



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO VALE DO SÃO FRANCISCO
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

Kezia Pierri Conceição de Medeiros

**RELAÇÃO DE GRUPOS FUNCIONAIS ALIMENTARES DA
COMUNIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS COM FATORES
AMBIENTAIS**

Petrolina
2015

KEZIA PIERRI C. DE MEDEIROS

**RELAÇÃO DE GRUPOS FUNCIONAIS ALIMENTARES DA
COMUNIDADE DE INSETOS AQUÁTICOS COM FATORES
AMBIENTAIS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Colegiado de Ciências Biológicas da
UNIVASF, como parte dos requisitos para
obtenção de título de Bacharel em Ciências
Biológicas.

Orientadora: MSc. Vera Uhde

Co-Orientadora: Prof^a. Dr^a. Patrícia Avello
Nicola

PETROLINA

2015

	Medeiros, Kezia Pierri Conceição
M488r	Relação de Grupos Funcionais Alimentares da Comunidade de Insetos Aquáticos com Fatores Ambientais / Kezia Pierri Conceição Medeiros. -- Petrolina, 2015.
	62f.: il.
	Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológica) - Universidade Federal do Vale do São Francisco, Campus ciências agrárias, Petrolina, 2015.
	Orientadora: MSc. Vera Uhde
	1. Entomofauna aquática. 2. Degradação ambiental. 3. Semiárido. I. Título. II. Universidade Federal do Vale do São Francisco
	CDD 595.70981

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema Integrado de Biblioteca SIBI/UNIVASF

UNIVERSIDADE FEDERAL DO VALE DO SÃO FRANCISCO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

FOLHA DE APROVAÇÃO

KEZIA PIERRI CONCEIÇÃO DE MEDEIROS

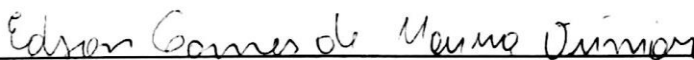
**Relação de Grupos Funcionais Alimentares da
Comunidade de Insetos com Fatores Ambientais**

Trabalho de Conclusão de Curso aprovado
como requisito parcial à obtenção do grau
de Bacharel em Ciências Biológicas no
Curso de Graduação em Ciências
Biológicas da Universidade Federal do Vale
do São Francisco.

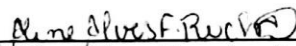
Aprovado em: 01 de Julho de 2015



M. Sc. Vera Uhde – Orientadora
Centro de Conservação e Manejo de Fauna (CEMAFAUNA)



M. Sc. Edson Gomes de Moura Junior – Primeiro Examinador
Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF)



Dr. Aline Alves Ferreira da Rocha – Segundo examinador
Centro de Conservação e Manejo de Fauna (CEMAFAUNA)

Viviane Ferreira Melo – Suplente
Centro de Conservação e Manejo de Fauna (CEMAFAUNA)

AGRADECIMENTO

Gostaria de agradecer:

Ao Ministério da Integração Nacional e Cemafauna Caatinga pelo financiamento e permissão ao acesso do material biológico utilizado no presente estudo.

À Universidade Federal do Vale do São Francisco (Univasf), aos professores do Colegiado de Ciências Biológicas e demais colegiados pela contribuição na minha formação acadêmica.

A minha Orientadora Msc. Vera Uhde pelos ensinamentos, companheirismo e orientação não somente durante a execução deste trabalho, mas a partir do dia que escolhi me dedicar aos insetos aquáticos.

Agradeço aos analistas ambientais e companheiros da equipe da entomofauna aquática Viviane Melo, Felipe Marques e a menina da bioquímica Auriane Walker, por suas considerações e ajuda na execução do trabalho.

Aos professores Dra. Patricia Nicola, pela orientação no estudo e Msc. Luiz Cezar Pereira que ambos confiaram e me permitiram a oportunidade de estágio na grande família Cemafauna, que me ofereceu diversas experiências durante esses 4 anos. Além de suas histórias e aulas que despertam o meu senso crítico e paixão pela profissão.

E Profº Dr.º Marco Aurélio Franca pelos ensinamentos, amizade e por todos os cafés extraforte durante as tardes.

A todos os funcionários do Cemafauna, estagiários, veterinários, biólogos e demais profissionais.

À banca examinadora Msc. Edson G. Moura Júnior e Dra. Aline Alves Ferreira da Rocha.

Aos professores e estagiários do laboratório de entomologia aquática (LEA) na Universidade Federal de São Carlos, por auxílio a identificação dos insetos.

Aos meus familiares, especialmente a minha tia Sueli, Susi e Maria José (Nê) e aos meus avôs pelo apoio.

Aos meus pais Ednalva Conceição e Francisco Medeiros, meu padrasto Marcelo e irmão Kaio que são o sustento da minha vida, obrigada pelo amor, carinho e aprendizado de vida que me proporcionam.

A Nicolle Vioto, Victor Teixeira, Gabriel Felix, Anna Paula Biseo e Joyce Barbosa por todo carinho mesmo que distante.

A Géssica Miranda, Paula Tavares, Ellen Ataíde, Helânio Pergentino, Fabrício Silva, Ana Carolina, Sarah Carolina, Marjorie Nogueira, Camila Pimentel, Augusto Bentinho, Uedja Dias e demais amigos pela amizade durante a graduação, dicas e conversas motivacionais.

Especialmente a Amanda Cardoso por sua amizade, que se demonstrou uma irmã compartilhando os “mimos” de Dona Auricélia comigo e estando presente nos momentos de alegria e tristeza.

E por último e de grande importância a Deus, por todas as forças e bençãos.

Em lembranças a Kariny Souza e Dona Tereza (Vó).

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	15
2.1 Variáveis Ambientais.....	15
2.2 Grupos Tróficos.....	17
3 OBJETIVOS	20
3.3 Objetivo Geral	20
3.4 Objetivos Específicos.....	20
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	21
4.1 Área de Estudo	21
4.2 Coletas de Dados Bióticos e Abióticos.....	27
4.3 Análises dos Dados	29
5 RESULTADOS	30
5.1 Dados Abióticos	30
5.2 Dados Bióticos	31
6 DISCUSSÃO	40
6.1 Dados Abióticos	40
6.2 Dados Bióticos	41
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	46
REFERENCIAIS BIBLIOGRÁFICAS	47
Apêndice A- Frequência relativa das famílias e gêneros dos insetos aquáticos coletados nas seis unidades amostrais durante as três coletas com os respectivos grupos funcionais alimentares de acordo com as referências citadas. (Cc- Coletor-catador, Pr- Predador, Cf- Coletor-filtrador, R- Raspador, Fr- Fragmentadores, G-generalista).....	57

Lista de Figuras

Figura 1- Mapa da localização das unidades amostrais da bacia e sub-bacias hidrográfica, na região caracterizada como semiárido no Nordeste brasileiro. UA1: Riacho do Chapéu, UA2: Açude Lopes II, UA3: Rio Pajeú, UA4: Açude Serrinha, UA5: Açude São Gonçalo, UA6: Rio Piranhas.	21
Figura 2- (A) Margens do rio Pajeú com presença de macrófitas aquáticas (B) Leito do rio Pajeú onde foi observada a presença de pequenas corredeiras.....	23
Figura 3- Açude Serrinha sem presença de vegetação marginal arbórea e macrófitas. (A) Margem direita e (B) Margem esquerda.	23
Figura 4- Riacho do Chapéu (A) Presença de mata ciliar e água com coloração esverdeada, (B) presença de animais nas margens do riacho.....	24
Figura 5- Unidade amostral açude Lopes II. (A) Dominância da macrófitas <i>Potamogeton</i> (B) Presença das macrófitas <i>Egeria</i> e <i>Azolla</i> no açude.	25
Figura 6- Trecho do rio Piranhas onde foram realizadas as amostragens. (A) Presença de vegetação marginal conservada de porte arbórea (B) Presença de macrófitas <i>Egeria</i> e <i>Salvinia</i>	26
Figura 7- Açude São Gonçalo. (A) Vegetação marginal presente em alguns trechos do açude, (B) Ocorrência de assoreamento na margem do açude e ações antrópicas.....	26
Figura 8- Representação de uma unidade amostral (UA) e áreas de amostragem (A).	27
Figura 9- Coleta dos insetos aquáticos e parâmetros físico-químicos. (A) Coleta na vegetação marginal com o amostrador rede D, (B) Coleta com o <i>Suber</i> , (C) Coleta do material sedimentar com a Draga de <i>Van Veen</i> e (D) Obtenção dos parâmetros físico-químicos.	28
Figura 10- Abundância relativa das ordens de insetos aquáticos em todas as unidades amostrais durante o período de estudo.	32
Figura 11- Abundância relativa de organismos coletados nas unidades amostrais.	33
Figura 12- Riqueza de organismos coletados entre as unidades amostrais.	34
Figura 13- Estrutura trófica total das unidades amostrais.	35
Figura 14- Estrutura trófica nas comunidades baseada nas três coletas amostrais.	36
Figura 15- Estrutura trófica nas unidades amostrais durante as três coletas (A) Rio Pajeú (B) Açude Serrinha (C) Riacho do Chapéu (D) Açude Lopes (E) Rio Piranhas e (F) Açude São Gonçalo.	38

Figura 16- Análise de Correlação Canônica dos grupos funcionais alimentares e variáveis ambientais.....	39
--	----

Lista de Tabela

Tabela 1- Coordenadas geográficas de cada unidade amostral e suas respectivas bacias hidrográficas.22

Tabela 2- Valores médios das variáveis ambientais de cada unidade amostral. O valor entre parênteses representa o desvio padrão da média em relação às três amostragens na unidade amostral.31

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo analisar a influência das variáveis ambientais limnológicas na estrutura e na categorização funcional trófica da comunidade de insetos aquáticos em ambientes lênticos e lóticos no semiárido brasileiro. As coletas foram realizadas nos anos de 2013, 2014 e 2015, em seis unidades amostrais. Três ambientes lóticos e três lênticos, localizadas na sub-bacias hidrográficas dos rios Pajeú, Brígida e bacia hidrográfica do rio Piranhas. Foram utilizados três diferentes amostradores: Draga de *Van Veen*, para coleta do sedimento de fundo, Rede D na vegetação marginal e macrófitas, e o *Surber* nos substratos rochosos. Paralelamente foram realizadas coletas de água para análise dos parâmetros físicos e químicos da água. Em relação às variáveis ambientais limnológicas dos ambientes, os resultados demonstraram que o pH manteve-se neutro a levemente alcalino enquanto que o oxigênio teve uma elevada variação. A salinidade e a condutividade média entre os corpos d'água das mesmas sub-bacias e bacia hidrográficas apresentaram concentrações semelhantes e a turbidez com uma alta variação entre 5 a 141 NTU. As maiores concentrações de fósforo e nitrogenados foram registradas em ambientes impactados. No total foram coletados 28.301 insetos aquáticos, distribuídos em 98 gêneros, pertencentes a 49 famílias. A ordem Coleoptera e Odonata apresentaram maior riqueza e a ordem Diptera maior abundância, principalmente pela família Chironomidae, com 72% dos organismos amostrados. A heterogeneidade entre os ambientes lóticos e lênticos influenciou a riqueza e abundância dos organismos. Os ambientes lóticos apresentam maior riqueza de organismos, enquanto os ambientes lênticos apresentam maior abundância, com a maior representatividade de Chironomidae. Os grupos generalistas, predador e coletor-catador apresentaram as maiores abundâncias e os fragmentadores e raspadores a menor representatividade, devido às características ambientais. As variáveis limnológicas estudadas influenciam as estruturas tróficas. Esta relação é demonstrada no riacho do Chapéu, que apresenta estrutura trófica diferente dos demais ambientes lóticos estudados.

Palavras-chaves: Entomofauna aquática, Estruturas tróficas, Degradação ambiental, Semiárido.

ABSTRACT

This study aimed to analyze the influence of limnological environmental variables in the structure and trophic functional categorization of the community of aquatic insects in lentic and lotic environments in the Brazilian semiarid. Samples were collected in the years 2013, 2014 and 2015 in six sampling units. Three lotic and three lentic, located in the watershed of the Pajeú, Brígida and Piranhas rivers. Three different samplers were used: Van Veen grab for the collection of the bottom sediment, D-frame aquatic net in marginal vegetation and macrophytes, and the Surber on rocky substrates. Alongside, were conducted water sampling for analysis of physical and chemical parameters of water. Regarding the environmental variables limnological of the environments, the results showed that the pH was maintained neutral to slightly alkaline while the oxygen had a high variation (2.96). The salinity and the average conductivity of the water bodies of the same river basins showed similar concentrations and turbidity with a high variation between 5-141 NTU. The largest concentrations of phosphorus and nitrogen were recorded in impacted environments. In total, 28,301 aquatic insects were collected, distributed in 98 genera belonging to 49 families. The Coleoptera and Odonata order showed greater richness and Diptera order showed greater abundance, especially the Chironomidae family, with 72% of the sampled organisms. The heterogeneity between lotic and lentic influenced the richness and abundance of organisms. Lotic environments present greater richness of organisms, while the lentic environments present greater abundance, with the highest representation of Chironomidae. The generalist groups, predator and collector-gatherer had the greatest abundance and shredders and scrapers to less representative because the environmental characteristics. The limnological variables studied influence the trophic structures. This relationship is demonstrated in Chapéu stream, which features different trophic structure from the others lotic environments studied.

Key- words: Aquatic Insect Fauna, Trophic Structure, Environmental Degradation, Semiarid

1 INTRODUÇÃO

Os resultados da degradação ambiental nos recursos hídricos constituem um dos principais problemas para a humanidade. A poluição e a degradação desses ecossistemas têm diversas consequências, como escassez de água limpa adequada para consumo, assoreamento dos rios, mortandade das comunidades aquáticas e alterações nas características hidrológicas dos ecossistemas aquáticos (MELLO, 2003).

As alterações ocorridas nos ecossistemas aquáticos podem ser exemplificadas pelo aumento do aporte de nutrientes. Esta entrada de nutrientes nos sistemas aquáticos ocorre principalmente pelo escoamento superficial e causa modificações nas concentrações de nutrientes da água. Podem ocorrer de forma natural e lenta, sem a interferência humana, quando ligada a lixiviação de acordo com a sazonalidade (JUNK *et al.*, 1989). Entretanto, com a ação antrópica, os nutrientes nos corpos d'água podem sofrer alterações rapidamente, através da retirada da vegetação ripária, do desenvolvimento de atividades pastoris e agrícolas nas margens e o aporte de esgoto nos corpos d'água (TUNDISI, 2006).

Alguns dos principais nutrientes introduzidos no sistema aquático são o nitrogênio e o fósforo. Suas concentrações podem ocasionar a eutrofização do ambiente e consequentemente alterações em outros parâmetros físicos e químicos da água (BEGON *et al.*, 2007). Estudos já demonstraram a relação entre a disponibilidade destes nutrientes e a estrutura trófica das comunidades aquáticas. Diante desta relação, os grupos tróficos, denominadas também como guildas tróficas, podem ser utilizados como diagnosticadores da saúde destes sistemas e utilizados como embasamento para trabalhos de conservação dos ecossistemas (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001; RIBEIRO-FILHO, 2006). Através das análises das guildas tróficas pode-se descrever a estrutura e interações alimentares das comunidades (BISPO *et al.*, 2001; CORRÊA; PETRY; HAHN, 2009).

Dentre as comunidades aquáticas, o uso da entomofauna aquática se destaca por diferentes fatores. Este grupo apresenta uma ampla distribuição, ocorre em diversos ambientes, possui baixa capacidade de deslocamento e fácil coleta (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001). Os grupos funcionais de insetos

aquáticos são amplamente utilizados em estudos para caracterização do ambiente, pois necessitam de menor detalhamento taxonômico e efeito de distribuição das espécies e endemismos. A classificação dos grupos é realizada de acordo com sua morfologia, recurso alimentar utilizado e modo de captura do alimento. São determinados quatro grupos principais: fragmentadores, coletores, raspadores, predadores e generalistas. Portanto, alterações nos recursos alimentares e modificações ambientais podem ser refletidas na abundância e riqueza destes grupos (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014).

Diante da relação entre disponibilidade de nutrientes, variáveis ambientais e comunidades biológicas, o presente estudo busca entender a relação entre estrutura trófica dos grupos funcionais dos insetos aquáticos com as variáveis físicas e químicas da água.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Variáveis Ambientais

Todas as comunidades bióticas dependem de um fornecimento de energia e interações ambientais para o desenvolvimento de suas atividades. Em comunidades aquáticas, a entrada de energia autóctone é proporcionada pela fotossíntese de plantas, algas e por fitoplâncton que influenciam e são influenciados pelos parâmetros físicos da água. Entretanto, uma parte substancial da matéria orgânica em comunidades aquáticas provém do material alóctone que chega em rios, via escoamento ou carregada pelo vento (BEGON *et al.*, 2007).

Os sistemas aquáticos recebem a maior parte dos seus suprimentos de nutrientes do escoamento superficial. O desmatamento, exploração de recursos naturais, desenvolvimento das áreas agrícolas, pastoris e urbanização promovem o aumento da erosão nas bacias hidrográficas que contribui artificialmente para elevar as quantidades de nutrientes (TUNDISI, 2006; 2007). Este aumento de nutrientes contribui na alteração dos principais ciclos biogeoquímicos dos ecossistemas aquáticos (VITOUSEK *et al.*, 1997).

Os ciclos biogeoquímicos naturalmente são influenciados pelo regime hidrológico aos quais são submetidos, como variações fluviométricas e pluviométricas que interferem na disponibilidade de nutrientes e concentrações de sais, ocasionando eutrofização natural (JUNK *et al.*, 1989; THOMAZ *et al.*, 2001). O processo de eutrofização natural sem a interferência humana ocorre lentamente, sendo ligada à lixiviação do solo no período chuvoso e no período de estiagem relacionado com balanço hídrico negativo e altas temperaturas que intensificam o acúmulo de sais e nutrientes na água (MEIRELES; FRISCHKORN; ANDRADE, 2007).

Estas alterações ocorrem principalmente com os macronutrientes como nitrogênio, fósforo e carbono, importantes para a base das cadeias alimentares (BEGON *et al.*, 2007). O fósforo é o nutriente cujo suprimento limita o crescimento das plantas aquáticas. Em muitos lagos de todo o mundo, a entrada de grandes quantidades de fósforo, provenientes do escoamento agrícola e de esgotos, bem como de nitrogênio, produz as condições ideais para uma alta produtividade do

fitoplâncton (BENNETT, 2001). Em tais casos, há aumento da turbidez da água devido às densas populações de fitoplâncton, e consequentemente as plantas aquáticas de maior porte tem desvantagens na competição e desaparecem junto com suas populações de invertebrados associados (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010).

O nitrogênio, da mesma forma que o fósforo possui sua fonte pontual nos esgotos domésticos e fertilizantes. A produção de fertilizantes nitrogenados tem uma significação especial, pois uma proporção apreciável do fertilizante aplicado ao solo se dirige para os cursos d'água e lagos (SANTOS, 2013). As concentrações de nitrogênio elevadas artificialmente contribuem para o processo de degradação dos lagos. Estudos realizados na China demonstraram que os pesticidas e fertilizantes utilizados na agricultura contribuem com 43% da demanda química de oxigênio, 67% do fósforo e 57% do nitrogênio nos rios (XU, 2014).

O nitrogênio e fósforo podem regular a produtividade primária na maioria das águas continentais, nas regiões tropicais, subtropicais e temperadas (SMITH; JOYE; HOWARTH, 2006). O aumento na quantidade destes nutrientes tem papel fundamental sobre a biomassa de fitoplâncton, obtendo uma relação de quanto maior a concentração de nutrientes, maior a produtividade primária. O aumento na disponibilidade de nutrientes, maior que a capacidade do ambiente de consumir e decompor leva a eutrofização e consequentemente altera diversas variáveis físicas e químicas da água (ESTEVES, 2011).

O pH pode ser considerado uma das mais importantes variáveis abióticas, entretanto a sua interpretação é complexa, pois os seus valores são influenciados por outros fatores, como temperatura, salinidade e comunidades biológicas (ESTEVES, 2011). Em relação à concentração de nutrientes, o pH básico com a elevada concentração do íon amônio promove a transformação deste para amônia gasosa altamente tóxico aos organismos aquáticos. Outra característica física da água que tem seu valor influenciado pelo pH é a condutividade, no qual a concentração de íons H^+ interfere nos valores da corrente elétrica (CARVALHO; SCHLITTLER; TORNISIELO, 2000).

A condutividade elétrica da água é a capacidade de conduzir corrente elétrica, determinada por cátions e ânions dissolvidos na água. Segundo Esteves (2011), a condutividade está relacionada com as características geológicas da bacia hidrográfica, com a relação de intemperismo das rochas e a drenagem para o corpo

d'água. A condutividade pode ser utilizada para indicar a quantidade de sais na água, uma vez que está diretamente relacionada à quantidade de íons dissolvidos totais (MACHADO, 2006), que influencia a salinidade e a turbidez.

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos componentes mais importantes na dinâmica do ecossistema aquático. O déficit de oxigênio dissolvido (OD) ocasiona mortandade de peixes e dos macroinvertebrados aquáticos. A diminuição de oxigênio pode estar relacionada com a demanda de oxigênio utilizada por micro-organismos aeróbios para a realização da degradação da matéria orgânica (JORDÃO; PESSÔA, 2005) e é influenciada pela alta concentração de amônia e nitrogênio amoniacal no meio (ESTEVES, 2011).

As modificações nestas variáveis físicas e químicas podem ocasionar alterações na estrutura trófica dos sistemas biológicos, nas cadeias alimentares e fluxos energéticos (PEREIRA *et al.*, 2012). Diante desta relação de disponibilidade de nutrientes, variáveis ambientais e cadeia alimentar, diversos trabalhos retratam a utilização de grupos tróficos como indicadores biológicos (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001; BARBOSA *et al.*, 2006; RIBEIRO-FILHO, 2006; SILVA, 2007).

2.2 Grupos Tróficos

Os grupos tróficos, guildas ou grupos funcionais alimentares são definidos como grupos de espécies que exploram a mesma classe de recurso de maneira semelhante. Assim, permitindo pesquisas com foco em interações entre espécies, com uma análise holística considerando a composição faunística em sua totalidade e funcionalidade (ODUM, 2008). A razão entre determinados grupos funcionais alimentares indicam o índice de autotrofia e heterotrofia do ambiente, estabilidade dos substratos no leito, controle ascendente por predadores e índice de matéria orgânica particulada (CUMMINS; MERRIT; ANDRADE 2005). Além disso, a estrutura das categorias tróficas reflete as oscilações do nível hidrológico (CORRÊA; PETRY; HAHN, 2009; BISPO *et al.*, 2001) e a influência da concentração de nitrogênio e fósforo nas interações ecológicas com o ambiente (SANTOS, 2013).

Neste sentido, os grupos funcionais dos insetos aquáticos são excelentes ferramentas para análises destas alterações ambientais. São organismos que passam uma parte ou todo seu ciclo de vida no ambiente aquático. Estes respondem

às mudanças nas condições (espécies sensíveis ou tolerantes), apresentam ampla distribuição, pequena capacidade de deslocamento e um ciclo de vida longo. Além disso, desempenham um papel importante na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, onde participam nos processos de mineralização, ciclagem da matéria orgânica e no fluxo de energia através da rede trófica (MERRITT; CUMMINS, 1996).

Os grupos funcionais alimentares (GFA) de insetos aquáticos foram criados por Cummis (1974) e são amplamente utilizados em estudos envolvendo invertebrados aquáticos. Sua classificação foi baseada de acordo com características morfológicas, recursos explorados e métodos para captura. São determinados como os principais GFA: fragmentador, coletor-filtrador, coletor-catador, raspador, generalistas e predador (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014).

- Fragmentadores consomem plantas, madeira e outras partículas orgânicas presentes, transformando a matéria orgânica particulada grossa (MOPG >1mm) em matéria orgânica particulada fina (MOPF <1mm), tornando o alimento disponível para os coletores. Este grupo tem recebido mais atenção por desempenhar um importante papel na decomposição da matéria morta oriunda da vegetação.

- Os coletores-filtradores e coletores-catadores se alimentam de matéria particulada fina. Os coletores-filtradores possuem brânquias e cerdas modificadas para coletar as partículas ou constroem redes capazes de capturar o alimento. Os coletores-catadores são frequentes no leito do corpo d'água, vivem em tubos em forma de "J" ou "U", este grupo apresenta poucas especializações quanto a morfologia para obtenção do alimento por viverem em ambientes imerso de recurso alimentar.

- Os raspadores, denominados também de herbívoros, raspam o perifíton de rochas e outras partes submersas a qual possua presença de algas.

- Os generalistas utilizam mais de um recurso alimentar, como matéria orgânica particulada, perifíton e outros invertebrados. A abundância do grupo indica como este é dinâmico e adaptado às alterações na disponibilidade de recurso alimentar.

- E por último os predadores, que se alimentam de invertebrados, como pequenos moluscos, outros insetos, e até vertebrados como pequenos peixes e girinos.

A proporção de cada grupo funcional dos macroinvertebrados no ambiente representa a integridade e as características do sistema aquático. Em locais com baixa disponibilidade de nutrientes a proporção de raspadores é menor, enquanto um aumento no número de coletores pode indicar maior quantidade de matéria orgânica, a qual está relacionada com o aumento de nutrientes (MANDAVILLE, 2002). Entretanto, ambientes lênticos de pequeno porte, com a mata ciliar preservada, os grupos de detritívoro e fragmentadores serão mais abundantes, seguido dos coletores, devido à fragmentação da matéria orgânica. Em ambientes lênticos de médio porte, o aporte de nutrientes é maior, ocasionando elevada produção de algas, neste caso, os fragmentadores e coletores se mantêm abundantes. Em rios de grande porte os recursos em suspensão são mais abundantes e os coletores se destacam da comunidade de macroinvertebrados (HERSHEY *et al.*, 2010).

Apesar de estudos demonstrarem a importância dos insetos aquáticos e demais macroinvertebrados na estrutura trófica do ecossistema, as pesquisas sobre seus hábitos alimentares ainda são escassos (CARVALHO; UIEDA, 2009). Estudos ecológicos que envolvem o conceito de grupos funcionais possibilitam entender a distribuição da energia dentro da comunidade, do ponto de vista da complexidade e da diversidade. Dessa forma, fornecem indícios para o monitoramento da distribuição de energia dentro do sistema.

3 OBJETIVOS

3.3 Objetivo Geral

Analisar a influência das variáveis ambientais limnológicas na estrutura e na categorização funcional trófica da comunidade de insetos aquáticos em ambientes lênticos e lóticos no semiárido brasileiro.

3.4 Objetivos Específicos

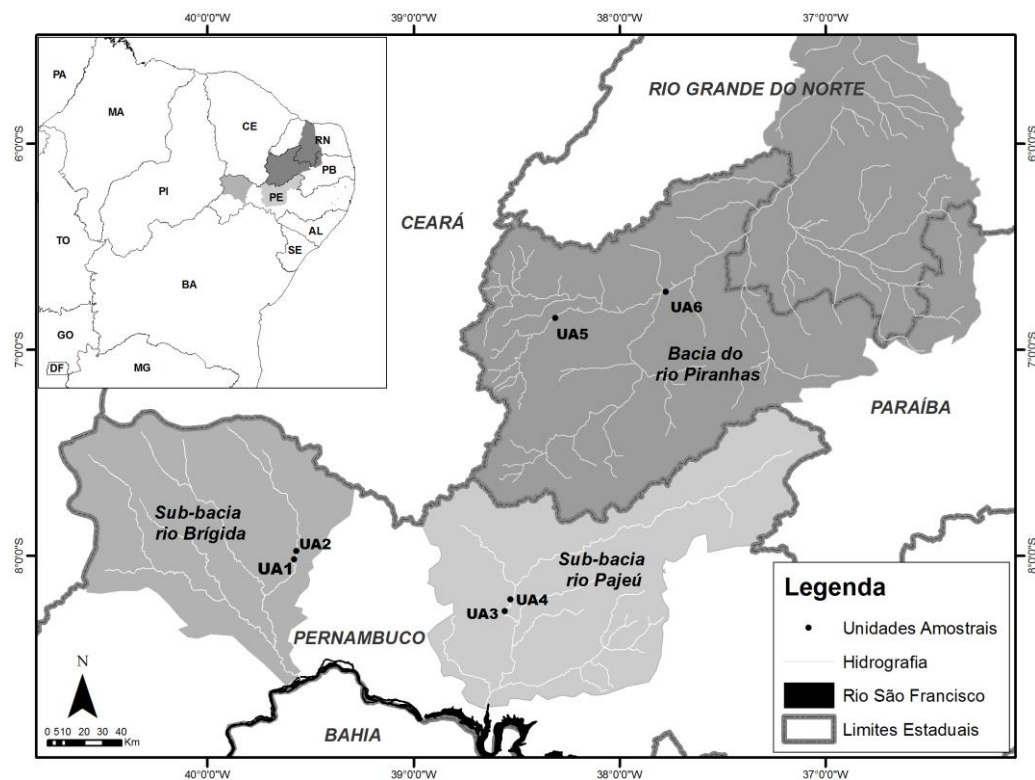
- Identificar a comunidade de insetos aquáticos da região semiárida brasileira, na bacia hidrográfica do rio Piranhas e sub-bacias do rio Pajeú e Brígida;
- Analisar e comparar a composição, estrutura e categorização das guildas tróficas da comunidade de insetos aquáticos em ambientes lênticos e lóticos;
- Associar os grupos tróficos de insetos aquáticos com as variáveis ambientais limnológicas; fósforo, compostos nitrogenados, salinidade, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido e pH.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo

A área de estudo está localizada na região semiárida do Nordeste brasileiro, nos estados de Pernambuco e Paraíba (Figura 1; Tabela 1). Nestes locais a precipitação pluviométrica varia de 800 mm a 350 mm anualmente com evapotranspiração negativa, enquanto que a temperatura média varia entorno de 27°C (ARAÚJO, 2011). A vegetação é composta por um mosaico de florestas secas e arbustos, com enclave de floresta úmida montanas e cerrado. Os solos de principal ocorrência na região são rasos e pedregosos, possuem como desvantagem a pouca permeabilidade e baixa capacidade de armazenamento de água (MMA, 2002).

Figura 1- Mapa da localização das unidades amostrais da bacia e sub-bacias hidrográficas, na região caracterizada como semiárido no Nordeste brasileiro. UA1: Riacho do Chapéu, UA2: Açude Lopes II, UA3: Rio Pajeú, UA4: Açude Serrinha, UA5: Açude São Gonçalo, UA6: Rio Piranhas.



Fonte: Vera Uhde

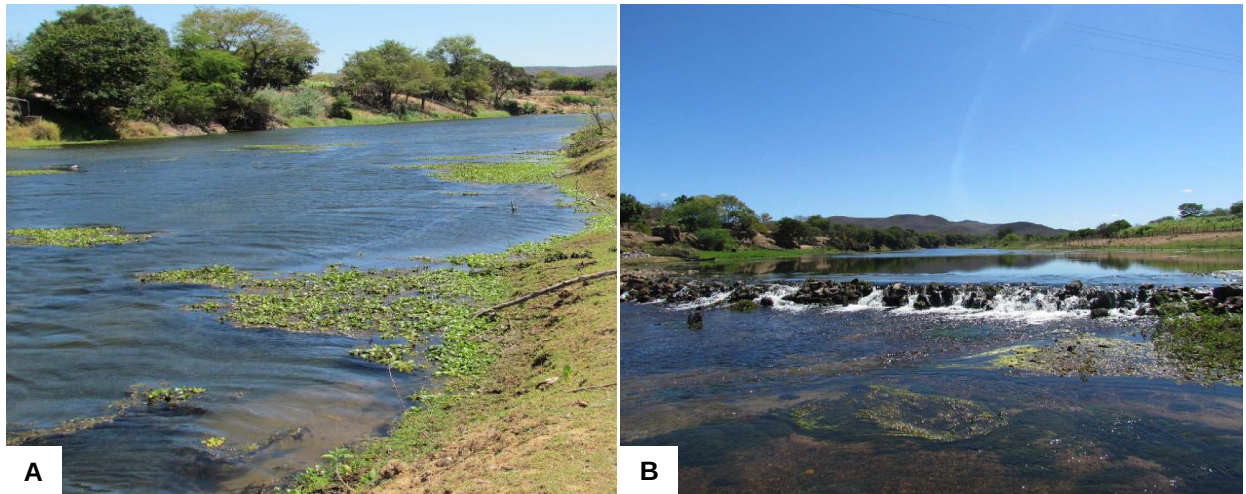
Tabela 1- Coordenadas geográficas de cada unidade amostral e suas respectivas bacias hidrográficas.

Unidades Amostrais	Bacia/Sub-bacia Hidrográfica	Coordenadas (UTM)	
Rio Pajeú – UA3	Sub-bacia do rio Pajeú	552003	9092496
Açude Serrinha – UA4	Sub-bacia do rio Pajeú	551003	9092496
Riacho do Chapéu – UA1	Sub-bacia do rio Brígida	436316	9113840
Açude Lopes II – UA2	Sub-bacia do rio Brígida	396936	9129737
Rio Piranhas – UA6	Bacia do rio Piranhas	635606	9257282
Açude Gonçalo – UA5	Bacia do rio Piranhas	576279	9243234

Em Pernambuco as amostragens foram realizadas nas sub-bacias rio Pajeú e rio Brígida (Figura 1; Tabela 1), pertencentes à bacia hidrográfica do rio São Francisco, enquanto que na Paraíba o estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Piranhas (Figura 1).

Na sub-bacia rio Pajeú foram selecionadas duas unidades amostrais, rio Pajeú e açude Serrinha (Figura 2). O rio Pajeú é um ambiente lótico, caracterizado como heterogêneo e perene com presença de remansos e corredeiras, com baixa profundidade e vegetação marginal alterada. Está localizado próximo a cidade de Tupanaci, afluente da margem esquerda do rio São Francisco, com extensão de 347 km, possui a nascente na Serra do Balanço, município de Brejinho-PE e foz no lago de Itaparica-PE (SOUZA; RODAL, 2010). O rio está inserido na unidade geoambiental da Depressão Sertaneja, que apresenta uma paisagem de Caatinga Hiperxerófila com trechos de Floresta Caducifólia (SOUZA; RODAL, 2010) (Figura 2).

Figura 2- (A) Margens do rio Pajeú com presença de macrófitas aquáticas (B) Leito do rio Pajeú onde foi observada a presença de pequenas corredeiras.

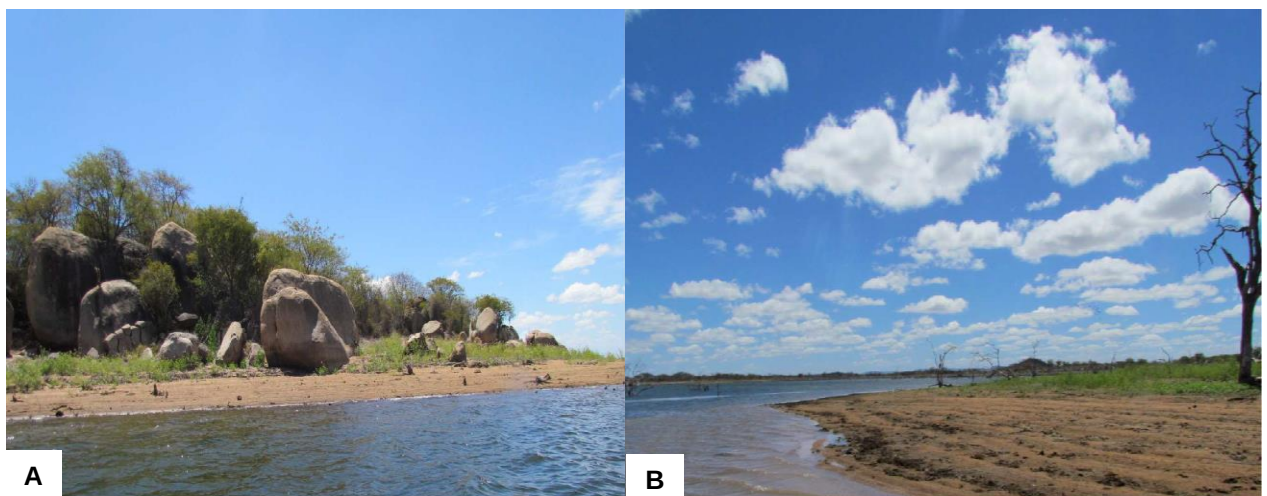


Fonte:CEMAFAUNA

Fonte:CEMAFAUNA

O açude Serrinha está localizado próximo ao município de Serra Talhada – PE, seis quilômetros a montante do ponto de amostragem no rio Pajeú (Figura 3). O ambiente é caracterizado como lântico e apresenta capacidade máxima de 311.000.000 m³ (MME, 2005). Ao longo das suas margens não foi observada a presença de macrófitas aquáticas, assim como não apresenta vegetação marginal de grande porte. No açude é desenvolvida a atividade de pesca e carcinicultura pela população que reside nas proximidades do local.

Figura 3- Açude Serrinha sem presença de vegetação marginal arbórea e macrófitas. (A) Margem direita e (B) Margem esquerda.



Fonte:CEMAFAUNA

Fonte:CEMAFAUNA

Na bacia rio Brígida as amostragens foram realizadas no riacho do Chapéu no açude Lopes II. O rio Brígida apresenta nascente no município de Exú e sua extensão aproximada é de 193 km, desaguando no rio São Francisco (GALVÍNCIO *et al.*, 2007). Nas suas margens a vegetação pode ser classificada como savana estépica e floresta estacional, com apenas 42,68% de sua área coberta por remanescente de Caatinga, enquanto que o restante da área encontrava-se utilizada pela agricultura e exploração predatória da madeira. A área onde está inserida a unidade amostral localiza-se no município de Parnamirim, neste local o rio foi considerado perene (GALVÍNCIO *et al.*, 2007). No entorno foi observada a presença de criação de bovinos e caprinos, além da utilização do solo para agricultura. A água apresenta aspecto turvo e coloração esverdeada indicando o desenvolvimento do processo de eutrofização (Figura 4).

Figura 4- Riacho do Chapéu (A) Presença de mata ciliar e água com coloração esverdeada, (B) presença de animais nas margens do riacho.

**A**

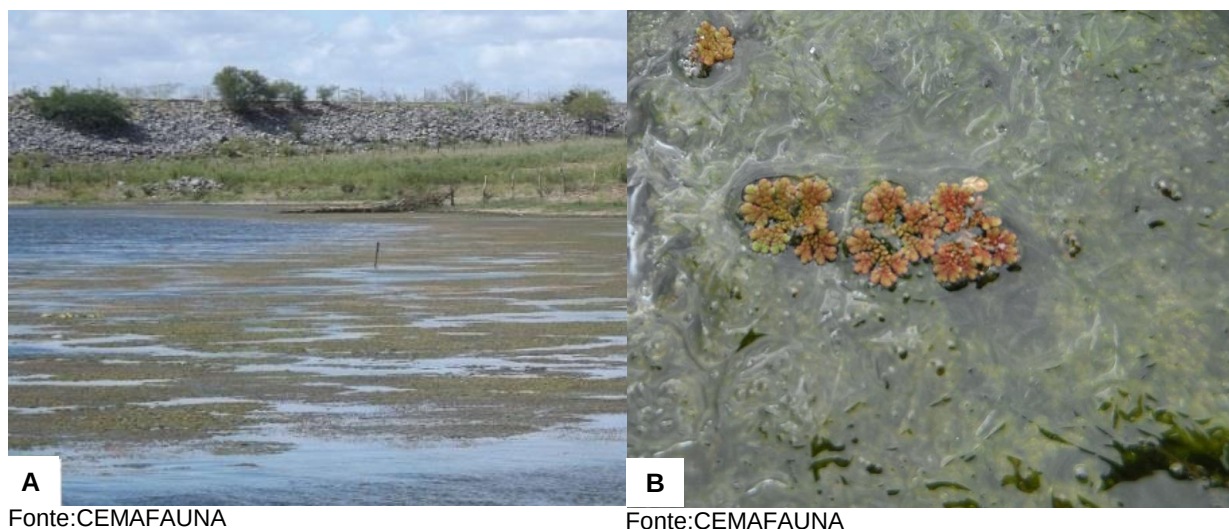
Fonte:CEMAFAUNA

**B**

Fonte: CEMAFAUNA

O açude Lopes II está localizado próximo ao município de Bodocó e foi construído a partir do barramento do riacho Caraíba (Figura 5). A capacidade máxima do açude alcança 23.935.360 m³ (EMPRAPA, 1989). Ao longo do açude foi possível observar a presença dominante das macrófitas *Potamogeton*, *Egeria* e presença restrita de *Azolla* assim como uma vegetação marginal arbórea escassa.

Figura 5- Unidade amostral açude Lopes II. (A) Dominância da macrófitas *Potamogeton* (B) Presença das macrófitas *Egeria* e *Azolla* no açude.

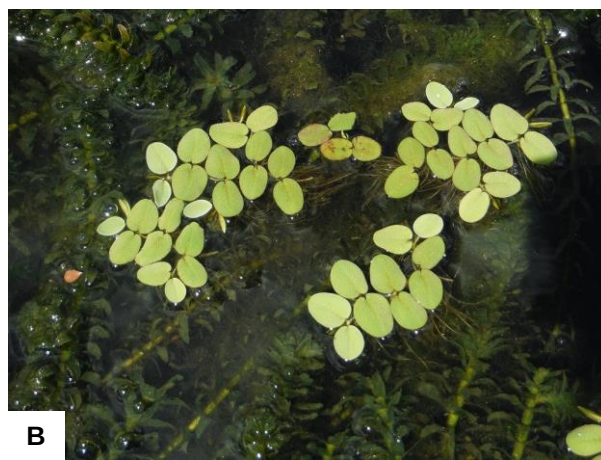


Na bacia hidrográfica do rio Piranhas foram realizadas amostragens no rio Piranhas e açude São Gonçalo (Figura 1; Tabela 1). O trecho do rio Piranhas no qual foram realizadas as amostragens está localizado próximo ao município de Pombal. O rio nasce no município de Bonito de Santa Fé-PB com sua foz no oceano Atlântico, no município de Macaú- RN, com extensão de 405 km (MMA, 2008). A perenidade do rio é assegurada pelo reservatório Mãe d'água localizado na Paraíba e Armando Ribeiro Gonçalves localizado no Rio Grande do Norte (MMA, 2008). Ao longo das margens, apresentou vegetação ripária classificada como caatinga herbácea-arbustiva e arbórea (MOURA, 2007), sendo observados trechos conservados. No leito do rio foi possível observar presença de bancos de macrófitas *Egeria*, *Salvinia* e *Eichhornia* (Figura 6).

Figura 6- Trecho do rio Piranhas onde foram realizadas as amostragens. (A) Presença de vegetação marginal conservada de porte arbórea (B) Presença de macrófitas *Egeria* e *Salvinia*.



A
Fonte:CEMAFAUNA



B
Fonte:CEMAFAUNA

O açude São Gonçalo, localiza-se no município de São Gonçalo, possui capacidade máxima de armazenamento de 44.600.000 m³, sendo uma das principais reservas hídricas da bacia do Alto Piranhas. É utilizado para o abastecimento da cidade de Sousa, assim como permite a irrigação da agricultura do entorno (GURJÃO *et al*, 2009). Nas suas margens foi possível observar uma vegetação composta principalmente por capins e gramíneas, além do uso intensivo do solo para a agricultura e agropecuária (Figura 7).

Figura 7- Açude São Gonçalo. (A) Vegetação marginal presente em alguns trechos do açude, (B) Ocorrência de assoreamento na margem do açude e ações antrópicas.



A
Fonte:CEMAFAUNA



B
Fonte:CEMAFAUNA

4.2 Coletas de Dados Bióticos e Abióticos

Em cada uma das seis unidades amostrais foram realizadas três amostragens. A primeira foi realizada nos meses de abril e julho de 2013, a segunda nos meses de janeiro, fevereiro e junho de 2014 e a terceira em janeiro, fevereiro e abril de 2015. Ao longo dos meses de todas as amostragens a pluviometria média nas unidades amostrais não ultrapassou 16 mm e o déficit hídrico sempre se manteve negativo (PROCLIMA-CPETEC, 2015). Em cada unidade amostral foram selecionadas seis áreas de amostragens, três na margem esquerda e três na margem direita com distância aproximadamente de 100 m (Figura 8). Em cada área de amostragem foram utilizados três diferentes amostradores: Draga de *Van Veen* (área de amostragem 0.045 m²), para coleta de sedimento de fundo, Rede D (malha de 300 µm) nas vegetações presentes e nas macrófitas, e o *Surber* (área de 0,07 m²) nos substratos rochosos (Figura 9).

Figura 8- Representação de uma unidade amostral (UA) e áreas de amostragem (A).

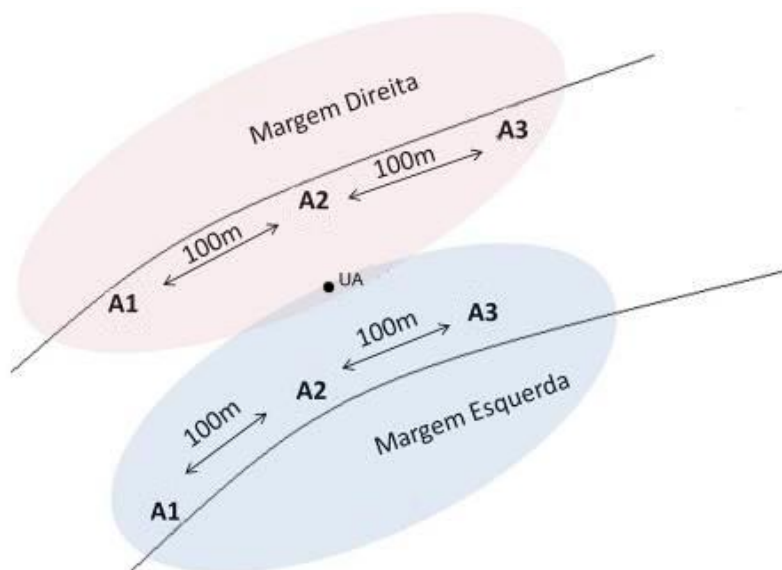


Figura 9- Coleta dos insetos aquáticos e parâmetros físico-químicos. (A) Coleta na vegetação marginal com o amostrador rede D, (B) Coleta com o *Suber*, (C) Coleta do material sedimentar com a Draga de *Van Veen* e (D) Obtenção dos parâmetros físico-químicos.



A
Fonte:CEMAFAUNA



B
Fonte:CEMAFAUNA



C
Fonte:CEMAFAUNA



D
Fonte:CEMAFAUNA

O material coletado nos sedimentos, vegetação marginal, seixos, cascalhos e folhiços foram lavados em campo, sobre peneiras granulométricas de malha 1,00, 0,50 e 0,25 mm. Os insetos retidos nas peneiras de malha 1,00 e 0,50 mm visto a olho nu foram retirados e colocados em recipientes de 100 ml juntamente com o sedimento retido na peneira de malha 0,25 mm, fixados em álcool 70% e analisado com auxílio de um microscópio estereoscópico para identificação no laboratório. Os insetos foram identificados em nível de gênero, com auxílio da chave de identificação (PES; HAMADA; NESSIMIAN, 2005; NESSIMIAN; FERREIRA-JUNIOR, 2007; PEREIRA; MELO; HAMADA, 2007; CUMMINS; MERRITT; BERG, 2008; SEGURA *et al.*, 2011; TORRES; MICHAT; ARCHANGELSKY, 2011), e as categorias dos grupos funcionais alimentares foram classificadas com auxílio de chaves de identificação (CUMMINS; MERRITT; ANDRADE, 2005, HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2013).

As espécimes foram depositadas na Coleção de Invertebrados do Centro de Conservação e Manejo da Fauna da Caatinga (CEMAFAUNA-Caatinga).

Paralelamente as coletas dos organismos, em cada área de amostragem foram obtidas as variáveis físicas e químicas da água, oxigênio dissolvido, salinidade, condutividade, turbidez e pH, com auxílio de um medidor multiparâmetro, da marca Hanna modelo HI 9828 (Figura 9 D). Para a determinação das concentrações de fósforo e compostos nitrogenados (nitrato, nitrito e amônia) foram coletadas amostras de água com uma garrafa de vidro âmbar sendo estas imediatamente congeladas para posteriores análises.

As análises químicas da água foram realizadas de acordo com o protocolo da Embrapa Semiárido. As análises foram realizadas utilizando o método de endofenol para concentração de amônia, persulfato de potássio para fosforo, ultravioleta com nitrato e método de sulfanilamida e dicloridrato de n-1-nafil para nitrito.

4.3 Análises dos Dados

Para descrever o ambiente em relação a variáveis ambientais foram calculados os valores médios entre as três amostragens e obtida a variação entre os valores observados através do desvio padrão. Para os dados bióticos, a riqueza, abundância e composição foram discutidas a partir de estatística descritiva. Para a categorização dos grupos funcionais foi realizado a soma dos organismos que utilizam o mesmo recurso alimentar e dividido pelo total de organismos coletados no ambiente.

A relação entre os grupos funcionais alimentares dos insetos aquáticos com as variáveis químicas e físicas da água foram analisadas através de uma análise de correlação canônica (CCA) utilizando o software Past. A análise foi realizada utilizando os valores de abundância das estruturas tróficas de cada unidade amostral e os valores das variáveis limnológicas de cada amostragem. A CCA é uma análise multifatorial, que relaciona dois grupos de variáveis, a principal (grupos funcionais) e explanatória (variáveis ambientais), através de regressões lineares. O resultado principal é um gráfico contendo a ordenação das amostras, espécies e conjuntos de vetores (MELLO; HEPP, 2008).

5 RESULTADOS

5.1 Dados Abióticos

Todos os ambientes amostrados apresentaram o pH entre neutro e levemente alcalino. O pH nos ambientes lóticos e lênticos foram semelhantes com baixa variação (0,94), com os valores médios variando de 7,93 a 8,51 (Tabela 2).

A salinidade, turbidez e condutividade foram parâmetros intimamente relacionados, em função da concentração de íons dissolvidos na água. Neste estudo a condutividade e salinidade média entre os corpos d'água de cada sub-bacias e bacia hidrográfica apresentaram concentrações iônicas semelhantes, com destaque para a sub-bacia do rio Brígida com os maiores valores (Tabela 2). A turbidez apresentou alta variação entre as unidades amostrais, com variação de 5 a 141 NTU. Novamente o riacho do Chapéu se destacou com altas concentrações de turbidez, refletindo a sua coloração esverdeada e maior degradação ambiental (Tabela 2).

O OD entre todas as unidades amostrais apresentou variação entre 5,47 mg/L e 8,53 mg/L (Tabela 2). O açude São Gonçalo demonstrou menor valor médio de OD e maior desvio padrão entre as amostragens (2,96). Além disso, o rio Pajeú apresentou maior valor de OD 8,53 mg/L entre as amostragens e evidenciou uma elevada variação de 2,57.

Dentre os compostos nitrogenados a amônia apresentou as mais elevadas concentrações. As unidades amostrais que apresentaram maiores valores foram novamente o riacho do Chapéu e açude Lopes II, respectivamente com 3,47 mg/L e 2,31 mg/L e variação acima de 2 mg/L. Os demais compostos nitrogenados avaliados apresentaram baixas concentrações (Tabela 2).

As concentrações de Fósforo Total (PT) variaram entre as unidades amostrais, sendo o Rio Pajeú o único corpo d'água a apresentar os menores valores. Ao contrário, no Riacho do Chapéu (0,62 mg/L) e Rio Piranhas (0,13 mg/L) os valores foram elevados com as maiores concentrações médias e variação entre as amostragens (Tabela 2).

Tabela 2- Valores médios das variáveis ambientais de cada unidade amostral. O valor entre parênteses representa o desvio padrão da média em relação às três amostragens na unidade amostral.

Variáveis Ambientais	Açude Serrinha	Rio Pajeú	Açude. Lopes II	Riacho do Chapéu	Açude. São Gonçalo	Rio Piranhas
pH	8,51 (±0,52)	8,32 (±0,87)	8,22 (±0,28)	8,11 (±0,77)	7,93 (±0,94)	8,42 (±0,39)
OD (mg/L)	7,79 (±1,36)	8,53 (±2,57)	6,74 (±0,79)	6,68 (±0,82)	5,47 (±2,96)	7,80 (±1,44)
Condutividade^e (µS/cm)	729,33 (±142,99)	729,25 (±150,38)	1157,11 (±573,99)	1244,33 (±279,92)	213,83 (±31,73)	327,05 (±69,96)
Turbidez (NTU)	34,66 (±24,95)	6,14 (±3,45)	27,20 (±14,78)	141,12 (±118,93)	23,82 (±15,81)	12,94 (±5,75)
Salinidade (ppm)	0,26 (±0,19)	0,26 (±0,19)	0,35 (±0,34)	0,40 (±0,31)	0,07 (±0,05)	0,15 (±0,04)
Amônia (mg/L)	0,97 (±0,48)	0,68 (±0,83)	2,31 (±2,54)	3,47 (±2,50)	0,28 (±0,16)	0,37 (±0,22)
Nitrito (mg/L)	0,21 (±0,34)	0,01 (±0,01)	0,00 (±0,01)	0,04 (±0,07)	0,03 (±0,06)	0,39 (±0,37)
Nitrato (mg/L)	0,12 (±0,21)	0,00 (±0,00)	0,00 (±0,00)	0,08 (±0,14)	0,01 (±0,02)	0,25 (±0,22)
Fósforo (mg/L)	0,06 (±0,04)	0,00 (±0,00)	0,10 (±0,06)	0,62 (±0,25)	0,04 (±0,03)	0,13 (±0,10)

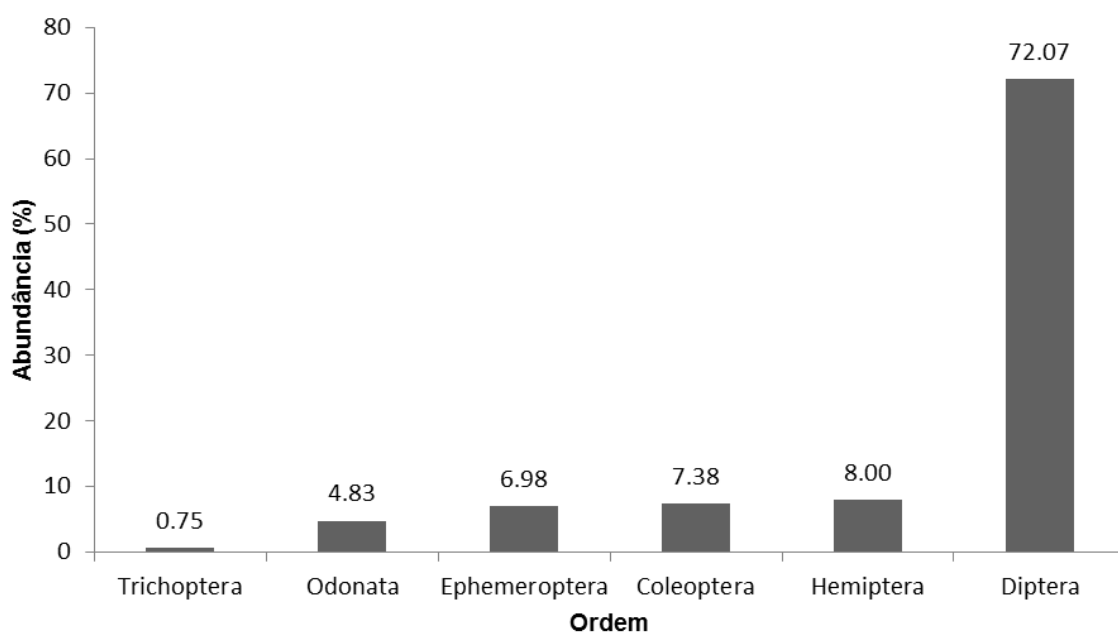
5.2 Dados Bióticos

No total foram coletados 28.301 insetos aquáticos, distribuídos em 98 gêneros pertencentes a 49 famílias dentro das ordens Ephemeroptera, Odonata, Hemiptera, Coleoptera, Trichoptera e Diptera (Apêndice A). As ordens que apresentaram maior riqueza foram os Coleoptera e Odonata, com 29 e 27 gêneros respectivamente. As ordens Hemiptera, Trichoptera e Ephemeroptera não ultrapassaram 12 gêneros, enquanto que a ordem Diptera foi mantida em nível de família.

Em relação à abundância, a ordem Diptera se destacou com o maior número de indivíduos amostrados com 20.396 organismos coletados (72% do total de

organismos amostrados neste estudo). Esta elevada abundância ficou concentrada principalmente na família Chironomidae, com 18.790 indivíduos. As outras ordens não ultrapassaram 8% do total de indivíduos amostrados, com destaque para os Hemiptera e Coleoptera com 2.264 e 2.088 organismos, respectivamente. A ordem Trichoptera apresentou a menor abundância com 211 indivíduos (Figura 10).

Figura 10- Abundância relativa das ordens de insetos aquáticos em todas as unidades amostrais durante o período de estudo.



Dentre os ambientes amostrados, foi possível determinar que os ambientes lóticos apresentaram maior abundância e riqueza em relação aos ambientes lênticos. Nos rios a abundância variou entre 7 a 64% do total de indivíduos, enquanto que nos açudes ficou entre 0,4 e 12% (Figura 11). A riqueza nos ambientes lóticos variou entre 33 a 38 famílias, enquanto que em ambientes lênticos a variação ficou entre 10 a 34 (Figura 12).

A maior abundância relativa foi no Riacho do Chapéu (64,49%) e Rio Pajeú (14,03%), enquanto que o Açude Serrinha e Açude São Gonçalo apresentaram menor abundância com 0,42% e 1,01% dos organismos coletados (Figura 11) e menor riqueza, com ocorrência de 10 e 20 famílias respectivamente (Figura 12). Ao contrário

dos outros ambientes lênticos, o açude Lopes II apresentou uma alta riqueza de organismos. No entanto, essa alta riqueza é composta por organismos tolerantes a alterações ambientais, como, por exemplo, a família Chironomidae, com 58,32% dos organismos amostrados nesta unidade.

Figura 11- Abundância relativa de organismos coletados nas unidades amostrais.

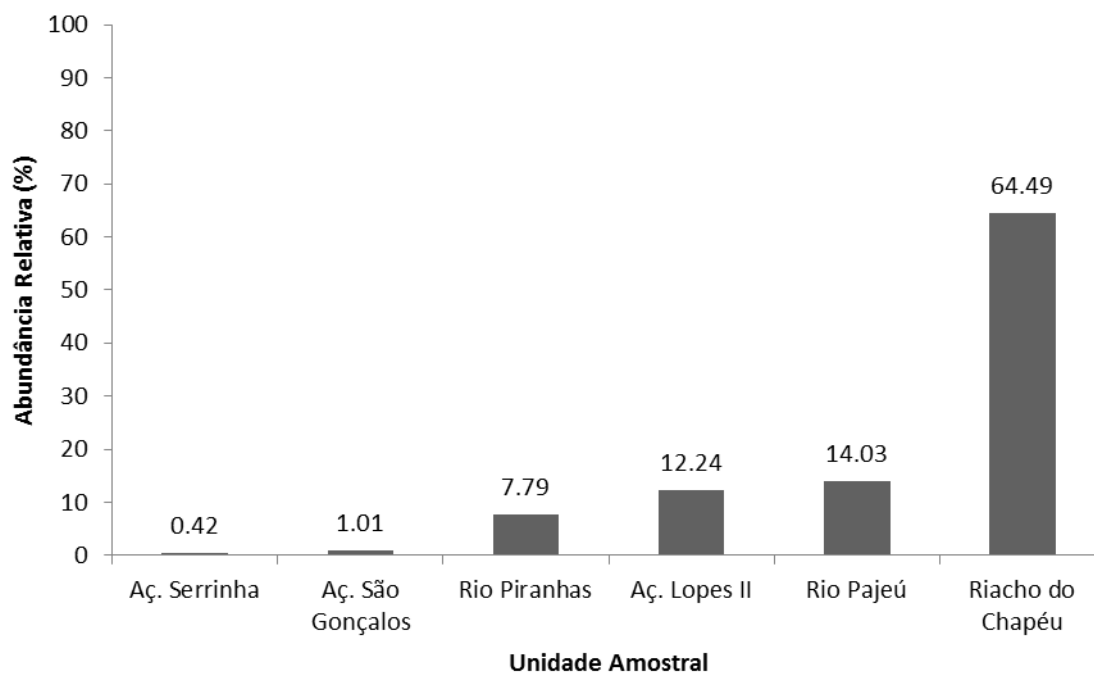
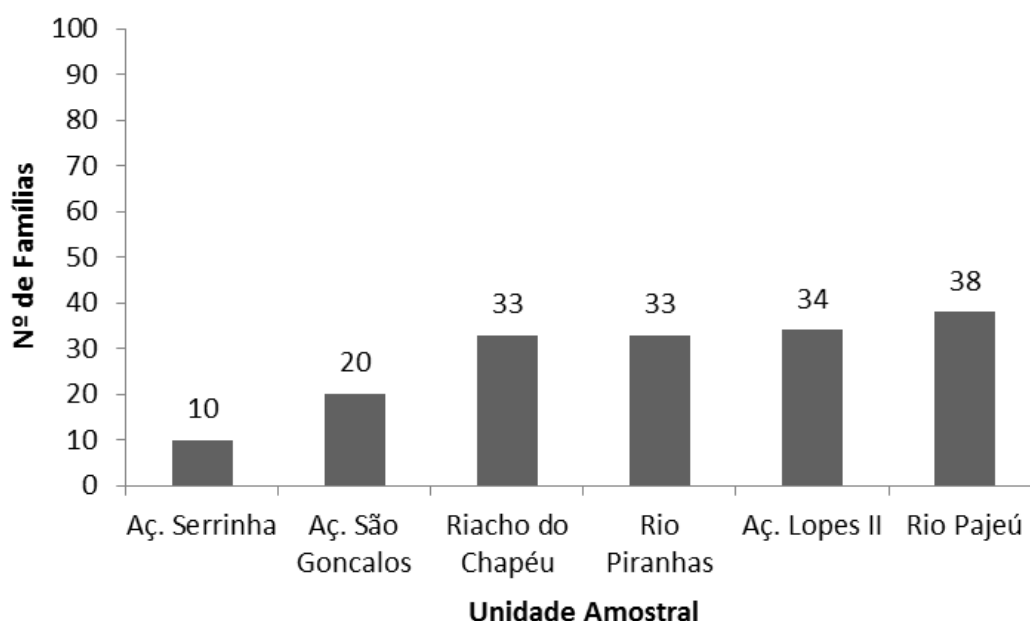


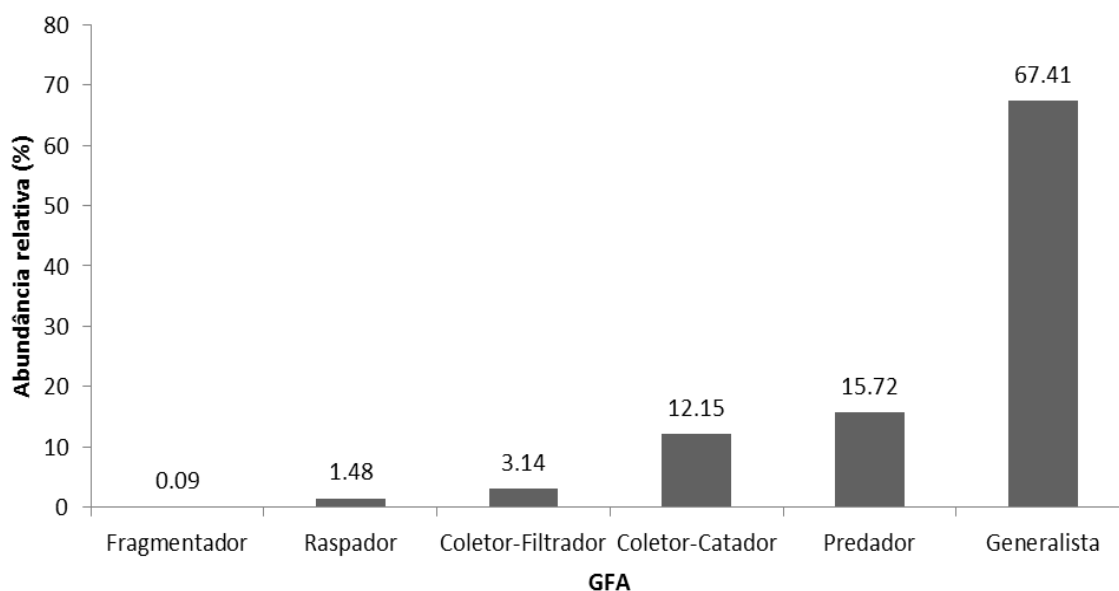
Figura 12- Riqueza de organismos coletados entre as unidades amostrais.

Algumas unidades amostrais em função de suas características proporcionaram a ocorrência de determinados taxa. A família Leptohyphidae ocorreu em todos os ambientes lóticos, exceto no riacho do Chapéu. Os gêneros *Macrotemum*, *Smicridea* e *Chimarra* foram coletados somente no rio Pajeú. A família Haliplidae, representada pelo gênero *Haliphus* ocorreu somente no açude Lopes II e riacho do Chapéu, pertencentes à sub-Bacia Brígida. E o gênero *Campsurus* ocorreu somente no açude Lopes II.

Neste estudo o grupo funcional alimentar (GFA) com maior abundância foi representado por organismos generalistas, com 67,41% do total de indivíduos amostrados (Figura 13). Este grupo foi representado por quatro famílias, Haliplidae, Ceratopogonidae, Chaoboridae e Chiromonidae. A alta representatividade do grupo é devido à abundância da família Chironomidae ($n=18.790$), que representou 66,39% do total de organismos coletados. Os grupos funcionais que também apresentaram maior abundância foram os predadores, com 15,72%, em sua maior parte representado por Libellulidae, Pleidae e larvas de Hydrophilidae. Seguido do grupo coletor-catador com 12,16%, representados em maior parte por Baetidae, Leptohyphidae e Stratiomyidae. Os fragmentadores obtiveram menor representatividade, com apenas 0,09% do total dos organismos coletados (Figura 13). Este resultado indica que a abundância de

cada categoria funcional está diretamente ligada ao grau de resistência e tolerância dos organismos.

Figura 13- Estrutura trófica total das unidades amostrais.



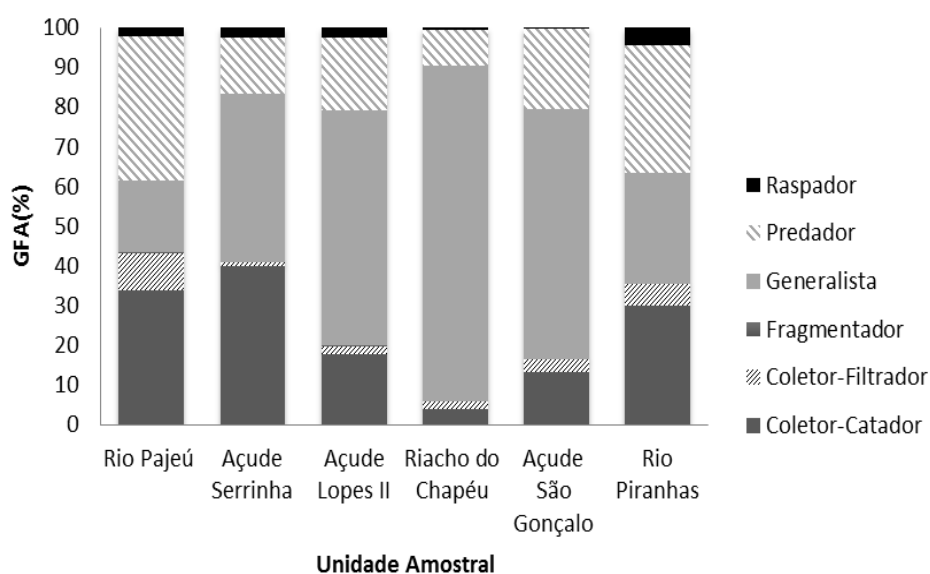
Dentre todos os grupos funcionais amostrados, os predadores se destacaram em relação à riqueza, com 25 famílias (Apêndice A). Sendo a maior parte do grupo representado pela família Libellulidae, Pleidae e larvas de Hydrophilidae. A riqueza do restante dos grupos funcionais não ultrapassou 9 famílias, como os coletores-catadores, que apresentaram maior frequência de Baetidae, Leptohyphidae, Stratiomyidae e adultos da família Hydrophilidae. A menor riqueza foi demonstrada pelos fragmentadores (2 famílias) e raspadores (4 famílias).

A composição e estrutura trófica dos GFA demonstrou diferença entre ambientes lânticos e lóticos, uma vez que são ambientes com heterogeneidades distintas. Nos ambientes lóticos houve maior índice de ocorrência de predadores e coletores-catadores. Os rios Pajeú e Piranhas evidenciaram essa estrutura trófica semelhante, com 36,36 % e 32,18 % predadores, seguido dos coletores-catadores, 33,85% e 29,87%, e menor ocorrência de fragmentadores com 0,35% e 0,23% respectivamente. Essa semelhança trófica reflete as mesmas condições ambientais das duas unidades amostrais. Ao contrário, o Riacho do Chapéu apresentou uma estrutura trófica totalmente diferenciada, com 84,69 % de generalista e 8,73 % de

predadores, demonstrando a influência das alterações ambientais na estrutura trófica da comunidade de insetos aquáticos (Figura 14).

Nos ambientes lênticos houve maior ocorrência de organismos do grupo generalista. O açude São Gonçalo e açude Lopes II apresentaram estruturas semelhantes. Ambos os corpos d'água apresentaram maior índice de generalista, o açude São Gonçalo com 63,07% e açude Lopes II com 59,42%. Os predadores apresentaram ocorrência de 20,21% e 18,10% respectivamente. O açude São Gonçalo apresentou o grupo raspador em menor índice com 0,35%. No açude Lopes II a menor ocorrência foi do grupo fragmentador com 0,17%, o qual não apresenta ocorrência nos demais ambientes lênticos. O açude Serrinha demonstrou diferença em relação aos demais ambientes. O grupo com maior ocorrência foi o grupo generalista com 42,50%, seguido coletor-catador com 40% e com menor ocorrência os coletores-filtradores (Figura 14).

Figura 14- Estrutura trófica nas comunidades baseada nas três coletas amostrais



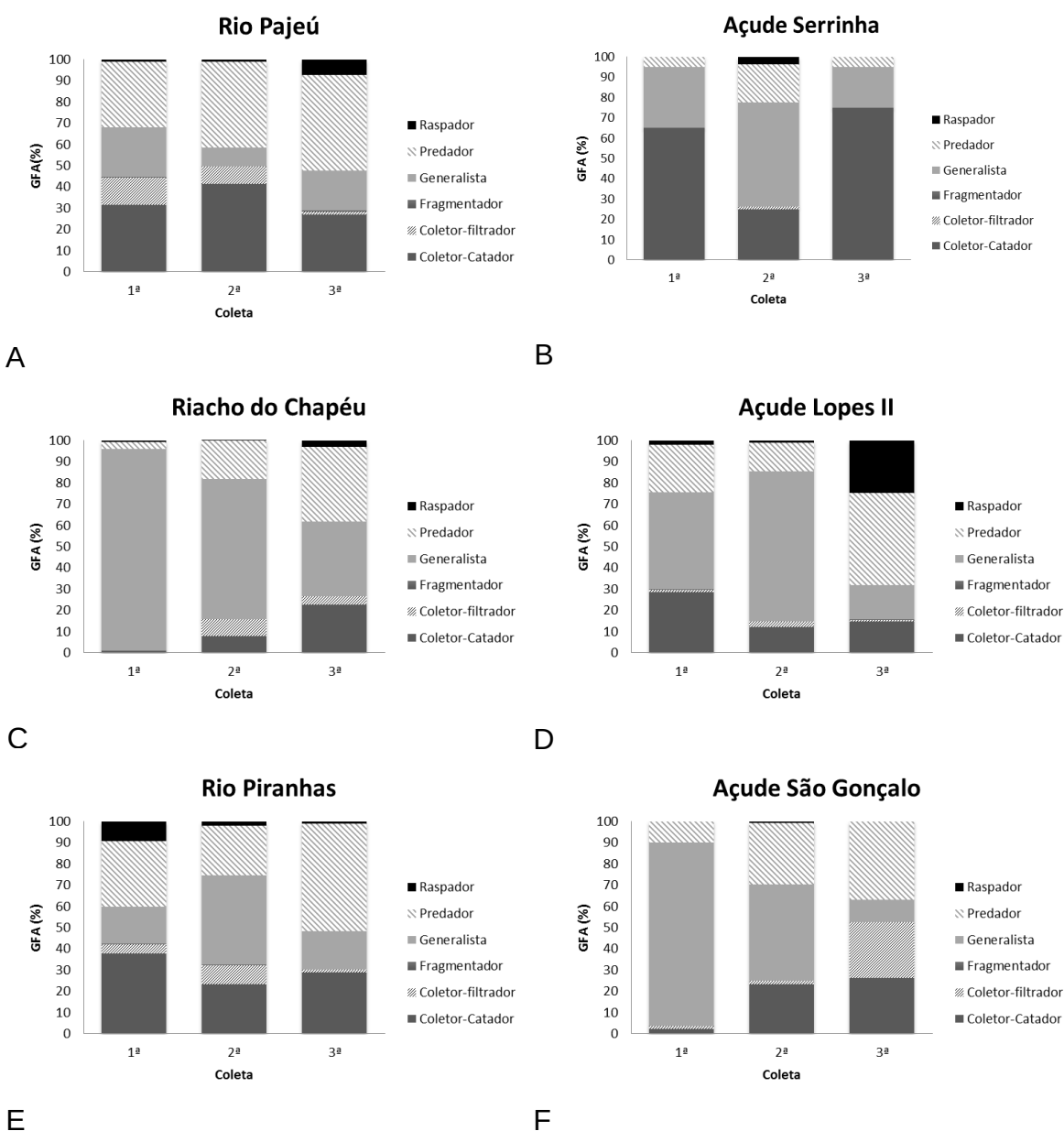
A composição taxonômica de cada grupo funcional difere entre os locais amostrados, assim como a abundância, que demonstrou ser superior nos ambientes lóticos. O coletor-catador, por exemplo, foi mais representativo no rio Pajeú, composto em sua maior parte por *Callibaetis*, enquanto o riacho do Chapéu houve maior representatividade dos adultos de *Tropisternus*, *Traverhyphes* e família Ephydriidae

(Diptera). Os grupos coletor-filtrador e predadores foram mais representativos no Rio Pajeú e Riacho do Chapéu, representados pela família Culicidae e gênero *Merragata*, respectivamente. Entretanto no rio Pajeú e açude Serrinha a maior parte dos predadores pertencem à ordem Odonata, nas demais unidades amostrais a ordem Hemiptera. Os fragmentadores ocorreram somente nos ambientes lóticos e no açude Lopes II. Estes grupos apresentaram menor abundância e riqueza, representados apenas pelas famílias Curculionidae e Dryopidae. Os raspadores ocorreram com maior frequência no riacho do Chapéu e rio Piranhas, representados com maior abundância pelos gêneros *Tenagobia* e *Caenis*.

Ao analisar a estrutura trófica de cada unidade amostral ao longo do tempo, ficou evidente que houve aumento de predadores entre a 1ª e 3ª coleta, enquanto que houve uma relação inversamente proporcional entre os generalistas e coletores-catadores (Figura 15). Esta relação pode ser observada principalmente no riacho do Chapéu e aç. Lopes II. A estrutura trófica da comunidade de insetos aquáticos do riacho do Chapéu e açude São Gonçalo foram as que mais se diferenciaram entre as coletas realizadas (Figura 15-C, D). Ambas as unidades amostrais foram representadas na 1ª coleta pelo grupo generalista, compondo 94,7% no riacho do Chapéu e 86% da comunidade no aç. São Gonçalo. Na 3ª coleta a comunidade do riacho do Chapéu foi composta por generalista representando 35,05%, predador 35,39%, coletor-catador 22,76%, enquanto que no açude a comunidade passou a ter predadores como grupo mais representativo 36,84%, coletor-catador 26,31% e coletor-filtrador 26,31%.

A abundância total de organismos dentro de cada GFA diminuiu ao longo do tempo. Todos os grupos apresentaram uma diminuição na abundância dos organismos na terceira coleta, exceto para os raspadores, que tiveram um aumento em relação à 2ª e 3ª coleta, o grupo passou de 59 indivíduos para 147 (Figura 15). Os grupos coletor-catador, generalista e fragmentador apresentaram uma diminuição na abundância de 51%, 95% e 45,45%, respectivamente, em relação ao período amostral. Os coletores-filtradores e predadores tiveram um aumento de 39% e 46,02% na abundância entre a 1ª, 2ª e um decaimento de 84,95% e 30,49%, respectivamente, na 3ª coleta.

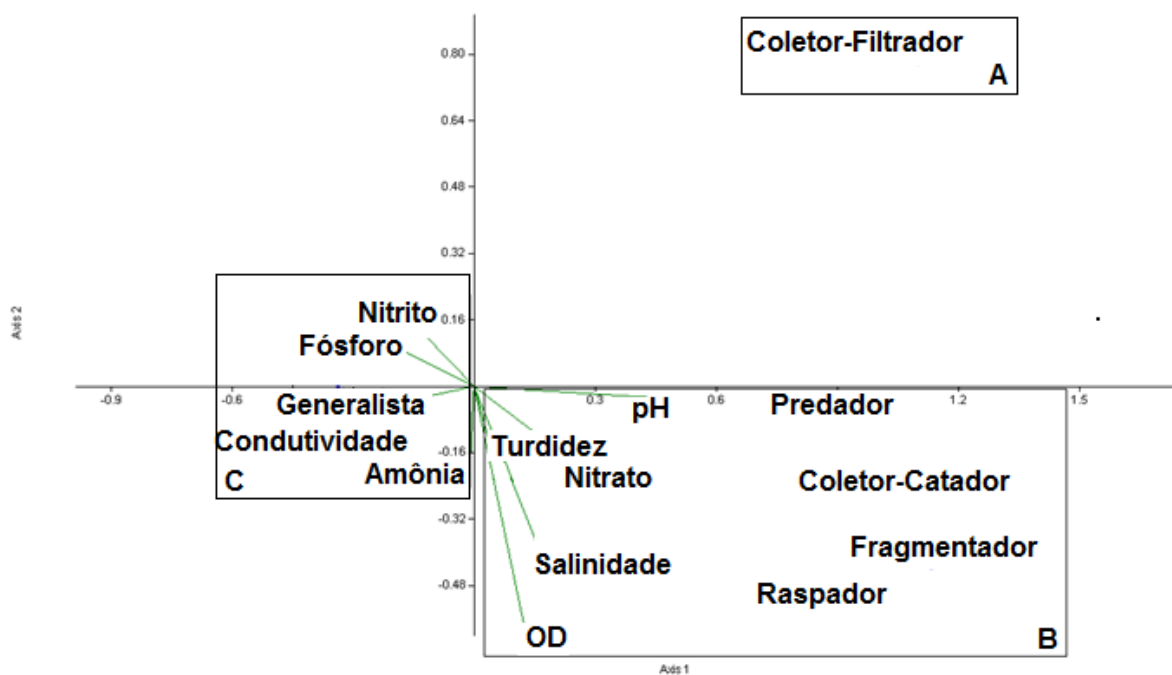
Figura 15- Estrutura trófica nas unidades amostrais durante as três coletas (A) Rio Pajeú (B) Açude Serrinha (C) Riacho do Chapéu (D) Açude Lopes (E) Rio Piranhas e (F) Açude São Gonçalo.



A estrutura trófica dos ambientes estudados demonstrou ser influenciada pelas variáveis ambientais. Nos ambientes lóticos o eixo 1 explicou 82,3% e o eixo 2 explicou 10,0% (Figura 16). Considerando ambos os eixos, houve a formação de três grupos. O primeiro grupo (C) demonstrou relação entre o grupo funcional generalista e as variáveis ambientais, condutividade, nitrito, fósforo e amônia. Esta relação foi evidenciada tanto no riacho do Chapéu quanto no açude Lopes II. O segundo grupo (A) está inversamente relacionado com a condutividade e pode ser influenciado por

variáveis não consideradas neste estudo. O terceiro grupo (B) abrange as demais variáveis e indica que o conjunto destes fatores juntos podem influenciar nos outros grupos funcionais.

Figura 16- Análise de Correlação Canônica dos grupos funcionais alimentares e variáveis ambientais.



6 DISCUSSÃO

6.1 Dados Abióticos

Os resultados elevados registrados para pH, condutividade, salinidade e turbidez foram semelhantes aos encontrados para corpos d' água na região semiárida brasileira, exceto para o açude Lopes II e riacho do Chapéu (ANDRADE; SANTIAGO; MEDEIROS, 2008; OTTONI, 2009). De acordo com Leite (2001) a condutividade elétrica e pH da água estão associados a precipitação e a natureza geológica da bacia hidrográfica, onde se localiza o corpo d'água, justificando os valores semelhantes entre os ambientes das mesmas bacias. Entretanto os valores de condutividade encontrados no açude Lopes II e riacho do Chapéu foram extremamente altos e apresentam grandes variações entre as coletas. Segundo Espíndola e Brigante (2003), a poluição do ecossistema aquático provoca aumento na condutividade e reflete a degradação ambiental.

Os valores da turbidez do riacho do Chapéu demonstraram elevados valores. Esta alteração é ocasionada por sólidos suspensos de origem natural, como partículas minerais, algas, microrganismos e por ações antrópicas como atividades de mineração, despejos domésticos e industriais (SPERLING, 2005). A alta turbidez interfere na passagem de luz através da água, impactando as comunidades biológicas. A cor esverdeada da água, registrada no riacho do Chapéu, assim como a alta concentração de amônia e fósforo podem justificar os valores da turbidez e podem estar associados à floração de cianobactérias (HAVENS *et al.*, 2003).

A maior concentração de oxigênio dissolvido nos ambientes lóticos em comparação com os lênticos se deve ao o fluxo da água, remansos e corredeiras. Porém esta diferença é reforçada e alterada com as interferências antrópicas no ambiente (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014). O açude São Gonçalo apresentou menor concentração, e maior variação de OD, o que refletiu na comunidade de insetos. O oxigênio é um dos gases mais importantes, para a respiração dos organismos aeróbios, que degradam a matéria orgânica. Entretanto, quanto maior a quantidade de matéria, maior o consumo de O₂ para degradá-la, diminuindo a concentração de oxigênio dissolvido e conseqüentemente eliminando organismos sensíveis (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2014).

O nitrito foi encontrado em baixas concentrações no presente estudo. De acordo com literatura as baixas concentrações de nitrito são normais, sendo este o estado intermediário entre amônia e nitrato durante o processo de nitrificação e dificilmente se acumula no sistema. Em casos de maior concentração é extremamente tóxico à maioria dos organismos aquáticos (ESTEVES, 2011). A alta concentração dos demais compostos nitrogenados está associada à eutrofização do ambiente (TUNDISI, 2006).

Neste estudo as altas concentrações de amônia e fósforo nas unidades amostrais estudadas podem ser atribuídas às atividades agrícolas e pecuárias desenvolvidas às margens dos corpos d'água. As atividades agropecuárias desenvolvidas nas margens dos corpos d'água ocasiona um maior aporte de nutrientes através da lixiviação dos solos e consequentemente favorecendo a reprodução de organismos autotróficos oportunistas (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010).

6.2 Dados Bióticos

A família Chironomidae foi a de maior abundância no presente estudo. O alto índice de ocorrência da família Chironomidae também foi registrado em diversos trabalhos (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001; LIONELLO; SANTOS-WISNIEWSKI, PAMPLIN, 2011; SALINO, 2012). A alta abundância da família e demais dípteras é justificada pela sua tolerância e a alta plasticidade às alterações ambientais (SIQUEIRA; TRIVINHO-STRIXINO, 2005), por possuírem hábitos alimentares do tipo predador, coletor e fragmentador. A dominância de Chironomidae na comunidade é retratada em estudos ecológicos como indicativo de áreas de alta degradação ambiental e presença de elevada quantidade de matéria orgânica em decomposição. Este panorama indica que os ambientes estudados apresentam um grau de alteração, no entanto o riacho do Chapéu se destaca, nesse sentido, no qual a comunidade foi representada em maior parte por esta família.

Como observado, a abundância e a riqueza nos ecossistemas lênticos e lóticos são resultantes da interação dos organismos entre as condições físicas dos habitats e parâmetros da água (VANNOTE *et al.*, 1980). Cada táxon possui adaptações comportamentais, fisiológicas e morfológicas que promove o sucesso e sua

compatibilidade com o ambiente (MERRIT; CUMMINS, 1996). Nesse sentido, isto também explica o por que dos ambientes lóticos apresentarem maior riqueza no presente estudo. Além disso, há maior presença de micro-habitats, a heterogeneidade dos substratos, os nutrientes dissolvidos em uniformidade no corpo d'água e ausência de gradientes verticais, características contrárias aos ambientes lênticos, propicia maior riqueza (HAMADA; NESSIMIAN; QUERINO, 2004; RIBEIRO-FILHO, 2006).

A relação entre organismo e variáveis ambientais também pode ser exemplificada pela baixa abundância da ordem Trichoptera. Os tricípteros ocorrem em ambientes de remansos, corredeiras e na presença de folhiços e são sensíveis às alterações ambientais, com exceção do gênero *Oxyethira* (Hydroptilidae), uma alta riqueza e abundância desta ordem indica locais conservados (BISPO *et al.*, 2001). Assim observado com os gêneros *Macrostemum*, *Smicridea* e *Chimarra* encontramos somente no Rio Pajeú, nos locais de corredeira no período da 1ª coleta, o qual apresentava maiores níveis de oxigenação, menor condutividade e salinidade, resultados semelhantes encontrados por Waltz e Buriam (2008) e Santos (2014).

Por outro lado a restrição de ocorrência de alguns taxa em determinadas áreas está ligada biologia do animal. A ocorrência de *Campsurus* somente no açude Lopes II, pode ser explicada pelas características ambientais que propicia a ocorrência do gênero. O gênero ocorre em sedimento do tipo lama e com alta concentração de sólidos suspenso (MELLO *et al.*, 1993), devido ao habito fossador, que promove o fluxo contínuo da água por construírem galerias no sedimento (LEAL *et al.*, 2007). A família Leptohyphidae ocorreu somente nos rios Brígida e Piranhas, por viverem exclusivamente em ambientes lóticos (DOMÍNGUEZ *et al.*, 2006). O gênero *Haliphus* é mais comum em reservatórios e ambientes lóticos com baixa correnteza, por não apresentarem adaptações propícias para habito natatório como a família Hydrophilidae, se restringindo às locais com baixo fluxo de água (THIPLEHORN; JOHNSON, 2011).

Em relação à estrutura trófica, a abundância de cada categoria funcional está relacionada com o grau de resistência dos organismos que a compõe. Os grupos tróficos constituídos por espécies especialistas são sensíveis aos efeitos da poluição, enquanto o grupo generalista é resistente (SILVA, 2007; VILARDI, 2010). A abundância de generalistas, predadores e coletores pode ser justificada pelos ambientes estarem alterados, como já demonstrados anteriormente. No presente

estudo a abundância de generalista predominou nos ambientes com maior concentração de compostos químicos, como observado no riacho do Chapéu, açudes Lopes II e São Gonçalo. Estudos realizados por Nessimian (1997; 2010), Silva *et al.* (2009) e Almeida (2014) o qual analisaram os hábitos alimentares de macroinvertebrados, observaram o grupo generalista compondo a maior parte da comunidade.

A quantidade de matéria orgânica na água influencia a abundância dos grupos tróficos (SAULINO, 2012). Portanto o aumento na abundância dos grupos funcionais gera maior recurso alimentar para os predadores, indicando um possível efeito *Top-Down* (SONODA, 2010; LOPES, 2010). Segundo Kerans e Karr (1994), o impacto antrópico, principalmente o aumento da concentração de matéria orgânica, ocasiona o aumento na porcentagem dos grupos generalistas e diminui a porcentagem de organismos fragmentadores e predadores, efeito não observado em predadores no presente estudo.

A maior riqueza de famílias do grupo funcional alimentar predadores, pode ser explicada pelas alterações registradas dos ambientes e por serem composto por organismos tolerantes. Os Hemiptera possuem plasticidade e são tolerantes às alterações (PEREIRA, 2010). Em estudo realizado por Vilardi (2010), o qual relacionou a distribuição espacial de insetos predadores em riachos, foi possível observar a maior parte da composição do grupo por Hemiptera, corroborando com o resultado do presente estudo.

Em contra partida o grupo fragmentador apresentou a menor abundância e riqueza. Esse resultado pode estar ligado às características ambientais, por serem organismos sensíveis. A maior disponibilidade de matéria orgânica particulada (FMOP) influencia a baixa representatividade dos fragmentadores (BUSS *et al.*, 2002), como observador neste estudo. Além disso, as unidades amostrais não correspondem aos ambientes propostos pelo conceito do rio contínuo (RCC) (VANNOTE *et al.*, 1980), onde os rios florestados apresentam predominância do grupo fragmentadores, seguido dos coletores. Assim esta distribuição dos grupos não foi observada no presente estudo e em outros diversos estudos realizados na região neotropical (BAPTISTA *et al.*, 2007; SUGA, 2012; FERNANDES, 2012). Segundo Roque e Trivinho-Strixino (2001), os padrões propostos pelo RCC devem ser melhores estudados, já que o modelo foi proposto em regiões de clima temperado. O grupo fragmentador ocorreu com baixa porcentagem e somente nos ambientes lóticos

e açude Lopes II, onde há presença de vegetação marginal nos ambientes. Os demais açudes estudados não apresentam vegetação marginal e macrófitas, portanto tendo o recurso de matéria orgânica limitado. Estudo realizado por Jesus (2008) em ambientes lênticos e lóticos, os fragmentadores também foram restritos aos rios.

A estrutura trófica difere entre os ambientes lóticos e lênticos e esta diferenciação está ligada a heterogeneidade dos ambientais. Segundo Heino *et al.* (2005), a estrutura trófica da comunidade de insetos aquáticos se modifica conforme o tipo de substrato, disponibilidade de nutrientes, gradientes verticais e longitudinais dos corpos d'água, assim como a diferenciação da riqueza e abundância taxonômica dos organismos. Nos ambientes lênticos o grupo generalista foi de maior representatividade, devido a rápida colonização, tolerância a poluição e alta concentração de material orgânico particulado (NEWTON, 2007). Nos ambientes lóticos a maior representatividade foi de predadores, consequentemente pela abundância de organismos coletores e generalistas utilizados como recurso alimentar.

A composição taxonômica de cada grupo funcional variou entre algumas unidades amostrais estudadas. Estudo realizado por Mello (2009) relatou a mudança da composição de macroinvertebrados entre as ordens dos rios estudados. A composição dos grupos tróficos é influenciada por fatores ambientais e a resistência a alterações dos organismos.

A relação inversamente proporcional de generalista e coletor-catador registrada neste estudo pode ter diferentes influências. Poucos estudos demonstraram esta relação, que podem estar ligada a plasticidade alimentar do grupo generalista, que disputam pela utilização do mesmo recurso com os coletores catadores. Entretanto, a continuidade do estudo e aprofundamento no refinamento taxonômico é necessário para compreensão desta relação.

A diminuição da abundância dos grupos funcionais durante a realização do estudo pode ser explicada pelo grande período de estiagem na região, que ocasionou alterações nas características limnológicas e limitação dos recursos alimentares. Entretanto os raspadores tiveram um aumento nos corpos d' água, como o riacho do chapéu e açude Lopes II. A abundância deste grupo resulta um crescimento e efeito positivo sobre o impacto ocasionado pela alta produção de algas, perifíton e biofilme ocasionado pela eutrofização (BARBEE, 2005; CUMMINS; MERRIT; BERG, 2008). Segundo Barbour *et al.* (1999), os raspadores são organismos sensíveis e devem

ocorrer associados às áreas de maior integridade, resultado não observado no presente estudo, sendo estes encontrados em ambientes impactados.

Os GFA demonstraram ser influenciados pelos fatores ambientais estudados. No presente estudo a alta concentração de fósforo, nitrito, amônia e condutividade influenciaram a alta abundância dos Chironomidae, pertencente ao grupo generalista, evidenciada no riacho do Chapéu. Esta relação entre as variáveis estudadas e a distribuição dos organismos aquáticos já pode ser demonstrada em diversos trabalhos. Estudo realizado por Silveira (2004), observou a diminuição e desaparecimento dos raspadores, predadores e filtradores diante o aumento na concentração de nitrito e fósforo e um aumento dos generalistas. Em relação aos raspadores, estes são influenciados pelo pH, no qual a acidez promove uma diminuição do grupo (HEINO *et al.*, 2003; ALMEIDA, 2014). A relação dos coletores-catadores com turbidez é resultante do aumento de partícula de sólidos dissolvida na água, utilizada como recurso alimentar para o grupo (SONODA, 2010). Em estudo realizado por Marques, Barbosa e Callisto (1999) e Lopes *et al.* (2010), a condutividade está associada a alta disponibilidade de recursos alimentares e um aumento na abundância dos grupos, entretanto, os coletores-filtradores refletiram uma relação inversa com a condutividade neste estudo.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo observou dominância da família Chironomidae. Esta família apresentou maior abundância principalmente em ambientes lênticos, evidenciando estar relacionada com a elevada concentração de nutrientes e se destacando em ambientes impactados.

A composição, estrutura e categorização dos grupos tróficos se diferiram entre os ambientes lênticos e lóticos. Os ambientes lênticos apresentaram elevada abundância de generalistas, relacionada com a degradação ambiental. Nos ambientes lóticos o grupo funcional que se destacou foram os predadores em resposta a abundância dos demais grupos presentes no local. Este resultado indica que a abundância de cada categoria funcional está ligada ao grau de resistência e tolerância dos organismos às alterações ambientais.

Os grupos funcionais alimentares são influenciados pelas variáveis limnológicas estudadas. Os generalistas são diretamente influenciados por fatores característicos da eutrofização ambiental, como elevada concentração de fósforo, nitrito, amônia e alta condutividade. Foram abundantes em ambientes impactados, como riacho do Chapéu e açude São Gonçalo. A influência entre as variáveis limnológicas estudadas e a estrutura trófica da comunidade de insetos aquáticos pode ser demonstrada em comparação entre as unidades amostrais. O riacho do Chapéu apresentou estrutura trófica diferente quando comparado com os demais ambientes lóticos.

REFERENCIAIS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, R. S. R. Avaliação da estrutura trófica de macroinvertebrados bentônico em lagos artificiais. 2014. 40f. Monografia, UEPB, Campina Grande, 2014.

ANDRADE, H.T.; SANTIAGO, A.S.; MEDEIROS, J.F. Estrutura da Comunidade de Invertebrados Bentônicos com Enfoque nos Insetos Aquáticos do Rio Piranhas-Assu, Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. **Entomogia Brasilis**. v.1, n.3, 2008.

ARAÚJO, S. M. S. A região Semiárida do Nordeste do Brasil: Questões Ambientais e Possibilidade de uso Sustentável dos Recursos. **Fasete**. v.5, 2011.

BAPTISTA, D. F. *et al.* A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, v.575, n.1, 2007.

BARBEE, N. C. Grazing insects reduce algal biomass in a neotropical stream. **Hydrobiologia**, v.532, n.2, 2005.

BARBOSA, J. E. L. *et al.* Diagnóstico do estado trófico e aspectos limnológicos de sistemas aquáticos da Bacia Hidrográfica do Rio Taperoá, Trópico semi-árido Brasileiro. **Biologia e Ciências da Terra**. n.1, 2006.

BARBOUR, M.T. *et al.* **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish**. 2. ed. Washington: Environmental Protection Agency; Office of Water, 1999.

BEGON, M *et al.* **Ecologia**. IN: de indivíduos a ecossistemas. 4. ed. Porto Alegre, RS: Artmed, 2007. 740 p

BENNET, E. M. Human Impact on Erodable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective. **Bioscience**. v.51, n.3, 2001.

BISPO, P. C. *et al.* A Pluviosidade como fator de alteração da entomofauna Bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil. **Acta Limnologia**. v.13, n.2, 2001.

BUSS, D. *et al.* Influence of water chemistry and enviromental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in South-east Brazil. **Hydrobiologia**, v.481, n.3, 2002.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia Central (Brasil). **Oecologia Brasiliensis**. v.5, 1998.

CALLISTO, M. *et al.* Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco River (Northeastern Brazil). **Brazilian Journal of Biology**. v.65, n.2,1999.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramenta para Avaliar a Saúde de Riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, 2001.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, v. 23, n.5, 2000.

CARVALHO, M. E.; UIEDA, V. S. Diet of invertebrates sampled in leaf- bags incubated in a tropical headwater stream. **Zoologia**. v.26, n.4, 2009.

CORRÊA, C. E.; PETRY; A. C.; HAHN, N. S. Influência do ciclo hidrológico na dieta e estrutura trófica da ictiofauna do rio Cuiabá, Pantanal Mato-Grossense. **Zoologica**. v.99, n. 4, 2009.

CUMMINS, K. W. Trophic relations of aquatic insects. **Revista Entomologic**. v.18, 1974.

CUMMINS, K. W.; MERRIT R. W.; ANDRADE, P.C.N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem atributes in south Brasil. **Studies on neotropical fauna and environment**, v. 40, n.1, 2005.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; BERG, M. B. **In Introduction to the Aquatic Insects of North America**. 4. ed. Dubuque: Kendall/Hunt., 2008.

DOMÍNGUEZ, E. *et al.* Ephemeroptera of South America. 1.ed Pensoft, 2006.

DOMINGUEZ, E.; FERNÁNDEZ, H. **Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología**. 1 ed., Fundación Miguel Lillo, 2009

EMBRAPA, EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Diagnóstico e prioridades de pesquisa em agricultura irrigada. Região Nordeste, Brasília**, 1989.

ESPÍNDOLA, E. L. G.; BRIGANTE, J. **Limnologia fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: RiMa, 2003.

ESTEVES, F. A. Fundamentos de limnologia. ESTEVES, A. E.; LEAL, J. J. F.; CALLISTO, M. In : **Comunidade Bentônica**. 3. ed. Rio de Janeiro: editora Interciência, 2011.

FERNANDES, A. C. M. **Macroinvertebrados Bentônicos como indicadores Biológicos de Qualidade da Água: proposta para elaboração de um índice de integridade biológica**. 2012. 226f. Dissertação- Universidade de Brasília, Brasília, 2012.

GALVÍNCIO, J. D. *et al.* Determinação das Características Físicas, Climáticas e da Paisagem da Bacia Hidrográfica da Rio Brígida com o Auxílio de Técnicas de Geoprocessamento e sensoriamento remoto. **Geografia**, v.24, n.2, 2007.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **FAPAM**, v.2, n.1, 2003.

GURJÃO, K. C. *et al.* Avaliação das Condições Ambientais do Açude de São Gonçalo-PB. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.4, n2, 2009.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B.; Insetos Aquáticos na **Amazônia Brasileira: Taxonomia, Biologia e Ecologia**, 1. ed. Manaus:INPA , 2014.

HART, D.D. Community organization in streams: the importance of species interactions, physical factors, and chance. **Oecologia**, v.91, n.1,1992.

HAVENS, K. E. *et al.* N:P ratios, light limitation and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. **Environmental Pollution**, v.122, n.1, 2003.

HEINO, J., T. *et al.* Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. **Journal of Animal Ecology**, v.72, n.3 2003.

HEINO, J. T. *et al.* Characterizing macroinvertebrate assemblage structure in relation to stream size and tributary position. **Hydrobiologia**, v.539, n.1, 2005.

HERSHEY, A. E. *et al.* **Aquatic Insect Ecology**. 2.ed. Now York, Oxford , 2010.

JESUS, A. J. S. **Distribuição espaço-temporal de macroinvertebrados aquáticos do médio Rio Xingu, Altamira – PA**. 2008. 63p. Dissertação, Universidade Federal do Pará, Belém, 2008.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4.ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

JUNK W. J. *et al.* The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Fisheries and Aquatic Sciences**, v.106, n.5, 1989.

KERANS, B.L.; KARR, J.R.. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of Tennessee Valley. **Ecological Applications**, v. 5, n.3, 1994.

LEAL, J. J. F. *et al.* The role of Campsurus notatur (Ephemeroptera: Polymitarcyidae) bioturbation and sediment quality on potential gas fluxes in a tropical lake. **Hydrobiologia**, v.586, n.1, 2007.

LEITE, R. L. **Influência de macrófitas aquáticas sobre a qualidade da água e açudes do semi-árido da Paraíba**. 2001, 129p. Dissertação Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2001.

LIONELLO, C. L.; SANTOS-WISNIEWSKI, M. J. S.; PAMPLIN, P. A. Z. Caracterização da fauna de insetos aquáticos e diagnóstico ambiental do Córrego dos Afritos (Alfenas, MG). **Biologia e Ciência da Terra**. v.11, n.1, 2011.

LOPES, A. J. A. *et al.* Influência do hábitat na estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de *Eichhornia crassipes* na região do Lago Catalão, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonia**. v. 41, n.4, 2010.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e Qualidade da Água na Piscicultura: Consequências e Recomendações. **Boletim Instituto Pesca**, São Paulo, v. 36, n. 2, 2010.

MACHADO, B. C. **Avaliação da qualidade dos efluentes das lagoas de estabilização em série da Estação de Tratamento de Esgoto de Samambaia, DF para o cultivo de tilápia (*Oreochromis niloticus*)**. 2006. 126 f. Dissertação Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

MANDAVILLE, S. M. **Benthic macroinvertebrates in freshwaters – Taxa tolerance values, metrics and protocols**. Nova Scotia: Soil & Conservation Society of Metro Halifax, 2002.

MARQUES, M.M.; BARBOSA, F.A.R.; CALLISTO, M. Distribuição e abundância de Chironomidae (Diptera, Insecta) em uma bacia hidrográfica impactada no Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.4, 1999.

MEIRELES, A. C. M.; FRISCHKORN, H.; ANDRADE, E. C. Sazonalidade da qualidade das águas do açude Edson Queiroz, Bacia do Acaraú, no Semi-árido cearense. **Ciência Agrônoma**, v.38, n.1, 2007.

MELLO, S. *et al.* Variação temporal de ninfas de *Campsurus violaceus* Needham & Murphy, 1924 (Ephemeroptera: Polymitarcyidae) do Rio Baía (MS-Brasil). **Unimar**, v.15, 1993.

MELLO, A. S. Explaining dissimilarities in macroinvertebrate assemblages among stream sites using environmental variables. **Zoologia**, v.26, n.1, 2009.

MELLO, A. S.; HEPP, L. U. Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. **Oecologia Brasiliensis**, v.12, n3, 2008.

MELLO, Í. C. M. F. **Resiliência da comunidade de macroinvertebrados aquáticos após a aplicação dos agrotóxicos nas lavouras de arroz irrigado no Sul do Brasil**. 2003. 70f. Dissertação, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2003.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque: Second Edition, 1996.

MERRITT, R.W., *et al.* **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque, Kendall/Hunt Publishing Company, 2008.

MMA, Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga**. Brasília, 2002.

MMA, Ministério do Meio Ambiente. **Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu Governo do Estado da Paraíba e do Rio Grande do Norte**. Brasília, 2008.

MME, Ministério de Minas e Energia. **Projeto Cadastro De Fontes De Abastecimento Por Água Subterrânea Estado De Pernambuco**. Recife, 2005.

MOURA, E. M. **Avaliação da disponibilidade hídrica e da demanda hídrica no trecho do rio Piranhas-Açu entre os açudes Coremas-mãe d'água e Armando Ribeiro Gonçalves**. 2007. 150p. Dissertação, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007.

NESSIMIAN, J.L. Categorização funcional de macroinvertebrados de um brejo de dunas do Estado do Rio de Janeiro. **Brazilian Journal of Biology**, v. 57, n.1, 1997.

NESSIMIAN, J. L. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.22, n.4, 2010.

NESSIMIAN, J.L.; FERREIRA JUNIOR, N. Chaves para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.51, n.1, 2007.

NEWTON, T. C. S. **Macroinvertebrados bentônicos em áreas com diferentes graus de preservação ambiental na Bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, DF**. 2007. 99f. Dissertação, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 2008,

OLIVEIRA, A. L. H.; NESSIMIAN, J. L. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 4, 2010.

OTTONI, B. M. P. **Avaliação da qualidade da água do Rio Piranhas-Açu/RN utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos**. 2009, 92f. Dissertação, Universidade Federal Rio Grande do Norte, Natal, 2009.

PERERA, M. B. **Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em arrozais e banhado do sistema do canal São Gonçalo**. 2010, 40f. Monografia Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2010.

PEREIRA, S. A. *et al.*, Aquatic macrophytes as indicators of water quality in subtropical shallow lakes, Southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 24, n. 1, 2012.

PEREIRA, D. L. V.; MELO, A. L.; HAMADA, N. Chave de identificação para famílias e gêneros de Gerromorpha e Nepomorpha (Insecta: Heteroptera) na Amazônia Central. **Neotropical Entomology**, v.36, n.2 , 2007.

PES, A. M. O.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Tricoptera (insecta) da Amazônia Centra, Brasil. **Revist. Brasileira de Entomologia**, v.92, n.2, 2005

PRO-CLIMA-CPTEC, 2015. Disponível em: <<http://proclima.cptec.inpe.br/>>. Acessado em 19 maio 2015.

RIBEIRO-FILHO, R. A. **Relações tróficas e limnológicas no reservatório de Itaipu: uma análise do impacto da biomassa pesqueira nas comunidades planstônicas**. 2006. 139p. São Carlos, Tese, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.

ROQUE, F. O.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Benthic macroinvertebrates in mesohabitats in different spatial dimensions in a first order stream (São Carlos-SP). **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 13, n. 2, 2001.

SANTOS, B. **Efeitos diretos e indiretos de fertilizantes sobre comunidades aquáticas experimentais**. 2013,124p. Dissertação. Universidade Estadual de São Paulo, São Paulo, 2013.

SANTOS, E. P. **Diversidade das Assembléias de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (Insecta) em córregos da Serra do Espinhaço: Variação Sazonal e entre habitats**. 2014, 54p. Ilhéus, Dissertação, Universidade Estadual de Santa Cruz, 2014.

SAULINO, H. L. **Entomofauna aquática do Riveirão das Anhumas (Bacia hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu, SP) influência do represamento e do uso da terra na estrutura da comunidade**. 2012. 68f. Dissertação Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2012.

SEGURA, M.O. *et al.* Family level key to aquatic Coleoptera (Insecta) of Sao Paulo State, Brazil. **Biota Neotropical**, v.11, n.1, 2011.

SILVA, D. C. **Levantamento da ictiofauna da microbacia do Córrego Pedra Branca**, 2007, 84f. Monografia. Universidade Federal de Alfenas, Minas Gerais, 2007.

SILVA, N. T. C. **Macroinvertebrados Bentônicos em áreas com diferentes graus de preservação ambiental na Bacia do Ribeirão**. 2007, 113p. Dissertação Universidade de Brasília, Brasília-DF, 2007.

SILVA, L. *et al.* Categorização funcional trófica das comunidades de macroinvertebrados de dois reservatórios na região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v.31, n.1, 2009.

SILVEIRA, M. P. Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios. **Embrapa Meio Ambiente**, 2004.

SIQUEIRA, T.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Diversidade de Chironomidae (Diptera) em dois córregos de baixa ordem na região central do Estado de São Paulo, através da coleta de exúvias de pupa. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.49, n.4, 2005.

SMITH, V.H.; JOYE S.B.; HOWARTH R.W. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. **Limnology and Oceanography**, v.51, n.1, 2006.

SONODA, K. C. Estrutura da comunidade de insetos do córrego nova vida, ecótono entre floresta Amozônica e Cerrado. **Ciências Ambientais**, v.4, n.1, 2010.

SOUZA, J. A. N. S.; RODAL, M. J. N. Levantamento Florístico em Trecho de Vegetação Ripária de Caatinga no rio Pajeú, Floresta/Pernambuco-Brasil. **Revista Caatinga**, v.23, n.4, 2010.

SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 1. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

SUGA, C. M. **Influência de um fragmento florestal sobre as comunidades de macroinvertebrados de um córrego tropical degradado**. 2012, 60f. Dissertação, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2012.

THOMAZ, S. M. *et al.* Comparative limnology of south American floodplain lakes and lagoons. **Acta Scientiarum**, v. 23, n.2, 2001.

TORRES, P. L. M.; MICHAT, M. C.; ARCHANGELSKY, M. The immature stages of *Tropisternus* (Pleurhomus) *sahlbergi* (Sharp) (Coleoptera: Hydrophilidae), with considerations on the primary chaetotaxy of *Tropisternus* Solier. **Zootaxa**, v. 2777, n. 2, 2011.

TRIPLEHORN, C. A.; JOHNSON, N. F. **Estudo dos insetos tradução da 7ª edição de borror and delong's introduction to the study of insects**. São Paulo: Cengage Learning, 2011.

TUNDISI, J. G. Novas perspectivas para gestão de recursos hídricos. **Revista Universidade Federal de São Paulo**. v.70, n.1, 2006.

TUNDISI, J. G. **A crise da água: eutrofização e suas consequências**. In. TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Paulo: Rima, IIE, 2007.

VANNOTE, R. L. *et al.* The River Continuum Concept Canadian **Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 1, 1980.

VERCELLINO, I. S. **Respostas do perifíton aos pulsos de enriquecimento em níveis crescentes de fósforo e nitrogênio em represa tropical mesotrófica (Lago das Ninféias, São Paulo)**. 2007. 106p. São Paulo, Tese, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2007.

VILARDI, G. C. **Distribuição especial de insetos predadores em riachos da região da Serra do Mar, Estado de São Paulo**. 2010, 40f. Dissertação, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2010.

VITOUSEK, P. M. *et al.* Human domination of Earth's ecosystems. **Science**. v.277, n.2, 1997.

XU, M. et al. Effects of pollution on macroinvertebrates and water quality bio-assessment. **Hydriobiologia**, v.729, n.1, 2014.

WALTZ, R. D.; BURIAN, S. K. Ephemeroptera, In: MERRITT, R.W., CUMMINS, K.W. ; BERG, M.B. (eds.). **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque, Kendall/Hunt Publishing Company, 2008.

Apêndice A- Frequência relativa das famílias e gêneros dos insetos aquáticos coletados nas seis unidades amostrais durante as três coletas com os respectivos grupos funcionais alimentares de acordo com as referências citadas. (Cc- Coletor-catador, Pr- Predador, Cf- Coletor-filtrador, R- Raspador, Fr- Fragmentadores, G- generalista).

Ordem	Família	Gênero	GFA	Fonte	Rio Pajeú (%)	Açude Serrinha (%)	Açude Lopes II (%)	Açude do Chapéu (%)	Açude São Gonçalo (%)	Rio Piranhas (%)
Ephemeroptera	Baetidae		Cc	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.88	0.00	0.23	0.43	0.70	2.86
		<i>Americabaetis</i>	Cc	Cummins <i>et al.</i> , 2005	9.29	0.00	0.00	0.00	0.00	1.81
		<i>Aturbina</i>	Cc	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.36
		<i>Callibaetis</i>	Cc	Cummins <i>et al.</i> , 2005	11.86	10.83	2.02	1.05	2.09	3.31
		<i>Paracloeodes</i>	Cc	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Caenidae	<i>Caenis</i>	R	Merritt <i>et al.</i> , 2008	1.79	0.00	1.07	0.00	0.00	0.59
	Leptophlebiidae		Cc	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.03	0.00	0.52	0.00	0.00	0.00
	Leptohyphidae		Cc	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09
		<i>Traverhyphes</i>	Cc	Cummins <i>et al.</i> , 2005	1.36	0.00	0.00	0.00	0.00	8.34
		<i>Tricorythodes</i>	Cc	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.60	0.00	0.00	0.00	0.00	5.17
	Polymitarcyidae	<i>Campsurus</i>	Cf	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.55	0.00	0.00	0.00
Odonata	Libellulidae		Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	1.06	0.00	0.87	0.30	0.70	0.91
		<i>Brechmorhoga</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		<i>Diastatops</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14
		<i>Elasmothermis</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50
		<i>Erythemis</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	1.51	0.00	0.66	0.77	0.35	0.32
		<i>Erythrodiplax</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		<i>Gynothemis</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00	0.00
		<i>Idiataphe</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05
		<i>Miathyria</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	3.07	0.00	0.61	0.01	1.05	1.18
		<i>Micrathyria</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.45	0.00	0.06	0.31	0.35	0.27
		<i>Orthemis</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.03	0.00	0.03	0.01	0.00	0.05
		<i>Perithemis</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.13	0.83	0.03	0.07	0.00	0.00
		<i>Tauriphila</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14

	<i>Tramea</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.20	0.00	0.00	0.50
Aeshnidae		Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	1.26	0.00	0.14	0.03	0.35	0.41
	<i>Castoraeschna</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	<i>Coryphaeschna</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.35	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00
Gomphidae	<i>Gomphidae</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.05	0.00	0.17	0.00	0.00	0.54
	<i>Aphylla</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.15	0.00	0.17	0.00	0.35	0.05
	<i>Phyllocycla</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.18	0.00	0.06	0.00	0.70	0.23
	<i>Progomphus</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.32
Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05
Coenagrionidae		Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	1.11	0.00	0.40	0.07	1.05	0.18
	<i>Acanthagrion</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.15	0.00	0.06	0.01	0.00	0.05
	<i>Cyanallagma</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14
	<i>Enallagma</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.10	0.00	0.29	0.00	0.00	0.50
	<i>Homeoura</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	<i>Ischnura</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	5.00	0.06	0.01	0.00	0.00
	<i>Oxyagrion</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	1.11	0.83	0.49	0.17	0.35	0.41
	<i>Telebasis</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	2.69	0.00	0.00	0.21	0.00	3.81
Lestidae	<i>Lestes</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.05	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
Hemiptera	Aphididae	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	1.26	0.00	1.24	0.01	0.70	0.00
	Belostomatidae	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.53	0.00	0.89	0.97	0.00	1.00
	<i>Lethocerus</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.13	0.00	0.09	0.11	0.35	0.73
Corixidae		R	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.06	0.00	0.35	0.23
	<i>Centrocorisa</i>	R	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.03	0.01	0.00	0.00
	<i>Tenagobia</i>	R	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	2.50	1.53	0.53	0.00	0.45
Gerridae		Pr	Domínguez; Fernández, 2009	0.08	0.00	0.09	0.08	0.00	0.14
	<i>Neogerris</i>	Pr	Domínguez; Fernández, 2009	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	<i>Trepobates</i>	Pr	Domínguez; Fernández, 2009	0.08	0.00	0.00	0.01	0.00	0.05
	<i>Tachygerris</i>	Pr	Domínguez; Fernández, 2009	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
	<i>Rheumatobates</i>	Pr	Domínguez; Fernández, 2009	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09
Hebridae	<i>Hebrus</i>	Pr	Domínguez; Fernández, 2009	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
	<i>Merragata</i>	Pr	Domínguez; Fernández, 2009	4.28	0.00	0.20	0.03	0.00	0.00
Mesoveliidae	<i>Mesovelia</i>	Pr	Domínguez; Fernández, 2009	1.26	0.00	1.76	0.68	8.01	1.59
Naucoridae		Pr	Domínguez; Fernández, 2009	0.15	0.00	0.03	0.01	0.00	0.00

	<i>Ambrysus</i>	Pr	Domínguez; Fernández, 2009	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05
	<i>Pelocoris</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.50	0.00	1.62	0.36	0.70	0.05
Nepidae	<i>Ranatra</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.00
Notonectidae		Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	1.64	6.67	0.43	0.27	1.39	0.82
	<i>Buenoa</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.38	0.00	0.87	1.10	1.05	0.45
	<i>Martarega</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.08	0.00	0.20	0.01	0.00	0.18
Pleidae	<i>Neoplea</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	2.42	0.00	0.38	0.97	0.00	7.43
	<i>Paraplea</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.25	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00
Saldidae		Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Veliidae	<i>Microvelia</i>	Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.25	0.00	0.61	0.36	1.39	1.00
Trichoptera	<i>Abtrichia</i>	R	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
	<i>Hydroptila</i>	R	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	<i>Neotrichia</i>	R	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09
	<i>Oxyethira</i>	Cc	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.15	0.00	2.37	0.00	0.00	0.18
	<i>Zumatrichia</i>	R	Oliveira; Nessiam, 2010	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	<i>Macrostemum</i>	Cf	Oliveira; Nessiam, 2010	0.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	<i>Smicridea</i>	Cf	Oliveira; Nessiam, 2010	0.96	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	Cc	Oliveira; Nessiam, 2010	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	<i>Oecetis</i>	Pr	Oliveira; Nessiam, 2010	0.10	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00
Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	Cf	Oliveira; Nessiam, 2010	0.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Polycentropodidae		Cf	Oliveira; Nessiam, 2010	0.00	0.00	0.06	0.00	0.00	0.00
	<i>Cynrellus</i>	Cf	Oliveira; Nessiam, 2010	0.03	0.00	0.29	0.00	0.00	0.05
Coleoptera	Curculionidae	Fr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.35	0.00	0.17	0.00	0.00	0.18
	Dryopidae	Fr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05
	Dytiscidae	Pr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.13	0.00	0.12	0.02	0.00	0.05
	<i>Acilius</i>	Pr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.03	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00
	<i>Brachyvatus (A)</i>	Pr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09
	<i>Celina (L)</i>	Pr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.35	0.00	0.14	0.00	0.00	0.09
	<i>Desmopachria</i>	Pr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	2.12	0.00	0.40	0.03	0.00	1.77
	<i>Dytiscus</i>	Pr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09
	<i>Hydrovatus</i>	Pr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	1.03	0.83	0.00	0.01	0.00	0.00
	<i>Laccophilus</i>	Pr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.83	0.00	0.66	0.09	0.00	1.22
	<i>Pachydus</i>	Pr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35	0.09

	<i>Thermonectus</i>	Pr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00
	Halipidae	Pr/Fr	Oliveira; Nessim 2010	0.00	0.00	0.58	0.09	0.00	0.00
	Hydraenidae	Pr	Oliveira; Nessim 2010	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
	Hydrophilidae	Pr	Oliveira; Nessim 2010	0.00	0.00	0.12	0.04	0.00	0.18
		Cc	Oliveira; Nessim 2010	0.08	0.00	0.32	0.36	0.00	0.18
		Cc	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		Cc	Oliveira; Nessim, 2010	0.43	0.00	0.00	0.33	0.35	0.27
		Cc	Oliveira; Nessim, 2010	0.63	0.00	2.91	0.05	0.00	0.09
		Cc	Merritt <i>et al.</i> , 2008	3.37	0.00	2.22	0.04	0.00	1.36
		Cc	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.00	0.00	0.17	0.01	0.00	0.00
		Cc	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
		Cc	Merritt <i>et al.</i> , 2008	1.69	0.00	0.35	0.09	0.70	0.05
		Cc	Merritt <i>et al.</i> , 2008	2.54	28.33	3.29	1.62	9.06	7.80
	Lampyridae	Pr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.00	0.00	0.06	0.01	0.00	0.14
	Noteridae	Pr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.00	0.00	0.03	0.01	0.00	0.05
		Pr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.13	0.00	0.06	0.16	0.35	0.63
		Pr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
		Pr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.00
		Pr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.08	0.00	1.44	0.08	0.00	0.68
	Scirtidae	R	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.18	0.00	0.00	0.21	0.00	3.08
	Staphylinidae	Pr	Merritt <i>et al.</i> , 2008	0.10	0.00	0.00	0.01	0.00	0.05
Diptera	Ephydriidae	Cc	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.38	0.00	4.96	0.01	0.00	0.05
	Stratiomyidae	Cc	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.00	0.01	0.35	0.00
		Cc	Cummins <i>et al.</i> , 2005	3.75	0.83	0.17	0.98	0.35	0.63
	Syrphidae	Cf	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
	Ceratopogonidae	Pr/Fr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.18	0.00	0.17	0.94	1.39	0.50
		Pr/Fr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		Pr/Fr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35	1.59
	Chaoboridae	Pr/Fr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.35	0.02	0.00	0.05
	Chironomidae	Pr/Fr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	17.83	42.50	58.33	83.65	61.32	25.70
	Culicidae	Cf	Cummins <i>et al.</i> , 2005	4.18	0.00	0.40	1.78	2.44	3.85
		Cf	Cummins <i>et al.</i> , 2005	2.19	0.83	0.52	0.01	0.35	1.22
		Cf	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.32

	<i>Mansonia</i>	Cf	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.00	0.01	0.35	0.00
Psychodidae		Cc	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	<i>Pericoma</i>	Cc	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35	0.00
Simuliidae		Cf	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	<i>Simulium</i>	Cf	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Tabanidae		Pr	Cummins <i>et al.</i> , 2005	0.03	0.00	0.55	0.12	0.00	0.14