



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

TALITHA ROCHANNE ALVES ABREU DA COSTA

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA DO RESERVATÓRIO GAVIÃO
UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES.**

FORTALEZA

2013

TALITHA ROCHANNE ALVES ABREU DA COSTA

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA DO RESERVATÓRIO GAVIÃO
UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES.

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado Profissional em Gestão de Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito para obtenção do Título de Mestre em Gestão de Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. José Capelo Neto

Coorientador: Prof. Dr. Olmar Baller Weber

FORTALEZA

2013

TALITHA ROCHANNE ALVES ABREU DA COSTA

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA DO RESERVATÓRIO GAVIÃO
UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS COMO BIOINDICADORES.

Dissertação apresentada ao Mestrado Profissional em Gestão de Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, da Universidade Federal do Ceará, como requisito para obtenção do Título de Mestre em Gestão de Recursos Hídricos.

Aprovada em ____/____/____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. José Capelo Neto (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof.Dr. Olmar Baller Weber (Coorientador)
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA

Prof. Dra. Ana Bárbara de Araújo Nunes
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Francisco de Assis de Souza Filho
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dedico esse trabalho a minha mãe, Teresinha Alves da Silva, que sempre esteve do meu lado, apoiando minhas escolhas e aconselhando em todos os momentos. E minha avó Maria Cleonice de Abreu (*in Memorem*).

AGRADECIMENTOS

A Deus, por todas as horas difíceis que me ajudou a enfrentar.

A minha família, especialmente a minha mãe Teresinha Alves, por sempre acreditar no meu sucesso, pelo incentivo e amor.

Aos meus amigos, por estarem sempre ao meu lado em todos os momentos e compartilharem suas vidas comigo. De forma especial a Vinícius Leite, Nonato Ferreira, Daniely dos Santos, Clarice Melo, Charles Souza pela disponibilidade de tempo, conversas e trabalho em parceria no laboratório.

Ao meu amigo João Capistrano de Abreu Neto e meu primo Alessandro Alves Barbosa, que dispuseram do seu tempo para ir a campo nas minhas coletas.

À minha turma e todos os meus amigos do Mestrado em Gestão de Recursos Hídricos.

Ao meu orientador José Capelo Neto, pela competência, paciência, disponibilidade do seu tempo e apoio na realização desse estudo.

Aos meus professores, pelos ensinamentos e dedicação ao longo da jornada no Mestrado em Gestão de Recursos Hídricos.

À Universidade Federal do Ceará - UFC.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, por toda a dedicação aos alunos do Mestrado em Gestão de Recursos Hídricos.

A CAGECE, pela disponibilização de dados físico-químicos.

A EMBRAPA, em especial ao meu coorientador Dr. Olmar Welber, que concedeu a utilização do Laboratório de Microbiologia do Solo, bem como sua paciência e tempo.

A todos que direta ou indiretamente torceram por essa conquista e tiveram sua parcela de contribuição.

Muito obrigada.

“A água de boa qualidade é como a saúde ou a liberdade: só tem valor quando acaba.”

(Guimarães Rosa).

E nunca considerem seu estudo como uma obrigação, mas sim como uma oportunidade invejável de aprender, sobre a influência libertadora da beleza no domínio do espírito, para seu prazer pessoal e para o proveito da comunidade à qual pertencerá o seu trabalho futuro. (Albert Einstein)

RESUMO

A preocupação com processos que causam degradação da qualidade dos recursos hídricos e dos ecossistemas aquáticos tem se acentuado, principalmente, devido a enorme quantidade de poluentes e novas substâncias que adentram nesse meio. Objetivou-se, com este trabalho, ampliar o conhecimento sobre a comunidade de macroinvertebrados aquáticos do reservatório Gavião em Itaitinga (CE), onde ocorre a captação das águas para o sistema de abastecimento de água da região metropolitana de Fortaleza e avaliar como os organismos respondem à disposição dos resíduos da ETA Gavião, utilizando o índice BMWP'. As coletas foram realizadas mensalmente, empregando um coletor do tipo Surber (500 µm de abertura de malha) no período de outubro 2012 a maio de 2013. Foi coletado um total de 1.621 espécimes, distribuídos em 23 taxa. Mollusca foi o grupo dominante e frequente e Insecta apresentou maior riqueza. Segundo o índice BMWP', verificou-se que o reservatório Gavião encontra-se com suas águas em qualidade duvidosa.

Palavras-chave: Macroinvertebrados. Bioindicadores. Reservatório.

ABSTRACT

Currently, the concern with the processes that cause water quality and aquatic ecosystems degradation has been accentuated mainly due to the huge amount of pollutants and the new substances that enter this medium. This work aimed to increase knowledge of the macroinvertebrate communities in the Gavião Reservoir, Itaitinga (CE), where metropolitan region of Fortaleza water supply system has its uptake. It had also as objective to evaluate how organisms responded to the Gavião WTS waste disposal using the index BMWP '. Samples were collected monthly, employing a Surber collector (500 mm in mesh size) from October 2012 to May 2013. It was collected a total of 1,621 specimens, distributed in 23 rate. Mollusca was the dominant group and frequent Insecta showed greater variety. According to this index, it was found that Gavião reservoir's waters can be classified as a dubious quality one.

Keywords: Macroinvertebrate. Bioindicators. Reservoir.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 3.1 – Localização do Reservatório Gavião e pontos de coleta utilizados para a coleta de macroinvertebrados	21
Figura 3.2 – Ilustração dos principais componentes do Sistema de Abastecimento de Água Bruta da Região Metropolitana de Fortaleza	22
Figura 3.3 – Imagem da Wetland onde são lançados os resíduos da ETA Gavião	23
Figura 3.4 – Esquema de coleta, triagem e amostra dos macroinvertebrados	25

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Relação entre BMWP' e qualidade de água	27
Tabela 3.2 – Valor ASPT	28
Tabela 4.1 – Dados de água bruta do reservatório Gavião para alguns parâmetros físico-químicos	29
Tabela 4.2 – Dados da ETA Gavião para alguns parâmetros físico-químicos	30
Tabela 4.3 – Pontuação utilizada para o reservatório Gavião	31
Tabela 4.4 – Análise dos macroinvertebrados do Reservatório Gavião no período de outubro/2012 a maio/2013.....	34
Tabela 4.5 – Dados encontrado com o índice BMWP' para o reservatório Gavião, entres os meses de outubro de 2012 e maio de 2013	36
Tabela 4.6 – Dados encontrados com o método ASPT para o reservatório Gavião entre os meses de outubro 2012 a maio de 2013	36

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AQEM	Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates
ASPT	Average Score Per Táxon
BMWP'	Biological Monitoring Working Party
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
CETEC/MG	Fundação Centro Tecnológico de Pesquisa do Estado de Minas Gerais
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
COGERH	Companhia de Gestão de Recursos Hídricos
DIENI	Divisão de Infra-Estrutura e Energia Elétrica do Estado de Minas Gerais
DIMIM	Divisão de Extração de Minerais Metálicos do Estado de Minas Gerais
EUA	Estados Unidos da América
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPT	Porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera
ETA	Estações de tratamento de abastecimento
ETE	Estações de tratamento de esgoto
FEAM	Fundação Estadual de Meio Ambiente do estado de Minas Gerais
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
GAF	Grupos de Alimentação Funcional de Macroinvertebrados
HFBI	Hilsenhoff Family Biotic Index
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
ICB/UFMG	Laboratório de Ecologia de Bentos do Departamento de Biologia Geral,
INAG	Instituto de Água I.P.
PROURB-RH	Projeto de Desenvolvimento Urbano e Gestão dos Recursos Hídricos
RMF	Região Metropolitana de Fortaleza
SELAQUA/UFC	Seção Laboratorial de Qualidade de Água / Universidade Federal do Ceará
SRH/CE	Secretaria de Recursos Hídricos do Estado do Ceará
TBI	Trent Biotic Index
UFC	Universidade Federal do Ceará

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1	Estudos de bioindicadores	16
3	MATERIAL E MÉTODOS	21
3.1	Área de Estudo	21
3.2	Coleta dos macroinvertebrados	23
3.3	Triagem e análise das amostras	24
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
4.1	Variáveis físicas e químicas	29
4.2	Macroinvertebrados	30
5	CONCLUSÕES	39
	REFERÊNCIAS	40

1 INTRODUÇÃO

A preocupação com processos de degradação da qualidade dos recursos hídricos e ecossistemas aquáticos é atual e tem se acentuado, principalmente, devido à enorme quantidade de poluentes e novas substâncias que adentram nesse meio. O problema de deterioração dos recursos hídricos é ainda mais preocupante nas regiões áridas e semiáridas do globo por conta da irregularidade pluviométrica, da elevada taxa de evaporação/evapotranspiração ocasionadas por altas temperaturas, o que acarreta uma maior concentração de poluentes (GHEYI, 2012).

O uso diversificado e complexo dos recursos hídricos tem gerado impacto na economia regional e nacional, uma vez que os impactos qualitativos e quantitativos gerados incrementam os custos para recuperação de ecossistema aquático e tratamento de água. A água de má qualidade empobrece as populações locais, interfere na economia regional e destrói alternativas saudáveis de desenvolvimento sustentável (TUNDISI, 2008).

Quando se utilizam mananciais superficiais, para abastecimento de água humano, além da preocupação com a qualidade da água bruta há a necessidade de se ter atenção com uma série de subsistemas, dentre os quais a estação de tratamento de água é parte fundamental. Visto que, durante o processo de produção de água potável resíduos são gerados, e sem o devido tratamento podem trazer consequências negativas aos ecossistemas locais.

No Brasil, os resíduos gerados em estações de tratamento de água (ETAs) ainda são deixados em segundo plano na implantação de sistemas de tratamento de água. Apesar de existirem regulamentações, legislações ambientais e programas de gerenciamento para estações de tratamento de água prevendo instalações para dispor desses resíduos. Essa disposição inadequada dos resíduos sólidos produzidos em ETAs no meio ambiente pode gerar impactos, tanto pelo aumento da quantidade de sólidos e da turbidez em corpos d'água, como pelo provável aumento da sua toxicidade, comprometendo a estabilidade da vida aquática (SANCHES, 2003).

Mostrando se assim, importante à realização de estudos para avaliar os reais impactos causados pelo lançamento destes resíduos sem tratamento prévio, no meio ambiente. Tradicionalmente, a avaliação desses impactos ambientais em ecossistemas aquáticos é realizada através da medição de alterações nas concentrações de variáveis físicas e químicas. Porém Rinaldi (2007) afirma que, o uso das respostas biológicas como indicadores de

degradação ambiental é mais vantajoso em relação às medidas físicas e químicas da água, já que essas medidas consideram apenas o momento em que foram coletadas, como uma fotografia do ambiente, necessitando de um grande número de coletas para a viabilidade de um monitoramento temporal eficiente. Outra desvantagem é que, se forem feitas longe da fonte poluente, as medições químicas não serão capazes de detectar perturbações sutis sobre o ecossistema (BUSS, 2003).

As análises biológicas podem integrar espacial e temporalmente os efeitos dos poluentes, possibilitando estabelecer o estado do ecossistema (GOULART; CALLISTO, 2003). Felicidade *et al.* (2001) afirmam, ainda, que subsidiam quase imediatamente um melhor manejo do ambiente produzindo dados temporais médios dos efeitos da poluição e, permitem a avaliação, de maneira global, dos efeitos da dissolução dos poluentes no ambiente.

Assim, o estudo das intervenções humanas através de comunidades biológicas sensíveis aos efeitos dessas perturbações, portanto bioindicadores representam uma vantagem sobre os indicadores físico-químicos (ARRAES; LONGHIN, 2012). O uso desses indicadores biológicos permite ainda diagnosticar as condições limnológicas das áreas investigadas do ponto de vista da sua biodiversidade, uma vez que a estrutura da comunidade fica conhecida (JUNQUEIRA, 2000).

Segundo Gullan e Cranston (2008), comunidades de macroinvertebrados têm sido amplamente utilizadas como bioindicadores por uma série de razões como: são ubíquos, respondem a perturbações em todos os ambientes aquáticos e todos os períodos; o grande número de espécies que oferece amplo espectro de respostas; a fauna pode ser rica, mesmo em ambientes aquáticos de pequenas dimensões; apresenta metodologias de coleta simples e de baixo custo, que não afetam adversamente o ambiente e são relativamente fáceis de identificar segundo as metodologias existentes.

No Brasil várias iniciativas têm sido realizadas no intuito de identificar e caracterizar a estrutura dessas comunidades, mas alguns fatores dificultam esses estudos como: às grandes dimensões do país e sua elevada biodiversidade (MITTERMEIER *et al.*, 2005). Segundo Shimano *et al.* (2010), pesquisas com comunidades de invertebrados em ecossistemas límnicos, possuem maior número de trabalhos desenvolvidos nas regiões sudeste, sul e norte, refletindo a distribuição dos pesquisadores (FRANCISCHETTI *et al.*, 2004; CRISCI-BISPO *et al.*, 2007b; FIDELIS *et al.*, 2008; SIEGLOCH *et al.*, 2008).

No nordeste brasileiro ainda são poucos os trabalhos realizados incluindo o grau de sensibilidade da macrofauna (OTTONI, 2009). Apesar de sua importância hídrica o açude Gavião não possui estudos publicados com biomonitoramento e tão pouco levantamento da fauna de invertebrados como: moluscos, anelídeos, insetos e outros invertebrados. Segundo Sá (1998) a fauna aquática identificada é composta, principalmente, por anfíbios e peixe.

O presente estudo tem como objetivo iniciar o conhecimento sobre a comunidade de macroinvertebrados aquáticos do Reservatório Gavião no município de Itaitinga (CE) onde ocorre a captação das águas para o sistema de abastecimento de água da região metropolitana de Fortaleza e avaliar como os organismos respondem à disposição dos resíduos da ETA Gavião, utilizando o índice BMWP' para obter respostas desses impactos.

Descrevendo assim a riqueza e a composição de espécies de macroinvertebrados na montante do reservatório Gavião e a jusante da ETA Gavião e verificando a viabilidade do estudo de macroinvertebrados no impacto da qualidade da água e controle ambiental.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Estudos de bioindicadores

Organismos podem ser usados para monitorar mudanças ambientais, e isso vem sendo constatado com frequência ao longo da história. Durante a Revolução Industrial (séc. XIX), por exemplo, canários eram expostos em minas de carvão para monitorar a qualidade do ar. Caso ocorresse algum dano ao canário, ocasionado por concentrações elevadas de monóxido de carbono, evacuações do local eram realizadas, prevenindo possíveis danos à saúde dos trabalhadores (CAIRNS Jr.; PRATT, 1993).

Desde 1970, gestores e pesquisadores de recursos hídricos da América do Norte e da Europa Ocidental questionam que metodologias tradicionais de classificação de águas, baseadas em características físicas, químicas e bacteriológicas, não são suficientes para atender aos usos múltiplos da água. Portanto, deficientes na avaliação da qualidade estética, de recreação e ecológica do ambiente (BUSS, 2006).

A primeira determinação de indicadores biológicos da qualidade de água, com bases científicas, foi realizada na Alemanha por Kolkwitz e Marsson (1909) utilizando bactérias, fungos e protozoários. Porém praticamente quaisquer grupos podem ser utilizados como bioindicadores da qualidade das águas (GONÇALVES, 2007). A escolha do grupo biológico a ser adotado depende do objetivo do trabalho e de suas vantagens na operacionalização do monitoramento, os mais utilizados com esse intuito são as algas, macrófitas, peixes e macroinvertebrados.

Segundo Baptista (2003), apesar do desenvolvimento de metodologias de avaliação com diversos organismos, vários autores afirmam que o grupo de macroinvertebrados é o mais testado e utilizado. Na última década, mais de uma centena de índices bióticos foram criados, sendo que destes cerca de 60% são baseados na análise de macroinvertebrados (CZERNIAWSKA-KUSZA, 2005). Isso se deve a uma série de fatores já citados como: ciclo de vida longo, técnicas de coleta de baixo custo, fácil identificação, um grande espectro de respostas a impactos ambientais, são ubíquos, etc (GULLAN; CRANSTON, 2008).

Os primeiros estudos com biomonitoramento no Brasil ocorreram nos anos 90, quando os macroinvertebrados começaram a ser utilizados como bioindicadores da qualidade

da água (DOCILE; FIGUEIRÓ, 2013). Porém, tradicionalmente, a avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos no Brasil, ainda tem sido realizada através da medição de alterações nas concentrações de variáveis físico-químicas juntamente com a avaliação de variáveis microbiológicas (coliformes totais e fecais). Constituindo-se como ferramenta fundamental na classificação e enquadramento de rios e córregos em classes de qualidade de água e padrões de potabilidade e balneabilidade humanas (RODRIGUES, 2007).

Entretanto, as agências ambientais brasileiras têm apresentado alguns protocolos para o uso do biomonitoramento, mas ainda são incipientes os estudos que estabeleçam padrões de coleta, identificação, avaliação e classificação. Porém, por não disporem de pessoal ou recursos suficientes para o estabelecimento desses padrões, isso acaba ficando a cargo das universidades e centros de pesquisa (BUSS, 2003). Temos como exemplo dessas iniciativas o protocolo desenvolvido pela CETESB (2012) intitulado “Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo”, seguindo uma abordagem multimétrica.

Podemos destacar também alguns grupos de pesquisa e divisões na Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM) do Estado de Minas Gerais, como: a DIMIM (Divisão de Extração de Minerais Metálicos) e a DIENI (Divisão de Infra-Estrutura e Energia Elétrica). Elas têm utilizado as comunidades de macroinvertebrados respectivamente, para avaliações de impactos de minerações e usinas hidrelétricas e no monitoramento de medidas de controle ambientais (GOULART; CALLISTO, 2003).

Em relação às universidades, o Laboratório de Ecologia de Bentos do Departamento de Biologia Geral, ICB/UFMG vem estudando desde 1997 as comunidades de macroinvertebrados em diversas bacias hidrográficas, principalmente as cabeceiras das bacias dos rios Doce e São Francisco, na Serra do Cipó (GOULART; CALLISTO, 2006).

O CETEC (Fundação Centro Tecnológico de Pesquisa do Estado de Minas Gerais) tem se concentrado na avaliação da qualidade da água na bacia do Alto Rio das Velhas, utilizando principalmente índices biológicos, como por exemplo, o índice saprobiótico e BMWP'. Estes índices estabelecem classes de qualidade de água em função da presença de determinadas famílias de macroinvertebrados.

O estudo destes organismos como bioindicadores de qualidade de água, apesar de recente no Brasil (menos de 20 anos), é amplamente utilizado na Europa (Inglaterra e Espanha), Austrália, Estados Unidos e Canadá. Na Europa, a pouco mais de um século, surgiu

à ideia de utilizar os organismos existentes nos ecossistemas aquáticos como bioindicadores de qualidade de água, associando-se a poluição do meio (PASQUALETTO, 2004).

Dentre estes países, os Estados Unidos apresentam-se em um estágio mais avançado quanto à utilização dos macroinvertebrados e outros grupos de organismos na avaliação de impactos ambientais, dos cinquenta estados que constituem o país, quarenta e dois utilizam índices biológicos multimétricos (GOULART; CALLISTO, 2003). Desde 1972, a Unidade de Biomonitoramento do Departamento de Conservação Ambiental do Estado de Nova York, tem usado macroinvertebrados aquáticos para monitorar a qualidade da água dos rios e córregos do Estado (BODE, 2004).

Além dos EUA outras regiões como, por exemplo: a Austrália e diversos países europeus também apresentam avanços no uso de sistemas de biomonitoramento de córregos, (ALAÍDE, 2004). Na América do Sul, países como Argentina, Brasil, Chile, Paraguai e Uruguai estão desenvolvendo ações conjuntas e atividades de monitoramento para controle da qualidade da água, como: estudos para avaliar o impacto dos usos do solo na contaminação dos recursos hídricos e realização de programas para capacitação de gestores de recursos hídricos no intuito de estimular políticas públicas de longo prazo para a gestão de bacias (TUNDISI, 2008).

No estado do Ceará, estudos com macroinvertebrados têm sido em sua maioria desenvolvidos na zona costeira ou em áreas estuarinas com foco em levantamento da fauna local e monitoramento de poluição (VIANA *et al.*, 2005; YUNDA, 2007; OSÓRIO *et al.*, 2009). Estudos em habitat dulcícolas têm sido realizados com algas e macrófitas, comunidade zooplancônica, destacando o trabalho “Composição e variação sazonal da comunidade zooplancônica em três reservatórios da região metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil” (LEITÃO, 2003), e algumas vezes não estão diretamente relacionados à qualidade da água.

Segundo Buss (2001) o principal desafio para os países em desenvolvimento esta na necessidade urgente de instalação de programas de biomonitoramento, tanto a etapa “básica” quanto a “aplicada” que devem ser realizadas simultaneamente, o que pode ocasionar algumas dificuldades em sua fase inicial, mas sem impedir sua aplicação. Neste momento, diversos autores sugerem que haja uma revisão da legislação ambiental brasileira pertinente à qualidade de água de ecossistemas aquáticos, bem como da adoção deste método pelos demais órgãos e/ou divisões de licenciamento ambiental.

Para analisar os aspectos biológicos dos ecossistemas, duas metodologias vêm sendo utilizadas. Os métodos “bottom-up” utilizam fundamentalmente dados de laboratório

por meio de experimentação em sistemas simples com subsequente extrapolação para sistemas mais complexos. A metodologia “top-down” avalia, em nível macro, os impactos ambientais por meio da medição da alteração da organização estrutural e funcional das comunidades biológicas ou dos ecossistemas (QUEIROZ *et al.*, 2008).

A primeira abordagem “top-down” visando à determinação de indicadores biológicos da qualidade de água realizada por Kolkwitz & Marsson, ficou conhecida como índice de saprobidade e focava que a abundância de organismos nas áreas poluídas era determinada por causa de suas características fisiológicas e comportamentais, que os permitia suportar estas condições. Portanto, ambientes onde eram encontrados elevados números desses organismos foram estabelecidos como poluídos (SILVA, 2006).

Atualmente, muitos países ainda utilizam metodologias baseadas na mesma filosofia, sendo chamadas de índices bióticos. Esses índices consistem em atribuir uma pontuação para cada grupo taxonômico, baseada em sua tolerância ao impacto e o somatório desses valores determina a qualidade da água do local. Diversos índices bióticos surgiram e foram testados desde então (ARIAS, 2007).

A base para a maioria dos índices modernos veio de uma série de estudos que culminou no “Trent Biotic Index” (TBI). A partir do TBI foi desenvolvido por Chandler (1970), o “Chandler’s Score System”, que por sua vez contribuiu com o índice BMWP (*Biological Monitoring Work Party Escore System*) desenvolvido pelo por um grupo de trabalho do Departamento de Meio Ambiente britânico, em 1976. O objetivo principal do desenvolvimento desse trabalho foi à elaboração de um sistema de biomonitoramento para os rios da Inglaterra (GONÇALVES, 2007).

No Reino Unido em 1997, com o intuito de tornar o BMWP’ mais eficiente foi desenvolvido, o índice BMWP’- ASPT (Average Score Per Taxon), que consiste no resultado entre o escore obtido no cálculo do BMWP’ e o número de famílias pontuadas na amostra, e corresponde à média dos valores de cada família encontrada.

Este índice foi ainda adaptado para os rios da península Ibérica por Alba-Tercedor (1996) sendo diferenciado com uma apóstrofe no final da sigla (BMWP’), e no Brasil à fauna de Minas Gerais por Junqueira e colaboradores (2000) e para fauna do Paraná por Loyola (2000), sendo este último utilizado pelo IAP (Instituto Ambiental do Paraná) em biomonitoramento de sistemas hídricos.

Outros índices bastante utilizados para biomonitoramento são, o HFBI (Hilsenhoff Family Biotic Index) (HILSENHOFF, 1977), e o índice EPT (Porcentagem de

Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) (LENAT, 1988) desenvolvidos nos EUA. O HFBI consiste nas pontuações resultantes da seguinte fórmula: $HFBI = \sum nVT / N$, onde: VT é o valor de tolerância de cada família, n = número de indivíduos em cada família, e N = número total de indivíduos (GONÇALVES; MENEZES, 2011).

Já o índice EPT considera todos os organismos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera presentes na amostragem, sendo calculada a abundância relativa destas ordens em relação ao número total de organismos da amostra. Quando maior a abundância relativa desses táxons no local, maior também será considerada a qualidade da água, baseado no fato que a maioria dos organismos dessas ordens é mais sensível à poluição orgânica (CARRERA; FIERRO, 2001).

Outra forma de abordagem para caracterizar a saúde ambiental é a categorização de grupos de alimentação funcional de macroinvertebrados (GAF), ou seja, são guildas tróficas que agrupam qualitativamente macroinvertebrados que utilizam os mesmos recursos (CUMMINS *et al.*, 2005). Um desvio na abundância esperada destes grupos pode indicar uma perturbação da comunidade, uma vez que os grupos funcionais são sensíveis às mudanças naturais que ocorrem ao do corpo hídrico, bem como às alterações nos padrões, resultantes de impacto humano (SILVEIRA, 2004).

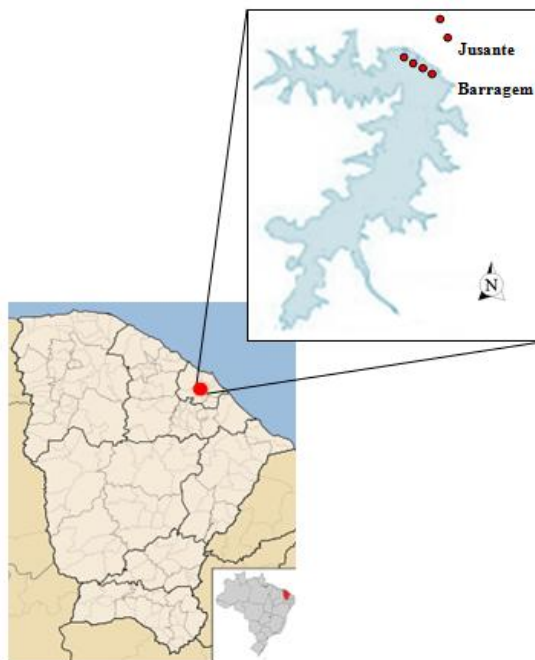
3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em quatro pontos do Reservatório Gavião ($3^{\circ}55'34''S$, $38^{\circ}33'55''W$) situado no estado do Ceará, aproximadamente 30 quilômetros da cidade de Fortaleza, com limites geográficos entre os municípios de Pacatuba e Itaitinga, e em dois pontos localizados a jusante, cerca de 1,4 km da barragem do reservatório, onde é lançado o lodo da ETA (Figura 3.1).

Estes pontos foram escolhidos levando em consideração: acessibilidade, substratos diferentes como, por exemplo, presença e ausência de macrófitas ou rochas, profundidade variante entre 1 e 2 metros, pois para a maioria dos lagos e reservatórios a abundância e número de táxons bentônicos são mais elevados na zona litoral (SMILJKOV *et al.*, 2008). Procurou-se manter uma equidistância entre os pontos.

Figura 3.1 – Localização do Reservatório Gavião e dos pontos utilizados para a coleta de macroinvertebrados.



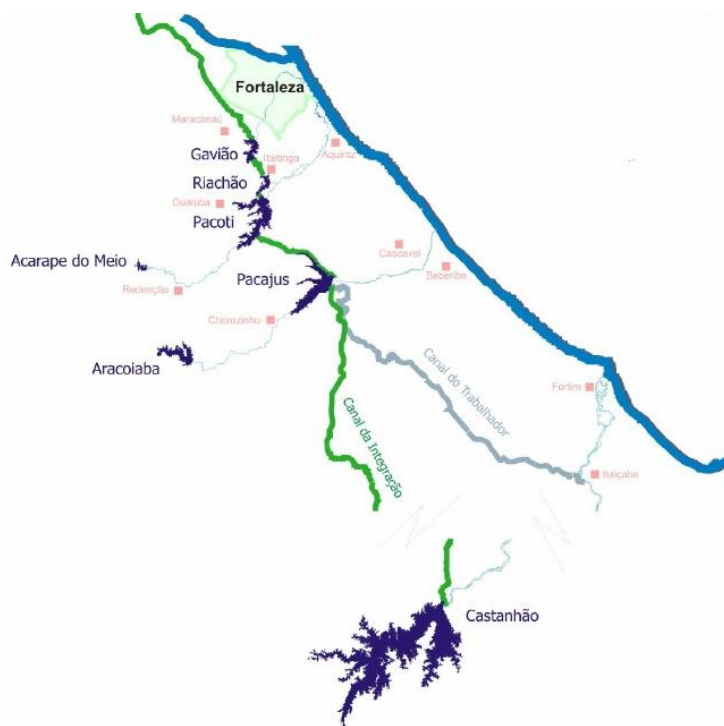
Fonte: Adaptado de Abreu (2006)

O reservatório integra o sistema das bacias metropolitanas, apresentando uma capacidade de 30 hm^3 , é formado a partir do barramento do rio Cocó e da contribuição dos

reservatórios Pacajus, Pacoti - Riachão e do canal da integração (Figura 3.2). É responsável pelo abastecimento de água potável para alguns municípios da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF) (FREIRE, 2007).

Uma Estação de Tratamento de Água (ETA), localizada a jusante da barragem e operada pela Companhia de Águas e Esgotos do estado do Ceará - CAGECE foi projetada para a utilização de tecnologia de tratamento convencional, com capacidade de 3,0m³/s. Atualmente, com adaptações em seu procedimento operacional, adota a tecnologia de filtração direta o que proporcionou o aumento da vazão para 10,0m³/s (CAGECE, dados não publicados).

3.2 – Ilustração dos principais componentes do Sistema de Abastecimento de Água Bruta da Região Metropolitana de Fortaleza.



Fonte: Freire (2007).

Este procedimento usa como agentes coagulantes o cloreto de polialumínio e um polímero orgânico catiônico, e como agentes oxidantes, o dióxido de cloro e o cloro. Aplica ainda, como parte dos esforços do Ministério da Saúde para diminuição das cáries dentárias em crianças, o ácido fluorsilícico.

O período chuvoso se concentra entre fevereiro e maio, cujos valores, representam mais de 75% da precipitação anual, em média é de 1066 mm/ano. O potencial de evaporação varia em torno de 1700 mm/ano e a temperatura média anual é de 26°C (DATSENKO, 2000). Os ventos predominantes são os Alísios de sudeste que sopram com mais intensidade no período não chuvoso. Nos meses de maior pluviometria, a duração de incidência de luz solar atinge uma faixa em torno de 6,0 horas por dia; no auge da estiagem sobem a cerca de mais de 8,0 horas por dia (SRH/FUNCEME/PROURB-RH, 2002).

As Bacias Metropolitanas são formadas por embasamento cristalino e representadas por um Complexo Gnáissico-Migmatítico e rochas graníticas, predominando os solos argissolos vermelho-amarelos, neossolos litóticos e neossolos flúvicos (COGERH, 2010). A faixa de mata ciliar (área de proteção permanente) do reservatório Gavião apresenta-se composta em sua quase totalidade por vegetação arbórea, estando áreas antropizadas restritas a uma pequena mancha na sua margem direita. A área imediatamente a jusante do reservatório, localiza-se uma área úmida artificial (Wetland) em que são lançados sem tratamento os resíduos de lavagem dos filtros da ETA Gavião (Figura 3.3).

Figura 3.3 – Imagem da saída da Wetland onde são lançados os resíduos da ETA Gavião.



Fonte: Elaborada pelo autor.

3.2 Coleta dos macroinvertebrados

As coletas da epifauna foram realizadas entre os meses de outubro de 2012 e maio de 2013, exceto meses de março e abril quando não foi possível efetuar coletas. Ocorreram no período da manhã, em quatro pontos da zona litoral da barragem do Reservatório Gavião

(denominadas P1, P2, P3, P4) e dois a jusante (denominados J1 e J2), onde é lançado o lodo da ETA. Em cada ponto foram realizadas três amostras, com intervalos de 3 minutos entre elas, com intenção de redução de sua variabilidade.

Foi empregado um coletor do tipo Surber com armação metálica com largura de 25cm (quadrada) (INAG, 2008) suportando a rede de amostragem de malha de 0,5mm (500 µm) proposto pela padronização normativa ISO na Europa (AQEM 2002). Na parte superior foi inserida uma corda que permitiu um melhor manuseio do coletor pelo operador, por ser um ambiente lântico e apresentar baixo fluxo de corrente na água.

O material coletado contendo água do local e macrófitas foi imediatamente acondicionado em sacos plásticos, para melhor triagem dos macroinvertebrados nelas aderidos, sendo devidamente etiquetados em seguida. Essas amostras foram triadas em até 48 horas após a coleta, já que não foram fixadas em campo (INAG, 2008).

Após o esvaziamento da rede, esta foi examinada a fim de verificar se havia no seu interior algum organismo retido. Estes foram retirados com auxílio de pinças, ou virando a rede ao avesso, lavando-a para dentro de tabuleiros plásticos e depois acondicionados em frascos plásticos com sistema de fecho estanque e etiquetados, constando: local de amostragem, data etc. Estas amostras foram fixadas no campo depois de retirada toda a água e o material coberto em sua totalidade com etanol 90%. (INAG, 2008).

Posteriormente esse material foi transportado ao laboratório de Água e Solo da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA, para a triagem e identificação dos organismos.

3.3 Triagem e análise das amostras

No laboratório, todo o material foi lavado em uma peneira com malha de 0,5mm (500 µm) tomando o cuidado para evitar a deterioração dos organismos presentes, principalmente nas amostras fixadas em campo com etanol 90%, por apresentarem-se mais frágeis à manipulação. Após a lavagem, todo o material de dimensões superiores a 0,5mm foi colocado em tabuleiros de plástico com uma pequena porção de água, fazendo-se uma análise minuciosa, e sendo retirados os organismos presentes com o auxílio de uma pinça.

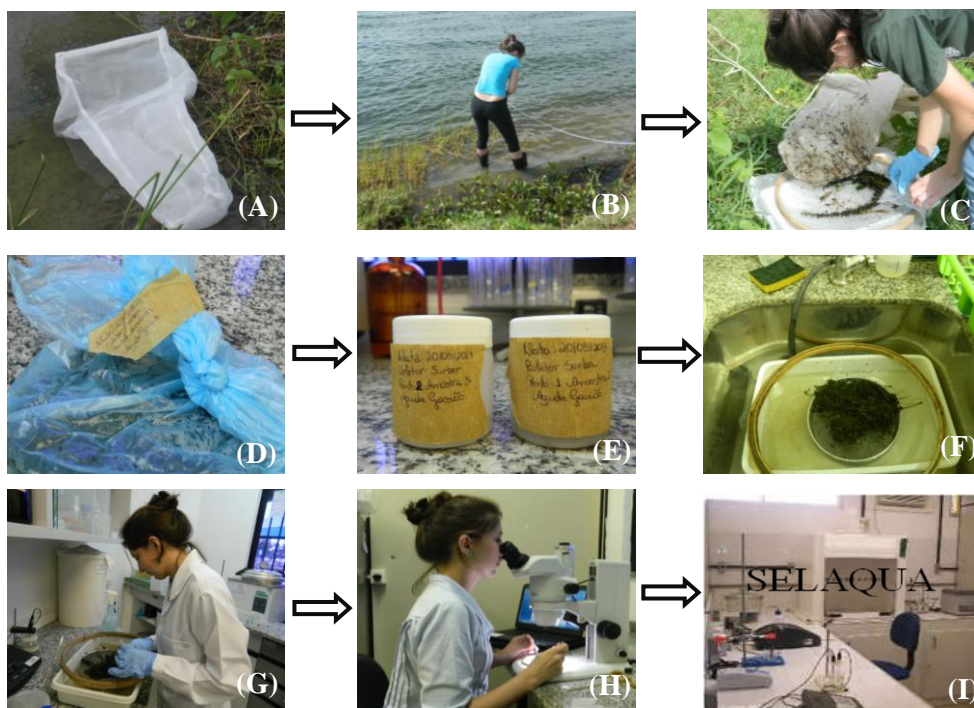
O processo de triagem dos invertebrados iniciou-se com sua separação em grandes grupos, no sentido de facilitar a sua posterior identificação a olho nu. Foram

descartados exúvias, conchas vazias e fragmentos como pernas, antenas ou asas, não sendo contados como um organismo. Os animais recolhidos foram conservados em etanol 70%.

Posteriormente, realizou-se a identificação dos organismos, até o nível taxonômico de família, mediante o uso estereomicroscópico binocular Nikon SMZ745T, com *zoom* de ampliação de 10-50x e auxílio de literatura (AGUDO-PADRÓN, 2008; BENNETTI *et al.*, 2006; GARCIA-DAVILA; MAGALHÃES, 2003; LEITE; SÁ, 2010; PES *et al.*, 2005; SOUZA *et al.*, 2007) e chaves pictóricas (ALMEIDA *et al.* 2008; BIS; KOSMALA, 2005; CLIFFORD, 1991; MORETTI, 2004; PINHO, 2008; SEGURA *et al.*, 2011).

Estes organismos foram acondicionados em microtubos, preservados em etanol 70%, rotulados apropriadamente e depositados na Seção Laboratorial de Qualidade de Água - SELAQUA, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará (Figura 3.4).

Figura 3.4 – Esquema de coleta, triagem e amostra dos macroinvertebrados. (A) Coletor Surber, com malha de 0,5mm. (B) Manuseio do coletor. (C) Material coletado. (D) Material acondicionado (saco plástico e triados em até 48h). (E) Material acondicionado (frascos plásticos fixadas com etanol 90%). (F) Lavagem em água corrente do material. (G) Triagem do material. (H) Identificação dos organismos. (I) Local de depósito dos organismos (SELAQUA).



Fonte: Elaborada pelo autor.

A qualidade das águas foi avaliada pelo método de monitoramento do "Biological Monitoring Working Party Score System - BMWP" (NATIONAL WATER COUNCIL, 1981) citada por Alba-Tercedor e Sánchez-Ortega (1988) e Hellawell (1989), por ser considerado um método relativamente rápido e simples de avaliar a qualidade biológica da água, uma vez que se baseia na identificação dos organismos até o nível taxonômico da família (FONSECA, 2011).

Esse índice consiste em atribuir uma pontuação para cada família, que são comumente encontradas em ambientes lóticos e lênticos. Estas estão ordenadas em 10 grupos, sendo conferido a cada grupo um valor numérico preestabelecido de acordo com sua tolerância à poluição.

As pontuações são feitas de forma qualitativa e não quantitativa, de modo que somente um exemplar é contado da respectiva família. A pontuação varia entre 1 e 10, onde as famílias intolerantes à poluição tem pontuações mais altas e famílias tolerantes à poluição tem pontuações mais baixas (ARMITAGE *et al.*, 1983). Ao efetuar o somatório de todas as pontuações relativas às famílias presentes em cada amostra, foi possível enquadrar os valores obtidos nas sete classes de qualidade e assim obter uma classificação da qualidade biológica dos locais amostrados.

Para este trabalho, utilizou-se a tabela de scores do BMWP' comparando-se os valores de tolerância de cada família encontrados por Alba-Tercedor e Sanchez-Ortega (1988), Alba-Tercedor (1996) e Alba-Tercedor (2000), além das adaptações realizadas especificamente para o Brasil desenvolvidas por Cota *et al.* (2002), Baldan (2006), Loyola (1998) e Toniolo *et al.* (2001).

Foi considerado como o valor de tolerância de família aquele que mais se repetiu entre esses trabalhos. O índice de Alba-Tercedor (1988, 1996, 2000) foi preponderante, pois apresentou uma maior representatividade de taxa coletados do que Artimage (1983) e Junqueira e Campos (1998). Este último trabalho apresentou uma construção restrita de taxa e valores.

Para as famílias Ampullaridae e Noteridae, não foram encontrados valores nem em Alba-Tercedor (1988, 1996, 2000) nem nos outros autores que fizeram adaptações e inclusões nesse índice. Portanto, utilizou-se o valor encontrado respectivamente em Junqueira (2009) e Monteiro *et al.* (2008). Para as famílias Pionidae, Miopsidae, Arrenuridae, utilizou-se o valor de Hydracarina. Para espécimes classificados até ordem não foi atribuído valor, a partir disso foi elaborada uma tabela apenas com as famílias coletadas neste trabalho.

Para correlacionar o índice biótico BMWP' dos meses amostrados e a qualidade da água do reservatório Gavião, foi realizado o somatório da pontuação das famílias presentes nos pontos 1,2,3 e 4 seguindo a tabela elaborada com as famílias coletadas, e os resultados relacionados entre os valores do índice com sete graus de contaminação, assinalando-os com a qualidade da água. Optou-se por utilizar a mescla da tabela de Qualidade de Água do Instituto Ambiental do Paraná – IAP (IAP, 2003), por possuir uma faixa mais ampla de valores e ser mais didática (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 – Relação entre BMWP' e qualidade de água.

Classe	Qualidade	Valor	Significado	Cor
I	Ótima	> 150	Águas muito limpas (águas pristinas)	Lilás
II	Boa	121 - 150	Águas limpas, não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado	Azul escuro
III	Aceitável	101 - 120	Águas muito pouco poluídas, ou sistema já com um pouco de alteração	Azul claro
IV	Duvidosa	61 - 100	São evidentes efeitos moderados de poluição	Verde
V	Poluída	36 - 60	Águas contaminadas ou poluídas (sistema alterado)	Amarelo
VI	Muito Poluída	16 - 35	Águas muito poluídas (sistema muito alterado)	Laranja
VII	Fortemente Poluída	< 16	Águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado)	Vermelho

Fonte: IAP (2003).

Foi também utilizado o índice ASPT (Average Score Per Taxon) que é o resultado da divisão do valor encontrado no BMWP' pelo total de famílias encontradas nos pontos. Considerou-se que os pontos 1,2,3 e 4 amostram uma área comum sendo então utilizado o valor mensal encontrado nestes pontos. A utilização do índice ASPT é importante para confirmar os resultados obtidos pelo BMWP' (CLARKE *et al.*, 2002; COTA *et al.*, 2002; JUNQUEIRA *et al.*, 2000; PAZ *et al.*, 2008), e também oferece uma tabela de classificação da qualidade da água conforme Tabela 3.2 (MANDAVILLE, 2002).

Para a classificação do modo de alimentação dos macroinvertebrados, foram utilizadas cinco categorias: (1) coletores-catadores - ingerem pequenas partículas de matéria orgânica por coleta nos depósitos de sedimento; (2) coletores-filtradores - capturam, por

filtração, pequenas partículas de matéria orgânica em suspensão na coluna d'água; (3) fragmentadores - mastigam detrito ou tecido de planta vascular vivo ou escavam madeira; (4) predadores - engolem a presa inteira ou ingerem os fluidos do tecido corporal; (5) raspadores – raspam rochas, superfícies de madeiras, caule e raízes de plantas aquáticas, alimentando-se de algas, bactérias, fungos e matéria orgânica morta adsorvidos aos substratos (CUMMINS; MERRITT, 1996).

Tabela 3.2 – Valor ASPT

Valor ASPT	Qualidade da Água
> 6	Água Limpa
5 – 6	Qualidade Duvidosa
4 – 5	Poluição Moderada
< 4	Poluição Grave

Fonte: Mandaville (2002).

Os dados de precipitação pluviométrica foram obtidos no posto pluviométrico do município de Itaitinga-CE através da Fundação Cearense de Meteorologia – FUNCEME referentes ao período de outubro de 2012 a maio de 2013, que compreenderam os meses de coleta.

Para a avaliação da qualidade da água bruta do reservatório Gavião e da água de lavagem dos filtros, foram utilizados também dados físico-químicos (pH, dureza total, condutividade, alumínio total, sólidos totais dissolvidos e materiais flutuantes) de qualidade de água fornecidos pela Companhia de Água e Abastecimento do Ceará - CAGECE para avaliação de algumas variáveis abióticas, a fim de comparar os dois resultados. As metodologias de análises da água bruta e água de lavagens dos filtros são baseadas no Standard Methods.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Variáveis físicas e químicas

A vazão afluente e efluente ao reservatório Gavião manteve-se praticamente constante (8200 L/s) com volume útil variando entre 90 e 95% da capacidade máxima (33,30 hm³). Não ocorreram chuvas nos meses de outubro, novembro e dezembro de 2012 na Bacia Hidrográfica do reservatório Gavião, e nos reservatórios Pacajus, Pacoti - Riachão que transpõem água para o mesmo.

Já nos meses de janeiro, fevereiro e maio de 2013 ocorreram precipitações na Bacia do reservatório Gavião, bem como nos reservatórios que contribuem para ele com média em janeiro de Pacajus (14,4mm), Pacoti-Riachão (52,9mm) e Gavião com (61 mm), em fevereiro Pacajus (43mm), Pacoti-Riachão (93,4mm) e Gavião (227,7mm), em maio Pacajus (150,4mm), Pacoti-Riachão (120,5mm) e Gavião com (124,9mm) (FUNCEME, 2013).

As águas do reservatório Gavião apresentaram valores de pH variando na faixa entre 7,6 em novembro e 8,4 em janeiro. A dureza foi branda no mês de outubro, apresentando valor de 130 mg CaCO₃.L⁻¹, e média nos outros meses avaliados, com máxima de 174,7 mg CaCO₃.L⁻¹ em dezembro. O alumínio obteve valores entre 0,04 mg Al.L⁻¹ em novembro e dezembro, 0,03 mg Al.L⁻¹ em outubro de 2012 e 0,02 mg Al.L⁻¹ em janeiro e fevereiro de 2014 como pode ser observado na tabela 4.1.

Tabela 4.1– Dados de água bruta do reservatório Gavião para alguns parâmetros físico-químicos.

Parâmetros físico-químicos	2012			2013		
	out	nov	dez	jan	fev	mai
pH	8,0	7,6	8,0	8,4	8,3	-
Dureza Total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	130	155	174	172	172	166
Condutividade (μS.cm ⁻¹)	788	802	832	828	811	728
Alumínio Total (mg Al.L ⁻¹)	0,03	0,04	0,04	0,02	0,02	-
Sólidos Totais Dissolvidos(mg.L ⁻¹)	433	441	457	517	446	400

Fonte: CAGECE, 2013.

A condutividade, considerada alta para água bruta variando de 728,9 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no mês de maio a 832,5 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no mês de dezembro. Segundo a CETESB (2009), águas com valores superiores a 100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ podem indicar ambientes impactados, porém, no caso do estado do Ceará, devido às altas taxas de evaporação, este parâmetro não pode ser usado como indicativo de poluição ou impacto antrópico.

Já o lodo produzido na ETA apresentou pH entre 6,9 em novembro e 7,3 em janeiro. Houve variação na concentração de alumínio no lodo entre os meses de janeiro de 2013 e dezembro de 2012, com uma concentração de máxima de 1,08 $\text{mg Al}\cdot\text{L}^{-1}$ e mínima de 0,08 $\text{mg Al}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivamente (Tabela 4.2).

Tabela 4.2 – Dados da ETA Gavião para alguns parâmetros físico-químicos.

Parâmetros físico-químicos	2012			2013		
	out	nov	dez	jan	fev	mai
pH	7,1	6,9	7,1	7,3	7,1	-
Alumínio Total ($\text{mg Al}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,2	0,4	0,08	1	0,7	-
Materiais Flutuantes	AU	PS	AU	PS	PS	-

AU – ausente; PS – presente.

Fonte: CAGECE, 2013.

4.2 Macroinvertebrados

Foi coletado um total de 1.621 espécimes, distribuídos em 4 filos (Annelida, Mollusca, Platyhelminthes, Arthropoda), 6 classes (Clitellata, Gastropoda, Turbellaria, Arachnida, Malacostraca, Insecta), e 23 famílias, sendo dois espécimes classificados apenas até ordem. A partir da identificação desses macroinvertebrados foi elaborada a tabela com a pontuação para cada táxon utilizada para o reservatório Gavião (Tabela 4.3).

Destes, 338 espécimes foram coletados nos meses de outubro, novembro e dezembro de 2012 (período de estiagem), e 1283 nos meses de janeiro, fevereiro e maio de 2013 (período chuvoso). Janeiro apresentou o maior número de espécimes coletados (489) e dezembro o menor com apenas 77 espécimes. A menor riqueza taxonômica ocorreu em novembro de 2012 e a maior riqueza no mês de fevereiro de 2013. Em Abílio *et al.* (2007) nos Reservatórios Taperoá II e Namorado (São João do Cariri – PB) a maior riqueza taxonômica e abundância também ocorreram no período chuvoso.

Tabela 4.3 – Pontuação utilizada para o reservatório Gavião.

Táxon	Pontuação	Grau de tolerância a poluição
Lestidae, Libellulidae	8	Menor tolerância
Polycentropodidae	7	↓
Thiaridae, Palaemonidae, Ancylidae,	6	
Noteridae*	5	
Caenidae, Baetidae, Stratiomyidae, Hydracarina	4	
(Pionidae, Mideopsidae, Arrenuridae)		
Gerridae, Mesoveliidae, Notonectidae, Corixidae,	3	
Glossiphonidae, Physidae, Planorbidae, Hydrobiidae,		
Ampullariidae**		
Chironomidae	2	Maior Tolerância

Fonte: Adaptado de Alba Tercedor e Sánchez-Ortega (1988, 1996, 2000).

**Junqueira (2009)

* Foi atribuído o valor aproximado de 5 de acordo com Monteiro (2008).

Isso pode ocorrer porque algumas espécies variam com a mudança das estações climáticas, ou seja, a comunidade da época de chuva pode vir a ser diferente daquela da época de estiagem (BISPO; OLIVEIRA, 2007), devido a ciclo de reprodução, por exemplo. Mas segundo Sonada (2010), os dois períodos são igualmente eficientes para informar sobre o estado da água; desde que, quando houver uma comparação de uma série de dados de anos diferentes, as informações sejam da mesma época climática.

O ponto P1 foi o que obteve maior número de espécimes coletados (1.030) seguido do ponto P2 (369), ponto P3 (209) e o ponto P4 com apenas 13 espécimes. Essa diferença entre os pontos pode estar relacionada ao fato de que P1 e P2 apresentaram maior quantidade de macrófitas aquáticas e P3 e P4 apresentaram macrófitas em pontos espaçados.

Segundo Shimabukuro e Henry (2011) nos reservatórios, a comunidade de zona litorânea possui uma composição mais diversificada pela maior disponibilidade de recursos como macrófitas aquáticas, que desempenham um importante papel como substrato, lugar de refúgio e alimentação de macroinvertebrados, e também mantém a estabilidade do substrato, permitindo uma maior densidade de organismos (TANIWAKI, 2011). Além disso, nos pontos P3 e P4 o substrato formado por rochas da parede do reservatório dificultou a

amostragem nessa região. Sendo necessária a utilização de outros métodos para avaliação da fauna nesses pontos.

Podemos observar que o número de famílias coletadas no Reservatório Gavião ficou próximo a de outros reservatórios. No Brasil podemos citar um reservatório em cascata, Reservatório Paranapanema, que apresentou um número de 26 famílias descritas e 100 táxons no total, com trechos eutróficos e uma recuperação de fauna no final do trecho (JORCIN; NOGUEIRA, 2008).

Já o reservatório Americana, no estado de São Paulo, foram coletados 19 táxons de macroinvertebrados distribuídos nos seguintes grupos: Gastropoda, Oligochaeta, Hirudinea, Diptera (Chaoboridae, Chironomidae, Ceratopogonidae e Stratiomyidae) e Ephemeroptera. Chironomidae foi o grupo com maior riqueza, demonstrando que a estrutura atual da comunidade no reservatório é provavelmente uma conseqüência do adiantado estado de degradação ambiental. Assim como no reservatório Gavião, foi observada nesse reservatório a ocorrência da espécie exótica *Melanoides tuberculata* (PAMPLIN *et al.*, 2006).

No reservatório Bodocongó, localizado em uma região de semi-árido da Paraíba, foram coletadas 11 famílias e sua qualidade de água classificada como crítica (VIANA *et al.*, 2013), destas 8 famílias (Chironomidae, Thiaridae, Ampullaridae, Ancyliidae, Planorbidae, Libellulidae, Physidae e Baetidae) também foram coletas no Gavião. O molusco da espécie exótica *Melanoides tuberculatus* (MÜLLER, 1774) pertencente à família Thiaridae, apresentou uma representatividade alta (91,8 %) durante o estudo realizado.

Em um estudo realizado no reservatório Beyler na Turquia, os resultados mostraram moderada riqueza de macroinvertebrados com 35 espécies coletadas, destas 5 famílias tiveram representantes no açude Gavião (Physidae, Chironomidae, Baetidae, Caenidae e Corixidae). O resultado dessa riqueza moderada foi atribuído a degradação por fertilizantes utilizados em torno do reservatório nos campos agrícolas e dos resíduos domésticos (FINDIK, 2013).

Com base no modo de alimentação, foram identificados mais taxa de predadores (13), seguidos de raspadores (8), e não foram coletados macroinvertebrados fragmentadores. O resultado encontrado pode ser justificado por que os predadores são menos restritivos, e são encontrados em vários tipos de ambientes (VANNOTE *et al.*, 1980).

A representatividade dos raspadores pode ter sido influenciada pela presença de perifíton, que em corpo hídrico lântico, tem um desenvolvimento positivo, e é a principal fonte de alimento desses organismos (CALLISTO; ESTEVES, 1998). A ausência de

fragmentadores pode ter sido ocasionada porque estes organismos são mais comuns em áreas com dossel denso, como em lagoas ou em rios com matas de galerias, onde se alimentam do *litter* depositados através desse tipo de vegetação, o que não ocorre no local de coleta (TANIWAKI, 2010.).

As famílias Thiaridae, Ancyliidae, Planorbidae, Hydrobiidae, Lestidae e Chironomidae foram as mais frequentes, aparecendo durante todo o período do estudo. E as famílias Glossiphoniidae, Pionidae, Noteridae, Caenidae, Physidae menos frequentes, aparecendo apenas em um mês do estudo. A família mais abundante foi Planorbidae, com 559 espécimes (34,48%) coletados, seguida pelas famílias Hydrobiidae e Thiaridae com 318 (19,68%) e 234 (14,44%) espécimes, respectivamente. As famílias Physidae, Caenidae, Notoeridae e Glossiphonidae, foram representadas cada uma com apenas 1 espécime (0,06) (Tabela 4.4). Não foi encontrada nenhuma família com eudominância, ou seja, com mais de 60% de abundância relativa em nenhum período do estudo.

Os moluscos foram mais frequentes, dominantes e abundantes. Das seis famílias amostradas, Planorbidae, Hydrobiidae, Thiaridae representaram 68% do total de espécimes coletados. Segundo Rosenberg e Resh (1993), em ambientes aquáticos a riqueza de famílias de macroinvertebrados é reduzida com o decréscimo da qualidade ambiental e, geralmente, quando há a predominância de uma única espécie ou se a comunidade for dominada por poucas espécies, há fortes indícios de ambiente impactado.

Isso ocorre, em razão de organismos mais sensíveis não conseguirem sobreviver em ambientes alterados enquanto outras espécies mais tolerantes sobreviverão e, tendo mais alimento disponível e sem seus competidores, começam a se sobrepor em número de indivíduos, ou seja, algumas espécies tornam-se mais abundantes que outras (MELO; HEPP, 2008).

Essa grande representatividade de moluscos também pode estar relacionada ao pH da água (média pH = 8,0) do reservatório Gavião (Tabela 4.1). Abílio (1997 e 2002), estudando corpos aquáticos do semiárido paraibano, também constatou uma maior riqueza das espécies de moluscos em ambientes com pH básico. De acordo Leite (2001) a condutividade elétrica e o pH da água podem influenciar na composição e abundância de molusco.

Dois famílias de moluscos coletadas estão relacionadas a enfermidades de veiculação hídrica, necessitando de um maior monitoramento, são elas: Planorbidae hospedeiro intermediário do *Schistosoma mansoni* e *Fasciola hepatica* vetores da esquistossomose e a fasciolose e, Thiaridae hospedeiro intermediário do *Paragonimus*

westermani e do *Clonorchis sinensis*, vetores da paragonomíase e clonorquíase respectivamente (POINTIER, 1993). Além disso, a família Thiaridae a qual pertence à espécie exótica *Melanoides tuberculata*, pode ser prejudicial para a fauna endêmica, uma vez que, apresenta elevada capacidade de adaptação e competem por alimento e/ou habitat.

Tabela 4.4 – Análise dos macroinvertebrados do Reservatório Gavião no período de outubro/2012 a maio/2013.

Taxa (grupos de alimentação)	Frequência	2012			2013		
		out	nov	dez	jan	fev	maio
TURBELLARIA							
Espécime 1 (1)	f	+	--	--	--	--	+
ANNELIDA							
Glossiphoniidae (4)	ff	--	--	--	--	--	+
GASTROPODA							
Ampullaridae (5)	F	+	--	+	+	--	++
Thiaridae (5)	FF	+++	++++	+++	+++	++	+++
Ancylidae (5)	FF	+	+	+	+	+	+
Physidae (5)	ff	--	--	--	--	+	--
Planorbidae (5)	FF	++++	++++	++++	++++	+++	++++
Hydrobiidae (5)	FF	+	+	+	+++	++++	++
HYDRACARINA							
Mideopsidae (4)	f	--	+	--	--	+	--
Arrenuridae (4)	f	+	--	--	+	+	--
Pionidae (4)	ff	--	--	--	--	+	--
DECAPODA							
Palaemonidae (4)	F	--	+++	++	+	+	--
ISOPODA							
Espécime 1 (1,2)	f	--	--	--	+	+	+
ODONATA							
Lestidae (4)	FF	+	+++	++	+	+	+
Libellulidae (4)	F	--	+	++	+	--	+
HEMIPTERA							

Corixidae (4)	F	+	+	++	+	+	--
Notonectidae (4)	F	+	--	+	+	+	--
Mesoveliidae (4)	f	+	--	++	--	+	--
Gerridae (4)	f	--	--	+	--	+	+
COLEOPTERA							
Noteridae (4)	ff	+	--	--	--	--	--
TRICHOPTERA							
Polycentropodidae (1,2,4)	f	--	--	--	+	+	++
DIPTERA							
Chironomidae (1,2,4,5)	FF	+	+	+	+++	++	+++
Stratiomyidae (1)	f	+	--	--	--	+	--
EPHEMEROPTERA							
Baetidae (1,5)	f	--	--	--	+	+	--
Caenidae (1)	ff	+	--	--	--	--	--

* Quando ao modo de alimentação: (1) coletores-catadores; (2) coletores-filtadores; (3) fragmentadores; (4) Predador; (5) Raspadores. Quanto à dominância [+++++ (Eudominante – superior a 60% de abundância relativa); +++++ (Dominante – de 25 a 59% de abundância relativa); +++ (Quase dominante – de 10 a 24% de abundância relativa); ++ (Pouco dominante – de 5 a 9% de abundância relativa); + (Não dominante – menor que 5% de abundância relativa); e quanto à frequência [FF (quando o táxon apareceu durante todo o período de estudo); F (quando o táxon apareceu por um período superior ou igual 4 meses de estudo); f (quando o táxon foi registrado por um período inferior a quatro meses); ff (quando o táxon foi registrado em apenas um mês durante todo o período de estudo)].

Fonte: Elaborada pelo autor.

Aplicando o método BMWP' incluindo os organismos coletados em todos os meses, chegou-se à pontuação de 91, indicando que o reservatório Gavião encontra-se com suas águas com qualidade duvidosa. Uma maior quantidade de famílias foi observada nos meses de fevereiro (19) e outubro (16) e a menor no mês de novembro (10).

Como pode ser observado na tabela 4.5, após correlacionarmos o índice biótico BMWP' com o índice com sete graus de contaminação (IAP, 2003), a qualidade da água do reservatório Gavião dos meses amostrados, variou entre duvidosa, nos meses de outubro de 2012, janeiro e fevereiro de 2013 e poluída nos meses de novembro e dezembro de 2012 e maio de 2013.

Tabela 4.5 – Dados encontrado com o índice BMWP' para o reservatório Gavião, entres os meses de outubro de 2012 e maio de 2013.

Mês	Nº Taxa	BMWP'	Classe	Qualidade	Significado	Cor
Out/12	16	63	IV	Duvidosa	São evidentes efeitos moderados de poluição	Verde
Nov/12	10	49	V	Poluída	Águas contaminadas ou poluídas	Amarelo
Dez/12	13	57	V	Poluída	Águas contaminadas ou poluídas	Amarelo
Jan/13	15	66	IV	Duvidosa	São evidentes efeitos moderados de poluição	Verde
Fev/13	19	76	IV	Duvidosa	São evidentes efeitos moderados de poluição	Verde
Mai/13	13	52	V	Poluída	Águas contaminadas ou poluídas	Amarelo

Fonte: Elaborada pelo autor.

Os resultados obtidos no índice ASPT mostraram-se diferentes do BMWP' nos meses de outubro 2012, janeiro e fevereiro de 2013, permitindo outra visão sobre os índices. Em out/12 o método ASPT indicou poluição grave enquanto o método BMWP' mostrou qualidade duvidosa. Já nos outros meses, método ASPT não variou, mantendo-se em poluição moderada (Tabela 4.6).

Tabela 4.6 – Dados encontrados com o método ASPT para o reservatório Gavião entre os meses de outubro 2012 a maio de 2013.

Mês	ASPT	Qualidade
Out/12	3,9	Poluição grave
Nov/12	4,9	Poluição moderada
Dez/12	4,3	Poluição moderada
Jan/13	4,4	Poluição moderada
Fev/13	4	Poluição moderada
Mai/13	4	Poluição moderada

Fonte: Elaborada pelo autor.

A diferença entre os resultados obtidos no índice ASPT e BMWP' nos meses de outubro de 2012, janeiro e fevereiro de 2013, pode estar relacionada ao fato de que alguma família coletada nesses meses possa ter um peso maior no cálculo do índice ASPT que do BMWP'. A ocorrência de organismos sensíveis à poluição orgânica tais como, os Trichoptera

e Ephemeroptera, nos meses de janeiro e fevereiro de 2013, pode reforçar a hipótese que realmente ocorreu uma melhora na qualidade de água nesses meses.

Uma vez que os parâmetros físico-químicos analisados durante o período de coleta mantiveram-se com valores similares, outros fatores como sazonalidade ou produtos químicos que não foram analisados, como por exemplo pesticidas, podem ter afetado a distribuição dos macroinvertebrados.

Os resultados encontrados com os dados biológicos corroboram com o estudo de Vidal (2011), onde foi estudada a qualidade da água através de análises físico-químicas no período de 2005 a 2010, observado um crescente aumento das concentrações dos parâmetros de nitrato, amônia e fósforo total e, conseqüentemente, a diminuição da qualidade de água do reservatório Gavião.

Apesar dos esforços amostrais mensais terem sido os mesmos de a montante da barragem, não foi coletado e nem observado nenhum macroinvertebrado nos pontos a jusante do lançamento do lodo da ETA Gavião, não sendo possível, portanto, aplicar os índices BMWP' e ASPT para avaliar a qualidade de água.

Segundo Sanches e Junk (2003) o efeito da disposição inadequada dos resíduos sólidos gerados em ETAs no meio ambiente tem-se mostrado extremamente danoso, especialmente nos grandes centros urbanos, seja pelo aumento da quantidade de sólidos e da turbidez em corpos d'água, como também no provável aumento da sua toxicidade que, por sua vez, pode comprometer a estabilidade da vida aquática.

Isso acontece por que o lançamento dos resíduos de ETAs em cursos d'água pode introduzir sedimentos nesses ambientes e toxicidade aos organismos aquáticos, devido principalmente aos metais como alumínio, ferro, manganês e outros, altas concentrações de sólidos, turbidez e demanda biológica de oxigênio (DBO), fatores estes que podem causar a formação de bancos de lodo, assoreamento, alterações de cor, além de distúrbios na composição química e biológica do corpo receptor (BARBOSA *et al.* 2000).

Por esse lodo ser lançado sem tratamento em um curso d'água com baixa velocidade (wetland), isso pode ocasionar uma sedimentação isolando assim a camada bentônica (CAMARGO *et al.*, 2010). Outro parâmetro que pode ter causado essa ausência de macroinvertebrados, é o cloro residual e seus possíveis danos à cadeia trófica. Pianowski e Janissek (2003) falam que os efeitos tóxicos da presença de cloro residual na vida aquática afeta especialmente os peixes e macroinvertebrados. Pasternak *et al.* (2003) comprovam a toxicidade das cloraminas e do cloro residual, concluindo também que o esgoto não

desinfetado é menos prejudicial à vida aquática do que o declorado e este, menos tóxico do que o clorado que não sofreu decloração.

5 CONCLUSÕES

A comunidade de macroinvertebrados teve representantes distribuídos em 4 filos (Annelida, Mollusca, Platyhelminthes, Arthropoda), 6 classes (Clitellata, Gastropoda, Turbellaria, Arachnida, Malacostraca, Insecta), e 23 famílias, em um total de 1.621 espécimes. A maioria desses espécimes foi coletada no período chuvoso, sendo janeiro o mês que apresentou o maior número de espécimes coletados.

A menor riqueza taxonômica ocorreu em novembro de 2012 e a maior riqueza no mês de fevereiro de 2013. Isso pode ter ocorrido por causa do ciclo de reprodução, demonstrando um possível sazonalidade entre as espécies. É necessário, entretanto, que mais coletas sejam realizadas para que se possa ter uma série de dados mais representativa e confiável.

Em relação ao modo de alimentação, foram identificados mais taxa de predadores e não foram coletados macroinvertebrados fragmentadores. Essa ausência pode ser dividido ao fato desses organismos serem mais comuns em áreas com dossel denso, onde se alimentam de depositados através desse tipo de vegetação, o que não ocorre no local de coleta.

As famílias Thiaridae, Ancyliidae, Planorbidae, Hydrobiidae, Lestidae e Chironomidae foram as mais frequentes, aparecendo durante todo o período do estudo. E as famílias Glossiphoniidae, Pionidae, Noteridae, Caenidae, Physidae menos frequentes, aparecendo apenas em um mês do estudo. Não foi encontrada nenhuma família com eudominância.

Os moluscos foram mais frequentes, dominantes e abundantes. Das seis famílias amostradas, as famílias Planorbidae, Hydrobiidae, Thiaridae representaram 68% do total de espécimes coletados. Duas famílias de moluscos coletadas estão relacionadas a enfermidades de veiculação hídrica, são elas: Planorbidae hospedeiro intermediário do *Schistosoma mansoni* e *Fasciola hepatica* vetores da esquistossomose e a fasciolose e, Thiaridae hospedeiro intermediário do *Paragonimus westermani* e do *Clonorchis sinensis*, vetores da clonorquíase e paragonomíase . Além disso, a família Thiaridae a qual pertence à espécie exótica *Melanoides tuberculata*, pode ser prejudicial para a fauna endêmica, uma vez que, apresenta elevada capacidade de adaptação e competem por alimento e/ou habitat.

Aplicando o método BMWP' chegou-se á pontuação de 91, indicando que o reservatório Gavião encontra-se com suas águas com qualidade duvidosa. A qualidade da água do reservatório Gavião dos meses amostrados variou entre duvidosa, nos meses de

outubro de 2012, janeiro e fevereiro de 2013 e poluída nos meses de novembro e dezembro de 2012 e maio de 2013.

Os resultados obtidos no índice ASPT mostraram-se diferentes do BMWP' nos meses de outubro 2012, janeiro e fevereiro de 2013. A diferença entre os resultados obtidos no índice ASPT e BMWP' está relacionada ao fato de que alguma família coletada nesses meses tem pontuação menor em um índice que no outro.

Não foi coletado e nem observado nenhum macroinvertebrado nos pontos a jusante onde é lançado o lodo da ETA, e, portanto não foi possível aplicar o índice BMWP' nem o índice ASPT para avaliar a qualidade de água, apesar dos esforços amostrais mensais terem sido os mesmos de a montante da barragem. Com os dados e hipóteses levantadas neste trabalho, acredita-se ser importante a realização de estudos mais detalhados sobre essa disposição sem tratamento bem como os impactos sobre a biota aquática do wetland e do corpo receptor como um todo observando, por exemplo, se há um restabelecimento da fauna com a diluição dos produtos químicos. A partir disso, é importante também que seja levantada a possibilidade de implantação de melhorias na disposição final do lodo da ETA Gavião e investimentos na recuperação da área degradada.

Quanto à metodologia utilizada neste trabalho, podemos incluir também algumas recomendações no que tange a amostragem da água bruta do reservatório Gavião, como: realização de coletas em outros pontos e profundidades do reservatório, bem como em outras; desenvolver estudos sobre a sazonalidade numa série temporal maior e como está afeta a abundância e riqueza das espécies; e também ampliar a análise dos parâmetros físicos e químicos. Outro ponto que pode ser melhorado é a ampliação do conhecimento taxonômico, classificando os indivíduos até nível de espécie quando possível, além de estudos sobre a ecologia e interações entre as comunidades de macroinvertebrados.

REFERÊNCIAS

- ABÍLIO, F.J.P. **Aspectos bio-ecológicos da fauna malacológica, com ênfase a *Melanoides tuberculata* Müller, 1774 (Gastropoda: Thiaridae) em corpos aquáticos do Estado da Paraíba.** 1997. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa-PB, 2007.
- ABÍLIO, F.J.P. 175 p. **Gastrópodes e outros invertebrados bentônicos do sedimento litorâneo e associado a macrófitas aquáticas em reservatórios do semiárido paraibano, nordeste do Brasil.** 2002. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP.
- ABÍLIO, F. J. P. *et al.* Macroinvertebrados bentônicos como: bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. **Oecologia Brasiliensis**, v.11, n. 3, p. 397-409, 2007.
- ABREU, R. L. 2006. Mapa de localização de uma cidade no Ceará. Disponível em: Image:CearaMesomicromunicip.svg. Acessado em: 27 jun. 2013.
- AGUDO-PADRÓN, A. I. Listagem Sistemática dos Moluscos Continentais ocorrentes no Estado de Santa Catarina, Brasil. **Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay**, v. 9, n. 91, p. 147 – 179. 2008.
- ROQUE, F. O; KUHLMANN, M.; GESSNER, A. F. Construindo bases científicas para utilização de macroinvertebrados como indicadores de impactos antrópicos em córregos do Estado de São Paulo: implicações para o biomonitoramento e conservação, 2004.
- ALMEIDA, A. O. DE. *et al.* Decapod crustaceans in fresh waters of southeastern Bahia, Brazil. **Revista Biología Tropical**. v. 56, n. 3, p. 1225-1254, 2008.
- ALBA-TERCEDOR, J. BMWP', un adattamento spagnolo del British Biological Monitoring Working Party (BMWP) Score System. **Biol. Amb.**, v. 14, n. 2, p. 65-67, 2000.
- ALBA-TERCEDOR, J.; SANCHEZ-ORTEGA, A. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). **Limnetica**, v. 4, p. 51-56, 1988.
- ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del aguas en Andalucía (SIAGA). **America**, v.2, p. 203-213, 1996.
- AQEM (Assessment System for Ecological Quality of Streams and Rivers Throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates) (2002). Manual for the application of the AQEM system: a comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the water framework directive, version 1.0, 2002. www.fliessgewaesserbewertung.de.

ARMITAGE, P. D. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. **Water Research**, v.17, n. 3, p. 333-347, 1983.

ARRAES, A. I. O. M.; LONGHIN, S. R. Enciclopédia otimização de ensaio de toxicidade utilizando o bioindicador *Allium cepa* como organismo teste. **Biosfera, Centro Científico Conhecer - Goiânia**, v.8, n.14, 2012.

ARIAS, A. R. L. *et al.* Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciênc. saúde coletiva**, v.12, n.1, Rio de Janeiro, Jan./Mar. 2007.

BALDAN, L. T. **Composição e diversidade da taxocenose de macroinvertebrados bentônicos e sua utilização na avaliação de qualidade de água no rio do Pinto Morretes, Paraná, Brasil**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BAPTISTA, D. F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecol. Bras.**, v.12, n.3, p. 425 – 441. 2008.

BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M.; GALDEAN, N. The diversity of benthic macroinvertebrates as na indicators of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, 2000.

BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M.; GALDEAN, N. The diversity of benthic macroinvertebrates as na indicator of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v.4, p.51-59, 2001.

BODE, R.W. Tendências em Qualidade da Água de rios e córregos no Estado de Nova York com base em dados de macroinvertebrados. p. 384, 2004.

BENNETTI, J. C. *et al.* Identification keys for families of water beetles occurring in Rio Grande do Sul, Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v.1, n. 1, p. 24-28, 2006.

BIS, B.; KOSMALA, G. 2005. Chave para Identificação de Macroinvertebrados Bentônicos de Água Doce. Produced by the EC funded project CONFRESH226682-CP-1-2005-1-GR-COMENIUS-C21. Disponível em: <www.nhmc.uoc.gr/confresh> Acesso em: 18 nov. 2013

BISPO, P.C.; OLIVEIRA, L.G. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.24, p.283–293, 2007.

BUSS, D. F. **Utilizando Macroinvertebrados no Desenvolvimento de um Procedimento Integrado de Avaliação da Qualidade da Água de Rios**. 2001. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

BUSS, D. F., BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, v.19, p. 465-473, 2003.

BUSS, D. O Biomonitoramento como Ferramenta de análise da qualidade da água de rios. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v.2, n. 35, 2006.

CAIRNS Jr., J.; PRATT, J. R., 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates* (D. M. Rosenberg & V. H. Resh, ed.), pp. 10-27, New York: Chapman & Hall.

Callisto, M.; Esteves, 1998. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera) em dois igarapés amazônicos sob influências das atividades de uma mineração de bauxita, Pp. 299-309. In: Nessimian, J.L. e A.L. Carvalho (eds). *Ecologia de Insetos Aquáticos. Séries Oecologia Brasiliensis*, v. V, PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.

CAMARGO, R. P. L. *et al.* Quantificação do Resíduo Sólido de ETA. **Revista Processos Químicos**. v.8, p.66-71, 2010.

CARRERA, C.; FIERRO, K. Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. *Ecociência*. Quito, 2001.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo [recurso eletrônico] / CETESB ; Mônica Luisa Kuhlmann [et al.]. São Paulo: CETESB, 2012. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 30 set. 2013.

Companhia Ambiental do estado de São Paulo – CETESB. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo. Série relatórios: Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem, 2009 Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas.../variaveis.pdf>>f.

CHANDLER, J. R. A biological approach to water quality management. **Wat. Pollut. Control**, v.69, p. 415-421, 1970.

CLARKE, R. T. *et al.* Sampling variation in macroinvertebrate data and implications for river quality indices. **Freshwater Biology**, v. 47, p.1735-1751, 2002.

CLIFFORD, H. F. The Aquatic Invertebrates of Alberta. **Paper editions by The University of Alberta Press**. 1991.

COGERH. Revisão do plano de gerenciamento das águas das bacias metropolitanas. Fase 1: Estudos Básicos e Diagnóstico. Relatório Final - Edição Definitiva (RFED), 2010.

COTA, L. *et al.* Rapid assessment of river water quality using na adapted BMWP indez: a practical tool to evaluate ecosystem health. **Internat. Verein. Limnol**, v.28, p. 1-4, 2002.

CRISCI-BISPO, V.L.;BISPO, P.C.; FROEHLICH, C.G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic Rainforest streams, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.24, p. 312–318, 2007b.

CUMMINS, K.W.; MERRITT, R.W.; ANDRADE, P.C.N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil.

Stud. Neotrop. Fauna E. v. 40, p.69-89, 2005. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/01650520400025720>. Acesso em: 26 mar. 2013.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W. Ecology and distribution of aquatic insects. In: MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. (Ed.). An introduction to the aquatic insects of North America. Dubuque: Kendall/Hunt, cap. 6, p. 74-86, 1996.

CZERNIAWSKA-KUSZA, I. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. **Limnologia**, v. 35, n. 3, p. 169-176, 2005.

DATSENKO, Y. S. Estudo da qualidade da água em reservatórios do Ceará. Fortaleza: UFC-Departamento de Hidráulica e Saneamento Ambiental. (Relatório não publicado). 2000.

DOCILE, T. N; FIGUEIRÓ, R. Histórico e perspectivas da utilização de macroinvertebrados no monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos no Brasil. **AS&T** , v.1, n.1, 2013.

FELICIDADE, N.; MARTINS, R. C.; LEME, A. A. **Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil**. São Carlos. Rima editora, 2001.

FIDELIS, L.; NESSIMIAN, J. L. & HAMADA, N. Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 38, n.1, p.127-134, 2008.

FINDIK, Ö. Spatial and seasonal distribution of macroinvertebrates in high altitude reservoir (Beyler Reservoir, Turkey). **Chinese Journal of Oceanology and Limnology**.v. 31, n. 5, p. 994-1001, 2013. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1007/s00343-013-2313-x> > Acesso em: 10 nov. 2013.

FONSECA, Telmo Manuel Pais. **Monitorização da Qualidade Biológica de Rios baseada nos Macroinvertebrados e Requalificação Fluvial dirigida a Populações Piscícolas**. 2011. Dissertação (Mestrado em Tecnologia ambiental). Bragança. 72p. 2011.

FRANCISCHETTI, C.N. A efemeroterofauna (Insecta:Ephemeroptera) do trecho ritral inferior do rio Campo Belo, Itatiaia, RJ: composição e mesodistribuição. **Lundiana**, v.5, n.1, p.33-39, 2004.

FREIRE, R. H. F. **Contribuição ao conhecimento limnológico de reservatórios do semi-árido brasileiro que abastecem a região metropolitana de Fortaleza: açudes Pacajus e Gavião (Ceará, Brasil)**. 2007. 246 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) Universidade de São Paulo, São Carlos - SP. 2007.

Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos - FUNCEME. 2013. Portal Hidrológico do Ceará. Disponível em: <www.hidro.ce.gov.br>. Acesso em: 17/06/2013.

GARCIA-DAVILA, C. R.; MAGALHÃES, C. Taxonomic of the fresh water shrimp (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae, Sergestidae) from the Peruvian Amazon. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 4, p. 663-686. 2003.

GHEYI, H. R. *et al.* Recursos hídricos em regiões semiáridas. Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido, Cruz das Almas, BA: Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2012.

GONÇALVES, F. B. **Análise comparativa de índices bióticos de avaliação de qualidade de água, utilizando macroinvertebrados, em um rio litorâneo do estado do Paraná.** 2007. Dissertação (Mestrado Ecologia e Conservação) – Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba-PR, 2007.

GONÇALVES, F. B.; MENEZES, M. S. Análise comparativa de índices bióticos de avaliação de qualidade de água, utilizando macroinvertebrados, em um rio litorâneo do estado do Paraná, sul do Brasil. **Biota Neotrop.** v.11 n.4, 2011.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramentas em estudos de impacto ambiental. **Revista da FEPAM**, v.2. n.1, p.153-164, 2003.

CALLISTO, M. *et. al.* Does predator benefits prey? Commensalism between *Corynoneura Winnertz* (Diptera, Chironomidae) and *Corydalis Latreille* (Megaloptera, Corydalidae) in Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 23, p. 569-572, 2006.

GULLAN, P. J.; CRANSTON, P. S. Os Insetos um resumo da entomologia. 3ªed. São Paulo: Roca, 2008.

HELLAWEL, J. M. Biological indicators of freshwater pollution and environmental. **Management-Elsevier Science Publishers LTD**, Lodon. 545p. 1989.

HILSENHOFF, W. L. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. Technical Bulletin No. 100, Department of Natural Resources, Madison, Wisconsin, 1977.

INAG, I. P. Manual para avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água Protocolo de amostragem e análise para macroinvertebrados bentônicos. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P. 2008.

Instituto Ambiental do Paraná - IAP. Avaliação da Qualidade da Água Através dos Macroinvertebrados Bentônicos - Índice BMWP - Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Publicada na Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. 2003. Disponível em: <<http://www.meioambiente.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=91>>. Acesso em: 16 set. 2012.

JORCIN, A.; NOGUEIRA, M. G. Benthic macroinvertebrates in the Paranapanema reservoir cascade (southeast Brazil). **Braz. J. Biol.** v.68 n.4, São Carlos, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842008000500009>> Acesso em: 30 set 2013.

JUNQUEIRA, V. M; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S. Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do Alto Rio das Velhas através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 12, p. 73-87. 2000.

JUNQUEIRA, V. M. Contrato N°031/ANA/2008 – Elaboração do Plano de Recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Verde Grande/ Relatório de qualidade das águas (versão preliminar), 2009.

KOLKWITZ, R.; MARSSON, M. Oekologie der tierischen Saprobien. **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**, v.2, p.126-152, 1909.

LEITÃO, A. C.; FREIRE, R. H. F.; ROCHA, O. Composição e variação sazonal da comunidade zooplanctônica em três reservatórios da região metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. Anais do VI Congresso de Ecologia do Brasil. Fortaleza – CE, p.164-166, 2003.

LEITE, R. L. **Influência de macrófitas aquáticas sobre a qualidade da água de reservatório s do semiárido da Paraíba**. 2001. Dissertação (Mestrado PRODEMA), Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa – PB, 2001.

LEITE, G. L. D.; SÁ, V. G. M. Apostila: Taxonomia, Nomenclatura e Identificação de Espécies. Montes Claros – MG, 2010.

LENAT, D.R. Water quality assessment using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. **J.N. Am. Benthological Soc.**, v.7, p. 222-233, 1988.

LOYOLA, R. G. N. Contribuição ao estudo dos macroinvertebrados bentônicos em afluentes da margem esquerda do reservatório de Itaipu, Paraná, Brasil, através da análise combinada de variáveis físico-químicas, bacteriológicas e de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores - novembro de 1998. Curitiba, IAP. Relatório técnico não publicado, 39p.

LOYOLA, R. G. N. Atual estágio do IAP de índices biológicos de qualidade. Anais. V Simpósio de ecossistemas brasileiros: Conservação. v. 1. Conservação e Duna. ACIESP, n. 109, p. 46-52, 2000.

MANDAVILLE, S. M. Benthic macroinvertebrates in freshwaters – taxa tolerance values, metrics and protocols. (Project H-1) Soil; water conservation society of Metro Halifax, 2002.

MELO, A. S.; HEPP, L. U. Ferramentas estatísticas para análise de dados provenientes de biomonitoramento. **Oecologia Brasiliensis** v. 12, n.3, p.463-486, 2008.

MITTERMEIER, R.A. et al. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. **Conservation Biology**. v.19, n.3, p.601-607, 2005.

MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L. G.; GODOY, B. S. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP à bacia do rio Meia Ponte-GO. **Oecologia Brasiliensis** v. 12, n. 3, p. 553-563, 2008.

MORETTI, M. DA S. Atlas de Identificação Rápida dos Principais Grupos de Macroinvertebrados Bentônicos. Belo Horizonte, MG. Adaptado a partir de: Pérez, G.R. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia. Editorial Presencia Ltda. Bogotá, Colombia. 2004.

OSÓRIO, F.M., GODINHO, W.O. & LOTUFO, T.M.C. Fish fauna associated to mangrove roots at the Pacoti River estuary. **Biota Neotrop.** v.11, n.1, 2011. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?short-communication+bn00711012011>> Acesso em: 14 set 2013.

OTTONI, Bianca Maíra de Paiva. Avaliação da qualidade da água do rio Piranhas-Açu/RN utilizando a comunidade de macroinvertebrados. 2009. Dissertação (Mestrado em Bioecologia Aquática) – Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2009.

PAMPLIN, P. A. Z.; ALMEIDA, T. C. M.; ROCHA, O. Composition and distribution of bentic macroinvertebrates in Americana Reservoir, SP, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, n.2, p.121-132, 2006.

PASQUALETTO, A.; SANTOS, A. P. dos; LINO, L. C. B. Bioindicadores de Qualidade Ambiental. Goiânia: Ed. da UCG. 2004.

PASTERNAK, J. P.; MOORE, D. R. J.; TEED, R. S. Na ecological risk assessment of inorganic chloramines in surface water. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 9, n. 2, p. 453- 482, 2003.

PAZ, A. Efetividade de áreas protegidas (APs) na conservação da qualidade das águas e biodiversidade aquática em sub-bacias de referência no rio das Velhas (MG). **Neotropical Biology and Conservation.**, v. 3, n. 3, p. 149-158. 2008.

PES, A. M. O.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L. Chaves de identificação para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia** v. 49, n.2, p.181-204, 2005.

PINHO, L. C. Diptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.). 2008. Disponível em: <<http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>> Acesso em: 20 mar. 2013.

PIANOWSKI, E. H.; JANISSEK, P. R. Desinfecção de efluentes sanitários com uso de cloro: avaliação da formação de trihalometanos Sanare. **Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, v.20, n.20, p. 6-17, 2003.

POINTIER, J.-P. The introduction of *Melanoides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) to the Island of Saint Lucia (West Indies) and its role in the decline of *Biomphalaria glabrata*, the snail intermediate host of *Schistosoma mansoni*. **Acta Trop.** v.54, p.13-18, 1993.

QUEIROZ, J. F. *et al.* **Avaliação preliminar da qualidade da água em duas microbacias do rio Mogi (SP)**. Circular Técnica - Embrapa Meio Ambiente, n.17. 11p, 2008.

RINALDI, Silvana Aparecida. **Uso de macroinvertebrados bentônicos na avaliação do impacto antropogênico às margens do Parque Estadual do Jaraguá, São Paulo-SP**. 2007. Dissertação de (Mestrado em Ecologia), Departamento de ecologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

RODRIGUES, Fernanda Maria Cabral. **Abordagem preliminar e integrada da qualidade da água da microbacia do córrego da Areia Branca – Campinas- SP.** 2007. Dissertação (Ciências Ambientais), Universidade de Taubaté. Taubaté – SP. 2007

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (ed.). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates.* New York: Chapman & Hall, 1993.

SANCHES, F. G.; JUNK, M. A. DA S. Estudo da viabilidade e implantação da recuperação da água de lavagem dos filtros e do lodo dos decantadores da ETA Capim Fino, através da Estação de Tratamento de Lodo – ETL Capim Fino, 2003.

SEGURA, M.O.; VALENTE-NETO, F.; FONSECA-GESSNER, A. A. Family level key to aquatic Coleoptera (Insecta) of Sao Paulo State, Brazil. **Biota Neotropical.** v.11, n.1, 2011.

SIEGLOCH, A. E.; FROEHLICH, C. G.; KOTZIAN, C. B. Composition and diversity of Ephemeroptera (Insecta) nymph communities in the middle section of the Jacuí River and some tributaries, southern Brazil. **Iheringia, Série Zoologia,** v. 98, n.4, p.425-432, 2008.

SHIMABUKURO, E.M.; HENRY, R. Controlling factors and benthic macroinvertebrate distribution in a small tropical pond, lateral to the Paranapanema River (São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia,** v.23, p. 154-163, 2011.

SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia – SP. **Química Nova,** v. 29, n.4, p. 689-694, 2006.

SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C. Protocolo de Coleta e Preparação de Amostras de Macroinvertebrados Bentônicos em Riachos Comunicado Técnico 19. Embrapa. Jaguariúna, SP, 2004.

SONODA, K. C. Orientações gerais para avaliação de macroinvertebrados aquáticos em bacias hidrográficas. Planaltina, DF: EMBRAPA Cerrados, 20 p., 2010.

SOUZA, L.O.I.; COSTA, J. M.; OLDRINI, B. B. Odonata. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. 2007. Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online> Acesso em: 16 out. 2013.

TANIWAKI, R. H.; SMITH, W. S. Utilização de macroinvertebrados bentônicos no biomonitoramento de atividades antrópicas na bacia de drenagem do Reservatório de Itupararanga, Votorantim – SP, Brasil. **Journal of the Health Sciences Institute,** v. 29, n. 1, p. 7-10, 2011.

TONIOLO, V. *et al.* Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de impacto da qualidade de água do rio Sagrado (Bacia Litorânea, PR), causada pelo rompimento do Poliduto OLAPA. In Congresso Brasileiro de Limnologia, Anais VIII Congresso Brasileiro de Limnologia. João Pessoa, p. 248, 2001.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos avançados,** v. 22 n.63, 2008.

VANNOTE, R. L. *et al.* The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** v.37, p.130-137, 1980.

VIANA, M.G.; ROCHA-BARREIRA, C.A.; GROSSI, H. Macrofauna bentônica da faixa entre marés e zona de arrebentação da praia de Paracurú (Ceará-Brasil). **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.** v.9, n.1, p. 75-82, 2005.

VIANA, L. G. *et al.* Utilização de macroinvertebrados bentônicos como indicadores da qualidade da água em reservatório no semiárido nordestino. I Workshop Internacional Sobre Água no Semiárido Brasileiro Campina Grande – PB, 2013.

VIDAL, Ticiania Fontoura. **Balço de macronutrientes no reservatório Gavião/CE – uma nova abordagem. 2011.** Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – Centro de Ciência e Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

YUNDA, Gustavo Adolfo Guarín. **Composição e variação espaço-temporal da macrofauna bentônica influenciada pelo sistema de disposição oceânica dos esgotos sanitários de Fortaleza (SDOES), Ceará-Brasil. 2007.** Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.

