

Effet De L'assèchement Des Ruisseaux Affluents Des Rivières Alibori Et Sota Sur La Structure Et La Diversité De La Communauté Des Macroinvertébrés Benthiques Au Nord Bénin

[Effect Of The Drying Up Of Tributary Streams Of The Alibori And Sota Rivers On The Structure And Diversity Of The Benthic Macroinvertebrate Community In Northern Benin]

Zoulkanerou Orou Piami^{1*}, Fadéby Modeste Gouissi¹, Hotèkpo Hervé Akodogbo², David Darius ADJE¹, Koudjodé Simon Abahi¹, Midogbo Pierre Gnohossou¹

¹Université de Parakou (UP), Faculté d'Agronomie (FA), Laboratoire d'Ecologie, de Santé et de Productions Animales (LESPA), BP 123 Parakou, Bénin

²Université d'Abomey-Calavi (UAC). Ecole Polytechnique d'Abomey-Calavi (EPAC). Laboratoire de Recherche en Biologie Appliquée (LARBA). BP 526 Cotonou (Bénin)

*Auteur correspondant : Zoulkanerou OROU PIAMI, email: zoulkpiami@gmail.com, (+229) 94520520 / 67292417



Résumé – La présente étude vise à évaluer l'impact de l'assèchement sur la structure et la diversité de la communauté benthique de cinq ruisseaux (Bouli, Irané, Tassiné, Sanson et Yassikoga) affluents des rivières Alibori et Sota du bassin cotonnier au nord Bénin. Les données sur les macroinvertébrés benthiques ont été collectées avant et après l'assèchement des lits des stations d'études. Les échantillons des macroinvertébrés benthiques ainsi récoltés ont été identifiés au laboratoire. L'abondance taxonomique, la richesse taxonomique, l'indice de diversité de Shannon et d'équitabilité de Pielou ont été calculés afin de déterminer la structure et la dynamique du peuplement benthiques avant et après assèchement. Cette étude a permis d'identifier 2926 individus de macroinvertébrés benthiques appartenant à 58 familles avant l'assèchement ainsi que 2133 individus appartenant à 49 familles après assèchement des stations d'études. La baisse de l'abondance taxonomique; de la richesse taxonomique et les faibles valeurs des indices de diversité de Shannon et de Pielou après l'assèchement par rapport à l'avant l'assèchement traduisent les effets de la sécheresse sur la structure et la diversité des communautés benthiques des rivières Alibori et Sota au nord Bénin. La densité élevée des Oligochètes après l'assèchement est caractéristique de leur capacité à recoloniser le milieu et à résister à la sécheresse.

Mots clés – Effet, Rivières Alibori et Sota, Assèchement, Macroinvertébrés, Recolonisation

I. INTRODUCTION

L'eau représente un élément vital indispensable pour la vie des êtres vivants. Elle existe sous différentes formes, pour répondre à nos besoins biologiques, domestiques et agricoles. (Ghoubal et al., 2018). La proportion d'eau de ruissellement dépend de nombreux facteurs, dont les plus importants sont la durée et l'intensité des pluies, le climat et la végétation, les conditions géologiques, géographiques et topographiques de la région considérée. Les sécheresses des lits des cours d'eaux créent des risques environnementaux majeurs tels que la réduction de la qualité de l'eau, la perte des zones humides, l'érosion des sols, la dégradation et la destruction de l'habitat écologique. La perte d'eau de surface agit comme un filtre écologique (Poff, 1997) et les macroinvertébrés benthiques ont des propriétés quantitatives spécifiques du taxon répondant au séchage (Datry et al., 2014a; Leigh et Datry, 2017). L'assèchement des milieux aquatiques a un impact immédiat, agissant à partir d'un certain seuil, au moment où elle survient, quelle que soit la saison (Leigh et al., 2016). En effet l'arrêt de l'écoulement de surface et l'assèchement du lit des cours d'eaux sont les principaux moteurs de la destruction de la structure temporaire de la communauté fluviale (Bogan

et Lytle, 2011; Datry et al., 2014b), la richesse taxonomique (Stubbington et al., 2017), l'abondance de la population (Smith et Wood, 2002) et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Datry et al., 2011; Magoulick, 2014). En Afrique, et particulièrement au Bénin, aucune étude antérieure ne s'est penchée sur l'effet de l'assèchement sur la macrofaune benthique des affluents des sous bassins d'Alibori et Sota. Or les macroinvertébrés benthiques sont importants dans la formation de la chaîne alimentaire aquatique d'eau douce car ils font partie du régime alimentaire de nombreuses espèces de poissons, d'oiseaux et d'amphibiens (Balachandran et Ramachandra, 2010). Ils sont également utilisés pour la surveillance de la qualité physico-chimique et biologique de l'eau du milieu, suite aux perturbations anthropiques provoquant une contamination environnementale (Piscart, 2004; Moisan et Pelletier, 2008). Le but de cette étude est de présenter des données à la fois pour la période précédant l'assèchement et celle d'après la remise en eau des stations d'études, afin d'établir un lien entre les changements dans les communautés de macroinvertébrés et les conditions environnementales fluctuantes.

II. MATÉRIELS ET MÉTHODE

2.1. Milieu d'étude

L'étude a été réalisée sur les ruisseaux affluents des rivières Alibori et Sota. Ces deux rivières sont situées dans le bassin cotonnier au nord du Bénin (Figure1). La rivière Alibori est située entre 10°30' et 12° de latitude Nord et 1°32' et 3°50' de longitude Est. La Sota est localisée entre 9°54' et 11°95' de latitude Nord et 2°28' et 3°52' de longitude Est. Elles sont des écosystèmes aquatiques situés en zone soudanienne d'un climat de type tropical sec avec une seule saison de pluie allant de Mai à Septembre et une seule saison sèche allant d'Octobre à Avril (Koumassi, 2014). La rivière Sota couvre les communes de Malanville, Ségbana, Kandi et Gogounou dans le département de l'Alibori et les Communes de Bembèrèkè, Kalalé et Nikki dans le département du Borgou (Adam et Boko, 1993; Le Barbé et al., 1993). Tandis que la rivière Alibori s'étend dans le département d'Alibori avec beaucoup d'affluents éparpillés dans les communes du bassin cotonnier (Kandi, Gogounou, Banikoara, Karimama et Malanville); dans le département de l'Atakora (Kérou, Péhonko) et dans le département du Borgou (Sinendé). La Sota reçoit successivement les affluents tels que Souamon sur sa rive droite, Tassiné, Bouli, Irané, Gouroukpa et la cascade de Sosso sur sa rive gauche (Adam et boko 1993). Quant à la rivière Alibori, elle reçoit sur sa rive droite de l'amont vers l'aval, les affluents tels que Souédarou, Sarédarou, Darou-Woka et Sanson; sur sa rive gauche, Morokou, Kparé, Kénou, Yassikoga, Konékoga et Kpakou avant de se jeter dans le Niger en amont de Malanville. L'ensemble de ces écosystèmes sont soumis à un intense changement environnemental et une pression d'origine agricole suite à la déforestation avancée et l'utilisation des intrants chimiques agricoles conduisant aux assèchements persistant pendant la saison sèche (Houelome et al., 2016; Bakehe, 2018).

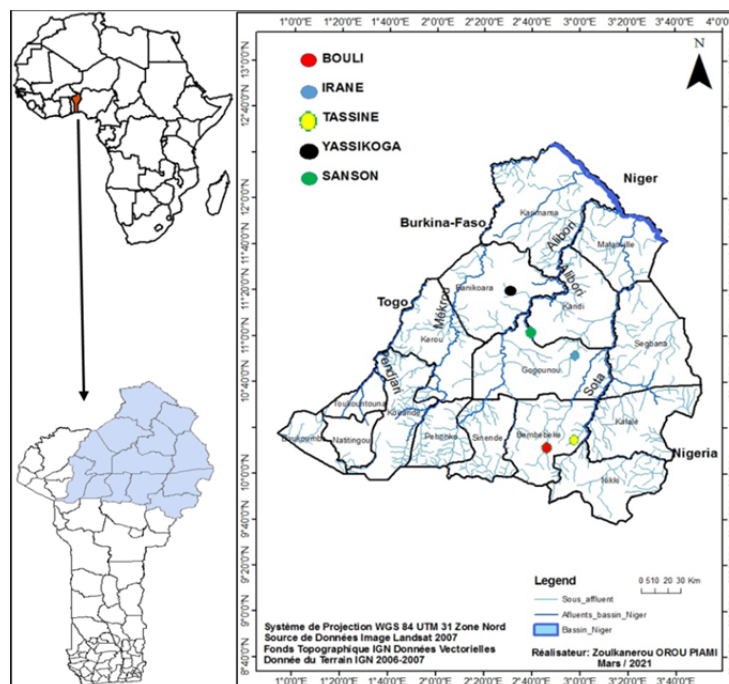


Figure 1 : Carte géographique des rivières Alibori et Sota montrant les stations de chaque ruisseau étudiés

2.2. Choix et caractéristiques des stations d'échantillonnage

Les stations d'échantillonnages ont été choisies sur des ruisseaux affluents des rivières Alibori et Sota qui subissent des phénomènes de l'assèchement de son lit pendant la saison sèche et recueillent des eaux pendant la saison pluvieuse. Chaque station a été déterminée sur un ruisseau dans une zone non assez dégradée qui ne reçoit d'aucune forte source de la pollution. Ces stations ont été définies en fonction de la profondeur (inférieur ou égale à 1m) ; de la vitesse du courant d'eau (faible) ; et de la turbidité (faible).

2.3. Méthode de l'échantillonnage des macroinvertébrés

Les macroinvertébrés benthiques ont été échantillonnés sur cinq ruisseaux affluents des rivières Alibori et Sota avant l'assèchement des stations d'études (en Décembre 2020) et après la remise en eau des mêmes stations d'études (en Juin 2021), selon l'Indice Biologique Global Normalisé (outil diagnostic des écosystèmes aquatiques basé sur l'étude des macroinvertébrés benthiques). En effet, au niveau de chacun des cinq (5) ruisseaux d'étude une station d'étude est déterminée. Sur chaque 5 stations d'études, huit (8) échantillons des macroinvertébrés benthiques ont été échantillonnés à l'aide d'un filet Surber de maille de 500µm et d'un cadre métallique d'une surface de 1/20 de m². Lors de chaque récolte, le filet Surber est placé dans le lit contre le sens du courant d'eau. Une fois le filet Surber est placé, l'intérieur du cadre métallique est raclé et lavé à main d'une profondeur d'environ 5 cm et poussé à l'intérieur du filet, sous l'aide du courant d'eau, les échantillons des macroinvertébrés benthiques sont récoltés par le filet. Au niveau de chaque station, quatre (4) échantillons des macroinvertébrés benthiques sont prélevés sur les substrats dominants et quatre (4) échantillons sur les substrats marginaux. Les substrats ou habitats sur lesquels ces prélèvements ont été effectués, sont les macrophytes, la litière, les pierres (blocs ou roches) et les benthos (terre, sables ou sédiments). Ensuite, les macroinvertébrés récoltés sont conservés à l'aide de formol de 10%, dans les bocaux étiquetés par site. Ces échantillons sont transportés au laboratoire pour les opérations du tri d'observation et l'identification.

2.4. Tri, observation et identification des macroinvertébrés

Les échantillons des macroinvertébrés benthiques sont lavés puis rincés pour diminuer les déchets et triés station par station. Le tri s'est déroulé au laboratoire sous une loupe binoculaire. Après cette opération, les invertébrés sont séparés selon leur apparence morphologique et regroupés par classe, par ordre, par famille. La détermination taxonomique a été faite jusqu'aux familles. L'identification des macroinvertébrés est effectuée à l'aide des clés d'identification suivantes: Les invertébrés d'eau douce : Systématique, Biologie, Ecologie (Tachet et al., 2000) et Aquatic Entomology (McCafferty, 1983); Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec (Moisan, 2010); Clé simple de détermination des macroinvertébrés d'eau douce à l'usage du « petit gardien des rivières » (Leclerc, 2010) et Macroinvertébrés benthiques des cours d'eau de la Nouvelle-Calédonie (Mary, 2017). A la fin de l'identification, ces organismes ont été conservés dans les piluliers contenant de l'alcool à 70%.

2.5. Traitement et analyses statistiques des données

Les données biologiques récoltées ont été traitées et analysées grâce aux logiciels Excel (2013) et R4.1.1 (R Core, 2021) pour déterminer l'abondance taxonomique, la richesse taxonomique, l'indice de diversité de Shannon et d'équitabilité de Pielou. Les indices de Shannon et Pielou ont été calculés pour déterminer la structure et la dynamique du peuplement benthiques avant et après l'assèchement.

— L'indice de diversité de Shannon (H') a été calculé selon la formule de Shannon (Shannon et Weaver, 1963): $H' = -\sum p_i \log_2 p_i$ (avec p_i l'abondance relative de l'espèce i dans l'échantillon).

— L'indice d'Équitabilité (E) de Pielou (Pielou, 1969), qui est le rapport de la diversité réelle à la diversité maximale a été calculé par la formule : $E = H' / \log_2 S$ (avec S la richesse spécifique).

La variabilité de ces métriques a été évalué avec test de Kruskal-Wallis et ANOVA au seuil de 5% avec le logiciel R4.1.1 (R Core, 2021) muni des packages Rcmd et Factominer).

III. RÉSULTATS

3.1. Effet de l'assèchement des rivières sur la structure et la diversité de la communauté benthique

La figure 2 présente la composition et la densité faunistiques des ruisseaux affluents de la rivière l'Alibori et ceux de la rivière Sota avant et après l'assèchement des stations d'études. Ainsi, dans l'ensemble, la macrofaune récoltée appartient à 5 taxons (Insectes, Mollusques, Crustacés, Annélides et hydracariens) et 18 ordres. On remarque une dominance de l'ordre des Diptères de taxon des insectes dans les cinq (5) ruisseaux d'études durant les deux saisons. La comparaison de la macrofaune récoltée pendant les deux différentes saisons dans ces cinq affluents des rivières Alibori et rivière Sota montre que ces cinq

ruisseaux d'études regorgent pendant la saison sèche avant l'assèchement, d'un nombre élevé de la classe des insectes ; des crustacées, de mollusques et des Hydracariens que ceux du début de la saison pluvieuse après l'assèchement. Tandis que pendant le début de la saison pluvieuse, ces ruisseaux hébergent plus des vers que ceux de la saison sèche avant l'assèchement des lits des stations d'étude. Quant aux ordres récoltés, les résultats montrent une abondance élevée des Oligochètes (vers) après l'assèchement que ceux de l'avant l'assèchement des lits des stations d'étude.

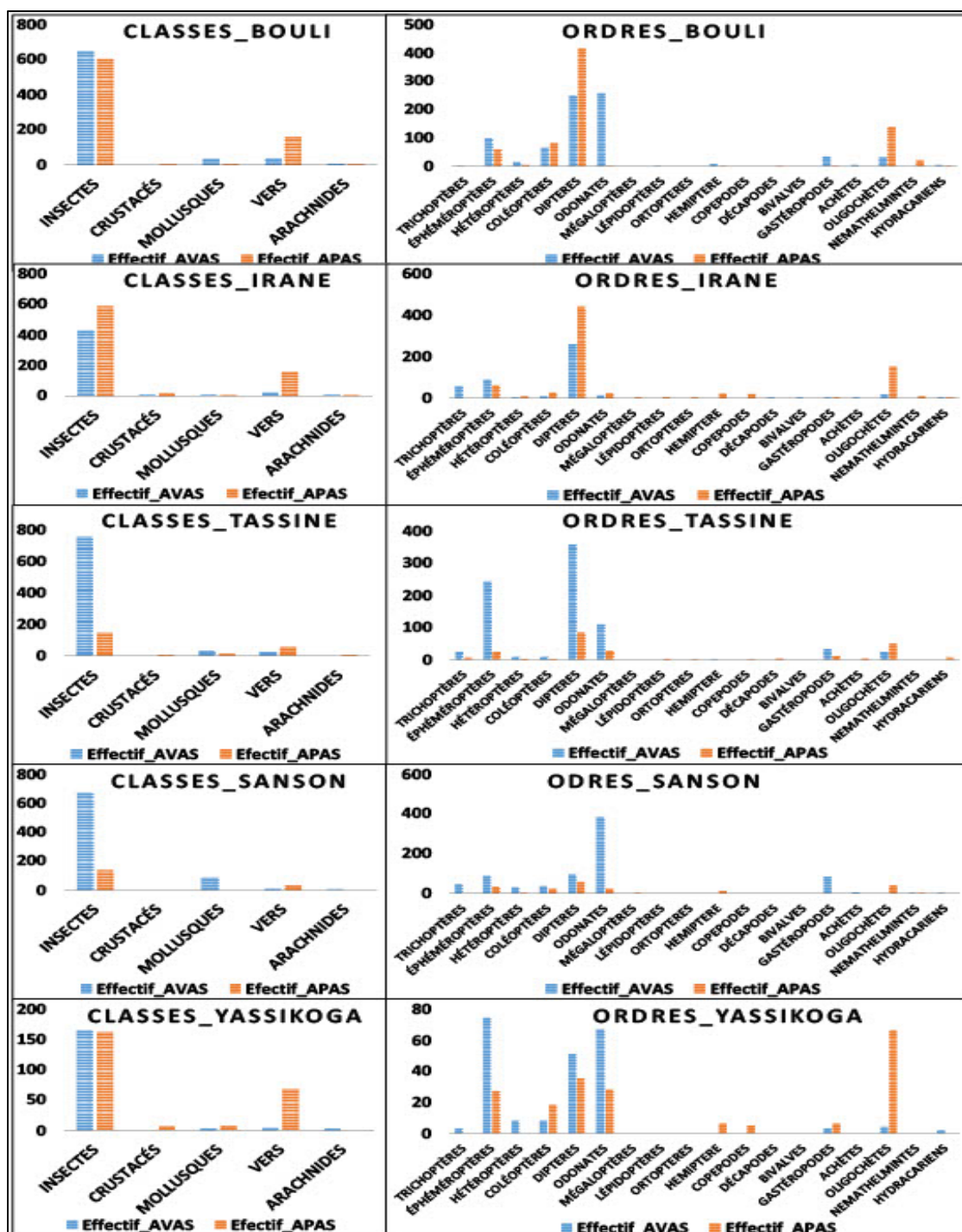


Figure 2 : Effet de l'assèchement des ruisseaux affluents des rivières Alibori et Sota sur la structure de la communauté benthique

Légende : AVAS= Avant Assèchement ; APAS = Après Assèchement

3.2. Effet de l'assèchement des rivières sur la richesse spécifique de la communauté benthique

Dans l'ensemble des cinq stations d'études, un total de 5059 individus de macroinvertébrés benthiques a été récolté, dont 2926 individus avant l'assèchement et 2133 individus après la remise en eaux des stations d'études. On remarque une dominance de l'abondance et de la richesse taxonomique avant l'assèchement (58 familles) par rapport à celle d'après la remise en eau des cours d'eaux (49 familles) avec une dominance de la famille des Chironomidae que les autres taxons enregistrés (Tableau 1). En plus on note la présence des familles d'Ecnomidae, Hydroptilidae, Lepidostomatidae, Leptoceridae, Polycentropodidae, Ephemerellidae, Pléidae, Naucoridae, Nepidae, Notonectidae, Eubriidae, Gyrinidae, Heteroceridae, Limnebiidae, Spercheidae, Scirtidae, Dixidae, Sciomyzidae, Stratiomyidae, Syrphidae, Coenagrionidae, Corduliidae, Platynemididae, Cercopidae, Potamonidae, Unionidae et Erpobdellidae avant l'assèchement des eaux des milieux d'études et l'absence après l'assèchement des eaux c'est-à-dire après la remise en eau de ces même stations d'études. On remarque également une différence significative ($p < 0,05$) de la richesse entre avant assèchement et après assèchement des lits des stations d'études. Quant aux valeurs de coefficient de variation obtenues, elles sont plus élevées au niveau de la station de l'après remise eau de la station de Bouli que toutes les autres stations d'échantillonnages.

Tableau 1: Variation de la richesse spécifique et des coefficients de variation des ruisseaux affluents de la rivière Alibori et de la rivière Sota sous l'effet de l'assèchement des eaux

Familles	BOULI		IRANE		TASSINE		SANSON		YASSIKOGA	
	AVAS	APAS	AVAS	APAS	AVAS	APAS	AVAS	APAS	AVAS	APAS
Ecnomidae	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Hydropsychidae	0	0	46	0	3	5	39	0	3	0
Hydroptilidae	2	0	11	0	2	0	1	0	0	0
Lepidostomatidae	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Leptoceridae	0	0	0	0	11	0	2	0	0	0
Polycentropodidae	0	0	1	0	5	0	0	0	0	0
Baetidae	18	32	48	51	9	20	15	7	9	73
Caenidae	42	1	34	9	207	3	68	23	18	1
Ephemerellidae	0	0	2	0	0	0	4	0	0	0
Leptophlebiidae	0	63	2	0	26	0	0	0	0	0
Pléidae	2	0	0	0	0	0	4	0	1	0
Corixidae	6	0	1	5	0	1	19	1	0	0
Naucoridae	3	0	1	0	4	0	4	0	5	0
Nepidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notonectidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Mesoveliidae	1	3	0	1	1	2	1	0	0	0
Veliidae	0	0	1	2	1	0	1	2	2	0
Carabidae	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Dytiscidae	40	69	1	17	4	2	20	8	7	8
Eubriidae	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
Elmidae	0	0	4	2	0	0	0	1	0	0
Gyrinidae	1	0	2	0	0	0	1	0	0	0
Haliplidae	2	0	1	2	0	0	0	0	0	0
Hydraenidae	3	6	1	0	0	0	5	2	0	0
Hydrophilidae	19	0	0	3	2	0	8	0	0	2
Heteroceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0
Limnebiidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Spercheidae	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scirtidae	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0
Athericidae	0	0	7	0	0	2	0	0	0	0
Ceratopogonidae	24	5	44	24	82	5	13	6	3	14
Chironomidae	203	393	165	267	261	50	76	33	20	14
Culicidae	6	1	1	63	1	2	0	2	0	4
Dixidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychodidae	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0

Rhagionidae	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Sciomyzidae	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae	0	1	30	74	0	18	1	3	24	3
Stratiomyidae	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Syrphidae	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0
Tabanidae	7	0	9	9	14	6	3	6	2	0
Thaumaleidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Tipulidae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Tethinidae	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0
Cordulegasteridae	0	0	1	11	3	0	0	0	0	0
Corduliidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Gomphidae	0	0	2	0	27	0	25	1	0	3
Lestidae	63	2	4	0	2	23	36	0	6	15
Libellulidae	193	0	4	12	77	4	309	18	61	10
Platycnemididae	0	0	0	0	2	0	5	0	0	0
Sialidae	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Pyrilidae	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0
Noctuidae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Pyraustinae	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Tridactylidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Aphididae	1	0	0	22	0	0	0	3	0	0
Cercopidae	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
Cicadellidae	6	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Delphacidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ceropidae	0	2	0	0	0	0	0	8	0	0
Copepodes	0	0	0	20	0	1	0	0	0	5
Atyidae	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
Cambaridae	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Potamonidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Unionidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Limnaeidae	0	1	1	0	0	0	65	0	0	0
Neritidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Physidae	17	0	0	3	2	8	18	0	1	0
Planorbidae	16	0	0	0	30	2	0	0	2	0
Erpobdellidae	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Glossiphoniidae	4	0	0	0	0	4	5	0	0	0
Oligochètes	30	137	16	149	22	48	0	36	4	66
Nemathelminthes	0	20	0	9	0	0	1	3	0	0
Trombidiformes	3	2	1	2	0	5	2	0	2	0
Total = 5059	723	755	449	765	803	218	766	169	185	226
Coefficients de variation	463,77	494,38	465,83	466,79	469,36	456,03	469,3	454,18	460,97	471,42
p-value	0.0245		0.0118		0.0026		0.0266		0.0033	

Légende : AVAS= Avant Assèchement ; APAS = Après Assèchement

3.3. Variation spatio-temporelle de la composition et de la richesse taxonomique cumulée sous l'effet de l'assèchement

La figure 3 montre la variation du nombre d'individus et de familles de chaque station d'étude dans le temps et dans l'espace. On remarque que la plus forte abondance taxonomique (nombre d'individu) est obtenue au niveau de la station de Tassiné avant l'assèchement (803 individus) soit (15,87%) tandis que la plus faible abondance est enregistrée au niveau de la station Sanson après l'assèchement (169 individus) soit (3,34%). En ce qui concerne la richesse taxonomique (nombre de famille) la plus forte richesse est observée dans la station d'Irané avant l'assèchement (33 familles) et la plus faible est obtenue dans la station de Yassikoga (16 familles) après la remise en eau des stations d'études. En générale, la richesse taxonomique des stations

étudiées avant l'assèchement est supérieure à celle observée après l'assèchement au niveau des stations de tous les affluents. Au niveau de chaque station d'étude, cette richesse a significativement varié entre avant assèchement et après assèchement ($p < 0,05$).

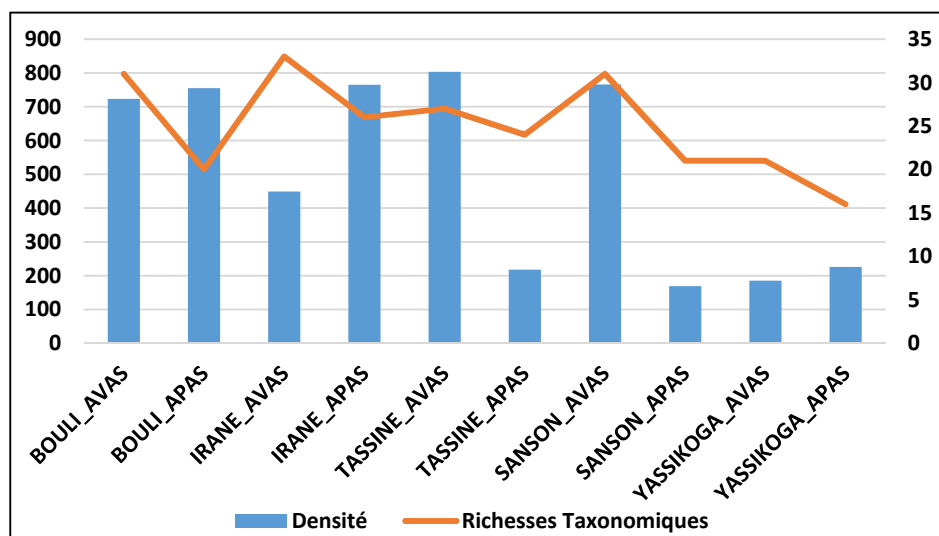


Figure 3: Variation spatio-temporelle de l'abondance et de la richesse taxonomique des macroinvertébrés sous l'effet de l'assèchement

Légende : AVAS = Avant Assèchement ; APAS = Après Assèchement

3.4. Variation spatio-temporelle des indices de diversité de Shannon - Wiener (H') et d'équitabilité de Pielou sous l'effet de l'assèchement

Le degré d'organisation de la communauté des macroinvertébrés benthiques récoltés, évalués au moyen des indices de diversité de Shannon et d'équitabilité de Pielou montre que ces deux indices sont proportionnels et suivent une évolution identique (Figure 4). Ces deux indices sont plus élevés avant l'assèchement des lits des stations d'études qu'après l'assèchement. On remarque une forte valeur des indices de diversité de Shannon et de Pielou au niveau de la station de Bouli (respectivement 3,94 bits et 0,39 bits) avant l'assèchement et une très faible valeur de ces deux indices (respectivement 2,57 bits et 0,26 bits) au niveau de la station de Tassiné après la remise en eau des stations d'étude.

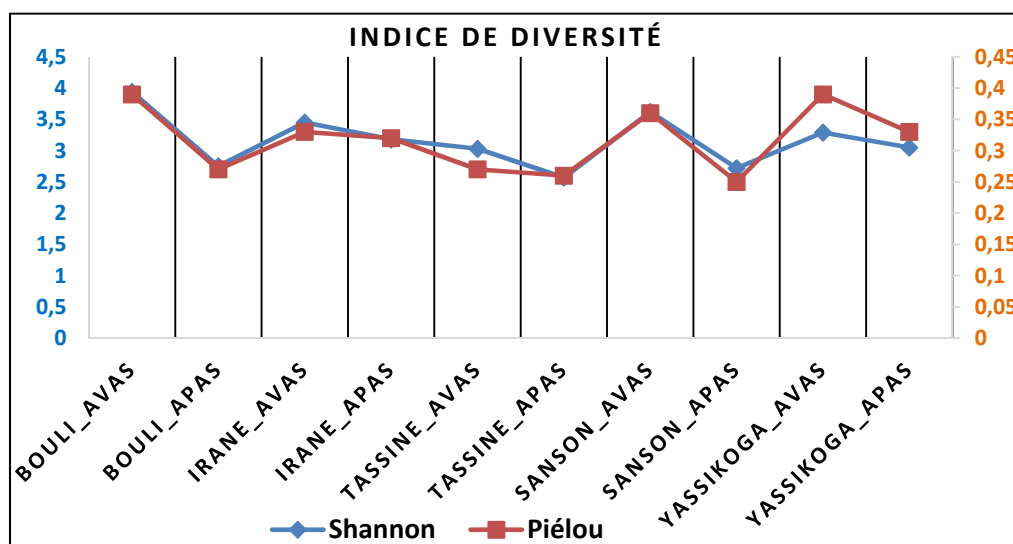


Figure 4: Variation spatio-temporelle des indices de diversité de Shannon-Wiener (H') et d'équitabilité de Pielou des rivières d'étude sous l'effet de l'assèchement

Légende : AVAS = Avant Assèchement ; APAS = Après Assèchement

IV. DISCUSSION

La densité totale des macroinvertébrés benthiques étaient significativement plus élevées dans les stations d'étude avant l'assèchement (2926 individus) qu'après la remise en eau (2133 individus) ($p < 5\%$). Des recherches antérieures (Poznańska et al., 2013; Vander Vorste et al., 2016) ont rapporté une réduction de l'abondance des invertébrés benthiques en raison de la perte d'eau de surface, de sédiments et/ ou du sous-sol. Dans l'ensemble de la communauté benthiques récoltée, la macrofaune appartient à 5 classes (Insectes, Mollusques, Crustacée, Vers et Arthropodes). Parmi ces classes enregistrées, on note une très forte dominance des Insectes. Ce groupe apparaît être le moins affecté par les changements environnementaux et peut rapidement recoloniser à la suite d'une perturbation (Pires et al., 2000). Cette classe des Insectes a été reconnue comme le taxon à la fois résilient et persistant face aux perturbations (Scrimgeour et Winterbourn, 1989). En plus, la densité totale des taxons d'insectes, crustacées, mollusques, vers et hydracariens récoltés avant l'assèchement sur toutes les cinq stations d'étude étaient significativement plus élevées que celle enregistrée après l'assèchement. Ce qui est contraire aux densités des vers obtenus dans tous les échantillons récoltés au niveau de chacun des cinq stations d'étude. La faible abondance des insectes, mollusques ; crustacées et hydracariens après l'assèchement pourrait notamment être due par une mortalité élevée de ces espèces. Car, la perte d'eau de surface peut être préjudiciable et, dans certains cas, mortelle pour de nombreuses espèces aquatiques (Extence, 1981; Stanley et al., 1997; Wood et al., 2010). Ces observations sont aussi similaires à celles de Lancaster et Ledger, (2015) qui ont remarqué dans leur expérience que les pertes de populations sont probablement attribuables à la mortalité par stress physiologique plutôt que l'émigration, parce que l'écoulement des canaux a cessé rapidement, coupant toute issue de secours. Tandis que l'abondance élevée des vers (Oligochètes) après l'assèchement pourrait s'expliquer à leur capacité de s'enfouir dans le sol pour rejoindre l'humidité en attendant le retour de la saison pluvieuse. Ces observations sont similaires à celles de Stubbington, (2012) et de Strachan et al., (2015). Ces auteurs révèlent que les organismes avec des formes de corps flexibles peuvent répondre au séchage en se déplaçant dans les interstices souterrains, qui peuvent maintenir une humidité élevée et peuvent ainsi servir de refuge aux invertébrés aquatiques pendant les phases sèches. Si les individus peuvent accéder et persister dans les sédiments souterrains saturés pendant les périodes de perte d'eau de surface, ils peuvent être en mesure de retourner en surface lorsque le flux revient (Stubbington, 2012; Vadher et al., 2015), facilitant ainsi la recolonisation rapide et la récupération des communautés fluviales (Vander Vorste et al., 2016) En plus, Montalto et Marchese, (2005) et Shikov, (2011) ont rapporté qu'un corps très flexible permet aux organismes, notamment les oligochètes et les sangsues, de former les kystes tolérants à la sécheresse des lits des écosystèmes aquatiques.

En ce qui concerne la richesse taxonomique enregistrée, on note la présence des familles d'Ecnomidae, Hydroptilidae, Lepidostomatidae, Leptoceridae, Polycentropodidae, Ephemerellidae, Pléidae, Naucoridae, Nepidae, Notonectidae, Eubriidae, Gyrinidae, Heteroceridae, Limnebiidae, Spercheidae, Scirtidae, Dixidae, Sciomyzidae, Stratiomyidae, Syrphidae, Coenagrionidae, Corduliidae, Platynemidae, Cercopidae, Potamonidae, Unionidae et Erpobdellidae avant l'assèchement des eaux des milieux d'études et leur absence après l'assèchement des eaux c'est-à-dire après la remise en eau de ces mêmes stations d'étude. Ce qui pourrait être dû au fait que ces familles sont les plus sensibles à la sécheresse que toutes les autres familles récoltées. Les réponses biotiques à l'assèchement peuvent être spécifiques à l'espèce (Lake, 2003). En plus, ces familles présentent un très faible mécanisme de recolonisation qui peut être dû selon Delucchi et al., (1987) à une éclosion retardée des œufs résistants à la sécheresse et la capacité de se réfugier. Le peuplement benthique enregistré sur la rivière Alibori et la rivière Sota évalué par les indices de diversité de Shannon et de Piélou a présenté des fortes valeurs avant l'assèchement et des faibles valeurs après la remise en eau des stations d'étude. L'indice de diversité spécifique (Indice de Shannon- Wiener) est analysé lorsque la richesse taxonomique est importante et la répartition des individus entre taxons est équilibrée. Un peuplement moins diversifié avec des espèces dominantes se traduit par des faibles valeurs de cet indice. Alors, la communauté benthique obtenue avant la sécheresse est beaucoup plus stable et plus diversifiée que celle de la communauté d'après l'assèchement. Ce déséquilibre de la diversité pourrait s'expliquer par la disparition de certains groupes taxonomiques sous l'effet de l'assèchement des écosystèmes aquatiques.

V. CONCLUSION

La présente étude a permis de déterminer la répartition des communautés des macroinvertébrés benthiques sous l'effet de l'assèchement des lits des stations d'étude. Au total 2926 individus de macroinvertébrés benthiques appartenant à 5 classes, 18 ordres et 58 familles ont été enregistrés avant l'assèchement tandis que 2133 individus appartenant à 5 classes, 18 ordres et 49 familles après la remise en eau des stations d'étude. La diminution de l'abondance et de la richesse taxonomique a été l'œuvre de l'assèchement des lits des stations d'études. Ce qui a été corroboré par les faibles valeurs des indices de diversité de Shannon et d'équitabilité de Piélou. Les résultats ont montrés une recrudescence de l'effectif des Oligochètes dans les écosystèmes aquatiques après la remise en eau. Ils sont donc les seules espèces pourvus du mécanisme d'adaptation à la sécheresse et le processus de recolonisation rapide après l'assèchement des écosystèmes aquatiques. Les recherches futures devraient utiliser les expériences pratiques du terrain pour améliorer d'une part la compréhension de l'effet des durées d'assèchement des cours d'eau

depuis les individus et les populations jusqu'au niveau de la communauté, et d'autre part pour comprendre le processus ou le mécanisme recolonisation.

REFERENCES

- [1] Adam, S.K., Boko, M., 1993. Le climat du Bénin. Bénin 96.
- [2] Bakehe, N.P., 2018. Productivité agricole et déforestation dans le bassin du Congo. Économie rurale. Agricultures, alimentations, territoires 5–19.
- [3] Balachandran, C., Ramachandra, T. 2010. Aquatic macroinvertebrate diversity and water quality of bangalore lakes. Wetlands: Biodiversity and Climate Change. Bangalore: *Energy and Wetland Research Group*.
- [4] Bogan, M.T., Lytle, D.A. 2011. Severe drought drives novel community trajectories in desert stream pools. *Freshwater Biology* 56: 2070–2081.
- [5] Datry, T., Corti, R., Claret, C., Philippe, M. 2011. Flow intermittence controls leaf litter breakdown in a French temporary alluvial river: the “drying memory.” *Aquatic Sciences* 73: 471–483.
- [6] Datry, T., Larned, S.T., Fritz, K.M., Bogan, M.T., Wood, P.J., Meyer, E.I., Santos, A.N. 2014a. Broad-scale patterns of invertebrate richness and community composition in temporary rivers: Effects of flow intermittence. *Ecography* 37: 94–104.
- [7] Datry, Thibault, Larned, S.T., Tockner, K. 2014b. Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. *BioScience* 64: 229–235.
- [8] Delucchi, J.J., Rohwer Jr, W.D., Thomas, J.W. 1987. Study time allocation as a function of grade level and course characteristics. *Contemporary Educational Psychology* 12: 365–380.
- [9] Extence, C.A. 1981. The effect of drought on benthic invertebrate communities in a lowland river. *Hydrobiologia* 83: 217–224.
- [10] Ghoubal, F., Merzougui, K., Khammar, H. 2018. Etude comparative de la qualité physico chimiques des eaux des deux barrages semi-arides Charef et Ourkiss. Mémoire de Master, Université Larbi Ben M'Hidi Oum El Bouaghi, Algerie 62p.
- [11] Houelome, T.M.A., Adandedjan, D., Chikou, A., Toko, I.I., Bonou, C., Youssao, I., Laleye, P. 2016. Evaluation de la qualité des eaux des ruisseaux du cours moyen de la rivière Alibori par l'étude des macroinvertébrés benthiques dans le bassin cotonnier du Bénin (Afrique de l'Ouest). *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 10: 2461–2476.
- [12] Koumassi, H., 2014. Risques hydroclimatiques et vulnérabilités des écosystèmes dans le bassin versant de la Sota à l'exutoire de Coubéri (PhD Thesis). Université d'Abomey Calavi. Benin. 245p.
- [13] Lake, P.S. 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater biology* 48: 1161–1172.
- [14] Lancaster, J., Ledger, M.E. 2015. Population-level responses of stream macroinvertebrates to drying can be density-independent or density-dependent. *Freshwater Biology* 60: 2559–2570.
- [15] Le Barbé, L., Alé, G., Millet, B., Texier, H., Borel, Y. 1993. Les ressources en eaux superficielles de la République du Bénin. *Monographies hydrologiques ORSTOM* 543p.
- [16] Leclerc, A.-M., 2010. Ouvrages de protection du littoral: effets sur la morphologie des plages et sur les communautés benthiques intertidales, région de Saint-Siméon et de Bonaventure, Baie des Chaleurs (Québec, Canada) (PhD Thesis). *Université du Québec à Rimouski* 161p.
- [17] Leigh, C., Bonada, N., Boulton, A.J., Hugueny, B., Larned, S.T., Vander Vorste, R., Datry, T. 2016. Invertebrate assemblage responses and the dual roles of resistance and resilience to drying in intermittent rivers. *Aquatic Sciences* 78: 291–301.

- [18] Leigh, C., Datry, T. 2017. Drying as a primary hydrological determinant of biodiversity in river systems: A broad-scale analysis. *Ecography* 40: 487–499.
- [19] Magoulick, D.D. 2014. Impacts of drought and crayfish invasion on stream ecosystem structure and function. *River Research and Applications* 30: 1309–1317.
- [20] Mary, N. 2017. Les macroinvertébrés benthiques des cours d'eau de la Nouvelle-Calédonie. Guide d'identification. Version révisée 2017, DAVAR Nouvelle-Calédonie. ed. *OEIL, CNRT* 182p.
- [21] McCafferty, W.P. 1983. Aquatic entomology: the fishermen's and ecologists' illustrated guide to insects and their relatives. *Jones & Bartlett Learning*. 1st edition 448p.
- [22] Moisan, J. 2010. Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, 2010: surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds. Développement durable, environnement et parcs *Québec*. 82p.
- [23] Moisan, J., Pelletier, L. 2008. Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec–Cours d'eau peu profonds à substrat grossier. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, Canada 86p.
- [24] Montalto, L., Marchese, M. 2005. Cyst formation in Tubificidae (Naidinae) and Opistocystidae (Annelida, Oligochaeta) as an adaptive strategy for drought tolerance in fluvial wetlands of the Paraná River, Argentina. *Wetlands* 25: 488–494.
- [25] Pielou, E.C. 1969. An introduction to mathematical ecology. *Wiley-Inter-science. John Wiley & Sons, New York* VIII + 286 S., 32 Abb., Preis 140 s.
- [26] Pires, A.M., Cowx, I.G., Coelho, M.M. 2000. Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal). *Hydrobiologia* 435: 167–175.
- [27] Piscart, C. 2004. Rôle de la salinité dans la dynamique et la régulation de la biodiversité des communautés de macroinvertébrés dulçaquicoles (PhD Thesis). *Université Paul Verlaine-Metz, France* 232p.
- [28] Poff, N.L. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the north american Benthological society* 16: 391–409.
- [29] Poznańska, M., Kakareko, T., Krzyżyński, M., Kobak, J. 2013. Effect of substratum drying on the survival and migrations of Ponto-Caspian and native gammarids (Crustacea: Amphipoda). *Hydrobiologia* 700: 47–59.
- [30] R Core, T. 2021. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- [31] Scrimgeour, G.J., Winterbourn, M.J. 1989. Effects of floods on epilithon and benthic macroinvertebrate populations in an unstable New Zealand river. *Hydrobiologia* 171: 33–44.
- [32] Shannon, C.B., Weaver, W. 1963. The Mathematical Theory of Communication. Urbana (Illinois): Univ. of Illinois Press 131p.
- [33] Shikov, E.V. 2011. Haemopsis sanguisuga (Linnaeus, 1758)(Hirudinea)-the first observation of a leech predation on terrestrial gastropods. *Folia Malacologica* 19(2) : 103-106.
- [34] Smith, H., Wood, P.J. 2002. Flow permanence and macroinvertebrate community variability in limestone spring systems. *Hydrobiologia* 487: 45–58.
- [35] Stanley, E.H., Fisher, S.G., Grimm, N.B. 1997. Ecosystem expansion and contraction in streams. *BioScience* 47: 427–435.

- [36] Strachan, S.R., Chester, E.T., Robson, B.J. 2015. Freshwater invertebrate life history strategies for surviving desiccation. *Springer Science Reviews* 3: 57–75.
- [37] Stubbington, R. 2012. The hyporheic zone as an invertebrate refuge: a review of variability in space, time, taxa and behaviour. *Marine and Freshwater Research* 63: 293–311.
- [38] Stubbington, R., Bogan, M.T., Bonada, N., Boulton, A.J., Datry, T., Leigh, C., Vander Vorste, R. 2017. The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: aquatic invertebrates, in: Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. *Elsevier* 217–243.
- [39] Tachet, H., Richoux, P.H., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P. 2000. Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie. *CNRS éditions, Paris* 588.
- [40] Vadher, A.N., Stubbington, R., Wood, P.J. 2015. Fine sediment reduces vertical migrations of *Gammarus pulex* (Crustacea: Amphipoda) in response to surface water loss. *Hydrobiologia* 753: 61–71.
- [41] Vander Vorste, R., Malard, F., Datry, T. 2016. Is drift the primary process promoting the resilience of river invertebrate communities? A manipulative field experiment in an intermittent alluvial river. *Freshwater Biology* 61: 1276–1292.
- [42] Wood, P.J., Boulton, A.J., Little, S., Stubbington, R. 2010. Is the hyporheic zone a refugium for macroinvertebrates during severe low flow conditions? *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie* 176: 377–390.