



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

CLEBER VINICIUS VITORIO DA SILVA

**UTILIZAÇÃO DE BIOINDICADORES NO MONITORAMENTO AMBIENTAL E
AVALIAÇÃO DE IMPACTO NO RIO GUANDU, RJ**

Jayme Magalhães Santangelo
Orientador

Seropédica – RJ
Agosto – 2013



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

Cleber Vinicius Vitorio da Silva

**UTILIZAÇÃO DE BIOINDICADORES NO MONITORAMENTO AMBIENTAL E
AVALIAÇÃO DE IMPACTO NO RIO GUANDU, RJ**

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Florestal, como requisito parcial para a obtenção do Título de Engenheiro Florestal, Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Prof. Jayme Magalhães Santangelo
Orientador

Seropédica, RJ
Agosto – 2013

UTILIZAÇÃO DE BIOINDICADORES NO MONITORAMENTO AMBIENTAL E AVALIAÇÃO DE IMPACTO NO RIO GUANDU, RJ

Cleber Vinicius Vitorio da Silva

Comissão Examinadora:

Monografia aprovada em 29 de agosto de 2013.

Prof. Dr. Jayme Magalhães Santangelo
UFRRJ / IF / DCA
Orientador

Prof. Dr. Carlos Domingos da Silva
UFRRJ / IF / DCA
Membro

Prof. Dr(a) Patricia Alves Abrunhosa
UFRRJ/ IB/DBA
Membro

DEDICATÓRIA

A Minha mãe,

Naquela mesa ele sentava sempre
E me dizia sempre o que é viver melhor
Naquela mesa ele contava histórias
Que hoje na memória eu guardo e sei de cor
Naquela mesa ele juntava gente
E contava contente o que fez de manhã
E nos seus olhos era tanto brilho
Que mais que seu filho
Eu fiquei seu fã
Eu não sabia que doía tanto
Uma mesa num canto, uma casa e um jardim
Se eu soubesse o quanto dói a vida
Essa dor tão doída, não doía assim
Agora resta uma mesa na sala
E hoje ninguém mais fala do seu bandolim
Naquela mesa tá faltando ele
E a saudade dele tá doendo em mim
Naquela mesa tá faltando ele
E a saudade dele tá doendo em mim

Amelia Simone da Silva vitorio, obrigado por todo amor incondicional e dedicação dada em minha criação e formação como ser humano.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a YAHWEH, criador dos céus e da Terra, do tangível e do intangível, HAVA NAGILA!

A minha família que sempre me apoiou nos momentos mais difíceis, a Dhara Ibsen carne da minha carne, coração do meu coração, que junto com minha mãe Amelia foram a força motriz para que eu vencesse e materializa-se nossos sonhos em realidade. Agradeço a Lyanna Oliveira de Carvalho, pelo apoio, força e amor.

Aos intrépidos amigos e irmãos e irmãs, Rafael Tavares, estatístico brilhante. A Letícia Maria, botânica fantástica. A meu primo Matheus Lopes Queiroz, ser humano mais inteligente que conheço e melhor amigo que tenho. A Wender De Souza Silva, leal amigo e homem de prosa. A meu primo, Thiago Queiroz, um ecólogo magnífico. A Nathan, sapientíssimo mensurador florestal. A Pedro, brilhante dendrólogo. A Mariane Francisco, pelas risadas e lágrimas. A Ariel Ludiosa, não tenho palavras para expressar o que sinto por você.

Agradeço a meu orientador e amigo, Jayme Magalhães Santangelo, ser humano brilhante, que me instruiu a navegar bem, nas turbulentas águas da limnologia aplicada. Ao meu amigo e grande mestre Francisco Carlos de Francisco, que sempre acreditou em minha pessoa e me apoiou nas pesquisas. A Carlos Domingos da Silva, pelo apoio e aprendizado na vida e no acadêmico. A Patrícia Alves Abrunhosa, pelo aprendizado, pelas conversas e pela ótima orientação acadêmica. A José Miguel pela amizade e por sempre ter abeto as portas do LAMAGEDENASA, para que o grupo de sustentabilidade ambiental trabalhe-se.

A família e equipe Scitech enviromental Science and Technology, agradecimentos ao amigo Frederico Kurtz, pelo apoio prestado a minha pessoa. A Seropec Agropecuários LTDA, por fornecer o material para realizar toda colorimetria. Ao Laboratório de Manejo de Bacias Hidrográficas UFRRJ pelo apoio, ao Laboratório de metais pesados da UFRRJ/IA e ao Laboratório de Física do solo UFRRJ, pelo apoio prestado para que se sintetizassem as análises de sedimentos, desta monografia. Aos amigos do fundão UFRJ pelas análises dos metais pesados radioativos.

A todos os camaradas estudantes que participaram das monitorias de Zoologia Geral, destes 4 anos. Especial carinho e sentimento, do fundo do meu coração a Anna Beatriz da Costa, que apesar do pouco tempo que nos conhecemos, aprendi a gostar por mil vidas, obrigado pelo apoio, pelas risadas, pelas conversas filosóficas, te guardo em meu coração.

A Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, pelo aprendizado político e acadêmico, pelos bons momentos, pelas boas lembranças. Aos amigos do DCE gestão Quem sabe faz a hora e gestão Anonymous. Ao Egrégio Conselho Universitário (CONSU UFRRJ) pela minha evolução pessoal. Ao conselho superior da FAPUR, ao qual faço parte.

Em memória de Hipátia de Alexandria e Carl Sagan, muitos dos seus ideais, teorias do pensamento e aprendizado científico se encontram nesta monografia. São pessoas que lutaram por uma sociedade onde a base é a educação, somente ela muda o ser humano, o ascende a origem da matéria, as estrelas.

RESUMO

As comunidades de macroinvertebrados bentônicos em conjunto com as comunidades vegetais foram estudadas como bioindicadoras da qualidade ambiental, associadas à caracterização físico-química das águas e do sedimento de alguns trechos do rio Guandu-RJ. Considerando a estrutura e distribuição destas comunidades e suas alterações em função das ações antrópicas nos corpos d'água, o objetivo desse trabalho foi realizar monitoramento ambiental e avaliar o impacto antropogênico no ecossistema do rio Guandu através do uso de bioindicadores da qualidade ambiental em conjunto de ferramentas Matemático-Ecológicas. Para isso, foram avaliados três trechos estratégicos do rio ao longo da bacia do rio Guandu, sendo um na área de influência da ETA GUANDU. Cada trecho contou com três repetições, distando entre si 100 m rio acima e rio abaixo ao longo da calha principal, totalizando 9 pontos amostrais. Cada trecho apresentava diferentes níveis de impactos ambientais. Dentre os principais resultados ficou demonstrado que os ambientes com maiores alterações antrópicas causaram uma simplificação das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, levando trechos distintos a apresentarem comunidades similares entre si em função dos níveis de impacto. Assim, encontramos um gradiente nas comunidades de macroinvertebrados em função do gradiente de degradação ambiental. A vegetação também foi importante na caracterização das áreas. Através de análises fitossociológicas e fenológicas, foi comprovada a presença de impacto na comunidade vegetal marginal. Também foram avaliados os parâmetros físico-químicos da água, tendo como referencial de mensuração de qualidade a resolução CONAMA 357/2005, para classe 2, bem como a averiguação de metais pesados no sedimento do rio Guandu e nos organismos bentônicos, a fim de avaliar o risco ambiental e a presença de impacto quanto a biomagnificação trófica.

As aplicações dos modelos estatísticos indicaram que as comunidades de macroinvertebrados ao longo da bacia demonstraram ser uma importante ferramenta no diagnóstico ambiental, permitindo correlacionar os principais agentes impactantes da bacia às comunidades bentônicas e classificar os corpos d'água quanto ao nível de impacto. Através dos resultados acreditamos que, além da necessidade de utilizar indicadores biológicos para definir a qualidade da água, também poderemos utilizá-los como ferramenta de predição, através de modelos estatísticos, aprimorando e fortalecendo os programas de monitoramento ambiental dos corpos d'água e suas bacias de drenagem no Brasil.

Palavras chave: Bioindicadores, Impacto Ambiental, Rio Guandu.

ABSTRACT

The benthic macroinvertebrate communities in addition to the plant communities were studied as bioindicators of environmental quality and were associated to physico-chemical features of the water and sediment in some locations of the Guandu river, RJ. Considering the structure and distribution of these communities and their changes due to anthropogenic impacts, the goal of this study was to monitor and evaluate the environmental anthropogenic impact on the ecosystem of the Guandu river through the use of bioindicators of environmental quality toolset Math-Ecological. For this, we evaluated three locations along the Guandu River, being one in the area of influence of ETA GUANDU. There were 3 replicates at each location, distant 100 m from each other, ie, up river and down river along the main channel, totaling 9 sampling points. Among the main results, it was demonstrated that environments with higher anthropogenic changes have caused a simplification of benthic macroinvertebrate communities, leading communities from different locations to display similar structures according to the level of impact. Thus, we find a gradient in macroinvertebrate communities due to the gradient of environmental degradation. The vegetation was also important in the characterization of the areas. Through phytosociological and phonological analyses we observed the presence of impact on the marginal plant community. Some physico-chemical features were also assessed, using the CONAMA Resolution 357/2005 for class 2 as reference for quality, as well as the concentration of heavy metals in river sediment and organisms. This approach was taken in order to assess risks and additional environmental impacts such as trophic biomagnification.

The applications of statistical models indicated that the macroinvertebrate communities proved to be an important tool in environmental assessment, allowing for the correlation of the main factors impacting the benthic communities and classifying water bodies on the level of impact. In addition to biological indicators as a tool to define water quality, we can also use the organisms as a tool for prediction, using statistical models, and improving and strengthening existing programs of environmental monitoring of water bodies and their drainage basins in Brazil.

Keywords: Bioindicators, Environmental Impact, Guandu River.

SUMÁRIO		PÁG.
LISTA DE TABELAS		ix
LISTA DE FIGURAS		xi
1. INTRODUÇÃO		1
2. REVISÃO DE LITERATURA		2
2.1. Impacto Ambiental e MonitoramentAmbiental.....		2
2.2. Rio Guandu.....		4
2.3. Qualidade da Água.....		6
2.4. Fitossociologia na Avalição de ImpactoAmbiental.....		6
2.5. Macroinvertebrados bentônicos e Qualidade da Água.....		6
2.6. Metais pesados e Organismos Bentônicos.....		9
2.7. Índices Biológicos.....		10
2.7.1. BMWP – Biological Monitoring Working Party.....		11
2.7.2. Análise estatística Multivariada.....		12
3. OBJETIVOS		12
3.1. Objetivos Gerais		12
3.2. Objetivos Específicos		12
4. Material e Métodos.....		13
4.1. Área de Estudo.....		13
4.2. Coleta de Macroinvertebrados.....		16
4.3. Métodos de Laboratório e Análise de Dados.....		16
4.4. Florística da Regeneração e Coleta de dados Fitossociológicos.....		18
4.5. Parâmetros Fitossociológicos.....		19
4.5.1. Frequência.....		19
4.5.2. Densidade.....		20
4.5.3. Dominância.....		20
4.6. Metodologia de Laboratório, para análise de água, sedimento e biota.....		20
4.6.1. Compartimento Água.....		20
4.6.2. Compartimento Sedimento.....		23
4.6.3. Compartimento Biota.....		23
4.6.4. Avaliação de Impactos Ambientais.....		24
4.6.5. Tratamento Estatístico e Iterpretação dos dados Abióticos.....		25
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....		25
5.1. Caracterização da Área 1.....		25
5.2. Caracterização da Área 2.....		27
5.3. Caracterização da Área 3.....		28
5.4. Variáveis Físicas e Químicas da Água.....		29
5.5. Variáveis Químicas do Sedimento.....		31
5.5.1. Concentração de Metais no Sedimento.....		33
5.6. Parâmetros Bióticos para Avaliação Ambiental.....		34
5.6.1. Composição Florística, Diversidade, Equabbilidade e Similaridade.....		34
5.6.2. Parâmetros Florísticos e Fitossociológicos.....		37

5.6.3. Índices Biológicos e Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação da Qualidade ecossistemológica.....	40
5.6.4. Macroinvertebrados Bentônicos e Variáveis Ambientais.....	42
5.6.5. Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação do Impacto Ambiental por Metais Pesados.....	46
5.6.6. Índices BMWP na Avaliação da qualidade da água.....	47
6. CONCLUSÃO.....	50
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	51
8. ANEXOS.....	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Parâmetros analisados e metodologias utilizadas, para análise da qualidade da água, segundo ABNT NBR ISO/IEC 17025: 2005-Inmetro.....	Pág. 21
Tabela 2.	Parâmetros analisados e metodologias utilizadas para análise de sedimentos, segundo ABNT NBR ISO/IEC 17025: 2005-Inmetro.....	Pág. 23
Tabela 3.	Parâmetros analisados e metodologias utilizadas, para análise de metais pesados na biota, segundo ABNT NBR ISO/IEC 17025: 2005-Inmetro.....	Pág. 24
Tabela 4.	Valores dos parâmetros analisados no mês de julho de 2013, em cada área amostrada no rio Guandu, RJ. Em Vermelho, dados que violam os parâmetros estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 classe 2.....	Pág. 29
Tabela 5.	Variáveis ambientais analisadas e mensuradas para o compartimento sedimento.....	Pág. 31
Tabela 6.	Concentração média de metais no sedimento por área comparados com valores de qualidade CETESB/2005.....	Pág. 33
Tabela 7.	Lista das espécies com família, nome científico, toponímia, grupo ecológico (GE), SI(secundária inicial), PI(pioneira) ST(secundária tardia); síndrome de dispersão (SD), Zooc.(zoocórica), Aut(autocórica) e classificação quanto ao bioma se é nativa ou exótica.....	Pág. 35
Tabela 8.	Lista de espécies e seus respectivos dados de Da (Densidade absoluta); DR (densidade relativa); Fa (frequência absoluta); FR (frequência relativa); VI (Valor de importância); Ca (Cobertura absoluta) e Cr (Cobertura relativa).....	Pág. 39
Tabela 9.	Táxons encontrados para cada área.....	Pág. 41
Tabela 10.	Estatística descritiva aplicada para Abundância e riqueza das comunidades bentônicas estudadas.....	Pág. 42

Tabela 11.	Concentração média de Metais na biota estudada para cada área.....	Pág. 46
BMWP – BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY		
Tabela 12.	pontuações das famílias de macroinvertebrados bentônicos para o rio Guandu, propostas por esta monografia.....	Pág. 48

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Mapa de localização dos 3 pontos de amostragem, Região da Baixada Fluminense do estado do Rio de Janeiro, Rj.....	Pág. 13
Figura 2.	Pontos amostrais da área 1 (S 22° 50' 12.2" W 43° 38' 09.5"), tanto os pontos amarelos, quanto os azuis são de coleta de vegetação para caracterização do ecossistema, todavia os pontos azuis, direcionando até o rio, também são utilizados para coletas de água, sedimento e bentos.....	Pág. 14
Figura 3.	Pontos amostrais da área 2 (S 22° 48' 42.3"/W 43° 37' 44.9"), tanto os pontos amarelos, quanto os azuis são de coleta de vegetação para caracterização do ecossistema, todavia os pontos azuis, direcionando até o rio, também são utilizados para coletas de água, sedimento e bentos.....	Pág. 15
Figura 4.	Área 3 (S 22° 45' 08.5"/W 43° 38' 41.6"), tanto os pontos amarelos, quanto os azuis são de coleta de vegetação para caracterização do ecossistema, todavia os pontos azuis, direcionando até o rio, também são utilizados para coletas de água, sedimento e bentos.....	Pág. 15
Figura 5.	Utilização da Van Veen para coleta do sedimento.....	Pág. 16
Figura 6.	Ilustração das árvores e mensuração entre centro da árvore e ponto marcado.....	Pág. 18
Figura 7.	Disposição dos pontos no campo.....	Pág. 19
Figura 8.	A- Presença de Caça ilegal. B- Canal de esgoto doméstico com presença marcante de <i>C. fluminae</i> . C- Margem esquerda sem vegetação e erodida. D- Vegetação marginal descaracterizada.....	Pág. 26
Figura 9.	A- Canal (valão), ilegal de esgoto em área próxima a ETA Guandu. B- Plantio de Subsistência. C- Ponte do Guandu, visão espacial da área 2.....	Pág. 27

Figura 10.	A- Coleta de dados. B-Adensamento de macrófitas. C- Vista espacial da área, areal ao fundo da área.....	Pág. 28
Figura 11.	Diagrama de ordenação de análise dos componentes principais a respeito do compartimento água, para um d=0,392232 . Códigos encontram-se no anexo 2B, Pág. 61.....	Pág. 30
Figura 12.	Diagrama de projeção das variáveis e suas relações com as áreas.....	Pág. 31
Figura 13.	Diagrama de ordenação de análise dos componentes principais a respeito do compartimento sedimento, para um d= 0,534522483 . Códigos encontram-se no anexo 2B, Pág. 61.....	Pág. 32
Figura 14.	Diagrama de projeção das variáveis e suas relações com as áreas.....	Pág. 33
Figura 15.	Número de indivíduos por espécie, nos fragmentos florestais estudados.....	Pág. 36
Figura 16.	Número de espécies por família.....	Pág. 37
Figura 17.	Total de filos encontrados.....	Pág. 40
Figura 18.	Táxons encontrados para cada área, onde R1, R2 e R3 são as réplicas de cada área.....	Pág. 41
Figura 19.	Diagrama de ordenação de análise dos componentes principais a respeito do compartimento água, para um d= 0,294884 . Em vermelho variáveis ambientais.(suplementar) Em verde o bentos (ativa). Códigos encontram-se no anexo 2B, Pág. 61.....	Pág. 43
Figura 20.	Diagrama de projeção das variáveis e biota e suas relações com os pontos.....	Pág. 43
Figura 21.	Diagrama de ordenação de análise dos componentes principais a respeito do compartimento sedimento, para um d= 0,308607 . Em vermelho variáveis amb. em verde o bentos. Códigos encontram-se no anexo 2B, Pág. 61.....	Pág. 44

Figura 22.	Diagrama de projeção das variáveis e biota e suas relações com as áreas.....	Pág. 45
Figura 23.	MDS (Táxons em função das áreas).....	Pág. 45
Figura 24.	MDS (Táxons em função das áreas).....	Pág. 46
Figura 25.	Concentração de metais (mg/kg) no bentos por área.....	Pág 47
Figura 26.	Classes de qualidade da água segundo os índices BMWP propostos por este trabalho.....	Pág 48
Figura 27.	Avaliação da qualidade das águas segundo os índices BMWP.....	Pág 49

ANEXOS

Anexo 1A.	Classificação taxonômica dos macroinvertebrados bentônicos coletados.....	Pág. 60
Anexo 1B.	Abundância de Táxons por Área.....	Pág. 60
Anexo 2A.	Anexo 2 ^a . Florística da regeneração, realizada pela metodologia de Raunkiaer, aprimorada por CABRERA & WILLINK (1973) e o estudo de ENGEL et alii (1986).....	Pág. 61
Anexo 2B	Código dos Táxons e das Variáveis Ambientais, utilizados nas estatísticas multivariadas.....	Pág 62
Anexo 3A	Código dos Táxons e das Variáveis Ambientais, utilizados nas estatísticas multivariadas.....	Pág 63

1. INTRODUÇÃO

Até o período Neolítico (aproximadamente 5000 a.C.), os seres humanos viviam de forma nômade, ou seja, mudavam constantemente o lugar de habitação. Não vivendo em uma terra fixa, os homens aproveitavam uma região até que esta estivesse com os recursos naturais esgotados e então se mudavam para outra área. Para que se tornassem fixos, foi essencial o desenvolvimento da agricultura. A agricultura exigia terras férteis, que eram proporcionadas pelos rios, e a partir deste novo comportamento iniciou-se a primeira forma de impacto em larga escala sobre os corpos hídricos, provocados pelo homem.

De modo contínuo e ininterrupto, a civilização tem usado os corpos d'água para sobrevivência, sem praticamente nenhum manejo. Os níveis de compostos xenobióticos despejados nos ambientes aquáticos, a destruição das matas ciliares e o aumento de assoreamentos nas margens de rios e demais corpos d'água vêm aumentando de forma alarmante como resultado da atividade antropogênica sobre o meio ambiente. Tal fato tem contribuído para a geração de desequilíbrios ambientais, afetando o ecossistema a nível de estabilidade, resistência e resiliência. A população humana também é afetada. Os ecossistemas aquáticos têm sido alterados, com inúmeras e drásticas consequências para a sua dinâmica, daí a necessidade cada vez mais urgente do uso do monitoramento ambiental nestes ambientes e da avaliação de sua qualidade.

Assim como os rios Tigre e o Eufrates foram importantes para as primeiras civilizações na Mesopotâmia, o rio Guandu é a principal fonte de abastecimento de água para a região metropolitana do Rio de Janeiro, atendendo a uma população de cerca de nove milhões de pessoas. Apesar de ser um manancial de extrema importância, esse rio atravessa atualmente graves problemas ambientais devido à poluição oriunda de seus afluentes, extrações ilegais de areia próximas ao seu curso e retirada da cobertura vegetal, tanto para ocupação humana quanto para atividades mineradoras e agropecuárias (ALVES, 2002).

A Bacia Hidrográfica do rio Guandu possui 1.395 km² e o rio Guandu 48 km de extensão. É formado pelo encontro dos rios Santana e Ribeirão das Lages, e deságua na Baía de Sepetiba. Grande parte de sua água é oriunda do rio Paraíba do Sul, através de uma transposição que ocorre no reservatório de Santa Cecília, estação da LIGHT (empresa fornecedora de energia elétrica do Estado do Rio de Janeiro) no município de Barra do Piraí (CAMPOS e AZEVEDO, 2002). Segundo classificação de Köppen, o clima é do tipo Aw Tropical com inverno seco, com temperatura com valores médios extremos entre 26,8 °C em fevereiro e 20,5 °C em julho.

Existe a necessidade de manutenção da qualidade de suas águas, todavia observam-se danos antrópicos na Bacia do Guandu, em especial com a proximidade das habitações humanas, onde visualizam-se impactos aos estratos vegetais do leito do Rio Guandu (SALAMANE, 2011) e conseqüentemente das comunidades aquáticas que ali habitam.

Em monitoramentos ambientais, a comunidade vegetal das margens de rios pode ser utilizada para avaliar os possíveis impactos provocados por algum empreendimento potencial poluidor. Uma das formas de realizar esta avaliação é através do estudo das comunidades que ali vivem, através dos seus principais atributos, tais como, riqueza de táxons, composição, densidade total ou abundância e dominância, os quais permitem inferir acerca do grau de impacto da fonte poluidora no ecossistema e a proposta de medidas que os minimizem.

Com relação à distribuição, ocorrência e abundância dos macroinvertebrados bentônicos, esses dependem muito das características ambientais predominantes, principalmente quanto às características do substrato, disponibilidade de alimento e estabilidade do ambiente (NYBAKKEN e BERTNESS, 2005). Mudanças na estrutura de

comunidades macrobentônicas em diferentes escalas espaço-temporais têm sido utilizadas como indicadores de qualidade ambiental, permitindo detectar e avaliar os impactos ocorridos nos ecossistemas (Melo & Froehlich, 2001). Os organismos bentônicos são um bom reflexo da qualidade da água devido a sua permanência relativamente longa no substrato e à diferente sensibilidade de suas espécies, além de estarem direta e indiretamente relacionados com a composição vegetal que existe na margem dos corpos d'água.

Existem poucos estudos sobre o uso dos organismos aquáticos e uso da vegetação como bioindicadores da qualidade ambiental no rio Guandu (ANA, 2006), bem como seus usos no monitoramento ambiental. O foco desta monografia consiste na utilização da vegetação e da comunidade de macroinvertebrados bentônicos no monitoramento ambiental, para avaliação de impacto antropogênico e da qualidade da água em três trechos do rio Guandu, sendo um dos pontos encontrado situado na área de influência do ponto de coleta da ETA Guandu.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 – Impacto Ambiental e Monitoramento Ambiental

Impacto Ambiental é qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas, que direta ou indiretamente, afetem:

- A saúde, a segurança e o bem estar da população;
- As atividades sociais e econômicas;
- A biota;
- As condições estéticas e sanitárias do meio ambiente;
- A qualidade dos recursos ambientais.
- Índices Biológicos e Monitoramento Ambiental

O Monitoramento ambiental pode ser definido, pela utilização sistemática de organismos vivos ou suas respostas para determinar a qualidade do ambiente, objetivando a manutenção da integridade biológica do ecossistema. Métodos químicos e biológicos são utilizados para esse trabalho de monitoramento (ROSENBERG, 1998). A história do monitoramento ambiental tem início com Aristóteles, que colocou peixes de água doce em água salgada, para observar suas reações. Os primeiros experimentos sobre toxicidade foram publicados em 1816, e relataram que diversas espécies de moluscos de água doce, colocadas em soluções salinas a 2%, sobreviveram por mais tempo do que aquelas em contato com soluções salinas a 4% (ROSENBERG, 1998).

Estudos sobre a sobrevivência de invertebrados de água doce expostos a metais e a compostos orgânicos apareceram em meados de 1890 (ROSENBERG, 1998). A utilização da estrutura das comunidades de organismos de água doce para biomonitoramento data do início de 1900, a partir do trabalho pioneiro de dois cientistas alemães, R. Kolkwitz e M. Marsson, que escreveram sobre saprobidade (grau de poluição), levando ao desenvolvimento do conceito de organismos indicadores, hoje amplamente representado por macroinvertebrados (ROSENBERG, 1998; GOULART & CALLISTO, 2003).

Sistemas de monitoramento baseados em organismos indicadores buscam detectar, avaliar e comunicar a condição de sistemas biológicos, a partir dos impactos antrópicos, e as

consequências da poluição àqueles sistemas, identificando riscos ecológicos para os ecossistemas e para a própria saúde humana (KARR & CHU, 1997).

Índices biológicos devem ser sensíveis a uma gama de impactos biológicos, não apenas indicadores estreitos, uma vez que os atributos biológicos escolhidos como medidas devem ser capazes de discriminar os impactos causados pelo homem daquelas alterações de origem natural (temperatura, velocidade de corrente) (KARR & CHU, 1997). Além dessas, muitas outras variáveis, incluindo condutividade, concentração de oxigênio dissolvido, tipo de substrato, regime hidrológico, profundidade e concentração de compostos nitrogenados da água são responsáveis por influenciar a distribuição e a abundância de invertebrados (ROSENBERG, 1998; WRIGHT et al., 2000; GOULART & CALLISTO, 2003; MACKIE, 2004), e os índices biológicos devem buscar representar tais condições. Depois de um século de mudanças, os programas de monitoramento biológico contemplaram uma variedade de abordagens (ROSENBERG, 1998; DAVIS & SIMON, 1995; KARR & CHU, 1997). Entre essas estão os índices multimétricos, desenvolvidos a partir de 1981. Eles são atualmente bem reconhecidos como eficazes para a avaliação biológica, utilizando muitos *taxa* provenientes de regiões geográficas diversas, sendo objetivos, cientificamente rigorosos e fáceis de serem compreendidos por leigos (KARR & CHU, 1997). Esses índices integram indicadores de condições biológicas em muitos níveis de organização biológica, buscando refletir respostas específicas e previsíveis de organismos às atividades humanas. Nesse sentido, dois autores (GERNES & HELGEN, 2002), nos EUA, desenvolveram uma pontuação para avaliar o gradiente de distúrbio ambiental causado pelo homem (HDS – Human Disturbance Score), correlacionando índices biológicos com concentrações de fósforo, cloretos e alguns metais. O desenvolvimento de índices biológicos multimétricos contempla a classificação dos ambientes, para definir cenários homogêneos numa região ou em regiões diferentes (p. ex: rios de mesma temperatura média, de dimensões semelhantes), envolvendo a seleção de atributos mensuráveis que proporcionem dados confiáveis e relevantes. Esses índices contemplam também o desenvolvimento de protocolos de coleta e métodos que garantam que os atributos biológicos sejam medidos de forma acurada e precisa, a definição de procedimentos analíticos para extrair e compreender padrões relevantes nos dados coletados e, ainda, a comunicação dos resultados à sociedade (KARR & CHU, 1997).

Na Austrália foi criado o AUSRIVAS (Australian River Assessment System) (DAVIES, 1994), baseado no modelo britânico RIVPACS (River InVertebrate Prediction And Classification System) (WRIGHT et al., 2000), que consiste em modelos de predição de condições esperadas de rios, em termos de macroinvertebrados bentônicos. Os estudos britânicos inspiraram também a criação do RCA (Abordagem da Condição de Referência) - (REECE & RICHARDSON, 1999), nos EUA. O grupo do AUSRIVAS (STARK, 1998; SMITH et al., 1999) desenvolveu protocolos de observação de condições físicas de rios e riachos e de coletas de macroinvertebrados, cujos resultados são lançados em um software (LUCIDA SOFTWARE) que desenha os modelos das condições esperadas de rios não impactados, contra as quais os resultados efetivos de campanhas de coleta realizadas podem ser comparados, chegando-se a uma avaliação da qualidade da água. Tanto o modelo australiano quanto o inglês desenvolveram um Índice de Qualidade Ecológica (EQI), que é a razão entre o número de *taxa* observados dividido pelo número de *taxa* esperados para determinado ambiente (WRIGHT et al., 2000).

A Abordagem da Condição de Referência (RCA), definida como “a condição representativa de um grupo minimamente perturbado de pontos definidos por características físicas, químicas e biológicas selecionadas” (ROSENBERG, 1998), nasceu no Reino Unido (Institute of Freshwater Ecology, River Laboratory, Dorset), sendo representada,

posteriormente, por duas grandes “escolas”: a multimétrica, nos EUA e a multivariada, no Reino Unido, Austrália e Canadá (REYNOLDSON et al., 1997; ROSENBERG, 1998; REECE & RICHARDSON, 1999; WRIGHT et al., 2000; MACKIE, 2004). Essa abordagem (RCA) representa um importante avanço no monitoramento ambiental porque resolve o problema, mais antigo, de ter que utilizar pontos de referência e controle próximos a um sistema impactado sob estudo. Assim, dados de pontos menos impactados e biologicamente similares espalhados por uma bacia ou região podem ser utilizados, estabelecendo-se a chamada “condição de referência”, que servirá de comparação para os dados encontrados em áreas impactadas (ROSENBERG, 1998).

Índices multimétricos e multivariados foram desenvolvidos porque se observou que apenas os parâmetros descritivos clássicos empregados para estudar a estrutura das comunidades bênticas (riqueza de Margalef, diversidade de Shannon-shannon weaver, equitabilidade de Pielou e a dominância de Simpson) não davam indicações claras de distúrbios em áreas estuarinas e em lagoas, onde áreas contaminadas por metais apresentaram maior diversidade que pontos com concentrações menores ou moderadas de metais (REYNOLDSON et al., 1997; MARÍNGUIRAO et al, 2005).

2.2 – RIO GUANDU

O rio Guandu possui 48 km de extensão e se localiza na região da Baixada Fluminense, no Estado do Rio de Janeiro (43°37'19" a 43°47'15"W; 22°39'00" a 22°55'40"S). O rio Guandu é formado pelo rio Ribeirão das Lajes, pela vazão de até 20m³/s do rio Pirai e por 160m³/s de água do rio Paraíba do Sul. O comprimento total do rio Guandu, contabilizando a contribuição do rio Ribeirão das Lajes é de 108,5 km. Segundo classificação de Köppen, o clima é do tipo Aw Tropical com inverno seco, com temperatura com valores médios extremos entre 26,8 °C em fevereiro e 20,5 °C em julho. Em Barra do Pirai, 2/3 da vazão do rio Paraíba, cerca de 160m³/s de águas, são captados e bombeados na elevatória de Santa Cecília, para as usinas do Sistema Light e são conduzidas ao reservatório de Santana, formando então o rio Guandu, onde se localizam a captação e a estação de tratamento de água da CEDAE (INEA, 2012). Pode-se dizer que os rios Guandu e Paraíba do Sul são os mais importantes rios do Estado do Rio de Janeiro. A transposição de águas da bacia do rio Paraíba do Sul para a bacia do rio Guandu foi ocasionada, há mais de meio século, para atender à Light, empresa concessionária de geração de energia elétrica. Tal fato de uso privativo, todavia seu uso foi sofrendo vicissitudes com o tempo. Durante anos, a disponibilidade de água no Guandu foi utilizada no planejamento de políticas públicas de desenvolvimento econômico regional da Baixada Fluminense e influenciou na ocupação sócio-econômica da bacia e nas suas condições ambientais.

O rio Guandu passa a ter essa denominação a partir da confluência do rio Ribeirão das Lajes com o rio Santana até o Canal de São Francisco, que é seu prolongamento até a foz, na baía de Sepetiba, (ANA,2006). A distribuição das chuvas na região é fortemente influenciada pelo relevo, com as maiores precipitações ocorrendo na Serra do Tinguá, onde estão as cabeceiras dos rios São Pedro, Santo Antônio e Douro.

Visando minimizar as áreas de várzeas alagadas e promover a colonização da região através da agricultura, entre os anos de 1935 e 1941, o então Departamento Nacional de Obras e Saneamento, DNOS, promoveu uma série de intervenções no rio Guandu até a sua desembocadura. Estas intervenções incluíam abertura de canais e valetas, dragagem e construção de cerca de 50 km de diques marginais desde um ponto próximo à sua foz até um local pouco a jusante da confluência do rio São Pedro. Além de ações de dragagem e

canalização, a bacia foi objeto de grandes obras de geração de energia elétrica. Em 1905 foram construídos a Barragem e o Reservatório de Lajes, no Ribeirão das Lajes, bem como a Usina Hidrelétrica de Fontes. Em 1911, a bacia começou a receber as águas do rio Pirai, através de uma barragem neste rio e de um túnel que desembocava no Reservatório de Lajes. Entre 1940 e 1943, a Barragem de Lajes foi alteada, para ampliação da capacidade de geração de energia, (ANA,2006). Em 1952, a LIGHT Serviços de Eletricidade S.A, concessionária de energia elétrica no estado, com o objetivo de aumentar ainda mais a capacidade de geração de energia elétrica, concluiu uma série de obras, incluindo a transposição das águas dos rios Paraíba do Sul, Pirai e Vigário para a bacia hidrográfica do Ribeirão das Lajes. A vazão média do Ribeirão das Lajes passou de 7m³/s para 168m³/s, alterando radicalmente a hidrografia da Bacia do rio Guandu. Esse sistema, denominado Sistema LIGHT, formado pelas Usinas Hidrelétricas de Nilo Peçanha, Fontes Novas e Pereira Passos, é constituído essencialmente por um conjunto de obras civis e eletromecânicas destinadas à transposição de águas do rio Paraíba do Sul para a vertente Atlântica da Serra do Mar no rio Guandu. Desta forma foi possível aproveitar o potencial elétrico propiciado por uma queda de 295,50 m. Apesar de receber volumes de águas de seus afluentes, a vazão do rio Guandu basicamente é regulada pela descarga do Sistema LIGHT. Em termos de abastecimento de água para a população, a cidade do Rio de Janeiro sempre se preocupou com a falta de água devido à escassez de recursos hídricos naturais em seu território e adjacências imediatas, o mesmo acontecendo com os municípios próximos, que hoje formam a Região Metropolitana do Rio de Janeiro, RMRJ.

A partir de 1943, a cidade do Rio de Janeiro passou a utilizar água da represa de Ribeirão das Lajes, pertencente à LIGHT como fonte de abastecimento para a sua população. Até o ano 1958, esta foi a principal fonte de abastecimento, fornecendo 5 m³/s de água de boa qualidade, sem necessidade de tratamento algum, exceto a desinfecção com cloro. Em 1952 entrou em operação a transposição das águas do rio Paraíba do Sul para o rio Guandu, sendo feita a partir da Usina Elevatória de Santa Cecília, UEL, de Santa Cecília, com capacidade para desviar até 160 m³/s (equivalente a 60% da vazão média de longo termo do rio Guandu). Este desvio permitiu também que o antigo Distrito Federal iniciasse a exploração do rio Guandu para fins de abastecimento de águas com a entrada em operação da Estação de Tratamento de Água do Guandu, ETA-Guandu, em 1963.

Observam-se danos antrópicos na Bacia do Guandu, em especial nos trechos com proximidade das habitações humanas, onde visualiza-se impactos aos estratos vegetais do leito do Rio Guandu (SALAMANE, 2011), o que sem dúvida favorece para as periódicas inundações da área de influência do rio. Portanto existe a necessidade de recomposição e expansão da Mata Ciliar do Rio Guandu, bêm como a avaliação do impacto na vegetação ciliar da bacia (ANA, 2006).

Existem poucos estudos sobre organismos bentônicos nos rios da bacia, em geral, os estudos existentes foram realizados para o rio Guandu e seus principais afluentes (ANA, 2006).

As bacia hidrográfica do rio Guandu possui um quadro crítico de qualidade da água, apresentando violação em diversos parâmetros, sendo de expressividade, ferro solúvel, Cd, Pb, Turbidez, fenóis, cianetos, fósforo total, oxigênio dissolvido, coliformes fecais, sólidos totais, demanda bioquímica de oxigênio, amônia não ionizável, cor, clorofila a, manganês e P.C.B (ANA,2006).

2.3 – Qualidade da Água

Quantidades consideráveis de substâncias químicas chegam aos corpos hídricos, e provocam alterações negativas nesses ambientes, no que se refere ao seu estado físico, químico e biológico. Dessa forma, é necessário avaliar alguns parâmetros no ecossistema em questão a fim de avaliar se os resultados detectados implicarão em algum efeito adverso à biota. A avaliação da qualidade da água pode ser feita através de suas características físicas, químicas e biológicas, a análise integrada destes três fatores é fator de suma importância para ver se a água é apropriada para o consumo humano e para a manutenção do ecossistema límico (ANA, 2006).

2.4 – Fitossociologia na Avaliação de Impacto Ambiental

Fitossociologia é o estudo das comunidades vegetais do ponto de vista florístico, ecológico, corológico e histórico (BRAUN-BLANQUET, 1979). MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG (1974), mencionam que a Fitossociologia recebe diferentes denominações de acordo com as escolas dos diferentes autores: geobotânica sociológica, ciência da vegetação, sociologia de plantas, fitocenologia, fitogeocenologia, ecologia de comunidades vegetais, sinecologia vegetal, ou ecologia da vegetação.

O detalhamento fitossociológico das comunidades vegetais é a maneira mais usual para se conhecer o padrão de distribuição espacial e a diversidade das espécies, mediante a análise da estrutura horizontal que engloba os parâmetros de densidade ou abundância, dominância, frequência, valor de cobertura, e valor de importância para espécies e famílias (HOSOKAWA, 1982; SCOLFORO e MELO, 1997; SOUSA, 2000), juntamente com a estrutura vertical que inclui a posição sociológica e a estrutura da regeneração natural (SOUSA, 2002; ROCHA et al. 2003).

Os fragmentos florestais podem ser definidos como uma área de vegetação natural interrompida por barreiras naturais (lagos, formações rochosas, formações vegetais, tipos de solos, dentre outras situações) ou por barreiras antrópicas, como culturas agrícolas, pecuária, estradas, hidrelétricas e ocupações rurais e/ou urbanas, que possuem capacidade suficiente para diminuir o fluxo de animais, de pólen ou de sementes (VIANA, 1990; FORMAN, 1997), ou até mesmo causar a ruptura deste fluxo gênico das populações presentes nesse habitat (KAGEYAMA et al., 2003), assim gerando impacto ambiental.

É possível, utilizar os parâmetros e estimativas dos estudos fitossociológicos, como ferramenta de investigação no nível e avaliação do impacto antropogênico dentro do ecossistema, que em conjunto com a caracterização do local, constituem em importante objeto de análise no conjunto do monitoramento ambiental.

2.5 – Macroinvertebrados bentônicos e Qualidade da Água

Macroinvertebrados bentônicos (geralmente maiores que 0,5 mm (CUMMINS et al., 1989) são organismos que vivem, pelo menos parte de seu ciclo vital, nos sedimentos de ecossistemas lóticos ou lênticos, associados a substratos diversos, tanto orgânicos quanto inorgânicos. (ROSENBERG, 1998; GOULART & CALLISTO, 2003). Os zoobentos ocupam posição intermediária na cadeia trófica, entre os produtores e os consumidores do topo da cadeia, principalmente os vertebrados (CUMMINS et al., 1989). Sua distribuição, ocorrência e abundância estão vinculados a características ambientais tais como a corrente, o tipo de substrato (pedras, areia, folhiços, macrófitas), a disponibilidade de alimento, abrigo contra

predação e estabilidade do ambiente (regime hidrológico) (GONÇALVES & ARANHA, 2004).

As seguintes categorias de macroinvertebrados bentônicos podem ser destacadas (adaptado de MANDAVILLE, 1999):

- Animais haptobênticos ou perifíticos verdadeiros, vivendo atracados a substrato sólido, seja permanentemente, como adultos (flagelados ou ciliados protista, esponjas, rotífera, ectoprocta, dentre outros) ou durante a maior parte de sua vida (alguns ciliados, Hydridae, cristatella, alguns moluscos e várias larvas de insetos).
- Animais de vida livre no haptobento e capazes de movimentos: grande número de espécies dos filos Protozoa, Plathelmistes, Nemertea, Nematoda, Rotífera, Gastrotricha, Annelida, Tardigrada e a maioria dos grupos de pequenos artrópodos.
- Animais com movimentos, maiores do que os anteriores, porém maus nadadores ou incapazes de nadar e geralmente não deixando o substrato: moluscos gastrópodes, alguns insetos e poucos crustáceos, tais como o a ordem Isopoda.
- Animais nadadores, que se alimentam de organismos do sedimento e se deslocam em busca de alimento: sanguessugas, crustáceos e um grande número de insetos, como a ordem Odonata.
- Animais que vivem no lodo, geralmente em águas um pouco mais profundas, e debaixo de vegetação: larvas de insetos, especialmente quironomídeos, alguns protistas, plathelmintos, nematodos, alguns oligoquetas, alguns crustáceos e muitos moluscos bivalvos, como a família Corbiculidae.
- Fauna da areia ou psamonbentos, que se desenvolvem em meio à mistura de líquido, sólido e ar da região litorânea de lagos e rios. Macroinvertebrados bentônicos reagem aos diferentes níveis de poluição de formas específicas, podendo ser classificados, quanto a essa reação, em organismos tolerantes, intolerantes e organismos resistentes (GOULART & CALLISTO, 2003; GONÇALVES & ARANHA, 2004).

Os organismos tolerantes, ou pouco sensíveis à poluição, são, em sua maioria, insetos aquáticos, além de moluscos da classe Bivalve, e representantes da classe Insecta, ordens Hemiptera Heteroptera, Odonata e Coleoptera, além de algumas famílias de Diptera, que demandam menor concentração de oxigênio dissolvido, algumas espécies inclusive utilizando oxigênio atmosférico (Heteroptera, adultos de Coleoptera e alguns Pulmonata) (GOULART & CALLISTO, 2003). Os organismos intolerantes são aqueles que requerem altas concentrações de oxigênio dissolvido, e pertencem às ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera, cuja abundância percentual é, por isso mesmo, utilizada como índice de qualidade de água (ROSENBERG, 1998; GOULART & CALLISTO, 2003), destacando-se as famílias Baetidae, Leptoceridae e Perlidae, respectivamente.

Os organismos resistentes sobrevivem em condições de depleção de oxigênio dissolvido e, muitos sendo fossoriais e detritívoros, adaptam-se mais facilmente aos mais diversos ambientes. Esse grupo é formado por larvas de Chironomidae, diversas espécies de Diptera e pelos Oligochaeta. (GOULART & CALLISTO, 2003; GONÇALVES & ARANHA, 2004), para Diptera destaca-se a família Ephydriidae e Para o filo Annelida, classe Oligochaeta a família Narapididae

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos é um importante componente do sedimento de rios e lagos, sendo fundamental para a dinâmica de nutrientes, a transformação de matéria e o fluxo de energia (CALLISTO & ESTEVES, 1995). O biorrevolvimento da superfície do sedimento e a fragmentação do liter proveniente da vegetação ripária são

exemplos de processos sob a responsabilidade da comunidade bentônica, que resultam na liberação de nutrientes para a água e na aeração dos sedimentos (CUMMINS et al., 1989; DEVAI, 1990), sendo a saúde e a qualidade de um corpo d'água dependentes de tais processos. Estudos na Rússia (SUSHCHIK et al, 2002) enfatizaram o importante papel dos invertebrados bentônicos na síntese de alguns ácidos graxos poliinsaturados (PUFA), componentes essenciais na nutrição de peixes e outros vertebrados, inclusive de seres humanos. Os mecanismos utilizados pelos zoobentos para a síntese de tais ácidos também têm merecido atenção, uma vez que podem abrir caminho para a fabricação de ácidos sintéticos para utilização humana (SUSHCHIK et al, 2002).

A qualidade do habitat é um dos fatores mais importantes no sucesso de colonização e estabelecimento das comunidades biológicas em ambientes lênticos ou lóticos. A flora e a fauna presentes em um sistema aquático são também influenciadas pelo ambiente físico do corpo d'água (geomorfologia, velocidade da corrente, vazão, tipo de substrato, tempo de retenção) (DEVAI, 1990). Outros autores (FONTOURA, 1989; JESUS & FORMIGO, 1999) também verificaram diferenças na estrutura, estabilidade e resiliência das comunidades de macroinvertebrados, a montante e jusante de empreendimentos hidráulicos (barragens), devido a alterações de velocidade da corrente. Resiliente é a biota que apresenta capacidade de rápida recolonização de áreas perturbadas pelas cheias e persistente é a biota que demonstra uma boa capacidade de resistência a distúrbios (JESUS & FORMIGO, 1999).

A ecologia dos corpos d'água está estreitamente relacionada às atividades antrópicas desenvolvidas em seu entorno; por isso o primeiro passo para a compreensão de como as comunidades de macroinvertebrados bentônicos estão reagindo à alteração da qualidade de água é identificar quais variáveis físicas, químicas e biológicas estão afetando esses organismos (TATE & HEINY, 1995, apud MARQUES et al., 1999). Em alguns casos, por exemplo, efluentes ácidos oriundos de minas abandonadas são transportados por águas de chuva e depositados em rios e lagos próximos, causando grandes danos à biota aquática e aos lençóis subterrâneos (COOR, 2001). Macroinvertebrados bentônicos são hoje amplamente utilizados como organismos indicadores para a avaliação da integridade ecológica de ecossistemas (ROSENBERG, 1998; GOULART & CALLISTO, 2003; GONÇALVES & ARANHA, 2004). As vantagens da utilização de macroinvertebrados de água doce são bastante conhecidas: eles são ubíquos, sendo afetados por perturbações em muitos habitats diferentes; apresentam grande riqueza de espécies, podendo produzir uma ampla gama de respostas; são sedentários, permitindo a determinação espacial de um distúrbio no ecossistema; têm vida longa, o que facilita o acompanhamento de mudanças temporais em sua abundância e em seu desenvolvimento; e demonstram condições do ecossistema ao longo do tempo, fornecendo evidências de suas características por longos períodos de tempo (ROSENBERG, 1998; GOULART & CALLISTO, 2003).

Algumas desvantagens em se utilizar macroinvertebrados como bioindicadores também merecem menção: sua distribuição e abundância podem ser afetadas por outros fatores que não os pesquisados, além de variarem de acordo com a estação e não responderem a todos os impactos ambientais; além disso, aspectos ligados às coletas (representatividade dos taxa, identificação taxonômica, especialmente em países tropicais) também podem introduzir erros nos índices biológicos (ROSENBERG, 1998; JUNQUEIRA & CAMPOS, 1998). Ao pesquisar a resposta de invertebrados a metais lançados em seu habitat, RAVERA et al. (2003), trabalhando com moluscos *Unio pictorum mancus* (Mollusca, Lamellibranchia), em 12 lagos do norte da Itália, concluíram que as concentrações de metais nesses organismos não refletiam as concentrações de metais das águas em que viviam.

2.6 – Metais pesados e Organismos Bentônicos

Metal é o elemento químico que apresenta ligações químicas fortes entre seus átomos (ligação metálica) e três características físicas definidas, quais sejam: conduzir eletricidade, ter brilho, ser maleável e flexível (BACCAN, 2004).

Os termos “metais pesados”, “metais tóxicos”, “metais traço”, “elementos traço” e ainda “constituintes traço” têm sido utilizados como sinônimos na literatura, referindo-se a elementos (nem sempre metais) nos sistemas aquáticos, de alto potencial toxicológico e associados à poluição (ANZECC/ARMCANZ, 2000). Por outro lado, Hillert (1997) defende que o termo “metal pesado” teria surgido como uma conveniência para os legisladores para referir-se a metais com potencial tóxico. Cd, Hg, Pb e Bi têm sido frequentemente mencionados, até porque a atividade humana aumentou a sua concentração no ambiente (HILLERT, 1997). Por outro lado, diferentemente do que comumente se pensa, nem todos os metais causam danos à saúde humana e animal, se estiverem em formas não disponíveis biologicamente e se a dieta do organismo que o ingeriu não contiver determinados elementos que se complexam com os metais, tendo como produto final um metal sob uma forma então tóxica (THORNTON, 1995).

Uma das definições de metais pesados compara-os a seus óxidos, em termos de densidade (HILLERT, 1997). Titânio encontra-se na linha divisória, podendo ou não ser considerado um metal pesado, uma vez que tem óxidos mais e menos densos que a substância pura (THORNTON, 1995). Outra definição propõe que metais pesados sejam aqueles que têm densidade maior que 6 g.cm⁻³ e, assim, metais mais pesados que o vanádio seriam metais pesados, aí se incluindo a maioria dos metais comerciais (PHIPPS, 1981; ALLOWAY, 1995; THORNTON, 1995; HILLERT, 1997). Outros autores (BARCELÓ & POSCHENRIEDER, 1992; PUNZ & SIEGHARDT, 1993; MALAVOLTA, 1994), consideram metais pesados os elementos que possuem densidade superior a 5 g.cm⁻³ ou número atômico superior a 20. Há, ainda, autores (HAWLEY, 1993; HAWKES, 1997) que sustentam que, para um metal ser classificado como pesado, há que se levar em conta suas propriedades químicas, e não sua densidade. Ainda uma outra definição de metais pesados congrega o bloco dos metais pertencentes aos grupos 3 a 16 da tabela periódica, nos períodos iguais ou superiores a 4 (HAWKES, 1997). Diversos metais pesados, em quantidades mínimas, desempenham importante papel para os organismos vivos, aí incluídos os humanos (GRAFT, 1988; THORNTON, 1995; NATIVIDADE, 1998). Nos sistemas lacustres e fluviais, metais pesados podem ser encontrados na coluna d'água, nos sólidos suspensos e sedimentados, nos organismos e nas plantas aquáticas (SALOMONS et al., 1988).

A presença de metais pesados em sedimentos de fundo, habitat preferencial dos zoobentos, tem merecido estudos cada vez mais frequentes, uma vez que os sedimentos refletem a qualidade da água do ecossistema (AZEVEDO et al., 1988; CALLISTO & ESTEVES, 1995), representando, igualmente, a evolução histórica dos impactos aí causados pela contaminação ou poluição (LACERDA et al. 1988), funcionando ainda como um reservatório acumulador de metais pesados (PUCCI, 1988; SALOMONS et al., 1995). Verifica-se, no entanto, uma mobilidade dos metais nos sedimentos, devido a alterações das condições físico-químicas do sistema aquático, principalmente, mudanças nos teores de pH e potencial redox (Eh) (MOURA, 2002). Assim, por exemplo, hidróxidos de ferro e manganês podem ser parcial ou totalmente dissolvidos, mediante alterações de Eh do sedimento, liberando metais pesados incorporados ou adsorvidos. De forma semelhante, a queda do pH leva à dissolução de carbonatos e hidróxidos, igualmente liberando metais pesados para a coluna d'água (FÖRSTNER & WITTMAN, 1981). Ainda segundo esses autores, a matéria orgânica

apresenta grande capacidade de adsorção de metais pesados, sendo as partículas menores que 63μ as que concentram mais metais pesados (FÖRSTNER & WITTMAN, 1981).

A maneira como os metais afetam os organismos aquáticos tem sido pesquisada por diversos cientistas (WELCH, 1980; CONNELL & MILLER, 1984; BREZONIK et al. 1991; DAMATO et al., 1998; MORTIMER, 2000; DIRILGEN, 2001; MELVILLE & BURCHETT, 2002), cujos estudos demonstram que essas interações de metais dissolvidos com superfícies orgânicas tais como membranas celulares podem afetar o transporte, a química, a bioacumulação e a toxicidade de metais. Tais superfícies são o mais importante substrato para a ligação com metais em ambientes aquáticos e, em alguns casos, as concentrações de metais dissolvidos são controladas pela adsorção por superfícies orgânicas do sedimento (DIRILGEN, 2001). As interações que ocorrem em superfícies biológicas em águas naturais são muito complexas. As reações de íons metálicos com os vários grupos funcionais dessas superfícies (amino, carboxila, hidróxido, óxido) são numerosas e difíceis de serem quantificadas individualmente (DIRILGEN, 2001). Este autor, estudando a acumulação de metais por organismos aquáticos concluiu, que esse é um processo de duas fases, a primeira consistindo de adsorção rápida ou ligação com a superfície, seguida por transporte lento e de difusão controlada para o interior da célula. O transporte para o interior da célula pode ser tanto por difusão do íon do metal através da membrana celular ou por transporte ativo feito por uma proteína transportadora (BREZONIK et al. 1991; DIRILGEN, 2001). Dentre os fatores que afetam a bioacumulação de metais pesados por organismos aquáticos, as condições da solução, a natureza do íon metálico (correlações envolvendo o raio do íon ou a função carga-raio) e a natureza dos organismos aquáticos são de importância capital (BREZONIK et al. 1991; DIRILGEN, 2001). Outros autores (ESPINOZA-QUIÑONES et al., 2004), em experimentos utilizando a macrófita aquática *Salvinia sp.* verificaram que o vegetal possui afinidade e preferências distintas para a incorporação de metais, sendo o K, Zn, Ca, Fe e Co absorvidos rapidamente. Pouco se conhece, no entanto, sobre os efeitos tóxicos de substâncias contaminantes em espécies animais tropicais, sendo, pois, de interesse e importância sua determinação para a avaliação de impactos ambientais nos ecossistemas aquáticos, visando esforços de preservação ambiental (DAMATO et al., 1998). Para uma espécie de peixe, *Hyphessobrycon sp.* Callisto, Damato et al. (1998) constataram que o Cu foi o metal mais tóxico seguido pelo Zn, As e Cr, nesta ordem. Em condições naturais, porém, diferentemente do que ocorre em ensaios de laboratório, quando metais pesados contaminam um rio, pode levar meses até que seja possível detectar a substância nos organismos bentônicos (REBELO, 2005). Trabalhando com moluscos, esse autor está desenvolvendo técnicas baseadas em análises químicas e genéticas para detectar a exposição desses organismos às substâncias tóxicas (Cd e Zn) e seus efeitos (hiperatividade da proteína metalotioneína e ativação do gene p53, que codifica uma proteína para monitorar o DNA em busca de erros) nos organismos pesquisados, num prazo de 24 horas após a exposição (REBELO, 2005). Na Malásia, pesquisando a bioabsorção de metais por moluscos, cientistas concluíram que espécies diferentes mostram preferências distintas para a absorção de diferentes metais, sendo o As o elemento mais absorvido por duas espécies (*Brotia costula* e *Clithon sp.*). Variações no conteúdo do mesmo metal, na carapaça e nos tecidos dos moluscos também foram observadas (LAU et al, 1998).

2.7 Índices Biológicos

A história do monitoramento ambiental tem início com Aristóteles, que colocou peixes de água doce em água salgada, para observar suas reações. Os primeiros experimentos sobre

toxicidade foram publicados em 1816, e relataram que diversas espécies de moluscos de água doce, colocadas em soluções salinas a 2%, sobreviveram por mais tempo do que aquelas em contato com soluções salinas a 4% (ROSENBERG, 1998). Estudos sobre a sobrevivência de invertebrados de água doce expostos a metais e a compostos orgânicos apareceram em meados de 1890 (ROSENBERG, 1998). A utilização da estrutura das comunidades de organismos de água doce para biomonitoramento data do início de 1900, a partir do trabalho pioneiro de dois cientistas alemães, R. Kolkwitz e M. Marsson, que escreveram sobre saprobidade (grau de poluição), levando ao desenvolvimento do conceito de organismos indicadores, hoje amplamente representado por macroinvertebrados (ROSENBERG, 1998; GOULART & CALLISTO, 2003). Sistemas de monitoramento baseados em organismos indicadores buscam detectar, avaliar e comunicar a condição de sistemas biológicos, a partir dos impactos antrópicos, e as conseqüências da poluição àqueles sistemas, identificando riscos ecológicos para os ecossistemas e para a própria saúde humana (KARR & CHU, 1997).

Índices biológicos devem ser sensíveis a uma gama de impactos biológicos, não apenas indicadores estreitos, uma vez que os atributos biológicos escolhidos como medidas devem ser capazes de discriminar os impactos causados pelo homem daquelas alterações de origem natural (temperatura, velocidade de corrente)(KARR & CHU, 1997). Além dessas, muitas outras variáveis, incluindo condutividade, oxigênio dissolvido, tipo de substrato, regime hidrológico, profundidade e temperatura da água são responsáveis por influenciar a distribuição e a abundância de invertebrados (ROSENBERG, 1998; WRIGHT *et al.*, 2000; GOULART & CALLISTO, 2003; MACKIE, 2004), e os índices biológicos devem buscar representar tais condições.

2.7.1 – BMWP – Biological Monitoring Working Party

O índice BMWP (Biological Monitoring Working Party) foi criado pelo Departamento do Ambiente Britânico, em 1976, para recomendar um sistema de classificação biológico a ser utilizado nacionalmente em monitoramento de poluição em rios. Um dos termos iniciais de referência era considerar relações eventualmente existentes entre classificações químicas e biológicas, o que acabou não ocorrendo (WALLEY & HAWKES, 1996). O primeiro relatório do grupo de trabalho recomendava o desenvolvimento de um sistema de pontuação baseado em macroinvertebrados bentônicos. Após utilização pelas companhias de saneamento, alguns procedimentos foram sugeridos: reduzir o nível de identificação taxonômica requerido, retirar as medidas de abundância da fauna, reduzir os níveis de habitat para apenas um, aceitar métodos de coleta não padronizados e aceitar pontuação por famílias a partir de suas espécies mais tolerantes à poluição, atribuindo a elas pontuação de 1 a 10 (WALLEY & HAWKES, 1996).

No BMWP, grupos de macroinvertebrados intolerantes à poluição apresentam pontuações elevadas, enquanto grupos tolerantes apresentam pontuações baixas. O valor de BMWP de uma determinada estação é obtido pela soma total das pontuações individuais de cada uma das famílias presentes nesse local, indicando o grau de contaminação das águas (ALBATERCEDOR, 1996; CHAVES *et al.*, 2000).

Uma fragilidade do BMWP, comum a muitos outros métodos biológicos, é o efeito das coletas. Um período de coleta mais longo pode produzir, na maioria das vezes, um resultado final maior do que o resultado de um período mais curto. Para resolver essa fragilidade, tornou-se prática comum calcular a média de pontos por taxa (ASPT – Average Score per Taxa), dividindo a pontuação do BMWP pelo número de taxa. A partir de 1990 passou-se a adotar diferentes pontuações para habitats específicos. Por outro lado, o conceito

de organismo indicador (e sua correspondente relação de presença/ausência com qualidade boa/ruim da água) evoluiu, na última década, para o conceito mais amplo de comunidade indicadora, segundo o qual, ao se considerar toda uma comunidade bentônica, os erros são minimizados e a capacidade de detecção de alterações é ampliada (ALBA-TERCEDOR, 1996).

2.7.2 – Análise estatística Multivariada

As análises multivariadas objetivam reduzir um grande número de variáveis a poucas dimensões com o mínimo de perda de informação, permitindo a detecção dos principais padrões de similaridade, de associação e de correlação entre as variáveis.

Para explorar estes padrões de uma maneira analítica e quantitativa, foram criados na ecologia (ou adaptados de outras áreas de conhecimento) muitos procedimentos estatísticos exploratórios, conhecidos em seu conjunto como análises multivariadas (GAUCH, 1982; PIELOU, 1984; MANLY, 1994; JONGMAN et al., 1995).

Em estudos ecológicos uma ferramenta conhecida é a análise de ordenação multidimensional (MDS), que é um método de ordenação multivariado, com base numa matriz de similaridade, gerando uma representação gráfica da similaridade (ou distância) entre os pontos amostrais. O stress é um índice resultante da análise de MDS e representa o ajuste necessário para representar as relações entre os pontos amostrais em poucas dimensões. Um stress $< 0,1$ corresponde a uma boa ordenação (CLARKE; WARWICK, 1994). Foi usada uma matriz de similaridade de Bray-Curtis.

Na biologia em geral, por exemplo, é bem conhecido que um PCA (análise dos principais componentes) de medidas do corpo de animais resulta em um primeiro eixo, cujos pesos de todas as variáveis têm o mesmo sinal e aproximadamente o mesmo valor. Este eixo é tradicionalmente interpretado como o aumento concomitante de todas as medidas do corpo, ou seja, uma expressão do tamanho do animal. Os eixos seguintes, não correlacionados com o primeiro, por definição, são interpretados como variação morfométrica independente do tamanho, ou seja, vetores de mudança de forma do corpo (PERES-NETO, 1995).

3. OBJETIVOS

3.1– Objetivos gerais

Realizar monitoramento ambiental e avaliação de impacto ambiental em três áreas do rio Guandu, Rj.

3.1– Objetivos Específicos

- Identificar e comparar, utilizando índices bióticos, as modificações ocorridas na estrutura das comunidades bentônicas em três áreas no rio Guandu.
- Relacionar diferenças, observadas e determinadas pelos índices de riqueza, equitabilidade (Pielou), diversidade de Shannon Weaver, índice de Dominância e índice de Simpson e BMWP dessas comunidades bentônicas para avaliação da qualidade da água.
- Caracterizar a comunidade vegetal marginal na avaliação integrada de impacto ambiental, dentro de uma matriz de análise fitossociológica.

- Avaliar impactos ambientais e monitorar os teores de metais pesados no sedimento e nas comunidades bentônicas, com o objetivo de avaliar a presença de biomagnificação na guilda bentônica.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. – Área de Estudo

A área de amostragem (figura 1) compreendeu 3 trechos do rio Guandu, sendo dois no município de Seropédica e um na divisa municipal de Seropédica e Nova Iguaçu. O primeiro dos pontos está na estrada do Dique do Guandu em Nova Iguaçu, O segundo ponto localiza-se próximo a ETA Guandu, O terceiro dos pontos está localizado no bairro de Jardim Maracanã, com proximidade a UTE Barbosa Lima Sobrinho e a áreas de extração de areia.

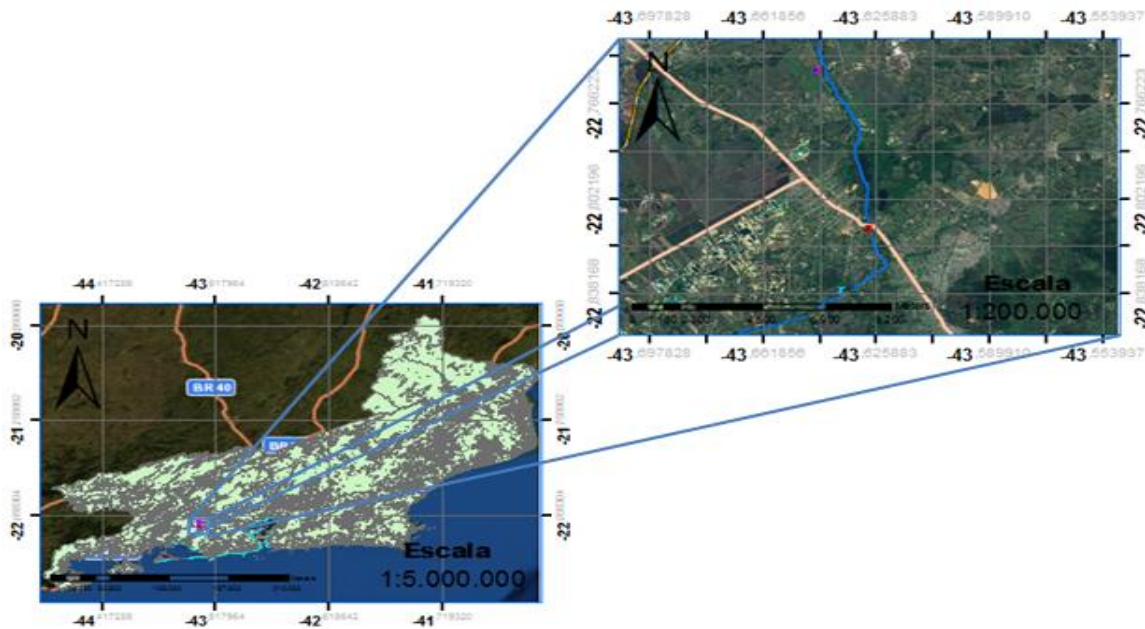


Figura 1. Mapa de localização dos 3 pontos de amostragem, Região da Baixada Fluminense do estado do Rio de Janeiro, RJ.

A bacia do Rio Guandu se notabiliza por possuir recursos hídricos que atendem a múltiplos usos, especialmente geração de energia elétrica e abastecimento de água. Ela produz energia através de usinas hidrelétricas tradicionais, de uma pequena central hidrelétrica (PCH) e de termelétricas. Suas águas ainda atendem a dezenas de indústrias localizadas. A região apresenta relevo de baixada com morros isolados de configuração topográfica residual, vertentes convexas e topos arredondados ou alongados, e altitude em torno de 50-60 metros que, de forma transicional, passa para outro tipo de relevo mais escarpado com topos levemente arredondados ou de cristas alinhadas, que se destacam topograficamente, alcançando cotas acima dos 800 metros nas serras do Caçador e do Matoso.

As porções mais elevadas das bacias apresentam trechos de pequena extensão, caracterizados por corredeiras e cachoeiras, principalmente no leito do Rio Cacaria.

As precipitações pluviométricas que atingem a região relacionam-se a diversos processos atmosféricos e apresentam média de 1.500 mm/ano, com as chuvas concentradas entre dezembro e março, e os períodos mais secos, entre junho e setembro.

Nas últimas décadas, a região apresentou intensa descaracterização ambiental quando parte significativa da cobertura vegetal foi substituída pela pecuária, cultivo de banana, plantios de subsistência e uso para lazer. Recentemente, no entanto, a região começou a experimentar uma fase de recuperação ambiental através da revegetação e preservação dos remanescentes florestais (ANA, 2006). Os cursos médios e inferiores são caracterizados por intensa produção de sedimentos detríticos, organizados em depósitos aluvionares geralmente de pouca espessura, formados por areias finas a grosseiras e eventualmente cascalhos, constituídos geralmente por quartzo, feldspato, mica e fragmentos de rocha.

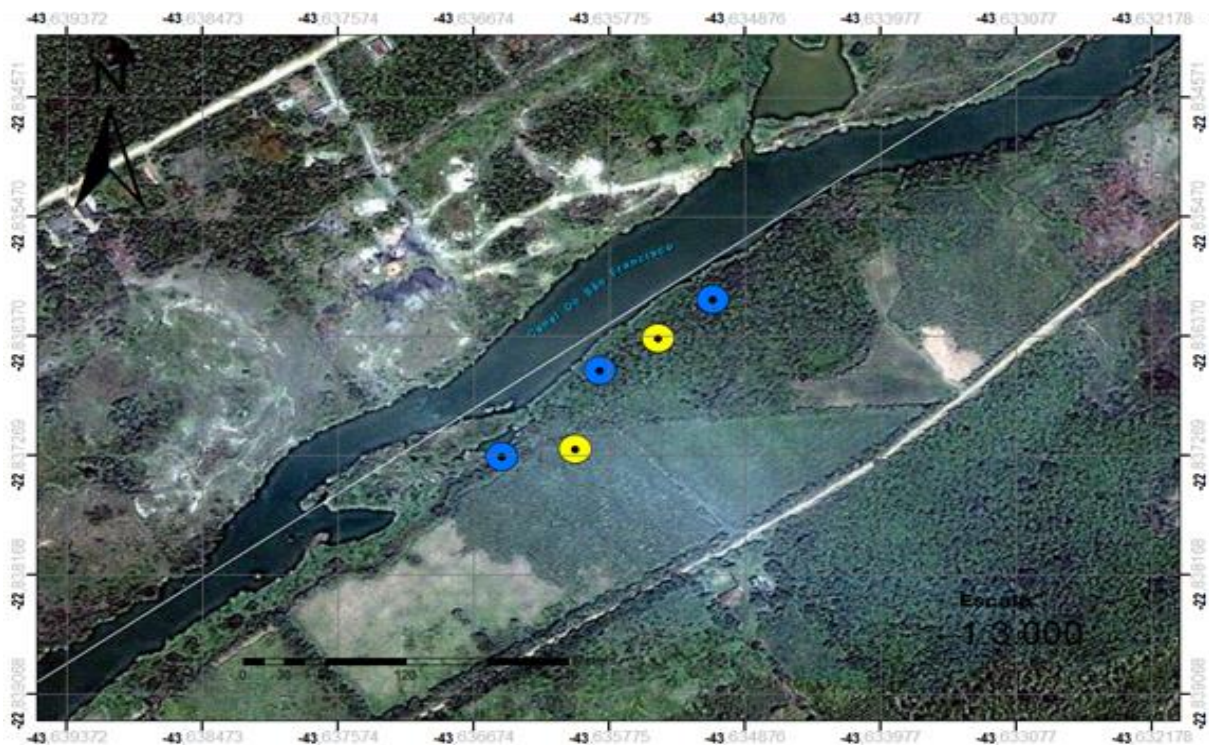


Figura 2. Pontos amostrais da área 1 (S 22° 50' 12.2" W 43° 38' 09.5"), tanto os pontos amarelos, quanto os azuis são de coleta de vegetação para caracterização do ecossistema, todavia os pontos azuis, direcionando até o rio, também são utilizados para coletas de água, sedimento e bentos.

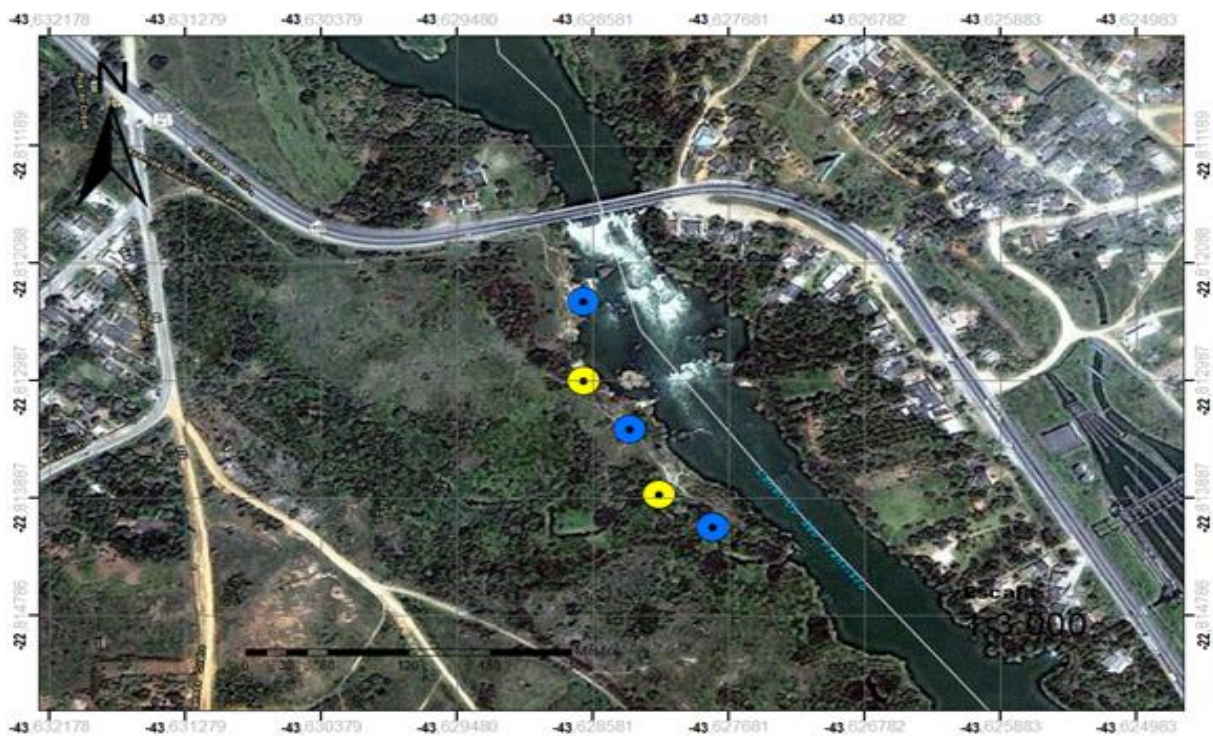


Figura 3. Pontos amostrais da área 2 (S 22° 48' 42.3''/W 43° 37' 44.9''), tanto os pontos amarelos, quanto os azuis são de coleta de vegetação para caracterização do ecossistema, todavia os pontos azuis, direcionando até o rio, também são utilizados para coletas de água, sedimento e bentos.

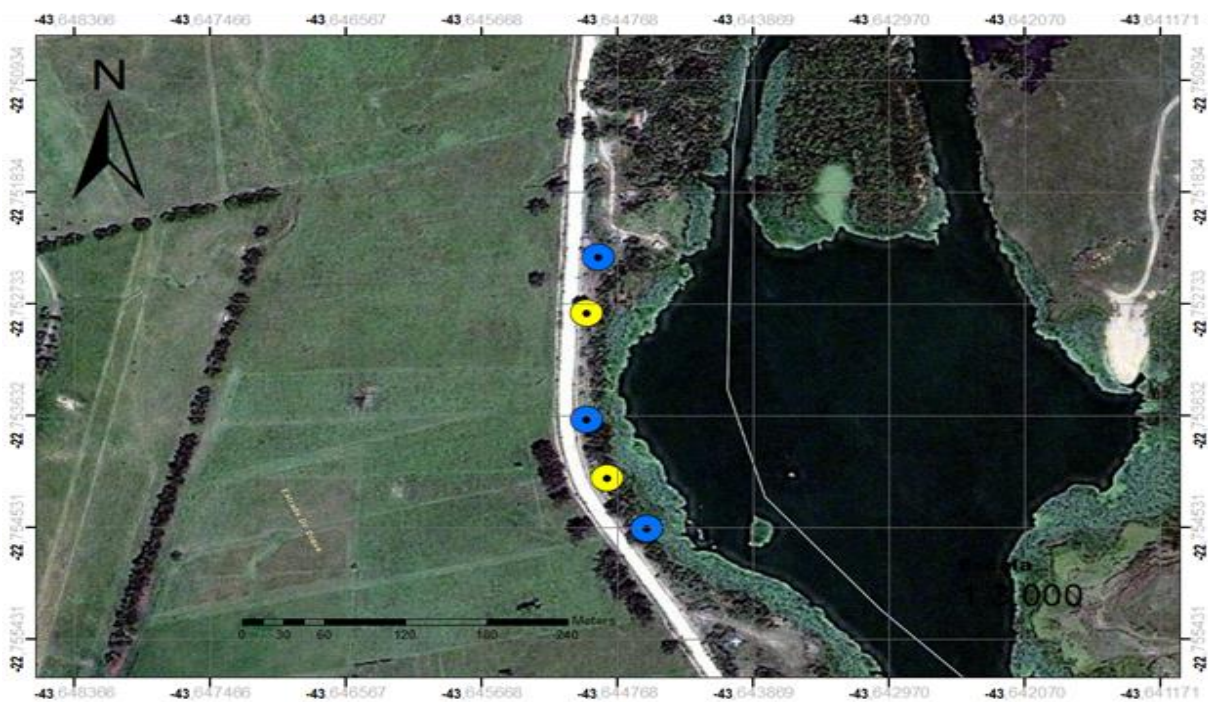


Figura 4. Área 3 (S 22° 45' 08.5''/W 43° 38' 41.6''), tanto os pontos amarelos, quanto os azuis são de coleta de vegetação para caracterização do ecossistema, todavia os pontos azuis, direcionando até o rio, também são utilizados para coletas de água, sedimento e bentos.

4.2 – Coleta dos Macroinvertebrados

Em cada área (figura 2, figura 3 e figura 4), os macroinvertebrados foram coletados na primeira semana de julho de 2013. Em 3 áreas que distam entre si 8 km, cada área possui 3 repetições cada, onde as repetições distavam 100 m rio acima e rio abaixo de cada ponto, totalizando assim 9 réplicas. O material foi coletado no leito do rio, isto é, duas vezes e mais duas em cada margem (direita e esquerda).

O sedimento da calha principal do rio é diferente das margens, assim como a fauna associada a ele. Assim, o tipo de coletor deve variar de acordo com o ambiente estudado (SILVEIRA, et al., 2004). Nesse estudo foi utilizado o amostrador do tipo Van Veen com uma área de 400 cm² (Figura 5) para a coleta de amostras do fundo e para as amostras da margem, o puçá de malha 200 cm².

Imediatamente após serem coletadas, as amostras foram fixadas com álcool a 80% e acondicionadas em isopor para serem analisadas em laboratório.



Figura 5. Utilização da Van Veen para coleta do sedimento.

4.3 – Métodos de Laboratório e Análise de Dados

Em laboratório, para a análise dos macroinvertebrados, as amostras foram lavadas cuidadosamente em peneiras de 300 µm. O sedimento foi triado sob microscópio estereoscópico, e os organismos encontrados foram separados em grandes grupos (Mollusca, Crustacea, Insecta, entre outros), conservados em álcool a 70% e posteriormente identificados ao menor nível taxonômico possível, principalmente para os grupos mais abundantes.

As análises referentes às comunidades biológicas foram às seguintes:

- **Abundância:** A abundância é o número total de organismos presentes numa amostra, dada em número de indivíduos/m². Não leva em conta a proporção e a distribuição de cada espécie em determinada área (MACEDO, 1999).
- **Riqueza (*Taxa*):** Riqueza é o número de diferentes organismos presentes numa amostra, comunidade ou ecossistema, ou o total de *taxa* distintos. Essa medida reflete a saúde da comunidade através da determinação da variedade de *taxa* presentes (MACEDO, 1999).
- **Índice de Diversidade de Shannon Weaver (H^{''}):** O índice de diversidade de Shannon-Weaver foi desenvolvido para resumir o número de espécies e a sua abundância

relativa em cada estação. O índice lança mão da riqueza de *taxa* e da abundância relativa dos indivíduos pelas espécies presentes (MACEDO, 1999; CROPPER et al., 2001; HORNE ENGINEERING, 2003; PAULA, 2004). Uma comunidade biológica é usualmente constituída de várias populações de espécies (animais ou vegetais) que coexistem num mesmo território (MACEDO, 1999). Estudos de diversidade biológica, usuais em ecologia e biogeografia, tratam da dispersão qualitativa e quantitativa de populações, constituídas por diversas categorias ou *taxa* de indivíduos. Assim, uma diversidade elevada significa muitas espécies numa comunidade. Para um número fixo de espécies, a diversidade será tanto maior quanto mais homogênea for a distribuição das frequências relativas das espécies presentes. A diversidade encerra, portanto, a componente riqueza de espécies presentes e a homogeneidade na distribuição dos indivíduos pelas espécies (MACEDO, 1999). O índice de diversidade de Shannon-Weaver baseia-se na teoria da informação e traduz a medida da ordem (ou da desordem) num sistema específico. Em ecologia, essa ordem pode ser caracterizada pelo número de espécies ou o número de indivíduos de cada espécie numa amostra. Utilizando esses dados na equação do índice, chega-se à diversidade (KREBS, 1989). A diversidade de espécies é uma característica biológica mensurável e única, relacionada ao nível de estabilidade da organização ecológica da comunidade biológica (CROPPER et al., 2001). Um bom índice de diversidade deve refletir tanto as mudanças no número de espécies presentes na comunidade, quanto mudanças nos padrões de distribuição de indivíduos entre as espécies e não ser influenciado pelo tamanho da amostra (CROPPER et al., 2001). O índice de diversidade de Shannon-Weaver pode variar de 0 (apenas uma espécie presente) a 4,5 (com alta incerteza quanto a que espécie um organismo pertencerá, se as espécies tiverem distribuição homogênea). Na prática, esses valores ficam normalmente entre 0 e 3,5.

- Índice de Equitabilidade de PIELOU (J'): O índice de equitabilidade de Pielou é uma medida de quão homogênea a abundância é distribuída entre as espécies existentes na comunidade. O índice é definido entre 0 e 1, onde 1 representa a comunidade com perfeita equitabilidade e diminui até zero à medida que a abundância relativa da maioria das espécies diminui. (PIELOU, 1977; HORNE ENGINEERING, 2003; PAULA, 2004). Há uma multiplicidade de variações de índices biológicos, desenvolvidos em países diferentes e para necessidades específicas (ALBATERCEDOR, 1996; KARR & CHU, 1997; MACEDO, 1999; JESUS & FORMIGO, 2004). Na União Européia busca-se, nos últimos anos, uma padronização desses diversos índices (WRIGHT et al., 2000).
- Índice de Simpson: Diversidade e Dominância de Simpson, não somente considera o número de espécies (s) e o total de números de indivíduos (N), mas também a proporção do total de ocorrência de cada espécie. A dominância de Simpson é estimada através da seguinte equação abaixo:

$$I_s = \frac{\sum n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

Onde: n_i é o número de indivíduos de cada espécie; N é o número de indivíduos.

$$D_s = 1 - I_s \quad \text{ou} \quad D_s = 1 - \frac{\sum n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

- Dominância de Berger-Parker: Este índice é mais simples quando comparado com o índice de dominância de Simpson, porém eficiente. Considera a espécie maior proporção de indivíduos. É calculada através da seguinte equação, $D = N_{\max} / N_t$, onde: N_{\max} é o número de indivíduos da espécie mais abundante e N_t é o número total de indivíduos na amostra.

Todos os índices de diversidade, forão calculados nos pacotes estatísticos PAST e STATISTICA 8.

Para a análise de ordenação multidimensional (MDS) dos táxons, foi usada uma matriz de similaridade de Bray-Curtis em relação à densidade da comunidade e da relação entre as variáveis ambientais. E para analisar de maneira integrada a estrutura abiótica e biótica, fez-se uso da PCA, utilizando tanto variáveis físico-químicas quanto valores de densidade de organismos. A Análise da qualidade da água se derá através do índice BMWP.

4.4 – Florística da Regeneração e Coleta de dados Fitossociológicos

Para o levantamento da florística da regeneração natural foi utilizada a classificação das formas de vida de RAUNKIAER (1905), aprimorada por CABRERA & WILLINK (1973) e o estudo de ENGEL et alii (1986). Para levantamento de dados fitossociológicos, a coleta dos dados se deu utilizando a metodologia do ponto quadrante, a qual consiste em medir as quatro árvores mais próximas do ponto marcado com DAP (Diâmetro a altura do Peito) > 5 cm e indivíduos com DAP < 16 cm e a altura total. Nos quadrantes em que uma árvore morta em pé for amostrada, deve-se considerar também a árvore viva mais próxima ao ponto e proceder-se da mesma forma que para as demais incluídas no levantamento.

O eixo central dos pontos quadrantes, utilizados da amostragem dos indivíduos arbóreos, foi mesmo, para a amostragem da regeneração natural, conforme critério de inclusão supracitado (figura 6). Estes pontos foram colocados de acordo com o acesso a área.

As variáveis medidas foram: CAP (circunferência a altura do peito); Altura total, estimada visualmente, estágio serado indivíduo e a distância entre o ponto e o centro da árvore.

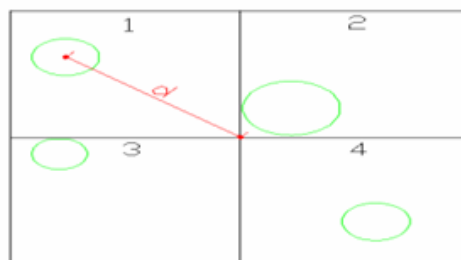


Figura 6. Ilustração das árvores e mensuração entre centro da árvore e ponto marcado.

A distância entre os pontos quadrantes foi determinada a partir da mensuração prévia de no mínimo vinte distâncias entre dois indivíduos ao longo de uma comunidade. Posteriormente foi feita uma média aritmética e elevar-se-á a média ao quadrado (MARTINS, 1991), encontrando-se assim a distância em metros, entre os dois pontos (figura 7).

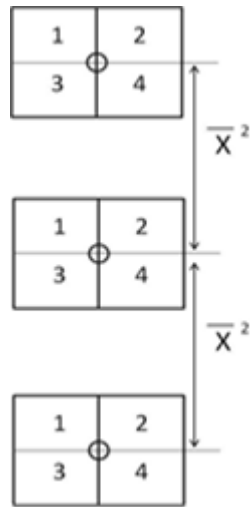


Figura 7. Disposição dos pontos no campo.

Os resultados foram apresentados através de uma listagem de espécies, com a indicação da ocorrência das espécies em cada um deles. Nessa lista foram relacionadas as espécies dentro de suas respectivas famílias, indicando suas ocorrências em cada fragmento estudado, o nome popular. Para avaliação de impacto ambiental será utilizado a síndrome de dispersão das espécies e se é nativa ou exótica. Para caracterização da área será utilizado parâmetros e estimativas fitossociológicas.

4.5 – Parâmetros fitossociológicos

4.5.1 – Frequência

Segundo Martins (1991) a frequência é calculada pelo número de pontos em que determinada espécie ocorre dividido pelo número total de pontos usados para amostragem da comunidade. A seguir estão algumas fórmulas para obtenção dos parâmetros ecológicos (BROWER & ZAR, 1984):

Frequência absoluta:

$$FA(i) = \frac{J_i}{K}$$

Frequência relativa:

$$FR(i) = \left(\frac{FA(i)}{\sum_{i=1}^n FA} \right) \cdot 100$$

Sendo J_i igual ao número de pontos onde a espécie foi encontrada e o K é o número total de pontos amostrados.

4.5.2 – Densidade

Para o cálculo da densidade, torna-se necessário a computação de dados referente à distância média e área média ocupada por indivíduo, resultando em estimativa de densidade média (BROWER & ZAR 1984).

Distância e Área

Distância média entre ponto e espécie:

$$\overline{d(i)} = \frac{\sum d(i)}{N(i)}$$

Área média ocupada pela espécie:

$$\overline{A(i)} = \overline{d^2(i)}$$

O $d(i)$ representa a distância medida entre o indivíduo i e o ponto quadrante e $N(i)$ é o número total de indivíduos registrados da espécie em questão.

Densidade Absoluta:

$$DA(i) = \left(\frac{n(i)}{N} \right) \cdot \left(\frac{u}{\overline{A(i)}} \right)$$

Densidade Relativa:

$$DR(i) = \left(\frac{DA(i)}{\sum_{i=1}^s DA} \right) \cdot 100$$

O $n(i)$ é o número de indivíduos registrados da espécie, N é o número total de indivíduos mensurados e o u é a unidade de área para a qual se deseja fazer as inferências, adotando nesse estudo $10.000m^2$.

4.5.3 – Dominância

Para o cálculo da dominância da espécie tomou-se área basal das espécies calculada pelas seguintes fórmulas:

Área Basal (G):

$$G(m^2 / ha) = \frac{\pi \cdot DAP^2}{40000}$$

Dominância Absoluta:

$$DoA(i) = \overline{G(i)} \cdot DA(i)$$

Dominância Relativa:

$$DoR(i) = \left(\frac{G(i)}{\sum_{i=1}^s G} \right) \cdot 100$$

Neste caso, $G(i)$ é a área basal média da espécie, o $G(i)$ é a área basal total da espécie.

4.6 – Metodologia de laboratório para água, sedimentos e Biota

4.6.1 – Compartimento Água

As amostras foram coletadas na primeira semana de julho de 2013, sendo todas acondicionadas em garrafas plásticas virgens e resfriadas a $2^\circ C$ e encaminhadas para o Laboratório de Mapeamento Geotécnico e Desastres Naturais- UFRRJ e para o laboratório INNOLAB-EUROFINS, onde foram analisadas seguindo as metodologias descritas na tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros analisados e metodologias utilizadas, para análise da qualidade da água, segundo ABNT NBR ISO/IEC 17025: 2005-Inmetro.

Parâmetro	Metodologia
Amônia	Destilação / MA-025-L2
Nitrito	MA-017-L2
Nitrato	MA-017-L2
Nitrogênio Total	MA-022-L2 e MA-017-L2
Fosfato	MA-014-L2
Fósforo Total	*4500-P (B) e (E)
Alcalinidade Total	2320B
Dureza GH	2320B
Ferro solúvel	MA-071-L2
O.D	Winkler modificado pela ázida de Na
CO2	Titulação com Hidróxido de Sódio
pH	Fita pH
Cloro residual Total	Método iodométrico
Turbidez	Turbidímetro
Temperatura	Termômetro

Para análise dos parâmetros de qualidade da água, ter-se-á como base os limites estabelecidos para os diversos parâmetros de qualidade da água, definidos na resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, considerando o enquadramento dos rios Guandu, Guarda, Guandu Mirim e seus principais afluentes Classe 2, como prevê o artigo 42 da CONAMA 357 para os cursos d'água que não possuem enquadramento (ANA,2006).

São os parâmetros de grande importância para este estudo:

- Oxigênio Dissolvido (OD): teor de oxigênio livre disponível na água para peixes, invertebrados e outros organismos.
- Compostos nitrogenados: O íon amônia ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) é um composto tóxico à biota aquática, ocorre como resultado final da digestão de alimentos ingeridos pela mesma ou pela ação de bactérias e fungos, sobre a matéria orgânica. A decomposição contínua, onde o íon amônia, por ação das bactérias do gênero *Nitrossomonas*, é oxidada a nitrito, que também é tóxico. Seguindo o ciclo, as bactérias do gênero *Nitrobacter* oxidam o nitrato, relativamente bem menos tóxico que seus precursores e que é utilizado como nutriente por algas e plantas, fechando o ciclo.
- pH: medida da acidez ou alcalinidade da água. A maioria das formas de vida aquática é sensível a variações de pH. Águas com grande conteúdo de matéria orgânica tendem a ser ácidas.
- Temperatura: a maioria das características físicas, biológicas e químicas de um rio é diretamente afetada pela temperatura. A maioria dos organismos aquáticos sobrevive numa estreita faixa de temperatura, poucos podendo tolerar mudanças extremas desse parâmetro.

- Fosfato: compostos químicos obtidos do fósforo e do oxigênio, necessários para o crescimento de plantas e animais. Fosfatos podem estar presentes sob muitas formas, e o fosfato total dá uma estimativa da quantidade total de fosfato potencialmente disponível em um determinado corpo d'água. O fosfato tem importância fundamental na proliferação de microalgas, podendo, assim, atuar como fator limitante da produtividade de sistemas aquáticos.
- Fósforo Total: Devido a complexidade de seu ciclo, não é possível estabelecer limites definitivos para os fosfatos de modo a evitar problemas relacionados aos processos de eutrofização. Lagos relativamente protegidos de contaminações possuem concentrações entre 0,01 mg/l e 0,03 mg/l de fósforo total (Branco, 1977).
- Turbidez: medida da dispersão da luz numa coluna d'água, devido a material suspenso. Em situações de elevada turbidez, a água perde a capacidade de suporte de vida a uma variedade de plantas e outros organismos aquáticos.
- Dureza de carbonatos-KH (Karbonathärte Hardness): é sinônimo de Alcalinidade (reserva alcalina). Alcalinidade é a capacidade da água em receber prótons (H^+), que está relacionada, principalmente, à concentração das bases não ionizadas carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-) De Ca^+ e Mg^+ . A concentração de carbonatos funciona como indicador da estabilidade do pH, ou seja, quanto maior a concentração em carbonatos, mais estável será o pH. O monitoramento da alcalinidade da água é importante para conhecer sua capacidade em resistir às forças acidificantes, oriundas do desdobramento microbiológico da matéria orgânica e de agentes químicos como o sulfato de alumínio, componente da maioria dos clarificantes e floculantes.
- Dureza Total-GH (Gesamthärte Hardness): A concentração de íons metálicos, principalmente Cálcio (Ca^+) e Magnésio (Mg^+), confere à água o que se convencionou chamar de Dureza da água ou Dureza Total. Outros íons metálicos como Fe, Al, Mn e Zn também podem influenciar os valores de Dureza, mas normalmente ocorrem em concentrações insignificantes. Como a maioria dos íons Ca^+ e Mg^+ encontram-se na forma de sais de carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-), com frequência os valores da Dureza se equiparam aos valores de Alcalinidade (Dureza em Carbonatos). Em águas onde a Dureza Total supera a Alcalinidade, parte dos íons Ca^+ e Mg^+ encontram-se associados a sulfatos, nitratos, cloretos e silicatos. Por outro lado, em situações de alta Alcalinidade e baixa Dureza Total, parte dos carbonatos e bicarbonatos está associada aos íons Na^+ e K^+ ao invés de Ca^+ e Mg^+ . A Dureza da água é expressa em equivalentes de $CaCO_3$ (mg / L ou ppm) ou em Grau Alemão ($^{\circ}dH$).
- Gás carbônico (CO_2): Águas naturais contêm quantidades variáveis de gás carbônico geralmente em equilíbrio com os carbonatos e bicarbonatos que elas possuem, dependendo de fatores como temperatura, pressão atmosférica, sólidos dissolvidos e pressão parcial do próprio CO_2 na atmosfera. Por ser um gás, quanto maior a temperatura atmosférica, menor é a capacidade de sua permanência nas águas. O gás carbônico (CO_2) dissolvido está diretamente ligado ao pH e a KH, pois as reações químicas que ocorrem na água entre os carbonatos e bicarbonatos e o CO_2 geram ácido carbônico, que faz o pH diminuir, então através dos valores da dureza em

carbonatos-KH e do potencial de Hidrogênio-pH de uma mesma amostra, é possível inferir a quantidade de gás carbônico (CO₂) dissolvido na água.

4.6.2 – Compartimento Sedimento

As amostras foram coletadas na primeira semana de julho de 2013, sendo todas acondicionadas em potes de vidro âmbar virgens e resfriadas a 2° C e encaminhadas para o Laboratório de Mapeamento Geotécnico e Desastres Naturais- UFRRJ e para o laboratório INNOLAB-EUROFINS, onde foram analisadas seguindo as metodologias descritas na tabela 2.

Tabela 2. Parâmetros analisados e metodologias utilizadas para análise de sedimentos, segundo ABNT NBR ISO/IEC 17025: 2005-Inmetro.

Parâmetro	Metodologia
Nitrogênio Total	Digestão *4500C e 4500F
Fosfato	MA-031-L2
Carbono Orgânico Total	MA-026-L2
Matéria Orgânica	Método Titrimétrico de Walkley-Black
Potássio	MA-070-L2
Sódio	MA-070-L2
Cádmio	MA-070-L2
Chumbo	MA-070-L2
Cobre	MA-070-L2
Zinco	MA-070-L2
Mercúrio	MA-070-L2
Cromo	MA-070-L2
Níquel	MA-070-L2
Ferro	MA-070-L2
Manganês	MA-070-L2
Urânio	MA-070-L2

Para análise do sedimento, foi mensurado todos os parâmetros que possuem relação direta com a eutrofização (nitrogênio total, fosfato, carbono orgânico total, matéria orgânica), parâmetros que possuem relação direta com a deposição de insumos agrícolas e esgotamento sanitário (Sódio e potássio), e parâmetros relacionados à biomagnificação (metais pesados).

4.6.3 – Compartimento Biota

As amostras foram coletadas na primeira semana de julho de 2013, sendo todas acondicionadas em garrafas plásticas virgens e preservadas em NH₃ a 2% e encaminhadas para o Laboratório de Mapeamento Geotécnico e Desastres Naturais- UFRRJ e para o laboratório INNOLAB-EUROFINS, onde foram analisadas seguindo as metodologias descritas na tabela 3.

Tabela 3. Parâmetros analisados e metodologias utilizadas, para análise de metais pesados na biota, segundo ABNT NBR ISO/IEC 17025: 2005-Inmetro.

Parâmetro	Metodologia
 Mercúrio	 MA-070-L2
 Cádmio	 MA-070-L2
 Chumbo	 MA-070-L2
 Zinco	 MA-070-L2
 Urânio	 MA-070-L2

4.6.2 –Avaliação de Impactos Ambientais

Pela compreensão da resolução CONAMA nº 01/1986, são critérios para avaliação e determinação de impactos ambientais:

1. **Natureza:** Indica quando o impacto tem efeitos positivos/benéficos (POS) ou negativos/adversos (NEG) sobre o componente socioambiental.
2. **Forma:** Como se manifesta o impacto, ou seja, se é um impacto direto (DIR), decorrente de uma ação do empreendimento, ou se é um impacto indireto (IND), decorrente de um ou mais impactos gerados diretamente ou indiretamente.
3. **Temporalidade:** Diferencia os impactos segundo os que se manifestam imediatamente após a ação impactante (IME), a curto prazo (CP) e aqueles cujos efeitos só se fazem sentir após decorrer um período de tempo em relação à sua causa (LP).
4. **Reversibilidade:** Classifica os impactos em irreversíveis (IRR) ou reversíveis (REV), após manifestados seus efeitos. Permite identificar que impactos poderão ser integralmente evitados ou poderão apenas ser mitigados ou compensados.
5. **Duração:** Divide os impactos em permanentes (PER) e temporários (TEM), ou seja, aqueles cujos efeitos manifestam-se indefinidamente ou durante um período de tempo determinado.
6. **Abrangência:** Indica os impactos cujos efeitos se fazem sentir localmente (LOC), regionalmente (REG) ou extra-regionalmente (ERE). Considera-se como efeito local aquele que se restringe à uma determinada localidade ou região específica, regional àquele que afeta diversas localidades na região em questão, e extra-regional aquele que se manifesta além dos limites da região de inserção do empreendimento.
7. **Estratégico:** O impacto será considerado estratégico (SIM) quando se fizer sentir em todo, ou em quase todo, o território nacional, quando o componente ambiental afetado tiver relevante interesse coletivo ou nacional.
8. **Efeito:** Classifica os impactos em cumulativo (CUM) ou sinérgico (SIN). Um impacto é considerado cumulativo quando resulta da soma de Estudo de Impacto Ambiental de outros impactos gerados por um ou mais empreendimentos isolados, porém em um mesmo sistema ambiental, seja por ações passadas, presentes ou futuras. Já o impacto sinérgico é o resultante da presença simultânea de um ou mais fatores, inclusive de outros empreendimentos, cuja associação não apenas

potencializa a sua ação, como também produz um efeito distinto. O impacto sem efeito cumulativo ou sinérgico é classificado como sem cumulatividade (SC) ou sinergia (SS).

9. Magnitude: Refere-se ao grau de incidência de um impacto sobre o fator ambiental, em relação ao universo desse fator ambiental. Ela pode variar de grande (GRA), média (MED) ou pequena (PEQ), segundo a intensidade de transformação da situação pré-existente do fator ambiental impactado. A magnitude de um impacto é, portanto, tratada exclusivamente em relação ao fator ambiental em questão, independentemente da sua importância por afetar outros fatores ambientais.
10. Importância: Refere-se ao grau de interferência do impacto ambiental sobre diferentes fatores ambientais. Ela é grande (GRA), média (MED) ou pequena (PEQ), na medida em que tenha maior ou menor influência sobre o conjunto da qualidade ambiental local. Para isto, deverão ser ponderadas a duração, abrangência, e magnitude do impacto, além da sensibilidade do fator ambiental impactado.

4.6.3 – Tratamento Estatístico e interpretação dos dados Abióticos

Antes de serem correlacionados com a biota, através de ferramentas de estatística multivariada, os parâmetros abióticos foram analisados isoladamente.

Para os compartimentos água e sedimentos, fez-se análise gráfica dos parâmetros com a finalidade de entender seu comportamento e impacto no ambiente, posteriormente fez-se uso da PCA, com o objetivo de compreender a relação entre os parâmetros abióticos. Para tal objetivo, foi feita uma matriz de correlação, para uma significância de 80 % entre os dados, com o objetivo de filtrar dados menos importantes e confeccionar análises PCA mais limpas e de fácil compreensão. Para que os dados fossem considerados representativos fez-se uso da equação $d = (2/m)^{0,5}$ (Legendre & Legendre, 1983) que possui funcionalidade para verificar os scores das variáveis, sendo referencial para avaliar se sua relação é significativa.

São discutidas as variáveis de maior influência sobre os macroinvertebrados bentônicos (tabela 4), primeiramente a discussão será feita de maneira isolada, em seguida os dados serão predispostos em duas PCA, isto é, uma para as variáveis ambientais, e outro correlacionado as variáveis as áreas de estudo.

O objetivo será tecer uma teia de eventos a fim de compreender o comportamento das variáveis ambientais de forma isolada, bem como suas portas de entrada no ecossistema. Em seguida estes dados serão conjugados com dados bióticos, para melhor entendimento a extensão de seus danos e averiguação dos táxons que são tolerantes ou não, este estudo é determinante para a pontuação dos índices BMWP.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 – Caracterização da Área 1

A região apresenta relevo de baixada, levemente ondulado a plano, com uso agrícola do solo (figura 2), passando abruptamente de áreas agrícolas para pequenos fragmentos florestais descaracterizados em relação a vegetações do tipo ciliar a margem do leito do rio Guandu. Sistemáticamente possui forte descaracterização ambiental, nota-se que parte significativa da vegetação natural foi substituída por cultivos agrícolas, como cana-de-açúcar

e banana, também foi evidenciado a presença de fauna doméstica circulante na área, principalmente gado bovino, através da presença massiva de fezes e rastros de destruição em meio ao fragmento. Também foi observada a caça à fauna silvestre através de restos mortais da mesma (figura 8). A margem do rio é caracterizada por intensa produção de sedimentos detríticos, organizados em depósitos aluvionares geralmente de pouca espessura, formados por sedimentos de cor avermelhada, principalmente, indicando a presença de ferro oxidado. A composição dos sedimentos se dá principalmente por, areias finas a grosseiras, argilas e silte, possuindo ainda eventualmente cascalhos, constituídos geralmente por quartzo, feldspato, mica e fragmentos de rocha. Nota-se também o despejo de esgoto doméstico no rio, possuindo grandes calhas de esgoto, fortemente povoadas por *Corbícula fluminae*.

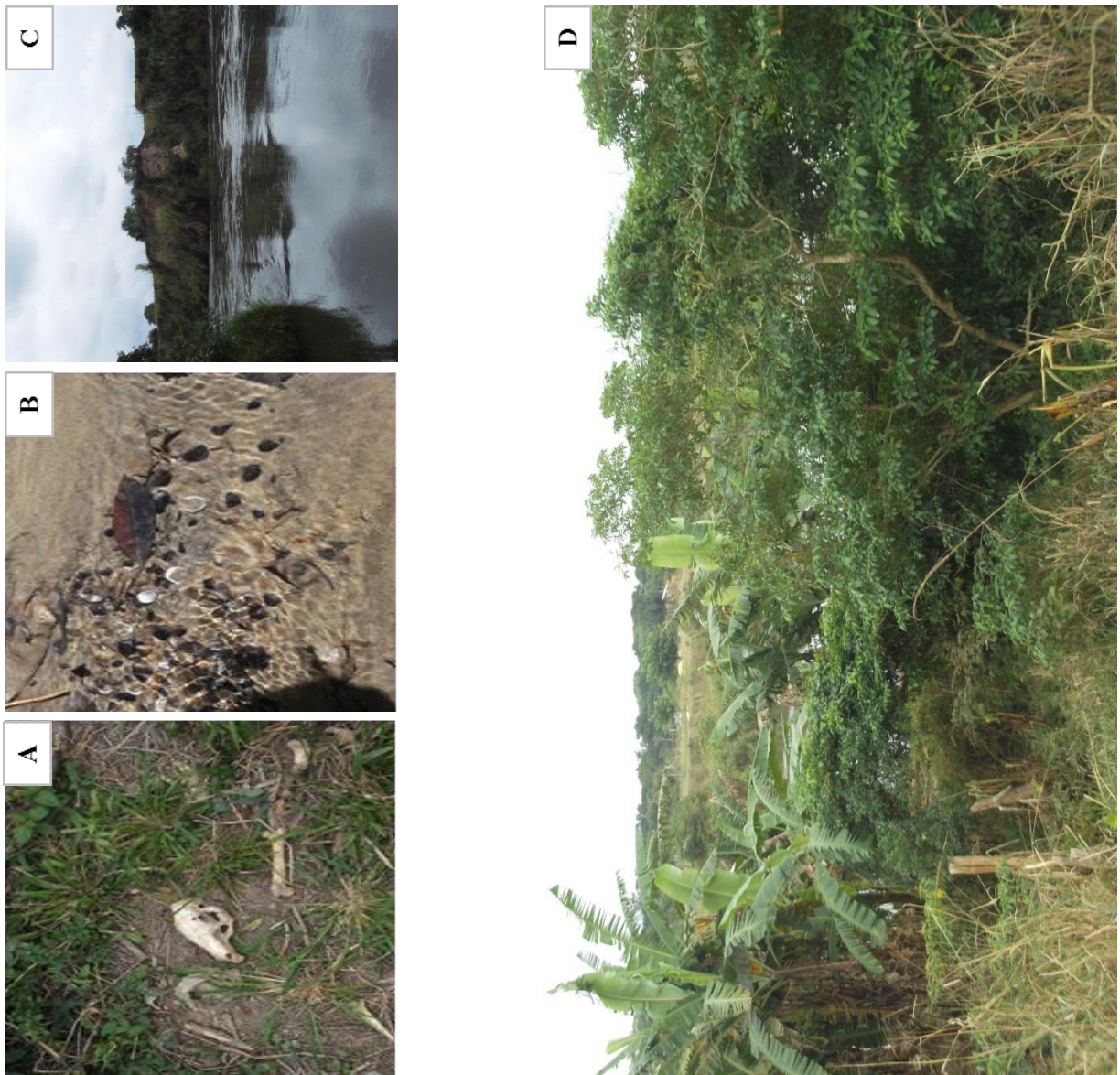


Figura 8. A- Presença de Caça ilegal. B- Canal de esgoto doméstico com presença marcante de *C. fluminae*. C- Margem esquerda sem vegetação e erodida. D- Vegetação marginal descaracterizada.

5.2 – Caracterização da Área 2

A região apresenta relevo moderadamente a fortemente ondulado, porém plano no topo, possuindo elevação considerável da margem do rio até o topo da elevação, cerca de 10m, nota-se a presença de atividade agrícola de subsistência nas áreas mais planas, bem como a presença massiva de habitações humanas, que despejam grande volume de esgoto doméstico na área (figura 3). Esta área está muito próxima da ETA Guandu, fazendo parte de sua área de influência.

Possui forte descaracterização ambiental, a vegetação foi substituída por habitações humanas e cultivos agrícolas, nota-se forte presença de *Syzygium cumini* Lamarck. (Jamelão). Determinados pontos da área possuem focos de práticas religiosas afro-brasileiras, o que atrai animais domésticos constantemente para a margem do rio, ajudando no processo de compactação do solo e deposição de sedimentos aluvionares, muito parecidos com o da primeira área (figura 9).



Figura 9. A- Canal (valão), ilegal de esgoto em área próxima a ETA Guandu. B- Plantio de Subsistência. C- Ponte do Guandu, visão espacial da área 2.

5.3 – Caracterização da Área 3

A região apresenta relevo plano, mudando abruptamente para alto, possui leve ondulação em algumas áreas, possui uso agrícola moderado do solo, passando rapidamente de áreas agrícolas para pequenos fragmentos florestais descaracterizados em relação a vegetações do tipo ciliar a margem do leito do rio Guandu (figura 4).

Não existe forte aglomeração demográfica em torno do rio, como acontece na área 2, sendo o uso do solo predominantemente agrícola, possuindo culturas como aipim e quiabo, possui ainda atividades vinculadas a pecuária e possui proximidade grande com áreas de extração de areia e com a Usina termelétrica Barbosa Lima Sobrinho. Como nas demais áreas não existe uma vegetação ciliar, mas sim uma vegetação descaracterizada exercendo funções de mata ciliar (figura 10). A margem do rio é caracterizada por intensa produção de sedimentos detríticos, organizados em depósitos aluvionares geralmente de pouca espessura, formados por sedimentos de cor avermelhada, principalmente, indicando a presença de ferro oxidado, a composição dos sedimentos se dá principalmente por, areias finas a grosseiras, argilas e silte, possuindo ainda eventualmente cascalhos, constituídos geralmente por quartzo, feldspato, mica e fragmentos de rocha..



Figura 10. A- Coleta de dados. B-Adensamento de macrófitas. C- Vista espacial da área, areal ao fundo da área.

5.4 – Variáveis Físicas e Químicas da Água

Tabela 4. Valores dos parâmetros analisados no mês de julho de 2013, em cada área amostrada no rio Guandu, RJ. Em Vermelho, dados que violam os parâmetros estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 classe 2.

Área 1			Área 2		
Parâmetros	Unidade	Mensuração	Parâmetros	Unidade	Mensuração
Temperatura	C°	22	Temperatura	C°	21,5
pH	-	6	pH	-	6
Amônia não ionizável	mg/L NH ₃	0,25	Amônia não ionizável	mg/L NH ₃	0,25
Nitrito	mg/L N	0,15	Nitrito	mg/L N	0,05
Nitrato	mg/L N	0,07	Nitrato	mg/L N	0,09
Nitrogênio Total	mg/L N	0,2	Nitrogênio Total	mg/L N	1,7
Alcalinidade em Carbonatos	mg/L CaCO ₃	179	Alcalinidade em Carbonatos	mg/L CaCO ₃	143,2
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	280	Dureza Total	mg/L CaCO ₃	250
Oxigênio dissolvido	mg/L O ₂	9	Oxigênio dissolvido	mg/L O ₂	10
Gás Carbônico Dissolvido	mg/L CO ₂	186	Gás Carbônico Dissolvido	mg/L CO ₂	149
Fosfato	mg/L PO ₄ ⁻	0,05	Fosfato	mg/L PO ₄ ⁻	0,07
Fósforo Total	mg/L P	0,204	Fósforo Total	mg/L P	0,216
Ferro Dissolvido	mg/L Fe	0,33	Ferro Dissolvido	mg/L Fe	0,005
Cloro Residual Total	mg/L Cl	0,01	Cloro Residual Total	mg/L Cl	0,01
Turbidez	UNT	22	Turbidez	UNT	25

Área 3		
Parâmetros	Unidade	Mensuração
Temperatura	C°	21
pH	-	6
Amônia não ionizável	mg/L NH ₃	0,5
Nitrito	mg/L N	0,4
Nitrato	mg/L N	0,05
Nitrogênio Total	mg/L N	0,2
Alcalinidade em Carbonatos	mg/L CaCO ₃	144
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	253
Oxigênio dissolvido	mg/L O ₂	10
Gás Carbônico Dissolvido	mg/L CO ₂	150
Fosfato	mg/L PO ₄ ⁻	0,03
Fósforo Total	mg/L P	0,084
Ferro Dissolvido	mg/L Fe	0,1
Cloro Residual Total	mg/L Cl	0,01
Turbidez	UNT	24

A resolução CONAMA 357/05 (anexo 3A, Pág.) estabelece valor mínimo para oxigênio dissolvido de 5 mg/L. Todos os valores se apresentaram dentro dos padrões (tabela 4). Pelo fato também de constituir-se em um corpo d'água lótico, encontram-se valores muito altos de oxigênio dissolvido. O Ferro dissolvido possui grande influência sobre as macrófitas e o fitoplâncton, monitora-se ferro afim de avaliar e poder inferir a evolução das comunidades vegetais aquáticas, esta por conseguinte tem grande fauna de Arthropoda associada, utilizando-as principalmente como habitat.

Altos níveis de fosfato são indícios de eutrofização. Em ambientes naturais o fosfato apresenta-se baixo, sendo a biota vegetal utilizadora do fosfato para suas sínteses metabólicas. Já o fósforo total representa todo fósforo presente no ambiente, desde fosfatos livres até as formas de fósforo ligadas fortemente a matéria orgânica e as fontes minerais. Todas as áreas violaram a resolução CONAMA 357/05. A violação da área 1, está relacionada à presença de despejos de esgoto doméstico e associado ao aporte de insumos agrícolas, como adubação fosfatada e organofosforados. Na área 2 observa-se grande despejo de esgoto doméstico e deposição de lixo das comunidades no entorno. A área 3 apresentou valores mas baixos, assim como para fosfatos, mesmo possuindo cultivos agrícolas no entorno.

Valores elevados de dureza e alcalinidade foram encontrados em todas áreas (tabela 4), sendo as águas classificadas em semiduras. Todos os valores de dureza superam bastante os valores de alcalinidade, indicando que parte dos íons Ca^{+} e Mg^{+} encontram-se associados a sulfatos, nitratos, cloretos e silicatos. Fatores como uso da terra também alteram os valores de dureza, devido à deposição de insumos agrícolas no solo. Processos de enriquecimento orgânico elevam consideravelmente valores de dureza e alcalinidade. Por se encontrar em terreno agrícola, a área 1 apresentou maiores valores de dureza, seguida da área 3 que também possui atividade agrícola, a principal causa na área 2, provavelmente se dá em função do esgoto doméstico.

Em relação aos compostos nitrogenados, para as três áreas, o único parâmetro que viola a legislação vigente é o amônia não ionizável provavelmente oriundo do esgotamento doméstico. Apesar de não violar a legislação, nesta área observa-se que o nitrogênio total possui valores altos, em referencial as demais a deposição de matéria orgânica e a atividade microbiana podem ser responsáveis pelo aumento dos valores em relação as demais áreas. Nitrito e nitrato são baixos para todas as áreas, isto se deve a influência do amônia não ionizável para todas as áreas. Em estudos de monitoramento ambiental, isto indica constante despejo de esgoto doméstico no corpo hídrico (ANA, 2006).

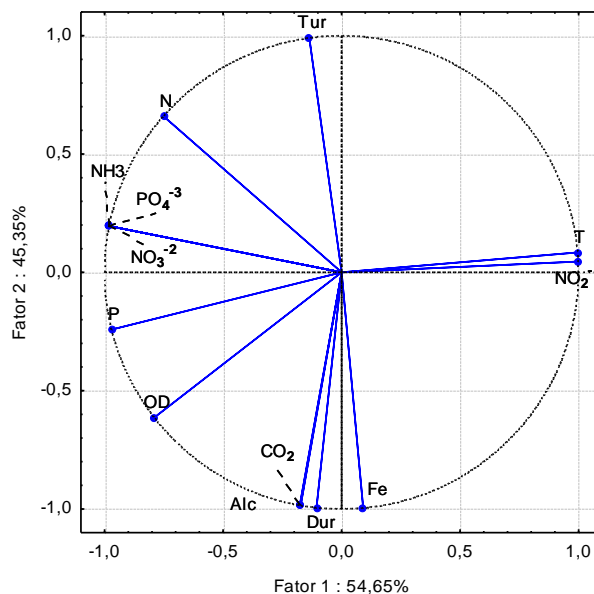


Figura 11. Diagrama de ordenação de análise dos componentes principais a respeito do compartimento água, para um $d=0,392232$. Códigos encontram-se no anexo 2B, Pág. 61.

A PCA (figura 11) nos fornece uma visão holística das variáveis ambientais. No estudo integrado das variáveis analisadas, ele nos indica que em regiões de maiores temperaturas, encontram-se os menores índices de oxigênio dissolvido, assim como teores altos de nitrito estão relacionados com baixos teores de nitrato. Compostos fosfatados e nitrogenados possuem relações positivas de crescimento conjunto, gerando ambientes que tendem a eutrofização e quanto maior a presença de ferro dissolvido na água, menor será a turbidez, provavelmente em função da adsorção e complexação.

Também pode ser observado (figura 12) que a área 2 esta mais associada a aporte de compostos nitrogenados e fosfatados, provavelmente oriundos de descarte de esgotos. A área 1 e 3 diferem entre si principalmente por conta das concentrações dos teores de ferro e da alcalinidade, dureza e CO_2 dissolvido, a área 1 possui bastante deposição aluvionar de sedimentos que pode ser as

portas de entrada do ferro dissolvido e os níveis altos de alcalinidade e dureza podem ter relações com o volume de matéria orgânica da área.

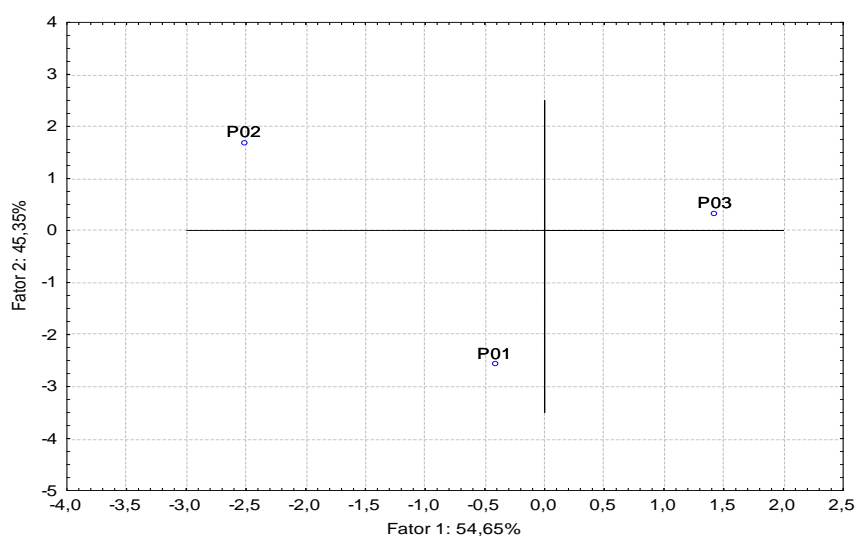


Figura 12. Diagrama de projeção das variáveis e suas relações com as áreas.

4.5 – Variáveis Químicas do Sedimento

Tabela 5. Variáveis ambientais analisadas e mensuradas para o compartimento sedimento.

Área 1			Área 2		
Parâmetros	Unidade	Mensuração	Parâmetros	Unidade	Mensuração
Fosfato	Po4- (mg/Kg)	8,47	Fosfato	Po4- (mg/Kg)	3,56
Nitrogênio total	N (mg/Kg)	332,5	Nitrogênio total	N (mg/Kg)	367,5
Carbono orgânico total	CO (mg/kg)	53600	Carbono orgânico total	CO (mg/kg)	64410
Matéria orgânica	MO (mg/Kg)	68290	Matéria orgânica	MO (mg/Kg)	82060
Sódio	Na (mg/Kg)	25,21	Sódio	Na (mg/Kg)	1,5
Potássio	K (mg/Kg)	27,1	Potássio	K (mg/Kg)	3,08
C/N	%	1,612030075	C/N	%	1,752653061

Área 3		
Parâmetros	Unidade	Mensuração
Fosfato	Po4- (mg/Kg)	3,69
Nitrogênio total	N (mg/Kg)	245
Carbono orgânico total	CO (mg/kg)	49080
Matéria orgânica	MO (mg/Kg)	62520
Sódio	Na (mg/Kg)	0,18
Potássio	K (mg/Kg)	1,4
C/N	%	2,003265306

Antagonicamente ao compartimento água, o sedimento apresentou maior valores para fosfato na área 1 (tabela 5), posteriormente área 3 e área 2 sucessivamente. Nota-se que as áreas agrícolas são aquelas que apresentam maiores valores para o parâmetro fosfato, indicando que sua porta de entrada é antropogênica ligado à atividade agrícola, esta mesma explicação fundamenta a mensuração dos parâmetros sódio e potássio para a área 1, que apresentou os valores mais altos. A área 3, que embora tenha empreendimentos agrícolas e influências diretas de uma termelétrica e de um areal, não apresentou valores altos. A área 2

apresentou valores baixos, mas não naturais para águas doces (anexo 3A). Provavelmente o esgoto doméstico, que é reconhecidamente rico em sódio em decorrência dos hábitos alimentares da população, seja a porta de entrada para os valores de sódio encontrados na área 2 (ANA, 2006). O nitrogênio total no sedimento apresentou comportamento parecido com o compartimento água, e as explicações para as portas de entradas são as mesmas. Vale lembrar que a concentração do nitrogênio total para sedimento é acentuada pela adsorção do amônia ao sedimento, especialmente ao sedimentos finos. A área 2, foi a que apresentou maior aporte orgânico, também é a área que possui maior densidade de redes ilegais de esgoto. Os altos níveis de alcalinidade, conjugados com concentrações orgânicas densas (tabela 5), são ambientes favoráveis para a proliferação de microrganismos. É importante ressaltar que esta área encontra-se na área de influência da ETA Guandu.

A relação C/N constitui importante ferramenta de investigação para o comportamento da decomposição da matéria orgânica no sedimento, quanto menor a relação, mais rápida se dá a decomposição (TEDESCO, M.J. et al, 1995). Seguindo esta lógica, teremos em ordem decrescente as áreas em que a matéria orgânica se decompõe mais rápido: área 1, área 2 e área 3.

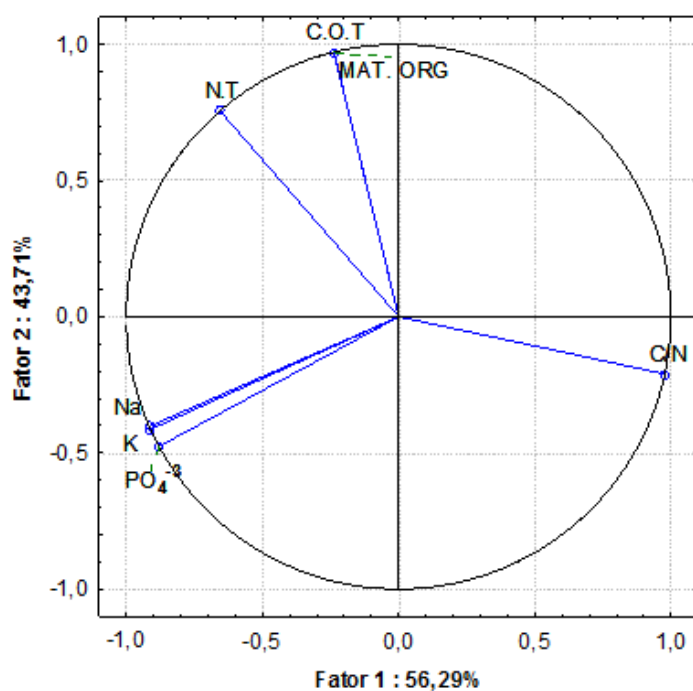


Figura 13. Diagrama de ordenação de análise dos componentes principais a respeito do compartimento sedimento, para um $d= 0,534522483$. Códigos encontram-se no anexo 2B, Pág. 61.

A PCA (figura 13) demonstra que quanto maior a relação C/N, menores níveis de Nitrogênio total serão encontrados, bem como a decomposição será menor para maiores índice de C/N. Sódio, potássio e fosfato, possuem forte relação, sendo sua porta de entrada provavelmente insumos agrícolas. Também é visto que a matéria orgânica possui forte relação positiva com o carbono orgânico total.

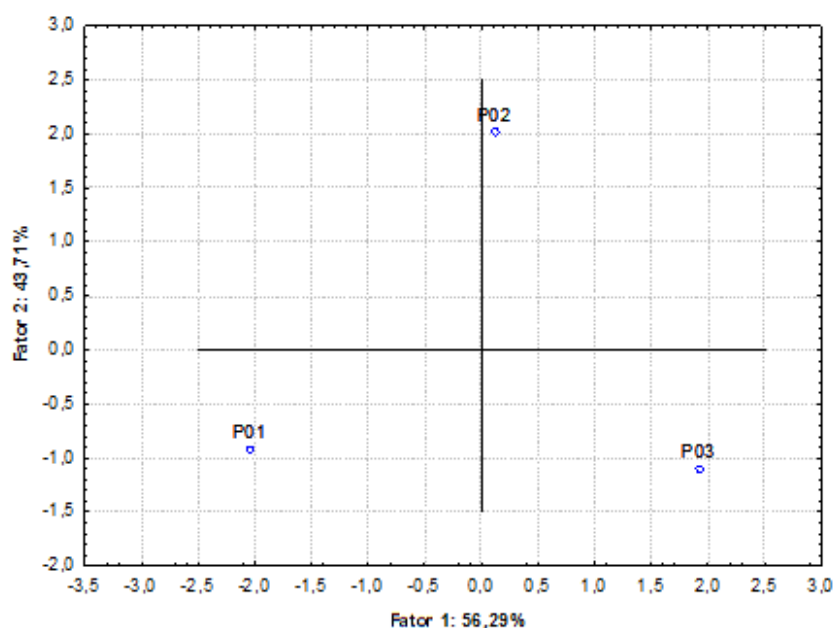


Figura 14. Diagrama de projeção das variáveis e suas relações com as áreas.

A área 1 é a que possui maior interação com sódio, potássio e fosfato, tratando-se de uma área altamente agrícola, era esperado este resultado (figura 14). A área 2 possui maior aporte de matéria orgânica e carbono, oriundos do despejo ilegal de esgoto e a área 3 é a mais estável quanto a decomposição, devido a sua alta relação C/N em referência as demais áreas.

5.5.5 – Concentração de Metais no Sedimento

Tabela 6. Concentração média de metais no sedimento por área comparados com valores de qualidade CETESB/2005.

Metais/Área	Área 1	Área 2	Área 3	Referência CETESB/05
Cd (µg/g)	nd	<Ld	0,1	<0,5
Fe (µg/g)	10507,9	9504,4	12103,4	-
Cu (µg/g)	7,35	12,40	6,90	35,00
Mn (µg/g)	189,225	90,225	170,275	-
Pb (µg/g)	4,5	17,0	5,5	17,0
Zn (µg/g)	43,325	51,915	43,6375	60
Ni (µg/g)	6,90	9,13	6,78	13,00
Cr (µg/g)	6,5	13,275	11,45	40
U (µg/g)	nd	nd	<0,001	-
Hg (µg/g)	nd	<0,001	nd	0,05
Legenda	LD- Limite de detecção, nd- não determinado			

Não existe uma legislação vigente para os níveis de metais em sedimentos de efluentes para o estado do Rio de Janeiro, a resolução CONAMA 357/05 estabelece valores para o compartimento água. Para este trabalho utilizamos o sedimento para monitoramento base de

metais pesados (tabela 6), uma vez que a guilda bentônica tem relação profunda com este, seja utilizamos a classe de referência CETESB/05, que são para São Paulo, que tem como objetivo mensurar a quantidade de metais que pode estar no ecossistema sem prejudicá-lo.

Para este trabalho, também nos esforçamos para não coletar sedimentos ao lado de rodovias e linhas férreas, que são verdadeiros *hotspots* para metais pesados, deixando a amostra tendenciosa.

Os resultados para as concentrações de Cd foram baixos, como esperado, a única área em que a metodologia utilizada mensurou uma quantidade exata, foi na área 3, provavelmente por influência do polo industrial de queimados, o que pode estar relacionado ao efluente de uma metalúrgica, onde é comum a presença de Cd.

No geral há uma mudança abrupta da concentração dos metais para a área 2, o aumento abrupto de Pb, pode estar associado a fontes de contaminação externa de origem atmosférica, associados ao grande tráfego de veículos automotores e Pb está no limite de referência CETESB/05 para qualidade ambiental. Zn e Cu tiveram resultados altos na área dois, proporcionalmente há outras áreas, Cu teve aumento maior que Zn, quase 50%, tal fato pode estar ligado a pequenas fábricas de tecidos que existem na região. Zn ainda se apresenta bem próximo do limite de referência CETESB. Cr também pode estar relacionado as pequenas fábricas de tecidos.

O Ni provavelmente tem seus valores aumentados pela queima de combustíveis fósseis, oriundo dos automóveis de rodovias, estando bem próximo dos limites de referência CETESB. O Mn interessante tem diminuição de seus valores na área 2, sua porta de entrada no ambiente está associada com áreas agrícolas, através de culturas agrícolas, principalmente, espinafre, feijão verde, vegetais verde escuros, interessante as maiores concentrações de Mn foi em áreas agrícolas. A porta de entrada do Fe geralmente é o intemperismo de rochas, seu aporte é natural, fato que se comprova em seus valores constantes. $Fe(OH)_3$ e $Mn(OH)_4$ podem ser parcial ou totalmente dissolvidos, mediante alterações de Eh do sedimento, liberando metais pesados incorporados ou adsorvidos. De forma semelhante, a queda do pH leva à dissolução de carbonatos e hidróxidos, igualmente liberando metais pesados para a coluna d'água (FÖRSTNER & WITTMAN, 1981).

O Hg foi detectado na área 2, todavia não está compreendido qual é a sua porta de entrada na mesma, provavelmente pode ser atmosférica, o que é uma preocupação global.

O inesperado metal deste estudo para metais foi a presença do U, não existe valores de referências para uma quantidade não prejudicial de U no sedimento, na água a resolução CONAMA 357/05 permite concentrações que não ultrapassem 0,001 mg/L. Interessante U foi detectado na área 3. Não existem registros de areias monozíticas para o Rio de Janeiro, mas estudos devem ser feitos para compreender a presença do metal U no ecossistema do rio Guandu

5.6 – Parâmetros Bióticos para Avaliação Ambiental

5.6.1 – Composição Florística, Diversidade, Equitabilidade e Similaridade

Na área total amostrada dos fragmentos (figura 2,3 e 4) foram levantados 55 indivíduos, sendo 99% desses classificados até o nível de espécie, totalizando 19 espécies, além de um indivíduo classificado a nível de gênero, organizados em 9 famílias (tabela 7).

Tabela 7- Lista das espécies com família, nome científico, toponímia, grupo ecológico (GE), SI(secundária inicial), PI(pioneira) ST(secundária tardia); síndrome de dispersão (SD), Zooc.(zoocórica), Aut(autocórica) e classificação quanto ao bioma se é nativa ou exótica.

n	Espécie	Vernáculo	Família	GE	SD	Quanto ao Bioma
1	<i>Albizia lebeque</i>	Albizia	Fabaceae	SI	Zooc.	Exótica
2	<i>Cecropia hololeuca</i>	Embaúba	Urticaceae	PI	Zooc.	Nativa
3	<i>Cecropia pachystachya</i> <i>Trécul.</i>	Embaúba branca	Urticaceae	PI	Zooc.	Nativa
4	<i>Eugenia sp.</i>	Pitanga	Myrtaceae	ST	Zooc.	Nativa
5	<i>Guarea guidonia (L.)</i> <i>Sleumer.</i>	Carrapeta	Meliaceae	PI	Zooc.	Nativa
6	<i>Inga marginata</i>	Ingá	Fabaceae	SI	Zooc.	Nativa
7	<i>Inga sessilis</i>	Ingá	Fabaceae	SI	Zooc.	Nativa
8	<i>Inga vera</i>	Ingá	Fabaceae	SI	Zooc.	Nativa
9	<i>Machaerium nyctitans</i>	Bico de Pato	Fabaceae	PI	Zooc.	Nativa
10	<i>Melia azedarach L.</i>	Para raio	Meliaceae	PI	Zooc.	Exótica
11	<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> <i>Benth.</i>	Sabiá	Fabaceae	PI	AUT	Exótica
12	<i>Psidium guajava</i>	Goiaba	Myrtaceae	PI	Zooc.	Nativa
13	<i>Ricinus communis L.</i>	Mamona	Euphorbiaceae	PI	AUT	Exótica
14	<i>Schefflera morototon</i>	Morotó	Araliaceae	PI	Zooc.	Exótica
15	<i>Schinus terebinthifolia Raddi</i>	Aroeira	Anacardiaceae	PI	Zooc.	Nativa
16	<i>Syzygium cumini Lamarck.</i>	Jamelão	Myrtaceae	SI	Zooc.	Exótica
17	<i>Tabernaemontana</i> <i>catharinensis</i>	Leiteira	Apocynaceae	PI	Zooc.	Exótica

18	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Pau pombo	Anacardiaceae	SI	Zooc.	Nativa
19	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Crindiúva	Cannabaceae	SI	Zooc.	Nativa

Do total de indivíduos arbóreos amostrados, 22,22% pertencem a uma única espécie, que é exótica (figura 15). Este percentual está dentro do considerado por KURTZ & ARAUJO (2000) na Mata Atlântica, quando citam que apenas poucas espécies contribuem com 9,5 a 37 45,2% da abundância total, isto para o estado do Rio de Janeiro. O mesmo autor cita ainda que a comparação destes percentuais não deve ser feita de maneira muito rígida, uma vez que o método de estudo e o critério de inclusão utilizados, além do esforço de amostragem empreendido, influenciam tais percentuais.

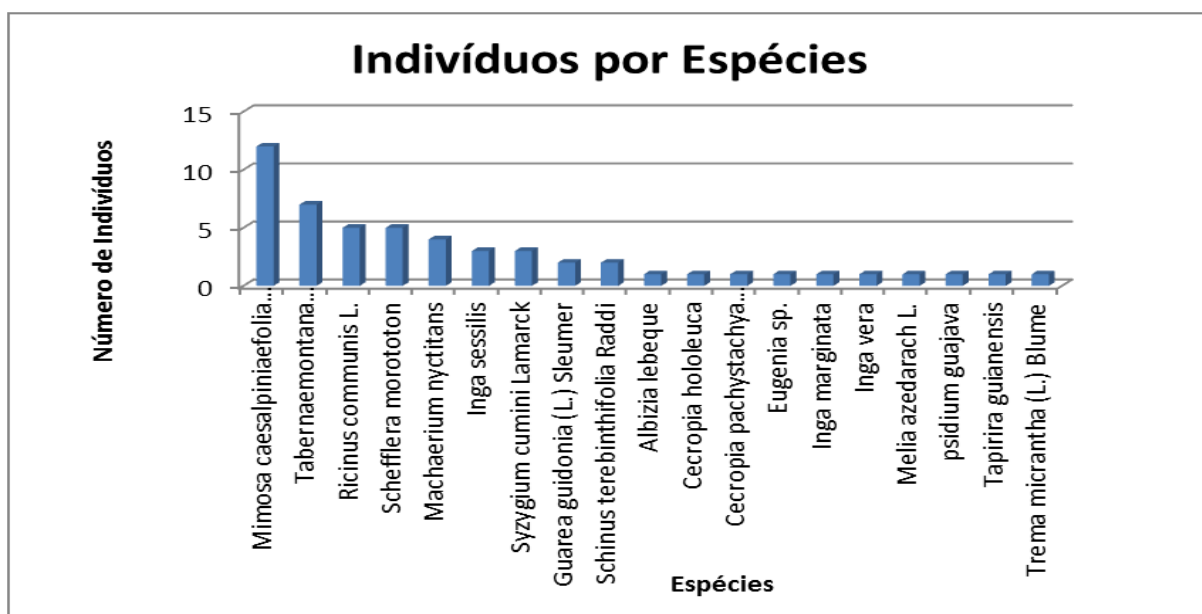


Figura 15. Número de indivíduos por espécie, nos fragmentos florestais estudados.

O presente trabalho apresentou a família Fabaceae em primeiro lugar entre as famílias mais diversas, com 6 espécies e a Myrtaceae em segundo lugar, posteriormente Anacardiaceae (Figura 16).

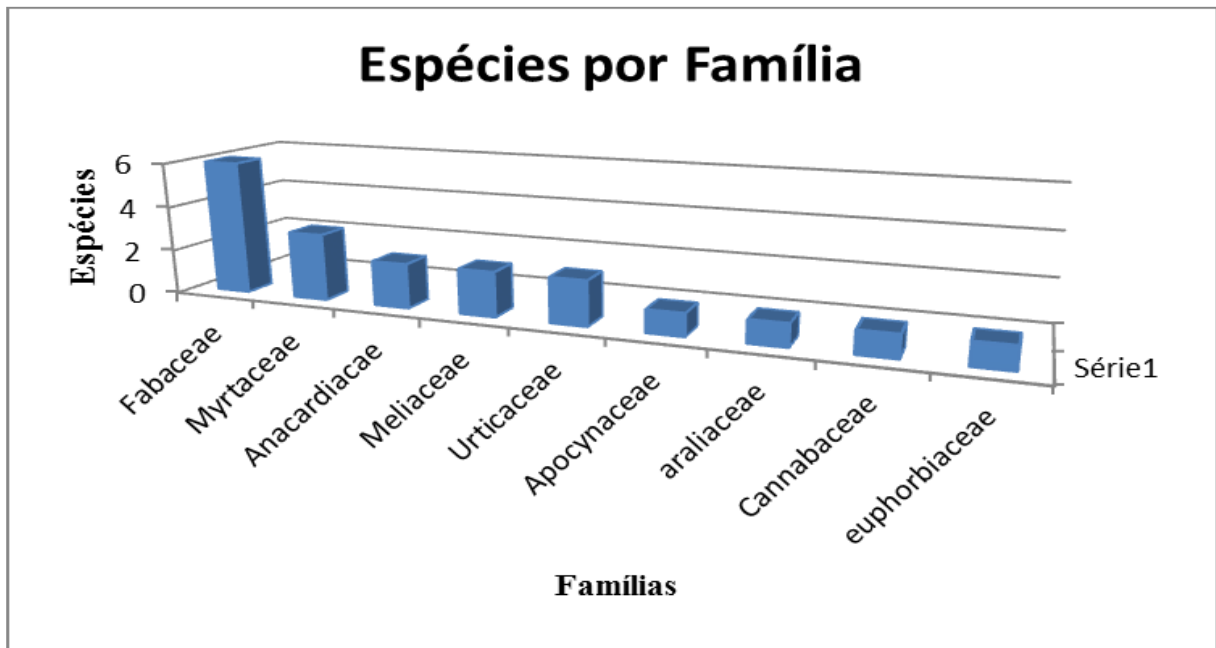


Figura 16. Número de espécies por família.

Analisando-se alguns estudos florísticos para o estado do Rio de Janeiro, GANDRA, (2008), encontrou como famílias mais ricas em seu estudo no Município de Itaguaí, Fabaceae e Myrtaceae, o que também foi encontrado por CRUZ, (2007) em estudo no município de Macaé e por PEIXOTO (2002), que comparou cinco fragmentos de Mata Atlântica no Rio de Janeiro observando Myrtaceae e Fabaceae como as famílias com maior número de espécies.

Na classificação quanto ao grupo ecológico, 80,58% das espécies foi classificada como pioneira, onde observa-se que não são espécies características de vegetação ripária, trata-se de uma vegetação bem descaracterizada, com espécies inapropriadas ao ecossistema marginal limínico exercendo funções de mata ciliar. 80,58% das espécies possuem síndrome zocórica, todavia a espécie com maior valor de importância é uma espécie Autocórica, com alto potencial biótico e potencial alelopático bem conhecido, trata-se de *Mimosa caesalpiniaefolia*.

Os índices de Shannon (H'') e Equitabilidade de Pielou (J''), apresentaram 2,63 nats/indivíduo e 0,66, respectivamente. O índice de Shannon apresenta-se baixo e a Equabilidade de Pielou indica que as espécies não possuem uma distribuição homogênea nos fragmentos. Categoricamente o índice de Shannon é baixo para espécies de vegetação ripária, todavia das espécies em questão, apenas, 36,84% são características deste tipo de vegetação, *Cecropia hololeuca*, *Cecropia pachystachya* Trécul., *Inga marginata*, *Inga sessilis*, *Inga vera*, *Schinus terebinthifolia* Raddi e *Trema micrantha* (L.) Blume.

5.6.2 – Parâmetros Florísticos e Fitossociológicos

A densidade total das áreas foi de 124,7640001 ind./há, sendo as famílias mais densas Fabaceae (49,90560005 ind./há), Apocinaceae (15,87905456 ind./há) e Myrtaceae, Meliaceae e Araliaceae apresentaram o mesmo valor (11,34218183 ind./há).

A espécie com maior densidade relativa foi *Mimosa caesalpiniaefolia* (21,81%). Esta espécie apresentou também a maior frequência relativa (16,22%). A porcentagem de indivíduos bifurcados foi de 61,82%, a cobertura absoluta total foi de 0,4744, esta bifurcação acentuada indica áreas de constantes queimadas, com muita influência luminosa que lentifica o estabelecimento de espécies sucessionais secundárias, bem como a baixa cobertura absoluta, que caracteriza um ambiente pioneiro bastante fototrópico. A espécie com maior cobertura relativa foi *Mimosa caesalpiniaefolia* (13,34%), que sozinha é maior do que a cobertura relativa da família Myrtaceae (13,29%).

O valor de importância é um parâmetro fitossociológico composto pela soma da densidade, frequência e dominância relativas, sendo assim, espécies podem ter valores de importância próximos ou até mesmo iguais, mas serem levadas a esse valor por constituições diferentes. As famílias com maiores valores de importância foram Fabaceae (123,0223783), Myrtaceae (33,19280387) e Apocinaceae (30,29293443). Interessantemente Apocinaceae é representada apenas por uma espécie exótica, *Tabernaemontana catharinensis*, que é uma espécie exótica, oriunda do bioma cerrado. A espécie que apresentou maior valor de importância foi *Mimosa caesalpiniaefolia* (51,37).

Quanto ao valor de importância, podemos ainda ressaltar, que 52,98% desse índice, é constituído por apenas cinco espécies, das 19 encontradas em toda área. Evidenciando assim, que a maioria das espécies possui pequena contribuição para a área estudada o que é característico das florestas tropicais, como cita KURTZ & ARAUJO, (2000).

KURTZ & ARAUJO (2000) consideram que contribuições diferenciadas da densidade, frequência e dominância relativas na composição do VI das famílias traduzem tendências no sentido de diferentes estratégias de ocupação do ambiente.

Das espécies com maior VI, foram levantados alguns aspectos que as caracterizam. *Mimosa caesalpiniaefolia* possui síndrome autocórica e extremamente alelopática, trata-se de uma espécie exótica com alto potencial biótico.

Schefflera morototon, trata-se de uma espécie exótica, oriunda da Amazônia, com síndrome zoocórica e bem adaptada ao bioma mata atlântica.

Tabernaemontana catharinensis, espécie exótica, bem adaptada ao bioma mata atlântica, possui síndrome zoocórica, tendo relações profunda com quiroptéria.

Inga sessilis, espécie nativa e característica de vegetação ripária, possui adaptações fisiológicas a solos supersaturados, tem dispersão zoocórica, tendo relações profundas com avifauna e mastofauna.

Machaerium nyctitans, espécie nativa da mata atlântica, pioneira não característica de solos supersaturados, mas é bem adaptada a saturação do solo.

Tabela 8. Lista de espécies e seus respectivos dados de Da (Densidade absoluta); DR (densidade relativa); Fa (frequência absoluta); FR (frequência relativa); VI (Valor de importância); Ca (Cobertura absoluta) e Cr (Cobertura relativa).

n	Espécie	Da	Dr	Fa	FR	Ca	Cr	IVI
1	<i>Albizia lebeque</i>	2,27	1,82	0,07	2,70	0,0004	0,4667	4,99
2	<i>Cecropia hololeuca</i>	2,27	1,82	0,07	2,70	0,0004	0,4667	4,99
3	<i>Cecropia pachystachya</i> <i>Trécul.</i>	2,27	1,82	0,07	2,70	0,0011	1,16	5,68
4	cultivo	4,54	3,64	0,07	2,70	0,0024	1,19	7,53
5	<i>Eugenia sp.</i>	2,27	1,82	0,07	2,70	0,0005	0,56	5,09
6	<i>Guarea guidonia (L.)</i> <i>Sleumer</i>	4,54	3,64	0,13	5,41	0,0099	4,82	13,8
7	<i>Inga marginata</i>	2,27	1,82	0,07	2,70	0,0088	8,53	13,0
8	<i>Inga sessilis</i>	6,81	5,45	0,20	8,11	0,0393	12,70	26,2
9	<i>Inga vera</i>	2,27	1,82	0,07	2,70	0,0033	3,22	7,74
10	<i>Machaerium nyctitans</i>	9,07	7,27	0,20	8,11	0,0174	4,23	19,6
11	<i>Melia azedarach L.</i>	2,27	1,82	0,07	2,70	0,0005	0,58	5,10
12	<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> <i>Benth.</i>	27,22	21,8	0,40	16,2	0,1650	13,34	51,3
13	<i>psidium guajava</i>	2,27	1,82	0,07	2,70	0,0007	0,70	5,22
14	<i>Ricinus communis L.</i>	11,34	9,09	0,20	8,11	0,0243	4,72	21,9
15	<i>Schefflera morototon</i>	11,34	9,09	0,13	5,41	0,0871	16,91	31,4
16	<i>Schinus terebinthifolia Raddi</i>	4,54	3,64	0,13	5,41	0,0037	1,82	10,8
17	<i>Syzygium cumini Lamarck</i>	6,81	5,45	0,13	5,41	0,0372	12,03	22,8
18	<i>Tabernaemontana</i> <i>catharinensis</i>	15,88	12,7	0,20	8,11	0,0682	9,46	30,2
19	<i>Tapirira guianensis</i>	2,27	1,82	0,07	2,70	0,0016	1,55	6,07
20	<i>Trema micrantha (L.) Blume</i>	2,27	1,82	0,07	2,70	0,0016	1,56	6,08

Analisando as áreas e seus aspectos florísticos (tabela 8) e estruturais polymerizados com as características físico químicas da água e do sedimento do rio Guandu, constatamos que se tratam de áreas antropizadas e descaracterizadas, bastante recentes, em partes totalmente distintas dos ecossistemas originais, bem como sua funcionalidade ambiental. A Florística da regeneração (Anexo 1B), também indica que todas as áreas são bastante jovens, assim como o alto nível de bifurcação. Além desta, a maior parte das espécies são pioneiras e muitas são exóticas e invasoras.

5.6.3 – Índices Biológicos e Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação da Qualidade ecossistemológica

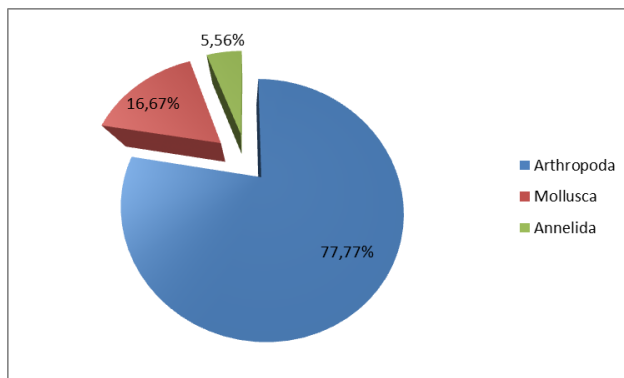
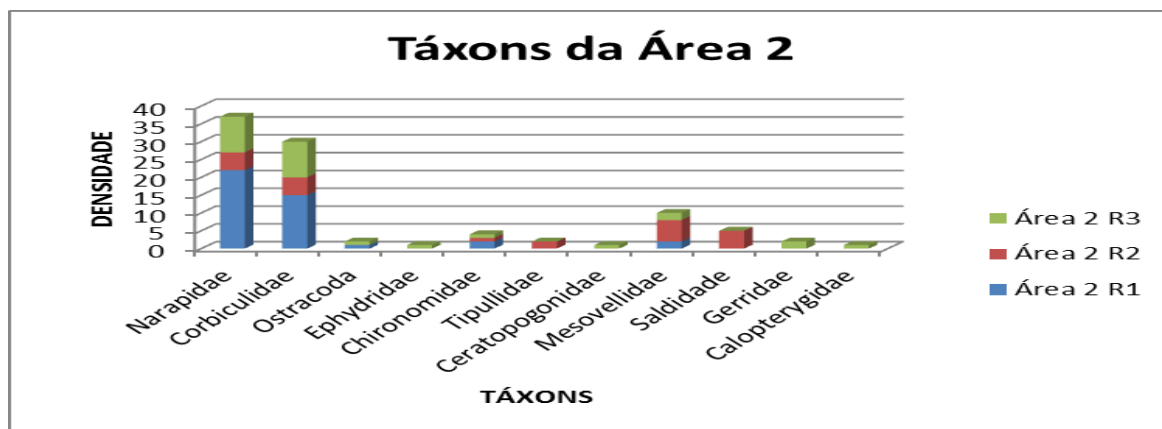
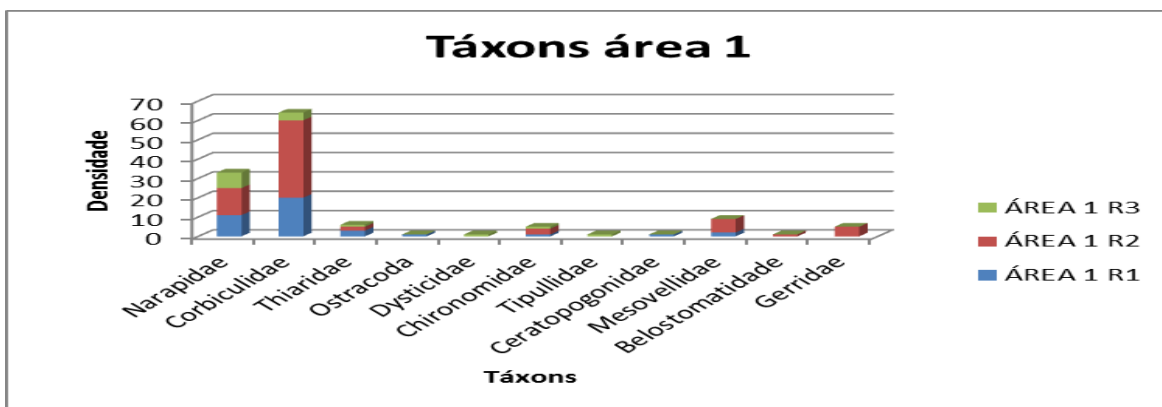


Figura 17. Total de filamentos encontrados.

O filo de maior abundância (figura 17), foi Arthropoda (77,77%), posteriormente molusca (16,67%) e Annelida (5,56%). Para as três áreas no total (figura 18), foram encontrados 18 táxons, dos quais se chegou até o nível de 17 famílias, 12 gêneros e 3 espécies, sendo uma rara e ameaçada de extinção (*Stauroplhebia reticulata*), isto para o estado do Rio de Janeiro (Bergallo et al., 1999).



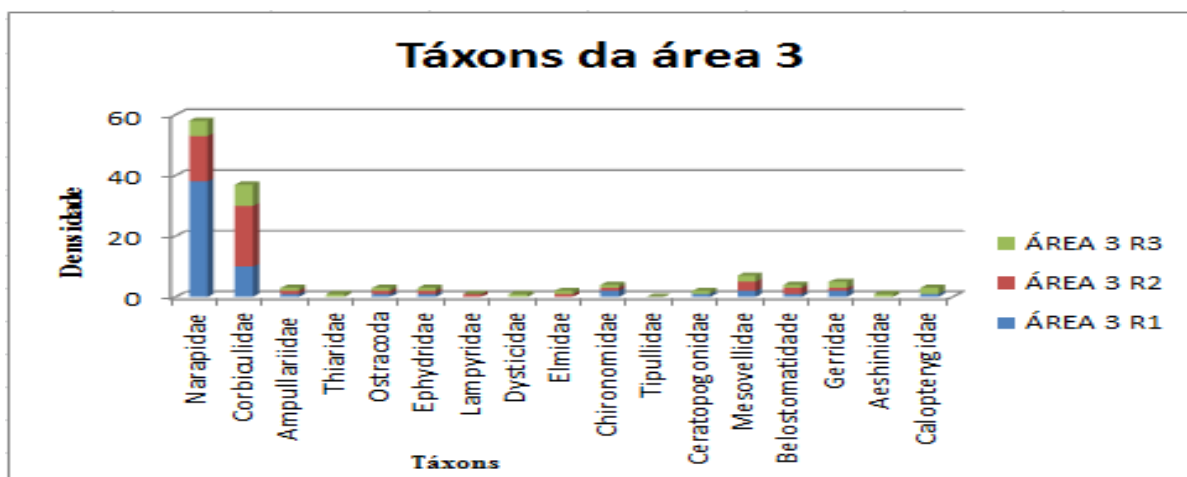


Figura 18. Táxons encontrados para cada área, onde R1, R2 e R3 são as réplicas de cada área.

Tabela 9. Táxons encontrados para cada área.

Área/Índices Biológicos	Área 1	Área 2	Área 3
Riqueza Taxa_S	11	10	16
Abundância ind./m²	42,32	30,99	44,98
Dominancia D	0,3323	0,280	0,2683
Shannon H''	1,472	1,575	1,810
Equitabilidade J''	0,6138	0,6839	0,6527
Simpson 1-D	0,6677	0,720	0,7317

A área que apresentou maior abundância foi a área 3, totalizando 44,98 ind/m², seguido da área 2 e 3, posteriormente (tabela 9). As espécies mais abundantes e mais frequentes foram *Corbicula fluminae* e *Narappa bonnettoi*.

Narappa bonnettoi foi a segunda espécie mais abundante, obtendo para as três áreas os respectivos valores, 11,00 ind./m² para a área 1, 12,33 ind./m² para a área 2 e 19,33 ind./m² para a área 3. A estratégia de reprodução da espécie *N. bonnettoi*, sexual e assexual ao mesmo tempo o que pode facilitar a sua proliferação (MARCHESI, 1994), explicando a sua abundância no rio Guandu.

Corbicula fluminae foi a primeira espécie mais abundante, obtendo para as três áreas os seguintes valores, 21,33 ind./m² para a área 1, 10,00 ind./m² para a área 2 e 12,33 ind./m² para a área 3. A espécie *Corbicula fluminea* é originária da Ásia, tendo sido introduzida na América do Sul no início da década de 1970, praticamente ao mesmo tempo em Buenos Aires e Porto Alegre (ITUARTE, 1981; VEITENHEIMER-MENDES, 1981). A presença de *C. fluminae* causa uma redução no número de moluscos nativos (MANSUR et al., 1987, 2003; TAKEDA et al., 2000), devido à uma excelente capacidade de adaptação e a ausência de predadores naturais, fazendo com que a população aumente de maneira descontrolada (HEMETRIO, 2007).

A área 3 foi aquela que apresentou maior riqueza de espécies, seguida da área 2 e posteriormente 1. Provavelmente o conjunto de variáveis ambientais conjuntamente com a

menor alteração da natureza, foram favoráveis aos táxons que possuem potenciais bióticos mais exigentes, como as famílias da ordem Odonata, Aeshinidae e Calopyterigidae.

A diversidade de Shannon H' foi maior para a área 3, apresentando 1,81 bits/ind, seguida da área 2 e 3, cada qual com valores de 1,575 bits/ind e 1,472 bits/ind, respectivamente. São valores baixos, todavia a área 3 é aquela que esta mais próxima de um ambiente de média diversidade, o que é comum, pois é a área mais a montante. Áreas a montante geralmente são áreas com ecossistemas mais preservados, espera-se encontrar valores de H' maiores em relação a jusante.

A Equitabilidade de Pielou J' e o índice de Simpson se apresentaram muito parecidos em todas as áreas, indicando que há dominância de alguma espécie, fazendo com que a guilda bentônica não tenda a homogeneidade.

A área com maior dominância foi a área 1, nesta área a espécie mais abundante foi *C. fluminae*, na área 2 e 3, a espécie mais abundante foi *N. bonettoi*., estudos sobre a bacia do rio Guandu indicam que *N. bonettoi* é um dos táxons mais abundantes do rio, bem como sua família, Naididae (Ana, 2006).

Tabela 10. Estatística descritiva aplicada para Abundância e riqueza das comunidades bentônicas estudadas.

Abundância	Área 1	Área 2	Área 3	Diversidade	Área 1	Área 2	Área 3
Média	42,33	31	45	Média	6,67	6,33	12,33
Variância	792,33	76	259	Variância	0,33	4,33	5,33
CV%	66,49	28,12	35,76	CV%	8,66	32,86	18,72
F encontrado	0,44			F encontrado	10,23		
F crítico	5,14			F tabelado	5,14		

Com o uso da estatística descritiva (tabela 10), pode ser observado que não existe diferença significativa entre as abundâncias das comunidades de macroinvertebrados bentônicos de cada área, todavia existem diferenças significativas entre as riquezas observadas de cada área estudada, possivelmente fatores ambientais influam sobre as comunidades, selecionando a riqueza das mesmas, indicando assim que as três áreas possuem distinções.

5.6.4 – Macroinvertebrados Bentônicos e Variáveis Ambientais

As diferentes famílias de macroinvertebrados bentônicos possuem distintas exigências quanto as variáveis ambientais, fez-se uso da PCA afim de relacionar as variáveis ambientais com os macroinvertebrados bentônicos coletados, isto para se fazer o uso correto dos índices BMWP, pois é incorreto estipular a mesma pontuação para distintos ecossistemas.

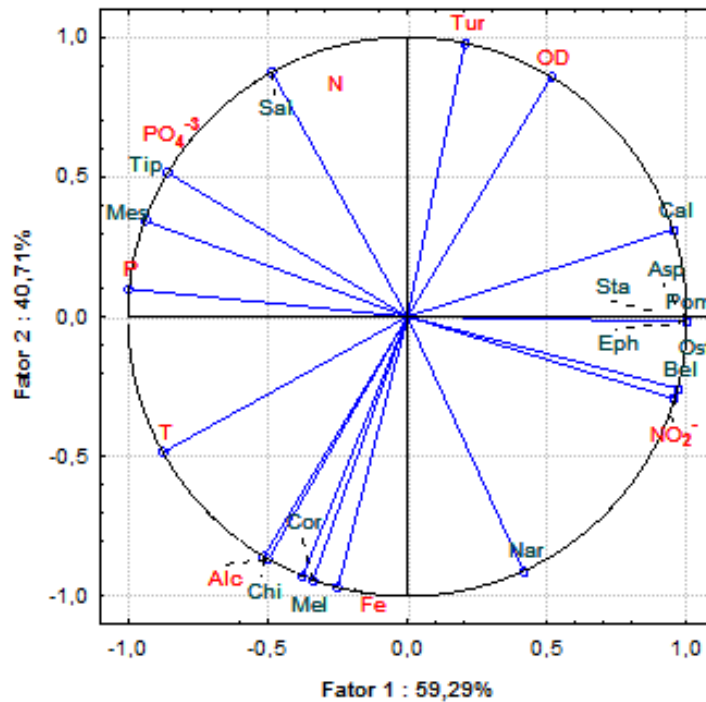


Figura 19. Diagrama de ordenação de análise dos componentes principais a respeito do compartimento água, para um $d= 0,294884$. Em vermelho variáveis ambientais.(suplementar) Em verde o bentos (ativa). Códigos encontram-se no anexo 2B, Pág. 61.

A PCA (figura 19) demonstra que, a maioria das espécies é bem sucedida com altas taxas de oxigênio dissolvido e águas frias, sendo que o nitrito também influi sobre elas. Chironomidae, *C. fluminae* e *Melonoides sp.* prevalecem em ambientes mais alcalinos e com maior aporte de ferro e com baixos teores de Oxigênio dissolvido. Tipulidae e Mesovellidae prevaleçam em ambientes com maior concentração de nutrientes fosfados e Saldade nitrogenados, são estas as espécies tolerantes.

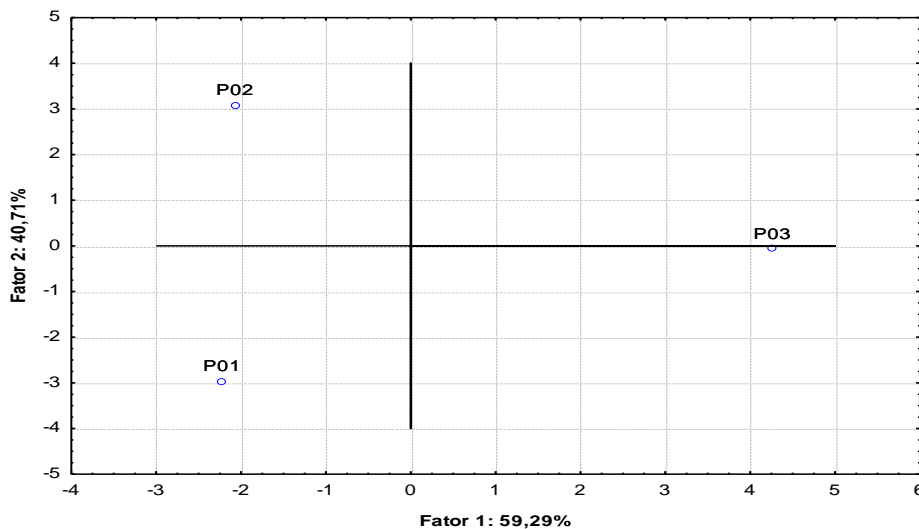


Figura 20. Diagrama de projeção das variáveis e biota e suas relações com os pontos.

A área 3 relacionou-se a altas taxas de O.D e a uma abundância maior de espécies que dependem de O.D e baixas temperaturas, são estes ecossistemas mais naturais. A área de está ligada a grande aporte de nutrientes oriundos de despejos ilegais de esgoto e a área 1 está ligada a altas temperaturas e a uma maior alcalinidade, provavelmente oriunda do aporte de matéria orgânica (figura 20).

A maior parte dos táxons estão adaptados a ambientes onde a relação C/N é alta (figura 21), isto é ambientes menos eutróficos, onde a matéria orgânica é mais estável, dentre estes podemos citar espécies que em termos de literatura são mais exigentes, são estas as famílias, Aeshnidae e Calopterygidae, Tipulidae e Saldidae possuem relações com ambientes mais eutróficos com maior aporte de matéria orgânica, mesovellidae possui relações profundas com nitrogênio total, são hemípteros predadores que muitas vezes são encontradas no sobrenadante de esgotos, estão muito associados com o O₂ atmosférico, não necessitando do dissolvido, trata-se de uma espécie tolerante. Chironomidae, *Melonoides sp.* e *C. fluminae* prevalecem em ambientes ricos em nutrientes fosfatados e oriundos de insumos agrícolas e de áreas eutróficas, são indivíduos mais tolerante.

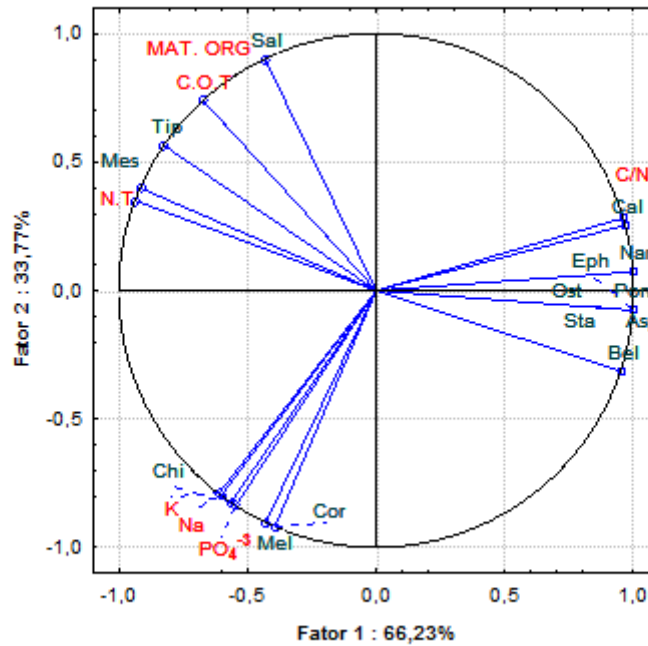


Figura 21. Diagrama de ordenação de análise dos componentes principais a respeito do compartimento sedimento, para um $d= 0,308607$. Em vermelho variáveis amb. em verde o bentos. Códigos encontram-se no anexo 2B, Pág. 61.

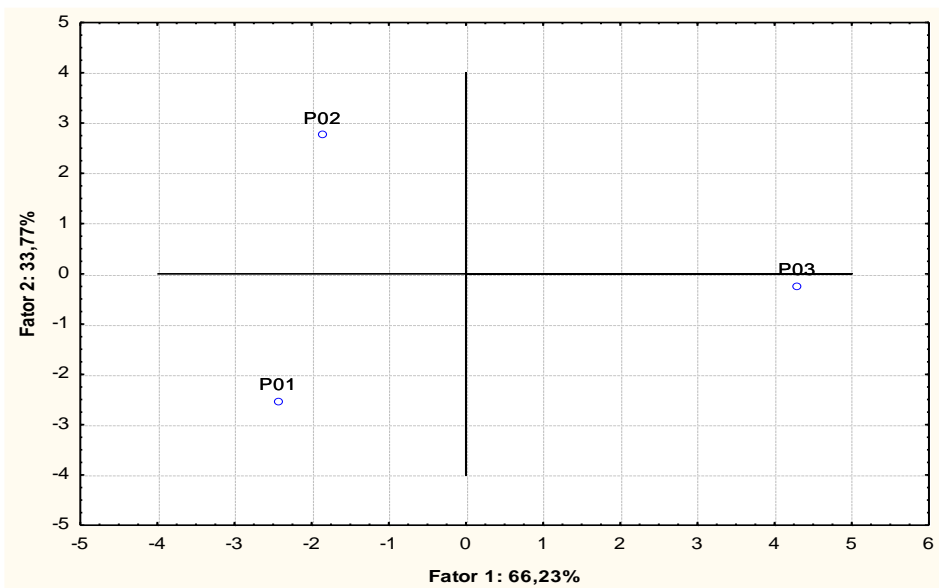


Figura 22. Diagrama de projeção das variáveis e biota e suas relações com as áreas.

A área 3 tem relações com altos C/N e maior densidade de táxons relacionados a ecossistemas mais naturais (figura 22), a área dois está relacionada a compostos nitrogenados oriundos do descarte de esgotos, e possui uma maior densidade de táxons tolerantes e a área 1 está associada a táxons extremamente tolerantes, destacando-se *C. fluminea*.

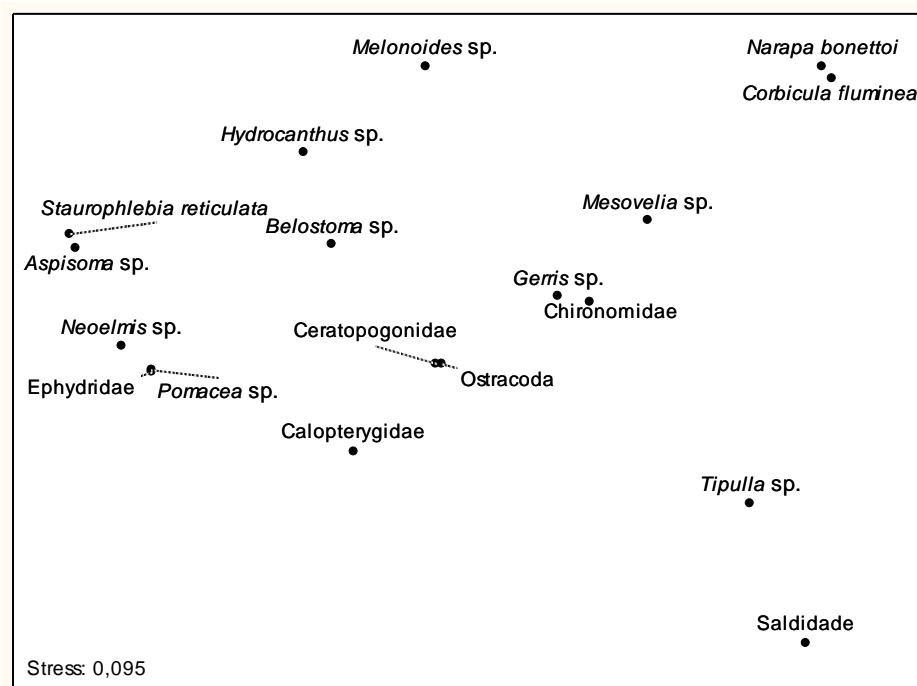


Figura 23. MDS (Táxons em função das áreas).

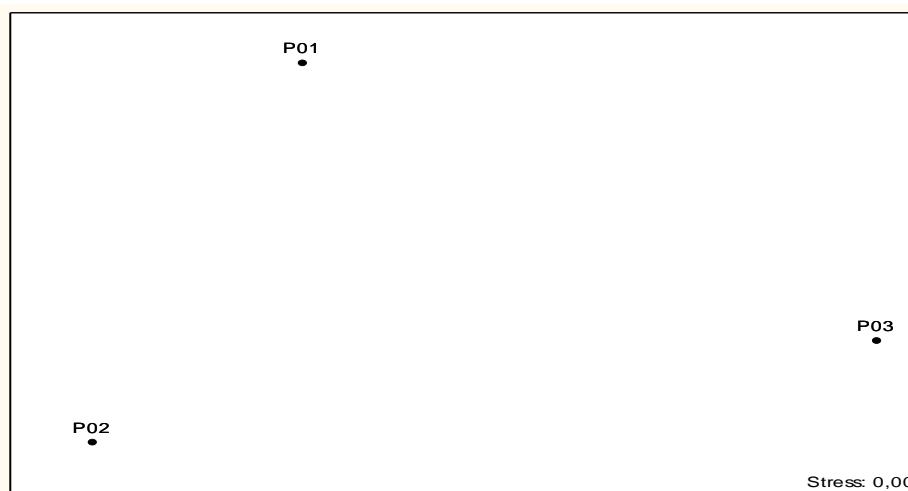


Figura 24. MDS (Táxons em função das áreas).

A análise Multidimensional (MDS) (figura 23) mostrou similaridade entre os seguintes táxons, *C. fluminae* e *N. bonettoi*; *Staurophebia reticula* e *Aspisma sp.*; *Gerris sp.* e *Chironomidae*; Ceratopogonidae e Ostracoda; Ephydriidae, Pomacae e *Noelmis sp.* Não existe uma homogeneidade e similaridade clara entre as áreas (figura 24).

5.6.5 – Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação do Impacto Ambiental por Metais Pesados

Com o objetivo de se fazer uma análise profunda dos tipos de impactos ambientais existentes no rio Guandu, utilizou-se os macroinvertebrados bentônicos para monitorar os metais presentes nas áreas estudadas, bem como as possíveis extensões de seu impacto no ecossistema do rio Guandu. Será utilizada análise comparativa com os metais presentes no sedimento (tabela 11).

A critério de biomonitorar os níveis de metais para avaliação de impacto, utilizou-se as duas espécies mais abundantes presentes nas análises, isto é, *C. fluminae* e *N. bonettoi*, o primeiro é pertencente a classe Bivalve, sendo reconhecido que são organismos filtradores e com ciclo de vida longo, são verdadeiras caixas pretas a respeito do histórico de um ecossistema, possuem forte relação com o compartimento água. *N. bonettoi*, por ser uma espécie de alta potencial biótico, os estudos com PCA indicaram que provavelmente é a espécie que cresce de forma indiferente quanto as variáveis ambientais, se forem positivas ou negativas, tendo como referencial os demais táxons, possuem forte relação com o compartimento sedimento.

Tabela 11. Concentração média de Metais na biota estudada para cada área.

Metais/Biota	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	U (mg/kg)	Hg (mg/kg)
Área 1/ <i>N. bonettoi</i>	nd	0,001	0,5	nd	nd
Área 1/ <i>C. Fluminae</i>	nd	nd	1	nd	nd
Área 2/ <i>N. bonettoi</i>	nd	3	3	nd	nd
Área 2/ <i>C. Fluminae</i>	nd	nd	9	nd	nd
Área 3/ <i>N. bonettoi</i>	0,1	11	1	0,0225	nd
Área 3/ <i>C. Fluminae</i>	0,1	3	17	nd	nd

Na análise comparativa (figura 25) de metais no sedimento e na biota, evidencia-se níveis de biomagnificação presentes. Observa-se que os metais que tendem mais a solubilidade como o Zn são mais concentrados em *C. fluminae*, independentemente da área, todavia Pb, que possui relações de adsorção ao sedimento, especialmente ao sedimento fino (Hillert, 1997) concentrou-se substancialmente em *N. bonettoi* que possui relação profunda com o sedimento, pois é seu nicho de atuação, para a área 3 obteve-se concentrações de Pb na biota superiores a do sedimento.

Na área 3 também podemos observa que *N. bonettoi* biomagnificou U, presente no sedimento desta área, todavia na biota ele é 22,5 vezes maior do que o aporte encontrado somente no sedimento (tabela 11). Ambas espécies também biomagnificaram Cd, metal oriundo de indústrias metalúrgicas, também maior do que o aporte encontrado apenas no sedimento. O Hg não foi encontrado na biota, isto para qualquer ponto, indicando que provavelmente sua porta de entrada é atmosférica, pois sua quantidade é tão pequena e inconstante, possivelmente recente ou casual que não existe registro de biomagnificação. Para estes estudos e presenças de metais incomuns no histórico da área, devem ser feitos mais estudos integrados, a fim de se obter relações mais profundas. Todas as áreas possuem relações com metais pesados e a análise integrada do sedimento e da biota, mostrou que a área 3 é a que possivelmente possui maior histórico em relação a este tipo de impacto.

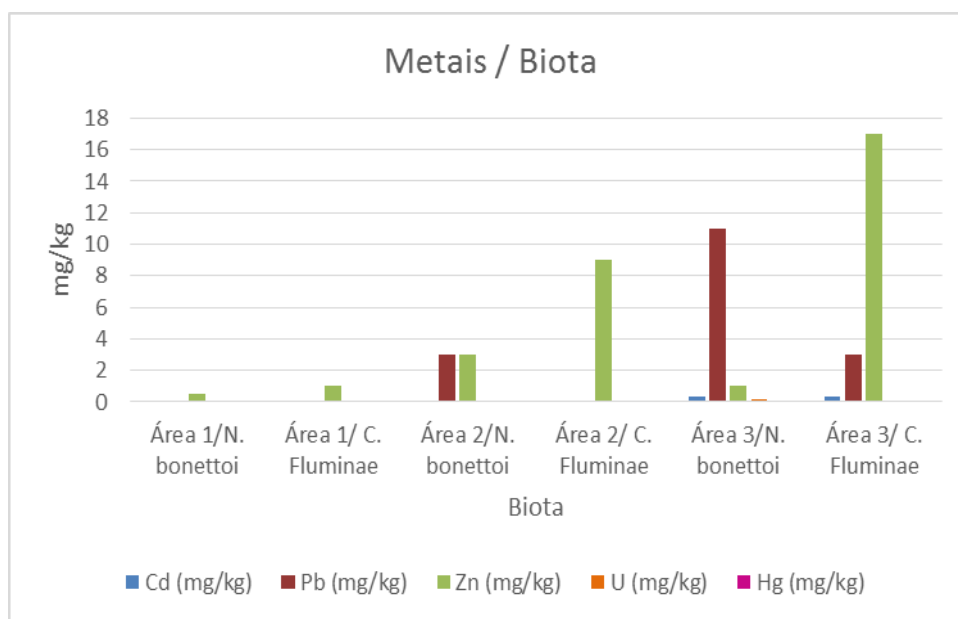


Figura 25. Concentração de metais (mg/kg) no bentos por área.

5.6.6 – Índices BMWP na Avaliação da qualidade da água

ALBA-TERCEDOR (1996) afirma que os índices de qualidade biológica são ferramentas de primeira grandeza para avaliar a qualidade biológica da água, uma vez que as legislações encontram dificuldades em estabelecer limites sobre as quantidades permitidas de cada contaminante que podem ou não ser toleradas nos efluentes que vertem para os rios. Pois é sabido que, além dos possíveis efeitos sinérgicos dos diferentes produtos tóxicos, os efeitos que produzem dependem de fatores intrínsecos de cada curso d'água, que fazem com que a mesma substância e na mesma concentração possam produzir efeitos muito diferentes em rios diferentes. Para evitar este problema, está se tentando estabelecer critérios de qualidade

ecológica, quer dizer que se pretende atender não à quantidade de produto vertido, mas sim o seu efeito sobre o ecossistema.

Como já visto referente ao tema índice BMWP, cada família de macroinvertebrado bentônico será pontuada de 0 a 10, indicando assim uma pontuação para avaliação da qualidade da água (figura 26). O fator determinante para esta pontuação é a tolerância do organismo as variáveis ambientais e potencial biótico que possui perante as adversidades xenobióticas, sejam esta de origem humana ou não.

Todas as análises de impacto feitas até o presente momento desta monografia, constituirão em fator determinante na pontuação que cada família aqui receberá. É incorreto generalizar um corpo limnico como um ecossistema imutável para qualquer região. Neste sentido e para este trabalho foi sintetizado uma tabela BMWP para os Táxons encontrados neste trabalho, bem como sua devida pontuação para o ecossistema do rio Guandu (tabela 12).

Tabela 12. BMWP – BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY pontuações das famílias de macroinvertebrados bentônicos para o rio Guandu, propostas por esta monografia.

Família	Pontuação
Aeshnidae	9
Calopterygidae	8
Lampyridae	7
Thiaridae, Ampullaridae	6
Belostomatidae, Tipullidae, Distycidae, Elmidae	5
Ceratopogonidae	4
Ostracoda, Gerridae, Mesovellidae, Saldidae	2
Narapidae, Corbiculidae	1

CLASSES DE QUALIDADE	
I ÓTIMA > 150	• Águas muito limpas (águas pristinas) (LILÁS)
II BOA 101 - 150	• Águas não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado (AZUL)
III ACEITÁVEL 61 - 100	• São evidentes efeitos moderados de poluição (VERDE)
IV DUVIDOSA 36 - 60	• Águas poluídas (sistema alterado) (AMARELO)
V CRÍTICA 16 - 35	• Águas muito poluídas (sistema muito alterado) (LARANJA)
VI MUITO CRÍTICA < 16	• Águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado) (VERMELHO)

Figura 26. Classes de qualidade da água segundo os índices BMWP propostos por este trabalho.

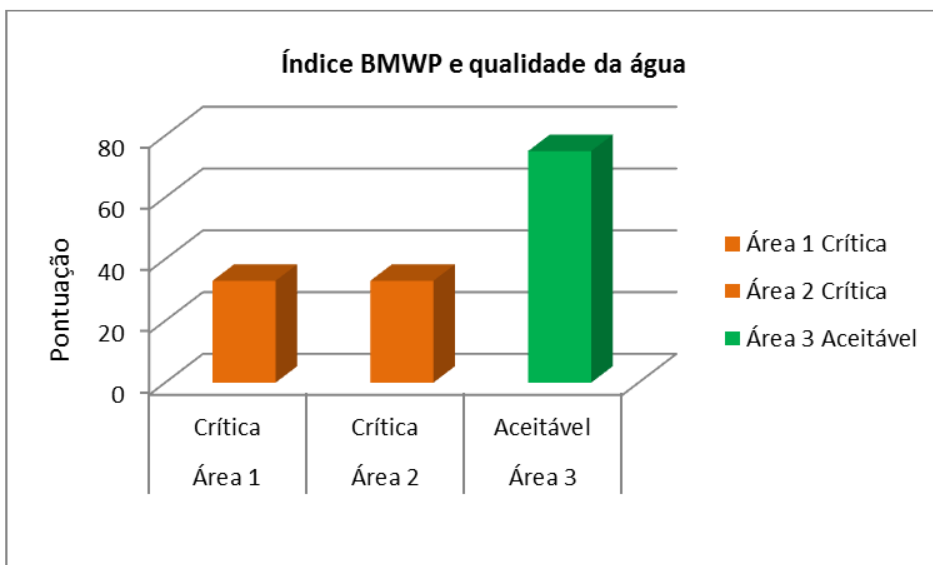


Figura 27. Avaliação da qualidade das águas segundo os índices BMWP.

A avaliação dos índices BMWP indicou que as áreas 1 e 2 são aquelas em que as águas encontram-se muito poluídas. O despejo intermitente de esgoto no rio Guandu para área 2, que está na área de influência da ETA Guandu, maximizado na época das chuvas, resultou em um ambiente profundamente descaracterizado, fato este evidenciado na avaliação integrada de água, sedimento, Biota e investigação por índices biológicos. A área 1 apesar de apresentar uma menor pressão demográfica na área de influência do rio, foi profundamente alterada por conta da intensa atividade agrícola que ali existe. A área 3 foi aquela, cujas águas encontram-se em padrões aceitáveis para o consumo, isto segundo apenas o índice BMWP. Este indica que a qualidade desta águas é oriunda de um ecossistema menos impactado, descaracterizado em partes, mas não profundamente impactado, apenas perturbado, que a seu modo ainda exerce funções ecossistemológicas básicas e clássicas do ecossistema original. Também é provável que os resultados baixos estejam relacionados com a época seca, isto é, em julho o balanço hídrico é o menor do ano (ANA, 2006) fato que pode influir diretamente na estrutura das comunidades bentônicas.

A avaliação dos índices BMWP indicou que as áreas 1 e 2 são aquelas em que as águas encontram-se muito poluídas (Figura 27). O despejo intermitente de esgoto no rio Guandu para área 2, que está na área de influência da ETA Guandu, maximizado na época das chuvas, resultou em um ambiente profundamente descaracterizado, fato este evidenciado na avaliação integrada de água, sedimento, Biota e investigação por índices biológicos. A área 1 apesar de apresentar uma menor pressão demográfica na área de influência do rio, foi profundamente alterada por conta da intensa atividade agrícola que ali existe. A área 3 foi aquela, cujas águas encontram-se em padrões aceitáveis para o consumo, isto segundo apenas o índice BMWP. Este indica que a qualidade desta águas é oriunda de um ecossistema menos impactado, descaracterizado em partes, mas não profundamente impactado, apenas perturbado, que a seu modo ainda exerce funções ecossistemológicas básicas e clássicas do ecossistema original.

6. CONCLUSÃO

Não existem dados na literatura sobre a relação entre comunidades aquáticas e os parâmetros físico-químicos monitorados na bacia do rio Guandu. É indispensável priorizar aspectos que atentem para a concepção de ações focadas em manejo de bacias hidrográficas, visando dar respostas e dotar o meio ambiente ecologicamente equilibrado a serviço da produção de água de boa qualidade e de forma perene. Dessa forma, o monitoramento ambiental sintetizado nesta monografia, traçou uma cadeia impactos ambientais inspecionados a partir dos macroinvertebrados bentônicos, associados com os parâmetros abióticos da água e do sedimento, e com as comunidade vegetais marginais e com a caracterização local. Esta análise de monitoramento ambiental integrado levantou as seguintes afirmações: é possível avaliar a qualidade ecossistemológica com os bioindicadores utilizados nesta monografia, sendo que quantos mais bioindicadores forem utilizados, melhor será a resposta a respeito da qualidade ambiental.

O ecossistema do rio Guandu é caracterizado como um ambiente perturbado a impactado. O que define este grau de impacto, é a pressão antropogênica no ecossistema e os níveis e portas de entrada são várias, neste trabalho verificou-se os seguintes impactos ambientais: Perda da qualidade da água, eutrofização, biomagnificação por metais pesados, despejo ilegal de esgoto e pressão agrícola em ecossistemas antes naturais.

Também foram levantados os seguintes questionamentos: Cada bioindicador fornece uma forma de monitoramento que avalia n formas de impactos, pelo programa utilizado nesta monografia se faz necessário um maior número de bioindicadores, afim de se ter respostas mais firmes em relação aos demais impactos, como é o caso da biomagnificação, a exemplo desta seriam objetos interessantes de estudos, peixes, anfíbios e mais famílias de oligochaetas.

Os níveis BMWP indicaram que quanto mais a jusante do rio Guandu, maior será a qualidade da água e os índices biológicos nos confirmam tal fato, indicando que quanto mais a jusante maior será a integridade do ecossistema, todavia este índice não refletiu o impacto dos metais pesados no ecossistema, além desta, o ponto de melhor qualidade da água continha U (urânio).

Uma demanda maior de estudos, por parte de instituições superiores de ensino em conjunto com as políticas públicas e organizações não governamentais (ONG), se fazem necessárias, com o objetivo de reverter e mitigar o atual quadro da bacia.

7. Referências Bibliográficas

ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Ministério do Meio Ambiente. Plano Estratégico de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos Rios Guandu, da Guarda e Guandu Mirim: Relatório do Diagnóstico – Final. Sondotécnica Engenharia de Solos S.A, Volume 2, Dezembro de 2006.

ANZECC/ARMCANZ - Australian Guidelines for Water Quality Monitoring and Reporting. October, 2000. In: <http://www.ea.gov.au/water/quality/nwqms/#monitor>. Acesso em 12/08/2013.

Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua em Andaluzia(SIAGA), Almeria, 2:203-213.

ALVES, A.G. Ações poluidoras na Bacia do Rio Guandu e suas conseqüências para ETA Guandu. In: Seminário Bacia Hidrográfica do Rio Guandu: problemas e soluções, Seropédica, Anais... (CD-ROM), 2002.

Braun-Blanquet, J. 1979. Fitosociologia. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Madrid, Ed. Blume.

BACCAN, N. Metais Pesados: Significado e Uso da Terminologia. In: ANAIS IX ENCONTRO NACIONAL SOBRE CONTAMINANTES INORGÂNICOS, IPEN, São Paulo, 2004 51

BARCELÓ, J. & POSCHENRIEDER, C. Respuesta de las Plantas a la Contaminación por metales pesados. Suelo y Plantas, 1992. p. 345-361.

BERGALLO, H.G.; ROCHA, C.F.D.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S.; MOULTON, T.P. & FONSECA, K.T. Lista Oficial da Fauna Ameaçada de Extinção do Estado do Rio de Janeiro. Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro, 1999. Ano XXIV: 9-16.

BREZONIK, P.L; KING S.O; MACH, C.E. The Influence of Water Chemistry on Trace Metal Bioavailability and Toxicity to Aquatic Organisms. In: NEWMAN, M.C.; MCINTOSH, A. W. (Ed.) Metal Ecotoxicology Concepts and Applications., Lewis Publishers, Michigan. 1991. pp. 1-31.

Brower, J.E. & Zar, J.H.; 1984. Field & laboratory methods for general ecology. 2 ed. Wm. C. Brown Publishers, Dubuque, Iowa, 226p.

CALLISTO, M. & ESTEVES, F. A. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita, Lago Batata (Pará, Brasil). In: ESTEVES, F.A. (Ed.) Oecologia Brasiliensis. v. 1. Estrutura, Funcionamento e Manejo de Ecossistemas Brasileiros. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro 1995. pp. 281-291.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2005. Resolução CONAMA no 357. Disponível em www.mma.conama.gov.br/conama. Acesso em 12/08/2013.

CAMPOS, J.D. & AZEVEDO, J.P.S. Subsídios para a cobrança pelo uso da água dos usuários na Bacia do Rio Guandu, beneficiários das transposições da Bacia do Rio Paraíba do Sul. In: Seminário Bacia Hidrográfica do Rio Guandu: problemas e soluções, Seropédica, Anais... (CD-ROM), 2002.

CHAVES, M.L.; CHAINHO P.M.; ALMEIDA P.R.; DOMINGOS I.M.; COSTA J.L. & COSTA M.J. Avaliação da Qualidade da Água com Recurso à Caracterização de Comunidades Biológicas nas Bacias do Vouga, Mondego e Lis. Instituto de Oceanografia. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa. 2000

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – www.cetesb.sp.gov.br acessado em 12/08/2013.

CETESB, São Paulo. (2005). Relatório de qualidade das águas subterrâneas no Estado de São Paulo 2001 – 2003 – São Paulo: CETESB, 2005

CLARKE, K. R.; WARWICK., R. M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Bournemouth: Bourne Press. 1994. 128 p.

CRUZ, A. R. Estrutura da comunidade vegetal arbórea do Parque Natural Municipal Fazenda Atalaia, Macaé, RJ. 2007. (Monografia) -Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica, RJ.

CONNELL, D.W.; MILLER, G.J. Chemistry and Ecotoxicology of Pollution. N.Y.: John Wiley & Sons, 1984. 52

CROPPER, W.P.; LIRMAN, D.S.C.; TOSINI, D. DIRESTA; LUO, J.; WANG, J. Population dynamics of a commercial sponge in Biscayne Bay, Florida. Estuarine, Coastal and Shelf Science 53, 13-23. 2001.

CUMMINS, K. W., WILZBACH, M. A., GATES, D. M., PERRY, J. B.; TALIAFERRO, W. B. Shredders and riparian vegetation. Bioscience, 39(1): 1989.24-30.

COOR - CENTAR ZA OKOLIŠNO ODRŽIVI RAZVOJ BIH - CENTER FOR ENVIRONMENTALLY SUSTAINABLE DEVELOPMENT - Mine waters and environment. Sarajevo, Bosnia and Herzegovina, 2001. In: [http:// www.coor.ba](http://www.coor.ba). Acesso em 12/08/2013.

DAMATO, M; SOBRINHO, P.A.; MORITA, D.M. Emprego de uma Espécie Indicadora Sul Americana na Determinação da Toxicidade Aguda de Metais Pesados. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária.1998.

DAVIES, P.E. River Bioassessment Manual. Version 1.0. Monitoring River Health Initiative. National River Processes and Management Program. Canberra, Australia, 1994.

DEVAI, G. Ecological background and importance of the change of chironomid fauna in shallow Lake Balaton. Hidrobiologia, 191: 189-198, 1990.

DIRILGEN, N. Accumulation of Heavy Metals in Freshwater Organisms: Assessment of Toxic Interactions. Turkish Journal of Chemistry, 25, pp.173 – 179, 2001.

ESPINOZA-QUIÑONE, F.R.; ZACARKI, C.E.; PALACIO, S. M.; OBREGÓN, C. L.; ZENATTI, D. C.; GALANTE, R. M.; ROSSI, N.; ROSSI, F.L.; PEREIRA, I.R.A.; WELTER, R.A.; RIZZUTTI, M.A. Remoção de Elementos Traços Metálicos Usando a Macrófita Aquática *Salvinia* sp. In: ANAIS DO IX ENCONTRO NACIONAL SOBRE CONTAMINANTES INORGÂNICOS, IPEN, São Paulo, 2004.

FONTOURA, A. Impacte ambiental. Influência da velocidade da corrente em comunidades de macroinvertebrados aquáticos. Actas do Colóquio Luso-Espanhol em Ecologia de Bacias Hidrográficas e Recursos Zoológicos, 1989. p. 139-148.

FÖRSTNER U. & WITTMAN G.T.W. 1981. Metal Pollution in the Aquatic Environment, 2nd ed. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York 487.

FÖRSTNER, U.; WITTMAN, G. Metal pollution in the aquatic environment. Berlin, Heidelberg, New York: Springer, Second edition, 1981.

GANDRA, M. F. Estrutura e Composição Florística do estrato arbóreo em um trecho de Floresta Atlântica na RPPN Porangaba, no município de Itaguaí, Rio de Janeiro. 2008. (Monografia)- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ.

GAUCH, H. G. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge: Cambridge University Press, 1982. 298 p. 53

GERNES, M. C. & HELGEN, J. C. Indexes of Biological Integrity (IBI) for Large Depressional Wetlands in Minnesota. Minnesota Pollution Control Agency. Biological Monitoring Program Environmental Outcomes Division. May, 2002. In: www.pca.state.mn.us. Acesso em 12/08/2013.

GOULART, M. & CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. Revista da FAPAM, ano 2, no 1, 2003.

GONÇALVES, F.B.; ARANHA, J.M.R. Ocupação espaço-temporal pelos macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Ribeirão, Paranaguá, PR (Brasil) Acta Biol. Par., Curitiba, 33 (1, 2, 3, 4), 2004. p.181-191.

GONÇALVES, A; GONÇALVES, NN da S e. Exposição humana ao mercúrio na Amazônia brasileira: uma perspectiva histórica. Rev Panam Salud Publica, 16(6): p.415-9, 2004.

GRAFT, W.L. Fluvial Processes in Dryland Rivers. Springer Series in Physical Environment. Berlin Heidelberg. Springer-Verlag, 1988.

HAWKES, STEPHEN J. What Is a "Heavy Metal"? J. Chem. Educ., 74, 1374, 1997.

HEMETRIO, N. S. 2007 Levantamento Populacional de Quatis (PROCYONIDAE: *Nasua nasua*) no Parque das Mangabeiras, Belo Horizonte, MG. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) Departamento de Biologia Geral do Instituto de Ciências Biológicas. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais.

HILLERT, M. ICME (INTERNATIONAL COUNCIL ON METALS AND THE ENVIRONMENT). Newsletter, Vol. 5, No. 4. Ottawa, Canada. 1997. In: http://www.icmm.com/industry_questdetail.php?rcd=4. Acesso em 12/08/2013.

HILLERT, M. ICCM – (INTERNATIONAL COUNCIL ON MINING & METALS). Stockholm, 2005. In: http://www.icmm.com/industry_questdetail.php?rcd=4. Acesso em 12/08/2013.

HORNE ENGINEERING - BENTHIC SURVEY REPORT - ANACOSTIA RIVER - WASHINGTON, DC. Fairfax, VA 22031 – September, 2003.

INEA. Instituto Estadual do Meio Ambiente. <http://www.inea.rj.gov.br/>. Acesso em 12/08/2013.

INMET. INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Estação Ecologia Agrícola/Seropédica – RJ. Disponível em; <http://www.inmet.gov.br/>. Acesso em 12/08/2013.

ITUARTE, C. F. Primera noticia acerca de la presencia de pelecípodos asiáticos en el área rioplatense. *Neotropica* 27. 79–82. 1981.

JESUS, T; FORMIGO, N. Estudo da Qualidade Biológica da Água do Rio Febros. Departamento de Zoologia-Antropologia. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Portugal. 2004. 54

Jongman, R. H. G., C. J. F. ter Braak, and O. F. R. van Tongeren, editors. 1987. *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Pudoc, Wageningen, The Netherlands.

JUNQUEIRA, M. V. & CAMPOS, M. S. C.. Adaptation of the “BMWP” method for water quality to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*. 10 (2): 125 – 135. 1998.

KARR, J.; CHU, E. W. Biological monitoring: essential foundation for ecological risk assessment. *Human and ecological risk assessment* 3:993-1004. 1997.

KURTZ, B. C. & ARAÚJO, D. S. D. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de mata atlântica na estação ecológica estadual do paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia* v.51, n.78/79, p. 69-111, 2000.

LAU, S; MOHAMED, M; YEN, AT; SU'UT, S. Accumulation of heavy metals in freshwater molluscs. Faculty of Resource Science and Technology, University Malaysia Sarawak, Malaysia. *Sci Total Environ*. 18; 214:113-21, 1998.

LACERDA, L. D.; SEELIGIER, U.; PATCHINEELAM, S. R. (Eds.) *Metal in Coast of Latin America*. Berlin: Springer-Verlag. 297 p, 1988.

Legendre, L. & P. Legendre. 1983. *Numerical Ecology*. Elsevier. New York.

MACEDO, F.W. *Medidas de Diversidade Biológica*. UTAD, Lisboa, 1999.

MARCHESE, M. Population dynamics of *Narapa bonettoi* Righi and Varela, 1983 (Oligochaeta: Narapidae) from the main channel of the Middle Paraná River, Argentina. *Hydrobiologia*, v. 278, p. 303-308. 1994.

MACKIE, G.L. *Applied Aquatic Ecosystem Concepts*. Second Ed. Kendall/Hunt Publishing Company, 2004. 784 pp. ISBN 0-7575-0883-9.

MARÍN-GUIRAO, L.; CESAR, A.; MARÍN, A.; VITA, R. Assessment of sediment metal contamination in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain): Metal distribution, toxicity, bioaccumulation and benthic community structure. *Ciencias Marinas*, 31(2): 413–428, 2005.

MANDAVILLE, S.M. *Bioassessment of Freshwaters Using Benthic Macroinvertebrates-A Primer*. First Ed. Project E-1, Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax. viii, Chapters I-XXVII, Appendices A-D. 244p.1999.

Manly, B.F.J. (1994). *Multivariate Statistical Methods - A Primer 2^a ed.* London, Chapman & Hall. pp215

MALAVOLTA, E.. *Fertilizantes e seu Impacto Ambiental. Micronutrientes e Metais Pesados: mitos, mistificação e fatos.* Produquímica. São Paulo, 1994. 153 p.

MELO, A.S. & FROEHLICH, C.G. 2001. Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between 2 seasons. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20(1):1-16.

MELO, A.S. & FROEHLICH,C.G. 2004. Colonization by macroinvertebrates of experimentally disturbed stones in three tropical streams differing in size. *Int. Rev. Hydrobiol.* 89(3):317-325.

MELVILLE, F.; BURCHETT, M. Genetic variation in *Avicennia marina* in three estuaries of Sydney (Australia) and implications for rehabilitation and management. *Marine Pollution Bulletin* 44, 469-479, 2002.

MORTIMER, M.R. Pesticide and trace metal concentrations in Queensland Estuarine Crabs. *Marine Pollution Bulletin* 41, 7-12, 2000

MOURA, C.L. *Distribuição de Metais Pesados (Cr, Cu, Ni e Zn) em Sedimentos de Fundo do Rio Embu-Mirim-SP.* Dissertação de Mestrado. USP, São Paulo. 2002.

Mueller-Dombois, D. & H. Ellenberg. 1974. *Aims and Methods of Vegetation Ecology.* Wiley, New York. 547 p

NATIVIDADE, M. *Saúde Ortomolecular: Com Depoimento de Pacientes.* Editora Ateniense. São Paulo. 152 p. 1998.

Naylor, E. (1972). *Synopsis of British Fauna (New séries), n^o3: British Marine Isopods.* Academic Press. London, UK. 86 pp.

Nybakken, J. & Bertness, M., (2005). Marine biology and ecological approach, 6^a edition, Pearson- Benjamin Cummings

PAULA, P.M.S. Diagnóstico do Monitoramento Biológico Trecho Alto Rio Das Velhas (MG). Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas. IGAM. Belo Horizonte, Set. 2004.

PHIPPS, D.A. Effects of Heavy Metal Pollution on Plants. Ed. Lepplied Science publishers, London. p 1-54. 1981.

PIELOU, E.C. Mathematical Ecology. Wiley, N.York. 1977.

PIELOU, E. C. 1984. The Interpretation of Ecological Data: A Primer on Classification and Ordination. Wiley, New York.

Peres-Neto PR (1995): Introdução a análises morfométricas. In: Peres-Neto PR, Valentin JL, Fernandez F, eds., Tópicos em Tratamentos de Dados Biológicos. Oecologia Brasiliensis, vol II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, pp. 57-89.

PUNZ, W.F. & SIEGHART, H. The response of roots of herbaceares plant species to heavy metals. Environmental Botanic, 1993. p. 85-98.

PUCCI, A. Metals in water and sediments of the Blanca Bay, Argentina. In: LACERDA, L. D.; SEELIGIER, U.; PATCHINEELAM, S. R. (Eds.) Metal in Coast of Latin America. Berlin: Springer-Verlag. 297. p,1988.

PEIXOTO, G. L. Composição florística e estrutura de um fragmento florestal de Mata Atlântica em pedra de Guaratiba, município do Rio de Janeiro, RJ. 2002. Dissertação (Mestrado em ciências florestais)- Universidade Federal de Viçosa para obtenção do título de Mestre. Viçosa – MG - Brasil.

REECE, P.F.; RICHARDSON, J.S. Biomonitoring with the Reference Condition Approach for the Detection of Aquatic Ecosystems at Risk. Proc. Biology and Management of Species and Habitats at Risk, Kamloops, B.C., 15–19. Feb. 1999.

REBELO, M. Cientistas usam gene de ostra para identificar poluição da água. Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho. UFRJ.2005. In: [http:// www. ambientebrasil.com.br](http://www.ambientebrasil.com.br). Acesso em 27/01/2005.

ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. (eds.). Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York. ISBN: 0-412-02251-6. x, 488pp.1993

ROSENBERG, D.M. A National Aquatic Ecosystem Health Program for Canada: We should go against the flow. Bull. Entomol. Soc. Can. 30(4):144-152.1998.

REYNOLDSON, T.B., NORRIS, R.H., RESH, V.H., DAY, K.E, ROSENBERG, D.M. The Reference Condition: a Comparison of Multimetric and Multivariate Approaches to Assess Water Quality Impairment using Benthic Macroinvertebrates. Journal of the North American Benthological Society, 16, 833-852. 1997.

SALOMONS, W.; KERDIJK, H.; PAGEE, H. van; KLOMP, R.; SCHREUR, A. Behaviour and Impact Assessment of Heavy Metal in Estuarine and Coastal Zones. In: LACERDA, L. D.; SEELIGER, U. & PATCHINEELAM, S. (Eds.). Metals in Coastal environmental of Latin America. Berlin, New York: Springer.1988. 297p. p.157-195.

SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U.; MADER, P. (Eds.). Heavy Metals – Problems and Solutions. Springer – Verlag. Berlin Heidelberg. 1995. 413p.

SOUZA, G.R. Florística do estrato arbustivo arbóreo em um trecho de floresta atlântica no médio Paraíba do Sul, município de Volta Redonda, Rio de Janeiro. 2002. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica, RJ.

SOUZA, A. L. Análise estrutural de floresta inequiana - Capítulo I. Viçosa: DEF/UFV, 34p. 2000.

SOUZA, P. B.; MARTINS, S. V.; COSTALONGA, S. R. e COSTA, G.O. Florística e Estrutura da vegetação arbustiva-arbórea do Sub-bosque de um povoamento de Eucalyptus Grandis W. Hill Ex Maiden em Viçosa, MG, Brasil. Revista Árvore, maio-junho, ano/vol.003. Sociedade de Investigações Florestais, Viçosa, Brasil.pp.533-543. 2007.

SUSHCHIK, N.N.; GLADYSHEV, M.I.; MOSKVICHOVA, A.V.; MAKHUTOVA, O.N.; KALACHOVA, G.S. Comparison of fatty acid composition in major lipid classes of the dominant benthic invertebrates of the Yenisei river. Comparative Biochemistry and Physiology. Part B 134 . 111–122. Elsevier Science Inc., 2003.

STARK, J.D. SQMCI: a biotic index for freshwater macroinvertebrate coded-abundance data. In: New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, Vol. 32: 55-66. The Royal Society of New Zealand, 1998.

SALAMANE, S. Estratificação e caracterização ambiental da área de preservação permanente do rio Guandu/RJ. Revista Árvore, Viçosa-MG, v.35, n.2, p.221-231, 2011.

SALAMANE, S. Florística e Fitossociologia em dois fragmentos da mata ciliar do rio Guandu, RJ. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil. Caxambu – MG, 2007.

SILVA, C.V.V. Risco Ambiental da Construção do CTR Santa Rosa sobre o Aquífero Piranema. X Jornada de Iniciação Científica da UFRRJ, 2011.

SMITH, M.J.; KAY, W.R.; NORRIS, R.H.; HALSE, S.A. AUSRIVAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. Freshwater Biology, v. 41, n.2, p. 269-282, 1999.

THORNTON, I. Metals in the Global Environment: Facts and Misconceptions. International Council on Metals and the Environment. Ottawa, Canada, 1995. 116 p.

VIANA, V. M. Biologia e manejo de fragmentos de florestas naturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, São Paulo. Anais... São Paulo: SBS, 1990. p.113-118. In: BORÉM, R.A.T. & OLIVEIRA-FILHO, A.T., 2002. Fitossociologia do Estrato

Arbóreo em uma Topossequência Alterada De Mata Atlântica, No Município De Silva Jardim-Rj, Brasil. R. Árvore, Viçosa-Mg, V.26, N.6, P.727-742.

VIANA, V. M. Biologia e manejo de fragmentos. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6. , 1990, Campos do Jordão. Anais. Campos do Jordão, 1990. p. 50-53.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. & LIMA, J. C. A. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A. J. A. e MARTINEZ, J. L. A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. 2º Congresso Nacional Sobre Essências Nativas – Anais, Vol.2, p. 400 – 406, 1992.

TAKEDA, A. M.; HIGUTI, J.; FUJITA, D. S. & BUBENA, M. R. Proliferação de uma espécie de bivalve invasora, *Corbicula fluminea*, na área alagável do Alto rio Paraná (Brasil). In: Seminário Brasileiro sobre Água de Lastro, 1, Arraial do Cabo, p.11. 2000. 58

TOKESHI, M. Production ecology. In: Armitage, P. D.; Cranston, P. S. & Pinder, L. C. V. (eds). *The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, London, UK, p.269-296. 1995.

TEDESCO, Marino José; Análise de solo, plantas e outros materiais, Departamento de solos, Faculdade de Agronomia, UFRGS, p.188, Porto Alegre – RS, 1985.

WALLEY W.J.; HAWKES H.A. A computer-based reappraisal of Biological Monitoring Working Party scores using data from the 1990 River Quality Survey of England and Wales. *Water Research*, 30 (9), 2086-2094. 1996.

WALLEY W.J.; HAWKES H.A. A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party score system incorporating abundance rating, biotope type and indicator value. *Water Research*, 31 (2), 201-210. 1997.

WRIGHT, J.F.; SUTCLIFFE, D.W.; FURSE, M.T. (edit) *Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques*. The Freshwater Biological Association, Ambleside, Junho, 2000. 400 p., ISBN 0 900386 62 2 WELCH, E.B. *Ecological Effects of Wastewaters*. Cambridge: University Press, 1980. 343p.

VEITENHEIMER-MENDES, I. *Corbicula manilensis* (Phillipi, 1844) molusco asiático, na bacia do Jacuí e do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil (*Bivalvia*, *Corbiculidae*). *Iheringia* 60p. 63-74. 1981.

8. Anexos

Anexo 1A: Classificação taxonômica dos macroinvertebrados bentônicos coletados.

Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero	Espécie
Annelida	Oligochaeta	Haplotaxida	Narapidae	<i>Narapa</i>	<i>Narapa bonettoi</i>
Mollusca	Bivalvia	Veneroidea	Corbiculidae	<i>Corbicula</i>	<i>Corbicula fluminea</i>
Mollusca	Gastropoda	Architaenioglossa	Ampullariidae	<i>Pomacea</i>	-
Mollusca	Gastropoda	Architaenioglossa	Thiaridae	<i>Melonoides</i>	-
Arthropoda	Ostracoda	-	-	-	-
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ephydriidae	-	-
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Lampyridae	<i>Aspisoma</i>	-
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dysticidae	<i>Hydrocanthus</i>	-
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	<i>Noelmis</i>	-
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae		-
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipullidae	<i>Tipulla</i>	-
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae		-
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Mesovellidae	<i>Mesovelvia</i>	-
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	-
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Saldidae	-	-
Arthropoda	Insecta	Heteroptera	Gerridae	<i>Gerris</i>	-
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	<i>Staurophlebia</i>	<i>Staurophlebia reticulata</i>
Arthropoda	Insecta	Odonata	Calopterygidae	-	-

Anexo 1B: Abundância de Táxons por Área.

Família	Gênero	Espécie	P01			P02			P03		
			R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Narapidae	<i>Narapa</i>	<i>Narapa bonettoi</i>	11	14	8	22	5	10	38	15	5
Corbiculidae	<i>Corbicula</i>	<i>Corbicula fluminea</i>	20	40	4	15	5	10	10	20	7
Ampullariidae	<i>Pomacea</i>	-	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Thiaridae	<i>Melonoides</i>	-	3	2	1	0	0	0	0	0	1
-	-	-	1	0	0	0	1	0	1	1	1
Ephydriidae	-	-	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Lampyridae	<i>Aspisoma</i>	-	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Dysticidae	<i>Hydrocanthus</i>	-	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Elmidae	<i>Noelmis</i>	-	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Chironomidae		-	1	3	1	2	1	1	2	1	1
Tipullidae	<i>Tipulla</i>	-	0	0	1	0	2	0	0	0	0
Ceratopogonidae		-	1	0	0	0	0	1	1	0	1

Mesovellidae	<i>Mesovelia</i>	-	2	7	0	2	6	2	2	3	2
Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	-	0	1	0	0	0	0	1	2	1
Saldidae	-	-	0	0	0	0	5	0	0	0	0
Gerridae	<i>Gerris</i>	-	0	5	0	0	0	2	2	1	2
Aeshinidae	<i>Staurophlebia</i>	<i>Staurophlebia reticulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Calopterygidae	-	-	0	0	0	0	0	1	1	0	2

Anexo 2A. Florística da regeneração, realizada pela metodologia de Raunkiaer, aprimorada por CABRERA & WILLINK (1973) e o estudo de ENGEL et alii (1986).

ÁREA 1			
Família	Vernáculo	Nome científico	SÍNDROME DE DISPERSÃO
ÁREA 1			
Solanaceae	Fruta de lobo	<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	Zoocorica
Apocynaceae	leiteira	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	Zoocorica
Solanaceae		<i>Aureliana fasciculata</i> (Vell.) Sendtn.	Zoocorica
Euphorbiaceae	mamoma	<i>Ricinus communis</i> L.	Autocorica
Musaceae	bananeira	<i>Musa paradisiaca</i> L.	
Poaceae	capim colônia	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Anemocorica
Cannabaceae	crindiuva	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Zoocorica
Piperaceae		<i>Piper aduncum</i> L.	Zoocorica
Piperaceae		<i>Piper</i> sp	Zoocorica
Solanaceae		<i>Cestrum laevigatum</i> Schlttdl.	Zoocorica
Meliaceae	carrapeta	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Zoocorica
Rubiaceae		<i>Bathysa stipulata</i> (Vell.) C.Presl	Anemocorica
Salicaceae	pau-lagarto	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Zoocorica
Phytolaccaceae	guiné	<i>Petiveria alliacea</i>	Zoocorica
Phytolaccaceae		<i>Rivina humilis</i> L.	Zoocorica
Solanaceae		<i>Solanum argenteum</i> Dunal	Zoocorica
Fabaceae	sabiá	<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth	Autocorica
Acanthaceae		<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	
Rutaceae	mamica-de-porca	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Zoocorica
Rutaceae	murta-de-cheiro	<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack	Zoocorica
ÁREA 2			
Salicaceae		<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	Zoocorica
Myrtaceae	jamelão	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Zoocorica
Piperaceae		<i>Piper aduncum</i> L.	Zoocorica
Meliaceae	carrapeta	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Zoocorica
Anacardiaceae	aroeira	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Zoocorica

Poaceae	capim colônião	<i>Panicum maximum Jacq.</i>	Anemocorica
Moraceae	jaqueira	<i>Artocarpus heterophyllus Lam.</i>	Zoocorica
Melastomataceae		<i>Clidemia hirta (L.) D. Don</i>	Zoocorica
Combretaceae	amendoeira	<i>Terminalia catappa L.</i>	Zoocorica
Fabaceae	bico -de -pato	<i>Machaerium hirtum (Vell.) Stellfeld</i>	Anemocorica
Cannabaceae	crindiuva	<i>Trema micrantha (L.) Blume</i>	Zoocorica
	pau viola		
ÁREA 3			
Fabaceae	sabiá	<i>Mimosa caesalpiniaefolia Benth</i>	Zoocorica
Solanaceae	coerana brava	<i>Cestrum laevigatum</i>	Zoocorica
Euphorbiaceae	burra leiteira	<i>Sapium glandulosum (L.) Morong</i>	Zoocorica
Verbenaceae	pau-viola	<i>Citharexylum myrianthum</i>	Zoocorica
Myrtaceae		<i>Corymbia citriodora (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson</i>	Zoocorica
Salicaceae		<i>Casearia arborea (Rich.) Urb.</i>	Zoocorica
Anacardiaceae	pau-pombo	<i>Tapirira guianensis Aubl.</i>	Zoocorica
Anacardiaceae	aroeira	<i>Schinus terebinthifolia Raddi</i>	Zoocorica
Fabaceae	bico -de -pato	<i>Machaerium hirtum (Vell.) Stellfeld</i>	Anemocorica
Fabaceae	maricá	<i>Mimosa bimucronata (DC.) Kuntze</i>	Zoocorica
Anacardiaceae	aroeira	<i>Schinus terebinthifolia Raddi</i>	Zoocorica
Myrtaceae	goiaba	<i>Psidium guajava L.</i>	Zoocorica

Anexo 2B. Código dos Táxons e das Variáveis Ambientais, utilizados nas estatísticas multivariadas.

Táxon	Código PCA		Variável ambiental (água)	Código PCA
<i>Narapa bonettoi</i>	Nar		Oxigênio dissolvido	OD
<i>Corbicula fluminea</i>	Cor		Nitrito	NO ₂ ⁻
<i>Pomacea</i> sp.	Pom		Nitrato	NO ₃ ⁻
<i>Melonoides</i> sp.	Mel		Fosfato	PO ₄ ⁻³
Ostracoda	Ost		Nitrogênio total	N
Ephydriidae	Eph		Fósforo total	P
<i>Aspisoma</i> sp.	Asp		Ferro dissolvido	Fe
<i>Hydrocanthus</i> sp.	Hyd			
<i>Neelmis</i> sp.	Neo		Variável ambiental (sedimento)	Código PCA
Chironomidae	Chi		Fosfato	PO ₄ ⁻³
<i>Tipulla</i> sp.	Tip		Nitrogênio total	N
Ceratopogonidae	Cer		Carbono orgânico total	COT

<i>Mesovelia</i> sp.	Mes		Matéria orgânica	MO
<i>Belostoma</i> sp.	Bel		Sódio	Na
Saldidade	Sal		Potássio	K
<i>Gerris</i> sp.	Ger		C/N	C/N
<i>Staurophlebia reticulata</i>	Sta			
Calopterygidae	Cal			

Anexo 3A. Parâmetros de qualidade da água emreferencial a resolução CONOMA 357/05 para água doce classe 2.

Parâmetro	Unidade	Limite permitido
Turbidez	UNT	100
OD	mg/L	5
pH	-	6,0 a 9,0
Cl residual Total	mg/L	0,01
Ferro dissolvido	mg/L	0,3
Fósforo total (lótico)	mg/L	0,1
Amônia não ionizável	mg/L	0,02
Dureza total	mg/L	-
Alcalinidade	mg/L	-
Fosfato	mg/L	-
Nitrito	mg/L	1
Nitrato	mg/L	10
Nitrogênio total	mg/L	3,7mg/L N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5