

# **Utilisation de substrats artificiels en Guyane Française : proposition d'un protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés, adapté aux milieux lenticques, en particulier les zones aval des fleuves**

par Simon CLAVIER<sup>\*1</sup>, Laurent GUILLEMET<sup>\*</sup>, Alain THOMAS<sup>\*\*</sup>  
& Stéphane DESCLOUX<sup>\*\*\*</sup>

\* Hydreco Guyane, Laboratoire Environnement de Petit Saut, B.P. 823, F - 97388 Kourou cedex

\*\* 5, rue du Vallon F - 31320 Vieille-Toulouse, France

\*\*\* EDF-CIH, Service Environnement et Société Savoie Technolac, F - 73373 Le Bourget du Lac, France

<sup>1</sup> La présente publication est issue du mémoire de Master du premier auteur

Mots-clés : macroinvertébrés aquatiques, protocole d'échantillonnage, substrats artificiels, aval des fleuves, marnage, milieux lenticques, Guyane française.

Le but de cette étude était de déterminer -dans le cadre de la proposition d'un protocole d'échantillonnage standardisé- le nombre optimal de substrats artificiels à implanter à une station lenticque donnée, moyen terme entre les exigences statistiques et les réalités pratiques (investissement de temps et budget disponible). Quatre stations lenticques ont été prospectées : une grande crique, deux secteurs aval de fleuves et un faciès lacustre (lac de barrage). Trois descripteurs des communautés de macroinvertébrés ont été utilisés : richesse systématique, capture par unité d'effort (CPUE) et coefficient de corrélation de rang de Spearman. La comparaison des résultats obtenus successivement avec 1, 2, 3, 4, 5, 6 et 7 substrats (tirage aléatoire), par rapport à un maximum de 8 considéré comme référence, montre qu'un nombre de 5 substrats permet d'obtenir des prélèvements valides à toutes les stations (coefficient de variation < 20 %). La durée d'immersion optimale (vis-à-vis de l'ensemble des communautés de macroinvertébrés) est de trois semaines, sauf pour le faciès lacustre où une durée supérieure doit être expérimentée.

## **Use of artificial substrates in French Guiana: a proposed sampling protocol for aquatic macroinvertebrates, adapted to lentic habitats, particularly in the downstream courses of rivers**

Keywords: aquatic macroinvertebrates, sampling protocol, artificial substrates, downstream courses of rivers, tidal fluctuation, lentic habitats, French Guiana.

The aim of the present study was to determine -within the framework of a standardized sampling protocol- the optimal number of artificial substrates to deploy at a given lentic site, considering statistical requirements and practical realities (investment of time and available budget). Four lentic sites were investigated: a large creek, two downstream courses of large rivers, and a reservoir. Three descriptors of macroinvertebrate communities were used: systematic richness, catch per unit effort or CPUE as number of individuals / number of substrates, and Spearman's rank correlation coefficient. Results obtained using 1, 2, 3, 4, 5, 6 and 7 substrates successively (drawn randomly), in comparison with a maximum of 8 considered as a reference, showed that a sample of 5 substrates provides valid sampling at the four sites (coefficient of variation < 20 %). The optimal period of immersion for sampling the entire macroinvertebrate community is three weeks, except for the reservoir, where a longer duration will have to be tested.

## 1. Introduction

Par leur répartition dans l'ensemble des écosystèmes aquatiques, leur grande diversité systématique, la pérennité relative de leurs populations, leur sensibilité vis-à-vis de la qualité de l'eau et du substrat, ainsi que leur appartenance à plusieurs catégories trophiques, les macroinvertébrés (taille adulte > 1 mm) permettent une estimation efficace de la qualité des cours d'eau (HELLAWELL 1986, ROSENBERG & RESH 1993, DAVIS & SIMON 1995 etc.).

Toutefois, afin de pouvoir utiliser correctement ce potentiel, il est nécessaire de disposer de méthodes d'échantillonnage tenant compte des réalités du terrain. Or, sur le réseau hydrographique du plateau des Guyanes, les particularités écologiques des zones aval (physico-chimie, le plus souvent courant très faible, profondeur importante mais en revanche accessibilité en général aisée aux stations) nécessitent la mise en place de méthodes d'échantillonnage adaptées. La population humaine guyanaise se répartit majoritairement sur la frange littorale, les secteurs amont des fleuves étant peu ou pas anthropisés (excepté par l'activité aurifère). Par conséquent, une évaluation pertinente de la qualité de l'eau des zones aval des fleuves est incontournable lors du diagnostic d'une perturbation d'origine anthropique en amont. Le principal obstacle à l'échantillonnage de ces zones est causé par le marnage important, engendré par l'onde de marée qui s'étend loin à l'intérieur des terres (LOINTIER 1984). Cette influence est sensible jusqu'aux premiers rapides (appelés localement sauts) rencontrés en remontant vers l'amont, comme Saut Berrard sur l'Orapu, Saut bief sur la Conté, ou Petit Saut sur le Sinnamary, où le marnage atteint 80 cm à plus de 60 km de l'estuaire (HOREAU & RICHARD 1996, IRD 2003).

Les tentatives de prélèvement déjà réalisées ont mis en évidence l'insuffisance des techniques conventionnelles pour établir un inventaire fiable des peuplements de macroinvertébrés de ce type particulier d'écosystème (GUILLEMET & THOMAS 2005, 2009).

Le protocole utilisé depuis quelques années préconise deux prélèvements au filet troubleau sur substrat organique à partir de la berge, et un prélèvement de sédiment dans le chenal sur substrat minéral (sable). Cependant, sa représentativité montre ses limites dès qu'un linéaire de rivière doit être caractérisé dans son intégralité (GUILLEMET & THOMAS op. cit.).

Si des protocoles standardisés de collecte des invertébrés aquatiques sont appliqués dans de nombreux pays des régions tempérées (NIXON et al. 1996), très peu d'études ont été réalisées à ce sujet dans les zones néotropicales et en particulier en Guyane Française (GLÉMET et al. 2005). En conséquence, la présente étude a été axée sur un protocole de récolte des invertébrés aquatiques par substrats artificiels.

Les substrats artificiels constituent un moyen « passif » de récolte des macroinvertébrés aquatiques, benthiques ou nageurs en pleine eau. Ils présentent plusieurs avantages sur les autres méthodes de prélèvement. Entre autres, ce mode d'échantillonnage permet de diminuer la variabilité inter-opérateurs et d'être non destructeur pour l'environnement.

En outre, sont obtenues des informations concernant la dynamique de colonisation, la micro-répartition, les préférences de substrat des organismes... (COVER & HARREL 1978, ROSENBERG & RESH 1982, CLIFFORD et al. 1989). L'objectif de la présente étude est de tester la validité des substrats artificiels -qui ont déjà montré dans une étude préliminaire (GLÉMET et al. 2005) leur efficacité pour la récolte des Éphémères de Guyane Française- notamment dans les zones aval

des cours d'eau et en milieux lenticques, où les autres méthodes se révèlent difficilement praticables et de facto peu efficaces<sup>1</sup>.

La présente étude s'inscrit dans l'objectif de la Directive Cadre Européenne sur l'eau, visant à atteindre le « bon état général des eaux » en 2015.

## 2. Matériels et méthodes

### 2.1. Stations d'étude

Quatre stations ont été retenues sur des milieux lenticques ou subissant l'onde de marée. Trois d'entre elles sont sous l'influence du marnage : Kourou (05° 00' 08'' N / 52° 40' 10'' W), Sinnamary (à la Pointe Combi : 05° 18' 31' 'N / 52° 57' 13'' W) et Crique Passoura (05° 09' 02'' N / 52° 42' 00'' W). La quatrième est située sur le lac de Barrage de Petit Saut (05° 03' 32'' N / 52° 03' 03'' W), donc en faciès lacustre, strictement lenticque.

### 2.2. Dispositif expérimental

Selon ROSENBERG & RESH (1982), les substrats artificiels appartiennent à deux catégories : les substrats artificiels « représentatifs » dont la nature se rapproche de celle du substrat naturel du cours d'eau, et les substrats artificiels « standardisés » qui diffèrent du substrat naturel mais fournissent une surface de colonisation uniforme. Les substrats artificiels classiques (plaques Hester-Dendy, paniers à pierres, plateaux Beak...) répondent assez mal aux spécificités du réseau hydrographique guyanais (encombrement, transport difficile...). Des « Substrats Organiques Standards » (ou SOS) « représentatifs », constitués de feuilles d'arbres bordants « fraîches », maintenues par un filet plastique d'un volume de 1000 cm<sup>3</sup> et de 4 mm de vide de maille, ont été disposés en série sur une même corde (Fig. 1). Le choix d'un matériau « frais » permet d'éviter sa dégradation complète durant le séjour en immersion. Fortement biogènes, car couramment utilisées comme ressource ou comme microhabitat par les organismes aquatiques, les essences végétales de la ripisylve présentent de nombreux avantages : coût nul, accessibilité aisée et disponibilité tout au long de l'année en région néotropicale. GLÉMET et al (2005) ont montré l'efficacité de tels substrats naturels végétaux comparativement à un substrat minéral inerte (pierres) en outre relativement peu disponible dans beaucoup de cours d'eau guyanais : effectifs et richesse systématique sont nettement supérieurs dans les substrats végétaux.

Le positionnement des substrats dans la colonne d'eau entraîne aussi un choix : sur le fond (SLACK et al. 1986) ou en pleine eau (MASON et al. 1967) ? Bien que la colonne d'eau soit relativement homogène sur le plan physico-chimique dans les cours d'eau guyanais (RICHARD 2003), la première possibilité a été retenue pour les zones lotiques. En effet, elle a l'avantage de présenter plus de similarité avec la méthode de prélèvement au filet troubleau qui collecte les individus sur le fond.

---

<sup>1</sup> D'où notre vive recommandation d'utiliser -chaque fois que c'est possible- les racines aériennes flottantes/submergées agissant très efficacement comme substrat pour de nombreux macroinvertébrés et en particulier les Éphéméroptères (THOMAS et al. 2004, GUILLEMET & THOMAS 2009).

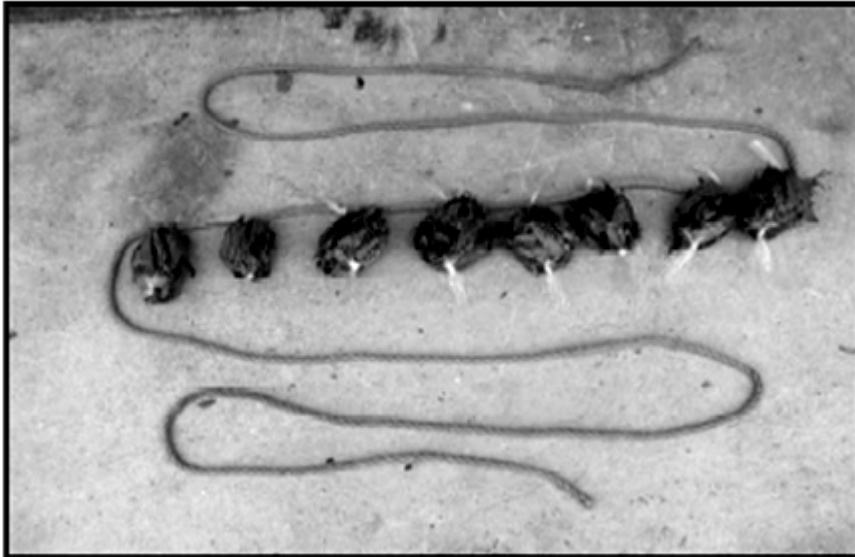


Figure 1. Dispositif expérimental portant huit substrats artificiels.

Figure 1. Experimental device bearing eight artificial substrates.

Par contre, en ce qui concerne le milieu lentique de Petit Saut, il n'existe pas de faune ripicole spécifique à proprement parler (GUILLEMET 2005). En effet, l'hétérogénéité et les multiples microhabitats des berges, s'étendant sur un linéaire de près de 600 km, induisent de profondes différences dans la structure des communautés d'invertébrés aquatiques et par conséquent ne permettent pas un échantillonnage représentatif par les techniques traditionnelles. L'écosystème particulier qu'est la forêt inondée présente d'innombrables emplacements propices à l'implantation des substrats artificiels. Les multiples troncs d'arbres et branches émergés sont autant de points d'où il est aisé d'amarrer un dispositif expérimental. Par souci de facilité de manipulation et d'accessibilité, les substrats artificiels de Petit-Saut ont été déposés en surface et en bordure de berge, où la profondeur atteint un mètre. La majorité des taxons du benthos lacustre vit dans cette zone d'eaux littorales peu profondes (JONES et al. 2004). De plus, l'évaluation des conditions biologiques de la zone littorale devrait permettre de caractériser tout effet nocif subi par le bassin principal du lac (JOHNSON 1998).

Différents travaux préconisent l'utilisation d'un grand nombre de petites unités de prélèvement. Ceci permet d'améliorer la qualité des relevés grâce à l'obtention de répliquats issus d'un même effort d'échantillonnage (DOWNING 1979, MORIN 1985, VOSHELL et al. 1989). Trois répliquats sont souvent recommandés (MASON et al. 1973, VOSHELL & SIMMONS 1977, DE PAUW et al. 1986). Toutefois, dans le cadre d'une étude pilote ne s'appuyant pas sur des données antérieures, 6 répliquats sont nécessaires selon JONES et al. (2004). Pour compenser par anticipation les pertes toujours possibles, non rares même, entre pose et relevage, le nombre élevé de 8 substrats artificiels a finalement été retenu pour la présente étude.

### 2.3. Durée d'immersion

La durée optimale d'immersion résulte d'un compromis difficile entre plusieurs facteurs contradictoires : une colonisation la plus complète possible des substrats versus les risques de perte des échantillons, de prédation et d'envahissement par la vase qui augmentent avec la durée de l'implantation. Dans l'ensemble, les durées d'immersion relevées dans la bibliographie varient de 15 jours à plusieurs mois, mais souvent sans justification expérimentale (ROSENBERG & RESH 1982).

Dans la pratique, aux États-Unis, les substrats artificiels utilisés dans le cadre d'un monitoring de la qualité de l'eau sont immergés de 4 à 6 semaines (KLEMM et al. 1990). Mais la forte résilience du milieu néotropical et les cycles biologiques très courts laissent présager l'efficacité de durées d'immersion sensiblement inférieures à celles recommandées en régions tempérées. Aussi les durées d'une, deux et trois semaines, ont-elles été testées.

### 2.4. Traitement et analyse des données

Dans le domaine de l'écologie des peuplements, il est courant d'utiliser le taxon espèce comme unité d'analyse (SALE & GUY 1992). Afin de s'affranchir de la contrainte biogéographique entre bassins, il peut être recommandé d'employer des descripteurs de l'organisation fonctionnelle, c'est à dire des modalités d'organisation des peuplements (BARBAULT 1992). Ainsi, trois descripteurs des peuplements ont-ils été pris en considération ici :

a) la Richesse systématique (S = nombre de taxons)

Les très graves carences actuelles en taxonomie, qui concernent malheureusement la plupart des grands groupes d'invertébrés aquatiques en Guyane Française, rendent impossible l'utilisation à grande échelle de l'unité systématique naturelle qu'est l'espèce comme référence (voir par exemple SCIBONA et al 2010). Ainsi la famille a-t-elle été retenue comme niveau de détermination de base, excepté pour les Achètes, Polychètes et Oligochètes seulement identifiés à la classe ou à la sous-classe.

b) la Capture Par Unité d'Effort (CPUE = effectifs/nombre de substrats utilisés)

La CPUE évalue la densité des invertébrés aquatiques en fonction du nombre de substrats déployés. Elle permet d'intégrer une notion de rendement, aspect pris en compte par la directive cadre européenne sur l'eau (DCE).

c) la Structure de l'échantillon à l'aide de la corrélation de rang de Spearman entre l'échantillon total composé par les 8 substrats (variable x), considéré comme groupe de référence, et l'échantillon de chaque groupe formé par tirage aléatoire (variable y).

Le coefficient de corrélation de rang de Spearman «  $r_s$  » indique le degré de liaison existant entre le classement des éléments selon la variable x et selon la variable y.

Les trois variables examinées pour déterminer le nombre optimal de substrats ont été calculées à partir de 6 groupes respectivement de 1, 2, 3, 4, 5, 6 et 7 substrats tirés aléatoirement pour chacune des stations. 6 valeurs de S, CPUE et  $r_s$  sont donc obtenues pour chacun de ces 7 ensembles, dont la moyenne et le coefficient de variation sont calculés. Les valeurs de ces descripteurs correspondant au groupe des 8 substrats de l'échantillonnage initial sont ensuite prises en compte. Le nombre de substrats à retenir est alors déterminé par interprétation graphique (Figs 3, 5, 7) par rapport au seuil de variation inter répliqués de 20 %, matérialisé par un trait horizontal.

ELLIOTT (1977) considère que l'échantillonnage est valide lorsque le CV est inférieur à 20%. Remarque : la variabilité temporelle est écartée : le travail statistique est effectué avec les valeurs sommées correspondant aux trois durées d'immersion.

Afin de déterminer la durée d'immersion la plus adaptée à l'échantillonnage, le test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été effectué.

### 3. Résultats

#### 3.1. Détermination du nombre optimal de substrats à implanter

##### Richesse taxonomique

Le Tableau 1 rend compte de la richesse taxonomique obtenue en exploitant un nombre croissant de substrats (les 3 séries temporelles de substrats étant cumulées).

| N de substrats (x 3 séries) | 1    | 2    | 3    | 4    | 5    | 6    | 7     | 8     |
|-----------------------------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|
| Kourou                      | 46,6 | 63,3 | 66,6 | 88,0 | 88,0 | 91,4 | 97,1  | 100,0 |
| Sinnamary                   | 52,0 | 66,6 | 85,3 | 80,6 | 92,6 | 92,6 | 94,0  | 100,0 |
| Passoura                    | 71,6 | 82,5 | 82,5 | 90,8 | 90,8 | 98,3 | 99,1  | 100,0 |
| Petit-Saut                  | 65,7 | 85,0 | 92,8 | 95,0 | 98,5 | 98,5 | 100,0 | 100,0 |

Tableau 1. Richesse systématique en fonction du nombre de substrats exploités (exprimée en % du total obtenu avec les trois séries de 8 substrats cumulées).

Table 1. Systematic richness as a function of the number of substrates deployed (expressed as % of the total obtained in a composite of the three series of 8 substrates).

Sur le fleuve Kourou, 4 substrats prélèvent 88 % des taxons obtenus avec la série complète de 8 substrats (Fig. 2). Sur le fleuve Sinnamary, près de 93 % des taxons sont récoltés avec 5 SOS. Sur la crique Passoura, plus de 90 % des taxons présents dans les 8 substrats sont collectés avec 4 SOS. Enfin, sur le lac de Petit Saut, 3 substrats suffisent pour recenser 93 % du peuplement obtenu avec 8.

Le coefficient de variation de la richesse taxonomique (Fig. 3) présente une valeur inférieure à 20 % à partir de l'utilisation de 2 substrats à toutes les stations, sauf le fleuve Kourou qui en requiert 3.

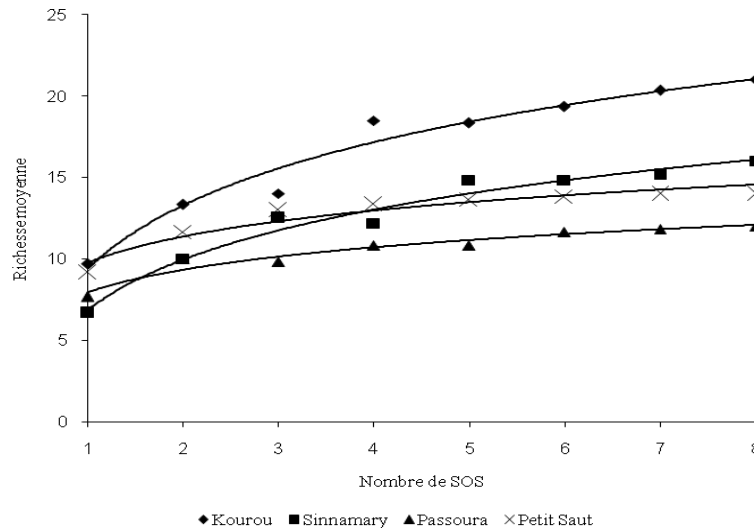


Figure 2. Richesse systématique moyenne, résultant des tirages aléatoires aux quatre stations, en fonction du nombre de substrats.

Figure 2. Mean systematic richness, resulting from random drawing at four study sites, as a function of the number of substrates.

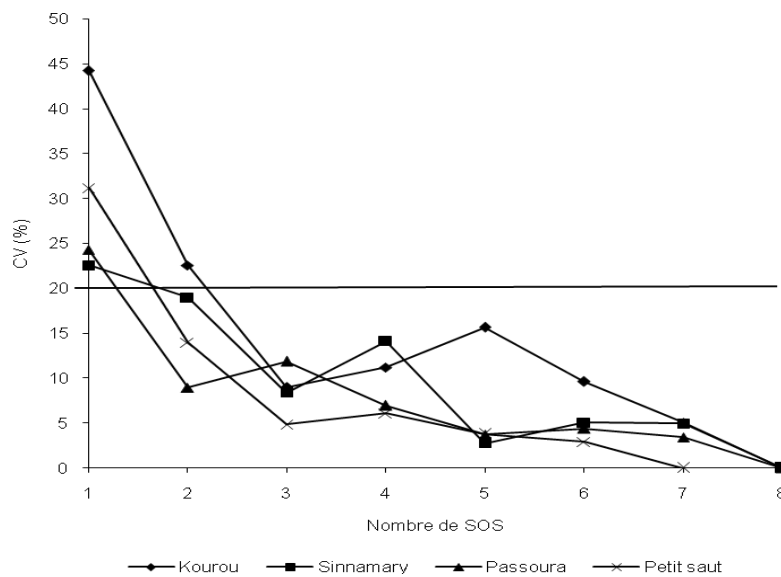


Figure 3. Coefficient de variation de la richesse systématique aux quatre stations, en fonction du nombre de substrats.

Figure 3. Coefficient of variation of systematic richness at four study sites, as a function of the number of substrates.

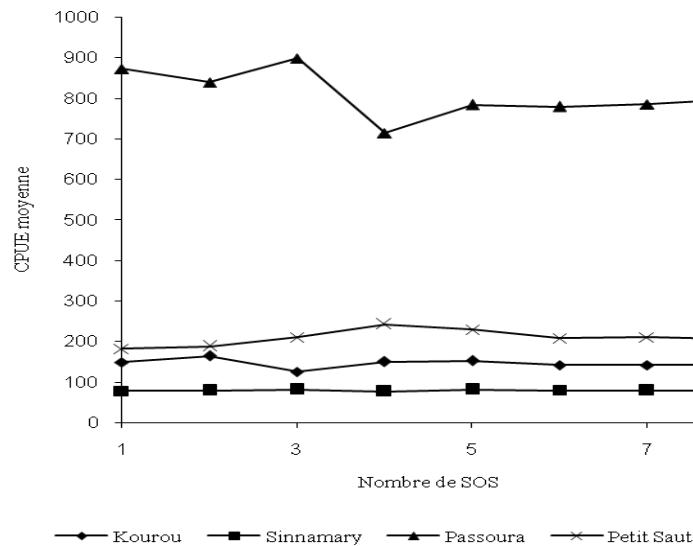


Figure 4. CPUE moyenne, résultant des tirages aléatoires aux quatre stations, en fonction du nombre de substrats.

Figure 4. Mean CPUE resulting from random drawing at four study sites, as a function of the number of substrats.

### Capture Par Unité d'Effort

La CPUE moyenne (Fig. 4) est beaucoup plus élevée -et aussi plus instable- à la crique Passoura qu'aux trois autres stations. On note que -clairement dans les limites de la présente investigation, cela doit être bien précisé- une bonne estimation de la CPUE moyenne a été obtenue avec un seul substrat sur le Sinnamary et sur le Kourou.

Le coefficient de variation de la CPUE (Fig. 5) est inférieur à 20 % à partir de 5 substrats pour le Kourou, de 4 pour le lac de Petit Saut, et à partir de 2 substrats seulement pour le Sinnamary et la crique Passoura.

### Structure des peuplements

Le coefficient de corrélation de rang de Spearman moyen (Fig. 6) est de 0,876 dès l'utilisation de deux échantillons sur le Kourou et cette valeur ne cesse d'augmenter en fonction du nombre de réplicats utilisés. Sur le Sinnamary il affiche des valeurs supérieures à 85% de similarité inter-groupes à partir de 4 substrats. Le coefficient de corrélation de rang de Spearman moyen de la crique Passoura affiche dès l'utilisation d'un seul échantillon des valeurs dépassant 91 % de similarité entre les différents groupes et celui des 8 substrats. Une similarité supérieure à 99 % est obtenue à partir de 5 substrats. Enfin, sur le lac de Petit Saut les valeurs du coefficient de Spearman sont importantes dès l'utilisation d'un seul substrat. Un plateau est observé à partir du quatrième, qui affiche une corrélation de 97 %.



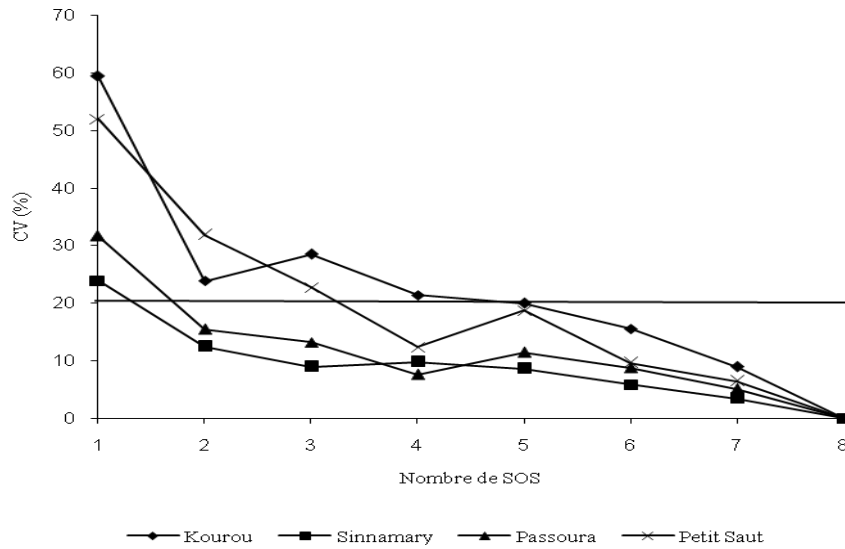


Figure 5. Coefficient de variation de la CPUE aux quatre stations, en fonction du nombre de substrats.  
 Figure 5. Coefficient of variation of CPUE at four study sites, as a function of the number of substrates.

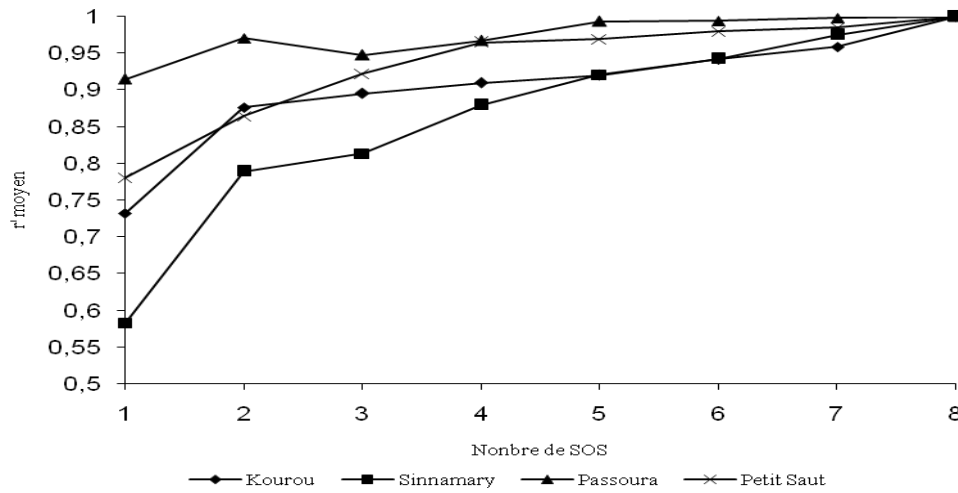


Figure 6. Coefficient de corrélation de rang de Spearman moyen, résultant des tirages aléatoires aux quatre stations, en fonction du nombre de substrats.  
 Figure 6. Mean Spearman's rank correlation coefficient resulting from random drawing at four study sites, as a function of the number of substrates.

Les valeurs du coefficient de variation du coefficient de corrélation de rang de Spearman demeurent sous le seuil de 20 % (Fig. 7) quel que soit le nombre de substrats sur le Kourou et la crique Passoura, et à partir de deux substrats sur le Sinnamary et le lac de Petit Saut.

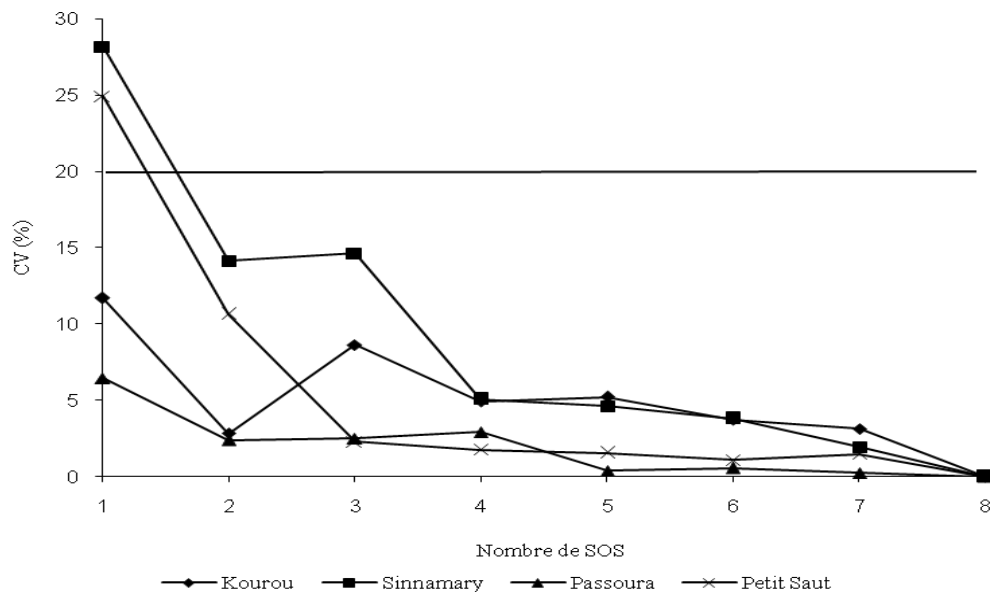


Figure 7. Coefficient de variation du coefficient de corrélation de rang de Spearman aux quatre stations, en fonction du nombre de substrats.

Figure 7. Coefficient of variation of Spearman's rank correlation coefficients at four study sites, as a function of the number of substrates.

### 3.2. Détermination du temps d'immersion optimal

Afin de déterminer la durée d'immersion optimale des substrats (en termes de nombre de taxons collectés), trois séries identiques de 8 substrats chacune ont été implantées simultanément à chaque station, avec le relevage de l'une d'elles au bout d'une semaine, d'une seconde au bout de deux semaines et de la dernière à la fin de la 3<sup>e</sup> semaine. Seule la richesse taxonomique a été prise en compte. Le test de Kruskal-Wallis a été appliqué à une matrice de la variable S avec les 8 substrats en ligne et le facteur temps en colonne (Tableau 2).

Pour chacune des stations Kourou, Sinnamary et Passoura, le test montre une valeur de P supérieure au seuil de 0,05 fixé par le risque de premier ordre alpha. Au-delà d'une semaine, la variation du temps d'immersion n'a pas d'influence significative sur le nombre de taxons récoltés, probablement parce que le départ des colonisateurs rapides, pionniers (Éphémères Baetidae par exemple), est compensé progressivement par l'arrivée de nouveaux colonisateurs plus lents.

| STATION               | KOUROU                 |      |      | SINNAMARY              |      |      | PASSOURA |      |      | PETIT-SAUT |      |      |
|-----------------------|------------------------|------|------|------------------------|------|------|----------|------|------|------------|------|------|
| Milieu                | Secteur aval de fleuve |      |      | Secteur aval de fleuve |      |      | Crique   |      |      | Lac        |      |      |
| Richesse systématique | Semaines               |      |      | Semaines               |      |      | Semaines |      |      | Semaines   |      |      |
|                       | 1ère                   | 2ème | 3ème | 1ère                   | 2ème | 3ème | 1ère     | 2ème | 3ème | 1ère       | 2ème | 3ème |
| substrat 1            | 15                     | 12   | 11   | 7                      | 6    | 8    | 9        | 7    | 10   | 10         | 8    | 12   |
| substrat 2            | 14                     | 9    | 9    | 7                      | 6    | 8    | 8        | 7    | 9    | 6          | 6    | 11   |
| substrat 3            | 11                     | 8    | 8    | 7                      | 5    | 7    | 6        | 7    | 8    | 5          | 6    | 10   |
| substrat 4            | 9                      | 7    | 7    | 5                      | 5    | 7    | 5        | 7    | 8    | 4          | 6    | 10   |
| substrat 5            | 8                      | 7    | 7    | 5                      | 5    | 7    | 5        | 6    | 8    | 2          | 5    | 10   |
| substrat 6            | 7                      | 7    | *    | 4                      | 4    | 6    | 5        | 6    | 7    | 2          | 5    | 8    |
| substrat 7            | 6                      | 6    | *    | 3                      | 4    | 4    | 4        | 6    | 6    | 1          | 5    | 8    |
| substrat 8            | 5                      | 4    | *    | 3                      | 3    | 3    | 4        | 3    | 5    | 1          | 4    | 4    |

\* données manquantes; missing data

Tableau 2. Richesse systématique en fonction de la durée d'immersion pour chacun des 8 substrats posés à chaque station. Remarque : la présentation des valeurs par ordre décroissant dans ce tableau n'a pas de signification particulière.

Table 2. Systematic richness as a function of immersion time for each of the 8 substrates deployed at each site. Remark: display of values by decreasing order in this table has no particular significance.

Pour le site de Petit Saut le test est hautement significatif ( $P = 0,006$ ). L'hypothèse  $H_1$  est acceptée, ce qui implique qu'un nombre de taxons différent est récolté en fonction de la durée d'immersion au-delà d'une semaine. Sur ce site, trois semaines se révèlent être le temps d'immersion minimum pour observer une S maximale.

Remarque : l'opposition observée entre le lac de Petit-Saut et les trois autres sites sur cours d'eau provient de l'absence totale de possibilité de dérive dans la retenue, ce qui ralentit donc le processus de colonisation par tous les macroinvertébrés.

Toutefois, le protocole ayant aussi, largement, pour but l'échantillonnage des zones d'eau courante en Guyane, il serait inapproprié d'adopter cet intervalle de temps, sur la seule analyse du peuplement du milieu lacustre de Petit-Saut. Il était donc nécessaire de confirmer la pertinence du choix de cette durée pour les autres biotopes. Aussi une analyse complémentaire a-t-elle été axée sur les peuplements d'Éphéméroptères. En effet, cet ordre d'insectes est l'un des mieux connus en Guyane et son exploitation a permis le calcul du SMEG (Score Moyen des Éphéméroptères de Guyane), seul indice biotique actuellement disponible dans ce département (THOMAS et al. 2001), basé sur le taxon genre. Cet indice a été inspiré d'un indice basé sur les Éphémères européens, proposé par BUFFAGNI (1997).

Le Tableau 3 présente la richesse générique des Éphémères pour chacun des substrats implantés aux stations aval des fleuves Kourou et Sinnamary, en fonction de la durée d'immersion.

Les résultats obtenus montrent que la différence n'est pas significative au seuil de 5 % pour la station Kourou ( $P = 0,294$ ).

| STATION<br>Milieu                        | KOUROU<br>Secteur aval<br>de fleuve |      |      | SINNAMARY<br>Secteur aval<br>de fleuve |      |      |
|--|-------------------------------------|------|------|--|------|------|
| Richesse générique<br>des Éphéméroptères | Semaines                            |      |      | Semaines                               |      |      |
|  | 1ère                                | 2ème | 3ème | 1ère                                   | 2ème | 3ème |
| substrat 1                               | 2                                   | 2    | 3    | 2                                      | 3    | 4    |
| substrat 2                               | 3                                   | 3    | 4    | 2                                      | 3    | 3    |
| substrat 3                               | 4                                   | 3    | 2    | 2                                      | 4    | 1    |
| substrat 4                               | 3                                   | 2    | 2    | 3                                      | 3    | 5    |
| substrat 5                               | 3                                   | 5    | 2    | 3                                      | 3    | 4    |
| substrat 6                               | 4                                   | 1    | *    | 1                                      | 3    | 2    |
| substrat 7                               | 4                                   | 3    | *    | 2                                      | 3    | 5    |
| substrat 8                               | 4                                   | 4    | *    | 2                                      | 2    | 3    |

\* données manquantes; missing data

Tableau 3. Richesse générique des Éphémères en fonction de la durée d'immersion pour chacun des huit substrats implantés dans les secteurs aval des fleuves Kourou et Sinnamary.

Table 3. Generic richness of Mayflies as a function of immersion time for each of the 8 substrates deployed in the downstream sectors of Kourou and Sinnamary rivers.

Au contraire, sur le site du Sinnamary la valeur de P (0,036) permet de rejeter l'hypothèse  $H_0$  et ainsi de conclure à une influence significative du temps d'exposition sur la diversité des peuplements d'Éphéméroptères. Ainsi logiquement, à l'instar du faciès lacustre situé en amont, le temps d'exposition de trois semaines semble minimum pour la collecte des Éphéméroptères dans la zone aval lentique du Sinnamary, subissant l'important impact physico-chimique de cette retenue. Ce résultat met en évidence la sensibilité supérieure obtenue en utilisant le taxon genre (malheureusement ici sur un seul ordre de macroinvertébrés) comparativement à la « total evidence » apportée par l'ensemble de la communauté de macroinvertébrés, mais traitée seulement à la famille ou à la classe/sous-classe. Cela dit, les deux zones aval du Kourou et du Sinnamary présentent de fortes différences en termes de microhabitats et de leurs peuplements, qui pourraient justifier un complément à la présente étude préliminaire pour vérification / confirmation.

## 4. Discussion

En tout, 16929 individus appartenant à 40 taxons ont été récoltés et exploités.

### Nombre optimal de substrats

Le nombre « optimal » de SOS à implanter -optimal compte tenu des limites de l'investissement de temps et du budget disponibles- a été évalué sur la base de deux paramètres (moyenne et coefficient de variation) dans un système d'accroissement du nombre de substrats jusqu'à 8, valeur élevée rarement rencontrée en pratique dans la bibliographie. Ainsi, en se basant sur les trois descripteurs : richesse taxonomique, CPUE et structure des peuplements, re-

commandons-nous à l'avenir l'utilisation de 5 SOS par station. Ce nombre apparaît en effet comme un bon compromis entre l'effort d'échantillonnage et la reproductibilité des résultats fournissant une image pertinente de la fraction d'invertébrés aquatiques prélevée. 5 substrats sont en accord avec beaucoup de références bibliographiques, bien que le plus souvent relatives aux milieux tempérés.

Même si les résultats obtenus laissent présager qu'un nombre moins important pourrait suffire à obtenir une précision du même ordre pour les criques, nous maintenons néanmoins par principe de précaution ce nombre de 5, en raison du faible recul scientifique actuel, et des connaissances encore fragmentaires relatives aux biotopes guyanais, sur lesquels il est par conséquent nécessaire que les études soient les plus exhaustives possible.

Par contre, il serait intéressant de concentrer l'effort d'échantillonnage sur un biotope spécifique en multipliant les stations, d'autant plus que les substrats individuels sont très rapprochés les uns des autres selon la présente méthodologie, puisque solidaires de la même corde d'amarrage. L'alternative développée par GLÉMET et al. (2005) était basée sur des substrats amarrés indépendamment les uns des autres, dans des microhabitats aussi variés que possible sur quelques mètres ou dizaines de mètres de berge. La présente méthode, plus commode à mettre en œuvre, favorise l'homogénéité des récoltes et de ce fait la cohérence des résultats statistiques ; la première option favorise l'obtention d'un inventaire plus hétérogène mais aussi plus ouvert.

### **Durée optimale d'immersion des substrats**

La durée optimale d'immersion des substrats, lorsque la méthodologie n'est pas différentielle par des retraits partiels échelonnés dans le temps -ce qui est d'ailleurs à peu près inapplicable en routine- est un compromis très difficile entre les paramètres multiples et souvent contradictoires que sont les exigences écologiques et les stratégies des nombreux groupes systématiques d'une communauté. Ainsi est-il indispensable de rappeler que certains colonisateurs précoces très répandus commencent en effet à régresser dès le 4<sup>ème</sup> jour de colonisation (CIBOROWSKI & CLIFFORD 1984), pourtant par basse température (Canada) comparativement à la Guyane.

### **Quelques limitations pratiques à la méthode des substrats**

GLÉMET et al. (2005) ont montré que plusieurs genres d'Éphéméroptères, considérés comme peu répandus ou même rares après plusieurs années de prospections extensives par filet troubleau, benne Eckman et drague, se révélaient plus fréquents et plus abondants dans les substrats artificiels. Des listes d'inventaires antérieurs ont ainsi progressé sensiblement lors de l'application de cette méthode. Il faudra toutefois vérifier ce dernier point lorsqu'il s'agit de petites criques : les substrats y sont-ils indispensables à l'établissement d'un inventaire exhaustif, comme l'ont exprimé GLÉMET et al (op. cit.) ? Une étude intensive et extensive à venir sur les « Petites Masses d'Eau » devrait permettre de répondre à cette interrogation. En tout cas, nous considérons d'ores et déjà les substrats artificiels comme une composante incontournable de l'étude exhaustive des communautés aquatiques de tout cours d'eau guyanais au-delà de l'ordre 2, en fait dès que la masse d'eau n'est plus « marchable » (« non wadeable »).

Cependant les organismes sessiles, ou ceux n'utilisant pas la dérive comme mécanisme défensif, ou encore ceux aptes à fuir rapidement lors de la relève des substrats (Éphémères et Co-léoptères nageurs par exemple) sont difficilement échantillonnables par cette technique. Les organismes inféodés au milieu sableux (psammiques) ne sont pas capturés non plus : la méthode des SOS ne peut donc pas être utilisée isolément. Sur l'exploitation des seuls Éphéméroptères,

GLÉMET et al (2005) ont montré la complémentarité des deux méthodes : substrats artificiels et captures actives au filet, offrant chacune une efficacité maximale selon les familles considérées.

En outre, la méthode des substrats ne peut être appliquée que sur des zones assez facilement accessibles. En effet son utilisation nécessite au minimum deux déplacements, un premier pour la pose et un second pour la relève, et se révèle en pratique impossible à mettre en œuvre en routine sur l'amont éloigné des fleuves, ceci impliquant une logistique et un coût trop importants.

## 5. Conclusion

L'approche expérimentale de l'échantillonnage des invertébrés aquatiques par Substrats Organiques Standards a permis de progresser sur plusieurs points, en particulier la difficile problématique posée par les zones aval des fleuves, soumises au marnage. Un échantillonnage approprié requiert la mise en œuvre de 5 SOS.

Nous préconisons donc pour l'échantillonnage du cours aval (c'est-à-dire en aval du premier saut rencontré en remontant vers l'amont) des fleuves Guyanais et des milieux lenticules le protocole suivant, **PEZSML-2010 (Protocole d'Échantillonnage des Zones Soumises au Marnage ou Lenticules)**, daté car nous sommes conscients que celui-ci est appelé à évoluer) :

- pose de 5 Substrats Organiques Standards immergés durant 3 semaines ;
- lors de la relève des substrats, réalisation d'un prélèvement de sédiments à la drague dans le chenal, sur substrat minéral (sable) ;
- réalisation concomitante de deux prélèvements au troubleau à partir de la berge, sur substrat organique, pendant 1 minute ;

Il n'en demeure pas moins que nous souhaitons dans un avenir proche la matérialisation d'un nouveau volet d'étude sur les substrats artificiels et axé sur :

- la mise au point d'un dispositif (simple si possible, et solidaire de chaque substrat) pour capturer les nombreux macroinvertébrés nageurs (Baetidae, adultes de Dytiscidae, divers Héteroptères par exemple) qui s'échappent lors du relevage puis de l'émersion des substrats. Ce dispositif, idéalement, ne devrait pas pour autant constituer un « piège à sédiments » au colmatage progressif. Ce problème doit être résolu, au moins partiellement. En effet, la pratique souhaitable, assez fréquente en routine chez les opérateurs expérimentés, de faire émerger les substrats au-dessus d'un filet -procédure d'ailleurs recommandée récemment par USSEGLIO-POLATERA et al (2009)- n'évite pas le départ des organismes très mobiles lors de la remontée de ces substrats dans la colonne d'eau (ces organismes, nombreux, se posent brièvement à la surface du substratum : un comportement observable en aquarium). Cette pratique est d'ailleurs souvent assez délicate à bien réaliser, par forte turbidité par exemple ;

- le test de durées d'immersion supérieures en faciès lacustre (4 et même éventuellement 5 semaines) qui imposeront probablement de facto une sélection des éléments végétaux à utiliser pour éviter leur dégradation totale prématurée ;

- la vérification de la possibilité d'extension des présents résultats méthodologiques (durée d'immersion, maintien ou non du point d'amarrage unique des séries de substrats en particulier) sur le secteur aval d'un ou deux autres fleuves (ou grandes rivières) guyanais, sur une ou deux autres criques et sur au moins une station supplémentaire en faciès lacustre.

### Remerciements

Ce travail a pu être réalisé grâce aux financements assurés par la DIREN Guyane (programme sur la biodiversité, Feder) et par EDF dans le cadre du suivi du barrage de Petit Saut pour les stations du Sinnamary. Jean-Louis Tichadou, statisticien à l'Université Paul Sabatier (Toulouse), est cordialement remercié pour sa relecture pertinente du manuscrit et Manuel Molles (Albuquerque) pour sa correction de l'anglais.

### Travaux cités

- BARBAULT, R. 1992. *Écologie des peuplements. Structure, dynamique et évolution*. Masson, Paris, 273 pp.
- BUFFAGNI, A. 1993. Mayfly community composition and the biological quality of streams. Pp 235-246 in *Ephemera & Plecoptera : Biology-Ecology-Systematics*, P. Landolt & M. Sartori (eds), MTL, Fribourg.
- CIBOROWKI, J.J.H. & H.F. CLIFFORD. 1984. Short-term colonisation patterns of lotic macroinvertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic Sciences*, **41** (11): 1626-1635.
- CLIFFORD, H.F., V. GOTCEITAS & R.J. CASEY 1989. Roughness and colour of artificial substratum particles as possible factors in colonization of stream invertebrates. *Hydrobiologia*, **175**: 89-95.
- COVER, E. C. & R.C. HARREL. 1978. Sequences of colonization, diversity, biomass and productivity of macroinvertebrates on artificial substrates in a freshwater canal. *Hydrobiologia*, **59**: 81-95.
- DAVIS, W.S. & T.P. SIMON (eds). 1995. *Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 415 pp.
- DE PAUW, N., D. ROELS & A.P. FONTOURA. 1986. Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water quality by the Belgian Biotic Index. *Hydrobiologia*, **133**: 237-258.
- DOWNING, J.A. 1979. Aggregation, transformation and the design of benthos sampling programs. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **36**: 1454-1463.
- ELLIOTT, J.M. 1977. *Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates*. 2<sup>nd</sup> ed., Freshwater Biological Association, Scientific Publication n° 25: 160 pp.
- GLÉMET, R., A. THOMAS & V. HOREAU. 2005. Colonisation de substrats artificiels par les Éphémères dans les ruisseaux et rivières de Guyane Française : résultats préliminaires. *Ephemera*, **6** (2) : 85-107.
- GUILLEMET L. 2005. *Suivi des invertébrés aquatiques de la retenue de Petit Saut et du tronçon aval au cours de l'année 2005*. Rapport Hydreco-EDF : 21 pp.
- GUILLEMET, L. & A. THOMAS. 2005. *Les invertébrés aquatiques de la Mana : Premier inventaire, biodiversité, endémisme. Caractérisation d'impacts anthropiques par l'étude des différentes communautés*. Convention SC/SEMA/n° 1221, 18 pp.
- 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. *Ephemera*, 2008, **10** (1) : 21-34.
- HELLAWELL, J. M. 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science, London/New York, 546 pp.
- HOREAU, V. & S. RICHARD. 1996. *La mise en eau de la retenue hydroélectrique de Petit Saut (Guyane). Hydrochimie et hydrobiologie 1- du fleuve Sinnamary avant la mise en eau, 2- de la retenue pendant la mise en eau, 3- du fleuve en aval*. Thèses de Doctorat de l'Université de Marseille 1, Saint-Charles, France, 431 pp.
- IRD. 2003. *Annuaire hydrologique de la Guyane 2002*. Rapport IRD/Région Guyane, 68 pp.
- JOHNSON, R.K. 1998. Spatiotemporal variability of temperate lake macroinvertebrate communities: detection of impact. *Ecological Applications*, **8** (1): 61-70.
- JONES, C., K.M. SOMERS, B. CRAIG & T. REYNOLDS. 2004. *Réseau de surveillance biologique du benthos de l'Ontario*. Version 1.0. Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 147 pp.
- KLEMM, D.J., P.A. LEWIS, F. FULK & J.M. LAZORCHAK. 1990. *Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters*. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Cincinnati, U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/4-90/030, 256 pp.

- LOINTIER, M. 1984. *Dynamique des eaux et de l'intrusion saline dans l'estuaire du Sinnamary*. Rapport ORSTOM/EDF, 39 pp.
- MASON, W.T., J.B. ANDERSON & G.E. MORRISON. 1967. A limestone-filled, artificial substrate sampler-float unit for collecting macroinvertebrates in large streams. *Progressive Fish Culturist*, **29**: 74.
- MASON, W.T. JR., C.I. WEBER, P.A. LEWIS & E.C. JULIAN. 1973. Factors affecting the performance of basket and multiplate macroinvertebrate samplers. *Freshwater Biology*, **3**: 409-436.
- MORIN, A. 1985. Variability of density estimates and the optimization of sampling programs for stream benthos. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **42**: 1530-1534.
- NIXON S.C., C.P. MAINSTONE, T.M. IVERSEN, P. KRISTENSEN, E. JEPPENSEN, N. FRIBERG, E. PAPATHANASSIOU, A. JENSEN & F. PEDERSEN. 1996. *The harmonised monitoring and classification of ecological quality of surface waters in the European Union*. WRc Report No. CO 4150, Medmenton, UK, 293 pp.
- RICHARD, S. 2003. *Évolution de la qualité physico-chimique de l'eau de la retenue de Petit-Saut (Guyane) et du tronçon aval en 2002*. Rapport Hydreco-EDF, 33 pp.
- ROSENBERG, D.M. & V.H. RESH. 1982. The use of artificial substrates in the study of freshwater benthic macroinvertebrates. Chapter 6, in J. Cairns Jr. (ed.): *Artificial substrates*. Ann Arbor Science, Ann Arbor, 279 pp.
- ROSENBERG, D. M. & V.H. RESH (eds). 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates*. Chapman & Hall, London, New York, 488 pp.
- SALE, P.F. & J.A. GUY. 1992. Persistence of community structure: what happens when you change taxonomic scale ? *Coral reefs*, **11** : 147-154.
- SCIBONA, D., C. DAUTA & A. THOMAS. 2010. Trichoptères de Guyane Française et biosurveillance : nécessité urgente d'une étude systématique de cet ordre (Trichoptera). *Ephemera*, 2009, **11** (1) : 65-70.
- SLACK, K.V., R.F. FERREIRA & R.C. AVERETT. 1986. Comparison of four artificial substrates and the Ponar grab for benthic invertebrate collection. *Water Resources Bulletin*, **22**: 237-248.
- THOMAS, A., J. BOUTONNET, N. PÉRU & V. HOREAU. 2004. Les Éphémères de la Guyane Française. 9. Descriptions d'*Hydrosmilodon gilliesae* n. sp. et d'*H. miki* n. sp. (Ephemeroptera, Leptophlebiidae). *Ephemera*, 2002, **4** (2) : 65-80.
- THOMAS, A., K. HORTH & Y. DOMINIQUE. 2001. *Étude des «Éphéméroptères de la Guyane Française : systématique, répartition géographique et élaboration d'un indice de qualité des eaux (SMEG)*. In IRD : Qualité des eaux des rivières de Guyane. Cayenne-IRD/DIREN, 1-84.
- USSEGLIO-POLATERA, P., J.-G. WASSON & V. ARCHAIMBAULT. 2009. Protocole expérimental d'échantillonnage des "macroinvertébrés" en cours d'eau profond. Appui scientifique à la mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau. 19 pp + annexe.
- VOSHELL, J.R., JR. R.J. LAYTON & S.W. HINER. 1989. Field techniques for determining the effects of toxic substances on benthic macroinvertebrates in rocky-bottomed streams. In U.M. Cowgill & L.R. Williams (eds): *Aquatic toxicology and hazard assessment*, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, **12**: 134-155.
- VOSHELL, J.R. JR & G.M. SIMMONS JR. 1977. An evaluation of artificial substrates for sampling macrobenthos in reservoirs. *Hydrobiologia*, **53**: 257-269.