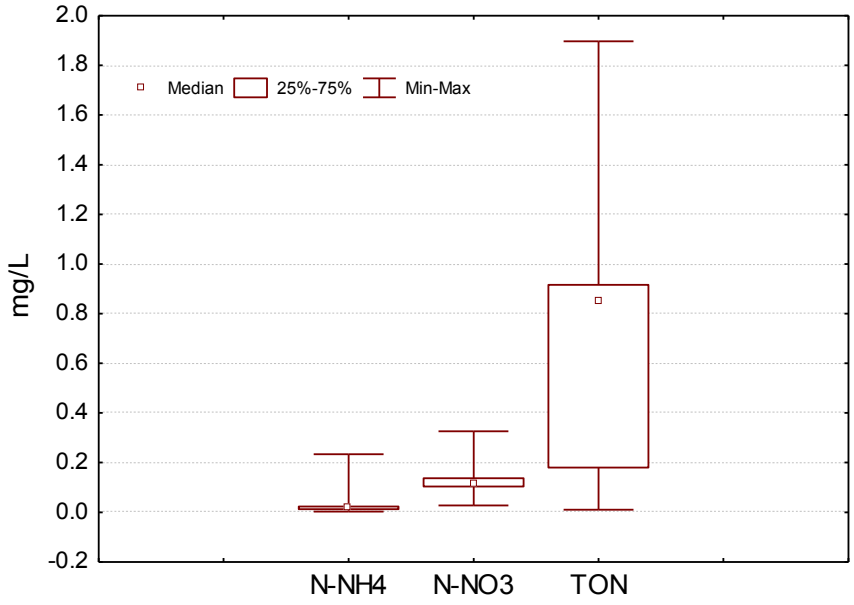

Figure . Graphique Box Plot des composés azotés mesurés dans tous les échantillons.

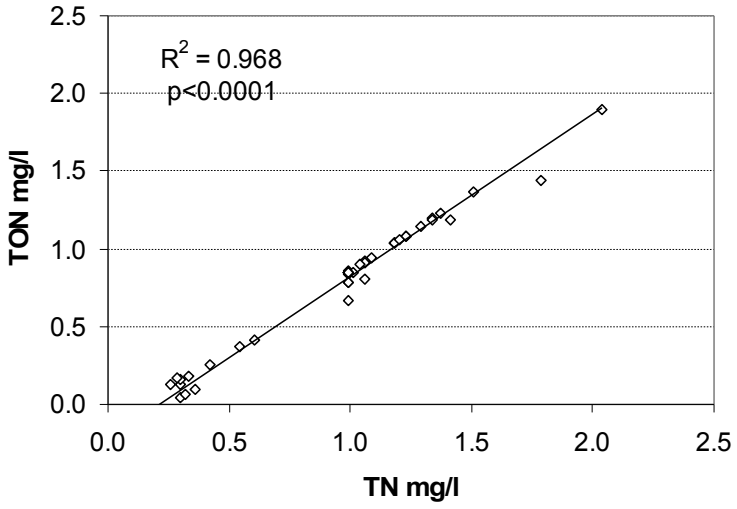

Figure . Régression linéaire entre l'azote total et l'azote organique total.

L'influence des marées de chaque site, établie à partir de données hydrologiques et par la présence de mangroves, a aussi été analysée d'un point de vue chimique. Le tableau 3 montre les variables chimiques qui différent significativement entre les sites influencés ou non par la marée. Les sites

influencés par la marée présentent des valeurs inférieures de DO, HCO3, SiO2, Ca, K et pH et supérieures de Cl, TSS et DOC.

Tableau . Comparaison des concentrations moyennes des variables chimiques mesurées dans sites influencés ou non par la marée et montrant des différences significatives. Le nombre d'échantillons est donné entre parenthèses. Niveau de signification : ***p<0,0001 ; **p<0,001 ; *p<0.01.

	pH ***	O2 ***	HCO3 **	Cl **	Ca ***	K **	SiO2 *	TSS *	DOC *
No tidal sites	6,00 (119)	6,83 (118)	11,8 (56)	2,74 (72)	1,33 (60)	0,93 (58)	12,2 (72)	8,75 (72)	2,29 (24)
Tidal sites	5,52 (49)	5,68 (49)	8,56 (31)	4,83 (34)	0,83 (32)	0,68 (32)	9,50 (34)	23,4 (34)	3,37 (17)

Dans les sites influencés par la marée, les variations de la conductivité électrique sont liées linéairement aux fluctuations de Cl, tandis que dans les autres sites une régression linéaire significative a été mise en évidence entre la conductivité et HCO3.

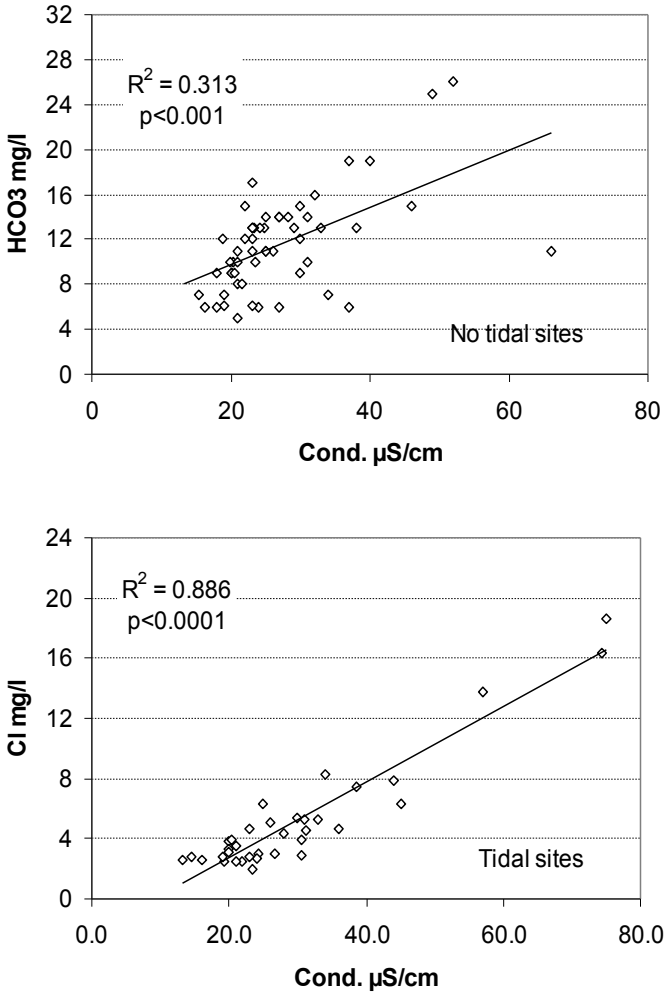

Figure . Régressions linéaires entre la conductivité et HCO3 (mg.L^{-1}) dans les sites non influencés par la marée et entre la conductivité et Cl (mg.L^{-1}) dans les sites influencés par la marée.

Sur le diagramme Na-Cl représenté dans la figure 13, les échantillons influencés par la marée sont plus proches de la ligne des eaux marines salées que les autres. Cependant, le rapport moyen Na/Cl est de 1,11 et 1,54 respectivement pour les premiers et les deuxièmes, donc plus élevés que la valeur

des eaux marines salées (0,86). Ce résultat suggère que Na a aussi une origine continentale mais que son incorporation est très différente entre les deux types de sites.

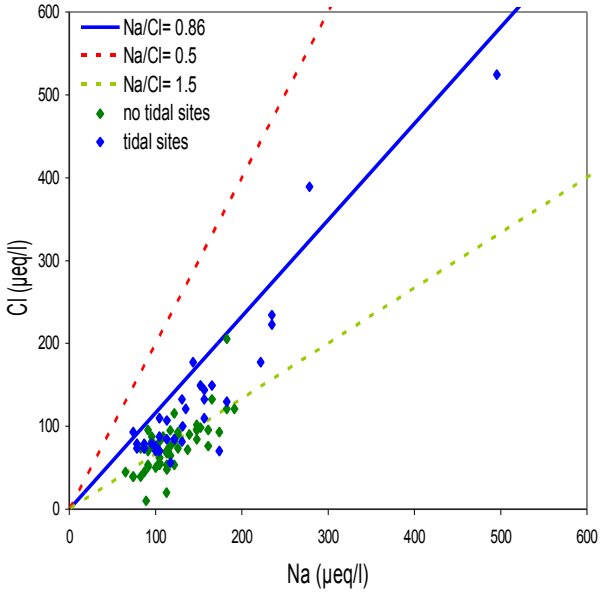

Figure . Na-Cl graphique pour les sites influencés ou non par la marée. Trois droites correspondant à différents rapports Na/Cl sont indiquées.

2.3 Analyse des données

Des analyses multivariées ont été menées pour explorer les principaux gradients dans les variables biotiques et abiotiques. Des techniques d'ordination (DCA et PCA) ont été utilisées sur les variables abiotiques pour mette en évidence les facteurs principaux déterminants des différences entre sites. L'analyse DCA a calculé la longueur du gradient de variation inférieur à 3 écarts types pour tous les axes. Une analyse PCA a donc été réalisée, une méthode linéaire adaptée quand la longueur du gradient est courte (Ter Braak et Prentice, 1988). L'analyse a été réalisée par le logiciel CANOCO, version 4.O (Ter Braak et Smilauer, 1997). L'analyse TWINSPAN (Two Way Indicator Species Analysis) a été appliquée sur les communautés benthiques afin de définir des types de cours d'eau. Le logiciel Win TWINS a été utilisé pour cette analyse (Hill et Smilauer, 2005) et les niveaux de seuil des pseudoespèces adoptés étaient de 0 et 5, correspondant aux abondances les plus fréquentes sans donner trop de poids aux grands nombres.
Des tests statistiques ont été appliqués en vue de déterminer des différences entre les échantillons référence et surveillance en considérant différentes métriques. On a appliqué les tests ANOVA ,Tukey et le Mann-Whitney U test à l'aide du logiciel STATISTICA (Statsoft Inc., 2004).
Pour quantifier la réponse des taxons d'invertébrés à la qualité de l'eau, on calcule, pour des taxons sélectionnés, la moyenne pondérée du GCPI (Guyane Chemical Pollution Index) afin de déterminer la valeur optimale pour un taxon (Ter Braak et Prentice, 1988). La moyenne pondérée des écarts types des valeurs optimales a également été calculée (Hecket et Filiben, 1996). Le détail du calcul des GCPI apparait dans le paragraphe 4.1.

3 Définition des types de cours d'eau

3.1 Typologie des cours d'eau à partir des variables abiotiques

La définition des types de cours d'eau est un point central de la DCE (WFD : European Commission, 2000). Le cadre typologique de la DCE est basé sur quelques descripteurs environnentaux majeurs, tels que la géologie, l'altitude, la taille du cours d'eau. Il est universellement reconnu que la définition d'une typologie rivière constitue un support pour l'aménagement soutenable de l'eau et permet une meilleure comparaison entre différentes communautés biologiques (e.g. Verdonschot et Nijboer, 2004). L'objectif était de trouver des descripteurs qui ont un sens écologique, particulièrement dans le contexte de la Guyane française.

L'approche utilisée pour définir des cours d'eau types est basée sur des analyses multivariées. La première analyse a été une analyse indirecte unimodale (DCA) passée sur la conductivité, les MES, le PH, la température, l'alcalinité et la turbidité sur toutes les 67 stations. Ces premiers résultats indiquent que le gradient est court (Tab. 4) et qu'ainsi, une analyse linéaire serait plus appropriée. De plus, afin d'éviter une interférence avec la pollution des eaux pour définir un gradient de types de cours d'eau, une PCA a été passé en ne considérant que les sites de référence (Tab. 5). Pour l'analyse, les données, sauf le pH, ont été log-transformées.

Tableau . Résultats de la DCA sur les variables abiotiques indicatrices d'une typologie rivière.

DCA Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues:	0,494	0,132	0,016	0,012	0,692
Lengths of gradient:	1,268	1,508	1,408	1,365	
Species-environment correlations:	0,965	0,807	0,792	0,798	

Tableau . Résultats de la PCA sur les variables abiotiques indicatrices d'une typologie rivière en ne considérant que les sites de référence.

PCA Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues:	0,687	0,157	0,081	0,063	1
Species-environment correlations:	0,96	0,925	0,986	0,955	

Le gradient sur l'axe 1 semble être déterminé par les valeurs de pH, MES et turbidité (Fig. 14). Le pH est universellement reconnu comme un facteur affectant les invertébrés benthiques (Courtney et Clements, 1998 ; 2000 ; Johnson *et al.*, 1993) et cette variable doit être considérée pour la définition des types de cours d'eau en Guyane française. Les MES et la turbidité peuvent être d'une certaine manière en relation avec la taille du bassin car les petits bassins peuvent transporter de plus faibles quantités de sédiments que les grands (Tejerina-Garro et Mérona, 2001). La température semble également une variable importante (sur l'axe 2) comme démontré par Tejerina-Garro et Mérona (2001), probablement du fait de différences dans la couverture végétale. Le problème pour utiliser les MES ou la turbidité pour définir des types de cours d'eau est que ces variables peuvent aussi être associées à des altérations anthropiques : ainsi, un site particulier peut être attaché à un type de potentiel à cause de l'altération observée et non à cause de son état naturel. En revanche, le pH est moins associé à des altérations anthropiques, particulièrement en Guyane et la taille du bassin est indépendante des altérations.

L'axe 1 est également corrélé aux Chlorures (r=0,71) et à la saturation en oxygène (r=0,59) ce qui peut indiquer une forte influence de la marée.

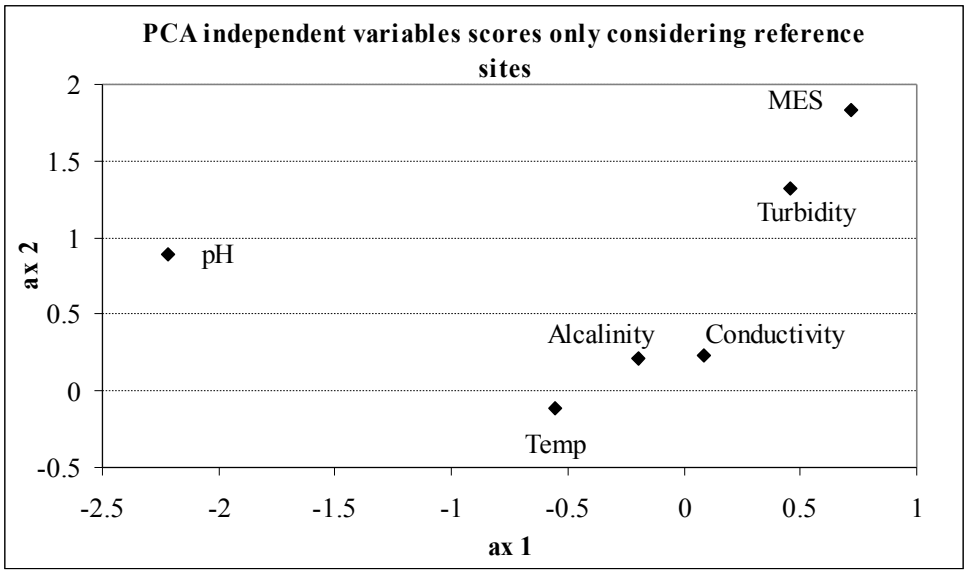

Figure . Résultats de l'analyse PCA sur les variables abiotiques dans les sites de références .

3.2 Typologie des cours d'eau à partir des invertébrés.

L'analyse TWINSPAN a été appliquée sur les communautés benthiques collectées dans 25 stations de référence en considérant tous les échantillons troubleau récoltés dans les différentes années et saisons (54 échantillons). Les stations Mahury à Roura, Balaté aval et Balaté amont ont été exclues de cette analyse car elles n'étaient pas considérées totalement représentatives à cause de leur inclusion dans des études particulières (i.e. méthodes potentiellement non comparables).
Les résultats de l'analyse TWINSPAN apparaissent dans la Figure 15a, qui inclut les taxons indicateurs. La première division dichotomique sépare les échantillons en fonction de l'influence de la marée. Quatre groupes ont été identifiés au sein des échantillons influencés par la marée. Dans les échantillons non influencés par la marée, 5 groupes ont été identifiés. L'abondance moyenne de quelques taxons indicateurs apparait dans le tableau 6a pour chacun des 9 groupes TWINSPAN finalement acceptés comme significatifs.

Tableau a. Abondances moyennes d'exemples de taxons indicateurs pour les types biologiques de cours d'eau identifiés après l'analyse TWINSPAN (voir Tab. 15a et le texte pour les correspondances de codes).

Abiotic river type	nL	nL	aL, nL	aM, nM	aL, (nL	t4	t3	t2	t1
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Example indicator taxa (group mean)									
Leptophlebiiidae	471	66	49	178	54	1	3	0	0
Elmiidae	96	16	35	51	22	3	2	1	3
Baetidae	303	133	244	307	200	195	18	1	0
Caenidae	1	0	0	1	0	0	9	14	0

Les groupes biotiques définis doivent être interprétés en termes de variables abiotiques typologiques. Ce procédé doit considérer les suggestions de la DCE (e.g. taille du bassin, géologie) et les sorties de l'analyse multivariée passée sur les variables abiotiques (voir paragraphe précédent)

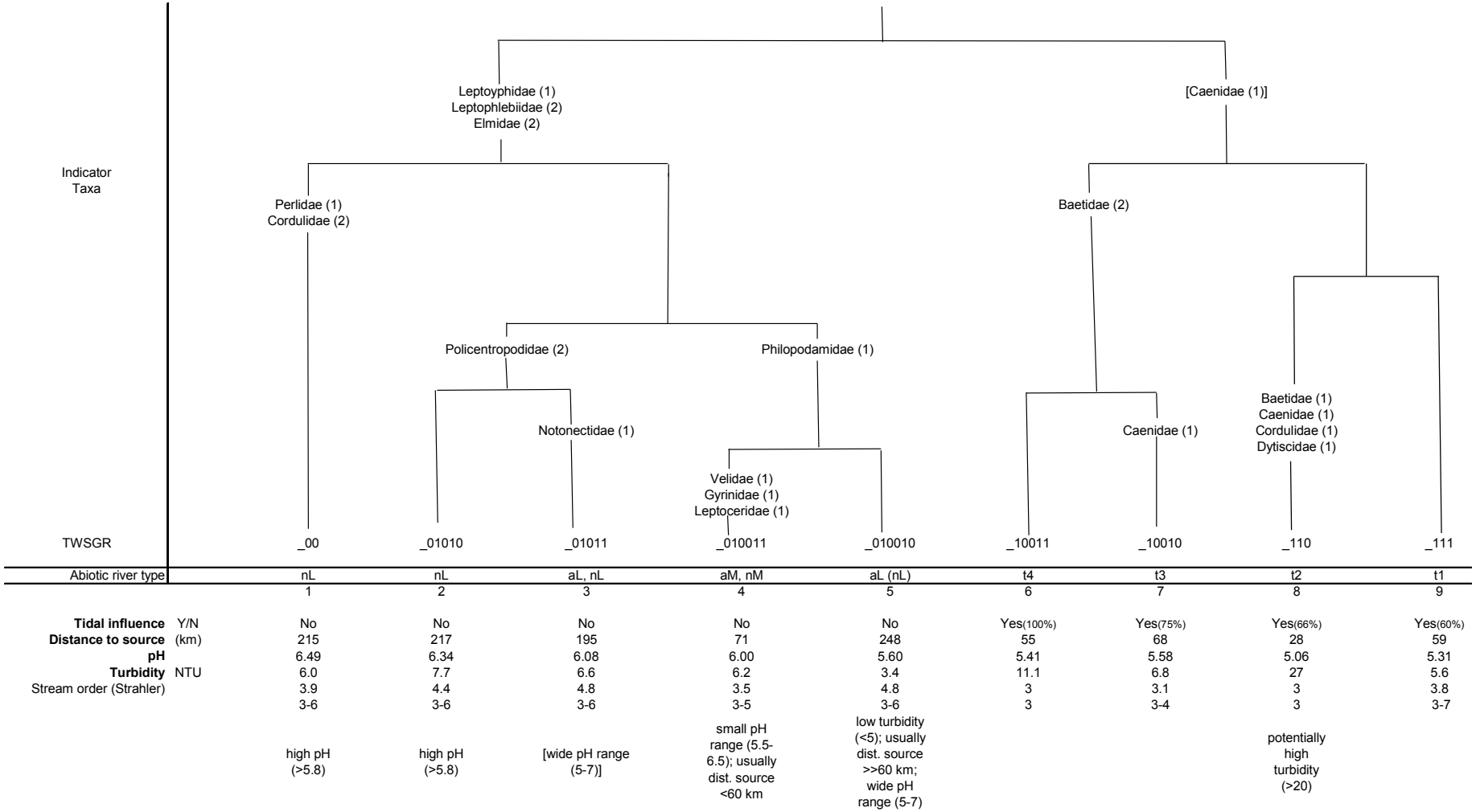

Figure a. Arbre TWINSPAN obtenu en considérant les échantillons d'invertébrés benthiques au troubleau dans les sites de référence. Les valeurs moyennes des variables environnementales clés sont aussi indiquées pour chaque groupe.

Malheureusement les différents groupes biologiques ne sont pas strictement identifiables par les variables abiotiques parce que dans certains groupes la variabilité observée est très élevée. Une séparation claire existe entre les cours d'eau de taille moyenne (distance moyenne à la source du groupe 71 km) et les grands cours d'eau. Sur la base de cette première considération, la distance à la source est le premier critère utilisé pour définir le type de cours d'eau avec un seuil à 75 km. Ainsi les corps d'eau avec une distance à la source supérieure à 75 km sont définis comme « grands cours d'eau » tandis que ceux avec une distance à la source entre 25 et 75 km sont « moyens cours d'eau ». A l'examen de la régression entre la distance à la source et la superficie du bassin versant en Guyane (tel qu'établi par la typologie des cours d'eau italiens, Buffagni *et al.*, 2006a), une distance à la source de 75 km correspond à un bassin versant d'environ 1000 km^2 (voir Fig. 15b), c'est-à-dire à un grand cours d'eau selon la typologie A des systèmes de la DCE.

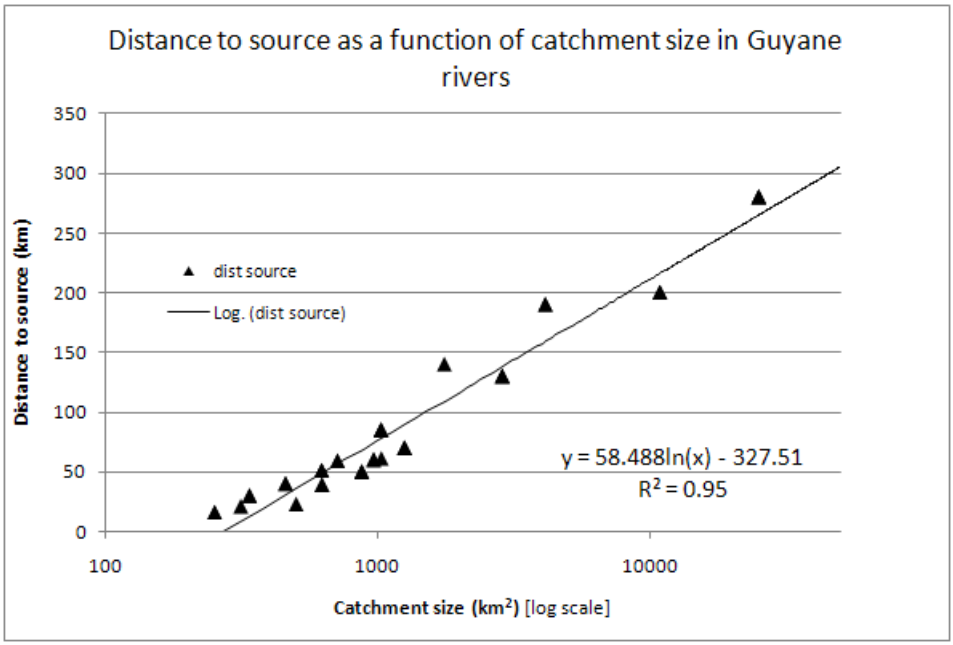

Figure 15b. Distance à la source en fonction de la taille du bassin versant pour les cours d'eau de Guyane.

Selon cette définition le TWSGR_01011 est constitué seulement de cours d'eau moyens. De plus la superficie du bassin est une des variables qui déterminent les différences entre les sites en Guyane comme le suggèrent Tejerina-Garro et Mérona (2001), ce qui confirme le potentiel de cette variable pour séparer les types de cours d'eau. Parmi les variables importantes dans l'analyse multivariée des variables abiotiques, le pH semble capable de discriminer les groupes biologiques. De fait la moyenne de pH des différents groupes biologiques décroit du TWSGR_00 au TWSGR_010010. Deux groupes sont caractérisés par de relativement (pour la superficie) hautes valeurs de pH (TWSGR_00 et TWSGR_01010) tandis que les autres présentent une large gamme de pH. Afin de définir un seuil de valeurs de pH qui supporte la séparation des TWSGR mais aussi qui ont un sens biologique, les valeurs optimales pour les taxons ont été examinées. La plupart des taxons ont une préférence pour des pH >5,8 et une discontinuité peut être observée autour de cette valeur (voir Fig. 16). De cette manière, la valeur de 5,8 a été identifiée comme le seuil capable de discriminer un pH acide d'un pH neutre. Dans cet ordre d'idées, certains auteurs montrent par exemple que les espèces d'Ephémèroptères répondent à des acidifications légères (pH 5,7-5,9) et que ces valeurs peuvent par exemple augmenter la dérive des invertébrés (voir Courtney et Clements, 1998).

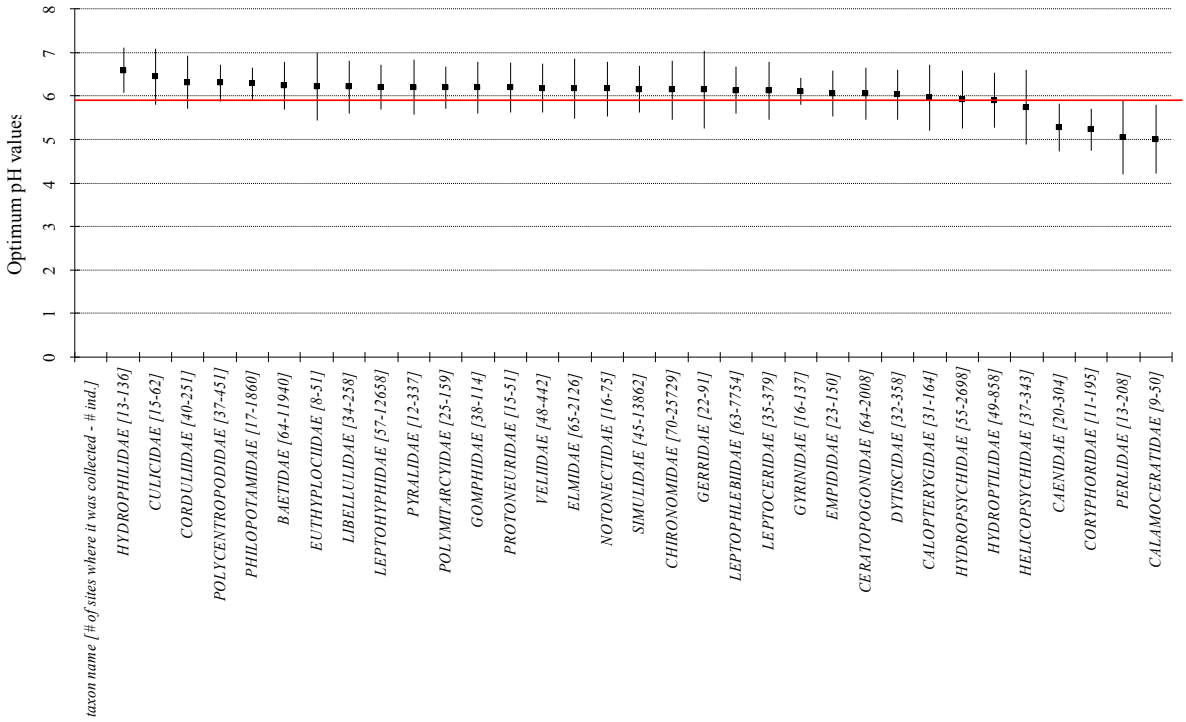

Figure . Préférences de pH pour quelques taxons (niveau de la famille). Moyennes (carrés) et écarts types (lignes) de pH sont pondérés par l'abondance des taxons. Les taxons représentés ici étaient présent dans au moins 7 échantillons avec plus de 50 spécimens. La ligne rouge représente le seuil de pH pour discriminer les cours d'eau « acides » et « neutres » pour la typologie.

En combinant l'information de distance à la source et de pH, une typologie des cours d'eau de Guyane est proposée (Tab. 6b).

Tableau 6b. Liste des types possibles pour les cours d'eau de Guyane selon la distance à la source et le pH.

Type code	Type description	pH	Distance from source (km)
aS	Acid small rivers		≤ 25
aM	Acid medium rivers	< 5,8	25-75
aL	Acid large rivers		> 75
nS	Neutral small rivers		≤ 25
nM	Neutral medium rivers	> 5,8	25-75
nL	Neutral large rivers		> 75

Le code pour les types est aussi noté dans le graphique TWINSPAN (Fig. 15a). Le tableau 7 réunit la liste des échantillons collectés au troubleau et l'assignation à des types, en considérant qu'un type est classifié « acide » si au moins un échantillon (dans une année ou une saison) présente un pH <5,8. Un exemple est la station Marouini à Pikin Tabiki (Station 9) à laquelle on a assigné le type « aL » car en septembre 2008 le pH était de 4,73, même si les échantillons des autres années avaient un pH>5,8.
Dans le tableau quelques échantillons sont marqués d'un z, parce qu'aucune information n'était disponible sur la distance à la source ou la taille du bassin versant.

Tableau . Liste des stations et des échantillons hors influence de la marée et leur assignation à un type de cours d'eau quand un échantillon au troubleau est disponible.

cod_site	Bassin	Cours d'eau	STAZIONE-def	Year	Month	pH	dist source	aire spé	Type cod
1	Mana	Mana	Mana à Saut Fracas	08	8	5,65	190	5073	aL
1	Mana	Mana	Mana à Saut Fracas	09	9	6,4	190	5073	aL
2	Mana	Mana	Mana à Saut Lézard	08	8	5,46	229	7061	aL
2	Mana	Mana	Mana à Saut Lézard	09	12	6,24	229	7061	aL
6	Iracoubo	Iracoubo	Iracoubo à Plaque Roche	07	11	6,06	51	620	aM
6	Iracoubo	Iracoubo	Iracoubo à Plaque Roche	08	8	4,52	51	620	aM
6	Iracoubo	Iracoubo	Iracoubo à Plaque Roche	09	9	5,69	51	620	aM
8	Maroni	Maroni	Maroni à Apsik Icholi	08	9	4,24	130	2857	aL
8	Maroni	Maroni	Maroni à Apsik Icholi	07	9	6,64	130	2857	aL
8	Maroni	Maroni	Maroni à Apsik Icholi	09	9	6,8	130	2857	aL
9	Maroni	Marouini	Marouini à Pikinn Tabiki	07	12	6,3	789	7379	aL
9	Maroni	Marouini	Marouini à Pikinn Tabiki	08	9	4,73	789	7379	aL
9	Maroni	Marouini	Marouini à Pikinn Tabiki	09	9	6,85	789	7379	aL
10	Maroni	Maroni	Maroni à Twenké	07	12	5,17	200	10827	aL
10	Maroni	Maroni	Maroni à Twenké	08	9	4,86	200	10827	aL
10	Maroni	Maroni	Maroni à Twenké	09	9	6,96	200	10827	aL
11	Maroni	Inini	Inini à Sonelle	08	9	5	140	4515	aL
11	Maroni	Inini	Inini à Sonelle	09	9	7,05	140	4515	aL
12	Maroni	Petit Inini	Petit Inini à Batardeau	08	9	5,8		1414	aL
12	Maroni	Petit Inini	Petit Inini à Batardeau	09	9	7,05		1414	aL
13	Maroni	Maroni	Maroni à Papaichton	08	9	5,57		53268	aL
13	Maroni	Maroni	Maroni à Papaichton	09	9	7,01		53268	aL
14	Approuague	Aratai	Aratai à Couy	07	7	6,41	70	1250	aM
14	Approuague	Aratai	Aratai à Couy	08	9	5,42	70	1250	aM
14	Approuague	Aratai	Aratai à Couy	09	9	6,26	70	1250	aM
15	Approuague	Approuague	Approuague à Machicou	08	8	5,2	110	4110	aL
15	Approuague	Approuague	Approuague à Machicou	09	9	6,23	110	4110	aL
16	Approuague	Approuague	Approuague à Athanase	09	8	5,02	220	7294	aL
16	Approuague	Approuague	Approuague à Athanase	08	9	5,02	220	7294	aL
16	Approuague	Approuague	Approuague à Athanase	09	9	6,44	220	7294	aL
19	Kourou	Kourou	Kourou à Leodate	08	10	6,11	39	622	aM
19	Kourou	Kourou	Kourou à Leodate	09	9	5,3	39	622	aM
21	Sinnamary	Leblond	Leblond à Lucifer	09	11	6,05		772	nM
27	Oyapok	Camopi	Camopi à Camopi	09	9	7,3			z

27.5	Oyapok	Oyapok	Oyapok à Camopi amont	08	11	7,02	190	4110	nL
27.5	Oyapok	Oyapok	Oyapok à Camopi amont	07	9	6,21	190	4110	nL
28	Oyapock	Camopi	Camopi à saut Alexis	09	10	6,97		5254	nL
29	Oyapok	Noussiri	Noussiri à Noussiri	07	9	5,71	60	963	aM
29	Oyapok	Noussiri	Noussiri à Noussiri	08	9	6,3	60	963	aM
29	Oyapok	Noussiri	Noussiri à Noussiri	09	9	6,48	60	963	aM
30	Oyapok	Armontabo	Armontabo à Armontabo	07	9	5,63	50	870	aM
30	Oyapok	Armontabo	Armontabo à Armontabo	08	10	6,1	50	870	aM
30	Oyapok	Armontabo	Armontabo à Armontabo	09	10	6,39	50	870	aM
31	Oyapok	Oyapok	Oyapok à Saut Fourmi Maripa amont	07	10	6,43	280	25000	nL
31	Oyapok	Oyapok	Oyapok à Saut Fourmi Maripa amont	08	10	6,93	280	25000	nL
31	Oyapok	Oyapok	Oyapok à Saut Fourmi Maripa amont	09	10	6,45	280	25000	nL
34	Mahury	Comté	Comté à Lysis	09	10	6,7		1440	nL
34.5	Mahury	Comté	Comté à Roche Fendé	08	10	6,39	40	664	nM
35	Mahury	Bagot	Bagot à Bagot_2008	07	9	6,09	30	337	nM
35	Mahury	Bagot	Bagot à Bagot_2008	08	10	6,22	30	337	nM
35.5	Mahury	Bagot	Bagot à Bagot_2009	09	10	6,55	30	337	nM
38	Maroni	Balaté	Balaté à Saint Louis	08	10	6,32		294	nM
38	Maroni	Balaté	Balaté à Saint Louis	09	9	5,92		294	nM
39	Maroni	Maroni	Maroni à Langa Tabiki	08	10	6,23		57690	nL
39	Maroni	Maroni	Maroni à Langa Tabiki	09	10	6,6		57690	nL
40	Maroni	Maroni	Maroni à Sparouine amont	08	11	6,38		58625	nL
40	Maroni	Maroni	Maroni à Sparouine amont	07	11	6,38		58625	nL
40	Maroni	Maroni	Maroni à Sparouine amont	09	9	6,05		58625	nL
42	Sinnamary	Sinnamary	Sinnamary à Dalles	07	10	6,05		1830	nL
42	Sinnamary	Sinnamary	Sinnamary à Dalles	08	11	5,89		1830	nL
42	Sinnamary	Sinnamary	Sinnamary à Dalles	09	11	6,35		1830	nL
44	Mana	Korossibo	crique Korossibo	09	9	4,67			z
45	Kourou	Kampi	crique Kampi	09	9	5,3			z
46	Mana	cr. À l'Est	crique à l'Est-Saul	09	10	6,88			z
47	Maroni	Nouvelle France	crique Nlle France-Saul	09	10	6,12			z
48	Sinnamary	Saul	crique Saul	09	11	6,16			z
49	Sinnamary	Toussaint	crique Toussaint	09	12	4,7			z
52	Macouria	Macouria	crique Macouria	09	10	4,46			z
	Approuague	Balanfois	Balenfois à Couy	07	11	6,46	21	313	nM
	Mahury	Galibi	Galibi à Galibi	07	8	6,2	23	500	nM
	Maroni	Salva	crique Salva à Salva	07	11	6,44	140		nL
	Sinnamary	Tigre	crique Tigre à Tigre	08	9	4,82			z

4 Cadre pour la sélection de taxons sensibles au sein des cours d'eau de Guyane française.

4.1 Définition d'un gradient de qualité d'eau

Un point clé pour le développement d'un système de surveillance est la quantification de l'ensemble des pressions anthropiques agissant sur les sites.
Sur la base de l'information disponible dans la base guyanaise, nous avons d'abord sélectionné les variables qui indiquent habituellement une pollution des eaux et ensuite nous avons examiné la capacité de ces variables à différencier les sites de référence des sites de surveillance en regroupant les sites de surveillance selon les principales pressions (Fig. 17a et 17b).
Les résultats montrent que les variables les plus à même de détecter des différences entre les sites de référence et les autres étaient : NO2, Chlorures, saturation en oxygène, Phosphore total, MES, conductivité et turbidité.

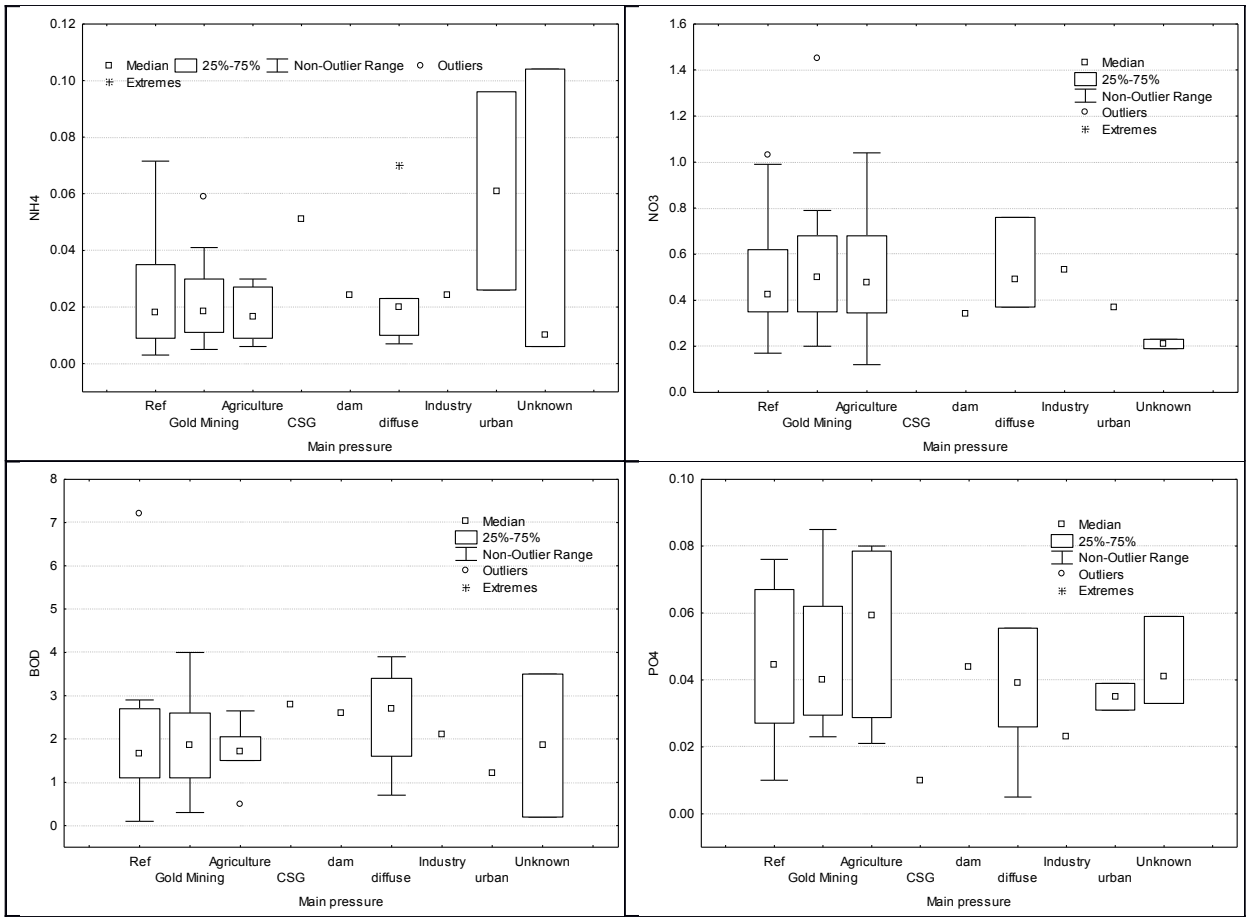

Figure a. Graphique Box-Plot montrant les variables qui indiquent une pollution des eaux.

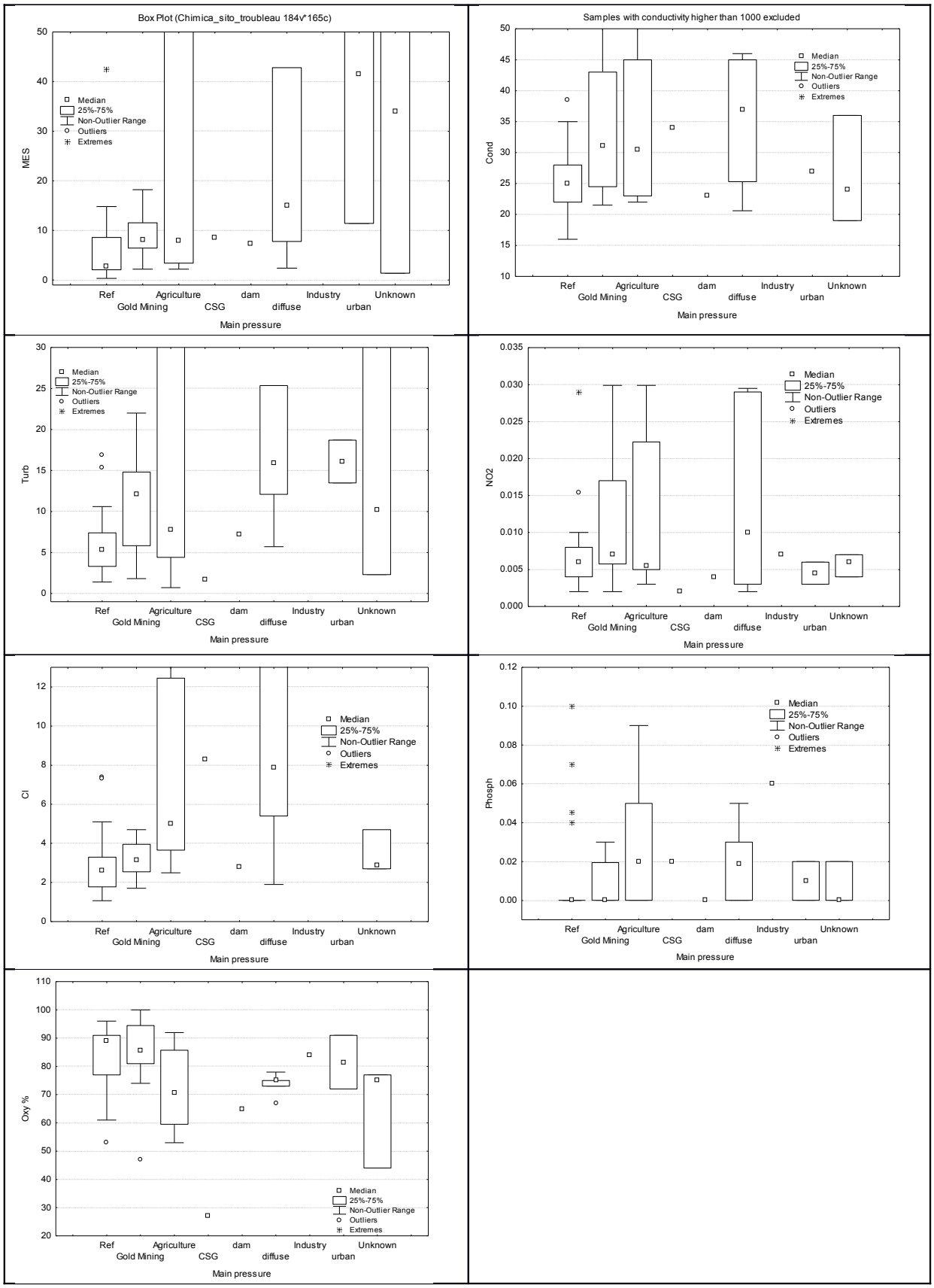

Figure 17b. Graphique Box Plot montrant les variables indiquant une pollution de l'eau.

La liste des sites de référence utilisée ici est celle fournie par l'IRD. Certains de ces sites ont été classifiés à risque de ne pas entrer dans les objectifs 2015 de la DCE pour la DIREN, principalement sur la base de suppositions que des impacts peuvent exister (p.ex. exploration minière illégale quelque part dans le bassin), même si l'impact n'a pas été démontré. Pour ce rapport, nous avons décidé de maintenir les références telles qu'indiquées par l'IRD, d'une part parce que cela permettait d'avoir suffisamment de sites de référence. De plus, les variables capables de discriminer les échantillons de référence des autres ont été analysés dans le but de voir leur variabilité au sein des trois catégories suivantes (Fig. 5). « Référence » (échantillons signalés comme référence par l'IRD et la DIREN), « douteux » (échantillons signalés comme référence par l'IRD mais à risque par la DIREN) et « nonREF » (tous les autres échantillons). A l'examen des résultats nous pouvons affirmer que les références et les douteux ne sont pas si différents, les douteux ont même des concentrations chimiques inférieures à celles des « vraies » références. Cette considération conforte l'idée de conserver l'indication de référence fournie par l'IRD.

Après avoir sélectionné les variables appropriées, nous avons développé un indice chimique de polllution – GCPI (Guyane Chemical Pollution Index). Pour le calculer un score a été attribué à la concentration de chacune des variables suivantes : NO2, Cl, Saturation en oxygène, Phosphore total, MES, conductivité et turbidité. Si la valeur observée de la variable est <75th percentile de la valeur observée aux sites de référence, le score attribué est de 1. Si cette valeur se situe entre 75th percentile des sites de référence et 75th percentiles des nonREF, le score est de 0,5. Finalement si la valeur est >75th percentile des nonREF, alors le score est 0. Les scores des variables individuelles sont sommées et divisés par le nombre de variables mesurées –qui peut différer entre sites, années et saisons- afin d'obtenir un score unique pour chacun des échantillons. Ce score varie entre 1 (indiquant une très bonne qualité) et 0 (indiquant une condition de perturbation).

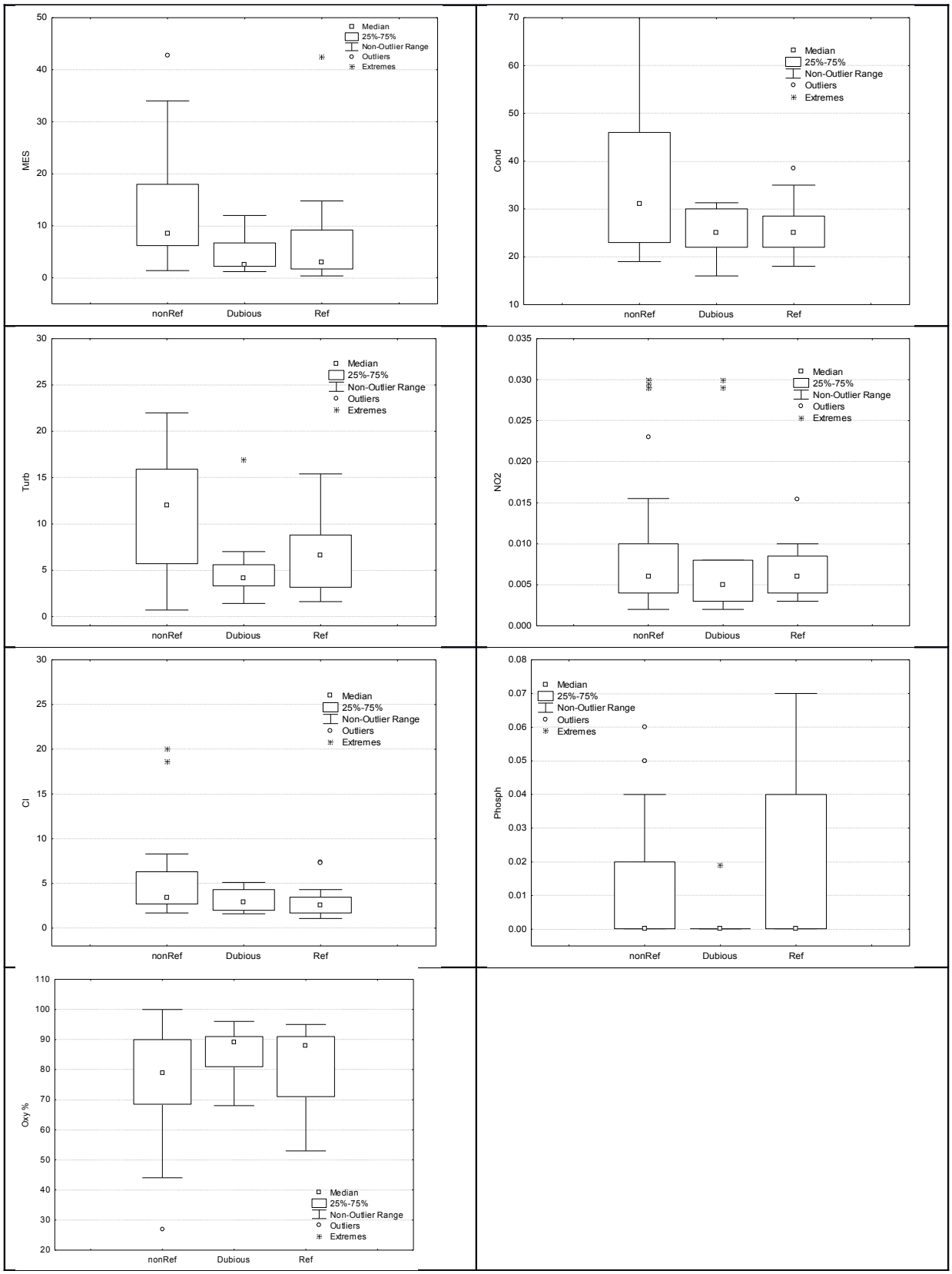

Figure . Graphique Box Plot montrant la variabilité des paramètres sélectionnés indiquant une pollution des eaux. Ref = sites de référence selon l'IRD et la DIREN ; Dubious = sites classifiés comme référence par l'IRD mais pas par la DIREN ; nonREF = sites non référence.

Dans un second temps, la valeur optimale de GCPI pour les taxons guyanais a été calculée afin d'obtenir la quantification de la sensibilité des différents taxons à la pollution de l'eau, exprimée en termes de GCPI.

4.2 Calcul de la valeur optimale des taxons pour la qualité de l'eau et sélection des taxons indicateurs

L'analyse pour le calcul des valeurs optimales des taxons a été faite séparément pour les sites influencés par la marée et les sites non influencés (Fig. 19). Du fait des différences observées entre les deux types de sites, nous analyserons dans ce rapport seulement les sites non influencés.

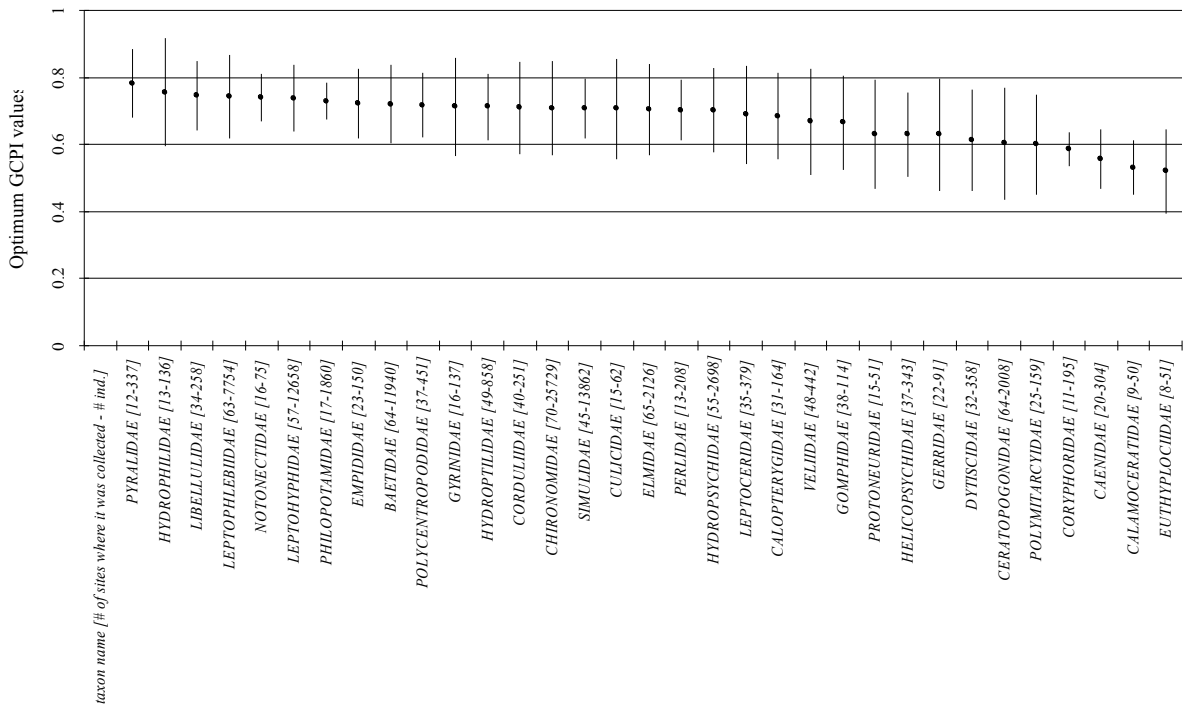

Figure . Préférences de taxons sélectionnés pour le GCPI. Les moyennes (carrés), et les écarts types (lignes) des GCPI sont pondérées par l'abondance des taxons. Les taxons présentés ont été identifié à la famille et était présents dans au moins 7 échantillons avec plus de 50 spécimens. * indique deux familles ayant obtenu une valeur faible de GCPI par rapport aux autres familles mais qui, à partir de la littérature sont connues pour être sensibles à la pollution (Guillement et Thomas, 2009).

L'ordination des taxons selon les valeurs optimales de GCPI a été utilisée comme guide pour sélectionner les taxons sensibles ou tolérants. Les taxons qui ont obtenus les 8 valeurs optimales de GCPI les plus élevées ont été inclus dans les taxons sensibles et les 8 taxons avec les valeurs les plus faibles sont considérés comme tolérants. (Tab. 8). Les Coryphoridae et les Euthyplocidae ont été exclus du groupe des taxons tolérants à cause d'informations contradictoires. De fait, selon Guillement et Thomas (2009), ces taxons sont des familles d'Ephéméroptères sensibles. Au total 16 taxons ont été sélectionnés en vue d'équilibrer les invertébrés sensibles et tolérants et d'avoir ainsi une probabilité sensiblement équivalente de collecter un ou plusieurs taxons de chaque groupe quand une pollution affecte le site. Les 8 taxons de chaque côté ont été collectés de la même façon (captures cumulées : présence/absence ; voir Tab. 8) i.e. le nombre d'échantillons dans lesquels au moins un des taxons du groupe est supposé présent est similaire.

Tableau . Liste des taxons sensibles et tolérants. Le nombre d'échantillons dans lequel chaque taxon est présent est indiqué ainsi que la valeur optimale de GCPI.

	Optimum GCPI		N_samples
CALAMOCERATIDAE	0,53	tolerant	9
CAENIDAE	0,56	tolerant	20
POLYMITARCYIDAE	0,60	tolerant	25
CERATOPOGONIDAE	0,60	tolerant	64
DYTISCIDAE	0,61	tolerant	32
GERRIDAE	0,63	tolerant	22
HELICOPSYCHIDAE	0,63	tolerant	37
PROTONEURIDAE	0,63	tolerant	15
N of cumulative catches for the selected 8 tolerant taxa			224
EMPIDIDAE	0,72	sensitive	23
PHILOPOTAMIDAE	0,73	sensitive	17
LEPTOHYPHIDAE	0,74	sensitive	57
NOTONECTIDAE	0,74	sensitive	16
LEPTOPHLEBIIDAE	0,74	sensitive	63
LIBELLULIDAE	0,75	sensitive	34
HYDROPHILIDAE	0,76	sensitive	13
PYRALIDAE	0,78	sensitive	12
N of cumulative catches for the selected 8 sensitive taxa			235

4.3 Développement du score moyen des taxons pour la Guyane (ATSG-Average Taxon Score for Guyane)

Sur la base des GCPI optimums pour les 16 taxons sélectionnés nous avons développé un score semblable dans ses concepts généraux au UK Average Score Per Taxon (Armitage *et al.*, 1983) et nous l'avons appelé ATSG (Average Taxon Score for Guyane). A la différence de l'ASPT, l'ATSG est basé sur une correction par l'abondance des taxons. Pour obtenir l'ATSG nous avons dans un premier temps attribué un score à chacun des 16 taxons sélectionnés. Ce score (SG score) a été obtenu en normalisant les valeurs optimales de GCPI (Tab. 9).
Dans un deuxième temps du calcul, le score de chaque famille trouvée sur le site est multiplié par le log de son abondance et le score des taxons sont sommés pour obtenir le TSG (Score total des taxons en Guyane). Finallement le TSG est divisé par le nombre de familles sensitives et tolérantes (Tab. 8) dans l'échantillon pour obtenir le ATSG.

L'utilisation d'une pondération par le logarithme de l'abondance est surtout liée au fait que, très probablement, aucun des taxons tolérants sont vraiment très tolérants comparés aux échelles utilisées en Europe. Ainsi nous avons diminué le poids du role des taxons tolérants (souvent plus abondants que les taxons sensibles) : la pollution dans les cours d'eau guyanais étudiés est, en fait une pollution légère à modérée.

Tableau . Scores des taxons pour le calcul de l'indice ATSG

	Optimum Guyane_CPI	SG_Score
CALAMOCERATIDAE	0,53	0
CAENIDAE	0,56	0,10
POLYMITARCYIDAE	0,60	0,27
CERATOPOGONIDAE	0,60	0,28
DYTISCIDAE	0,61	0,33
GERRIDAE	0,63	0,39
HELICOPSYCHIDAE	0,63	0,39
PROTONEURIDAE	0,63	0,40
EMPIDIDAE	0,72	0,76
PHILOPOTAMIDAE	0,73	0,79
LEPTOHYPHIDAE	0,74	0,82
NOTONECTIDAE	0,74	0,83
LEPTOPHLEBIIDAE	0,74	0,84
LIBELLULIDAE	0,75	0,85
HYDROPHILIDAE	0,76	0,89
PYRALIDAE	0,78	1

5 Développement d'un indice multimétrique pour la mesure de la qualité des cours d'eau en Guyane

Sur la base de l'expérience européenne (p.ex. Buffagni *et al.*, 2004 : Hering *et al.*, 2004; Vlek *et al.*, 2004) un indice multimétrique a été développé pour mesurer la qualité des cours d'eau de Guyane. Nous nous sommes également inspiré de l'exercice d'intercallibration européenne à l'occasion duquel le STAR_ICMi (Buffagni *et al.*, 2006b ; 2007) a été développé dans le but de comparer les systèmes d'évaluation de différents pays européens. Dans le développement de l'indice multimétrique nous avons aussi considéré l'expérience obtenue en Amérique du Sud (p.ex. Mesa, 2010 ; Moya *et al.*, 2007). En particulier nous avons tenté de suivre les différentes étapes de l'approche utilisée par Moya *et al.* (2007), commençant par une régression linéaire multiple pas à pas vers l'avant entre une sélection de métriques et les variables environnementale en utilisant uniquement les sites de référence.

5.1 Sélection de métriques candidates à l'inclusion dans l'évaluation

Le nombre total de familles (N_FAM) et le nombre de famille d'Ephémères, de Plécoptères et de Trichoptères (N_EPT) ,ont été calculés et analysés car connus dans la littérature pour représenter la qualité environnementale (Barbour *et al.,* 1999; Imoobe & Ohiozebau, 2009; Johnson *et al*., 1993; Moya *et al*., 2007; Sánchez-Montoya *et al*., 2010; Sandin & Johnson, 2000).

Nous avons calculé aussi l'indice de diversité de Shannon car la DCE demande d'évaluer la qualité écologique en considérant des métriques de diversité biologique des communautés. L'indice de Shannon est parfois inclus dans les systèmes d'évaluation même si, dans la plupart des cas, le niveau d'identification atteind pour utiliser cet indice est celui du genre ou de l'espèce (p.ex. Hering *et al.*, 2004 ; Böhmer *et al.*, 2004). Dans le cas des données analysées ici, le niveau d'indentification est la famille,

en considérant que des descriptions fonctionnelles de communautés basées sur les familles peuvent être adéquates pour discriminer les portions de rivières selon le niveau d'impact humain auquel elles sont soumises (Gayraud *et al.*, 2003) permettant une surveillance à moindre cout.

La DCE demande aussi de considérer le rapport entre taxons sensibles et tolérants. Nous avons donc inclus dans les analyses la métrique Nb de taxons sensibles/(Nb de taxons tolérants+1). Les taxons considérés sont ceux qui apparaissent dans le tableau 8. Finalement, des métriques basées sur l'abondance de taxons sélectionnés ont aussi été calculés. L'abondance est de fait une demande de la DCE et récemment beaucoup d'articles ont démontré la bonne performance de métriques basées sur l'abondance (p.ex. Buffagni *et al.*, 2004 ; Carlisle et Clements, 1999). En particulier, les métriques basées sur l'abondance de taxons sélectionnés représentent une combinaison différente des taxons présentant les valeurs optimales de GCPI les plus élevées (voir Fig. 19).
En accord avec les considérations précédentes, une liste de métriques possiblement intégrables à un indice multimétrique est présentée dans le tableau 10. Des régressions ont été calculées entre ces métriques et les variables environnementales pour les stations de référence (Moya *et al.*, 2007). Aucune des régressions n'étant significatives nous avons abandonné la procédure proposée par Moya *et al* (2007) et examiné les métriques en termes de leur capacité à discriminer les sites/échantillons de référence de ceux de surveillance. Cette dernière information a été utilisée pour décider si une métrique devait être incluse dans l'indice multimétrique final. Une approche similaire pour sélectionner des métriques adaptée à l'évaluation de la qualité écologique des cours d'eau a été utilisée par exemple par Bloksom et Johnson (2009) et Buffagni *et al.* (2004).
Les différences entre échantillons de références et de surveillance ont été testées à l'aide d'un test de Mann-Whitney après transformation des métriques individuelles en EQRs (Ecological Quality Ratios) en divisant la valeur brute par la médiane des valeurs spécifiques du type de la métrique dans les sites/échantillons de référence. Les résultats des tests apparaissent dans le tableau 10. De plus les corrélations entre les différentes métriques capables de différencier les sites de référence des autres (incluant aussi la diversité de Shanon) ont été calculées (Tab. 11). En particulier, Moya *et al.* (2007) ont proposé d'inclure dans un índice multimétrique uniquement les métriques qui ne sont pas fortement corrélées ($r<0,8$) en ne considérant que les sites de référence. Nous avons retenu cette règle pour sélectionner les métriques. La plupart des corrélations entre métriques étaient inférieures à 0,8. Celles qui sont supérieures sont indiquées en gras dans le tableau. TSG présente une corrélation supérieure à 0,8 avec trois autres métriques, le nombre total de famille est corrélé au nombre de familles d'EPT (ce qui est prévisible) et enfin, la métrique ATSG est corrélée au log de l'abondance des Ephéméroptères à 0,84.

Tableau . Métriques testées pour l'inclusion dans l'indice multimétrique : capacité à discriminer les échantillons de référence des échantillons de surveillance (Mann-Whitney U test).

Metric	Description	Reference	Discrim. REF/nonREF p-level	Selected for the final assessment
ATSG	Average Taxon Score for Guyane (see chapter 2.3)	New metric (based on Armitage et al., 1983)	0,001	yes
TSG	total Taxa Score Guyana (see chapter 2.3)	New metric (based on Armitage et al., 1983)	<0,001	No, because correlated to N_FAM
N FAM	Sum of all Families present at the site	e.g. Ofenböch et al., 2004; Buffagni et al., 2006b; Erba et al, 2006; Sánchez-Montoya et al., 2010	0,048	yes
N EPT	Sum of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera taxa	e.g. Ofenböch et al., 2004; Buffagni et al., 2006b; Erba et al, 2006.	0,005	yes
SMEG		Guillemet & Thomas, 2009; Orth et al., 2001; Buffagni 1997.	0,003	yes
OU	Number of Ephemeroptera Operational Units	Guillemet & Thomas, 2009; Orth et al., 2001; Buffagni 1997.	0,363	no
Ratio_Sens_Tole	(Number of sensitive taxa) / (Number of tolerant taxa +1)	New metric [WFD, 2000]	<0,001	yes
rela_abu_EPT	Relative abundance of Ephemeroptera Plecoptera and Trichoptera	Moya et al., 2007	0,857	no
EPTabu	Abundance of Ephemeroptera Plecoptera and Trichoptera	Moya et al., 2007	0,063	No (abundance of sel EPT in other metrics)
Log_sel_aerial	Log(sum of Hydrophilidae, Notonectidae, Gyrinidae + 1)	New metric	0,001	No (too low abundances)
Log_sel_predators	Log(sum of Libellulidae, Empididae, Cordulidae + 1)	New metric (based on e.g. Buffagni et al., 2004)	<0,001	yes
Log_sel_ephe	Log(sum of Leptophlebiidae, Leptohyphidae, Baetidae + 1)	New metric (based on e.g. Buffagni et al., 2004)	0,008	yes
Log_sel_ tricho&lepi	Log(sum of Philopotamidae, Polycentropodidae, Hydroptilidae, Pyralidae + 1)	New metric (based on e.g. Buffagni et al., 2004)	<0,001	yes
Log_elmidae	Log(Elmidae + 1)	New metric	0,145	no
Log_simulidae	Log(Simulidae + 1)	New metric	0,088	no
Shannon diversity	$D_{S'W} = -\sum_{i=1}^{s} \left(\frac{n_i}{A}\right) \ln\left(\frac{n_i}{A}\right)$	e.g. Hering et al., 2004; Böhmer et al., 2004.	0,083	Yes (because required from WFD)

Tableau . Corrélations ® entre différentes métriques pour les sites de reference. En rouge les corrélations significatives ; en gras corrélations >0,8.

	N_families	N_EPT	Log_Sel_Ephe	Log_sel_predators	log_sel_aerial	Log_sel_tricho&lepi	Shannon Diversity	abundance_EPT	SMEG	ATSG	TSG	Ratio_Sens_Tole
N_families	1,00	**0,89**	0,72	0,66	0,58	0,65	0,63	0,40	-0,02	0,41	**0,82**	0.24
N_EPT		1,00	0,67	0,60	0,52	0,63	0,57	0,32	0,17	0,37	0,70	0.13
Log_Sel_Ephe			1,00	0,73	0,26	0,71	0,61	0,75	0,09	**0,84**	**0,83**	0.51
Log_sel_predators					1,00	0,26	0,61	0,29	0,67	0,10	0,63	**0,85**	0,47
log_sel_aerial					1,00	0,45	0,44	0,08	-0,06	0,20	0,50	0.02
Log_sel_tricho&lepi							1,00	0,53	0,44	0,20	0,61	0,76	0,46
Shannon Diversity								1,00	0,27	-0,11	0,43	0,52	0,28
abundance_EPT									1,00	-0,07	0,75	0,73	0.37
SMEG										1,00	0,24	0,14	0.13
ATSG											1,00	0,70	0.73
TSG												1,00	0.47
Ratio_Sens_Tole													1,00

Sur la base de leur capacité à différencier les sites de références des sites de surveillance et de la corrélation entre métriques, un sous-ensemble de métriques a été sélectionné pour inclusion dans le système d'évaluation. La seul métrique incluse dans l'évaluation finale, alors qu'elle s'était avérée non significative (p=0,083) pour discriminer les échantillons, est l'indice de diversité de Shannon, toutefois maintenue car demandée par la DCE (Buffagni *et al.*, 2005). En dépit des autocorrélations, les métriques familles d'EPT et nombre total de familles ont été toutes les deux retenues, et également la métrique log(Ephémères sélectionnées) (voir tableau 10). La métrique abondance d'EPT, même ayant une corrélation inférieure à 0,8 avec les autres métriques n'a pas été retenue car la même information est présente dans les deux métriques Log_sel_tricho&lepi et Log-Sel_Ephe, toutes deux fournissant en tant que métriques uniques une meilleure discrimination entre les échantillons de référence et les autres

5.2 Combinaison des métriques dans un indice multimétrique

Les métriques sélectionnées ont été assignées à un groupe conceptuel : Tolérance, Abundance/Trophic/Habitat et Richesse/Diversité (Tab. 12a) et pondérées selon le groupe auquel elles appartiennent, en donnant à chacun des trois groupes le même poids. Au sein des groupes, plus de poids est donné aux métriques les plus robustes (Buffagni *et al.* 2005).
Une étape préliminaire nécessaire pour combiner les métriques est la normalisation des métriques (i.e. conversion en EQR) obtenue en divisant la valeur de chaque métrique par la valeur médiane de la métrique dans les échantillons de référence (Tab. 12b). Cette normalisation a été effectuée au niveau des types de cours d'eau. La valeur EQR de chaque

métrique est alors multipliée par son poids et les scores obtenus sont sommés. Enfin, pour obtenir l'indice Guyane-Aquatic INvertebrate (GAINi) final, la valeur de l'indice est normalisée par sa valeur moyenne dans les sites/échantillons de référence en vue de rendre les valeurs pour différents types directement comparables.

Tableau a. Métriques incluses dans l'indice Guyane-Aquatic INvertebrate (GAINi) avec leur poids respectifs.

Information type	Metric type	Metric name	Taxa considered in the metric (families)	weight
Tolerance	Index	ATSG	Part of the community (16)	0,167
	Ratio	Ratio_Sens_Tole	Part of the community (16)	0,167
Abundance/ Trophic/ Habitat	Abundance	log predators	Part of the community (3)	0,111
	Abundance	log sel ephe	Part of the community (3)	0,111
	Abundance	log sel tricho&lepi	Part of the community (4)	0,111
Richness/ Diversity	Taxa number	N FAM	Whole community (1-33)	0,167
	Taxa number	N EPT	Part of the community (0-13)	0,083
	Diversity index	Shannon	Whole community (1-33)	0,083

Tableau 12b. Valeurs de référence des métriques composant le GAINi et du GAINi lui-même, utilisées pour l'obtention des EQRs correspondantes. Les valeurs sont indiquées pour les différents types de cours d'eau identifiés en Guyane française. Les valeurs de référence du SMEG sont également indiquées. * signale une forte variabilité des valeurs de référence qui doit être soigneusement vérifiée (probablement par de nouvelles collectes afin de confirmer cette valeur).

River type	ATSG	Ratio_Sens_Tole	log predators	log sel ephe	log sel tricho&lepi	NFAM	NEPT	Shannon	GAINi	SMEG
aMnM*	0,819	1,200	0,845	2,798	1,301	18	9	1,600	1,109	2,963
	0,694	1,000	1,079	2,449	1,724	26	11	1,590	0,985	3,188
aL	0,791	1,333	0,903	2,427	1,462	18	9	1,740	1,003	3,026
nL	0,489	0,667	0,301	1,813	0,778	16	7	1,670	1,024	3,113

5.3 Définition des limites écologiques et classification des sites

La gamme des valeurs de l'indice GAINi (i.e. entre 0 et 1) doit être partitionnée pour définir les limites à utiliser pour la classification écologique. Sur la base de la liste des sites de référence fournie par l'IRD, la limite entre les classes Haute et Bonne qualité a été fixée pour correspondre à un percentile fixe (i.e. le 25th percentile) des valeurs du GAINi observées dans les sites/échantillons de référence. Ceci est considéré comme une approche simple en accord avec les exigences de la DCE (i.e. une des approches proposées au CIS 2003) et a été appliquée officiellement par de nombreux États Membres pour établir des limites de classe de qualité. La limite entre les classes Bonne et Moyenne qualité a été établie pour correspondre à la limite entre Haute et Bonne multiplié par 0,75. La limite entre Moyenne et Pauvre a été fixée en multipliant la limite entre Haute et Bonne par 0,50. En ce sens les valeurs du GAINi entre 0 et le 25th percentile de la valeur du GAINi observée aux sites de référence ont été

réparties en 4 classes également espacées, le statut Bon État étant le plus élevé en termes de valeur de GAINi. Différentes limites ont été obtenues pour différents types (Tab. 13).

Tableau . Limites pour la classification des qualités basée sur les invertébrés pour les différents types de cours d'eau de Guyane.

Type	Haute/Bonne	Bonne/Moyenne	Moyenne/Pauvre	Pauvre/Mauvaise
aL	0,97	0,73	0,49	0,24
nL	0,90	0,68	0,45	0,23
aM	0,91	0,68	0,46	0,23
nM	0,85	0,64	0,43	0,21

Les limites ainsi obtenues ont été comparées à celles proposées par la France au cours du processus d'intercalibration (Tab. 14) et fixées dans la législation européenne en 2008 (European Commission, 2008). En général, les limites obtenues pour les cours d'eau de Guyane peuvent être considérées proches (même si souvent inférieures) à celles adoptée pour le territoire métropolitain. En particulier, au sein des GIGs (Geographical intercalibration Groups) la décision de considérer une limite comme valide ou nécessitant un ajustement dépend du fait que la limite proposée par un État Membre est comprise dans une gamme définie comme la moyenne des limites ±0,05 (premier tour de table officiel de l'IC, Tab. 15) ou ± 5% de la gamme des classes (exercice actuel de l'IC). Pour obtenir cette valeur, chaque Etat Membre a converti par un modèle de régression les valeurs de sa méthode Nationale d'évaluation en un indice de métriques communes intercallibré (STAR_ICMi (Intercalibration Common Metric índex)). Dans le cas de la Guyane, à cause des particularités des communautés d'invertébrés des cours d'eau tropicaux, comparés aux européens, il n'est pas possible de calculer exactement le STAR_ICMi (i.e. seulement certain taxons sont présents dans les deux zones, les scores de quelques indices non attribués) et n'importe quelle régression peut être obtenue. Néanmoins nous pouvons affirmer que l'indice GAINi développé ici pour la Guyane est entièrement analogue au STAR_ICMi car il est basé sur les mêmes hypothèses, objectifs, contraintes du niveau d'indentification et partage certaines des métriques (celles qu'il est possible de calculer dans les deux continents). Ainsi nous assurons que l'on peut comparer directement les valeurs du GAINi à celles du STAR_ICMi. A l'examen des limites en Europe, les limites obtenues ici pour la Guyane sont légèrement inférieures si le groupe Central-Baltic est pris comme valeur de référence. En revanche toutes les limites pour la Guyane sont en accord avec les limites du groupe Méditerranée, sauf celles pour le type nM pour lesquelles un ajustement doit être opéré. Les valeurs limites faibles pour ce dernier type sont dues à la grande variabilité dans les valeurs observées pour les échantillons de référence à cause d'une typologie faible ou d'une sélection erronée des sites de référence pour ce type.

Tableau . Limites proposées par la France au sein de l'exercice d'intercalibration européenne, tant en termes de méthode Nationale (IBGN) que pour les valeurs de l'ICMi (Intercalibration Common Metric índex; de van de Bund, 2009)

		EQR_Etats Membres Haute/Bonne	EQR_ICMi Bonne/Moy.	Haute/Bonne
FR	Central Baltic GIG	0,94	0,80	0,90
	MEDitérranean	0,94	0,81	0,88

Tableau . Valeurs moyennes d'intercalibration et d'harmonisation pour les statuts Haute à Bonne et Bonne à Modérée dans les GIGs Central-Baltic et Méditerranée (de van de Bund, 2009).

Geographic Intercalibration group		Haute/Bonne	Bonne/Moyenne
Central Baltic GIG	Upper limit	0,99	0,81
	Average	0,94	0,76
	Lower limit	0,89	0,71
Mediterranean GIG	Upper limit	0,94	0,89
	Average	0,91	0,72
	Lower limit	0,89	0,67

Une classification des échantillons au troubleau des sites non influencés par la marée est fournie (Tab. 16) sur la base de la valeur du GAINi obtenue pour chacun des échantillons et comparée avec les limites specifiques des types correspondantes (Tab. 13).

Tableau . Classification des échantillons au troubleau selon les indices invertébrés et pression. Pour chaque échantillon la pression supposée est indiquée : Gm = Orpaillage ; In = Industrie ; Ur = Urbaine ; Di = pollution diffuse.

Cours d'eau and Site	Site code	Year	Month	Ref/ Surv	Type code	EQR GAINI	class GAINi	GAINi& SMEG	class GAINi &SMEG	class SMEG Thomas	Main pressure	Pressure class
Mana à Saut Fracas	1	08	8	Surv	aL	0,77	4	0,82	4	4	Gm	1
Mana à Saut Fracas	1	09	9	Surv	aL	1,50	5	1,26	5	4	Gm	1
Mana à Saut Lézard	2	08	8	Surv	aL	0,57	3	0,68	3	3	Gm	2
Mana à Saut Lézard	2	09	12	Surv	aL	0,59	3	0,70	3	3	Gm	2
Maroni à Apsik Icholi	8	08	9	Ref	aL	0,98	5	1,04	5	4	Ref	0
Maroni à Apsik Icholi	8	07	9	Ref	aL	1,06	5	1,06	5		Ref	0
Maroni à Apsik Icholi	8	09	9	Ref	aL	1,27	5	1,16	5	5	Ref	0
Marouini à Pikinn Tabiki	9	08	9	Ref	aL	1,16	5	1,09	5	3	Ref	0
Marouini à Pikinn Tabiki	9	07	12	Ref	aL	0,94	4	0,94	4		Ref	0
Marouini à Pikinn Tabiki	9	09	9	Ref	aL	1,30	5	1,16	5	5	Ref	0
Maroni à Twenké	10	07	12	Ref	aL	1,00	5	1,00	5		Ref	0
Maroni à Twenké	10	08	9	Ref	aL	0,97	5	0,98	5	4	Ref	0
Maroni à Twenké	10	09	9	Ref	aL	0,71	3	0,89	4	3	Ref	0
Inini à Sonelle	11	08	9	Surv	aL	0,03	1	0,03	1		Gm	1
Inini à Sonelle	11	09	9	Surv	aL	0,88	4	1,01	5	3	Gm	1

Petit Inini à Batardeau	12	08	9	Surv	aL	0,64	3	0,65	3	2	Gm	3
Petit Inini à Batardeau	12	09	9	Surv	aL	0,55	3	0,73	3	3	Gm	3
Maroni à Papaichton	13	08	9	Surv	aL	0,68	3	0,77	4	3	Ur	1
Maroni à Papaichton	13	09	9	Surv	aL	0,60	3	0,76	4	3	Ur	1
Approuague à Machicou	15	08	8	Surv	aL	0,68	3	0,76	4	3	Gm	2
Approuague à Machicou	15	09	9	Surv	aL	1,09	5	1,04	5	4	Gm	2
Approuague à Athanase	16	09	8	Surv	aL	0,86	4	0,92	4	5	Gm	2
Approuague à Athanase	16	08	9	Surv	aL	0,86	4	0,89	4	4	Gm	2
Approuague à Athanase	16	09	9	Surv	aL	0,99	5	0,99	5		Gm	2
Oyapok à Camopi amont	27.5	08	11	Ref	nL	1,33	5	1,19	5	4	Ref	0
Oyapok à Camopi amont	27.5	07	9	Ref	nL	1,25	5	1,25	5		Ref	0
Camopi à saut Alexis	28	09	10	Surv	nL	0,69	4	0,70	4	2	Gm	1
Oyapok à Saut Fourmi	31	07	10	Ref	nL	1,19	5	1,19	5		Ref	0
Oyapok à Saut Fourmi	31	08	10	Ref	nL	1,00	5	1,01	5	3	Ref	0
Oyapok à Saut Fourmi	31	09	10	Ref	nL	0,72	4	0,79	4	3	Ref	0
Comté à Lysis	34	09	10	Surv	nL	0,76	4	0,71	4	2	Gm	0.5
Maroni à Langa Tabiki	39	08	10	Ref	nL	0,76	4	0,87	4	3	Ref	0
Maroni à Langa Tabiki	39	09	10	Ref	nL	0,07	1	0,07	1		Ref	0
Maroni à Sparouine amont	40	08	11	Surv	nL	0,44	2	0,58	3	2	Di	1
Maroni à Sparouine amont	40	07	11	Surv	nL	0,60	3	0,60	3		Di	1
Maroni à Sparouine amont	40	09	9	Surv	nL	0,04	1	0,04	1		Di	1
Sinnamary à Dalles	42	07	10	Ref	nL	1,19	5	1,19	5		Ref	0
Sinnamary à Dalles	42	08	11	Ref	nL	1,65	5	1,43	5	5	Ref	0
Sinnamary à Dalles	42	09	11	Ref	nL	0,94	5	0,86	4	2	Ref	0
crique Salva à Salva		07	11	Ref	nL	0,90	4	0,90	4		Ref	0
Iracoubo à Plaque Roche	6	07	11	Ref	aM	0,51	3	0,51	3		Ref	0
Iracoubo à Plaque Roche	6	08	8	Ref	aM	0,71	4	0,71	4		Ref	0
Iracoubo à Plaque Roche	6	09	9	Ref	aM	0,12	1	0,12	1		Ref	0
Aratai à Couy	14	07	7	Ref	aM	1,14	5	1,14	5		Ref	0
Aratai à Couy	14	08	9	Ref	aM	1,37	5	1,27	5	5	Ref	0

Aratai à Couy	14	09	9	Ref	aM	1,32	5	1,19	5	4	Ref	0
Kourou à Leodate	19	08	10	Ref	aM	0,75	4	0,83	4	3	Ref	0
Kourou à Leodate	19	09	9	Ref	aM	0,56	3	0,66	3	3	Ref	0
Noussiri à Noussiri	29	07	9	Ref	aM	1,04	5	1,04	5		Ref	0
Noussiri à Noussiri	29	08	9	Ref	aM	1,01	5	1,03	5	4	Ref	0
Noussiri à Noussiri	29	09	9	Ref	aM	0,99	5	0,94	5	3	Ref	0
Armontabo à Armontabo	30	07	9	Ref	aM	1,19	5	1,19	5		Ref	0
Armontabo à Armontabo	30	08	10	Ref	aM	1,21	5	1,13	5	4	Ref	0
Armontabo à Armontabo	30	09	10	Ref	aM	0,82	4	0,90	4	3	Ref	0
Leblond à Lucifer	21	09	11	Surv	nM	0,73	4	0,75	4	3	Gm	3
Comté à Roche Fendé	34.5	08	10	Surv	nM	0,75	4	0,77	4	3	Gm	2
Bagot à Bagot_2008	35	07	9	Ref	nM	1,01	5	1,01	5		Ref	0
Bagot à Bagot_2008	35	08	10	Ref	nM	0,85	5	0,87	5	4	Ref	0
Bagot à Bagot_2009	35.5	09	10	Ref	nM	0,75	4	0,89	5	4	Ref	0
Balaté à Saint Louis	38	08	10	Surv	nM	0,12	1	0,12	1		In	2
Balaté à Saint Louis	38	09	9	Surv	nM	0,04	1	0,04	1		In	2
Balenfois à Couy		07	11	Ref	nM	1,37	5	1,37	5		Ref	0
Galibi à Galibi		07	8	Ref	nM	1,00	5	1,00	5		Ref	0

Afin d'obtenir un point de vue supplémentaire, les EQRs des GAINi et le SMEG ont été combinés en une métrique unique calculée comme une moyenne pondérée (0,6 est le poids attribué aux GAINi et 0,4 au SMEG). Le SMEG inclus dans une telle combinaison ne considère pas la contribution de la diversité (pour laquelle le score additionnel pour les OU est de 0,1 pour chaque OU) car des analyses précédentes avaient démontré que cette version du SMEG discriminait mieux les sites de référence des impactés. Cet indice additionnel peut être utilisé pour classifier les échantillons quand l'information sur les taxons d'Éphéméroptères est au niveau du genre. Cette combinaison a été obtenue afin de donner la possibilité, pour les sites qui ont en général des communautés pauvres mais comparativement un nombre élevé de taxons d'Éphéméroptères, d'avoir une classification meilleure (i.e. pour détecter une amélioration dans la structure de la communauté).
Le test Tukey HSD montre que les EQRs issues du SMEG sans considérer la diversité, étaient capables de discriminer les sites de référence et les impactés par l'orpaillage, alors que l'indice SMEG avec le score additionnel du nombre d'UO ne l'était pas (Tab. 17).

Tableau . Test Tukey-HSD pour les valeurs du SMEG. Variables SMEG (Thomas) et EQR SMEG (pas de score additionnel en relation avec le nombre d'UO : no div). Probabilités approximatives d'erreur pour le test Post-Hoc : entre MS = 0,45048, df = 36.000 pour le SMEG (Thomas) ; entre MS = 0,00446, df = 36.000 pour SMEGno div.

	SMEG Thomas	EQR SMEG no div			
Main pressure	Gold Mining	urban	diffuse	Gold Mining	urban
Reference	0,169	0,927	0,223	0,028	0,976
Gold Mining		0,987	0,598		0,802
urban			0,591		

De la même façon que ce qui a été calculé ici, une approche basée sur l'intégration d'un indice basé sur la communauté entière et un basé sur les Ephémères a été adopté en Italie pour classifier les grands cours d'eau où la contribution des Ephémères pour évaluer la qualité globale du site peut être cruciale. En conséquence, la classification basée ici sur la combinaison du GAINi et du SMEG s'améliore pour les sites qui présentent une communauté d'Ephémères diversifiée. Les limites appliquées à cette combinaison sont celles obtenu du GAINi (Tab. 13). La classification obtenue de l'indice proposé par Thomas (Orth *et al.*, 2001) a été également calculée et est présentée sur le tableau 16. Cette dernière classification est celle qui produit l'attribution aux classes de qualité la plus pessimiste.
La variabilité du GAINi et du GAINi&SMEG a été évaluée en relation avec le principal type de pression agissant sur les sites pour une vérification additionnelle.

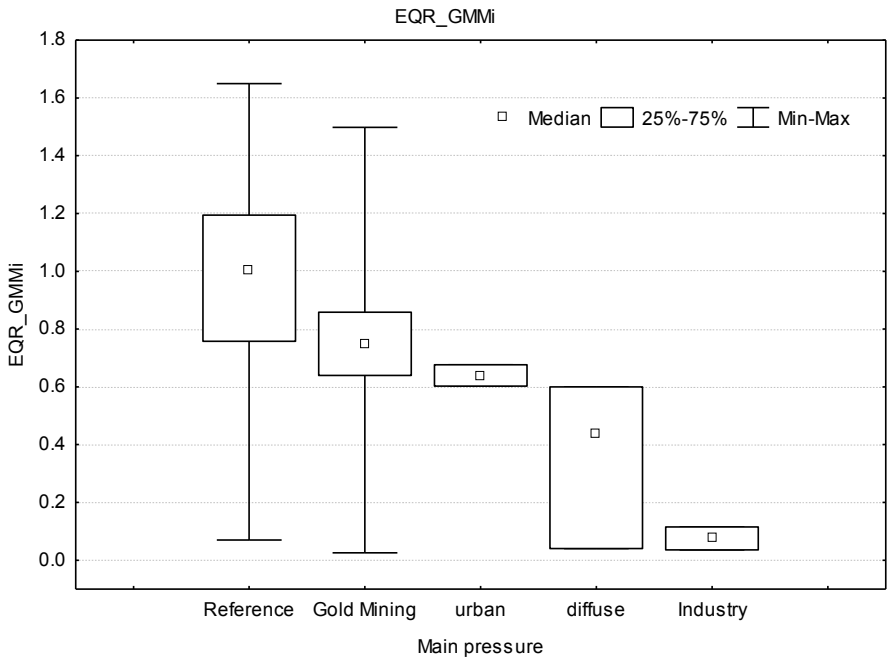

Figure . Variabilité du EQR_GAINi (=GMMi dans la figure) en relation avec différentes catégories de pressions indiquées par l'IRD.

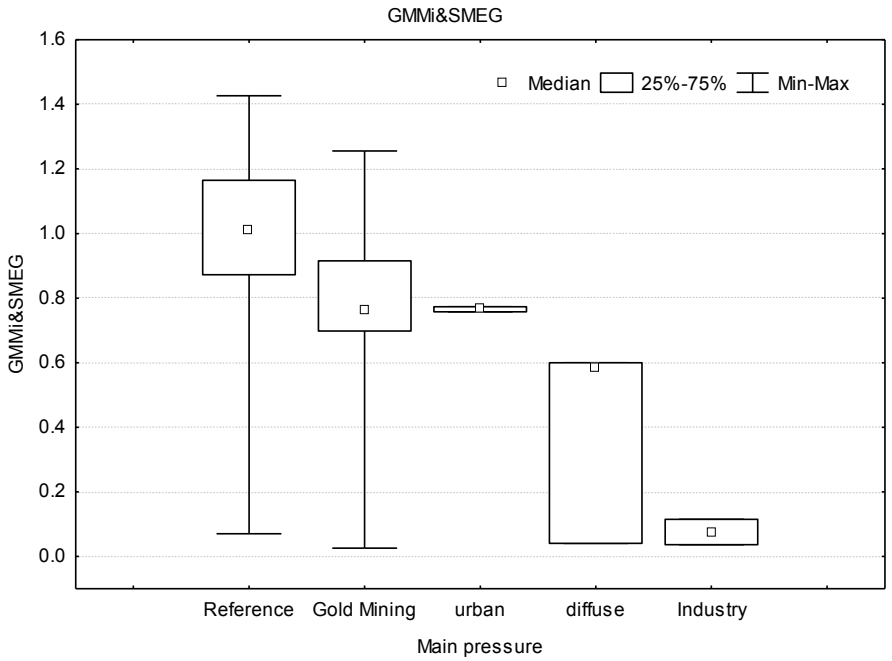

Figure . Variabilité du GAINi (=GMMi dans la figure) &SMEG en relation avec les différentes catégories de pression indiquées par l'IRD.

Même s'il y a peu d'échantillons disponibles de sites affectés par de la pollution urbaine ou diffuse, ou par des impacts industriels, les sites de référence sont clairement séparés des trois catégories de pressions. Des différences significatives sont trouvées en appliquant le test Tukey entre les références et les sites avec des pressions diffuses ou industrielles. Ce test ne met pas en évidence de différence entre les sites de référence et les sites potentiellement affectés par l'orpaillage, ni en considérant le GAINi&SMEG ni en considérant le GAINi seul.

Tableau . Test Tukey-HSD ; variables GAINi&SMEG et GAINi. Probabilités approximative d'erreur du test Post Hoc: entre MS = 0,07269, df = 58.000 pour BAINi&SMEG et entre MS = 0,09456, df = 58.000 pour GAINi.

	GAINi&SMEG				GAINi			
Main pressure	Gold Mining	Urban	Industry	Diffuse	Gold Mining	urban	Industry	diffuse
Reference	0,1461	0,8287	0,0003	0,0081	0,120	0,554	0,002	0,012
Gold Mining		1,0000	0,0071	0,1769		0,984	0,033	0,243
Urban			0,0920	0,5978			0,365	0,856
Industry				0,6606				0,849

Quand un test non paramétrique est appliqué pour comparer les couples de groupes, des différences entre sites de référence et sites potentiellement impactés par l'orpaillage apparaissent. Avec un test de Mann-Whitney, la combinaison des indices GAINi&SMEG est la plus significative (p=0,0028) pour séparer les références des impactés par l'orpaillage comparé au GAINi (p=0,0044). En termes généraux, la combinaison de GAINi et SMEG fournit une meilleure discrimination des sites de référence et des sites impactés, quelque soit la pression.

L'utilisation des indices GAINi&SMEG combinés semble donc être une bonne solution pour classifier les sites sur la base des invertébrés.

Pour obtenir la classification des sites explorés au niveau des sites, nous calculons donc la moyenne des valeurs du GAINi&SMEG obtenus pour différents échantillons (i.e. saisons ou années) du même site. L'image globale de la classification des sites est bonne avec la plupart des sites classifiés dans un état de haute ou bonne qualité (Fig.22). De plus, quand une mauvaise qualité a été trouvée (2 sites) c'était du à un seul échantillon avec des valeurs très faibles des métriques invertébrés. Pour ces sites (signalés par un astérisque dans le tableau 19) l'échantillon de valeur faible (i.e. peu d'invertébrés collectés) doit être vérifié attentivement pour vérifier s'il est représentatif du site (Possibles problèmes d'échantillonnage).

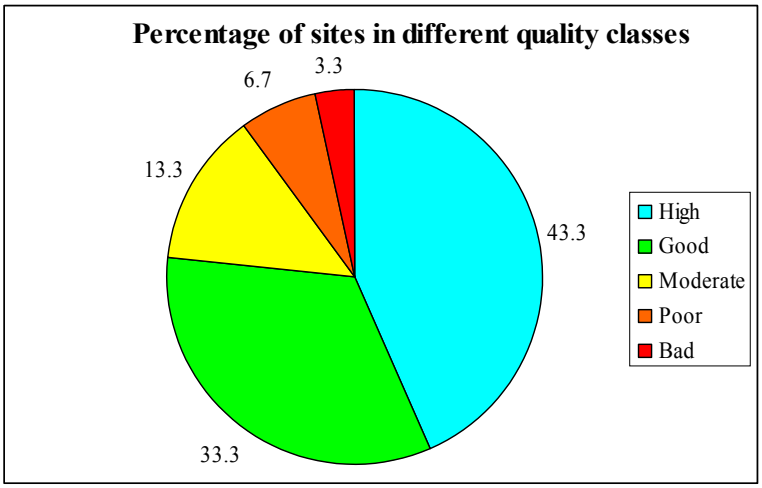

Figure . Pourcentage de sites classifiés dans les différentes classes de statut écologique (uniquement les sites sans influence de la marée).

Tableau . Classification des sites obtenue sur la base des valeurs moyenne du GAINi&SMEG pour différentes années ou saisons. * signale dont la classification n'est déterminée que par un seul échantillon et qui doivent être vérifiés car très pauvres (p.ex. problèmes d'échantillonnage).

Cours d'eau	Site	Numero_def	Ref/Surv	Type code	average_GAINi&SMEG	class average GAINi&SMEG
Mana	Mana à Saut Fracas	1	surv	aL	1,04	5
Mana	Mana à Saut Lézard	2	surv	aL	0,69	3
Maroni	Maroni à Apsik Icholi	8	ref	aL	1,09	5
Marouini	Marouini à Pikinn Tabiki	9	ref	aL	1,07	5
Inini	Inini à Sonelle *	11	surv	aL	0,52	3
Petit inini	Petit Inini à Batardeau	12	surv	aL	0,69	3
Maroni	Maroni à Twenké	10	ref	aL	0,96	4
Maroni	Maroni à Papaichton	13	surv	aL	0,77	4
Approuague	Approuague à Machicou	15	surv	aL	0,90	4
Approuague	Approuague à Athanase	16	surv	aL	0,93	4
Oyapok	Oyapok à Camopi amont	27,5	ref	nL	1,22	5
Camopi	Camopi à saut Alexis	28	surv	nL	0,70	4
Oyapok	Oyapok à Saut Fourmi Maripa amont	31	ref	nL	1,00	5
Comté	Comté à Lysis	34	surv	nL	0,71	4
Maroni	Maroni à Langa Tabiki *	39	ref	nL	0,47	3
Maroni	Maroni à Sparouine amont *	40	surv	nL	0,41	2
Sinnamary	Sinnamary à Dalles	42	ref	nL	1,16	5
Salva	crique Salva à Salva		ref	nL	0,90	4
Iracoubo	Iracoubo à Plaque Roche *	6	ref	aM	0,45	2
Aratai	Aratai à Couy	14	ref	aM	1,20	5
Kourou	Kourou à Leodate	19	ref	aM	0,75	4
Noussiri	Noussiri à Noussiri	29	ref	aM	1,00	5
Armontabo	Armontabo à Armontabo	30	ref	aM	1,07	5

Bagot	Bagot à Bagot_2008	35	ref	nM	0,94	5
Bagot	Bagot à Bagot_2009	35,5	ref	nM	0,89	5
Leblond	Leblond à Lucifer	21	sur v	nM	0,75	4
Comté	Comté à Roche Fendé	34,5	sur v	nM	0,77	4
Balaté	Balaté à Saint Louis	38	sur v	nM	0,08	1
Balanfois	Balenfois à Couy		ref	nM	1,37	5
Galibi	Galibi à Galibi		ref	nM	1,00	5

6 Résumé et conclusions

- Une proposition pour définir des types de cours d'eau, pertinents pour les communautés benthiques a été présentée. La typologie résultante est en accord avec les exigences de la DCE et avec les différents aspects de la proposition de Wasson (2008), même si différents paramètres indicateurs ont été considérés. Des améliorations dans ce qui est proposé sont à attendre, spécialement par l'ajout d'autres paramètres permettant une meilleure discrimination des sites en diminuant la variabilité naturelle. Ces améliorations devraient être menées avec le support direct des experts travaillant en Guyane.
- Les conditions de référence ne semblent pas représenter un problème pour l'application de la DCE en Guyane. De fait, la région est caractérisée par de faibles pressions anthropiques, affectant surtout les zones côtières. Le jeu de sites de référence utilisés, même si des vérifications ultérieures sont nécessaires possiblement basées sur des critères plus détaillés, semble fournir une série de données adaptée pour tester les métriques invertébrés et construire l'indice multimétrique.
- Il a été possible d'identifier un jeu central de métriques à inclure dans un indice multimétrique (GAINi) pour la définition du statut écologique basé sur les invertébrés aquatiques. Ces métriques sont considérées suffisamment robustes en relation avec la bibliographie et la connaissance disponibles.
- Pour l'instant, seuls les échantillons au troubleau ont été considérés mais il est vraisemblable que les métriques sélectionnées puissent être aussi applicables à d'autres types d'échantillonnage. Dans cette éventualité, le sytème de classification aura néanmoins besoin d'être vérifié et potentiellement re-étalonné pour par exemple ajuster les valeurs attendues des métriques aux sites de référence, ou les limites de classe.
- Pour un type de cours d'eau (grande rivière) pour lequel les échantillons au troubleau peuvent être « instables », le GAINi a aussi été calculé pour la combinaison des échantillons de sédiments et de troubleau, ce qui a confirmé les résultats obtenus pour le troubleau seul.
- En général, certains échantillons sont caractérisés par une liste de taxons très limitée, indépendamment de la pression anthropique qui affecte le site. Par la suite, une attention particulière doit être portée sur les procédures d'échantillonnage des invertébrés qui devraient probablement être améliorée dans le but d'être sûr d'échantillonner les habitats adaptés et représentatifs. En d'autres mots, un travail doit

encore être mené pour standardiser l'échantillonnage des invertébrés dont la récolte dans certain types de cours d'eau est loin d'être facile.

- L'indice multimétrique proposé (GAINi) devrait être postérieurement testé en relation avec les pressions à mesure que de nouvelles informations (quantitatives) seront disponibles. Le premier traitement effectué ici démontre que le GAINi est capable de discriminer les sites de référence des sites affectés par différentes sortes de pression. De plus, nous avons conclu que le pouvoir de discrimination des informations issues des invertébrés s'améliore quand l'indice SMEG (basé uniquement sur les Éphémères) est combiné avec le GAINi, particulièrement pour la détection d'impacts sur la communauté aquatique liés à l'orpaillage.
- L'orpaillage est une des plus importantes pressions anthropiques exercées sur les sites en Guyane. Trouver des indicateurs biologiques capables de détecter les impacts de cette pression constitue un challenge scientifique, particulièrement quand sa quantification est peu précise, surtout à cause de la difficulté à estimer correctement les activités illégales d'extraction dans le bassin et quand celles-ci se développent dans des zones peu accessibles. L'indice SMEG – basé sur les Éphémères identifiées au genre – semble capable de détecter cet impact mieux que les métriques basées sur des identifications à la famille. Ainsi, même si un effort plus important est nécessaire pour calculer le SMEG comparé au GAINi, son usage doit être considéré, au moins quand l'orpaillage est visé. Il faut ajouter que pour mettre en évidence les effets de ce type de pression, le site d'échantillonnage devrait être proche de la zone d'extraction ; ceci est néanmoins difficilement réalisable dans la plupart des cas, spécialement quand l'objectif est de détecter les conséquences d'actions illégales.
- La classification des sites a montré que la plupart d'entre eux sont classifié dans un statut écologique supérieur à « modéré », ce qui suggère qu'atteindre les objectifs environnementaux de la DCE pour 2015 ne devrait pas être un gros problème pour la Guyane – à l'exception de situations localisées. Ceci est également vrai lorsque l'on considère les limites de classes proposées qui sont en accord avec les limites européennes adoptées récemment
- Finalement, une mention doit être faite sur les interactions biologiques –spécialement sur la prédation par les poissons- qui peut être potentiellement très élevée dans les cours d'eau de Guyane. On peut raisonnablement affirmer que des systèmes d'évaluation basés sur les invertébrés aquatiques doivent être construits pour tenir compte de différents niveaux de pressions biologiques, de telle manière que les valeurs d'indice ne soient pas dépendantes, ou soient corrigées des interactions importantes avec d'autres taxons, spécialement ceux qui appartiennent à des niveaux trophiques supérieurs ou agissant comme espèces clé.

7 Classification d'un échantillon à partir des invertébrés : explication pratique de la procédure

Ce paragraphe résume les différentes étapes nécessaires pour la classification d'un site/échantillon à partir des résultats ci-dessus.

7.1 Avant l'échantillonnage

1. L'objectif principal de l'échantillonnage est défini selon le type d'opération DCE, surveillance, opérationnel ou recherche. Selon le type, les pressions supposées et les ressources disponibles, un effort différent est requis.
2. Un type de cours d'eau, selon les critères du tableau 6b, est attribué au site à visiter.

7.2 Ce qui est nécessaire pour la classification basée sur les invertébrés : terrain et laboratoire

3. Les invertébrés benthiques sont collectés selon la procédure établie par Wasson (2008) et une estimation de l'abondance des différents taxons est fournie.
4. Une liste de taxons collectés au troubleau (8 échantillons ponctuels) est établie. [S'il existe des échantillons dans le sédiment, une liste complémentaire est aussi établie en considérant les taxons trouvés dans les échantillons au troubleau et dans ceux de sédiments (Le système présenté dans ce rapport ne considère pas cette liste complémentaire)]. Les taxons sont identifiés au niveau de la famille.

7.3 Calcul du GAINi (Guyane Aquatic INvertebrate index)

5. Les valeurs brutes des 8 métriques indiquées dans le tableau 12 composant le GAINi, sont tirées de la liste taxonomique au niveau de la famille. Les détails pour calculer les différentes métriques sont explicités dna les paragraphes 4.3 et 5.1.
6. La valeur de chaque métrique est convertie en EQR, en divisant la valeur observée par la valeur médiane obtenue à partir des sites de référence du type de rivière du site étudié (Tab. 12b).
7. La moyenne pondérée des 8 métriques (EQRs) est calculée en utilisant les poids indiqués dans le tableau 12, et ainsi le GAINi est calculé.
8. Pour obtenir le EQR du GAINi, la valeur moyenne pondérée du point 7 est divisée par la valeur médiane du GAINi (tab. 12b) calculée pour les sites de référence du type de rivière du site étudié.

A partir de l'objectif assigné en 1 :

9. a l'indice GAINi seul est utilisé → 6.4
9. b. l'indice GAINi et le SMEG sont tous deux utilisés → 6.5

7.4 Classification du statut écologique basé sur les invertébrés (GAINi seul)

10. L'EQR du GAINi obtenu pour l'échantillon (point 8) est comparé aux limites indiquées dans le tableau 13 et la classe de statut écologique est attribuée (Haute, Bonne ou Moyenne).
11. Si plus d'un échantillon est disponible pour le site et qu'une estimation globale est attendu, on calcule la moyenne des valeurs de GAINi (basées sur les EQRs, point 8) et on la compare aux limites du tableau 13 pour attribuer une classe de statut écologique.

7.5 Utilisation combinée du GAINi et du SMEG

7.5.1 Calcul de l'indice SMEG (Score Moyen des Ephéméroptères de Guyane)

12. Les larves ou nymphes d'Ephéméroptères sont identifiées au niveau du genre (qualitativement : un seul spécimen par genre suffit) et une liste taxonomique pour l'échantillon est établie.
13. L'indice SMEG (Guillement & Thomas, 2009 ; Orth *et al*., 2001) est calculé. Pour le calcul, chaque genre (Unité Opérationnelle : UO) trouvé dans l'échantillon est associé à un score selon Guillement & Thomas, (2009) et Orth *et al*.(2001). Les scores sont sommés puis divisés par le nombre de genres dans l'échantillon ce qui donne le SMEG. [Ici nous suggérons de ne pas considérer l'apport de la diversité pour un objectif de classification].
14. La valeur du SMEG ainsi obtenue est convertie en EQR (voir point 6).

7.5.2 Combinaison des indices GAINi et SMEG

15. L'EQR du GAINi (point 8) est multiplié par 0,6 ; l'EQR du SMEG (point 14) est multiplié par 0,4 et les deux sont sommés pour obtenir l'indice GAINi&SMEG
16. La valeur obtenue est utilisée pour classifier l'échantillon selon le type de rivière auquel il appartient et selon les limites fournies dans le tableau 13. On attribue ainsi une classe de statut écologique.
17. Si plus d'un échantillon est disponible pour le même site et qu'une évaluation gobale est requise, on calcule la valeur moyenne du GAINi&SMEG (basée sur les EQRs du point 15) et omparée aux limites fournies dans le tableau 13 : la classe de statut écologique est ainsi attribuée.

Note importante : Les valeurs de référence adoptées ici pour les différentes métriques et indices doivent être encore validées (par la DIREN et par les experts qui travaillent intensivement en Guyane). De la même manière la typologie des cours d'eau demande une validation à partir de nouvelles données. Pour certains types de cours d'eau les valeurs de référence doivent encore être obtenues. Ainsi la classification proposée dans ce rapport doit être considérée comme préliminaire.

8 Références bibliographiques

Angradi, R. & T.M. Jicha, 2010. Mesohabitat-specific macroinvertebrate assemblage responses to water quality variation in mid-continent (North America) great rivers. Ecological Indicators, 10: 943-954.

Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright & M.T. Furse, 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. Water Research 17: 333–347.

Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder, and J.B. Stribling, 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

Blocksom K.A. & B.R. Johnson, 2009. Development of a regional macroinvertebrate index for large river bioassessment. Ecological Indicators, 9: 313-328.

Blumenshin S. C., D. M. Lodge & J. R. Hodgson, 2000. Gradient of fish predation alters body size distributions of lake benthos. Ecology, 2: 157-171.

Böhmer, J., C. Rawer-Jost & A. Zenker, 2004. Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. Hydrobiologia 516: 215–228.

Buffagni A., 1997. Mayfly community composition and the biological quality of streams. In: Landolt P. & Sartori M. (Eds). Ephemeroptera & Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics, MTL, Fribourg, pp 235-246.

Buffagni, A., S. Erba, M. Cazzola & J. L. Kemp, 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. Hydrobiologia 516: 313–329.

Buffagni A., S. Erba, S. Birk, M. Cazzola, C. Feld, T. Ofenböck, J. Murray-Bligh, M. T. Furse, R. Clarke, D. Hering, H. Soszka & W. van de Bund, 2005. Towards European Intercalibration for the Water Framework Directive: Procedures and examples for different river types from the E.C. project STAR. 11th STAR deliverable. STAR Contract No: EVK1-CT 2001-00089. Rome (Italy), Quaderni Istituto di Ricerca sulle Acque 123, Rome (Italy), IRSA, 468 pp.

Buffagni A., Munafò M., Tornatore F., Bonamini I., Didomenicantonio A., Mancini L., Martinelli A., Scanu G. & C. Sollazzo, 2006a. Elementi di base per la definizione di una tipologia per i fiumi italiani in applicazione della Direttiva 2000/60/EC. *IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici,* Dicembre 2006 (1): 2-19.

Buffagni A., Erba S., Cazzola M., Murray-Bligh J., Soszka H. & P. Genoni, 2006b. The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries. Hydrobiologia, 566, 379-399.

Buffagni A., S. Erba & M.T. Furse, 2007. A simple procedure to harmonize class boundaries of assessment systems at the pan-European scale, Env. Sci. Pol., 10: 709-724.

Carlisle D.M. & W.H. Clements, 1999. Sensitivity and variability of metrics used in biological assessments of running waters. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 18, No. 2, pp. 285–291,

Chandesris A., J-G Wasson & H. Pellà. 2005. Hydro-écorégions de la Guyane. Propositions de régionalisation des écosystèmes aquatiques en vue de l'application de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. Département Gestion des Milieux Aquatiques, Unité de Recherche Biologie des Ecosystèmes Aquatiques, Laboratoire d'Hydroécologie Quantitative, Groupement de Lyon, 17pp.

Courtney L.A. & W.H. Clements, 2000. Sensitivity to acidic pH in benthic invertebrate assemblages with different histories of exposure to metals. Journal of the Borth American Benthological Society, 19(1): 112-127.

Dudgeon D. (Ed), 2008. Tropical Stream Ecology. Elsevier. 305 pp.

Edmond J.M., Palmer M.R., Measure C.I., Grant B. & R.F. Stallard, 1995. The fluvial geochemistry and denudation rate of the Guiana Shield in Venezuela, Colombia, and Brazil. Geochimica et Cosmochimica Acta 59(16): 3301–3325.

Erba S., Buffagni A., Holmes N., O'Hare M., Scarlett P. & A. Stenico, 2006. Testing River Habitat Survey features for the aims of the WFD hydro-morphological assessment: an overview from the STAR Project. Hydrobiologia, 566, 281-296.

European Commission, 2008. Commission Decision of 30 October 2008 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise. Notified under document number C (2008) 6016. Official Journal of the European Union L 332/20, 10.12.2008, 1-25.

Gaillardet J., Dupre B., Allegre C.J. & P. Negrel, 1997. Chemical and physical denudation in the Amazon River basin. Chemical Geology 142: 141–173.

Gayraud S., B. Statzner, P. Bady, A. Haybachp, F. Schöll, P. Usseglio-Polatera & M. Bacchi, 2003. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. Freshwater Biology, 48, 2045–2064.

Guillemet L. & A. Thomas, 2009. Les Éphémères de la Guyane Française. 14. Évaluation de la qualité des eaux du bassin versant inférieur de la Mana par un indice générique [Ephemeroptera]. Ephemera, 10 (1) : 21-34.

Johnson, R.K., T. Wiederholm & D.M. Rosenberg, 1993. Freshwater biomonitoring using individuals organisms, population and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In D.M. Rosemberg & V.H. Resh (Eds). Freshwater

biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. New York. 40-158.

Hanneke E. Vlek, Piet F. M. Verdonschot & R.C. Nijboer. Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. Hydrobiologia 516: 173–189, 2004.

Hecket A. & J.J. Filliben, 1996. Dataplot reference manual volume 2: LET subcommands and library functions, p 67

Hering D., Moog O., Sandin L. & P.F.M. Verdonschot, 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. Hydrobiologia 516:1–20.

Hill M. O. & P. Šmilauer, 2005. TWINSPAN for Windows version 2.3. Centre for Ecology and Hydrology & University of South Bohemia, Huntingdon & Ceske Budejovice.

Imoobe T. O. T. & E. Ohiozebau, 2009. Pollution status of a tropical forest river using aquatic insects as indicators. Afr. J. Ecol., 48, 232–238.

Lewis, W. M., 2008. Physical and chemical features of tropical flowing waters, in “Tropical stream ecology”. Edited by Dudgeon D. Aquatic Ecology Series, 2-20.

Mesa L. M., 2010. Effect of spates and land use on macroinvertebrate community in Neotropical Andean streams. Hydrobiologia, 641:85–95.

Moya N., S. Tomanova & T. Oberdorff, 2007. Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. Hydrobiologia 589:107–116.

Negrel P, Allegre CJ, Dupre B, E. Lewin, 1993. Erosion sources determined from inversion of major, trace element ratios and strontium isotopic ratio in riverwater: the Congo Basin case. Earth and Planetary Science Letters 120: 59–76.

Negrel, P. & P. Lachassagne, 2000. Geochemistry of the Maroni River (French Guiana) during the low water stage: implications for water±rock interaction and groundwater characteristics. Journal of Hydrology 237 212±233.

Ofenböck, T., Moog, O., Gerritsen, J. & M. Barbour, 2004. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macroinvertebrates. Hydrobiologia 516, 251–268.

Orth K., Thomas A. & Y. Dominique, 2001. Etude des Ephemeropteres de la Gyane Francaise: systematique, repartition geographique, eleaboration d’un indice de qualite des eaux (SMEG). IN IRDA Report. Programme : Qualité de l’eau en Guyane. Compartiment Invertébrés. 1-81 pp.

Perakis, S.S. & L.O.Hedin, 2002. Nitrogen loss from unpolluted South American forests mainly via dissolved organic compounds. Nature, 415, 24, 416-419.

StatSoft, Inc. (2004). STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.

Sandin L. & R.K. Johnson, 2000. The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. *Hydrobiologia* 422/423: 233–243.

Sánchez-Montoya M.M., M.R. Vidal-Abarca & M.L. Suárez, 2010. Comparing the sensitivity of diverse macroinvertebrate metrics to a multiple stressor gradient in Mediterranean streams and its influence on the assessment of ecological status. Ecological Indicators, 10: 896-904.

Sondag F., Guyot J.L, Moquet, J.S. Laraque, A , Adele, G.,Cochonneau, G., Doudou, J.C., Lagane C. & P. Vauchel, 2010. Suspended sediment and dissolved load budgets of two Amazonian rivers from the Guiana Shield: Maroni River at Langa Tabiki and Oyapock River at Saut Maripa (French Guiana). Hydrological Processes, 24, 11, 1433–1445.

Stallard, R.F. & J.M. Edmond, 1983. Geochemistry of the Amazon, 2. The influence of geology and weathering environment on the dissolved load. J. Geophys. Res. 88, 9671-9688.

Tejerina-Garro F. L. & B. De Merona, 2001. Spatial variability of biotic and abiotic factors of the aquatic habitat in French Guiana. Regulated rivers, 17: 157-169.

Ter Braak, C. J. F. & I. C. Prentice, 1988. A theory of Gradient Analysis. Advances in Ecological Research 18: 271–317.

Ter Braak, C. J. F. & P. Smilauer, 1997. CANOCO, Software for Canonical community Ordination (ver. 4.02). Centre for Biometry, Wageningen, The Netherlands.

van de Bund, W.J. (ed.), 2009: Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 1: Rivers. JRC Scientific and Technical Reports. ISSN: 1018-5593, 179 pp.

Verdonschot P.F.M & R.C. Nijboer, 2004. Testing the European stream typology of the Water Framework Directive for macroinvertebrates. Hydrobiologia 516: 35–54, 2004.

Vlek, H.E., Verdonschot, P.F.M., R.C. Nijboer, 2004. Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. Hydrobiologia 516, 173–189.

CIS, 2003. River and lakes—typology, reference conditions and classification systems. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance document 10, European Commission: 86 pp. http://circa.europa.eu.

Wasson J-G., 2008. Rapport de mission en Guyane: Problèmes spécifiques liés à la mise en place des réseaux de contrôle hydrobiologique des rivières. Rapport final. Appui scientifique à la mise en œuvre de la DCE. Département Gestion des Milieux

Aquatiques, Unité de Recherche Biologie des Ecosystèmes Aquatiques, Laboratoire d'Hydroécologie Quantitative, Groupement de Lyon, 60pp.

9 Annexe 1 : Description des données collectées pendant la visite sur le terrain de l'équipe de l'IRSA

9.1 Description générale des données

Pendant 2009, à la fin de saison sèche, des échantillons d'invertébrés ont été collectés par l'équipe du CNR-IRSA dans différents sites (du Maroni et de petites criques). Un total de 15 sites ont été échantillonnés de façon qualitative : sur un site (St Elie amont) 15 échantillons semi-quantitatifs ont été collectés en consiérant 15 unités d'échantillonnage.

Tableau 9.1. List des sites échantillonnés par le CNR-IRSA pendant 2009 ave la méthode utilisée et la date de l'échantillonnage.

River	site	Method	Day	Month
Sinnamary	Hotel Le Fleuve	Piège lumineux	15	10
Affluent Sinnamary	Pont sur le Sinnamary	Qualitatif, multihabitat	15	10
Nom inconnu	Surla route de Sinnamary à la mer (Sud)	Qualitatif, multihabitat	15	10
Paracou	sud Sinnamary (Près du Centre Spatial)	Piège lumineux	16	10
Paracou	sud Sinnamary (Près du Centre Spatial)	Qualitatif, multihabitat	16	10
Gran Mirande Matoury	La Mirande	Piège lumineux	18	10
Gran Miranda Matoury	La Mirande	Qualitatif, multihabitat	18	10
Macouria	Macouria	Qualitatif, multihabitat	23	10
Crique Gabriel	Crique Gabriel amont	Qualitatif, multihabitat	24	10
Crique Patricia	St. Laurent Maroni	Qualitatif, multihabitat	27	10
Maroni	Maroni Reef	Qualitatif, multihabitat	27	10
Maroni	Maroni Upstream riffle	Qualitatif, multihabitat	27	10
Crique Sakoura	Sakoura_Apatou	Qualitatif, multihabitat	28	10

Petite crique	Apatou	Qualitatif, multihabitat	28	10
Maroni	Bois Martin	Qualitatif, multihabitat	29	10
Petit Laussat	Premier pont	Qualitatif, multihabitat	29	10
Petit Laussat	Carbet amont	Qualitatif, multihabitat	30	10
St. Elie	Sinnamary	Qualitatif, multihabitat	31	10
St. Elie	St. Elie amont	Semi-Quantitatif/multihabitat (15 unités collectées)	4	11

Nous avons recensé 1570 spécimens de macroinvertébrés, apparenant à 61 familles (Pour l'instant les Ephémèroptères n'ont pas été identifiées à la famille) (Fig. 1). Ephéméroptères (31% des individus), Diptères (23%), et Trichoptères (19%) dominaient et étaient aussi parmi les familles les plus riches en taxons (environ 10). Les Hémiptères, Odonates et Coléoptères présentaient une abondance faible mais étaient très diversifiés, avec 10, 9 et 6 familles respectivement. Nos résultats, ont été comparés avec les nombres trouvés dans des récherches antérieures (Données IRD, fig.2), où les Diptères et les Ephémèroptères étaient les plus abondants, tandis que les Trichoptmères ne représentaient que 4% du nombre total des spécimens. Lorsque le nombre total de familles est considéré, les résultats étaient similaires, avec les Odonates, les Diptères, les Héteroptères, les Trichoptères, les Ephéméroptères et les Coléoptères comme groupes les plus riches en taxons.

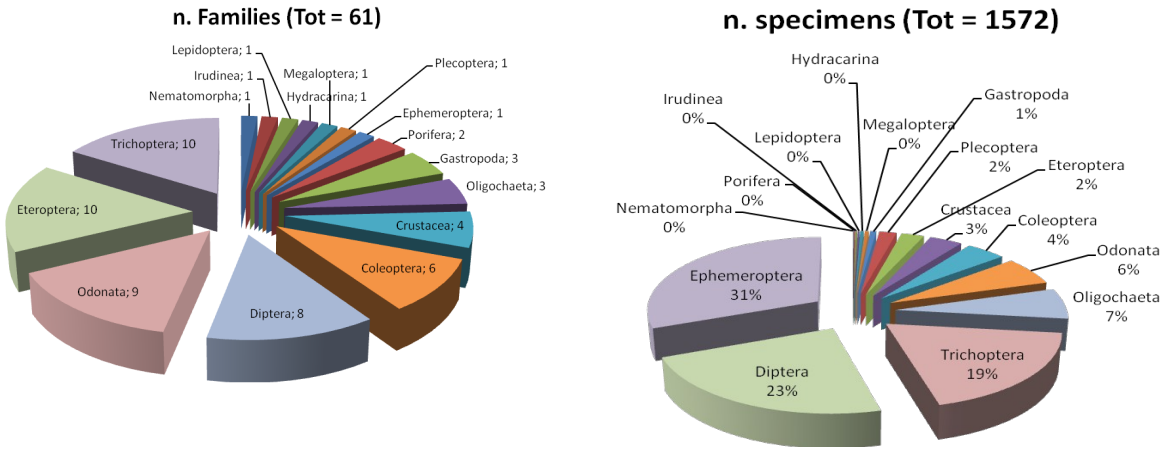

Figure 9.1. Nombre de familles et de spécimens dans les échantillons du CNR-IRSA

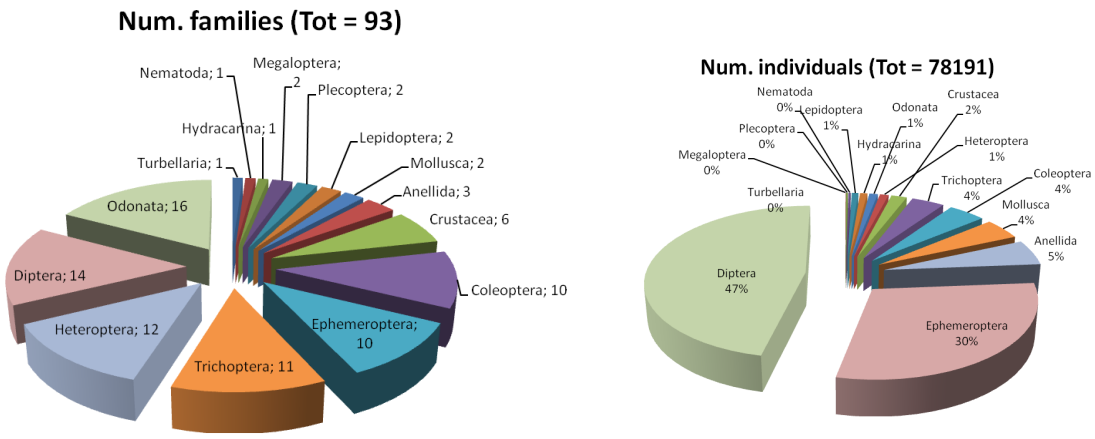

Figure 9.2. Nombre de familles et de spécimens dans les échantillons IRD.

La liste des taxons du CNR-IRSA a été comparée à celle des données IRD (Tab.2). La plupart des taxons ont été trouvés dans les deux ensembles. Quelques uns n'étaient présents que dans nos échantillons : Porifera, Gordiacea, Coleoptera, Haliplidae, Heteroptera et perilestidae.

Tableau 9.2. Comparaison des familles trouvées dans les échantillons CNR-IRSA et IRD

Class	Order	Family	Our samples	
Anellida	Hirudinea	Glossiphonidae	x	
	Oligocheta	Lumbriculidae	x	
		Naididae	x	
		Tubificidae	x	
	Polycheta			
Aracnida	Hydracarina		x	
Crustacea	Amphipoda			
	Cirripeda			
	Decapoda	Astacidae	x	
		Atyidae	x	
		Palaemonidae	x	
		Potamidae	x	
	Isopoda			
Insecta	Coleoptera	Dryopidae	x	x
		Dityscidae	x	x
		Elmidae	x	x
		Gyrinidae		x
		Hebridae		x
		Helodidae		x
		Hydrophilidae	x	x
		Ptilodactylidae		x
		Staphilinidae	x	x
		Haliplidae	x	
	Blattoidea	Blattoidea	x	
	Diptera	Athericidae		

		Ceratopogonidae		x
		Chaoboridae		
		Chironomidae		x
		Culicidae		
		Dixidae		x
		Empididae		
		Limonidae		x
		Psychodidae		x
		Simuliidae		x
		Stratiomyidae		
		Tabanidae		x
		Tipulidae		
	Ephemeroptera	Ephemeroptera		x
		Baetidae		
		Caenidae		
		Coryphoridae		
		Ephemeridae		
		Euthyplociidae		
		Leptohyphidae		
		Leptophlebiidae		
		Oligoneuriidae		
		Polymitarcyidae		
	Heteroptera	Belostomatidae		x
		Gelastocoridae	x	
		Corixidae	x	x
		Gerridae	x	x
		Helotrephidae	x	x
		Hydrometridae		x
		Mesoveliidae	x	x
		Naucoridae	x	x
		Nepidae	x	
		Notonectidae	x	x
		Pleidae	x	x
		Veliidae	x	x
	Lepidoptera	Pyralidae		x
	Megaloptera	Corydalidae		x
	Odonata Anisoptera	Aeshnidae		
		Cordulegasteridae		
		Corduliidae		x
		Gomphidae		x
		Libellulidae		x
		Protoneuridae		x
	Odonata Zygoptera	Calopterygidae		x
		Chlorolestidae		

		Coenagrionidae		x
		Heliocharitidae		x
		Lestidae		
		Megapodagrionidae		x
		Perilestidae		x
		Protoneuridae		
		Pseudostigmatidae		
	Plecoptera	Perlidae		x
	Trichoptera	Calamoceratidae		x
		Ecnomidae		
		Helicopsychidae		x
		Hydropsychidae		x
		Hydroptilidae		x
		Leptoceridae		x
		Limnephilidae		x
		Odontoceridae		x
		Philopotamidae		x
		Polycentropodidae		x
		Sericostomatidae		x
		Xiphocentronidae		
Mollusca	Gastropoda	Ampullariidae	x	
		Hygrobiidae	x	
		Plurocerodae	x	
	Bivalvia	Bivalvia		
Nematoda	Nematoda	Nematoda		
Turbellaria	Tricladida	Dugestiidae		
Porifera	Porifera	Porifera	x	
Gordiacea	Gordiacea	Gordiacea	x	

9.2 Liste détaillée des taxons

Les invertébrés ont été identifiés au niveau le plus bas possible au vu de l'information disponible. Ce paragraphe présente le détail des taxons sur les sites visités par le CNR-IRSA. Pour l'identification des Odonates nous avons utilisé un manuel qui inclut des clés d'identification au niveau du genre et parfois de l'espèce.

- Heckman C.W., 2006. Encyclopedia of South American aquatic insects: Odonata – Anisoptera. Illustrated keys to known families, genera, and species in South America. Springer. 710 pp.
- Heckman C.W., 2006. Encyclopedia of South American aquatic insects: Odonata – Zygoptera. Illustrated keys to known families, genera, and species in South America. Springer. 650 pp.

L'identification à l'espèce est souvent préliminaire.

Un total de 26 taxons d'Odonates ont été trouvés avec un maximum de 6 taxons par site. Ce groupe montre une diversité spécifique élevée, et peut ainsi inclure un indicateur potentiel de

qualité de l'eau. Les Odonates d'Amérique du Sud sont bien connus, ainsi l'information écologique sur leurs niveaux de tolérance est problablement disponible.

Tableau 9.3. Liste des taxons d'Odonates trouvé par le CNR-IRSA

Suborder	**Family**	**Taxon**
Zygoptera	Calopterygidae	*Hataerina auripennis*
	Coenagrionidae	*Achantagrion adustum* *Argia insipida* *Argia pulla* *Telebasis demararum*
	Heliocharitidae	*Heliocharis amazona*
	Megapodagrionidae	*Oxystigma petiolatum*
	Perilestidae	*Perissolestes magdalenae*
	Protoneuridae	*Peristicta forceps*
Anisoptera	Corduliidae	*Aeschnosoma auripennis* *Rialla villosa*
	Gomphidae	*Cacoides latro* *Gomphioides* sp. *Progomphus brachycnemis* *Progomphus geskesi* *Progomphus guyanensis* *Zonophora calippus*
	Libellulidae	*Argyrothemis argentea* *Brechmorhoga vivax* *Elasmothemis cannacrioides* *Elga leptostyla* *Libellula* sp. *Macrodiplax halteata* *Macrothemys musiva* *Oligoclada* sp. *Tauriphila australis*

Pour l'identification des Chironomidae nous avons utilisé les clés suivantes au niveau du genre et, quand c'était possible, de l'espèce :

- Wiederholm T., 1983. Chironomidae of the Holarctic region. Keys and Diagnoses. Part I: Larvae. Entomologica Scandinavica Supplement, 19: 1-457.
- Wiederholm T., 1986. Chironomidae of the Holarctic region. Keys and Diagnoses. Part II: Pupae. Entomologica Scandinavica Supplement, 28: 1-482.
- Wiederholm T., 1989. Chironomidae of the Holarctic region. Keys and Diagnoses. Part III: Adult males. Entomologica Scandinavica Supplement, 34: 1-532.

- Epler, J.H. 1992b. Identification Manual for the Larval Chironomidae (Diptera) of Florida. FL Dept. Environ. Reg., Orlando, FL. 302 pp.

De la littérature spécifique additionnelle a été utilisée pour la détermination à l'espèce ; Les résultats de l'identification des larves et des pupes sont portés dans le tableau 4. De plus quelques adultes ont été aussi collectés et, dans ce cas, l'identification au genre est plutôt difficile et, pour leur identification, un taxonomiste spécialisé devrait être contacté.

Tableau 9.4. List des taxons de larves et de pupes de Chironomidae par le CNR-IRSA

Subfamily	Tribe	Taxon
Tanypodinae		*Ablabesmyia Karelia* sp.
		Clinotanypus sp.
		Coelotanypus tricolor
		Djalmabatista pulcher
		Djalmabatista sp.
		Natarsia/Telopelopia
		Paramerina sp.
		Zavrelimyia sp.
Orthocladiinae		*Corynoneura* sp.
		Cricotopus absurdus
		Eukiefferiella sp.
		Parakiefferiella sp.
Chironominae	Tanytarsini	*Cladotanytarsus* sp.
		Micropsectra sp.
		Rheotanytarsus exiguus gr.
		Rheotanytarsus sp.
		Stempellinella sp.
		Tanytarsus sp.
		Virgatanytarsus sp.
	Chironomini	*Beardius* sp.
		Chironomus major
		Chironomus ochreatus
		Chironomus riparius
		Chironomus sp.
		Cladopelma sp.
		Dicrotendipes simpsoni
		Goeldichironomus amazonicus
		Hyporhygma quadripunctatum
		Nilothauma sp.
		Paralauterborniella sp.
		Paratendipes albimanus
		Paratendipes termophilus
		Phaenopsectra sp.
		Polypedilum aviceps

		Polypedilum bekal *Polypedilum flavum* *Polypedilum halterale* gr. *Polypedilum tritum* *Pseudochironomus* sp. *Pseudochironomus sublettei* *Stenochironomus* sp.

Jusqu'à 15 taxons ont été récoltés sur un site. Seulement 3 familles de Chironomidae étaient présentes, surtout des Chironominae appartenant à la tribu des Chironomini. Ce sont des consommateurs de détritus, résistants à des températures élevées et à de faibles taux d'oxygène dissous. Cependant les espèces de Chironomini peuvent présenter des seuils de tolérance et de résistance très différents et ils sont considérés comme de bon indicateurs du statut trophique des lacs. Les Orthocladinae sont les taxons les plus rhéophiles et ils ont en général besoin de concentrations en oxygène dissous élevées (P.ex. *Corynoneura* sp., *Eukefferiella* sp.). Les Tanypodinae sont caractérisés par des taxons libres, principalement prédateurs, et sont ainsi régulièrement distribués le long du gradient amont-aval. Cependant certains taxons sont stenothermes froid (p.ex. *Zavrelimyia* sp.) et peuvent être considérés comme desindicateurs des niveaux d'oxygène dans l'eau. Les espèces de *Chironomus* sont utilisés domme indicateurs de métaux traces (polythene chromosomes).

Quant aux Ephémèroptères, leur identification à l'espèce est encore en cours et pour les autres groupes nous utlisons les clés indiquées dans ce rapport et quelque littérature italienne.