



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

IRIS GABRIELLY ARRUDA DOS SANTOS

COLONIZAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS
EM DETRITOS FOLIARES EM RIACHO DE PRIMEIRA ORDEM
DA RESERVA BIOLÓGICA DE SALTINHO – PERNAMBUCO.

RECIFE, 2014.

IRIS GABRIELLY ARRUDA DOS SANTOS

**COLONIZAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM
DETRITOS FOLIARES EM RIACHO DE PRIMEIRA ORDEM DA RESERVA
BIOLÓGICA DE SALTINHO – PERNAMBUCO.**

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós Graduação em Biologia
Animal da Universidade Federal de
Pernambuco, como um dos requisitos
para a obtenção do título de Mestre
em Biologia Animal.

Orientador: Prof. Dr. Gilberto Gonçalves Rodrigues

RECIFE, 2014

Catálogo na fonte

Elaine Barroso

CRB 1728

Santos, Iris Gabrielly Arruda dos

Colonização de macroinvertebrados bentônicos em detritos foliares em riacho de primeira ordem da reserva biológica de Saltinho-Pernambuco/ Recife: O Autor, 2014.

82 folhas : il., fig., tab.

Orientador: Gilberto Gonçalves Rodrigues

Mestrado (dissertação) – Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Ciências Biológicas, Biologia Animal, 2014.

Inclui bibliografia, apêndices e anexos

- 1. Bento 2. Biomassa vegetal I. Rodrigues, Gilberto Gonçalves (orientador) II. Título**

577.77

CDD (22.ed.)

UFPE/CCB- 2014- 212

IRIS GABRIELLY ARRUDA DOS SANTOS

**COLONIZAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM
DETRITOS FOLIARES EM RIACHO DE PRIMEIRA ORDEM DA RESERVA
BIOLÓGICA DE SALTINHO – PERNAMBUCO.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, como um dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Aprovada em: 18/07/2014.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: _____

Prof. Dr. Gilberto Gonçalves Rodrigues
Universidade Federal de Pernambuco

I Examinador: _____

Prof. Dr. William Severi
Universidade Federal Rural de Pernambuco

II Examinador: _____

Prof. Dr. Ralf Schwamborn
Universidade Federal de Pernambuco

III Examinador: _____

Prof. Dra. Jarcilene Silva de Almeida Cortez
Universidade Federal de Pernambuco

*Dedico essa conquista a Daniel Carlos dos Santos (In memorian)
e a Maria das Graças Arruda dos Santos, meus heróis!!!*

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pelo dom da vida, saúde e por conceder a graça de ter a oportunidade de estudar. Realizando dessa forma, meu sonho, dos meus pais e de toda minha família.

A minha mãe, Maria das Graças Arruda dos Santos (Mainha) por todo apoio, dedicação, amor e confiança. Sem você nada disso teria sentido. Ao meu pai, Daniel Carlos dos Santos (Painho) (*in memoriam*), que mesmo não estando presente fisicamente, está muito vivo no meu coração e na minha vida. Fazendo-me lembrar de que esse sonho não é só meu!

A minha irmã, Isabelle Karla Arruda dos Santos (Belle) pelo apoio, amor e paciência. Ao meu marido, Romilton Sena da Silva, por entender as vezes que cheguei tarde em casa, as viagens/congressos, idas ao laboratório no final de semana e por não poder ser uma esposa tão prendada. As minhas avós, Josefa Belarmina de Arruda e Íris de Oliveira Brandão por sempre me darem apoio e por toda confiança e orgulho depositados em mim. A Maria de Fátima da Hora (2ª Mãe), Severina Arruda dos Santos (Tia), José Carlos de Arruda (Tio) e meus primos Paulo Vitor Arruda dos Santos, Patrícia Arruda dos Santos, Ariciana Belarmina Muniz Salvino, Cintia Lima Arruda dos Santos e Caroline Lima Arruda dos Santos por todo apoio e confiança depositados em mim.

A Reserva Biológica de Saltinho, na pessoa do gestor Pedro Augusto Macedo Lins, por possibilitar a execução desta pesquisa na REBIO. Assim também, como ao SISBIO/IBAMA pela autorização para realização do mesmo.

Ao Laboratório de Saneamento Ambiental – LSA/UFPE, na pessoa do Prof. Dr. Mário Kato e do técnico laboratorial Ronaldo Fonseca pelas análises químicas da água do Riacho Saltinho.

Ao Leaf – Laboratório de Ecologia Aplicada e Fitoquímica, por permitir a realização da análise dos Taninos nas folhas de *Inga ingoides*. E pela ajuda da doutoranda Mariana Oliveira.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal. Em especial ao Coordenador Prof. Dr. André Esteves, por sempre procurar ajudar os alunos em suas pesquisas da melhor maneira possível. Possibilitando dessa forma, uma tranquilidade para nós, pois sabemos que ele sempre nos ajudará, na medida do possível, a resolver qualquer impossibilidade que aparecer. Obrigada por toda dedicação, Prof. André.

A CAPES pela bolsa/apoio financeiro para realização da pesquisa. Sem ela, tudo ficaria muito difícil e/ou impossível.

Ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (Prodema – UFPE) e as Prof^{as} Dr^{as} Josiclêda Galvincto e Maria do Socorro Araújo pela disciplina Estatística Multivariada e Dados Ambientais.

Ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia e ao Prof^o Ralf Schawmborn pela disponibilidade e realização da disciplina Estatística Avançada utilizando “R”, a qual possibilitou o aperfeiçoamento no programa R. Obrigada por me ajudar a dar mais uns passinhos à frente no ramo tão temido (por alguns) da estatística.

Ao meu Orientador, Gilberto Gonçalves Rodrigues (Gil) por toda dedicação, paciência, ensinamentos, conselhos, broncas, empolgação com minha pesquisa e principalmente, por permitir uma relação fraternal, amistosa e pacífica comigo. Além da demonstração de como ser um profissional bem sucedido e ético. Obrigada por tudo, aprendi muito com você.

A “Família” ARRE Água – Laboratório de Avaliação, Recuperação e Restauração de Ambientes Aquático/UFPE. Agradeço imensamente a todos, pois sem vocês esse trabalho não teria ficado pronto a tempo, irei falar de cada um abaixo.

Agradeço a Aluisio Sales Ribeiro (Nêgo), pela ajuda sempre que foi preciso, pelas caronas para campo, idas no fim de semana ao laboratório e principalmente pelo: “Vai em frente, eu confio em você. Você vai conseguir!”, olha aí eu conseguindo!!! Ingrid da Silva Fernandes (Companheira) pelo apoio na ida a campo, principalmente na primeira, a mais complicada e dolorida, além do eterno apoio sentimental. Também a Rafael Pereira da Silva (Rafa) por sempre estar disposto a ajudar no que for preciso, idas a campo, triagem dos macroinvertebrados e identificação de Trichoptera (nosso especialista). A Rayanny Kelly da Silva Soares (AiRayanny), pelas idas a campo, triagem dos macroinvertebrados e identificação dos Ephemeroptera (mesmo com todo seu jeito meio lento). Carlos Henrique de Vasconcelos Nascimento (Carlinhos), por toda sua dedicação e comprometimento na ajuda da identificação dos Chironomidae, mesmo chegando aos “45 do segundo tempo”, foi fundamental nessa parte da pesquisa. Obrigada por ser tão disponível e não se importar em sair muito tarde do laboratório. A Millena Barbosa Vieira Neto (Florzinha) pela identificação dos Odonata e realização do experimento de Tanino das folhas. Obrigada pela dedicação. A Janaina Câmara Siqueira Cunha (Jana) pela identificação dos Coleoptera, idas a campo, por sua disponibilidade e por emprestar Seu Josias (seu pai) para ser nosso motorista em algumas idas a campo.

Ao Lucas Ramos Costa Lima, o Efemeróptero mais dedicado do planeta, pela auxílio/confirmação na identificação das ninfas de Ephemeroptera.

A Prof^a Dr^a Kênia Valença Correia pelo apoio, amizade, conselhos, almoços sempre animados, um exemplo de profissional e de mulher. Quando “crescer” quero ser igual a você.

Ao Leandro Ambrózio Reis (Maninho) pelo apoio, dicas na parte estatística e amizade.

Aos meus amigos: André Lira (Meu Aracnideo) e Douglas Melo (Meu Lepidoptero) pelo apoio, risadas, trocas de experiências e amizade. A Jaciana Araújo e Pedro José da Silva por me lembrar de que existe vida fora da academia. A Cristiane Ferreira, Diego Anselmo de Carvalho, Priscila Silva e Isaias Vila Nova pelo apoio, carinho e amizade. Sem esquecer os “Limnólogos amigos”: Priscila Pereira, Ana Sataminni e Clayton Costa, a parte mais animada dos congressos. Ao Mário Júnior pela ajuda/carona na coleta das folhas para o experimento, parte fundamental para a pesquisa.

Ao Prof. Dr. José Roberto Botelho Souza pelos ensinamentos e atenção de sempre.

Aos seguranças da Rebio Saltinho, pela simpatia, profissionalismo, dicas e conversas sempre animadas.

E por último aos marimbondos do Riacho Saltinho, por serem companhias constantes (não tão agradáveis) nas coletas.

Agradeço grandemente a cada instituição e cada pessoa que fiz possível, de forma direta ou indiretamente, essa pesquisa.

"Transportai um punhado de terra todos os dias e fareis uma montanha."

Confúcio

RESUMO

Em sistemas dulcícolas, a perda de biomassa vegetal está relacionada com as características físicas e químicas da água, de tal forma, que podem interferir na atuação dos invertebrados aquáticos que degradam o material foliar. Além das variáveis físicas e químicas da água, características da morfologia e química da folha também são inerentes ao processo de decomposição dos detritos foliares, somados a capacidade de colonização e degradação foliar pela macrofauna bentônica. No entanto, a participação dos invertebrados bentônicos nesse processo é essencial para a aceleração da decomposição. O objetivo desse estudo foi avaliar a colonização de macroinvertebrados bentônicos em detritos foliares *Inga ingoides*, em experimento de campo. As bolsas de colonização e exclusão foram submersas em três trechos de cursos d'água, similares quanto as propriedades físicas e químicas da água, da Reserva Biológica de Saltinho, Pernambuco, de fevereiro a julho de 2013. Foram utilizadas 270 bolsas de folheto (30 X 20 cm) em dois tratamentos: 1. Malha grossa (10,0 X 2,0 mm); 2. Malha fina (0,045 mm). As bolsas foram retiradas após 15 dias, 30, 60, 90 e 120 dias, após a perda total de biomassa. O percentual de biomassa remanescente final (%R) foi maior para o tratamento 1 do que para o tratamento 2, indicando a aceleração da perda de massa foliar nas bolsas de colonização da macrofauna bentônica. Os dados de colonização indicam que os organismos da macrofauna constantes foram representados por insetos: *Farrodes* (Leptophlebiidae), *Bezzia* (Ceratopogonidae) e moluscos como Planorbidae e Ancilidae. O papel de fragmentador não confere a nenhum desses macroinvertebrados. O grupo trófico funcional predominante foi filtrador-fitófago, representado principalmente por organismos da meiofauna (Ostracoda). Os fragmentadores apresentaram menor participação no processo de decomposição foliar de *I. ingoides*, sendo *Tripletides*, *Polypedillum*, *Paramerine* e *Stenochironomus* os taxas predominantes da macrofauna.

Palavras-Chave: Decomposição foliar, Invertebrados bentônicos, fragmentadores, REBIO Saltinho, Unidade de Conservação.

ABSTRACT

In freshwaters, the leaf breakdown has a close relationship with physical and chemical parameters of water. These water parameters can influence the presence of benthic invertebrates in these leaf processing. Also, chemical and morphological characteristics of leaf play a role of this process. However, the benthic invertebrates influence the velocity of leaf breakdown, playing the main response. The aim of this study was to analyze the benthic invertebrate's colonization of *Inga ingoides* leaves in field experiments. 270 leaf packs were submerged between February to July 2013 in three creek stretches of similar physical and chemical parameters of a first Order stream (Reserva Biológica de Saltinho) from Atlantic forest of Pernambuco in northwest Brazil. Two treatments were used: coarse open mesh (>2mm) and fine open mesh (0,45mm) and retrieved after 15, 30, 60, 90 and 120 days. The leaf weight loss (%R) was greater to treatment 1 then treatment 2, showing the role of benthic invertebrates in the velocity of leaf breakdown. The benthic colonization showed that the Constant macroinvertebrates organisms are aquatic insects as *Farrodes* (Leptophlebiidae, Ephemeroptera) and *Bezzia* (Ceratopogonidae, Diptera), and mussels as Planorbidae e Ancilidae. However they belong to another functional trophic group (collectors-gatherers, predators and scarpers). Ostracods filtering are the main trophic feeding group. Shredders play a minor role in the *I. ingoides* leaf breakdown. *Tripletides*, *Polypedillum*, *Paramerine* e *Stenochironomus* are the more frequent shredders.

Keywords: Atlantic Forest streams, Benthic invertebrates, Leaf breakdown, Protected areas, Shredders,

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa do Riacho Saltinho enfatizando os trechos utilizados nesse estudo, Blocos A, B e C, com delimitação da REBIO Saltinho, Pernambuco.....	24
Figura 2. Trechos do Riacho Saltinho utilizados nesse estudo, Blocos A, B e C.....	25
Figura 3. A. Comparação do %R em todos os blocos de coleta em todos os períodos para o tratamento 1. B. Comparação do %R em todos os blocos de coleta em todos os períodos para o tratamento 2.....	29
Figura 4. Comparação do Percentual de Biomassa Remanescente (%R) para os dois tratamentos.....	30
Figura 5. Grupos de invertebrados bentônicos mais abundantes nos blocos de coleta...	32
Figura 6. Curva de rarefação de morfoespécies de invertebrados bentônicos nos três blocos de coleta e em todos os períodos.....	33
Figura 7. Abundancia dos invertebrados bentônicos no tratamento 1.....	34
Figura 8. Abundância dos invertebrados bentônicos no tratamento 2.....	35
Figura 9. Composição de Grupos tróficos funcionais de invertebrados bentônicos do tratamento 1.....	36
Figura 10. Composição de Grupos tróficos funcionais de invertebrados bentônicos do tratamento 2.....	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características morfométricas do Riacho Saltinho.....	23
Tabela 2. Variação da coluna d'água, vazão, barranco, largura do Riacho Saltinho, de fevereiro a junho de 2013.....	24
Tabela 3. Análise de Correlação de Spearman com relação à biomassa remanescente com o Tempo de exposição, Bloco (A, B, C) e Tratamento (tamanho da malha). Correlação de 0,001.....	30
Tabela 4. Média do coeficiente de processamento do material vegetal (-k) ou taxa de decomposição (-k), nos dois tipos de malha para todos os períodos e blocos de coleta do Riacho Saltinho.....	31
Tabela 5. Grupo Trófico, Dominância e Constancia dos macroinvertebrados bentônicos para o tratamento 1 e 2, nos três blocos e em todos os períodos de coleta.....	38
Tabela 6. Percentual de Grupos tróficos funcionais (GTF) para os invertebrados bentônicos para os 2 tratamentos.....	43
Tabela 7. Percentual de Grupos tróficos funcionais (GTF) para os invertebrados bentônicos para os dois tratamentos juntos.....	43

SUMÁRIO

1. Introdução.....	14
2. Objetivos e Hipóteses.....	19
3. Material e Métodos.....	20
3.1. Área de Estudo.....	20
3.2. Caracterização do Riacho Saltinho.....	22
3.3. Delineamento Amostral.....	25
4. Resultados.....	29
4.1. Perda de Massa Foliar.....	29
4.2. Colonização da Fauna em Detritos Foliares.....	31
5. Discussão.....	45
6. Considerações Finais.....	52
7. Referências.....	53

Apêndices

Anexos

1. INTRODUÇÃO

Os macroinvertebrados bentônicos são importantes para os ecossistemas aquáticos por se alimentarem da matéria orgânica produzida na coluna d'água ou proveniente da vegetação marginal, sendo importantes pelo seu papel na ciclagem de nutrientes nos ecossistemas, transferindo a energia obtida para animais de níveis acima da cadeia trófica, como peixes, anfíbios e aves aquáticas (ROSENBERG & RESH, 1993) e/ou transferindo matéria orgânica particulada para o ecossistema. Os invertebrados bentônicos constam, ainda entre os organismos mais utilizados, recentemente, nas avaliações de efeitos de impactos antrópicos sobre os ecossistemas aquáticos (RODRIGUES, 2006; BICUDO & BICUDO, 2007).

Esses organismos desempenham papel fundamental na degradação do material alóctone em riachos, principalmente nas nascentes. Nesses riachos de baixa ordem, a produtividade primária de material autóctone é reduzida, pois existe um sombreamento provocado pela mata ciliar, sendo que, a contribuição desse material é de extrema importância para o sistema (NIN, RUPPENTHAL & RODRIGUES, 2009), bem como, para a manutenção das comunidades biológicas presentes nestes ambientes (TREVISAN & HEPP, 2007), os quais são reguladas pela quantidade e qualidade de detrito presente (GRAÇA & CANHOTO 2006). Assim, os processos de decomposição assumem papel importante na dinâmica destes ecossistemas, pois apresentam relações diretas com o fluxo de matéria e energia dentro desses ambientes (ODUM, 2001).

Os macroinvertebrados podem ser utilizados como ferramenta em Unidades de Conservação para o monitoramento da qualidade de suas nascentes e corpos d'água, auxiliando, dessa forma, na gestão das águas dessas áreas protegidas, como no caso da Reserva Biológica de Saltinho, na Mata Sul de Pernambuco, que atua como prestadora de serviços ambientais, como fornecedora de água para a população do entorno (BRASIL, 2003; CUNHA, 2014). Assim, os macroinvertebrados podem se configurar, como complemento essencial nas análises realizadas, para a verificação da qualidade da água, contribuindo para a avaliação ecológica desse ecossistema.

Estudos de curta duração são indicados para o conhecimento preliminar da diversidade, das condições da biota e da qualidade ecológica e ambiental da água, sendo esses os melhores indicadores para essas análises, visando dessa forma, verificar valores ecológicos e de conservação desses ecossistemas (GALVES et al., 2007) em diferentes escalas de análises.

Em uma macroescala, as bacias hidrográficas podem ser consideradas como sistemas abertos, mantidos pela entrada e saída de matéria e energia entre a vegetação ciliar e os corpos d'água. Em uma escala de menor abrangência, os pequenos riachos (como o Riacho Saltinho) são importantes por manter conexão entre o ambiente terrestre e os grandes rios (THOMAS et al., 2004), sendo, dessa maneira, importantes os estudos desenvolvidos nos pequenos riachos (MITRE, 2011) e em nascentes.

Em microbacias, a produtividade primária é mantida pelo material alóctone, uma vez que, a mata ciliar impede a entrada direta de luminosidade e, consequentemente, a produção de algas e macrófitas que são responsáveis pela produtividade autóctone por meio da fotossíntese (STRAHLER, 1988). Dessa maneira, a microbacia do Riacho Saltinho é de extrema importância devido à manutenção dos serviços ecossistêmicos. Segundo Leite (2010) são encontrados poucos riachos na Mata Atlântica do nordeste do Brasil, que não sofreram impactos da ação antrópica. Normalmente, os riachos melhor conservados, estão localizados em áreas de Unidades de Conservação, sendo de pequeno porte, com uma grande quantidade de matéria orgânica alóctone, pois suas margens possuem intensa cobertura vegetal. Riachos de 1ª. Ordem, como o Riacho Saltinho, tem seu metabolismo dependente dessa matéria orgânica alóctone, sendo esta oriunda da vegetação ripária, que normalmente cobre todo o leito. A mata ciliar nesses ambientes é determinante no controle de vários fatores que irão interferir na água, como a luminosidade, acidez, turbidez, temperatura e alimento, que são importantes para a biota. Se forem considerados somente os alimentos disponíveis, existe, naturalmente, uma menor quantidade de matéria orgânica particulada fina na água, pois essa vai sendo particulada ao longo do curso d'água pela ação de diversos fatores, sendo os físicos, químicos e/ou biológicos que se acumulam na água dos riachos e/ou rios maiores. Além do mais a comunidade perifítica, formada principalmente por produtores primários, tem seu desenvolvimento inibido pela pequena entrada de luz.

A RBS Saltinho é fornecedora de serviços ambientais e ecossistêmicos. Os serviços ecossistêmicos podem ser entendidos como os benefícios providos de forma direta ou indiretamente pelo funcionamento dos ecossistemas (produção, consumo e decomposição), sem a interferência humana; já os serviços ambientais são (aqueles benefícios) gerados por ações de manejo do homem nos sistemas naturais ou agroecossistemas, que servem para ampliar os serviços ecossistêmicos (barragens, reservatórios). Dessa forma, a REBIO Saltinho presta serviços como, por exemplo: regulação de vazão, melhoria na qualidade da água, conservação da biodiversidade,

manutenção da paisagem natural, banhos recreativos, controle da erosão e ciclagem de nutrientes, clima e retenção de carbono e resiliência (BRAGA et al., 2002).

Sua principal contribuição é dada através das matas ciliares, que tem sua relação com o ecossistema aquático ligado a sua influência sobre vários fatores importantes, como: escoamento das águas da chuva, diminuição do pico dos períodos de cheia, estabilidade das margens e barrancos dos cursos d'água, ciclo de nutrientes existentes na água através da sua produção primária alóctone (NIN, RUPPENTHAL & RODRIGUES, 2009), qualidade da água e interação direta com o ecossistema aquático. Segundo Lima & Zakia (2000), ecologicamente, a vegetação ripária tem sido considerada como corredor ecológico importantíssimo para o fluxo da fauna e para a dispersão vegetal. Além de contribuir na armazenagem da água na bacia hidrográfica e filtragem superficial de sedimentos provenientes do entorno.

Nesses sistemas dulcícolas, a perda de biomassa vegetal está relacionada com as características físicas e químicas da água e também biológicas, de tal forma que interfere na comunidade de invertebrados aquáticos que degradam o material foliar (WEBSTER & BENFIELD, 1986). A participação da fauna nesse processo é essencial para todo o funcionamento do sistema ecológico, porém pouco se investe em sua inclusão como parâmetro fundamental em análises da qualidade da água, mesmo tendo sua importância reconhecida na esfera científica.

A decomposição como processo ecossistêmico é tão importante como a produção, pois libera a energia e os nutrientes no sistema e, portanto, é influenciada e influencia as variáveis físicas, químicas e biológicas, podendo servir inclusive como índice da qualidade ambiental. A decomposição dos detritos foliares em sistemas aquáticos envolve uma série de eventos, por exemplo, lixiviação de compostos solúveis, colonização e condicionamento de detritos pela ação microbiana, fragmentação por abrasão física e colonização e processamento por invertebrados bentônicos. A decomposição torna-se mais rápida, quando se tem uma densidade elevada de macroinvertebrados (WEBSTER & BENFIELD, 1986). Porém, características essenciais como o fluxo, pH, temperatura da água, composição química do material alóctone (WALLACE et al., 1997) e, ainda, a composição da comunidade dos macroinvertebrados aquáticos (CUMMINS et al., 1989) também influenciam o processo de decomposição.

Para que aconteça a decomposição do material vegetal, assim que o mesmo chega à coluna d'água e/ou sedimento ou calha do riacho, é necessário que ocorra a

formação de um biofilme de bactérias e fungos e, posteriormente, começa a colonização de macroinvertebrados bentônicos, sejam esses raspadores e/ou coletores de pequenas partículas. Esses irão realizar a divisão desse material em partículas menores para que os demais grupos tróficos possam se alimentar desse material. Suren e Lake (1989) salientam que o processo de decomposição se dá, principalmente, pela ação de bactérias e fungos, os quais convertem fibras e paredes celulares em matéria saprofítica e gás carbônico. O aumento da concentração de nitrogênio ocorre a partir do trabalho da microflora epifítica. Sendo assim, a decomposição depende de alguns outros fatores inerentes para que possa acontecer, como a concentração de nutrientes na água (SUBERKROPP & CHAUVET, 1995), temperatura (IRONS et al., 1994) e pH (WEBSTER & BENFIELD, 1986). A disponibilidade de nutrientes na água é apontada como um fator importante no controle da taxa de decomposição (XIE et al., 2004). Webster e Benfield, (1986) ao comparar ambientes pobres em nutrientes com ambientes ricos, verificaram, que a taxa de decomposição foi mais rápida em ambientes ricos em nutrientes. Uma das razões para isso, é que, a demanda de nutrientes associada com a atividade de decomposição normalmente é maior que o suprimento deste no detrito (ENRÍQUEZ et al., 1993).

A substituição de espécies durante a degradação de um determinado recurso pode ser definida como sucessão ecológica degradativa. Este processo ocorre ao longo da decomposição de detritos de origem animal ou vegetal, onde microorganismos (especialmente fungos e bactérias) e invertebrados (e.g., formas imaturas de insetos aquáticos) substituem-se em uma escala de tempo relativamente rápida, variando entre dias, semanas e poucos meses, até que o detrito seja completamente metabolizado (BEGON et al., 1996).

Mecanismos físicos também são importantes na aceleração da decomposição, como a lixiviação ou fragmentação. A fragmentação física pode ocorrer pela ação da correnteza e abrasão com o sedimento (BENFIELD et al., 1979; CASTILLO, 2002). Outro modo de fragmentação é o processo realizado pelos invertebrados, principalmente, os que ocupam o nível trófico dos herbívoros fragmentadores, que colonizam e se alimentam dos detritos foliares já colonizados ou não por microorganismos e contribuem para decomposição dos riachos (WEBSTER & BENFIELD, 1986). Sendo esses organismos fragmentadores escassos nos trópicos, devido a influencia da temperatura ser mais alta, isso influencia na diversidade dos organismos nos riachos tropicais (BOYERO et al., 2011), aumentando a diversidade dos

demaís grupos tróficos nesses sistemas. Em uma escala global esses autores ressaltam que os padrões latitudinal de diversidade de fragmentadores ocorrem em forma inversa aos demais grupos, diminuindo em relação aos trópicos. Baixas temperaturas e alta qualidade das folhas, em termos de nitrogênio e fósforo nas folhas favorecem a presença de fragmentadores nessas regiões temperadas. A baixa frequência de fragmentadores pode estar associada às altas temperaturas e baixa qualidade nutricional das folhas nos trópicos.

Devido às essas questões é que esse estudo procurará elucidar a importância dos macroinvertebrados bentônicos no processo de decomposição de detritos foliares, em riachos de 1ª. Ordem, em uma área protegida de Mata Atlântica, inserida em uma unidade de conservação de proteção integral, que fornece serviços ecossistêmicos e ambientais relevantes para a Mata Sul do Estado de Pernambuco.

Destaca-se nesse trabalho, a relevância do tema abordado e pelo pioneirismo do estudo no Estado de Pernambuco, que busca elucidar a cerca do papel dos macroinvertebrados fragmentadores no processo de decomposição foliar nos ecossistemas tropicais, buscando a resposta através de experimentos de decomposição e colonização em detritos foliares em riacho da Mata Atlântica do Nordeste Brasileiro.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESES

- Hipóteses:

1. Há influência positiva da macrofauna bentônica em relação à perda de biomassa foliar de *I. ingoides* em riacho de primeira ordem da Zona da Mata de Pernambuco.
2. Considerando a premissa formuladora de Boyero et al. (2011) de que os macroinvertebrados fragmentadores são escassos nos trópicos, os principais organismos que ocupam esse nicho em riachos de primeira ordem da Zona da Mata de Pernambuco, são formados principalmente por macroinvertebrados coletores.

- Objetivo Geral

Analisar a colonização de macroinvertebrados bentônicos em detritos foliares em cursos d'água da Reserva Biológica de Saltinho, Pernambuco.

- Objetivos Específicos

1. Relacionar a colonização dos macroinvertebrados com a taxa de decomposição foliar em riacho de primeira ordem;
2. Avaliar a colonização e a exclusão dos macroinvertebrados bentônicos em detritos foliares por meio de experimentos de decomposição foliar;
3. Verificar a estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos a partir da colonização em detritos foliares.
4. Avaliar a participação da macrofauna bentônica no processo de decomposição através de índices de constância e dominância.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A Reserva Biológica de Saltinho (RBS), localizada no município de Tamandaré, litoral sul de Pernambuco, a cerca de 80 km da capital, Recife, limitada nas latitudes 08°44'13 e 08°43'S e longitudes 35°10' e 35°11'W. A RBS foi criada pelo Decreto nº 88.744/1983, e se enquadra, no SNUC, como Unidade de Conservação de Proteção Integral (CUNHA et al., 2014). A RBS ocupa uma área de 475,21 ha, distribuídos em formato de pera (piriforme) e esta situada às margens da PE-60, na entrada da via de acesso à cidade de Tamandaré, no litoral Sul de Pernambuco. São 548 ha de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, que se encontra em processo de regeneração desde 1923, apresentando dossel de altura entre 20 e 30 m, sendo essas localizadas, principalmente, em áreas de latossolos em topos de morro e encostas íngremes do relevo ondulado a fortemente ondulado da Formação Barreiras, onde a RBS está inserida. Essa formação vegetal apresenta aspectos da conformação original, como a formação de dossel continua e presença de indivíduos emergentes de epífitas (BRASIL, 2003). No entanto, é constando a presença de espécies exóticas, como a palma do dendê (*Elais guinensis*), que influencia no estabelecimento de espécies nativas e a cana de açúcar (*Saccarum officinarum*) principalmente na margem do riacho (CUNHA et al., 2014). O macaco de cheiro (*Saimiri sciureus*) também se converteu em uma ameaça a biota nativa. Segundo registros, o aumento da sua população do macaco de cheiro, após a introdução de 10 indivíduos, aproximadamente, no final da década de 80, cresceu de forma alarmante, fazendo com que os gestores da RBS, tomasse providencias cabíveis em relação à captura desses, realização de análise genética da população, com intuito de reintroduzi-las em seu ambiente natural, no Pará.

O clima predominante da região é do tipo tropical úmido (As') segundo a classificação de Köppen, no qual predomina as chuvas no outono/inverno, com precipitação pluviométrica de 1.500 mm anuais. Já foram registrados valores menores de 1.400 mm em 1993 e maiores de 4.000 mm no ano de 2000. A temperatura média anual varia entre 22 °C e 26 °C (BRASIL, 2003).

Para a região como um todo, a radiação solar é um dos fatores mais importantes para essa variação de temperatura, pois nas baixas latitudes ela é mais intensa quanto menor o ângulo de incidência dos raios solares, apresentando meses mais quentes entre

novembro e fevereiro e menos quentes entre julho e agosto (BRASIL, 2003), coincidindo com o período chuvoso (SANTOS e RODRIGUES, *submitted*).

A Bacia Hidrográfica do Córrego do Saltinho possui aproximadamente 22.634 ha. Entretanto, a bacia que drena o seu entorno é de aproximadamente 3.788 ha. A mesma apresenta inúmeras nascentes e um córrego principal, que dá o nome a RBS - o Córrego Saltinho. O Córrego Saltinho nasce fora da área da RBS e apresenta seu fluxo principal de noroeste para sudoeste, atravessando a RBS e desaguando no Rio Mamucabas, mais próximo à foz do mesmo, no Oceano Atlântico (CUNHA et al., 2014). Na área da RBS, a bacia abrange uma área de aproximadamente 475 ha, constituindo a totalidade da área da RBS. A montante da RBS encontram-se dois reservatórios, um pequeno com 19.000 m³ e outro maior com 256.000 m³, que servem de abastecimento para a cidade de Tamandaré, sendo esta a principal forma de abastecimento da cidade. A jusante da RBS encontra-se uma queda d'água de aproximadamente 10 m, denominada Bulha D'água, que apresenta estado de conservação de “águas contaminadas com qualidade satisfatória”, ao contrário do Riacho Saltinho (“águas conservadas e limpas”), segundo dados de SOARES et. al, (2013). Isto se deve, principalmente, à influência direta da população na Cachoeira Bulha D'água, que é utilizada como área de lazer.

O Riacho Saltinho é estreito com margens menores de 3,0 m (1,67 a 2,20 m) e com substrato formado por areia, silte, matacões e seixos. A profundidade varia entre 10 a 30 cm no período seco (CUNHA et al, 2013), porém pode chegar a maiores profundidades em períodos chuvosos (3,71 m). Esse riacho foi dividido em três blocos de coleta (A, B, C), cada um com 150 m de extensão, totalizando 450 m de riacho. Esses blocos ainda foram subdivididos em nove pontos de coleta (Figura 1), onde foram submersas cinco bolsas de colonização e cinco de exclusão de macrofauna em cada ponto de coleta, totalizando 270 unidades amostrais.

Os trechos foram selecionados por serem parecidos em algumas variáveis estruturais, como substrato, mata ciliar, altura do barranco, entre outras. Uma vez que se buscava verificar a colonização e decomposição em detritos foliares através dos macroinvertebrados e não qual a diferença existente entre a comunidade dos trechos de coleta.

3.2 Caracterização do Riacho Saltinho

Os experimentos de colonização e decomposição foliar foram realizados em três trechos do Riacho Saltinho: trecho A localizado a oeste do canal principal, constituindo-se de um afluente que deságua no Riacho Saltinho, a jusante do trecho B e a montante do trecho C (Figura 1 e 2). Os trechos B e C localizam-se no riacho principal. Esses trechos distam entre si cerca de 150 m, totalizando unidades amostrais independentes e com características físicas que pouco diferem (Tabela 1). A altura do declive da calha (barranco) em relação à margem também pouco variou, apresentando ambos os trechos valores médios de 78,7 cm ($\pm 44,8$). Da mesma forma, a largura do riacho apresentou-se estreito com largura média de 224,17 cm ($\pm 94,96$), variando entre 1,2 a 3,7 m (Tabela 2). Esses valores indicam um riacho de pequeno porte, área de produção (de material alóctone) e classificado como 1ª. Ordem, segundo Vannote et. al. (1980).

A profundidade da coluna da água apresentou fraca correlação entre os três trechos ($p > 0,05$) quando analisados todos os períodos de tempo. A profundidade variou entre 15 a 27 cm, com média de 19,6 cm ($\pm 10,4$) no período de fevereiro a julho 2013 (Tabela 2). Da mesma forma a variação da coluna d'água apresentou fraca correlação entre os trechos analisados, com valores entre 0,48 a 1,36 cm. Essa variação na coluna d'água é indicativo indireto da vazão do Riacho. Os maiores valores foram observados em março e junho 2013, porém não houve diferenças significativas entre todas as unidades amostrais dos três trechos estudados. Ou seja, a variação da coluna d'água pode ter exercido pouca influencia na colonização da fauna bentônica, ao contrario das chuvas.

O período de chuvas para a RBS é fundamental para ocorrência dos processos ecossistêmicos e também para a prestação de serviços ambientais que a RBS oferece. Assim, a partir dos dados de pluviometria mensal do município, em que a RBS está inserida, mostra que o período de abril a junho de 2013 apresenta o mesmo padrão encontrado em 2012. O teste de Correlação de Pearson verificou que não existe diferença significativa entre os meses chuvosos dos anos 2012 e 2013. Porém a pluviosidade pode influenciar o processo de decomposição (abrasão, colonização, fragmentação das folhas).

Tabela 1. Características morfométricas do Riacho Saltinho.

	A	B	C
Largura	>1,0 e < 2,0m	>2,1 e < 2,9	>3,0 e <3,9
Variação da coluna d'água	~50cm	~90cm	~1,0m
Substrato	Mais arenoso que argiloso. Presença de Matacões; seixos; banco de folhas e raízes.	Menos arenoso que argiloso. Presença de Matacões; seixos; raízes e maior quantidade de banco de folhas.	Variação entre arenoso e argiloso. Presença de Matacão, seixos, raízes, galhos e bancos de folhas.
Sinuosidade e fragmentação	> sinuosidade. Barreiras com galhos na calha.	< sinuosidade. Barreiras e enseadas formadas por galhos, árvores e madeira caídos na calha.	< sinuosidade. Enseadas e barreiras formadas com galhos e /ou árvores caídas; deslizamento do barranco.
Margens/ Mata ciliar	Vegetação arbórea com maior presença de cana de açúcar e dendê.	Vegetação arbórea com menor presença de cana-de-açúcar.	Vegetação arbórea.

Tabela 2. Variação das variáveis morfométricas coluna d'água, vazão, barranco, largura do Riacho Saltinho, de fevereiro a junho de 2013.

Blocos/Data de Coleta	Profundidade (cm)	Variação Coluna d'água (cm)	Altura do Barranco (cm)	Largura do riacho (cm)
Min – max	15,14 - 27,83	0,48 -1,36	40,70 -102,0	121,3 - 371,5
Média	19,42±10,64	0,96±0,47	78,7±44,8	224,7±94,9

Figura 1. Mapa do Riacho Saltinho enfatizando os trechos utilizados nesse estudo, Blocos A, B e C, com delimitação da REBIO Saltinho, Pernambuco.

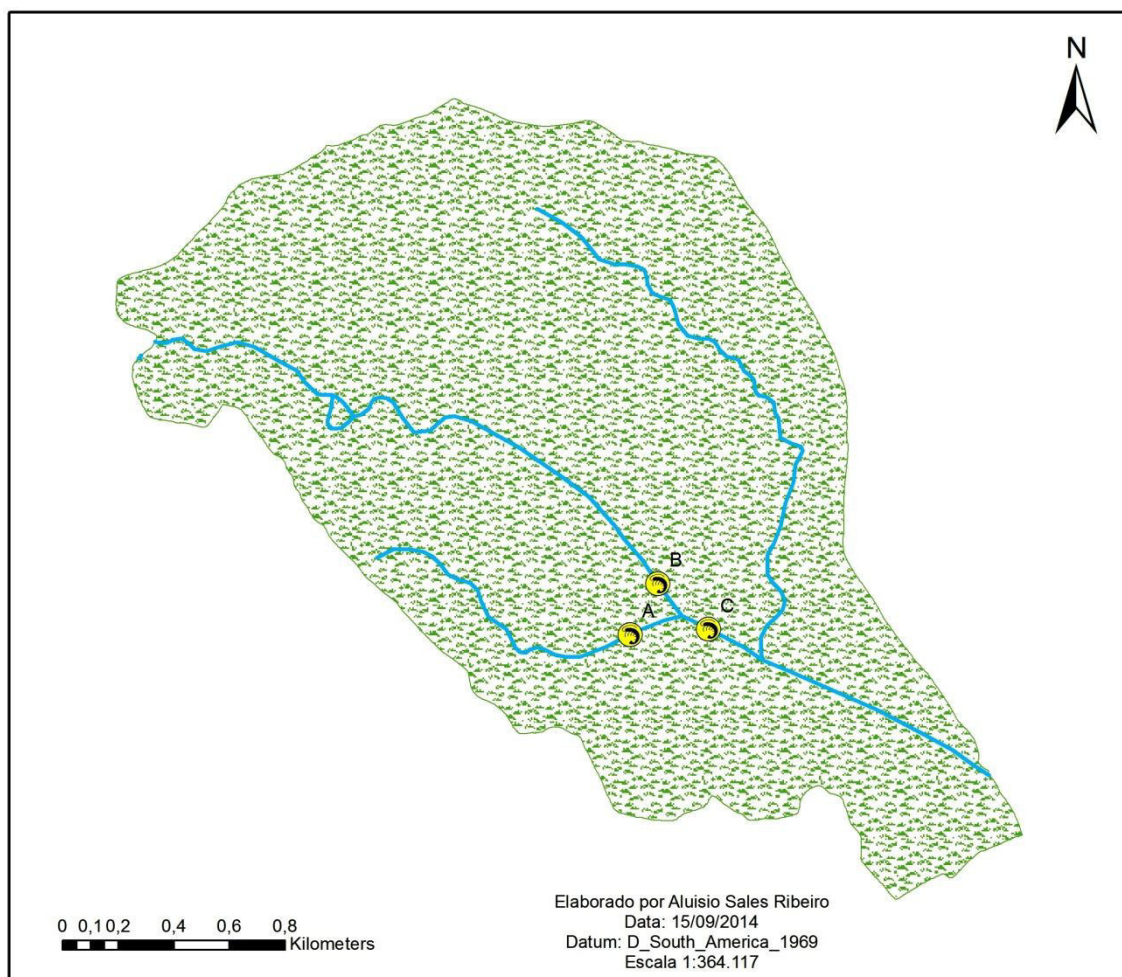


Figura 2. Trechos do Riacho Saltinho utilizados nesse estudo, Blocos A, B e C. Os trechos B e C fazem parte do riacho principal.



3.3 Delineamento Amostral

A macrofauna bentônica foi avaliada através de experimentos de colonização e decomposição de detritos foliares utilizando bolsas de colonização e bolsas de exclusão da fauna, no período de fevereiro a julho 2013.

Bolsas de folhiço (*litterbags*) foram expostas em trechos do Riacho Saltinho na RBS e retiradas até a perda total da massa foliar. Foram confeccionadas bolsas com duas aberturas de malha: Tratamento 1 - malha maior (>10 mm – bolsa de colonização de macroinvertebrados) e Tratamento 2 - malha menor (0,045 mm – bolsa de exclusão de macroinvertebrados). Os *litterbags* de malha maior foram confeccionados com saco de polietileno High-density (HDPE/PP), usado como embalagem para frutas e vegetais; sendo as bolsas de malha menor, foram confeccionadas com tecido de Voil. Em cada

bolsa foram adicionadas 4,0 g de folhas de *Inga ingoides* (Rich) Willd. As folhas foram coletadas de um único indivíduo na área de estudo, secas em temperatura ambiente e após secas em ar forçado a 60°C por 48h em estufa. As bolsas foram fixadas nas margens do riacho por fio de nylon e retiradas após 24h, 7, 30, 60, 90 e 120 dias de exposição.

A escolha pela utilização da espécie de *I. ingoides* (Rich.) Willd. (LEGUMINOSAE-MIMOSOIDEAE) aconteceu devido sua alta ocorrência e disponibilidade na mata ciliar do Riacho Saltinho.

O gênero *Inga* Miller (Leguminosae-Mimosoidae) possui cerca de 300 espécies arbóreas com distribuição neotropical e correspondem aproximadamente 1,7% das leguminosas. Em geral se multiplicam em diversas formações homogêneas, como reflorestamento espontâneo devido à dispersão de sementes que é feita pelas enchentes dos rios e seu depósito nas várzeas. *I. ingoides*, ocorre na porção sul das Antilhas e na América do Sul, onde se distribui entre a Bolívia e o sudeste de Minas Gerais. É encontrado em florestas secundárias, áreas perturbadas, especialmente aquelas periodicamente alagadas, e ao longo de cursos de rios (CRUZ-NETO, 2007), porém na RBS ele ocorre em áreas mais preservadas e também no entorno.

A antiherbivoria pode ser caracterizado como atividade de defesa da planta, devido a presença de metabólicos secundários, que age nos processos de decomposição. Apesar de que está claro na literatura a associação do gênero *Inga* com formigas para sua defesa com o oferecimento do nectário (KOPTUR, 1984).

Em laboratório, as bolsas de folhígio foram abertas e o material foliar lavado em água corrente em peneiras de malha de 200µm de abertura. O material orgânico particulado bruto (MOPB >1,0 mm) foi separado e os organismos retidos na peneira e o material orgânico particulado fino (MOPF <1,0 mm) foram fixados em álcool 70% para posterior triagem, separação e identificação dos macroinvertebrados. Os organismos foram separados e quantificados por grupos taxonômicos (menor nível possível para cada grupo). A identificação dos exemplares foi realizada conforme literatura especializada (e.g., DOMÍNGUEZ et al., 2006; BORKENT & SPINELLI, 2007; PASSOS, NESSIMIAN e FERREIRA-JÚNIOR, 2007; DOMÍNGUEZ & FERNANDÉZ, 2009; EPLER, 2010; MUGNAI, NESSIMIAN e BATISTA, 2010; TRIVINHO-STRIXINO, 2011; HAMADA, NESSIMIAN e QUERINO, 2014) e com a confirmação de especialistas, quando necessário.

Os detritos foliares (MOPB >1,0 mm) (sem a presença dos macroinvertebrados) foram secos em estufa a 60 °C, até atingir peso constante, então, pesados, em balança analítica (0,0001g) para determinação da perda de massa foliar. A partir da biomassa remanescente foi calculada a taxa de decomposição (-k) subtraindo a massa obtida no tempo de coleta da massa inicial, obtendo assim, a porcentagem do material foliar remanescente, ou %R. Para esta análise foi utilizado um modelo exponencial proposto inicialmente por Olson em 1963 (PETERSEN & CUMMINS, 1974; WEBSTER & BENFIELD, 1986; ANDERSON et al., 1993; BENFIELD, 1996) e utilizado sistematicamente (e.g., GRAÇA, BÄRLOCHER e GESSNER, 2005; BARBOSA & RODRIGUES, 2007; RUPPENTHAL et al., 2007; AGRA et al., 2012), no qual o valor de degradação foliar é calculado através de um modelo matemático não linear, que considera o peso remanescente no período de exposição (dias⁻¹), como segue: $M_t = M_o e^{(-k \cdot t)}$. Onde, M_t refere-se à massa foliar ao final do experimento, M_o refere-se à massa foliar inicial, e refere-se ao coeficiente exponencial, -k ao coeficiente a ser calculado e t ao tempo de exposição. Obtém-se, assim, a porcentagem de material foliar remanescente, ou %R.

Os experimentos de colonização e de exclusão foram analisados através da comparação entre a perda da massa foliar e abundância dos organismos ao longo dos experimentos. Para isto foi utilizada uma análise Correlação de Spearman para verificar a relação entre as variáveis. Essa análise também foi realizada para comparação das abundâncias dos macroinvertebrados que colonizaram as bolsas de folhíço, usando o Software BioEstat 5.0.

Para caracterização da macrofauna foram utilizadas os índices de riqueza, abundância, constância e dominância. A constância para cada morfoespécie (mfs) foi determinada pela equação $C = (p \times 100)/N$, onde C = constância (%); p = número de coletas contendo a morfoespécie; N = número total de coletas. As morfoespécies foram classificadas como Constantes quando apresentaram > 50% das coletas, Acessórias apresentando de < 25% a 50% das coletas e Acidentais com < 25% das coletas (Bodenheimer (1938). A dominância foi calculada tomando como base o índice de Simpson (D), que leva em consideração a riqueza, abundância e a porcentagem de ocorrência de cada morfoespécie (BROWER & ZARR, 1984).

Foram realizadas correlações de Spearman, sendo essas utilizadas para avaliar a biomassa remanescente e a abundância em relação ao tratamento, o tempo e o bloco de coleta.

Curvas de rarefação (utilizando morfoespécies) foram construídas a partir das bolsas de colonização e de exclusão de invertebrados bentônicos em todos os blocos e períodos de tempo de exposição, para verificar se o esforço amostral foi suficiente para contemplar o máximo de indivíduos possíveis para cada trecho e para verificar se a riqueza diferia entre os dois tratamentos, utilizando o pacote estatístico PAST® 2.17.

Para verificação dos grupos tróficos funcionais (GTF) de quais macroinvertebrados participam efetivamente da decomposição, os organismos foram classificados conforme seus hábitos alimentares de acordo com o nível trófico e/ou os mecanismos/hábitos alimentares de cada taxa, a partir de Cummins (*sensus*) (e.g., CUMMINS, 1973; MERRITT & CUMMINS, 1984), sendo esses enquadrados como: filtradores, raspadores, fragmentadores, coletores e predadores.

Concomitantemente a exposição e coleta das bolsas de folhio foram realizadas análises físicas e químicas da água *in situ*. A descrição dos métodos, análises da água e resultados são encontrados em Cunha et al. (2014) e Santos e Rodrigues (*submetido*). A Paralelamente a morfometria do riacho foi realizada, através dos variáveis, largura e profundidade do riacho, altura da calha (declive do barranco) e variação da coluna d'água (vazão), bem como a descrição do substrato, sinuosidade e barreiras na calha do riacho.

4. RESULTADOS

4.1 Perda de massa foliar (detritos foliares) de *Inga ingoides*

O experimento de colonização e decomposição das folhas de *I. ingoides* por macroinvertebrados bentônicos durou 120 dias. O tratamento 1 apresentou maior perda de massa foliar, ficando em torno de 10%, enquanto, que o tratamento 2 apresentou cerca de 60% de biomassa remanescente (%R) ao final de 120 dias de exposição nos três trechos, do Riacho Saltinho (Figura 3).

Dos três trechos, os que obtiveram maiores %R foram o bloco B (3%) e o bloco A (10%) enquanto que o bloco C, com 25% apresentou menor %R aos 120 dias no Tratamento 1 (Figura 4). No tratamento 2, todos os blocos apresentaram %R menor que 55%.

A análise de Correlação de Spearman, utilizando a relação da biomassa remanescente com o tempo de exposição (dias), bloco (A, B e C) e tipo de malha (tratamento 1 e 2), mostrou que existe correlação positiva ($p=0,001$) entre o tipo de malha (tratamentos), e negativa entre o tempo de exposição da bolsa e os trecho do riacho (blocos) (Tabela 3).

Figura 3. Comparação do Percentual médio de Biomassa Remanescente (%R) para *litterbags* dos dois tratamentos (malha maior – 10 mm e malha menor – 0,045 mm) em três trechos (A,B,C) em todos os períodos de coleta (fevereiro a junho de 2013) do Riacho Saltinho, Pernambuco.

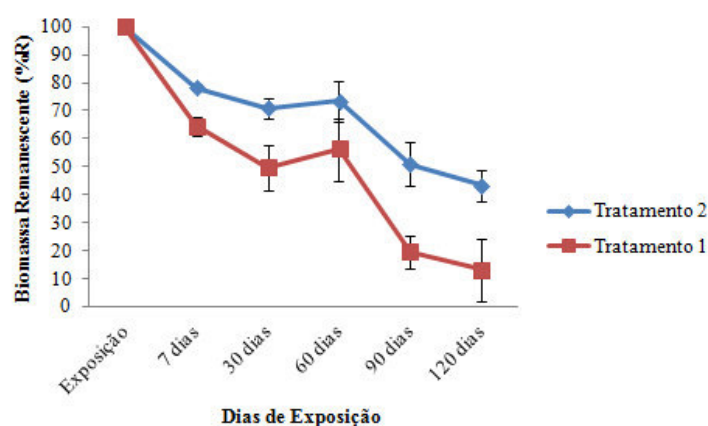
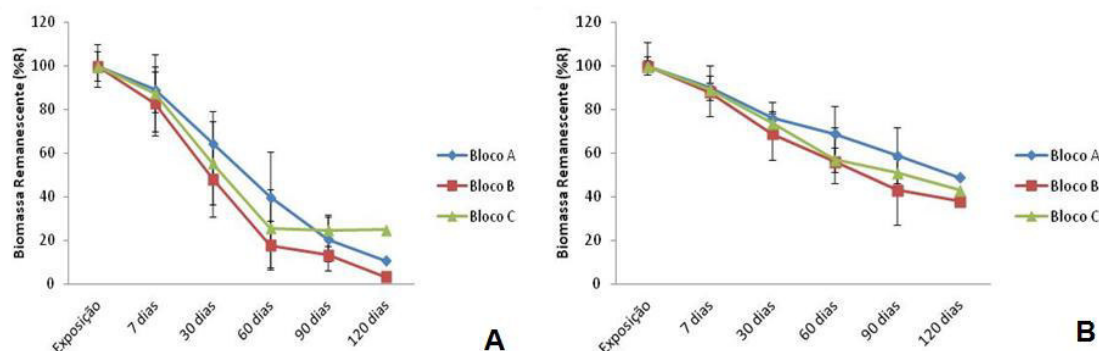


Figura 4. A. Comparação do Percentual médio de Biomassa Remanescente (%R) em todos os blocos de coleta (A, B, C) em todos os períodos para o tratamento 1 (malha maior – 10 mm). **B.** Comparação do Percentual de Biomassa Remanescente (%R) em todos os blocos de coleta (A, B, C) em todos os períodos para o tratamento 2 (malha menor – 0,045 mm).



Usando a mesma análise de Correlação de Spearman para a abundância dos organismos, verificamos que esta está correlacionada negativamente com o tratamento e o tempo de exposição, e positivamente com o bloco de coleta (Tabela 3).

Os resultados mostraram que a perda de massa foliar foi significativa para ambos os tratamentos, ou seja, existem diferenças entre os dois tipos de malhas. Da mesma forma, se verificou diferença entre o tempo de exposição (dias) e entre os trechos do Riacho (blocos). A abundância dos organismos por sua vez foi significativa para os tratamentos (tipo de malha) e para o tempo de exposição (dias).

A tabela 4 mostra as taxas de decomposição para *I. ingoides* ao longo do tempo e para os dois tratamentos nos três trechos do Riacho.

Tabela 3. Análise de Correlação de Spearman com relação à Biomassa remanescente e Abundância de invertebrados bentônicos com o Tempo de exposição, Bloco (A, B, C) e Tratamento (tamanho da malha). Correlação de 0,001.

Variável	Coeficiente de Correlação de Spearman	
	Biomassa	Abundância
Tratamento	0,3486***	-0,2989
Tempo	-0,7820	-0,5157
Bloco	-0,0464	0,1436***

Tabela 4. Média do coeficiente de processamento do material vegetal (-k) ou taxa de decomposição (-k), nos dois tratamentos, para todos os períodos e blocos de coleta do Riacho Saltinho. * Decomposição Lenta; ** Decomposição Média; *** Decomposição Rápida.

Dias de Exposição	Tratamento 1			Tratamento 2		
	Bloco A	Bloco B	Bloco C	Bloco A	Bloco B	Bloco C
7 dias	-0,005**	-0,001*	-0,0004*	-0,0008*	-0,0008*	-0,0008*
30 dias	-0,001*	-0,002**	-0,002**	-0,0009*	-0,0010*	-0,0011**
60 dias	-0,002**	-0,012***	-0,006**	-0,0005*	-0,0006*	-0,0011**
90 dias	-0,003**	-0,002**	-0,008**	-0,0006*	-0,0800***	-0,0007*
120 dias	-0,006**	-0,007**	-0,006**	-0,0008*	-0,0006*	-0,0008*

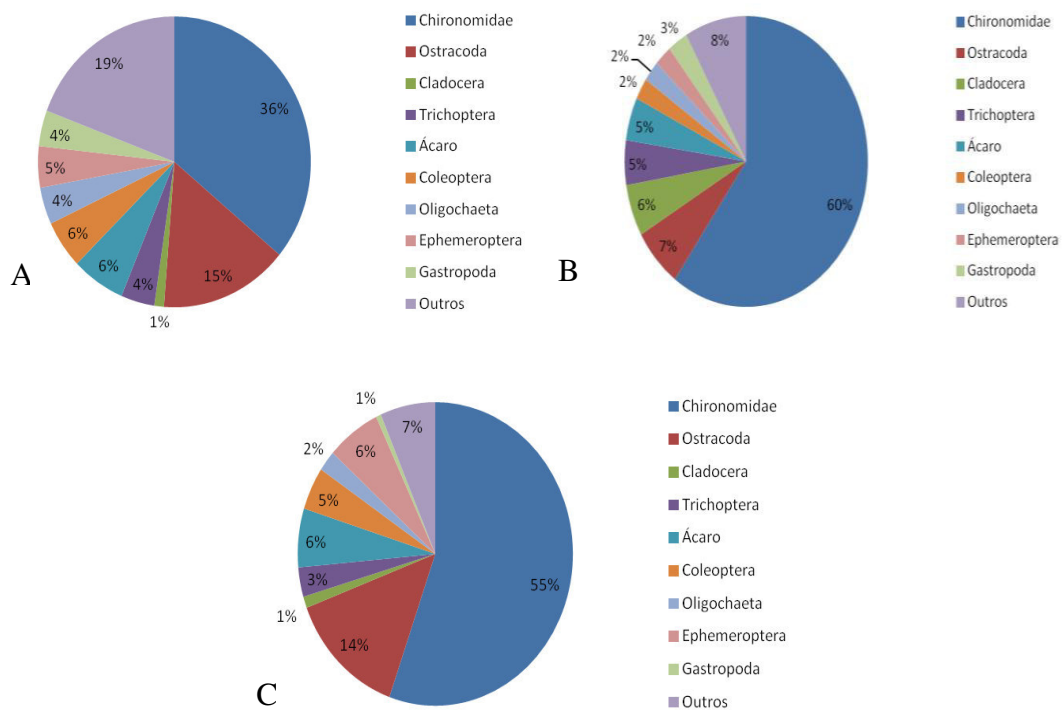
A abundância total dos invertebrados bentônicos foi maior no trecho B, com 11.740 indivíduos, seguido pelo trecho A com 10.129 e C com 9.573, totalizando 31.442 indivíduos.

O trecho C apresentou uma maior densidade com $0,67(\pm 2,40) \text{ ind.g}^{-1}$, seguido por B com $0,59(\pm 1,74) \text{ ind.g}^{-1}$, e por A com $0,10 (\pm 0,18) \text{ ind.g}^{-1}$ para as bolsas de colonização e para as bolsas de exclusão esse padrão se repete, porém com densidades menores; O trecho C apresentou $0,09(\pm 0,39) \text{ ind.g}^{-1}$, B $0,05(\pm 0,13) \text{ ind.g}^{-1}$ e A $0,04(\pm 0,11) \text{ ind.g}^{-1}$.

4.2 Colonização da fauna em detritos foliares

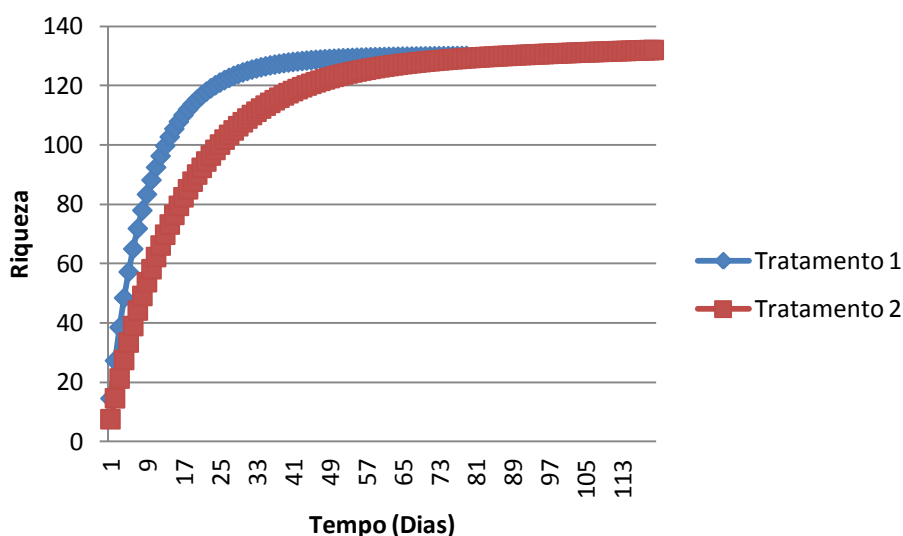
Os grupos mais representativos foram os insetos aquáticos, com destaque para os crustáceos, ácaros e demais grupos. Dentre esses, destacam-se os Diptera, Trichoptera, Ephemeroptera e Coleoptera. Dentre os Crustacea, foram encontrados Ostracoda e Cladocera. Dentre os demais grupos, destacam-se Acari (Hydracarina), Gastropoda (Mollusca) e Oligochaeta (Annelida) (Figura 5).

Figura 5. Grupos de invertebrados bentônicos mais abundantes nos blocos de coleta (A, B, C) nos cinco períodos de coleta no Riacho Saltinho.



A riqueza de taxa foi maior para o tratamento 1, como demonstrado na análise de rarefação (Figura 6). A maioria dos taxa que ocorrem no tratamento 2 está presente no tratamento 1, por apresentarem tamanho diminuto. À medida que o tempo decorre há um acréscimo dos menores organismos, evidenciados pela saturação da curva para ambos os tratamentos. O tratamento 1 estabiliza em cerca de 40 dias, enquanto o tratamento 2 mesmo após 120 dias não ocorre saturação, devido à presença de cerca de 40%R.

Figura 6. Curva de rarefação de morfoespécies de invertebrados bentônicos nos três blocos de coleta e em todos os períodos no Riacho Saltinho.



Para os invertebrados bentônicos foi aplicado o índice de Constância para ambos os tratamentos. O tratamento 1 (malha maior) mostrou que os organismos Constantes foram Hydracarina (Acari), Cytheridae, Cyprididae e Darwinulidae (Ostracoda) com índice maior que 10%. Os organismos Acessórios foram *Microcylloepus* (Coleoptera) (40,7%), Turbellaria (36,3%), *Tanytarsus* (Chironomidae, Diptera) (34,8%) e *Triplectides* (Leptoceridae, Trichoptera) (31%) e *Limnocoris* (Naucoridae, Hemiptera) com 26%. Os organismos Acidentais foram em sua maioria representantes da família Chironomidae tanto no tratamento 1 quanto no tratamento 2 (malha menor).

Dentre os taxa Constantes na macrofauna destacam-se *Farrodes* (Leptophlebiidae) com 23%, *Bezzia* (Ceratopogonidae) com 16%, Planorbiidae com 15%, Ancyliidae com 13% e *Argia* (Coenagrionidae) com 11%, totalizando 78% no tratamento 1 e no tratamento 2, *Bezzia* (Ceratopogonidae) com 113%, *Farrodes* (Leptophlebiidae) com 96%. Os demais grupos no tratamento 2 foram acidentais e apenas *Eritalis* (Syrphidae) foi classificado como acessório com 30%. Dentre os organismos da meiofauna destacam-se Hydracarina (27%), Cytheridae (22%) e Cyprididae (16%), totalizando 65% do total.

No tratamento 2 ocorreu somente como organismos Acessórios da macrofauna *Eritalis* (Syrphidae). Na meiofauna foi observada somente a presença de organismos constantes.

A abundância total dos invertebrados bentônicos no tratamento 1 foi representada, principalmente, pelos insetos aquáticos: Diptera–Chironomidae, Crustacea–Ostracoda, Acari–Hydracarina, Coleoptera (larvas e adultos), Ephemeroptera, Crustacea–Cladocera, Annelida–Oligochaeta, Trichoptera, Mollusca–Gastropoda, e Diptera–Ceratopogonidae (Figura 7). No tratamento 2, o padrão da maior abundância pelos insetos aquáticos se repete, são eles: Diptera–Chironomidae, Crustacea–Ostracoda, Acari–Hydracarina, Coleoptera (apenas larvas) e Ephemeroptera (Figura 8).

Figura 7. Abundância dos invertebrados bentônicos mais abundantes presentes no tratamento 1 (malha maior) nos três blocos de coleta e em todos os períodos no Riacho Saltinho.

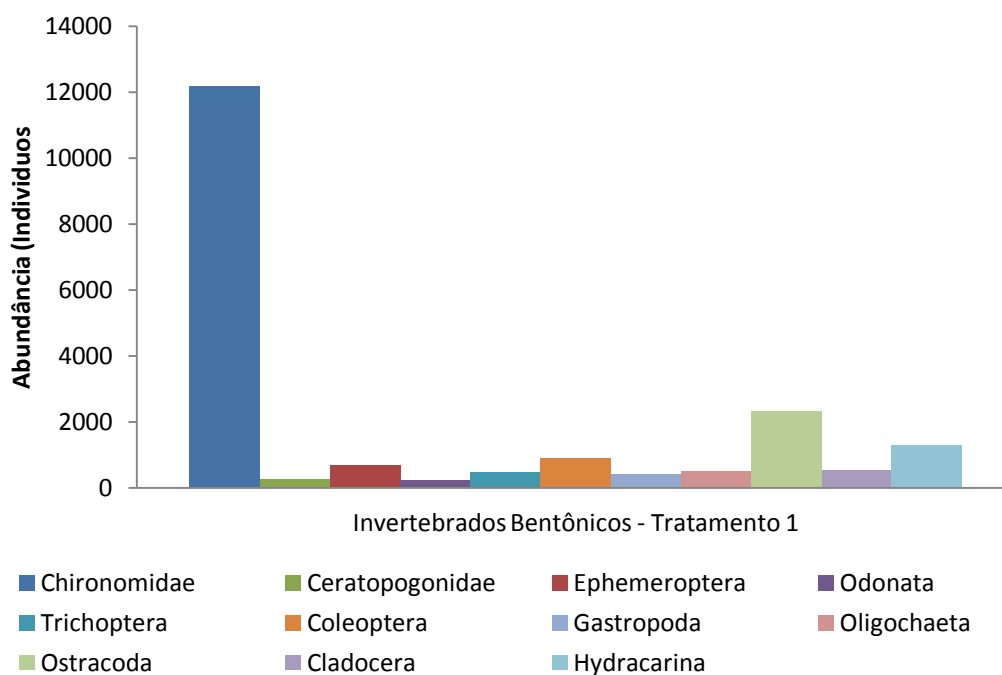
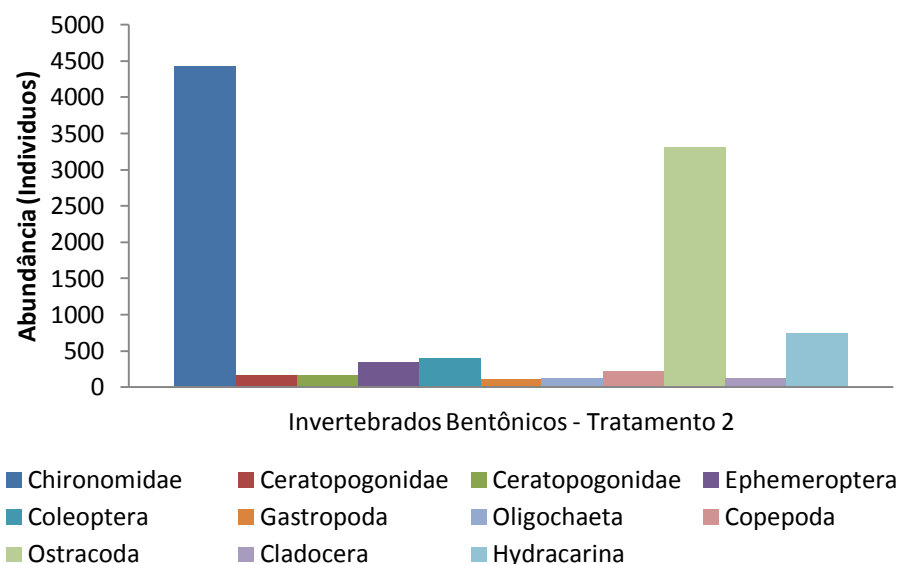


Figura 8. Abundância dos invertebrados bentônicos mais abundantes presentes no tratamento 2 (malha menor) nos três blocos de coleta e em todos os períodos no Riacho Saltinho.



A tabela 5 mostra as morfoespécies, grupo trófico, Constância e Dominância de cada grupo. Para o tratamento 1 os organismos Dominantes foram: *Paratanytarsus*, *Tanytarsus* (Tanytarsini, Chironomidae), *Polypedillum*, *Harnischa*, *Oukuriella*, *Stenochironomus*, *Chironomus* (Chironomini, Chironomidae), *Zaverlimyia*, *Larsia* (Tanypodinae, Chironomidae), *Eristalis* e *Toxomerus* (Syrphidae), *Bezzia*, *Culicoides* (Ceratopogonidae), *Chrysops* (Tabanidae), *Miroculis*, *Farrodes* (Leptophlebiidae), *Caenis* (Caenidae), *Leptohyphes* (Leptohyphes), *Triplectides*, *Oecetis* (Leptoceridae), *Oxyetrichia*, *Neortichia* (Hidroptilidae), *Polyplectropus*, *Cernotina*, *Cynellus* (Polycentropodidae), Hirudinea, *Microvelia* (Veliidae), *Mesovelia* (Mesoveliidae), *Limnocoris* (Naucoridae), *Hebrus* (Hebridae), *Mycrocylloepus*, *Noelmis* (Elmidae), *Argia* (Coenagrionidae), *Epipleoneura* (Protoneuridae), *Perilestes* (Perilestidae), *Diastatops*, *Elga*, *Orthelmis*, *Brechmorhoga*, *Dythelmis*, *Macrothemis*, *Erythodiplax* (Libellulidae), Turbellaria, Planorbidae e Ancyliidae.

No tratamento 2, os invertebrados bentônicos dominantes foram: *Paratanytarsus*, *Tanytarsus* (Tanytarsini, Chironomidae), *Stenochironomus* (Chironomini, Chironomidae), *Zaverlimyia*, *Larsia* (Tanypodinae, Chironomidae), *Eristalis* (Syrphidae), *Bezzia*, *Culicoides* (Ceratopogonidae), *Leptohyphes*

(Leptohyphes), *Neortichia* (Hidrotíliidae), *Microvelia* (Veliidae), *Noelmis* (Elmidae), *Dythelmis* (Libellulidae), Planorbidae, Ancyliidae.

Ao verificar a sucessão dos macroinvertebrados nos *litterbags* de malha maior (10 mm), foi visto que, no geral, existe a predominância dos organismos Filtradores, seguindo por Predadores, Coletores, Raspadores e Fragmentadores em todos os períodos de coleta. Porém, nos últimos períodos (90 e 120 dias), quando as folhas já se apresentam mais decompostas do que nos primeiros períodos, os Fragmentadores são mais predominantes do que os Raspadores, ficando a sequência da seguinte maneira: **Filtradores → Predadores → Coletores → Fragmentadores** (Figura 9).

Para as bolsas de malha menor (0,045 mm), foi verificado que, a existência predominante dos Filtradores em todos os períodos de tempo, devido, principalmente, a presença de Ostracoda (Figura 10).

Figura 9. Sucessão dos Macroinvertebrados Bentônicos em detritos foliares de *I. ingoides* acondicionados em *litterbags* de malha maior (10 mm) no Riacho Saltinho, em todos os Blocos (A, B, C) e em todos os períodos de coleta (7, 30, 60, 90, 120 dias).

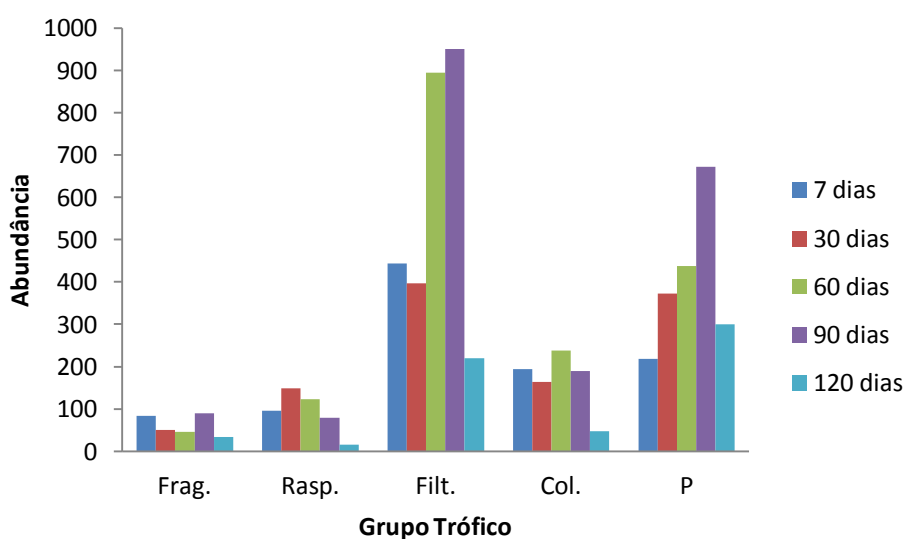


Figura 10. Sucessão dos Macroinvertebrados Bentônicos em detritos foliares de *I. ingoides* acondicionados em *litterbags* de malha menor (0,045 mm) no Riacho Saltinho, em todos os Blocos (A, B, C) e em todos os períodos de coleta (7, 30, 60, 90, 120 dias).

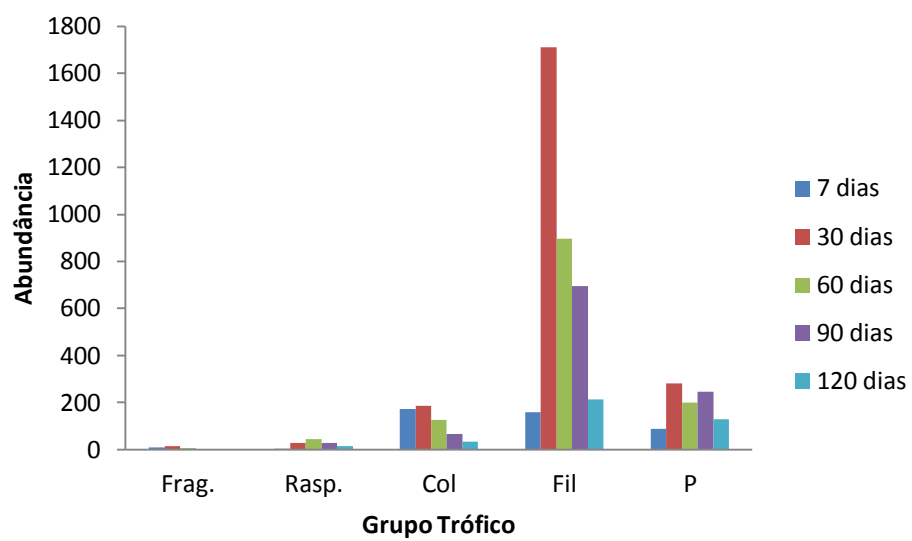


Tabela 5. Grupo Trófico: C/F – Coletor/Filtrador; F/F- Filtrador/Fitófago; F – Fragmentador; C/C – Coletor/Catador; P – Predador; R – Raspador. Dominância (Dom): D – Dominante; N/D – Não Dominante. Constancia (Const): Acd – Acidental; Acs – Acessório; C – Constante; – Ausente, dos macroinvertebrados bentônicos para o tratamento 1 e 2, nos três blocos e em todos os períodos de coleta.

Estrutura da comunidade		Tratamento 1		Tratamento 2	
Invertebrados bentônicos	Grupo Trófico	Const	Dom	Const	Dom
Insecta, Coleoptera, Elmidae					
<i>Mycrocylloepus</i>	R	Acs	D	Acd	N/D
<i>Noelmis</i>	R	Acd	N/D		D
<i>Xenelmis</i>	P	Acd	N/D	Acd	N/D
Insecta, Coleoptera, Hydrophilidae					
<i>Anacaena</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
<i>Derallus</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
<i>Enochrus</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
<i>Helochaers</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
<i>Paracymus</i>	C/C	Acd	N/D	Acd	N/D
Insecta, Coleoptera, Noteridae					
<i>Suphis</i>	P	Acd	N/D	Acd	N/D
Insecta, Diptera, Ceratopogonidae					
<i>Bezzia</i>	P	C	D	C	D
<i>Culicoides</i>	P	Acd	D	Acd	D
<i>Leptoconops</i>	C/C	Acd	N/D	Acd	N/D
Insecta-Diptera, Chironomidae					
<i>Chironomus</i>	C/C	Acd	D	Acd	N/D
<i>Cladopelma</i>	C/C	-	N/D	Acd	N/D
<i>Dicrotenpis</i>	C/C	Acd	N/D	Acd	N/D
<i>Djalmabatista</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
<i>Endotribelos</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
<i>Fittkauimyia</i>	P	-	N/D	Acd	N/D
<i>Goeldichironomus</i>	C/C	Acd	N/D	Acd	N/D
<i>Harnischia</i>	C/F	Acd	D	-	N/D
<i>Hudsonimyia</i>	P	Acd	N/D	Acd	N/D

... Cont. Estrutura da comunidade					
<i>Labrundinia</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
<i>Larsia</i>	P	Acd	D	Acd	D
<i>Microtanytarsus</i>	C/F	Acd	N/D	-	N/D
<i>Nilotanypus</i>	P	Acd	N/D	Acd	N/D
<i>Oukuriella</i>	C/C	Acd	D	Acd	N/D
<i>Parachironomus</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
<i>Paramerine</i>	F	Acd	N/D	-	N/D
<i>Parakiefferiella</i>	C/C	Acd	N/D	-	N/D
<i>Paratanytarsus</i>	C/F	Acd	D	Acd	D
<i>Paratendipes</i>	C/C	Acd	N/D	Acd	N/D
<i>Parapentaneura</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
<i>Phaenopsectra</i>	C/C	-	N/D	Acd	N/D
<i>Polypedillum</i>	F	Acd	D	Acd	N/D
<i>Procladini</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
<i>Procladius</i>	P	-	N/D	Acd	N/D
<i>Reithia</i>	C/C	Acd	N/D	-	N/D
<i>Stempellinella</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
<i>Stenochironomus</i>	F	Acd	N/D	Acd	D
<i>Stictochironomus</i>	C/C	Acd	N/D	-	N/D
<i>Tanytarsus</i>	C/F	Acs	D	Acd	D
<i>Xestochironomus</i>	C/C	-	N/D	Acd	N/D
<i>Zaverlimyia</i>	P	C	D	Acd	D
Insecta, Diptera, Culicidae					
<i>Sabethini</i>	C/C	Acd	N/D	-	N/D
Insecta, Diptera, Dixidae					
<i>Dixella</i>	F	Acd	N/D	-	N/D
Insecta, Diptera, Simuliidae				-	
<i>Prosomulium</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
Insecta, Diptera, Syrphidae					
<i>Eritalis</i>	P	Acd	D	Acs	D
<i>Toxomerus</i>	P	Acd	N/D	Acd	D
Insecta, Diptera, Tabanidae					
<i>Chrysops</i>	P	Acd	D	Acd	N/D

... Cont. Estrutura da comunidade					
Insecta, Diptera, Tipulidae					
<i>Dolichopeza</i>	P	Acid	N/D	-	N/D
<i>Tipula</i>	C/C	Acid	N/D	-	N/D
Insecta, Ephemeroptera, Baetidae					
<i>Wantzoyphius</i>	F	Acid	N/D	-	N/D
Insecta, Ephemeroptera, Caenidae					
<i>Caenis</i>	C/C	C	D	C	N/D
Insecta, Ephemeroptera, Leptophlebiidae					
<i>Farrodes</i>	C/F	C	D	C	N/D
<i>Hydrosmilodon</i>	R	-	N/D	Acid	D
<i>Massartela</i>	F	Acid	N/D	-	N/D
<i>Miroculis</i>	R	C	D	-	N/D
<i>Simothraulopsis</i>	R	Acid	N/D	Acid	D
<i>Ulmeritoides</i>	R	Acid	N/D	-	N/D
Insecta, Ephemeroptera, Leptohyphidae					
<i>Leptohyphes</i>	C/C	C	D	Acid	D
Insecta, Lepidoptera					
Arctiidae mfs1	F	Acid	N/D	-	N/D
Crambidae <i>Parapoynx</i>	F	Acid	N/D	-	N/D
Epipyropidae mfs 1	F	-	N/D	Acid	N/D
Noctuidae mfs 1	F	Acid	N/D	-	N/D
Opostegidae mfs 1	F	-	N/D	Acid	N/D
Tortricidae mfs 1	F	Acid	N/D	-	N/D
Insecta, Hemiptera, Hebridae					
<i>Hebrus</i>	P	Acid	D	-	N/D
<i>Merragata</i>	P	Acid	N/D	-	N/D
Insecta, Hemiptera, Mesoveliidae					
<i>Mesovelia</i>	P	Acid	D	Acid	N/D
Insecta, Hemiptera, Naucoridae					
<i>Limnocoris</i>	P	Acs	D	Acid	N/D
<i>Pyrrhocoridae</i>	P	Aus	N/D	Acid	N/D
Insecta, Hemiptera, Veliidae					
<i>Microvelia</i>	P	Acid	D	Acid	D

... Cont. Estrutura da comunidade					
Insecta, Odonata, Calopterygidae					
<i>Hetarina</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
Insecta, Odonata, Coenagrionidae					
<i>Argia</i>	P	C	D	Acd	N/D
<i>Telebasis</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
<i>Enallagma</i>	P	Acd	N/D	Acd	N/D
<i>Homeoura</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
Insecta, Odonata, Corduliidae					
<i>Neocordulia</i>	P	Acd	N/D	Acd	N/D
Insecta, Odonata					
Megapodagrionidae	P	Acd	N/D	-	N/D
Insecta, Odonata, Libellulidae					
<i>Brechmorhoga</i>	P	Acd	D	-	N/D
<i>Dasythemis</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
<i>Diastatops</i>	P	Acd	D	-	N/D
<i>Dythelmis</i>	P	Acd	D	-	N/D
<i>Elga</i>	P	Acd	D	-	N/D
<i>Erythrodiplax</i>	P	Acd	D	-	N/D
<i>Idiataphe</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
<i>Macrothemis</i>	P	Acd	D	-	N/D
<i>Orthemis</i>	P	Acd	D	-	N/D
Insecta, Odonata, Protoneuridae					
<i>Epipleoneura</i>	P	Acd	D	Acd	N/D
<i>Platystictidae</i>	P	Acd	N/D	-	N/D
Insecta, Odonata, Perilestidae					
<i>Perilestes</i>	P	Acd	D	-	N/D
Insecta, Trichoptera, Leptoceridae					
<i>Nectopsyche</i>	C/R	-	N/D	Acd	N/D
<i>Oecetis</i>	F	Acd	N/D	-	N/D
<i>Triplectides</i>	F	Acs	D	Acd	N/D
Insecta, Trichoptera, Hidroptilidae					
<i>Neotrichia</i>	R	Acd	D	Acd	D
<i>Oxyetrichia</i>	R	Acd	D	Acd	N/D

... Cont. Estrutura da comunidade					
Insecta, Trichoptera, Hydropsychidae					
<i>Smicridea</i>	C/F	Acd	N/D	Acd	N/D
Insecta, Trichoptera, Philopotamidae					
<i>Chimara</i>	C/F	Acd	N/D	Acd	N/D
Insecta, Trichoptera, Polycentropodidae					
<i>Cernotina</i>	C/F	Acd	D	Acd	N/D
<i>Cyrnellus</i>	C/F	Acd	D	Acd	N/D
<i>Macrosternum</i>	C/F	Acd	N/D	-	N/D
<i>Polypsectropus</i>	R	Acd	D	Acd	N/D
Collembola					
<i>Entomobryomorpha</i>	C/C	Acd	N/D	-	N/D
Turbellaria	P	Acs	D	Acd	N/D
Gastropoda					
Ancylidae	R	C	D	Acs	D
Amphullaridae	R	Acd	D	-	N/D
Planorbidae	R	C	D	Acs	D
Thiaridae	R	Acd	N/D	-	N/D
Hirudinea	P	Acd	D	Acd	N/D
Acari*					
Hydracarina	P	C	D	C	D
Cladocera*	F/F	C	D	C	D
Oligochaeta*					
Enchytraeidae	C/C	C	D	C	D
Naididae	C/C	C	D	Acs	D
Ostracoda*					
Cyprididae	F/F	C	D	C	D
Cytheridae	F/F	C	D	C	D
Darwinulidae	F/F	C	D	C	D
Nematoda*	P	Acs	D	Acs	D

* Representantes da meiofauna

A tabela 6 apresenta o percentual dos grupos tróficos dos macroinvertebrados bentônicos colonizadores de detritos foliares (Trat. 1 e 2). Os filtradores foi o grupo mais representativo em comparação com os demais, com 45,63% da abundância total. O

segundo grupo mais representativo foi os predadores perfazendo cerca de 32% do total. Os coletores apresentaram valores em torno de 10%, enquanto os raspadores e fragmentadores apresentaram valores menores que 10%. No tratamento 2 o mesmo padrão de frequência dos grupos tróficos funcionais foi semelhante, **Filtrador → Predador → Coletor → Raspador → Fragmentador**. Assim como na combinação dos dois tratamentos (Tabela 7).

Tabela 6. Percentual de Grupos tróficos funcionais (GTF) para os invertebrados bentônicos Tratamento 1 e 2.

Grupo Trófico Funcional	GTF (%) – Trat. 1	Total Acumulado (%) – Trat. 1	GTF (%) – Trat. 2	Total Acumulado (%) – Trat. 2
Predador	31,26	31,26	17,97	17,97
Coletor/Catador	4,62	11,56	4,10	11,44
Coletor/Filtrador	6,94		7,30	
Coletor/Raspador	0		0,04	
Fragmentador	4,85	4,85	0,60	0,60
Raspador	6,70	6,70	2,28	2,28
Filtrador/Fitófago	45,63	45,63	67,71	67,71
Total	100	100	100	100

Tabela 7. Percentual de Grupos tróficos funcionais (GTF) para os invertebrados bentônicos para os dois tratamentos juntos.

Grupo Trófico Funcional	GTF (%)	Total Acumulado (%)
Predador	25,39	25,39
Coletor/Catador	4,39	11,49
Coletor/Filtrador	7,09	
Coletor/Raspador	0,017	
Fragmentador	2,96	2,96
Raspador	4,74	4,74
Filtrador/Fitófago	55,39	55,39
Total	100	100

Em relação ao grupo trófico fragmentador um total de 310 organismos foram encontrados, sendo a maioria *Triplectides* (Leptoceridae, Trichoptera) (253 ind.) seguido de *Polypedillum* (Chironomidae, Diptera) (30 ind.). Os demais correspondem a 57 indivíduos, divididos entre *Stenochironomus*, *Oecetis*, *Parapoynx* (Cambridae, Lepidoptera), *Wartzyphius*, *Tortricidae* e *Dixella* encontrados no tratamento 1.

O tratamento 2 apresentou um total de 30 indivíduos fragmentadores, sendo 14 representantes de *Stenochironomus* (14 ind.), *Polypedillum* (10 ind.) e três indivíduos de Epipyropidae e Opostegidae cada um.

5. DISCUSSÃO

A proteção dos ecossistemas aquáticos é de extrema importância para a manutenção dos processos ecológicos, sendo as áreas protegidas e/ou as Unidades de Conservação elementos essenciais nesse processo.

As Unidades de Conservação podem ser definidas como espaços ambientais, com características naturais e instituídas legalmente com o objetivo de conservação ambiental. A criação dessas UC's no Brasil é considerada como a principal maneira de diminuir efeitos da destruição dos ecossistemas (e.g., CAMPELO et. al., 2005; BONATI, et al., 2006; REMPEL et al., 2008). Embora, a maioria dessas áreas tem sido criada para proteção dos ecossistemas e/ou organismos, em sua maioria terrestres, elas protegem consequentemente os ecossistemas aquáticos dulcícolas, o que as torna de extrema importância para as espécies aquáticas, incluindo os macroinvertebrados (RYLANDS & BRANDON, 2005; SILVA et al., 2007). No entanto, não há registros de UC's criadas para a conservação de invertebrados aquáticos.

A importância da REBIO Saltinho como prestadora de serviço ambiental é bem internalizada, devido ao fornecimento de água, captada pela COMPESA, para o abastecimento de água de municípios próximos, como Tamandaré. Porém, os serviços ecossistêmicos prestados pela REBIO Saltinho são ainda incipientes, quando se trata de sua compreensão. Este estudo teve como meta elucidar o processo de decomposição foliar e a participação dos invertebrados bentônicos, como forma de ressaltar i) a importância ecológica da bacia hidrográfica, ii) onde a reserva está inserida, iii) o seu principal curso d'água – o Córrego Saltinho e, iii) a importância desta ter sido criada como UC de proteção integral e assim se manter, sem a necessidade de uma reclassificação de seu status.

Santos & Rodrigues (*submetido*) estudaram a qualidade da água do Córrego Saltinho e verificaram que esse apresenta água de boa qualidade. Da mesma forma, Cunha et al. (2014) e Santos & Rodrigues (*submetido*) conferiram que os trechos do córrego Saltinho apresentaram durante o período desse estudo similaridade entre as variáveis físicas e químicas da água, não diferindo entre as estações de coleta. Esse resultado serve para ressaltar que os experimentos de decomposição realizados nesses trechos se encontravam em habitat similares, quanto as variáveis físicas e químicas da água, provendo resultados comparativos entre as unidades amostrais (270) dos três

trechos do riacho. Para a análise dos dados temporais, como a colonização e decomposição foliar, é imprescindível o reconhecimento das variáveis de forma que estas não interfiram em comparações com discrepância dos resultados obtidos. Assim, a perda de massa foliar, até a sua degradação total e a colonização dos invertebrados bentônicos em detritos foliares, utilizando somente uma espécie vegetal – *I. ingoides*, (não considerando variações químicas e morfológicas inerentes as plantas) conduziu experimentos que refletem acerácea para revelar os padrões e processos envolvidos nesse processo ecossistêmico – a colonização de invertebrados bentônicos.

A perda de massa foliar de *I. ingoides* revela que o %R é maior para as bolsas de colonização do que para as bolsas de exclusão da macrofauna, permita a entrada de organismos da meiofauna e estágios e/ou instares menores de organismos da macrofauna (e.g., larvas de Chironomidae, Ephemeroptera, Lepidoptera, Trichoptera, larvas de Coleoptera, entre outros). Este resultado indica a participação dos organismos da macrofauna na aceleração da decomposição do material foliar nos três trechos do Riacho.

É evidente que o processo de aceleração da decomposição ocorra na presença de organismos maiores (macrofauna), porém a participação da meiofauna nas bolsas de colonização e de exclusão foi evidenciada, pois a maioria dos grupos da meiofauna foi constante (e.g., Cyprididae, Cytheridae, Darwinullidae).

A perda de massa foliar de *I. ingoides* mostrou que, a decomposição foi, em geral, Média com $k = -0,0004$ a $-0,012$, segundo classificação de PETERSEN & CUMMINS (1974); GRAÇA, BÄRLOCHER e GESSNER (2005). Porém, em estudos realizados por Encalada et al. (2010) no Equador, verificaram que nas bolsas de malha grossa, aos 63 dias de experimento, folhas de *Inga* obteve uma taxa de 40%R. Capps et al. (2011) ao trabalhar com *I. edulis* na Amazônia, encontrou 40%R. Nosso estudo revela que a %R de *I. ingoides* em riachos conservados da Mata Atlântica apresentam valores superiores 25%R, chegando até a 3%R. Tanto o nosso, quanto os estudos de Encalada et al. (2010) mostram que os resultados para a malha fina ficaram abaixo de 60%R.

Petersen e Cummins (1974); Graça, Bärlocher e Gessner (2005) classificam a decomposição foliar como Lenta, os detritos foliares que apresentarem 0 a $0,005 \text{ dia}^{-1}$, Média os que tem uma taxa de $0,005$ a $0,010 \text{ dia}^{-1}$ e Rápida a taxa de decomposição foliar de $0,010 \text{ dia}^{-1}$ ou superior. Neste estudo, constatou-se, que no geral, a decomposição foi Média no tratamento 1 e Lenta no tratamento 2, devido à exclusão da

macrofauna. Porém, o bloco B, apresentou decomposição rápida aos 60 dias no tratamento 1 e aos 90 dias no tratamento 2. Isto se deve provavelmente as características do curso d'água, que apresenta maior quantidade do banco de folha na calha do riacho. Magee (1993) revela que a fatores externos como: i) águas mais oxigenadas, ii) valores altos e neutros de pH, iii) baixa latitude e elevação, bem como, iv) biomassa reduzida de microorganismos e v) a alta densidade de invertebrados, irão influenciar em uma alta decomposição do material vegetal no riacho.

Os rios brasileiros tem uma tendência de apresentarem o pH ligeiramente ácidos, porém sem causar danos ao meio ambiente (e.g., MAIER, 1987; BUENO et al., 2005; HORBE et al., 2005; SILVA, 2008). O riacho Saltinho, por sua vez, apresenta águas oxigenadas com pH circumneutral entre 5,5 e 6,5 (CUNHA et al., 2014; SANTOS & RODRIGUES, *submetido*), localizado em baixa latitude e baixa elevação, estando próximo do nível do mar. A diversidade de invertebrados também é alta, conferindo ao riacho Saltinho uma riqueza de taxa de 117 morfoespécies e abundância de organismos, média superior a 117,0 ($\pm 56,1$) indivíduos.

Outro fator que pode influenciar na decomposição é a velocidade do fluxo da água, por aumentar a abrasão física da água com a folha, fragmentando mecanicamente a mesma (ABELHO, 2001). Neste estudo, a maior variação da coluna d'água (mensuração indireta da vazão) registrada foi de 1,0cm (± 0.43). Porém este estudo revela que a variação da coluna d'água não foi significativa para a perda de massa foliar, embora os experimentos tenham sido iniciados em período seco (fevereiro 2013) e findou no período chuvoso (junho 2013). A relação entre a pluviosidade entre os períodos de 2012 e 2013 não apresentou diferenças significativas, indicando que o ano de 2013 não foi atípico e que o processo de decomposição acelerado pode ter sido influenciado pela presença da fauna e não pelo aumento da vazão.

Porém, indiretamente, as chuvas influenciam o aumento das populações dos organismos, como sua reprodução e atividade metabólica, assim como pode ter influenciado a formação de biofilme fúngico bacteriano (atividade microbiana) afetando também a decomposição foliar. Por outro lado, a composição química das folhas também é inerente à aceleração da decomposição (Dados não publicados). Koptur (1985) revela que folhas de *Inga* apresentam compostos químicos antiherbivoria e classificou como folhas com grandes quantidades de fenóis e relata que esse composto pode influenciar na escolha da planta pelos herbívoros. Em experimento realizado em laboratório, paralelo a este estudo, com as folhas expostas dos experimentos do

tratamento 1, foi verificado que ao longo do tempo as folhas de *I. ingoides* foram diminuindo a presença de taninos, apresentando maior presença em 24h e 7 dias de exposição, decaindo ao passar do tempo, apresentando menor presença aos 120 dias. É provável que a decomposição Média de *I. ingoides* possa ter sido influenciado também pela presença de metabolitos secundários.

Kursar et al., (2009), salienta a presença de compostos químicos nas espécies de *Inga* e que estes variam, no geral, incluindo compostos fenólicos, saponinas, aminoácidos/iminoácidos não proteicos e tirosina. Relata, ainda, que, aminoácido/iminoácidos não proteicos é uma característica das leguminosas. Além de que, o tipo (morfologia) da folha também pode ser uma ação anti-herbivoria. Algumas espécies de *Inga* têm folhas com indumento e esclerofilia e *I. ingoides* apresenta folhas com esclerofilia, alta dureza foliar e lignina (ENCALADA et al., 2010), podendo retardar o processo de decomposição.

Destaca-se nesse estudo que o fator tempo foi significativo para as análises do processo de decomposição, considerando que tanto para a perda de massa foliar quanto para a abundância dos organismos o fator tempo esteve presente. À medida que o tempo decorre há um acréscimo na colonização de organismos menores (estágios iniciais de insetos e organismos considerados mais frequentes na meiofauna, como ostracodas, ácaros hidracarinos e vermes oligoquetos), evidenciados pela saturação da curva de rarefação para ambos os tratamentos.

A curva de rarefação de espécies mostrou que o tratamento 1 foi estabilizada antes do que a do tratamento 2, isso porque a decomposição no tratamento 2 é mais lenta, o estabelecimento de novos nichos é mais tardil, assim a acumulação de espécie é retardada. O incremento de morfoespécies foi ocorrendo ao longo do tempo, indicando que a medida que a biomassa foliar se torna mais palatável (com a decomposição) aumenta o número de organismos. Ao termino do experimento ainda restava 40%R de detritos foliares no tratamento 2.

A abundância total dos organismos variou entre 9.573 a 11.740 indivíduos. Dentre os organismos mais abundantes estão Diptera-Chironomidae e Crustacea-Ostracoda, para os dois tratamentos. Carvalho e Uieda (2004); Kikuchi & Uieda (2005); Battistoni et al., (2010) relatam que Chironomidae é o mais comumente encontrado. Esses macroinvertebrados são cosmopolitas, com uma grande diversidade de espécies, habitats e hábitos alimentares. Segundo Armitage (2005), Chironomidae domina as comunidades de insetos aquáticos em abundância e riqueza de espécies. Nin,

Ruppenthal e Rodrigues (2009) encontraram valores superiores que 50% de representatividade de Chironomidae em riacho de altitude 1ª. Ordem no sul do Brasil, assim como Kiffer-Júnior (2009); Battisttoni et al. (2010); Perera (2010); Remor et al. (2013). Os Chironomidae apresentaram 59,2% de coletores, seguido por fragmentador (22,9%) e predador (17,9%). Em sua maioria foram considerados Acidental quanto a sua constância e não dominantes. Isto se deve a alta diversidade de espécies de Chironomidae nesse estudo. Quanto ao hábito alimentar os quironomídeos são detritívoros em sua maioria, podendo apresentar variações como predadores, fragmentadores, coletores-catadores, coletor-filtrador (SILVA et al., 2007, 2009; STENER et al., 2012).

Ostracoda foi o segundo taxa com maior abundância em ambos os tratamentos. Ostracoda são comumente encontrados em ambientes dulcícolas, vivendo em diferentes tipos de habitats, associados à vegetação, à macrofitas e ao sedimento (AUBERTONI & WÜRDIG, 1998; MIRANDA, 2008; PETKOVISKI, SCHARF e KEYSE, 2009, LORENSCHAT & SCHWALB, 2013).

Ostracoda são considerados Constantes e Dominantes nos dois tratamentos, o que lhes confere importância na aceleração da decomposição dos detritos foliares. Quanto ao hábito alimentar os Ostracoda são considerados filtrador-fitófagos, que apresentam grande espectro alimentar, alimentando-se de diatomáceas, bactérias e detritos (ANDRADE, SANTIAGO & MEDEIROS, 2008)

Os resultados encontrados nesse estudo corroboram com estudos prévios realizados por Cunha et al., (2014), que registram maior predominância de Diptera-Chironomidae, Ostracoda e Coleoptera. Cunha et al. (2014) encontrou que os grupos predominantes na calha do riacho Saltinho (Chironomidae, Ostracoda e Coleoptera) apresentam hábito alimentar detritívoro e predador com variação em suas abundâncias devido as variáveis estruturais (substrato) e limnológicas (condutividade, oxigênio dissolvido e turbidez) do ecossistema. Nesse estudo, na colonização dos detritos foliares Coleoptera apresentou-se como Acidental e não dominante. Em sua maioria os coleópteros são predadores, somente *Paracymus* pertence ao grupo trófico funcional coletor-catador e *Mycrocyllopus* e *Noelmis* ao grupo trófico funcional raspador.

Os grupos tróficos funcionais encontrados nos detritos foliares de *I. ingoides* foram filtrador-fitófagos, seguido de predadores, coletores, raspador e fragmentador.

Bezerra (2012) ao trabalhar em dois riachos do Cerrado, encontrou como grupo trófico funcional predominante coletor-filtrador e coletor-catador, com mais de 30%.

Sendo a forma de alimentação de cada espécie o reflexo da disponibilidade de recursos e das condições do ambiente, em que o mesmo se encontra (BEZERRA, 2012), é provável, que os grupos tróficos encontrados variem com maior amplitude entre as latitudes, porém, em regiões tropicais a presença de variáveis de menor abrangência, como a diversidade do substrato (banco de folhas, *litter*), tamanho e forma do corpo d'água, vazão, profundidade, entre outras, podem variar entre as regiões do Brasil.

Ardón & Pringle (2008), relatam que em riachos tropicais existe a predominância de grupos tróficos dos coletores. Aqui o grupo trófico funcional predominante foi filtrador-fitófago, devido a alta abundancia de ostracodas e cladóceros, agrupados em grande grupo.

O percentual de predadores pode ser dar pelo tempo de incubação da folhas, resultando em uma sucessão de grupos tróficos funcionais, pois ao decorrer do experimento os macroinvertebrados tendem a incorporar a biomassa foliar, sendo repassada aos níveis tróficos superiores (e.g., predadores).

Os principais agentes que influenciam a abundância dos macroinvertebrados fragmentadores nos riachos tropicais são a temperatura e diversidade do *litter* oriundos da mata ciliar, não estando relacionados com a dureza das folhas, segundo BOYERO et al., (2011). Com temperaturas mais elevadas o material foliar é influenciado mais rapidamente pela atividade microbiana tornando as folhas mais palatáveis, assim contribuindo para a maior presença de coletores, que se alimentam de material associados as folhas. Boyero et al. (2011) associam a menor presença de fragmentadores nas regiões tropicais à baixa qualidade nutricional das folhas.

Muitos tricópteros são considerados como fragmentadores verdadeiros (OLIVEIRA & BISPO, 2001; GONSALES et al., 2002; PES, 2002; OLIVEIRA E NESSIMIAN, 2007). *Triplectides* (Leptoceridae) ocorreu com maior abundância entre os demais fragmentadores, seguindo de *Polypedillum* (Chironomidae). Silva et al. (2009) menciona *Triplectides*, *Polypedillum*, *Paramerine* e *Stenochironomus* como fragmentadores, em estudos realizados no Centro-oeste de São Paulo.

Cunha et al. (2014) menciona que Trichoptera, ao contrario de Ostracoda, mostrou correlação negativa com a condutividade elétrica e a turbidez e positiva com a concentração de oxigênio dissolvido no Riacho Saltinho.

Ancyliidae e Planorbidae participam da aceleração da decomposição agindo como raspadores. Os raspadores alimentam-se do mesófilo das folhas devido ao aparato bucal – rádula, contribuindo para a perda de massa foliar. Ainda segundo Kershner &

Lodge (1990), as folhas que oferecem uma maior área de superfície podem contribuir para o aparecimento de organismos como Ancyliidae e Planorbidae. As folhas de *I. ingoides* coletadas possuíam de 7 a 10 cm de comprimento.

Nossa hipótese foi aceita no sentido que, existe influência da macrofauna bentônica na perda de biomassa foliar acelerando a decomposição, sendo evidenciada pela diferença nos dois tipos de tratamentos. Quanto à participação dos fragmentadores no processo de decomposição, verificou-se que dentre os grupos tróficos funcionais eles apresentam menor participação.

No Estado de Pernambuco não são encontrados estudos sobre macroinvertebrados bentônicos em riachos voltados para análise da estrutura e distribuição desses (Cunha et al., 2014). Na Mata Atlântica de Pernambuco, historicamente, grandes áreas foram convertidas a monoculturas de cana de açúcar, sendo esses pequenos fragmentos de mata importantes para a manutenção dos cursos d'água. Estudos sobre processos ecossistêmicos, como colonização e decomposição foliar são ainda incipientes no Estado e no Nordeste. Esse estudo contempla a colonização por invertebrados bentônicos em detritos foliares e sua relação com a decomposição em riacho de 1ª. Ordem de uma Reserva Biológica na Mata Atlântica do nordeste brasileiro, sendo considerado pioneiro nessa abordagem.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- i) A taxa de decomposição foi maior para o tratamento 1 malha maior de 10 mm do que para o tratamento 2 malha menor que 0,045 mm, sendo considerados a velocidade de decomposição média (tratamento 1) e lenta (tratamento 2).
- ii) O percentual de biomassa remanescente final (%R) maior para o tratamento 1 do que as para o tratamento 2, indicando a aceleração da perda de massa foliar nas bolsas de colonização da macrofauna bentônica.
- iii) Os dados de colonização indicam que os organismos participam diretamente do processo de decomposição foliar, sendo representados principalmente por insetos aquáticos como representantes da macrofauna bentônica (Chironomidae, Ephemeroptera, Trichoptera e Coleoptera), seguido de moluscos gastrópodes (Ancylidae e Planorbidae).
- iv) Dentre os taxa Constantes encontrados na macrofauna foram *Farrodes* (Leptophlebiidae) seguido de *Bezzia* (Ceratopogonidae), Planorbiidae, Ancilidae e *Argia* (Coenogrionidae), pertencendo ao grupo trófico funcional coletor, predador e raspador.
- v) Hydacarina e Ostracoda (Cytheridae e Cyprididae) são os organismos Constantes da meiofauna que colaboram para o processo de decomposição foliar. O grupo trófico funcional predominante foi filtrador-fitófago devido a alta abundância de Ostracoda.
- vi) Os fragmentadores apresentaram menor participação no processo de decomposição foliar de *I. ingoides*, sendo *Tripletides*, *Polypedillum*, *Paramerine* e *Stenochironomus* os taxas predominantes.
- vii) Os taxa presentes nas bolsas de exclusão apresentavam-se em formas juvenis ou com tamanhos reduzidos, portanto, presentes também nas bolsas de colonização. A predominância dos taxa nas bolsas de exclusão foram organismos filtradores, principalmente Ostracoda.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABELHO, M. **From Litterfall to Breakdown in Streams: A Review.** The Scientific World, 1: 656-680, 2001.

AGRA, U.M.; KLINK, J.M.; RODRIGUES, G.G. Monitoramento da Piscicultura em Reservatórios: Uma Abordagem Ecológica. **Revista Brasileira de Geografia Física**, n.6, p.1457-1472, 2002.

ALBERTONI, E. F. & WÜRDIG, N. L. Comunidade de ostracodes associada à macrófitas aquáticas na Lagoa do Gentil, Tramandaí/RS. **Acta Limnol.** n.8, p.103-104. 1996.

ANDERSON, J. M.; PROCTOR, J.; VALLACK, H. W. Ecological studies in four contrasting lowland rain forest in Gunung Mulu National Park, Sarawak. III. Decomposition processes and nutrient losses from leaf litter. **Journal of Ecology**, v. 71, n. 3, p. 503-527, 1983

ANDRADE, H.T.A.; 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. **EntomoBrasilis**, v.1, n.3, p.51-56, 2008.

ÁRDON, M. & PRINGLE, C.M. Do secondary compounds inhibit microbial-and insect-mediated leaf breakdown in tropical rainforest stream, Costa Rica? **Oecologia** n. 155, p. 311-323, 2008.

ARMITAGE, D. Adaptive Capacity and Community-Based Natural Resource Management. **Environmental Management**, v. 35, n. 6, p. 703-715, 2005.

BARBOSA, A.F. & RODRIGUES, G.G. Variação da Taxa de Decomposição Foliar de *Ocotea Puberula* (Rich.) Nees ao Longo da Bacia Hidrográfica Lajeado Grande, Rs. **Revista Brasileira de Biociências**, v.5, n.1, p. 906-908, 2007

BATTISTONI, D.; FAVASSA, C.A.; TRIQUES, R.; BARP, E.A.; RODRIGUES, G.G. Composição Faunística de Macroinvertebrados Bentônicos Ocorrentes na Parte Baixa do Rio Jacutinga, Concórdia, SC. **Ágora: R. Divulg. Cient.**, ISSN 2237-9010, Mafra, v. 17, n. 1, 2010.

BENFIELD, E.F. **Leaf Breakdown in Stream Ecosystems**. In: Hauer, F.R. & Lambert, G.A. (eds.) *Methods in Stream Ecology*. Academic Press. California, 674p, 1996.

BENFIELD, E.F.; PAUL, R.W.J. & WEBSTER, J.R. Influence of Exposure Technique on Leaf Breakdown Rates in Streams. **Oikos**, n.33, p. 386-391, 1979.

BEZERRA, F.A. **Variação Temporal da Decomposição de Detritos Foliares em Córregos de Cabeceira no Cerrado**. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília. 2012.

BEGON M., HARPER J. L. & TOWNSEND C. R. (1996) *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Blackwell Science, London, UK.

BICUDO, C.E. M. & BICUDO, D.C. **Amostragem em Limnologia**. Ed. Rima, São Carlos (SP). 2007. p. 213- 230.

BODENHEIMER, F.S. 1938. **Problems Of Animal Ecology**. Oxford. Univ. Press, 179p.

BOYERO, L.; PEARSON, R.G; DUDGEON, D.; GRAÇA,M.A.F.; GESSNER, M.O; ALBARINO, R.J.; FERREIRA,V.; YULE, C.M; BOULTON, A.J.; ARUNACHALAN, M.; CALLISTO, M.; CHAUVET, E.; RAMIREZ, A.; CHARÁ. J.;MORETTI, M.S.; JÚNIOR, J.F..G.; HELSON, J.E.; CHARÁ-SERNA, A.M.; ENCALADA, A.C.; DAVIDS, J.N.; CORNEJO, A.; LI, A.O.Y; BURIA,L.M.; VILLANUEVA, V.D.; ZUNIGA, M.C.; PRINGLE, C.M. Global Distribution of a Key Trophic Guild Contrasts With Common Latitudinal Diversity Patterns. **Ecology**, v.92, n.9, p. 1839-1848, 2011.

BONNATTI, J. ; MARCZWSKI, M.; REBELATO, G.S.; SILVEIRA, C.F.; CAMPELLO, F.D.; RODRIGUES, G.G.; GUERRA, T.; HARTZ, S.M. Trilhas da Floresta Nacional de São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, Brasil: Mapeamento, Análise e Estudo de Capacidade de Carga Turística. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 4, n. 1/2, p. 15-26, 2006.

BORKENT, A. & SPINELLI, G. R. **Neotropical Ceratopogonidae (Diptera: Insecta)**. In: ADIS, J.; ARIAS, J.R.; RUEDA-DELGADO, G.; WANTZEN, K.M. (Eds.). *Aquatic Biodiversity in Latin America (ABLA)*. v. 4. Pensoft, Sofia-Moscow, 198 p. 2007.

BRASIL, PORTARIA IBAMA Nº 75, DE 25 DE NOVEMBRO DE 2003. **Plano de Manejo da Reserva Biológica de Saltinho**.

BUENO, L.F.; GALBIATTI, J.A.; BORGES, M.J. Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto Ouro Verde-Conchal–SP. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 3, p. 742-748, 2005.

BRAGA, R. A. P. et al. **Unidades de Conservação de Conceição de Macabu(RJ): Caracterização, Serviços Ambientais e Proposta de Plano Diretor**. Institute for Ecological Economics e Instituto Pro- Natura – IPN, 2002.

BROWER, J.E.; ZARR, J.H. **Field & Laboratory Methods for General Ecology**. Iowa: Wm. C. Brown Company (2 nd ed.). 1984, 226p.

CAMPELLO, F. D.; BRAGA, C. F.; GONÇALVES, C. V.; GONÇALVES, C. S.; FUHRO, D.; SANTOS JÚNIOR, J. E.; RODRIGUES, G. G.; GUERRA, T.; HARTZ, S. M. Avaliação Preliminar da Qualidade das Águas da Floresta Nacional de São Francisco De Paula, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v.3,n.1, p. 9-46, 2005.

CAPPS, K. A.; GRAÇA, M. A. S.; ENCALADA, A. C.; FLECKER, A. S. Leaf-Litter Decomposition Across Three Flooding Regimes in a Seasonally Flooded Amazonian Watershed. **Journal of Tropical Ecology**, n. 27, p.205–210, 2011.

CARVALHO, E. M.; UIEDA, V. S. Colonização por Macroinvertebrados Bentônicos em Substrato Artificial e Natural em um Riacho da Serra da Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n.2, p.287-293, 2004.

CASTILLO, A.R. Invertebrados Aquáticos no Detrito de *Salvinia herzogii* de La Sota em Lagos Rasos do Sul do Brasil. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Rio Grande – FURG. 2009.

CUMMINS, K.W. Trophic relations of aquatic insects. **Annual Review of Entomology**, v. 18, n. 1, p. 183-206, 1973.

CUMMINS, K. W.; WILZBACH, M. A.; GATES, D. M.; TALIFERRO, W. B. Shredders and riparian vegetation. Leaf litter that falls into streams influences communities of stream invertebrates. *Bioscience*, v. 39, n. 1, p. 24-30, 1989.

CUNHA, F.A.G.C. 2014. Unidades de Conservação como Fornecedoras de Serviços Ambientais. Dissertação Apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA – UFPE.

CUNHA, J.C.S., BARROS FILHO, R.G.; SANTOS, I.G.A.; SILVA, R.P.; RODRIGUES, G.G. Benthic Macrofauna and The Limnological Parameters of a First-Order Stream in Atlantic Forest of Brazilian Northeast. **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 26,n. 1, p. 26-34, 2014.

DOMÍNGUEZ, E.; MOLINERI, C.; PESCADOR, M.L.; HUBBARD, M.D.; NIETO, C. **Ephemeroptera of South America, Aquatic Biodiversity of Latin América**. In: J. Adis, J. R. Arias, G. Rueda-Delgado & K. M. Wantzen (Eds.) *Aquatic Biodiversity of Latin América*. v. 2, Sofia-Moscow, Pensoft, 642 p., 2006.

DOMÍNGUEZ, E. & FERNÁNDEZ, H. **Macroinvertebrados Bentônicos Sulamericanos. Sistemática y Biología**. Fundación Miguel Lillo, Tucumán. 656 p., 2009.

ENCALADA, A. C.; CALLES, J.; FERREIRA, V.; CANHOTO, C. N; GRAÇA, M. A. S. Riparian Land use and the Relationship Between the Benthos and Litter decomposition in Tropical Montane Streams. **Freshwater Biology**, n.55, p.1719–1733, 2010.

ENRÍQUEZ, S.; DUARTE, C.M.; SAND-JENSEN, K. Patterns in Decomposition Rates Among Photosynthetic Organisms: The Importance of C:N:P Content. **Oecologia**, n. 94, p.457 – 471, 1993.

EPLER, J. H. **The Water Beetles of Florida**. Florida, EUA. 414 p. 2010.

GALVES, W.; JEREP, F.C.; SHIBATTA, O.A. Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, PR, Brasil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v.2, n.1, p.55-65, 2007.

GONSALES, E.L.; COELHO, F.M.; ROMERO, G.Q.; SANTOS, J.C.; UEHARA-PRADO, M. Seleção de Habitat por Invertebrados Aquáticos Fragmentadores em um Igarapé da Amazônia Central. **Curso de Campo Ecologia da Floresta Amazônica**. p. 55. 2002.

GRAÇA, M. A.S; BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M.O. (Ed.) **Methods to study litter decomposition: a practical guide**. Springer, 2005.

GRAÇA, M.A.S; CANHOTO, C. Leaf litter processing in low order streams. **Limnetica**, v. 25, n. 1-2, p. 1-10, 2006.

HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L.; QUERINO, R.B. **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: Taxonomia, Biologia Ecologia**. Editora do INPA, 724 p., 2014.

HORBE, A.M.C.; GOMES, I.L.F.; MIRANDA, S.A.F.; SILVA, M.S.R. Contribuição à hidroquímica de drenagens no Município de Manaus – AM. **Acta Amazônica**, n. 35, p.119-124, 2005.

IRONS, J.G., OSWOOD, M.W., STOUT, R.J. & PRINGLE, C.M. Latitudinal Patterns in Leaf Litter Breakdown: Is Temperature Really Important? **Freshwat. Biol.**, n.32, p. 401- 411, 1994.

LORENSCHAT, J. & SCHWALB, A. Autecology of The Extant Ostracod Fauna of Lake Ohrid and Adjacent Waters - A Key to Paleoenvironmental Reconstruction. **Belg. J. Zool.**, v.143, n.1, p. 42-68, 2013.

KERSHNER, M.W.; LODGE, D.M. Effect of substrate architecture on aquatic gastropod-substrate associations. **J. North Am. Benthol. Soc.**, v. 9, n. 4, p. 319-326, 1990

KIFFER JÚNIOR, P.W. Influência das Folhas de *Eucalyptus sp.* e *Coffea arábica* sobre a Assembléia de Invertebrados Aquáticos em Ambiente Lêntico e Lótico. Dissertação de Mestrado apresentada Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ecossistemas. 2009.

KIKUCHI, R.M. & UIEDA, V.S. Composição e Distribuição dos Macroinvertebrados em Diferentes Substratos de Fundo de um Riacho no Município de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Entomol. Vect.** v. 12, n.2, p. 193-231. 2005.

KOPTUR, S. Experimental Evidence for Defense of Inga (Mimosoidae) sampling by Ants. **Ecology**, n. 65, p.1787-1793, 1984.

KURSAR, A.T.A.; DEXTER, K.G.; LOKVAMA, J.; PENNINGTON, R.T.; WEBER, M.G.; MURAKAMI, E.T.; DRAPER, C.; MCGREGOR, R.; COLEY, P.D. The Evolution of Antiherbivore Defenses and their Contribution to Species Coexistence in the Tropical Tree Genus Inga. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v.106, n.43, p.18073–18078, 2009.

LEITE, R.C. **Distribuição Espacial de Chironomidae (Diptera) em Riachos da Região Norte da Serra do Mar, Estado de São Paulo.** Dissertação de Mestrado apresentada ao programa de pós-graduação em entomologia – UFSCAR. 2010.

LIMA, W.P; ZAKIA, M.J.B. Hidrologia de matas ciliares. Matas ciliares: conservação e recuperação. **Edusp**, p. 33-44, 2000.

MAGEE, P.A. Detrital accumulation and processing in wetlands. **Waterfowl Management Handbook, Fish and Wildlife Leaflet**. v. 13, n.3, p.14, 1993.

MAIER, M.H. Ecologia da bacia do rio Jacaré-Pepira Qualidade do rio principal. **Cienc. Cult.** n. 39, p.164-185, 1987.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W.; BURTON, T.M. **The Role of Aquatic Insects in The Processing and Cycling of Nutrients**. 1984.

MITRE, S. K. **Decomposição de Detritos Foliares Alóctones e Dinâmica de nutrientes em Sistema Lótico no Cerrado**. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia – UNB. 2011.

MIRANDA, F.S. Ocorrência de Ostracoda no Médio Rio Doce/MG e Revisão do Estado da Arte do Estudo desse Grupo no Brasil. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre, UFMG.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L; BAPTISTA, D.F. **Manual de Identificação de macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Livros Técnicos Editora, Rio de Janeiro, 174p., 2010

NIN, C. S.; RUPPENTHAL, E. L.; RODRIGUES, G. G. Produção de Folhicho e Fauna Associada de Macroinvertebrados Aquáticos em Curso D'água de Cabeceira em floresta Ombrófila do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v.31, n.3, p.263-271, 2009.

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa. 929 p. 2001.

OLIVEIRA, A.L.H. & NESSIMIAN, J.L. **Relações Tróficas de Insetos Aquáticos em Riachos com Diferentes Altitudes na Serra da Bocaina**. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG.

OLIVEIRA, L.G.; BISPO, P.C. Ecologia de comunidades das larvas de Trichoptera Kirby (Insecta) em dois córregos de primeira ordem da Serra dos Pirineus, Pirenópolis, Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 4, p. 1245-1252, 2001.

PASSOS, M. I. S.; NESSIMIAN, J. L.; FERREIRA JUNIOR, N. Chave para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) Ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, n.51, p. 42-53. 2007.

PERERA, M.B. Estrutura da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos em Arrozais e Banhado do Sistema do Canal São Gonçalo. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Pelotas. 2010.

PETERSEN, R.C.; CUMMINS, K.W. Leaf processing in a woodland stream. **Freshwater Biology**, v. 4, n. 4, p. 343-368, 1974.

PETKOVSKI, T.K., SCHARF, B.; KEYSER, D. New and little known species of the genus Candona (Crustacea, Ostracoda) from Macedonia and other Balkan areas. **Limnologica**, n. 32, p.114-130, 2002.

PES, A.M.O. Categorias funcionais de alimentação de macroinvertebrados em igarapés da Reserva do km 41, Amazônia Central. **Curso de Campo Ecologia da Floresta Amazônica**. p. 115 – 116. 2002.

REMOR, M.B.; HERMOSO, M.; SGARBI, L.F.; PRESTES, T.M.V.; CÂMARA, C.D. Qualidade da água do Rio das Pedras utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. **Cultivando o Saber**, v.6, n.2, p.97-111, 2013

REMPEL, C.; MÜLLER, C.C.; CLEBSCH, C. C.; DALLAROSA, J.; RODRIGUES, M.S.; CORONAS, M.V.; RODRIGUES, G.G.; GUERRA, T.; HARTZ, S.M. Percepção

Ambiental da Comunidade Escolar Municipal sobre a Floresta Nacional de Canela, RS. **Revista Brasileira de Biociências**, v.6, n.2, 2008.

RYLANDS, A.B.; BRANDON, K. Unidades de conservação brasileiras. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 27-35, 2005.

RODRIGUES, G.G. **Influência do Sedimento em Ecossistemas Aquáticos**. In: Qualidade do Sedimento. Org: POLETO, C & MERTEN, G.H. Editora: ABRH. p. 315-342. 2006.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V.H. **Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. In: Freshwater Biomonitoring and benthic Macroinvertebrates. (eds.) ROSENBERG, D. M. & RESH, V.H. Chapman and Hall, New York, p. 1-9. 1993.

RUPPENTHAL, E. L.; NIN, C. S. & RODRIGUES, G. G. A Mata Ciliar/Curso D'água é um Ecossistema Único? **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n.1, p. 861-863, 2007.

VANNOTE, R. L.,; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. - **The River Continuum Concept**. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, 130 – 137, 1980.

THOMAS, M.S; NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; BALLESTER, V.M.; VICTORIA, R.L. Influences of Land Use and Stream Size on Particulate and Dissolved Materials in A Small Amazonian Stream Network. **Biogeochemistry**, n.68, p.135 – 151, 2004.

TREVISAN, A. & HEPP, L.U. Dinâmica de componentes químicos vegetais e fauna associada ao processo de decomposição de espécies arbóreas em um riacho do norte do Rio Grande do Sul. **Neotropical Biology and Conservation**, n.2, p. 54-60, 2007.

TRIVINHO- STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae. Guia de Identificação**. UFSCar. São Carlos. Depto Hidrobiologia. Lab. Entomologia Aquática, 2011

SANTOS, I.G.A. & RODRIGUES, G.G. Monitoramento da Qualidade da Água do Riacho Saltinho da Reserva Biológica de Proteção Integral – REBIO Saltinho, Pernambuco, Brasil. Submetido a Revista Ambi-Água.

SILVA, F.L.; PAULETO, G.M.; TALAMONI, J.L.B.; RUIZ, S.S. Categorização funcional trófica das comunidades de macroinvertebrados de dois reservatórios na região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá**, v. 31, n. 1, p. 73-78, 2009

SILVA, F.L.; MOREIRA, D.C.; RUIZ, S.S.; BOCHINIM, L.G. Avaliação da Importância da Unidade de Conservação na Preservação da Diversidade de Chironomidae (Insecta: Diptera) no Córrego Vargem Limpa, Bauru, Estado de São Paulo. **Acta Sci. Biol. Sci.**, v. 29, n. 4, p. 401-405, 2007

SILVA, J.S.O. Características Químicas da Água dos Córregos do Distrito Federal sob Diferentes usos e Cobertura de Solo. Tese de doutorado apresentada ao programa de pós-graduação em ecologia – UNB. 2008.

SOARES, R.K.S.; SANTOS, I.G.A.; SILVA, R.P.; RODRIGUES, G.G. **Avaliação da Qualidade da Água da Cachoeira Bulha D'água no Entorno da Reserva Biológica de Saltinho, Tamandaré, Pernambuco.** I Colóquio Tecnologia Ambiental e Biodiversidade, ITEP – Recife. De 31 de outubro a 1 de novembro de 2013.

SUBERKROPP, K.; CHAUVET, E. Regulation of Leaf Breakdown by Fungi in Streams: Influences of Water Chemistry. **Ecology**, p. 1433-1445, 1995

SUREN, A. M.; LAKE, P. S. Edibility of fresh and decomposing macrophytes to three species of freshwater invertebrate herbivores. *Hydrobiologia*, v. 178, n. 2, p. 165-178, 1989.

STENERT, C.; MALTCHIK, L.; ROCHA, O. Diversidade de invertebrados aquáticos em arrozais no Sul do Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**. v.7, n.1, 2012.

WALLACE, J.B., EGGERT, S.L., MEYER, J.L. & WEBSTER, J.R. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. **Science**, n. 277, p. 102–104, 1997

WEBSTER, J.R.; BENFIELD, E.F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. **Annual review of ecology and systematics**, p. 567-594, 1986.

XIE, Y., QIN, H., YU, D. Nutrient limitation to the decomposition of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Hydrobiologia**, n. 529, p. 105–112, 2004.

APÊNDICES

Variação da coluna d'água, vazão, barranco, largura do Riacho Saltinho, de fevereiro a junho de 2013.

Parameters/ Stretch and date of	Profundidade (cm)	Vazão	Altura do Barranco (cm)	Largura do riacho (cm)
A (22/02/13)	20,90±11,59	-	-	121,30±54,9
A (25/03/13)	22,05±11,18	1,36±0,68	52,70±45,16	137,90±61,19
A (23/04/13)	25,14±12,45	0,85±0,36	57,85±46,12	149,40±63,87
A (20/05/13)	23,77±13,17	0,61±0,21	57,00±37,56	147,22±63,63
A (17/06/13)	25,30±19,47	0,90±0,39	40,70±51,46	155,40±42,66
B (22/02/13)	15,31±8,25	-	-	237,57±53,89
B (25/03/13)	16,27±7,98	1,22±0,42	85,09±37,11	236,13±54,05
B (23/04/13)	15,14±8,60	0,48±0,23	98,18±38,22	227,70±45,41
B (20/05/13)	17,05±9,19	0,90±0,41	89,05±43,01	249,10±38,00
B (17/06/13)	19,20±3,96	1,50±0,35	102,00±76,54	277,80±50,29
C (22/02/13)	17,86±9,51	-	-	284,40±89,18
C (25/03/13)	20,82±8,93	1,06±0,24	90,14±36,51	312,90±84,22
C (23/04/13)	19,88±5,46	0,68±0,24	107,60±25,22	300,00±77,64
C (20/05/13)	24,15±7,02	0,73±0,33	88,07±37,06	332,61±64,87
C (17/06/13)	27,83±12,49	1,16±0,40	98,83±21,80	371,50±57,00

Matriz de correlação entre as variáveis morfométricas do Córrego Saltinho de fevereiro a junho 2013. P = Profundidade; V= Vazão; B= Barranco; L= Largura.

	Bloco B				Bloco C			
	Prof.	Vazão	B	Largura	Prof.	Vazão	B	Largura
A	-0,1443*	0,3699*	0,1649*	0,1484*	-0,0085*	0,2861*	0,1295*	0,1937*
C	0,0890*	0,2112*	0,0501*	0,1281*				

***forte correlação (>0,8); **correlação intermediária (>0,6); *fraca correlação (<0,5).

Abundância de Invertebrados Bentônicos da Macrofauna presentes nas bolsas de Tratamento 1 e 2.

Grupo	Abundância Trat.1	Abundância Trat.2
Chironomidae	12.182	4.418
Syrphidae	20	46
Ceratopogonidae	256	162
Dixidae	2	0
Tabanidae	10	4
Tipulidae	2	0
Culicidae	1	0
Simuliidae	1	0
Ephemeroptera	694	350
Lepidoptera	6	6
Odonata	223	22
Trichoptera	484	59
Hemiptera	60	7
Coleoptera	896	393
Gastropoda	416	113
Turbellaria	41	17
Collembola	5	0

Abundância de Invertebrados Bentônicos da Meiofauna presentes nas bolsas de Tratamento 1 e 2.

Grupo	Abundância Trat.1	Abundância Trat.2
Nematoda	40	45
Oligochaeta	518	125
Copepoda	78	217
Ostracoda	2344	3310
Cladocera	557	122
Hydracarina	1294	745

ANEXOS

Artigo 1 – SANTOS & RODRIGUES (*submetido*)

MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIACHO DE PRIMEIRA ORDEM DA RESERVA BIOLÓGICA DE PROTEÇÃO INTEGRAL – REBIO SALTINHO, PERNAMBUCO, BRASIL

Iris Gabrielly Arruda dos Santos – Universidade Federal de Pernambuco – Recife - PE, Brasil. iris.arrudasantos@gmail.com

Gilberto Gonçalves Rodrigues – Universidade Federal de Pernambuco – Recife - PE, Brasil.
gilberto.rodrigues@ufpe.br

RESUMO

O monitoramento da qualidade da água tornou-se imprescindível por essa ser uma fonte necessária para a vida de toda biota. Por isso, se faz necessário a utilização de variáveis ambientais para essa verificação. As variáveis químicas e físicas são comumente utilizadas por já estarem estabelecidas por lei, quantidades mínimas e máximas e, por refletirem rapidamente a mudanças no ambiente aquático. O objetivo deste estudo é avaliar a qualidade da água de um riacho 1ª. Ordem, localizado na REBIO Saltinho, Pernambuco, por variáveis químicas e físicas. Foram amostrados 450 m do riacho, dividido em três blocos de coleta (150m cada). As coletas foram realizadas de fevereiro a junho de 2013 (do início ao fim do período chuvoso), totalizando 30 amostras no curso d'água. Foram realizadas análises estatísticas simples e multivariadas para verificação de como essas variáveis físicas e químicas se mostravam no ambiente aquático. Verificamos que a qualidade da água do riacho Saltinho é boa, não ocorrendo diferenças espaciais. Verificou-se alterações em algumas variáveis químicas desde a implantação do Plano de Manejo da REBIO em 2003. Sugerimos a atualização do Plano de Manejo e do enquadramento do riacho segundo CONAMA 357/2005, pois a REBIO Saltinho atua no funcionamento dos ecossistemas e dos serviços ambientais prestadas pela mesma. Por isso, o monitoramento da água se torna extremamente importante, principalmente, por se tratar de riacho de primeira ordem em uma unidade de conservação de proteção integral.

Palavras-Chave: Áreas Protegidas, Ecossistema Lótico, Física e química da água, Pernambuco.

ABSTRACT

The monitoring of water quality has become essential value because this is a necessary condition for the life of all biota. The chemical and physical parameters are commonly used because they are established by environmental law, the minimum and maximum amounts, and quickly reflect changes in the aquatic environment. The aim of this study is to evaluate the water quality of a first Order creek, located on REBIO Saltinho by chemical and physical variables. About 500 m from the stream were sampled, divided into three blocks with 150 m each. Sampling was conducted from February to June 2013 (rain season), totaling 30 samples in

the water course. Simple and multivariate statistical analyzes were evaluated to check to answer how these parameters variable along to the stretches and in the time. We found that the water quality of the creek Saltinho is good, without spatial differences, but there were changes on some variables, since the implementation of the Management Plan of REBIO made in 2003. We recommend updating the Management Plan and the framework of the stream according to CONAMA 357/2005. REBIO Saltinho acts on ecosystem functioning and ecosystem services provided by the same. Therefore, monitoring the water becomes extremely important, especially because the first order stream in a protected area for full protection.

Key-words: Protected areas, running water, water analysis, Northeast Brazil

1. Introdução

O objetivo central do gerenciamento da água é a manutenção do balanço entre os ecossistemas, seus ciclos e seus usos socioeconômicos. Sendo a água de importância fundamental para a vida humana e tendo a qualidade do ambiente aquático essencial não somente para o homem e suas atividades, mas para a manutenção de toda a biota, faz-se necessário a aquisição de informações sobre ambos os aspectos (sócio, econômico e ambiental) para obtenção de um bom estado de sustentabilidade (Alves et al., 2008) e conservação dos recursos naturais, utilizando-os de forma adequada para fins das políticas públicas e/ou poder público.

Alves et al. (2008) considera que o monitoramento ambiental é uma ferramenta de controle e avaliação, desde que seja realizado de forma sistemática. Sendo esta, útil para conhecer o estado ecológico dos recursos naturais e as influências antrópicas exercidas por suas atividades e por fatores naturais sobre esse ambiente. Assim, tem-se que informações pretéritas, mesmos que pontuais, certamente norteiam e servem de base de dados para o gerenciamento e monitoramento em médio e longo prazo. A interação entre diversas variáveis relacionadas numa amostra de água se constitui em um ponto inicial para essas avaliações (Toledo e Nicolella, 2002; Hespanhol, 2009), podendo ser utilizadas em um monitoramento a curto, médio ou longo prazo.

Considerando que os ecossistemas são interligados e interdependentes entre si, tendo sua dinâmica fortemente relacionada aos processos ecológicos, torna-se imprescindíveis avaliações espaciais e temporais da dinâmica dos corpos d'água para o entendimento destes.

Os rios, como unidades fundamentais das bacias hidrográficas, são sistemas contínuos e abertos, que interagem com os ecossistemas terrestres adjacentes, de tal maneira que as características físicas e químicas da água estão diretamente relacionadas

às áreas drenadas (Fontanella et al., 2009) e *per se* formam corredores ecológicos para a biodiversidade.

A qualidade da água é o reflexo do efeito combinado de muitos processos que ocorrem ao longo do curso d'água, que não se traduz apenas pelas suas características físicas e químicas, mas pela qualidade de todo o funcionamento do ecossistema (Peters e Meybeck, 2000; Bueno et al., 2005; Pattré-Santos e Simões, 2010).

Porém, os vários processos que controlam a qualidade de água de um curso d'água, seja um riacho ou rio, fazem parte de um complexo equilíbrio. Motivo pelo qual, qualquer alteração na bacia hidrográfica, pode acarretar alterações significativas, podendo as características físicas e químicas da água ser utilizada para o controle e o monitoramento das atividades desenvolvidas no sistema de bacias hidrográficas (Margalef, 1994; Bueno et al., 2005; Silveira e Mendonça, 2009) ou em seus subsistemas, sub-bacias ou microbacias.

A avaliação da qualidade da água tem por objetivo agrupar um grande número de informações de uma forma que possibilite uma rápida interpretação e reconhecimento das tendências ao longo do tempo e do espaço (Fontanella et al., 2009). Desse modo, os indicadores da variação da qualidade da água – as variáveis físicas, químicas e biológicas, são consideradas uma aproximação válida das alterações ambientais e/ou dos processos ecológicos presentes em determinado momento. As variáveis físicas e químicas da água por mais pontais que sejam, expressam em sua contemporaneidade dados presentes, mas oriundos de informações pretéritas.

O objetivo deste estudo é avaliar a qualidade da água de um riacho 1^a. Ordem localizado na REBIO Saltinho, Pernambuco, por variáveis químicas e físicas da água, comparando três trechos do riacho (variação espacial) e com os dados do Plano de Manejo, realizado em 2003.

2. Materiais e Métodos

Área de Estudo

A Reserva Biológica de Saltinho (RBS), localizada no município de Tamandaré, litoral sul de Pernambuco, a cerca de 80 km da capital, Recife, limitada nas latitudes

08°44'13 e 08°43'S e longitudes 35°10' e 35°11'W, foi criada pelo Decreto nº 88.744/1983, e se enquadra, no SNUC, como Unidade de Conservação de proteção integral, ocupando uma área de 475,21 ha, distribuídos em um formato piriforme (Brasil, 2003; Cunha et al., 2014) (Figura 1).

O clima predominante é do tipo tropical úmido (As') segundo a classificação de Köppen, no qual predomina as chuvas no outono/inverno, com precipitação pluviométrica que podem chegar a 1.500 mm anuais, onde está inserido os limites da Reserva (Figura 2), com temperatura média anual entre 22°C e 26°C (Alencar et al., 2011).

Criada em 1983, é uma reserva de preservação permanente, situada às margens da PE-60, na entrada da via de acesso à cidade de Tamandaré, no litoral Sul de Pernambuco, a 60 km do Recife. São 548 hectares de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, que se encontra em processo de regeneração desde 1923, apresentando dossel, com árvores de altura entre 20 e 30 m (Brasil, 2003).

Ainda compondo a RBS, o Riacho Saltinho (que dá nome a reserva) tem suas águas represadas em dois pontos contíguos, visando ao abastecimento hídrico do município de Tamandaré. O referido Riacho tem seu início próximo aos limites da RBS, e atravessa toda a Reserva em grande parte de sua extensão, no sentido noroeste-sudoeste. Inúmeras nascentes compõe esta microbacia hidrográfica, mas são dois trechos principais que se formam ao longo da reserva, ao lado esquerdo e direito da sede da RBS.

A Bacia Hidrográfica do Riacho do Saltinho possui, aproximadamente, 22.634 ha. Entretanto, a bacia que drena o seu entorno é de, aproximadamente, 3.788 ha (Brasil, 2003). No limite leste, à jusante da REBIO, apresenta-se uma queda de aproximadamente 10 m com o nome de Bulha D'água (Cunha et al., 2014).

No Plano de Manejo da REBIO Saltinho, foi realizada análise para verificação da qualidade da água. Com isso, concluíram que as águas do Riacho Saltinho se encontram dentro do padrão de Classe 2 da Resolução CONAMA nº 20/86. A utilização de tal classe para comparação está baseada na própria Resolução, que estabelece, em seu Artigo 20, alínea f, que enquanto não forem feitos os devidos enquadramentos, as águas doces serão consideradas Classe 2 (Brasil, 2003).

Coleta de Dados

As amostras e as análises da água foram realizadas em três áreas do riacho Saltinho (blocos A, B, C). Cada bloco contém 150m de extensão, totalizando 450m amostrais (Figura 1 e 3). As coletas das variáveis físicas da água foram realizadas em três pontos distintos dentro de cada bloco e com distância de 50 m entre eles, totalizando nove unidades amostrais por mês e 30 ao longo do estudo. Essas variáveis (temperatura, pH, salinidade, oxigênio dissolvido, condutividade, total de sólidos dissolvidos, resistividade e ORP – potencial de oxiredução) foram medidas com o auxílio de uma sonda multiparâmetros Hanna HI 9828 (Figura 4), no período de abril a junho de 2013 que compreende todo o período chuvoso, desde seu início ao seu final. Doze variáveis químicas da água (ortofosfato filtrável, nitrogênio amoniacal, nitrito, potássio, magnésio, cálcio, alcalinidade, nitrato, turbidez, cloretos, sódios e sulfato) foram coletadas em abril de 2013, em três pontos distribuídos um em cada bloco. As amostras foram analisadas pelo Laboratório de Saneamento Ambiental–LSA/UFPE segundo a metodologia de Rice (2012), por meio do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

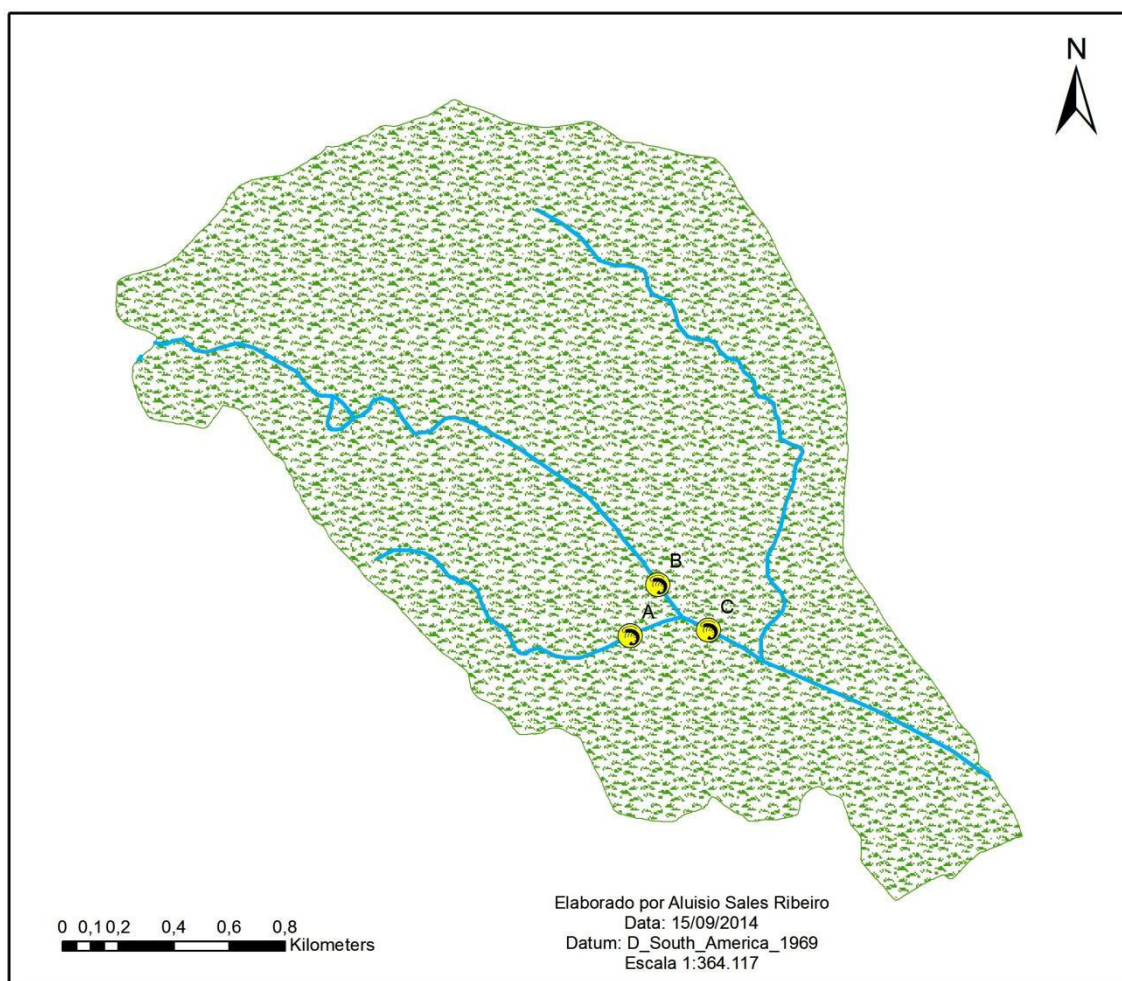


Figura 1 - Mapa do Riacho Saltinho enfatizando os trechos utilizados nesse estudo, Blocos A, B e C, com delimitação da REBIO Saltinho, Pernambuco.

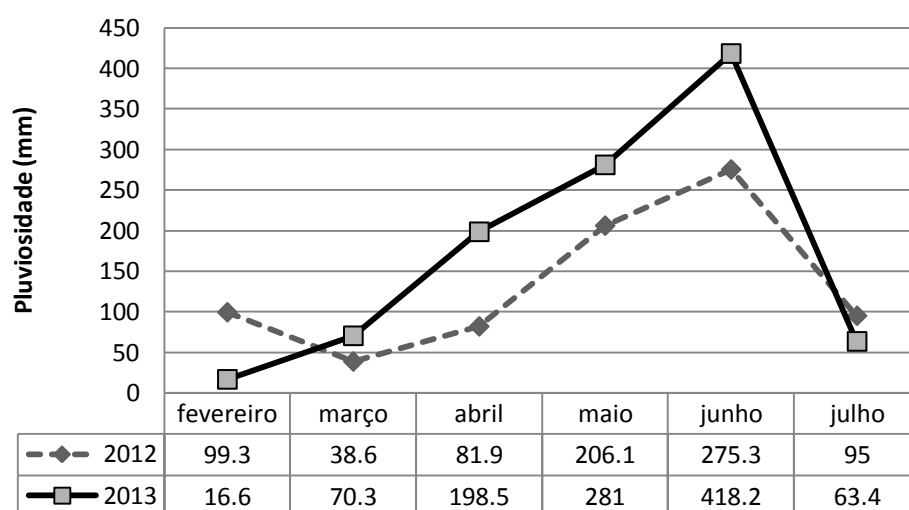


Figura 2 - Pluviometria mensal (mm) do município de Tamandaré, no qual a REBIO Saltinho está inserida. Fonte: APAC.



Figura 3 - Trechos do Riacho Saltinho utilizados nesse estudo, Blocos A, B e C.



Figura 4 - Medição em campo das condições físicas e químicas da água (A) por meio de sonda multiparâmetro (B).

Tratamento de dados

Para a análise dos dados da física e química da água foi utilizado análises estatísticas básicas desenvolvidas em planilhas Excel (Microsoft) para todas as variáveis analisadas neste estudo. Para as análises estatísticas multivariadas, utilizou-se o programa estatístico BioStat 5.3. Sendo, primeiramente, calculada a média das variáveis físicas obtidas entre os meses de estudo (fevereiro a junho de 2013) e após foi verificado se as conjunto de variáveis físicas possuem uma distribuição normal, através do método de Kolmogorov–Smirnov (K–S).

Posteriormente, foram utilizados os métodos de agrupamento, de acordo com a medida de dissimilaridade usando distância euclidiana ao quadrado: $(d(A,B) = [\sum_{i=1}^p (x_i(A) - x_i(B))^2]^{1/2})$ e, correlação para as variáveis físicas isoladas e, para o conjunto de variáveis físicas e químicas, por meio do teste de K–S. Este teste foi utilizado para averiguar se a amostra pode ser considerada como proveniente de uma população com uma determinada distribuição, sendo realizado com os dados agrupados, sendo mais eficiente em pequenas amostras com menos de 30 observações, para verificar a aderência dos dados amostrados à distribuição normal. Neste estudo utilizaram-se 30 observações/amostras das variáveis físicas.

Para verificar se houve correlação entre as variáveis físicas da água, realizou-se uma análise de correlação. Esta é uma medida para cada elemento da matriz de covariância, que pode ser transformada numa matriz de correlação R (Sobel et al., 2008).

O método de agrupamento, também conhecido como análise de *cluster* ou de conglomerados, foi utilizado para sintetizar e/ou simplificar a estrutura de variabilidade dos dados das variáveis físicas e químicas. O objetivo dessa técnica foi organizar os elementos (variáveis) com base nas informações quanto à sua proximidade. O resultado obtido a partir da aplicação dessa técnica é um conjunto de grupos com coesão interna e isolamento externo (Everitt, 1993; Sobel et al., 2008), ou seja, elementos dentro de um mesmo grupo são tão similares quanto possível e são, ao mesmo tempo, tão dissimilares quanto possível dos elementos presentes nos demais grupos.

3. Resultados e Discussão

Na tabela 1 são mostradas as características morfométricas dos trechos do riacho Saltinho. Os descritores largura, variação da coluna d'água, substrato, sinuosidade e

fragmentação, margens e presença de mata ciliar foram analisadas para os três trechos (A, B e C).

As variáveis físicas e químicas da água são mostrados na tabela 2. Diferenças significativas não foram encontradas nos blocos A, B e C, porém entre os tempos de coleta, foram constatadas.

Dentre as variáveis mais comumente utilizadas na avaliação da qualidade de água, destacam-se a temperatura (T), o potencial hidrogeniônico (pH) e o oxigênio dissolvido (OD). Neste estudo, além destas variáveis, utilizou-se a salinidade e turbidez, além dos macro e micronutrientes da água (Bueno et al. 2005).

Dentre as variáveis físicas, a temperatura mostra-se como importante na qualidade da água, por influenciar na concentração de outras variáveis, como OD. A radiação solar é a principal variável que controla a temperatura da água de pequenos rios e Riachos (Bueno et al., 2005) sombreados pela vegetação ciliar. Além das influências nas propriedades da água como a densidade, a viscosidade e a concentração de gases dissolvidos, a temperatura tem efeito direto sobre a taxa ou cinética das reações químicas, nas estruturas proteicas e funções enzimáticas dos organismos (Von Sperling, 2005; Araújo e Oliveira, 2013), além dos processos ecossistêmicos. Neste estudo, em todos os blocos de coleta, a temperatura ocorreu entre 24° e 26°C, considerada, de acordo com a temperatura anual, que varia de 22 a 26°C para área a estudada (Alencar et al., 2011).

Tabela 1 – Características morfométricas dos trechos (A, B e C) do Riacho Saltinho.

Descritores/trechos	A	B	C
Largura	>1,0 e < 2,0m	>2,1 e < 2,9	>3,0 e <3,9
Variação da coluna d'água	~50cm	~90cm	~1,0m
Substrato	Mais arenoso que argiloso. Presença de Matacões; seixos; banco de folhas e raízes.	Menos arenoso que argiloso. Presença de Matacões; seixos; raízes e maior quantidade de banco de folhas.	Variação entre arenoso e argiloso. Presença de Matacão, seixos, raízes, galhos e bancos de folhas.
Sinuosidade e fragmentação	> sinuosidade. Barreiras com galhos na calha.	< sinuosidade. Barreiras e enseadas formadas por galhos, árvores e madeira caídos na calha.	< sinuosidade. Enseadas e barreiras formadas com galhos e /ou árvores caídas; deslizamento do barranco.
Margens/ Mata ciliar	Vegetação arbórea com maior presença de cana de açúcar e dendê.	Vegetação arbórea com menor presença de cana-de-açúcar.	Vegetação arbórea.

Quanto à turbidez, as análises nos períodos aqui estudados, demonstraram que os níveis de turbidez nos pontos de coleta, estiveram abaixo dos critérios estabelecidos pelo resolução CONAMA 357/2005, que é de 100 Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU), ficando abaixo de 20 NTU (Tabela 2). Essa variável é importante por conferir uma aparência turva e reduzir a penetração da luz, prejudicando assim, a fotossíntese. Porém, constatou-se que os valores encontrados foram mais elevados do que nos valores obtidos no Plano de Manejo da RBS, realizados em 2003. Cunha (2014) encontrou valores entre 0,81 e 16,03. Maior atenção a esta variável deve ser empregada, pois estão ocorrendo alterações ao longo do tempo.

Tabela 2 – Média das variáveis físicas da água do Riacho Saltinho de fevereiro a junho de 2013. T=1 (05/02/13); T= 2 (23/04/13); T=3 (20/05/13); T= 4 (18/06/13).

Blocos	T (°C)	pH	OD (mg/L)	S (mg/L)	μS/cm	TDS
A (T=1)	25,9±0,33	7,42±0,25	4,59±0,65	0,02±0,0	-	21,5±28,9
A (T=2)	26,05±0,13 ^a	6,59±0,22	4,56±0,09 ^a	0,04±0,0 ^a	90,7±1,53 ^a	45,7±0,58 ^a
A (T=3)	24,7±0,18 ^b	6,21±0,12	5,06±0,26 ^b	0,03±0,0 ^b	71,0±1,00 ^b	35,7±0,58 ^b
A (T=4)	24,3±0,06 ^c	7,40±0,79 ^c	6,00±0,09 ^c	0,03±0,01 ^c	71,3±11,8 ^c	35,7±6,35 ^c
B (T=2)	26,2±0,02 ^a	6,77±0,12	5,47±0,11 ^a	0,04±0,0 ^a	87,0±1,00 ^a	43,7±0,58 ^a
B (T=3)	25,9±0,04 ^b	5,97±0,09	5,52±0,11 ^b	0,03±0,0 ^b	60,7±0,58 ^b	30,3±0,58 ^b
B (T=4)	25,7±0,02 ^c	6,43±0,20 ^c	6,49±0,04 ^c	0,02±0,0 ^c	42,7±0,58 ^c	21,0±0,00 ^c
C (T=2)	26,2±0,03 ^a	6,83±0,17	5,40±0,13 ^a	0,04±0,0 ^a	87,7±4,04 ^a	44,0±1,73 ^a
C (T=3)	24,9±0,07 ^b	6,03±0,15	5,46±0,07 ^b	0,03±0,0 ^b	63,3±0,58 ^b	31,3±0,58 ^b
C (T=4)	25,6±0,15 ^c	6,56±0,19 ^c	6,47±0,08 ^c	0,02±0,0 ^c	44,0±1,00 ^c	22,0±0,00 ^c

^aApresentou diferenças significativas (p>0,5) entre os tempos T2 de cada bloco;

^bdiferenças significativas (p>0,5) entre os tempos T3 de cada bloco; ^c diferenças significativas (p>0,5) entre os tempos T4 de cada bloco.

A condutividade está diretamente relacionada à presença de íons dissolvidos na água. Apesar de não ser uma variável considerada essencial pela resolução CONAMA 357/2005, para verificação da qualidade da água, níveis superiores a 100 μS/cm indicam ambientes, em geral, impactados (Libânio, 2005; Araújo e Oliveira, 2013). Neste estudo encontramos valores entre 40 e 90 μS/cm, apresentando valores aceitáveis para ambientes naturais. Em estudo realizado em seis nascentes da REBIO Saltinho por Cunha (2014), foi verificado que a condutividade variou de 38,5 a 102,6 μS/cm. A condutividade da água apresentou correlação negativa com a precipitação. À medida que aumenta a precipitação nos meses chuvosos (abril a junho 2013) diminui a concentração de sais e íons na água (Figura 5 A), bem como a presença de sólidos dissolvidos na água (TDS). A Resolução CONAMA n° 357/2005 atribui valores de até 500 mg/L, sendo que em nosso estudo encontramos valores entre 21 a 45 mg/L (Figura

5 B). Sendo possível correlacionar a condutividade com o TDS foi realizada uma conversão, considerando valores menores que 1.000, multiplicou-se 0,68 pelo valor da condutividade. Esse valor pode ser comparado com os parâmetros estabelecidos pelo Ministério da Saúde nº 2.914/2011. Ao realizar essa conversão encontramos valores entre 41,2 e 61,6 mg/L. Portanto, muito abaixo do valor estabelecido por lei e quando comparando com Cunha (2014), o qual obteve valores maiores, entre 56,4 mg/L e 77,0 mg/L.

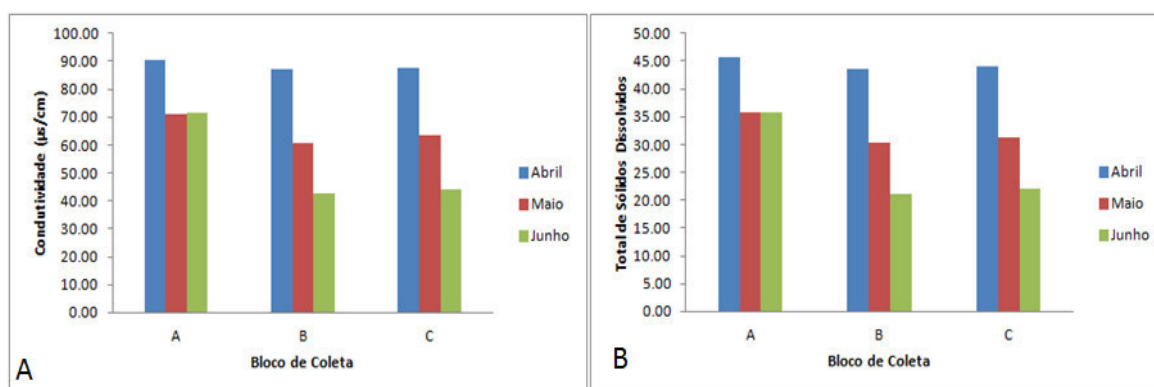


Figura 5 – A. Condutividade Média; B. Totais de Sólidos Dissolvidos Médio (TDS) nos três blocos de coleta (A, B, C) nos meses de abril, maio e junho de 2013 no Riacho Saltinho.

O pH da água pode demonstrar o estado de conservação da qualidade da água, sendo uma variável aceita pelos órgãos regulamentares da água (água superficial valor entre 4,0 e 9,0), segundo a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde. A média do pH encontrado no riacho Saltinho ficou em torno de 6,0 que, provavelmente, corresponde ao tipo de solo por onde a água percorre e indica valores próximos da neutralidade da solução. O pH neste estudo ocorreu entre 5,97 ($\pm 0,1$) e 7,40 ($\pm 0,7$), ficando assim, dentro da normalidade. O pH influencia diretamente nos efeitos sobre a fisiologia de diversas espécies tanto animais como vegetais, pois os valores de pH, quando se afastam da neutralidade, podem afetar o equilíbrio e a taxa das reações químicas, bem como os processos ecológicos, como a decomposição foliar. Desta forma, a biota aquática é dependente do pH, sendo recomendável na faixa de 6 a 9, segundo a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde.

O oxigênio dissolvido (OD) da água é essencial para toda biota aeróbica. Durante a decomposição da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos

processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução na concentração do mesmo no meio (Vasco et al., 2011) ou até mesmo influenciar a formação de biofilme fúngico-bacteriano sobre os substratos orgânicos submersos. O teor de OD expressa a quantidade de oxigênio dissolvido presente nos sistemas ecológicos, sendo que a sua concentração está sujeita às variações diária e sazonal em função da temperatura, da atividade fotossintética, da turbulência da água e da vazão do rio (Baird, 2011). Os valores de OD encontrados neste estudo variaram entre 4,56 ($\pm 0,9$) e 6,47 (0,8), valores abaixo de 5,0 que indica águas do tipo Classe 2. Pressupomos que esta redução nos valores pode estar relacionada à presença dos sólidos em suspensão, das substâncias orgânicas biodegradáveis, ou até mesmo do vinhoto produzido nas áreas canavieiras, por exemplo. Pelo fato de sua matriz paisagística estar inserida a em uma área de monocultura de cana de açúcar, suas nascentes podem estar sofrendo algum tipo de influencia desta atividade.

Das doze variáveis químicas da água analisadas nos três trechos do riacho, para o ortofosfato filtrável, o nitrito e para o nitrogênio amoniacal, não foram detectados valores de significância para as amostras, indicando que estes estão abaixo dos parâmetros indesejáveis segundo a resolução do CONAMA 357/2005. No entanto o nitrato apresentou valores relativamente altos (3,23 mg/L) em relação aos dados presentes no Plano de Manejo, realizados em 2003 (1,2 mg/L) (Tabela 3). A presença do nitrato caracteriza uma poluição remota em função de que o nitrogênio se encontra em ultimo estágio de oxidação (Vasco et al., 2011). A alta concentração de nitrato pode ser devida ao lançamento de esgoto doméstico clandestino no curso d'água, que mesmo estando abaixo do parâmetro considerado indesejado pela resolução CONAMA 357/2005 (superior a 10 mg/L), alterações ao longo do tempo foram constadas. Atenção ao este parâmetro é essencial para o monitoramento da qualidade da água do riacho Saltinho.

As variáveis sulfato, cloreto, sódio, magnésio e alcalinidade apresentarem os maiores valores nos trechos estudados do que em relação aos dados do Plano de Manejo realizado em 2003 (Tabela 3). Esses valores podem refletir alterações no meio biofísico ao longo do tempo, ou variações pontuais devido a início do período chuvoso após um longo período de estiagem. CONAMA 357 (2005) relata que os recursos hídricos em unidades de conservação integral devem ser enquadradas na Classe Especial, porém no plano de manejo da RBS, foi na época de elaboração do plano de manejo classificado como riacho tipo Classe 2, pois utilizou a Resolução CONAMA 001 de 1986

(Brasil, 2003), existente na época. É necessária uma atualização do Plano de Manejo da REBIO Saltinho contemplando a legislação atual vigente.

Tabela 3 – Variáveis químicas da água dos três trechos do Riacho Saltinho (blocos A, B e C), referentes ao mês de abril de 2013. Parâmetros de comparação CONAMA 357 de 2005 (Classe 2) e Plano de Manejo (CONAMA 001 de 1986). *n.d = não detectado (inferior a 0)

Variáveis químicas da água/ blocos	A	B	C	ABC Média±dp	CONAMA Classe 2	Plano de Manejo
Turbidez (NTU)	6,0	14,0	18,0	12,66±6,1	≤100	-
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	6,3	8,7	8,0	7,66±1,2	-	10±2,82
Cloretos (mg/L Cl ⁻)	10,5	11,2	11,1	10,93±0,4	-	10,55±1,06
Sódio (mg/L Na ⁺)	9,6	9,6	9,9	9,7±0,2	-	6,45±1,34
Potássio (mg/L K ⁺)	1,1	1,3	1,2	1,2±0,1	-	-
Cálcio (mg/L Ca ⁺⁺)	2,4	2,6	2,5	2,5±0,1	-	2,85±0,35
Magnésio (mg/L Mg ²⁺)	1,8	1,9	2,0	1,9±0,1	-	1,55±0,49
Sulfato (mg/L SO ₄ ²⁻)	8,9	7,9	8,0	8,26±0,5	-	4,1±0,42
Nitrato (mg/L N-NO ₃ ⁻)	3,1	3,6	3,0	3,23±0,3	<10,0 mg/L	1,2±0
Nitrogênio Amoniacal (mg/L N-NH ₄ ⁺)	n.d	n.d	n.d	-	<3,70 mg/L	0,11±0,014
Nitrito (mg/L N-NO ₂ ⁻)	n.d	n.d	n.d	-	<1,000 mg/L	0,002±0,00
Ortofosfato (mg/L P-PO ₄ ³⁻)	n.d	n.d	n.d	-	-	-

As variáveis físicas da água do riacho Saltinho analisadas através do teste (K-S) apresentou distribuição normal para os dados, demonstrando que estes interagem entre si e podem ser utilizados em análises multivariadas.

Utilizou-se teste de agrupamento para verificar se as variáveis físicas se correlacionavam com as variáveis químicas para as variáveis Salinidade, Resistividade, Potássio, Cálcio, Magnésio e Nitrato, Turbidez, Alcalinidade, Sulfato, pH, OD, Cloretos, Sódio, Temperatura, TDS, Condutividade e ORP (Figura 6).

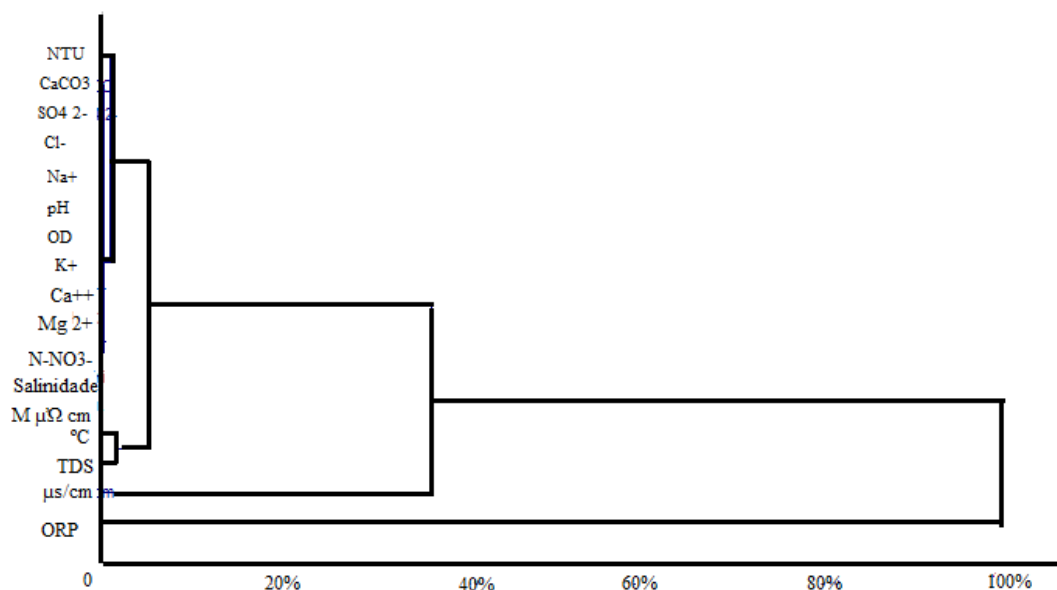


Figura 6 - Dendrograma das variáveis químicas e físicas agrupados no período de fevereiro a junho de 2013, utilizando ligação completa, vizinho mais próximo e distância euclidiana (K+: Potássio; Mg²⁺: Magnésio; Ca⁺⁺: Cálcio; CaCO₃: Alcalinidade; N-NO₃⁻: Nitrato; °C: Temperatura; NTU: Turbidez; Cl⁻: Cloretos; Na⁺: Sódio; SO₄ 2⁻: Sulfato).

Estes pseudoagrupamentos revelam a interação entre as variáveis ambientais que refletem os processos que ocorrem ao longo do curso d'água e se traduz na qualidade da água e agem sobre todo o funcionamento do sistema ecológico. Esse complexo equilíbrio, mencionado por Margalef (1994) tece motivações para monitorar a água em sua totalidade, assim como sua biota e a preservação da vida, seja em uma unidade de conservação ou para toda a região subscrita em seu entorno. No entanto, a separação do potencial redox (ORP ou Eh) das outras variáveis, usado para avaliar a disponibilidade de elétrons para reações de oxi-redução mostra-se importante nesta análise. Este é aceito por lei em uma concentração, para águas superficiais e subterrâneas, de ≤ -100 . Nosso estudo apresentou ORP médio entre -25,23 ($\pm 17,93$) e -84,17 ($\pm 25,37$).

Ao realizar um teste de correlação de Pearson entre as variáveis físicas, verificamos que apenas a condutividade e OD apresentaram uma forte correlação e a salinidade apresentou uma média correlação com o TDS. As demais variáveis apresentaram fracas correlações (Tabela 4).

Tabela 4 - Matriz de correlação entre as variáveis físicas da água do Riacho Saltinho de fevereiro a junho 2013.

	OD	Temperatura	Salinidade	Condutividade	TDS
pH	-0,1140*	-0,0315*	-0,5077*	0,0315*	-0,3378*
OD		-0,5077*	-0,4349*	0,8487***	-0,4415*
Temperatura			0,0553*	-0,2305*	0,1143*
Salinidade				-0,1053*	0,7047**
Condutividade					-0,4555*

***forte correlação (>0,8); **correlação intermediária (>0,6); *fraca correlação (<0,5)

Embora essas análises tenham ocorrido em período chuvoso, alterações podem ter sido pontuais, devido esse período ser mais dinâmico, porém a REBIO Saltinho está inserida em uma matriz de paisagem formada principalmente por monocultura de cana de açúcar, possuindo em seu entorno assentamentos rurais que desenvolvem agricultura com uso de agrotóxicos. É possível que a microbacia a qual a REBIO Saltinho está inserida funcione como um filtro devido suas características ecológicas, servindo de proteção para as demais nascentes e cursos d'água em seu interior.

4. Conclusão

A boa qualidade da água encontrada para a REBIO Saltinho é imprescindível para o equilíbrio dos processos ecológicos dentro dos ecossistemas aquáticos. Por isso, o monitoramento dessa qualidade se torna extremamente importante, principalmente por se tratar de riachos de primeira ordem em unidades de conservação de proteção integral.

Não foram verificadas variações espaciais nos trechos estudados e sim no tempo. Isso pode ser explicado pelas variações pluviométricas ocorridas no período de estudo estação seca para estação chuvosa.

O riacho Saltinho, um riacho de 1ª. Ordem e formador do Rio Mamucabas, apresenta uma boa qualidade de água com base na análise das variáveis físicas e químicas da água, apesar de se verificar alterações de algumas variáveis desde a implantação do Plano de Manejo em 2003. Desta forma, há a necessidade de atualização

do Plano de Manejo da REBIO Salinho o mais rápido possível, considerando análises do entorno da UC.

6. Referências Bibliográficas

Alencar, L. A., Marangon, L. C., Patriota, A. L. F., Caraciolo, R. L. F., TEIXEIRA, L.J., (2011). Regeneração Natural Avançada de Espécies Arbóreas Nativas no Sub-Bosque de Povoamentos de *Eucalyptus Saligna* Smith, na Zona da Mata Sul de Pernambuco. *Ciência Florestal*, 21(2), 183-192.

Alves, E. C.; Silva, C. F.; Cossich, E. S.; Tavares, C. R. G.; Souza Filho, E. E.; Carnie, A. (2008). Avaliação da Qualidade da Água da Bacia do Rio Pirapó – Maringá, Estado do Paraná, Por Meio de Parâmetros Físicos, Químicos e Microbiológicos. *Acta Scientiarum*, 30(1), 39-48.

Araújo, M. C; Oliveira, M. B. M. (2013). Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. *Rev. Ambient. Água*, 8(3), 247-257.

Baird, C., Cann, M. (2011). *Química Ambiental*. 4 ed. Bookman, Porto Alegre.

Bueno, L. F.; Galbiatti, J. A.; Borges, M. J. (2005). Monitoramento de Variáveis de Qualidade da Água do Horto Ouro Verde - Conchal – SP. *Eng. Agríc., Jaboticabal*, 25(3), 742-748.

Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução 357/2005, Enquadramento de Corpos Hídricos Superficiais no Brasil. *Diário Oficial [da] União*, 53, de 17 de março de 2005, Seção 1, 58-63.

Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução 001/1986, Enquadramento de Corpos Hídricos Superficiais no Brasil. *Diário Oficial [da] União*, de 23 de janeiro de 1986.

Brasil. Ministério da Saúde; Portaria n.518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e da outras providências.

Brasil. Ministério da Saúde; Portaria n.2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diário Oficial da União*, Brasília, p. 39, 12 dez. 2011. Seção 1.

Cunha, F. A. G. C. (2014). *Unidades de Conservação como Fornecedoras de Serviços Ambientais*. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Cunha, J. C. S., Barros Filho, R. G., Santos, I. G. A., Silva, R. P.; Rodrigues, G. G. (2014). Benthic Macrofauna and The Limnological Parameters of a First-Order Stream in Atlantic Forest of Brazilian Northeast. *Acta Limnologica Brasiliensia* 26(1): 26-34.

EVERITT, B.S. (1993). *Cluster Analysis*. 3rd Ed. London: Heinemann Educational Books.

Fontanella, A., Coutinho, A., Perry, C., Rheinheimer, C., Schneck, F., Iob, G., Mattei, G., Silva, J., Mahfus, J., Tallini, K., Amaral, K. F., Vasconcelos, M., Bergmann, M., Langone, P., Pereira, R., Silva, R. R. V., Ávila, T., Soldatelli, V., Hartz, S. M., Rodrigues, G. G., Guerra, T. (2009). Diagnóstico Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Da Ilha, Taquara, Rio Grande Do Sul, Brasil. *R. Bras. Bioci.* 7(1), 23-41.

Hespanhol, K. M. H. (2009). *Monitoramento e Diagnóstico da Qualidade da Água do Ribeirão Morangueiro*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

Libânio, M. (2005). *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. Campinas: Átomo, p. 1- 98.

Margalef, R. (1994). *The Place of Epicontinental Waters in Global Ecology*. In: Margalef, R. *Limnology Now: A Paradigm of Planetary Problems*. Amsterdam: Elsevier Science, p.1-8.

Pratte-santos R., Simões L. N. (2010). Estudo das Variáveis Físico-Químicas em Níveis de Estratificação Espacial em Um Ambiente Lêntico na Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica, Espírito Santo. *Natureza On line*, 8(2), 74-77.

Peters, N. E; Meybeck, M. (2000). Water Quality Degradation Effects on Freshwater Availability: Impacts to Human Activities. *Water International*, Urbana, 25(2), 214-21.

Brasil. (2003). *Reserva Biológica de Saltinho, Plano de Manejo*. Brasília: IBAMA.

Rice, E. W. (2012). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. Amer. Public Health Assn, 22 Th.

Silveira, L. R.; Mendonça, R. M. G. (2009). Aspectos e Impactos Ambientais da Mineração na Região Central do Estado do Tocantins. *Engenharia Ambiental*, 6(2), 191-208.

Sobel, T. F., Muniz, A. L. P., Costa, E. F. (2008). *Divisão Regional do Desenvolvimento Humano em Pernambuco: Uma Aplicação de Análise de Cluster*. In: 46th Congress, Rio Branco, Acre, Brasil. Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural (SOBER).

Vasco, A. N., Britto, F. B., Pereira, A. P. S., Mélo Júnior, A. V. M., Garcia, C. A. B., Nogueira, L. C. (2011). Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. *Ambi-Agua*, 6(1), 118-130. (doi:10.4136/ambi-agua.178).

Von Sperling, M. (2005). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA - Universidade Federal de Minas Gerais, p. 452.

Benthic macrofauna and the limnological parameters of a first-order stream in Atlantic Forest of Brazilian Northeast

Macrofauna bentônica e as características limnológicas de um riacho de primeira ordem da Mata Atlântica do Nordeste Brasileiro

Janaina Câmara Siqueira da Cunha¹, Renato Galindo de Barros Filho², Rafael Pereira da Silva²,

Iris Gabrielly Arruda dos Santos¹ and Gilberto Gonçalves Rodrigues³

¹Programa de Pós-graduação em Biologia Animal – PPGBA, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Av. Prof. Moraes Rego, 1235, Cidade Universitária, CEP 50670-901, Recife, PE, Brazil
e-mail: janainacsc@gmail.com; iris.arrudasantos@gmail.com

²Centro de Ciências Biológicas – CCB, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Av. Prof. Moraes Rego, 1235, Cidade Universitária, CEP 50670-901, Recife, PE, Brazil
e-mail: renatogallindo@gmail.com; rafaelpsilvape@gmail.com

³Departamento de Zoologia, Centro de Ciências Biológicas – CCB, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Av. Prof. Moraes Rego, 1235, Cidade Universitária, CEP 50670-901, Recife, PE, Brazil
e-mail: gilberto.rodrigues@ufpe.br

Abstract: Aim: The present study aimed to elucidate if the water physical and chemical parameters from a first order stream of Biological Reserve of Saltinho from south Pernambuco induces in the distribution and abundance of benthic macroinvertebrates. **Methods:** Both limnological parameters (pH-value, electrical conductivity, water temperature, turbidity, salinity and dissolved oxygen) and structural variables of aquatic habitat (substrate, food availability and flow velocity) influence the macroinvertebrates community structure. The creek is very small, with an approximate width of 1-3 m and a depth of 0.5 m. It was used a Surber sampler (100 μ m) in three stretch of the creek, each one with two sampling units (s.u.) totaling six s.u. distant 50 m, with a sampling effort of five minutes per s.u.. The measurer multiparameter was used in order to obtain the water analysis (limnological parameters). **Results:** From 11 taxa of macroinvertebrates found no significant correlation ($p < 0.05$) was presented with pH-value, water temperature and salinity, but some taxa showed with electrical conductivity (EC), turbidity (TD) and dissolved oxygen (DO). Hemiptera abundance increases with decreasing DO; Ostracoda abundance increases with increasing EC and TD and the decrease in DO; and Trichoptera abundance increases with the decrease in EC and TD and the increase in DO. The stretches exhibited similarity in relation to the richness and abundance of macroinvertebrates and limnological parameters. The macroinvertebrates distribution in the stream not showed the same pattern, grouping s.u. of different stretch, because the habitat structural variables influenced the distribution. **Conclusions:** Therefore, the macroinvertebrates community varies according to abiotic factors in different limnological and structural parameters. This study is the first record of a work that associates benthic fauna and abiotic parameters at the Atlantic forest of Pernambuco.

Keywords: macroinvertebrates, abiotic variables, stream, Atlantic forest, benthic fauna.

Resumo: Objetivo: O presente trabalho teve por objetivo elucidar se as variáveis físicas e químicas da água, de um riacho de primeira ordem da Reserva Biológica de Saltinho do sul de Pernambuco atuam na distribuição e abundância dos macroinvertebrados bentônicos. **Métodos:** Sabe-se que tanto as variáveis limnológicas (pH, condutividade, temperatura, turbidez, salinidade e oxigênio dissolvido) quanto as variáveis estruturais do habitat aquático (substrato, disponibilidade de alimento e velocidade do fluxo) influenciam na estrutura da comunidade de macroinvertebrados. O riacho é muito pequeno com largura aproximada de 1-3 m e profundidade de 0,5 m. Foi utilizado um amostrador tipo Surber (100 μ m) em três trechos do riacho, cada um com duas unidades amostrais (u.a.) totalizando seis u.a. distantes 50 m, com um esforço amostral de cinco minutos por u.a.; as variáveis da água foram coletadas com o auxílio do medidor multiparâmetro de qualidade da água. **Resultados:** Dos 11 táxons encontrados nenhum exibiu correlação significativa ($p < 0,05$) com pH, temperatura e salinidade, mas alguns táxons apresentaram

com as outras variáveis. Hemiptera aumenta a abundância com o decréscimo de oxigênio dissolvido (OD); Ostracoda aumenta com o acréscimo da condutividade elétrica (CE), turbidez (TB) e o decréscimo do OD; e Trichoptera aumenta com a diminuição da CE e TB e com o aumento do OD. Cada trecho exibiu similaridade em relação à riqueza e abundância dos táxons e às variáveis limnológicas. A distribuição dos táxons no riacho não apresentou o mesmo padrão, agrupando as u.a de trechos distintos, devido às variáveis estruturais do habitat. **Conclusões:** Assim, a comunidade de macroinvertebrados variou de acordo com as variáveis abióticas nos diferentes parâmetros estruturais e limnológicos. Este estudo é o primeiro registro de um trabalho associando fauna bentônica e variáveis abióticas na mata atlântica em Pernambuco.

Palavras-chave: macroinvertebrados, variáveis abióticas, riacho, Mata Atlântica, fauna bentônica.

1. Introduction

The aquatic macroinvertebrates have great species diversity and several ways of life. They can inhabit from puddles to rivers and are associated with different substrates (Rosenberg and Resh, 1993; Barbola et al., 2011). Their use in aquatic environmental impact assessments becomes frequent due to the great potential bioindicator and can be classified in three main groups (sensitive, tolerant or resistant) related to tolerance of adverse conditions (Goulart and Callisto, 2003; Holt and Miller, 2010). Therefore, they are considered important for the structure and functioning of aquatic ecosystems and their composition may be related to abiotic conditions influencing the structuring and distribution of individuals (Ribeiro and Uieda, 2005; Silva and Henry, 2013).

Thus, natural and anthropogenic factors or process generate patterns in spatial and temporal scales, creating a relationship with community structure that can be influenced by ecosystem type and organism group (Wu and Loucks, 1995). The macroinvertebrate community may differ according to structural variables (substrate composition, food availability and flow velocity) in a small scale or can result of water limnological differences in a large scale (Kikuchi and Uieda, 1998; Melo, 2009). Moreover, abiotic variables may be divided in macro or meso spatial scale in which mesoscale can be structural and limnological with hierarchical relationship between these scales influencing organisms (Vilella et al., 2004; Kubíková et al., 2012).

According to the River Continuum Concept, physical factors are necessary for understanding the dynamics and biological strategies of a river system, in which the use by group of macroinvertebrate functional feeding can be regulated by fluvial geomorphologic process (Vannote et al., 1980). Frissell et al. (1986) defined that in order to an

organism occur in a particular habitat it must go through numerous hierarchical filters, which are ecological barriers to the persistence of individual, where the habitat and communities are diverse within stream patch.

So, we sought to elucidate if the physical and chemical parameters of the water of a first order stream influence the abundance and distribution of benthic macroinvertebrates in large group level. Thereby, we tested the hypothesis that aquatic macroinvertebrate community presents changes in its structure according to the abiotic variables.

2. Material and Methods

The stream Saltinho is situated into the protected area - Biological Reserve of Saltinho (08°44'13" and 08°43'09"S / 35°10'11" and 35°11'02" W) localized in Tamandare city – Pernambuco. The watershed of the stream has approximately 22.634 ha and 475 ha in the protected area with two supply reservoirs for Tamandare, its source is outside the biological reserve area and its main flow direction is northwest-southwest flowing into the River Mamucabas (Brasil, 2003).

The samples were collected during rainy season on May, 2013, between 9 a.m. and 4 p.m. in the stream Saltinho, that May to July are the rainiest months in this region. Sampling occurred in three stretches of the stream, divided into three blocks with 150 m (A, B and C) it was used two sampling units (s.u.) for each stretch distant 50 m from each other with a sampling effort of five minutes by s.u (Figure 1). Each stretch has 1 to 3 m of width with depth about 0.5 m. The cover of stream is forested with native species but we found some exotic palm (*Elaeis guineensis*) and sugar cane (*Saccharum officinarum*). The substratum is formed mainly by sand-clay and stones. The litter is accumulated in some parts of stream. The creek exhibits high heterogeneity of microhabitats with chutes, waterfalls and backwater area. There are

some differences between the three blocks sampled in the Saltinho stream (Table 1).

For the collection of individuals we used a manual Surber sampler (30 cm², open mesh of 100 µm) and water physical and chemical parameters (pH-value, salinity, electrical conductivity, water temperature, turbidity and dissolved oxygen) were collected with help of the multi-parameter Hanna HI 9828. The individuals were identified to lowest taxonomic level possible using specific identification keys (Costa et al., 2006; Fernández and Domingues, 2001; Mugnai et al., 2010), preserved in 70% alcohol and deposited in the collection of the Laboratory of Assessment, Recovery and Restoration of Aquatic Ecosystems – ARRE ÁGUA/UFPE.

For data analysis we used linear correlation with a significance level (p) less than 0.05 and hierarchical clustering of cases (complete linkage) by Euclidean distance, through Statistica™ 7.0, and values were standardized. These tests were realized to check the existence of a relationship between macroinvertebrates and abiotic variables,

in addition to verify how the s.u. is grouped from the macroinvertebrates richness and abundance with limnological parameters.

3. Results

A total of 175 individuals (N=6) were collected in stream Saltinho, belonging to 11 macroinvertebrates (Acari, Amphipoda, Chironomidae, Coleoptera, Ephemeroptera, Gastropoda, Hemiptera, Odonata, Oligochaeta, Ostracoda and Trichoptera). Arthropoda presented almost total individuals (99%) and the Insecta was the most prominent with six orders. Chironomidae–Diptera represented 46% of the total abundance, followed by Ostracoda (18%) and Coleoptera (15%) (Table 2).

The water physical and chemical parameters not showed significant difference of the six units, because the salinity had similar values in all s.u. It was excluded from the linear correlation analysis (Table 3).

The total abundance of macroinvertebrates presented correlation positive (0.8119; p=0.041)

Table 1. Characteristics of the three blocks sampled at the Saltinho stream during the rainy season in May, 2013 at the Biological Reserve of Saltinho, Tamandare city – Pernambuco, Brazil. BD = Boulders; CL = Clay; PB = Pebbles; SN = Sand.

Blocks	Substratum	Average	Variation of water	Average height of	Average widht
		depth (cm)	column (cm)	ravine (cm)	(cm)
A	CL and SN	30.83±4.95	0.91±0.58	48.60±22.21	167.16±86.40
B	PB and BD	10.50±5.00	0.66±0.25	88.83±34.08	217.83±47.49
C	CL and SN	23.00±5.51	0.83±0.25	124.16±15.84	220.83±63.67

Table 2. Macroinvertebrates abundance collected in six sampling units during rainy season (May, 2013) at protected area - Biological Reserve of Saltinho, Tamandare city – Pernambuco, Brazil.

Taxa	Sampling Units						Total
	1	2	3	4	5	6	
Phylum Mollusca							
Class Gastropoda	1	0	0	0	0	0	1
Phylum Annelida							
Class Oligochaeta	1	0	0	0	0	0	1
Phylum Arthropoda							
Class Arachnida							
Order Acari	6	4	1	4	3	0	18
Class Ostracoda	11	13	2	2	2	1	31
Class Malacostraca							
Order Amphipoda	0	0	1	0	0	0	1
Class Insecta							
Order Ephemeroptera	1	0	0	2	0	0	3
Order Odonata	1	0	0	0	3	1	5
Order Hemiptera	0	4	0	0	0	0	4
Order Coleoptera	8	1	4	3	2	7	25
Order Diptera							
Family Chironomidae	3	8	20	18	12	19	80
Order Trichoptera	0	0	1	1	3	1	6
Total	32	30	29	30	25	29	175

Table 3. Abiotic variables values collected with measurer multi-parameter in six sampling units, it occurs during rainy season on the period of May, 2013 at Biological Reserve of Saltinho, Tamandare city – Pernambuco, Brazil.

Parameters	Sampling Units					
	1	2	3	4	5	6
pH-value	6.08	6.24	6.20	5.96	6.07	5.88
Water temperature (°C)	24.77	24.89	24.41	24.64	25.93	25.93
Electrical conductivity (µs/cm)	70	72	63	64	61	61
Turbidity (NTU)	35	36	31	32	31	30
Salinity (mg/L)	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03
Dissolved oxygen (mg/L)	5.12	4.77	5.72	5.57	5.63	5.54

only with electrical conductivity. The taxa richness of all s.u. not correlated with any abiotic variables. In the linear correlation between macroinvertebrates and limnological parameters, Hemiptera, Ostracoda and Trichoptera were significantly correlated ($p<0.05$). Hemiptera showed negative correlation (-0.8378 ; $p=0.037$) with dissolved oxygen (DO) that increases their abundance with DO decreasing. While Ostracoda demonstrated positive correlation with electrical conductivity (EC) (0.9728 ; $p=0.001$) and turbidity (TD) (0.9846 ; $p=0$), increasing their numbers proportionately to these variables and disproportionately with DO, it presents a negative correlation (-0.9167 ; $p=0.010$). And lastly Trichoptera that showed opposite Ostracoda with a negative correlation with EC (-0.8955 ; $p=0.016$) and TD (-0.8163 ; $p=0.048$) and positive with DO (0.8124 ; $p=0.049$).

From the cluster analysis of cases (s.u.), using as variables the macroinvertebrates richness and abundance and limnological parameters, it was found that the s.u. of each stretch are grouped separately that showed the similarity expected by stretch (Figure 2). Performing a cut on the distance between 0.14 and 0.16 were separated three groups with the s.u. of each stretch grouping.

Sampling units are grouped differently independently of the stretches, when are included the 11 taxa separately and the limnological parameters (Figure 3). From the cut between 1.2 and 1.4 were divided in two groups with the s.u. of block A connected and the s.u. of blocks B and C grouped, due to the proximity of these stretches in relation to stretch A.

4. Discussion

From the cluster analysis, the dendrogram seemed a similarity in the abundance of macroinvertebrates s.u. of block A and blocks B and C similar to each other, with the stretches of block A presenting higher abundances than the other blocks. It showed the same pattern of grouping in relation to abiotic

parameters, because the block A exhibited the highest values of electrical conductivity and turbidity and lower dissolved oxygen values. This cluster was expected due to the proximity of the blocks B and C which are physically separated from the block A.

The cluster of s.u. from different stretch occurs due to structural characteristics (mesoscale variables) have more influence on the distribution and community composition than limnological parameters. Moreover, the macroscale variables are hierarchically higher than mesoscale (Vilella et al., 2004).

The aggregated distribution of benthic macroinvertebrates may result in a dominance of some groups with a great diversity of species (Bicudo and Bicudo, 2007; Kumar and Khan, 2013; Negi and Mamgain, 2013). The dominance pattern of macroinvertebrates found in this study is commonly observed in others studies, which the class Insecta has a higher frequency and the family Chironomidae with greater abundance (Giuliatti and Carvalho, 2009; Silva and Henry, 2013).

First order streams have a great offer of allochthonous material and consequently a higher quantity of shredders and collectors organisms (Vannote et al., 1980). Because this, Chironomidae is often dominant in samples taken in lotic or lentic local, due to its tolerance to adverse conditions such as hypoxia and its higher competitive ability (Carvalho and Uieda, 2004; Marques et al., 1999).

The diverse food habit of Chironomid midges is common to the group. They are most collector-gatherers and predators, but we can find some large with shredders and scrapers habit. Chironomi and Tanypodini are the most frequent Chironomid tribes, last one are obligatory predators (Abílio et al., 2007; Giuliatti and Carvalho, 2009; Nin et al., 2009; Ribeiro and Uieda, 2005).

Ostracoda is a detritivore/herbivore group and most organisms are shredders, they are commonly found on the soft sediments at lentic habitats and they can support determined conditions, such as



Figure 1. Images of the three blocks A, B and C, respectively, sampled during rainy season in May, 2013 at the stream Saltinho of the Biological Reserve of Saltinho, Tamandare city – Pernambuco, Brazil.

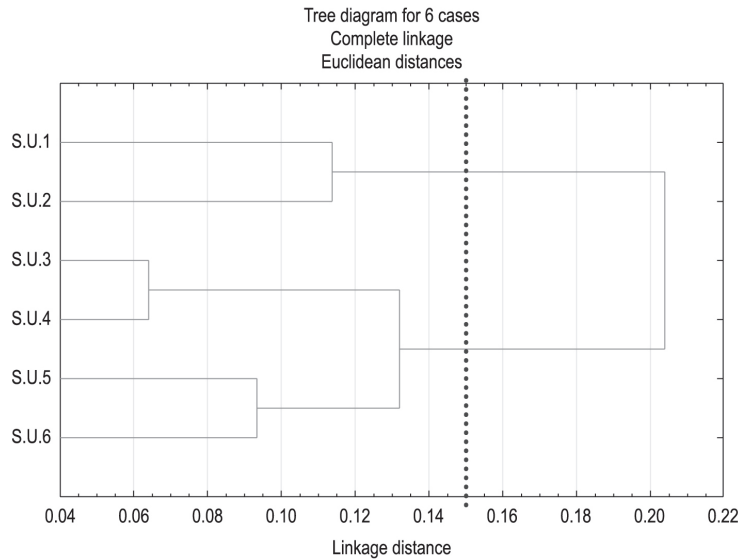


Figure 2. Dendrogram of cluster analysis based on six abiotic variables (pH-value, water temperature, electrical conductivity, turbidity, salinity and dissolved oxygen), macroinvertebrates abundance and richness in six sampling units (s.u.).

salinity, temperature and acidity (Gooderham and Tsyrlin, 2002; Iglukowska and Namiotko, 2012).

The most organisms of Coleoptera are predators with a wide ecological valence (Benetti and Hamada, 2003). Because of their adaptations to

survive in aquatic habitat, they can live in aquatic and semiaquatic ecosystems, including lentic and lotic systems (Benetti and Régil Cueto, 2004). The families Hydrophilidae, Dytiscidae, Noteridae, Gyrinidae and Elmidae are the most found in

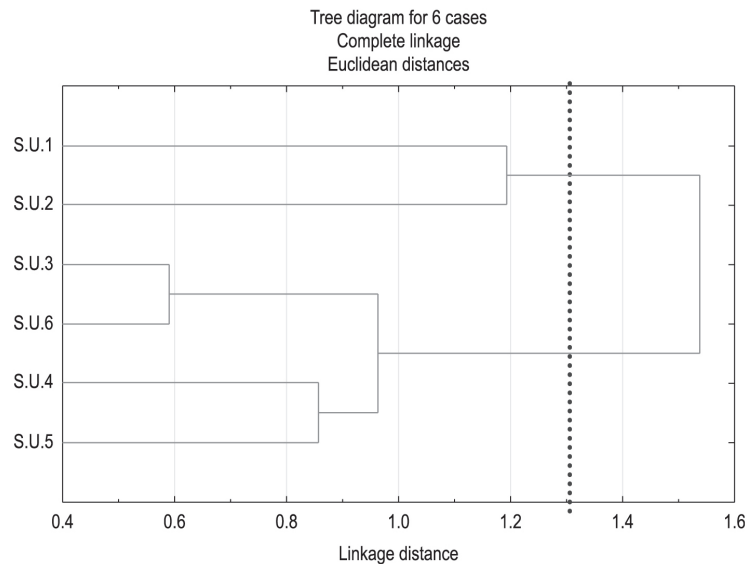


Figure 3. Dendrogram of cluster analysis based on six abiotic variables (pH-value, water temperature, electrical conductivity, turbidity, salinity and dissolved oxygen) and the eleven taxa of macroinvertebrates sampled in six sampling units (s.u.).

freshwater bodies at Atlantic forest of Pernambuco (Cunha, in prep.).

Among the limnological parameters evaluated those that influenced on the distribution and abundance of macroinvertebrates were: electrical conductivity, dissolved oxygen and turbidity. However, only the electrical conductivity significantly correlated with abundance, as found in previous works on first order streams, indicating the importance of this parameter as the structuring of macroinvertebrates assemblages (Baptista et al., 2001; Melo, 2009).

The electrical conductivity is connected with the variation of rainfall during the year. Indicating seasonal variations and the geological basis of geographical basin in which the water body is located, it can influence the composition and abundance of benthic fauna (Abílio et al., 2007). The lower values of electrical conductivity indicated that there is a lower concentration of dissolved ions and a smaller amount of external organic matter, which may be a parameter that contributes to the recognition of environmental impacts (Giuliatti and Carvalho, 2009). Also this parameter influenced the abundance of Ostracoda and Trichoptera, because EC had a role in the macroinvertebrates distribution (Rossaro et al., 2007). Despite the possible character indicative of pollution can be found tolerant individuals that have positive correlation with electrical conductivity and turbidity, such as ostracodes (Fulan et al., 2009).

The turbidity increases with the amount of dissolved solutes entered by the input of organic matter and allochthonous origin, exerting influence on the macroinvertebrate community (Abílio et al., 2007). The modification in abundance of Trichoptera and Ostracoda related to turbidity can be for the fact of macroinvertebrates diets be influenced by changes in resource availability due to turbidity-driven and variability in these diets can happen because of river turbidity (Kelly et al., 2013).

The rate of dissolved oxygen is characterized to be one of the limnological parameter that presents higher daily fluctuations. Its concentration is directly related to the processes of photosynthesis and respiration and/or decomposition that are associated with the light intensity and temperature. Besides, this parameter influences the metabolism of aquatic communities such as primary productivity, respiration and reproduction of organisms and decomposition of organic matter, which can also be induced by macroinvertebrates (Esteves, 2011).

The concentration of dissolved oxygen have daily and seasonal variations with higher concentrations during higher light incidence (Fulan et al., 2009), and the samples were collected at the rainy season that differ of the dry season because has less luminosity. It is consider one of the most important factors in macroinvertebrates distribution, which in several condition of organic pollution the concentration of dissolved oxygen is a limiting factor to species survival and more determinant in

the community composition than food availability (Rossaro et al., 2007).

The negative linear correlation between Hemiptera and dissolved oxygen is explained because of the ability that they have to use the atmosphere oxygen; hence they can survive in bodies' water with lower levels of oxygen (Bouchard, 2004). The most ostracodes are found in habitats with low oxygen level and intermediate water temperatures with dissolved oxygen being one of the most influential parameters (Külköylüoğlu, 2003, 2005; Fernandes Martins et al., 2010). While the caddisflies are sensitive organisms that prefer cleaner aquatic habitats with low electrical conductivity and turbidity, in addition to well oxygenated (Bispo et al., 2006). The occurrence of organisms of the order Trichoptera may indicate a low organic enrichment of associated environments with this fauna. Because they are sensitive insects to organic pollution and characteristic of meso-oligotrophic systems, that disappear under increasing eutrophication (Merritt and Cummins, 1984; Abílio et al., 2007).

Our hypothesis was accepted but limnological studies for tropical systems involving differentiated scales in respect of abiotic factors and macroinvertebrates community are still incipient. Then, more works that include parameters with different scales are still necessary, for the purpose to provide better grants to assess and monitor the quality of aquatic ecosystems.

The most predominant groups in this study (Chironomidae, Ostracoda and Coleoptera) presented detritivore and predator habits with variation in the abundance because of structural and limnological parameters. In Pernambuco state we cannot find macroinvertebrates studies in streams with this approach. The Atlantic forest of Pernambuco stay covered by sugar cane and rests some little fragments of native forest, because it is important studies that provide material for the monitoring of these areas. This study looked for to show a first record of macroinvertebrates community and physical and chemical parameter of water in an area of Atlantic forest of Pernambuco.

Acknowledgements

The authors are thankful to colleagues for the assistance in field and laboratory work and Josias Cunha for the logistic effort at field. To CNPq and CAPES for the scholarship. To REBIO Saltinho for the support.

References

- ABÍLIO, FJP., RUFFO, TLM., SOUZA, AHFF., FLORENTINO, HS., OLIVEIRA JUNIOR, ET., MEIRELES, BNO. and SANTANA, ACD. 2007. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. *Oecologia Brasiliense*, vol. 11, no. 3, p. 397-409. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2007.1103.09>
- BAPTISTA, DF., DORVILLÉ, LF., BUSS, DF. and NESSIMIAN, JL. 2001. Spatial and temporal organization of aquatic insects assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. *Revista Brasileira de Biologia*, vol. 61, no. 2, p. 295-304. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71082001000200012>
- BARBOLA, IF., MORAES, MFPG., ANAZAWA, TM., NASCIMENTO, EA., SEPKA, ER., POLEGATTO, CM., MILLÉO, J. and SCHÜHLI, GS. 2011. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do Rio Pitangui, Paraná, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, vol. 101, no. 1-2, p. 15-23.
- BENETTI, CJ. and HAMADA, NO. 2003. Fauna de coleópteros aquáticos (insecta: coleoptera) na Amazônia central, Brasil. *Acta Amazonica*, vol. 33, no. 4, p. 701-709. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672003000400015>
- BENETTI, CJ. and RÉGIL CUETO, JA. 2004. Fauna composition of water beetles (Coleoptera: Adepaga) in seven water environments in the municipality of Gramado, RS, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 16, no. 1, p. 1-11.
- BICUDO, CEM. and BICUDO, DC. 2007. *Amostragem em limnologia*. São Carlos: Rima. 351 p.
- BISPO, PC., OLIVEIRA, LG., BINI, LM. and SOUSA, KG. 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 66, no. 2b, p. 611-622. PMID:16906293. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842006000400005>
- BOUCHARD, RW. 2004. *Guide to aquatic invertebrates of the Upper Midwest: identification manual for students, citizen monitors, and aquatic resource professionals*. St. Paul: University of Minnesota/ Water Research Center. 208 p.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA. *Plano de manejo: Reserva Biológica Saltinho*. 2003. Brasília: MMA/IBAMA.
- CARVALHO, EM. and UIEDA, VS. 2004. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, vol. 21, no.2, p. 45-51.

- COSTA, C., IDE, S. and SIMONKA, CE. 2006. *Insetos imaturos: metamorfose e identificação*. Ribeirão Preto: Holos. 249 p.
- CUNHA, JCS. *Levantamento da coleopteroфаuna (Insecta) aquática em Unidades de Conservação da Floresta Atlântica, Pernambuco, Brasil*. Recife: Universidade Federal de Pernambuco. In prep. [Dissertação de Mestrado em Biologia Animal].
- ESTEVES, FA. 2011. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência. 226 p.
- FERNANDES MARTINS, MJ., NAMIOTKO, T., CABRAL, MC., FATELA, F. and BOAVIDA, MJ. 2010. Contribution to the knowledge of the freshwater Ostracoda fauna in continental Portugal, with an updated checklist of Recent and Quaternary species. *Journal of Limnology*, vol. 69, no. 1, p. 160-173.
- FERNÁNDEZ, HR. and DOMINGUES, E. 2001. *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*. Tucumán: Universidad Nacional de Tucumán. 282p.
- FRISSELL, CA., LISS, WJ., WARREN, C.E. and HURLEY, MD. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, vol. 10, no. 2, p. 199-214. <http://dx.doi.org/10.1007/BF01867358>
- FULAN, JA., DAVANSO, RCS. and HENRY, R. 2009. A variação nictemeral das variáveis físicas e químicas da água influencia a abundância dos macroinvertebrados aquáticos? *Revista Brasileira de Biociências*, vol. 7, no. 2, p. 150-154.
- GIULIATTI, TL. and CARVALHO, EM. 2009. Distribuição das assembleias de macroinvertebrados bentônicos em dois trechos do Córrego Laranja Doce, Dourados/MS. *Interbio*, vol. 3, no. 1, p. 4-14.
- GOODERHAM, J. and TSYRLIN, E. 2002. *The waterbug book: a guide to the freshwater macroinvertebrates of temperate Australia*. Australia: CSIRO. 240 p.
- GOULART, MDC. and CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, ano 2, no. 1, p. 153-164.
- HOLT, EA. and MILLER, SW. 2010. Bioindicators: using organisms to measure environmental impacts. *Nature Education Knowledge*, vol. 3, no. 10, p. 8.
- IGLIKOWSKA, A. and NAMIOTKO, T. 2012. The impact of environmental factors on diversity of Ostracoda in freshwater habitats of subarctic and temperate Europe. *Annales Zoologici Fennici*, vol. 49, no. 4, p. 193-218. <http://dx.doi.org/10.5735/086.049.0401>
- KELLY, HAW., ROSI-MARSHALL, EM., KENNEDY, TA., HALL, RO., CROSS, WF. and BAXTER, CV. 2013. Macroinvertebrate diets reflect tributary inputs and turbidity-driven changes in food availability in the Colorado River downstream of Glen Canyon Dam. *Freshwater Science*, vol. 32, no. 2, p. 397-410. <http://dx.doi.org/10.1899/12-088.1>
- KIKUCHI, RM. and UIEDA, VS. 1998. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In NESSIMIAN, JL. and CARVALHO, AL., eds. *Ecologia de insetos aquáticos*. Séries Oecologia Brasiliensis, vol. 5. Rio de Janeiro: PPGE/UFRJ. p. 157-173.
- KUBÍKOVÁ, L., SIMON, OP., TICHÁ, K., DOUDA, K., MACIAK, M., and BÍLÝ, M. 2012. The influence of mesoscale habitat conditions on the macroinvertebrate composition of springs in a geologically homogeneous area. *Freshwater Science*, vol. 31, no. 2, p. 668-679. <http://dx.doi.org/10.1899/11-174.1>
- KÜLKÖYLÜOĞLU, O. 2003. Ecology of freshwater Ostracoda (Crustacea) from lakes and reservoirs in Bolu, Turkey. *Journal of Freshwater Ecology*, vol. 18, no. 3, p. 343-347. <http://dx.doi.org/10.1080/02705060.2003.9663968>
- KÜLKÖYLÜOĞLU, O. 2005. Ecological requirements of freshwater Ostracoda (Crustacea) in two limnocene springs (Bolu, Turkey). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, vol. 41, no. 4, p. 237-246. <http://dx.doi.org/10.1051/limn/2005016>
- KUMAR, PS. and KHAN, AB. 2013. The distribution and diversity of benthic macroinvertebrate fauna in Pondicherry mangroves, India. *Aquatic Biosystems*, vol. 9, no. 1, p. 15. PMID:23937801 PMCID:PMC3751066. <http://dx.doi.org/10.1186/2046-9063-9-15>
- MARQUES, MGS., FERREIRA, RL. and BARBOSA, FAR. 1999. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. *Revista Brasileira de Biologia*, vol. 59, no. 2, p. 203-210. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71081999000200004>
- MELO, AS. 2009. Explaining dissimilarities in macroinvertebrate assemblages among stream sites using environmental variables. *Zoologia*, vol. 26, no. 1, p. 79-84.
- MERRITT, RW. and CUMMINS, KW. 1984. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 2nd ed. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing Company. 722 p.
- MUGNAI, R., NESSIMIAN, JL. and BAPTISTA, DF. 2010. *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos*. Rio de Janeiro: Techinal Books. 176 p.

- NEGI, RK. and MAMGAIN, S. 2013. Seasonal variation of benthic macro invertebrates from Tons River of Garhwal Himalaya Uttarakhand. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, vol. 16, no. 22, p. 1510-1516. PMID:24511693. <http://dx.doi.org/10.3923/pjbs.2013.1510.1516>
- NIN, CS., RUPPENTHAL, EL. and RODRIGUES, GG. 2009. Produção de folhíço e fauna associada de macroinvertebrados aquáticos em curso d'água de cabeceira em Floresta Ombrófila do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, vol. 31, no. 3, 2009, p. 263-271.
- RIBEIRO, LO. and UIEDA, VS. 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, vol. 22, no.3, p. 613-618. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752005000300013>
- ROSENBERG, DM. and RESH, VH. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrate*. New York: Chapman & Hall. 488 p.
- ROSSARO, B., MARZIALI, L., CARDOSO, AC., SOLIMINI, A., FREE, G. and GIACCHINI, R. 2007. A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes. *Ecological Indicators*, vol. 7, no. 2, p. 412-429. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.04.002>
- SILVA, CV. and HENRY, R. 2013. Aquatic macroinvertebrates associated with Eichhornia azurea (Swartz) Kunth and relationships with abiotic factors in marginal lentic ecosystems (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, vol. 73, no. 1, p. 149-162. PMID:23644797. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842013000100016>
- VANNOTE, RL., MINSHALL, GW., CUMMINS, KW., SEDELL, JR. and CUSHING, CE. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 37, p. 130-137. <http://dx.doi.org/10.1139/f80-017>
- VILELLA, FS., BECKER, FG., HARTZ, SM. and BARBIERI, G. 2004. Relation between environmental variables and aquatic megafauna in a first order stream of the Atlantic Forest, southern Brazil. *Hydrobiologia*, vol. 528, p. 17-30. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-004-0688-6>
- WU, J. and LOUCKS, OL. 1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *The Quarterly Review of Biology*, vol. 70, no. 4, p. 439-466. <http://dx.doi.org/10.1086/419172>

Received: 20 August 2013

Accepted: 12 May 2014



Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 35925-1	Data da Emissão: 13/02/2013 17:45	Data para Revalidação*: 15/03/2014
* De acordo com o art. 33 da IN 154/2009, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Gilberto Gonçalves Rodrigues	CPF: 435.252.610-04
Título do Projeto: COLONIZAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM DETRITOS FOLIARES EM RIACHO DE 1ª. ORDEM DA RESERVA BIOLÓGICA DE SALTINHO, PERNAMBUCO.	
Nome da Instituição : UFPE - UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO	CNPJ: 24.134.488/0001-08

Cronograma de atividades

#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)
1	1. Escolha dos trechos dos riachos para o estudo; 2. Coleta mensal dos macroinvertebrados.	02/2013	12/2013

Observações e ressalvas

1	As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e minerais, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passada, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas a autorização do Ministério de Ciência e Tecnologia.
2	Esta autorização NAO exime o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de obter as anuências previstas em outros instrumentos legais, bem como do consentimento do responsável pela área, pública ou privada, onde será realizada a atividade, inclusive do órgão gestor de terra indígena (FUNAI), da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, ou do proprietário, arrendatário, posseiro ou morador de área dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso.
3	Este documento somente poderá ser utilizado para os fins previstos na Instrução Normativa IBAMA nº 154/2007 ou na Instrução Normativa ICMBio nº 10/2010, no que especifica esta Autorização, não podendo ser utilizado para fins comerciais, industriais ou esportivos. O material biológico coletado deverá ser utilizado para atividades científicas ou didáticas no âmbito do ensino superior.
4	A autorização para envio ao exterior de material biológico não consignado deverá ser requerida por meio do endereço eletrônico www.ibama.gov.br (Serviços on-line - Licença para importação ou exportação de flora e fauna - CITES e não CITES). Em caso de material consignado, consulte www.icmbio.gov.br/sisbio - menu Exportação.
5	O titular de licença ou autorização e os membros da sua equipe deverão optar por métodos de coleta e instrumentos de captura direcionados, sempre que possível, ao grupo taxonômico de interesse, evitando a morte ou dano significativo a outros grupos; e empregar esforço de coleta ou captura que não comprometa a viabilidade de populações do grupo taxonômico de interesse em condição in situ.
6	O titular de autorização ou de licença permanente, assim como os membros de sua equipe, quando da violação da legislação vigente, ou quando da inadequação, omissão ou falsa descrição de informações relevantes que subsidiaram a expedição do ato, poderá, mediante decisão motivada, ter a autorização ou licença suspensa ou revogada pelo ICMBio e o material biológico coletado apreendido nos termos da legislação brasileira em vigor.
7	Este documento não dispensa o cumprimento da legislação que dispõe sobre acesso a componente do patrimônio genético existente no território nacional, na plataforma continental e na zona econômica exclusiva, ou ao conhecimento tradicional associado ao patrimônio genético, para fins de pesquisa científica, bioprospecção e desenvolvimento tecnológico. Veja maiores informações em www.mma.gov.br/cgen .
8	Em caso de pesquisa em UNIDADE DE CONSERVAÇÃO, o pesquisador titular desta autorização deverá contactar a administração da unidade a fim de CONFIRMAR AS DATAS das expedições, as condições para realização das coletas e de uso da infra-estrutura da unidade.

Outras ressalvas

1	A chefia da Unidade deverá ser informada tão logo quanto possível sobre qualquer anormalidade eventualmente verificada durante os trabalhos de campo.
---	---

Equipe

#	Nome	Função	CPF	Doc. Identidade	Nacionalidade
1	Iris Gabrielly Arruda dos Santos	Pesquisadora nível mestrado	075.853.114-19	7083451 SDS-PE	Brasileira

Locais onde as atividades de campo serão executadas

#	Município	UF	Descrição do local	Tipo
1		PE	RESERVA BIOLÓGICA DE SALTINHO	UC Federal

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº154/2007. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 38691853





Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 35925-1	Data da Emissão: 13/02/2013 17:45	Data para Revalidação*: 15/03/2014
* De acordo com o art. 33 da IN 154/2009, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Gilberto Gonçalves Rodrigues	CPF: 435.252.610-04
Título do Projeto: COLONIZAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM DETRITOS FOLIARES EM RIACHO DE 1ª. ORDEM DA RESERVA BIOLÓGICA DE SALTINHO, PERNAMBUCO.	
Nome da Instituição : UFPE - UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO	CNPJ: 24.134.488/0001-08

Atividades X Táxons

#	Atividade	Táxons
1	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Trichoptera (*Qtde: 15), Ephemeroptera (*Qtde: 20), Diptera (*Qtde: 1000), Odonata (*Qtde: 30), Plecoptera (*Qtde: 5), Coleoptera (*Qtde: 50)

* Qtde. de indivíduos por espécie/localidade/unidade de conservação, a serem coletados durante um ano.

Material e métodos

1	Método de captura/coleta (Invertebrados Terrestres)	Peneira, Rede entomológica, Captura manual, Outros métodos de captura/coleta(colonizacao a partir de litter bags)
---	---	---

Destino do material biológico coletado

#	Nome local destino	Tipo Destino
1	UFPE - UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO	

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº154/2007. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 38691853





Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 35925-1	Data da Emissão: 13/02/2013 17:45	Data para Revalidação*: 15/03/2014
* De acordo com o art. 33 da IN 154/2009, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Gilberto Gonçalves Rodrigues	CPF: 435.252.610-04
Título do Projeto: COLONIZAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM DETRITOS FOLIARES EM RIACHO DE 1ª. ORDEM DA RESERVA BIOLÓGICA DE SALTINHO, PERNAMBUCO.	
Nome da Instituição : UFPE - UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO	CNPJ: 24.134.488/0001-08

Registro de coleta imprevista de material biológico

De acordo com a Instrução Normativa nº154/2007, a coleta imprevista de material biológico ou de substrato não contemplado na autorização ou na licença permanente deverá ser anotada na mesma, em campo específico, por ocasião da coleta, devendo esta coleta imprevista ser comunicada por meio do relatório de atividades. O transporte do material biológico ou do substrato deverá ser acompanhado da autorização ou da licença permanente com a devida anotação. O material biológico coletado de forma imprevista, deverá ser destinado à instituição científica e, depositado, preferencialmente, em coleção biológica científica registrada no Cadastro Nacional de Coleções Biológicas (CCBIO).

Táxon*	Qtde.	Tipo de amostra	Qtde.	Data

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº154/2007. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 38691853





Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 35925-1	Data da Emissão: 13/02/2013 17:45	Data para Revalidação*: 15/03/2014
* De acordo com o art. 33 da IN 154/2009, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

Dados do titular

Nome: Gilberto Gonçalves Rodrigues	CPF: 435.252.610-04
Título do Projeto: COLONIZAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM DETRITOS FOLIARES EM RIACHO DE 1ª. ORDEM DA RESERVA BIOLÓGICA DE SALTINHO, PERNAMBUCO.	
Nome da Instituição : UFPE - UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO	CNPJ: 24.134.488/0001-08

* Identificar o espécime no nível taxonômico possível.

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº154/2007. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 38691853

