

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental

ANDRÉ LUÍS SANCHEZ

**Análise de risco ecológico para o diagnóstico de impactos ambientais
em ecossistemas aquáticos continentais tropicais**

São Carlos
Estado de São Paulo
2012

ANDRÉ LUÍS SANCHEZ

**Análise de risco ecológico para o diagnóstico de impactos ambientais
em ecossistemas aquáticos continentais tropicais**

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos pré-requisitos à obtenção do título de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola

**São Carlos
Estado de São Paulo
2012**

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

S211a Sanchez, André Luís
Análise de risco ecológico para diagnóstico de
impactos ambientais em ecossistemas aquáticos
continentais tropicais. / André Luís Sanchez ; orientador
Evaldo Luiz Gaeta Espíndola. São Carlos, 2012.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em
Ciências da Engenharia Ambiental)-- Escola de Engenharia
de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2012.

1. Análise de risco ecológico. 2. Diagnóstico
ambiental. 3. Impactos ambientais. 4. Bacia hidrográfica
do Lobo. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Licenciado **ANDRÉ LUIS SANCHEZ**

Título da dissertação: "Análise de risco ecológico para o diagnóstico de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos continentais tropicais".

Data da defesa: 23/03/2012

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Associado **Evaldo Luiz Gaeta Espíndola (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Aprovado

Prof. Dr. **Rui Godinho Lobo Girão Ribeiro**
(Universidade de Coimbra/Portugal)

Aprovado
video-conferência

Dr^a. **Fernanda Teixeira e Marciano**
(JGP Consultoria e Participações Ltda)

Aprovado

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:
Prof. Dr. **Frederico Fabio Mauad**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Paulo Cesar Lima Segantine**

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola pela orientação, apoio e confiança.

Aos amigos que integraram o projeto e contribuíram com a realização desta pesquisa: Ana Elisa Ferrari, Eliana Medeiros, Letícia Franco Leonel e Kenzo Gabriel Matsubara (graduandos do curso de Engenharia Ambiental, da EESC/USP) e em especial a Luciana Diniz de Freitas (mestranda do PPG-SEA/EESC/USP), por todas as suas contribuições nas atividades de campo e laboratório.

A Dra. Claudia Fileto, pelo apoio e contribuições durante a realização da pesquisa.

Aos técnicos Amandio Menezes Nogueira e Marcelo Menezes Nogueira, do NEEA/CRHEA/EESC/USP, fundamentais para a realização dessa pesquisa.

Aos integrantes do NEEA/CRHEA/SHS/EESC/USP: Ana Vasconcelos, Andrea Novelli, Bruna Horvath Vieira, Danieli Delello, Haroldo Lobo, Juliana Resende, Lucas Mendes, Luciana Diniz de Freitas e Maressa Casali pelo companheirismo.

Aos amigos Giovana Dominicci, Tiago Furlanetto e demais integrantes do NEPA/CRHEA/SHS/EESC/USP pela amizade.

Aos funcionários do CRHEA/SHS/EESC/USP.

Ao CNPq pela bolsa concedida e ao apoio financeiro para desenvolvimento da pesquisa por meio da bolsa de produtividade de pesquisa do orientador.

Aos amigos e professores do IBILCE/UNESP por todas as contribuições na minha formação pessoal e profissional e o apoio para trilhar novos caminhos.

A minha família, pelo apoio incondicional durante todos esses anos.

A natureza está clamando
De tanto lutar não resistiu
E a poesia está chorando
Sobre o corpo do Brasil!

As matas sumindo da nossa bandeira
O ouro cruzando as fronteiras do mar
O azul é só poeira
O branco em guerra está
E o nosso índio tombou
Pouca gente lutou
Pela sua defesa
E o canto dos pássaros se calou
E o leito dos rios secou
O país todo é uma tristeza
E poeta que sou
Num canto de dor
Eu choro pela natureza

Chorando pela natureza - *João Nogueira*

RESUMO

SANCHEZ, A. L. **Análise de risco ecológico para o diagnóstico de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos continentais tropicais**. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil, 2012.

Os estudos de análise de risco ecológico consistem em avaliar as alterações ecológicas ocasionadas pelas diversas atividades antropogênicas a um determinado sistema, tais como aquelas decorrentes da lixiviação de áreas contaminadas, das emissões de efluentes urbanos, industriais e do *runoff* de áreas agrícolas, entre outras, por meio da integração das informações físicas, químicas e biológicas. A partir dessa análise, o objetivo geral desse estudo foi avaliar as implicações dos impactos antrópicos relacionados com os diferentes usos e ocupações da bacia hidrográfica do Lobo (municípios de Itirapina e Brotas, estado de São Paulo, Brasil) na dinâmica ecológica dos ecossistemas aquáticos lóticos e lênticos, utilizando para tal finalidade a caracterização limnológica dos corpos hídricos e o reconhecimento dos potenciais impactos existentes, para posterior aplicação de uma análise de risco ecológico, com base nas linhas de evidência química, ecotoxicológica e ecológica. Para tanto, foram realizadas coletas em quatro períodos distintos (chuvoso, seco e intermediários), em 14 estações de amostragem (tributários e reservatório), incluindo variáveis bióticas e abióticas, cujos resultados foram avaliados temporal e sazonalmente, permitindo uma abordagem integrada do sistema. Os resultados obtidos no diagnóstico ambiental indicam que as alterações registradas se relacionam com os usos antrópicos da bacia hidrográfica, incluindo a emissão de efluentes domésticos da cidade de Itirapina (SP) e as fontes difusas associadas ao aporte de sedimentos e agroquímicos utilizados nas diferentes culturas estabelecidas na região. Ao analisar os dados da tríade (químicos, ecotoxicológicos e ecológicos) de forma conjunta e quantitativa, os resultados mostraram que na linha de evidência química os riscos foram maiores no reservatório em relação aos tributários, nos quais os riscos foram considerados como baixo e moderado no período seco, em algumas estações de amostragem. Riscos ecotoxicológicos não foram identificados na maioria dos locais amostrados, porém situação inversa foi registrada para os riscos ecológicos em função da influência das variáveis limnológicas. A integração das linhas de evidência mostra diferença sazonal em relação aos períodos seco e chuvoso, com valores de risco mais elevados no período seco, além da associação do risco com a degradação ambiental de cada sistema avaliado. Assim a partir dos resultados obtidos, verifica-se que os impactos na bacia hidrográfica do Lobo são relevantes, necessitando de medidas emergenciais de recuperação e manejo integrado dos ecossistemas terrestres e aquáticos, promovendo a minimização dos efeitos e recuperação das funções ambientais ou serviços ecossistêmicos em curto, médio e longo prazo.

Palavras-chave: Análise de risco ecológico, diagnóstico ambiental, impactos ambientais e bacia hidrográfica do Lobo.

ABSTRACT

SANCHEZ, A. L. **Ecological Risk Assessment for the diagnosis of environmental impacts in tropical freshwater ecosystems**. Dissertation (Master's degree) School of Engineering of São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, SP, Brazil, 2012.

Ecological risk assessment studies are important to assess environmental changes that have been caused by various anthropogenic activities, such as leaching of contaminated areas, input of domestic and industrial sewage, runoff of agricultural areas and other impacts, which are responsible for physical, chemical and biological alterations. In this context, the aim of this study was to evaluate the impact of the anthropogenic activities developed in the Lobo Hydrographic Basin (Itirapina and Brotas, state of São Paulo, Brazil) on the ecological dynamics of lotic and lentic aquatic ecosystems. To attempt it, limnological studies and the evaluation of the potential impacts were carried out before the subsequent application of an ecological risk analysis, which were based on chemical, ecotoxicological and ecological evidence lines. For this purpose, samples were taken in different periods (rainy, dry and intermediate seasons), in 14 sampling stations (tributaries and reservoir), including biotic and abiotic variables in relation to water and sediment, and the results were analyzed space and seasonally. The results obtained suggest that domestic sewage from Itirapina city (São Paulo State), deforestation and diffuse pollution (associated with the accumulation of sediments and agrochemicals used in different cultures established in the region) were the main impacts in the Lobo watershed. The Triad Analysis (based on chemical, ecotoxicological and ecological measures), in addition of the quantitative results from chemical evidence line, indicated that risks were higher in the reservoir in comparison with the tributaries, where the risks were considered low or moderate in dry season in some sampling stations. Ecotoxicological risks were not identified at most of sampled sites, but the inverse situation was registered for ecological risks due to the influence of limnological variables. Seasonal differences between dry and rainy seasons were observed after the integration of all evidence lines, with higher risk values occurring during dry season, in addition to the risk associated with environmental degradation of each ecosystem. From the results, it is possible to conclude that the activities developed in the Lobo Hydrographic Basin have been responsible for several ecological impacts in this system, beside some alterations promoted by climatological events. Also, to prevent more social, economic and ecological negative consequences, some efforts need to be allocated to minimize the impacts, promoting recovery of the environmental functions and ecosystem services in short, medium and long term.

Key-words: Ecological Risk Assessment, environmental evaluation, environmental impact and Lobo Hydrographic Basin

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I: Contextualização e justificativa da pesquisa.

- Figura 1.** Mapa da localização da área de estudo e Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Tietê/Jacaré (UGRHTJ), com destaque para a bacia hidrográfica do Lobo, com identificação dos pontos amostrais da represa do Lobo e dos respectivos tributários (*Projeção UTM datum Córrego Alegre, Zona 23 S*)..... 9
- Figura 2.** Representação dos principais impactos potenciais ao qual a bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina/Brotas, SP) está exposta. 11
- Figura 3.** Vista geral de diferentes trechos dos pontos de amostragem da bacia hidrográfica do Lobo, sendo: R1, R2 e R3 - Represa do Lobo; IT1 e IT2 - Rio Itaqueri; RL1 e RL2 - Ribeirão do Lobo; AB1 - Córrego Água Branca; L1 - Córrego Limoeiro; AB/L - Junção dos córregos Água Branca e Limoeiro; G1 e G2 - Córrego do Geraldo; PE - Córrego das Perdizes; JG - Rio Jacaré-Guaçu (Fotos André Luís Sanchez e Kenzo Gabriel Matsubara, em 24/04/2010)..... 12

CAPÍTULO II: Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina/Brotas, SP - Brasil) por meio de análises limnológicas e do reconhecimento dos potenciais impactos.

- Figura 1.** Valores médios mensais de pluviosidade e temperatura do ar obtidos na Estação Climatológica do CRHEA/EESC/USP durante o período de estudo. 34
- Figura 2.** Valores médios mensais da velocidade do vento obtidos na Estação Climatológica do CRHEA/SHS/EESC/USP durante o período de estudo..... 34
- Figura 3.** Valores do potencial hidrogeniônico (pH) obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 ($6 < \text{pH} < 9$). 35
- Figura 4.** Valores de condutividade elétrica obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011). 36
- Figura 5.** Valores de oxigênio dissolvido obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 (não inferior a 5 mg.L^{-1})..... 37
- Figura 6.** Valores de temperatura da água obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011). 37
- Figura 7.** Valores de turbidez obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 (100 UNT)..... 38
- Figura 8.** Concentração de material em suspensão e contribuição das frações orgânica e inorgânica nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011). Obs: dados não obtidos para IT2, RL2, L1 e G1 em janeiro/2011 39

Figura 9. Valores de nitrito (NO_2^-) obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 ($1000 \mu\text{g.L}^{-1}$).....	40
Figura 10. Valores de nitrato (NO_3^-) obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 ($10000 \mu\text{g.L}^{-1}$).....	41
Figura 11. Valores de íon amônio (NH_4^+) obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	41
Figura 12. Valores de nitrogênio orgânico total obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	42
Figura 13. Valores de fosfato total dissolvido obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	43
Figura 14. Valores de fosfato inorgânico obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	43
Figura 15. Valores de fósforo total obtidos nas amostras de água das estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	44
Figura 16. Valores de silicato reativo obtidos nas amostras de água das estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	44
Figura 17. Valores de clorofila <i>a</i> obtidos nas amostras de água das estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com o limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 ($30 \mu\text{g.L}^{-1}$).....	45
Figura 18. Valores do índice de estado trófico obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, considerando quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), juntamente com limites estabelecidos pela CETESB (2010).....	46
Figura 19. Valores de concentração de ferro obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 ($0,03 \text{ mg.L}^{-1}$).....	47
Figura 20. Valores de concentração de níquel obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 ($0,03 \text{ mg.L}^{-1}$).....	48
Figura 21. Valores de concentração de zinco obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 ($0,18 \text{ mg.L}^{-1}$).....	48
Figura 22. Valores de concentração de chumbo obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 ($0,01 \text{ mg.L}^{-1}$).....	49
Figura 23. Valores de concentração de manganês obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	50
Figura 24. Valores de concentração de magnésio obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	50

Figura 25. Valores de concentração de cobalto obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	51
Figura 26. Análise de similaridade de Bray Curtis, considerando os resultados das análises limnológicas, obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo (coeficiente de correlação cofenético = 0,84), para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011). Ordenação 1 ^a - 4 ^a : períodos sequenciais de amostragem.....	53
Figura 27. Diagrama de dispersão representando os dois primeiros eixos da análise de componente principal (PCA), mostrando as variáveis limnológicas e as estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011). Ordenação 1 ^a - 4 ^a : períodos sequenciais de amostragem. Abreviaturas das variáveis amostrais e respectivas correlações com os eixos, conforme Apêndice 2 - Tabela 3	52
Figura 28. Valores de matéria orgânica total obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	54
Figura 29. Valores da composição granulométrica obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em abril de 2010.....	55
Figura 30. Valores da composição granulométrica obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em julho de 2010.....	56
Figura 31. Valores da composição granulométrica obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em outubro de 2010.....	56
Figura 32. Valores da composição granulométrica obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em janeiro de 2011.....	57
Figura 33. Valores de fósforo total obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	58
Figura 34. Valores de nitrogênio orgânico total obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	58
Figura 35. Valores de concentração de cádmio obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011). Valor de referência de 45 mg.Kg ⁻¹ (NASCIMENTO & MOZETO, 2008).....	59
Figura 36. Valores de concentração de cromo obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos por Nascimento & Mozeto (2008) (96 mg.Kg ⁻¹).....	Erro!
Indicador não definido.	
Figura 37. Valores de concentração de cobre obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos por Nascimento & Mozeto (2008) (45 mg.Kg ⁻¹).....	60
Figura 38. Valores de concentração de ferro obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	61
Figura 39. Valores de concentração de níquel obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos por Nascimento & Mozeto (2008) (45 mg.Kg ⁻¹).....	62

Figura 40. Valores de concentração de magnésio obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	62
Figura 41. Valores de concentração de manganês obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	63
Figura 42. Valores de concentração de zinco obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos por Nascimento & Mozeto (2008) (94 mg.Kg^{-1}).....	64
Figura 43. Valores de concentração de chumbo obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos por Nascimento & Mozeto (2008) (42 mg.Kg^{-1}).....	65
Figura 44. Valores de concentração de cobalto obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos por Nascimento & Mozeto (2008) (45 mg.Kg^{-1}).....	65
Figura 45. Análise de similaridade de Bray-Curtis dos valores limnológicos e metais obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo (coeficiente de correlação cofenético = 0,91), para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011). Ordenação 1ª - 4ª: períodos sequenciais de amostragem	68
Figura 46. Diagrama de dispersão representando os dois primeiros eixos da análise de componente principal (PCA), mostrando as variáveis limnológicas e metais biodisponíveis nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011). Ordenação 1ª - 4ª: períodos sequenciais de amostragem. Abreviaturas das variáveis amostrais e respectivas correlações com os eixos, conforme Apêndice 2 Tabela 14.	67

CAPÍTULO III: Análise de risco ecológico de ecossistemas aquáticos lóticos e lênticos da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina/Brotas, SP - Brasil).

Figura 1. Modelo conceitual adotado para a análise de risco ecológico na bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina/Brotas, SP).....	90
Figura 3. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a pressão tóxica da água associada à linha de evidência química, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	99
Figura 5. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a pressão tóxica do sedimento associada à linha de evidência química, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	100
Figura 6. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o risco integrado associado à linha de evidência química, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	101
Figura 7. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água associado à linha de evidência ecotoxicológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	102
Figura 8. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento associado à linha de evidência ecotoxicológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	103

Figura 9. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o risco integrado associado à linha de evidência ecotoxicológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	104
Figura 10. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a produção primária associada à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	104
Figura 11. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a análise limnológica associada à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	105
Figura 12. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o zooplâncton associado à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	106
Figura 13. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a ictiofauna associada à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	107
Figura 14. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o risco integrado associado à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	108
Figura 15. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o risco integrado final, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).	109
Figura 16. Projeção dos níveis de risco integrados (triângulos) nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, conforme escala de risco proposta por Jensen & Mesman (2006): sem risco, risco baixo, risco moderado e risco alto.....	110
Figura 17. Dendrograma da análise de similaridade UPGMA dos níveis de risco integrados finais obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, em abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011 (Coeficiente de correlação cofenético = 0,887), destacando os agrupamentos I e II. Ordenação 1 ^a - 4 ^a : períodos sequenciais de amostragem. Abreviaturas das estações amostrais, conforme Tabela x.	111
Figura 18. Diagrama de caixas da variação temporal dos níveis de risco integrados das estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, considerando as coletas realizadas em abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011. A linha horizontal na caixa representa a mediana, enquanto que os finais das caixas representam 25% e 75%.	112
Figura 19. Diagramas de dispersões ternárias das variações espaciais dos locais amostrais da bacia hidrográfica do Lobo associado aos níveis de risco integrado de cada uma das linhas de evidência (química, ecotoxicológica e ecológica), em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	114

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I: Contextualização e justificativa da pesquisa.

Tabela 1. Localizações, representações, coordenadas geográficas e descrições das análises e caracterizações prévias dos 14 pontos de amostragem da bacia hidrográfica do Lobo em relação aos impactos preliminares identificados.....	10
--	----

CAPÍTULO II: Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina/Brotas, SP - Brasil) por meio de análises limnológicas e do reconhecimento dos potenciais impactos.

Tabela 1. Metodologias e referências utilizadas nas análises das variáveis físicas, químicas e biológicas da água.	30
Tabela 2. Classificação do índice de estado trófico para ambientes lóticos.....	31
Tabela 3. Classificação do índice de estado trófico para ambientes lênticos.	31
Tabela 4. Metodologias utilizadas nas análises das variáveis físicas e químicas do sedimento.....	32
Tabela 5. Classificação do estado trófico nas estações amostrais dos tributários e do reservatório d Lobo, localizados na Bacia Hidrográfica do Lobo, através da ponderação do grau de trofia estabelecida pela CETESB (2010) (Hipereutrófico, Supereutrófico, Eutrófico, Mesotrófico e Oligotrófico), em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).....	46
Tabela 6. Proposta de classificação química de contaminantes tóxicos em sedimentos de água doce (mg.kg ⁻¹) proposta pelo CCME (2002) e adotada pela CETESB (2010).	66

CAPÍTULO III: Análise de risco ecológico de ecossistemas aquáticos lóticos e lênticos da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina/Brotas, SP - Brasil).

Tabela 1. Metodologias e referências utilizadas nas análises das variáveis físicas, químicas e biológicas da água.	92
Tabela 2. Metodologias utilizadas nas análises das variáveis físicas e químicas do sedimento.	92
Tabela 3. Metais e respectivas abreviaturas, valor referência e pesos atribuídos para o compartimento água e sedimento nos cálculos da linha de evidência química.	94
Tabela 4. Dados analisados na linha de evidência ecológica e respectivas abreviaturas, valor referência e pesos atribuídos.....	96
Tabela 5. Avaliação dos parâmetros da linha de evidência ecológica e suas respectivas metodologias de amostragem dos organismos.....	96

SUMÁRIO

CAPÍTULO I: Contextualização e justificativa da pesquisa.

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	3
3. JUSTIFICATIVA.....	6
5. ÁREA DE ESTUDO.....	7
5.1. Caracterização dos locais de coleta	10
5.2. Subprojetos realizados	13
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	14

CAPÍTULO II: Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina/Brotas, SP - Brasil) por meio de análises limnológicas e do reconhecimento dos potenciais impactos.

RESUMO	25
1. INTRODUÇÃO	26
2. MATERIAIS E MÉTODOS	28
2.1. Área de estudo e frequência de amostragem.....	28
2.2. Variáveis climatológicas.....	29
2.3. Compartimento água	28
2.3.1. Índice de estado trófico	30
2.4. Compartimento sedimento.....	32
2.5. Análise dos dados.....	32
3. RESULTADOS	33
3.1. Variáveis climatológicas.....	33
3.1.1. Precipitação e temperatura.....	33
3.1.2. Velocidade do vento	34
3.2. Análises físicas, químicas e biológicas do compartimento água.....	34

3.2.1.	Potencial hidrogeniônico (pH).....	34
3.2.2.	Condutividade elétrica	35
3.2.3.	Oxigênio dissolvido.....	36
3.2.4.	Temperatura da água	37
3.2.5.	Turbidez.....	38
3.2.6.	Material em suspensão total, orgânico e inorgânico	38
3.2.7.	Compostos nitrogenados	40
3.2.7.1.	Nitrito.....	40
3.2.7.2.	Nitrato.....	40
3.2.7.3.	Íon amônio.....	41
3.2.7.4.	Nitrogênio orgânico total	42
3.2.8.	Compostos fosfatados.....	42
3.2.8.1.	Fosfato total dissolvido	42
3.2.8.2.	Fosfato inorgânico	43
3.2.8.3.	Fósforo total	43
3.2.9.	Silicato reativo	44
3.2.10.	Clorofila a	45
3.2.11.	Índice de estado trófico	45
3.2.12.	Metais totais.....	46
3.2.12.1.	Ferro (Fe).....	46
3.2.12.2.	Níquel (Ni)	47
3.2.12.3.	Zinco (Zn).....	48
3.2.12.4.	Chumbo (Pb)	49
3.2.12.5.	Manganês (Mn)	49
3.2.12.6.	Magnésio (Mg).....	50
3.2.12.7.	Cobalto (Co).....	51
3.2.13.	Agroquímicos (organoclorados e organofosforados).....	51
3.2.14.	Análise dos dados	51
3.2.14.1.	Análise de agrupamento	53
3.2.14.2.	Análise do componente principal (PCA)	51
3.2.14.3.	Análise de variância	51
3.3.	Análises físicas e químicas do compartimento sedimento	54
3.3.1.	Conteúdo de matéria orgânica	54

3.3.2.	Granulometria	54
3.3.3.	Fósforo total	57
3.3.4.	Nitrogênio orgânico total	58
3.3.5.	Metais potencialmente biodisponíveis	59
3.3.5.1.	Cádmio (Cd)	59
3.3.5.2.	Cromo (Cr)	59
3.3.5.3.	Cobre (Cu)	60
3.3.5.4.	Ferro (Fe).....	61
3.3.5.5.	Níquel (Ni)	61
3.3.5.6.	Magnésio (Mg).....	62
3.3.5.7.	Manganês (Mn)	63
3.3.5.8.	Zinco (Zn).....	63
3.3.5.9.	Chumbo (Pb)	64
3.3.5.10.	Cobalto (Co).....	65
3.3.6.	Análise dos dados	66
3.3.6.1.	Análise de Agrupamento (Bray-Curtis)	67
3.3.6.2.	Análise do componente principal (PCA)	66
3.3.6.3.	Análise de variância	66
4.	DISCUSSÃO.....	68
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	76
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77

CAPÍTULO III: Análise de risco ecológico de ecossistemas aquáticos lóticos e lênticos da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina/Brotas, SP - Brasil).

RESUMO	85
1. INTRODUÇÃO.....	86
2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	89
2.1. Área de estudo	89
2.2. Formulação do problema e análise de dados.....	89
2.3. Caracterização do risco	90
2.4. Análise da linha de evidência química	91

2.4.1.	Compartimento água	91
2.4.2.	Compartimento sedimento	92
2.4.3.	Cálculos do risco linha de evidência química	93
2.5.	Análise da linha de evidência ecotoxicológica	94
2.5.1.	Cálculos do risco ecotoxicológico.....	95
2.6.	Análise da linha de evidência ecológica.....	95
2.6.1.	Cálculos do risco ecológico	97
2.7.	Integração das linhas de evidência.....	98
2.8.	Análise dos dados.....	98
3.	RESULTADOS	99
3.1.	Linha de evidência química na bacia hidrográfica do Lobo	99
3.1.1.	Linha de evidência química - Compartimento água	99
3.1.2.	Linha evidência química - Compartimento sedimento	100
3.1.3.	Linha evidência química - Risco integrado	100
3.2.	Linha de evidência ecotoxicológica bacia hidrográfica do Lobo	101
3.2.1.	Linha de evidência ecotoxicológica - Compartimento água.....	101
3.2.2.	Linha de evidência ecotoxicológica - Compartimento sedimento.....	102
3.2.3.	Linha de evidência ecotoxicológica - Risco integrado	103
3.3.	Linha de evidência ecológica bacia hidrográfica do Lobo	104
3.3.1.	Linha de evidência ecológica - Produção primária.....	104
3.3.2.	Linha de evidência ecológica - Limnológica.....	105
3.3.3.	Linha de evidência ecológica - Zooplâncton.....	105
3.3.4.	Linha de evidência ecológica - Ictiofauna	106
3.3.5.	Linha de evidência ecológica - Risco integrado	107
3.4.	Risco integrado final bacia hidrográfica do Lobo	108
4.	DISCUSSÃO.....	114
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	123
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	124
APÊNDICE 1 (Fotos da pesquisa).....		139
APÊNDICE 2 (Dados do diagnóstico ambiental).....		141
APÊNDICE 3 (Cálculos e base de dados da análise de risco ecológico).....		159

APRESENTAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Com o objetivo de permitir uma melhor compreensão dos dados obtidos, bem como de facilitar a redação das futuras publicações a partir da contribuição da Comissão Julgadora, a dissertação foi organizada em três capítulos distintos, mas sequenciais, sendo o primeiro de caráter mais introdutório e os demais envolvendo os resultados que foram obtidos no decorrer da pesquisa, como segue abaixo:

CAPÍTULO I: Contextualização e justificativa da pesquisa - O primeiro capítulo contém, de forma resumida, a contextualização e justificativa para o desenvolvimento do projeto, bem como uma breve caracterização da bacia hidrográfica do Lobo, dos locais de amostragem e os subprojetos desenvolvidos simultaneamente, os quais permitiram a aplicação da análise de risco ecológico.

CAPÍTULO II: Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina/Brotas, SP - Brasil) por meio de análises limnológicas e do reconhecimento dos potenciais impactos - Neste capítulo procurou-se realizar um diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do Lobo, com análises dos principais parâmetros de qualidade dos compartimentos água e sedimento aliado aos principais distúrbios antrópicos, tendo como objetivo o subsídio para a aplicação de uma análise holística da bacia hidrográfica, através da aplicação de análise de risco ecológico.

CAPÍTULO III: Análise de risco ecológico de ecossistemas aquáticos lóticos e lênticos da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina/Brotas, SP - Brasil) - Este capítulo teve como objetivo a realização de uma caracterização ambiental pautada na análise de risco ecológico, através da aplicação de metodologia específica de análise de dados, tendo como resultados finais um prognóstico do risco ecológico da bacia hidrográfica do Lobo.

Menciona-se, ainda, que a estruturação geral apresentada nessa dissertação se baseia nas normas e recomendações para elaboração de teses e dissertações da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, procurando-se, em cada capítulo, fazer as citações bibliográficas de acordo com as normas sugeridas.

CAPÍTULO I: Contextualização e justificativa da pesquisa.

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas tem-se verificado que as atividades antropogênicas têm exercido impactos cada vez mais irreversíveis nos ecossistemas naturais, implicando em modificações estruturais e funcionais, com perda de espécies e dos diversos serviços ecossistêmicos. Em outras palavras pode-se mencionar que o ecossistema, após alteração e mediante a magnitude do impacto, deixa de operar dentro de uma faixa de equilíbrio dinâmico, estabelecendo uma nova condição estrutural e funcional, reconhecendo-se, portanto, uma alteração da condição de referência (ou de equilíbrio). Para avaliar essas mudanças, programas de monitoramento foram e vem sendo desenvolvidos em diferentes níveis de organização biológica, procurando reconhecer diferenças espaciais e temporais na estruturação dos ecossistemas em função da exposição aos elementos estressores (físicos, químicos ou biológicos).

Inicialmente realizados mais com o enfoque descritivo, nas últimas décadas os estudos começaram a avaliar os efeitos ecológicos causados por atividades humanas; tais como substâncias tóxicas em solos e ambientes aquáticos, lixiviação de áreas contaminadas, emissões de efluentes líquidos e industriais, entre outras; dentro de uma nova abordagem conceitual denominada *Análise de Risco Ecológico*. Esses estudos consistem em avaliar não somente a exposição, mas também os seus efeitos, procurando caracterizar o risco de forma mais efetiva, tendo como o principal fator de análise o cálculo da probabilidade de ocorrência de efeitos adversos a um determinado sistema.

Nesse tipo de abordagem são estabelecidas e integradas três diferentes linhas de evidência (química, ecotoxicológica e ecológica) para a obtenção do risco ecológico final. A linha de evidência química mostra as principais substâncias químicas a qual o ambiente está sendo exposto, enquanto que na linha de evidência ecotoxicológica é realizada uma avaliação dos efeitos dos xenobióticos sobre os componentes biológicos

através de bioensaios ecotoxicológicos padronizados utilizando organismos-teste de diferentes níveis tróficos. Para compor os cálculos da linha de evidência ecológica é realizada a análise das espécies que estão potencialmente sujeitas aos riscos presentes no sistema. A partir da análise integrada das diferentes linhas de evidências pode-se inferir sobre os riscos de exposição a que está sujeita a comunidade biológica, reconhecendo-se não somente os potenciais elementos estressores, mas também gerando informações substanciais que podem auxiliar na tomada de decisões a curto, médio e longo prazo.

Para a bacia hidrográfica do Lobo, localizada nos municípios de Itirapina e Brotas, no estado de São Paulo, a perda da qualidade ambiental e a degradação de seus habitats se mostram presentes nos diferentes impactos relacionados ao uso e ocupação do solo, como na supressão da vegetação ripária, na introdução de espécies exóticas, no desenvolvimento das pescas esportiva e comercial, no estabelecimento de culturas agrícolas diversificadas, na expansão de empreendimentos imobiliários, na captação de água para abastecimento público, nas emissões clandestinas de efluentes domésticos não tratados, além do descarte de efluentes sólidos por parte da população que utilizam de forma permanente ou ocasional as áreas de entorno. Apesar de sua importância ecológica, poucos foram os esforços alocados na área de estudo no sentido de se entender a atual situação de desvio da condição referência desse ambiente, sendo que a maioria dos estudos contempla análises descritivas pontuais, envolvendo uma ou outra comunidade biológica, e suas relações com as variáveis climatológicas e hidrodinâmicas.

Nesse contexto, e em decorrência da falta de informações integradas a respeito das interações entre a represa e seus tributários, foi proposto o projeto “Determinação dos fatores de estresse das comunidades bióticas em tributários da represa do Lobo (Itirapina - Brotas/SP) e de seus efeitos sobre a dinâmica do sistema rio-represa”, no qual a presente pesquisa se insere, tendo como foco principal avaliar quais as implicações dos impactos antrópicos sobre a dinâmica ecológica do sistema. Nesse sentido, a análise de risco ecológico para os ecossistemas aquáticos da bacia hidrográfica do Lobo será pautada nos processos de coleta, organização e análise de dados ambientais como meio de se estimar e tentar prever as consequências das alterações ambientais para o ambiente em estudo.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

No Brasil os estudos ecológicos das águas continentais tiveram seu início nas expedições exploratórias à Amazônia e se desenvolveram a partir da participação de pesquisadores de renomados centros de pesquisas, principalmente européias, como Hermann Von Ihering, Still Wright, Friederich Lenz, Harold Sioli, entre outros (ESTEVES, 1988). A partir dos anos 70 a limnologia brasileira passou por uma acentuada mudança, saindo de um enfoque descritivo para uma perspectiva holística. Nesse contexto, a ciência das águas continentais se tornou mais robusta com os diversos estudos desenvolvidos pelo limnólogo José Galizia Tundisi, que com seu grupo de pesquisa fez com que os estudos holísticos e sistêmicos realizados na represa do Lobo se tornassem pioneiros no Brasil (ESTEVES, 1988). Desde então, recursos humanos foram formados, grupos de pesquisa foram estabelecidos, centros de investigação foram criados e unidades de ensino foram distribuídas em diferentes regiões do país, ampliando as pesquisas em ecossistemas aquáticos e gerando um volume considerável de informação que se encontra distribuída em relatórios técnicos, dissertações e teses, livros e artigos científicos.

No decorrer desse processo, a abordagem holística foi adicionada aos estudos descritivos, permitindo que novas ferramentas, como a modelagem ecológica, pudessem contribuir não somente para uma melhor compreensão dos fatores de estresse e as respostas das comunidades biológicas, mas também para uma análise das probabilidades futuras daquele sistema. Desta forma, a comunidade acadêmica começou a buscar respostas para entender os frequentes distúrbios causados pelas variáveis antrópicas sobre os ambientes naturais. Nesse sentido, as pesquisas foram direcionadas para as avaliações dos perigos sobre a saúde ambiental e humanas (HEISE & AHLF, 2002), uma vez que qualidade da água reflete de forma evidente os resultados do aporte de nutrientes, sedimentos, agroquímicos e agentes patogênicos associados a práticas agrícolas intensivas (SOLOMON & JONES, 2000; ALLAN, 2004; JERGENTZ et al., 2005; BERNOT et al., 2006; TOWNSEND et al., 2004; SCANLON et al., 2007), desmatamento (NAYMIK & PAN, 2005; FERREIRA & CASATTI, 2006; CASATTI et al., 2006; RIDDLE et al., 2009; TERESA & CASATTI, 2010; HERBST et al., 2012), urbanização (TAYLOR et al., 2004; KUHL et al., 2010) e atividades industriais (BRUNS, 2005; CLEMENTS et al., 2010), demonstrando elevado desvio da condição

referência, levando a contaminações crônicas desses sistemas (HANSON & SOLOMON, 2002) e de suas tramas alimentares. Esses ambientes recebem resíduos de pulverizações de agroquímicos, os quais são provavelmente transferidos para os organismos durante o processo de bioacumulação (ALBANIS et al., 1996; VAN DER OOST et al., 1996; MACKAY & FRASER, 2000; WEBER & GOERKE, 2003; GEWURTZ et al., 2006; SÁNCHEZ et al., 2006; MARQUEZ et al., 2011), sendo caracterizados por transferência direta através do tegumento (pele e brânquias) e/ou por ingestão, ou por transferências ao longo da cadeia alimentar, através das interações predador/presa (CLEMMENTS, 2000; HUNT et al., 2012).

Verifica-se, portanto, que o monitoramento da qualidade ambiental de ecossistemas aquáticos representa a forma de se detectar as alterações nas características biogeoquímicas e biológicas do sistema (BUNN, 1995; HARRIS, 1995; ZAGATTO & BERTOLETTI, 2006; CLEMMENTS et al., 2010; SCHWARZBAUER & RICKING, 2010). Em relação às propriedades biogeoquímicas, o sedimento representa um compartimento no ambiente aquático responsável pelo acúmulo de substâncias, tornando-se um sumidouro desses elementos (AHLF et al., 2002; CHAPMAN, 2007). Em certas situações, dependendo das condições ambientais, podem tornar-se uma fonte de substâncias tóxicas para a coluna de água e, nesse sentido, sua análise é importante por fornecer informações sobre os níveis de contaminação e sobre os locais que proporcionam maiores riscos a biota aquática (BESTEN et al., 2003; USEPA, 2005; TSAKOVSKI et al., 2011). No entanto, para os critérios biológicos, nota-se a necessidade de levantar ou construir informações acuradas sobre as funções ecológicas, a estrutura das comunidades nos ecossistemas, as alterações naturais e as mudanças decorrentes da presença de contaminantes (MOULTON, 1998; PRESTON, 2002; PASTOROK et al., 2003; KENNARD et al., 2006; ZAGATTO & BERTOLETTI, 2006; CLEMMENTS et al., 2010 b, KARLSSON et al., 2010; BEKETOV & LIESS, 2012). Portanto, de acordo com estes autores, a elucidação de tal conteúdo somente será possível com uma análise acurada das informações de uma base de conhecimento científico.

Para o diagnóstico do risco para os organismos aquáticos, a análise das substâncias químicas é importante para gerar informações mais precisas devido principalmente à sua natureza não biodegradável, as propriedades acumulativas e a longa meia vida encontrada (CHAPMAN et al., 1998; HANSON & SOLOMON, 2002;

SANTORO et al., 2008; CLEMENTS et al., 2010 b). Nesse sentido, a determinação de metais pesados tóxicos em sedimentos, água e biota pode ser uma forma importante para abordar a avaliação da biodisponibilidade de metais e os efeitos biológicos e ecológicos resultantes dessa exposição (ZHANG et al., 2008; SCHRODER, 2006; MORTON-BERMEA et al., 2009; HUANG et al., 2012; NOVELLI et al., 2012; WANG et al., 2012;).

Por outro lado, a exposição aos contaminantes ambientais pode causar uma redução considerável na biodiversidade local (GRUMIAUX et al., 1998; CORTNEY & CLEMENTS, 2002; MARQUÉS et al., 2003; BEASLEY & KNEALE, 2004; SOLÁ et al., 2004; HAUS et al., 2007; COSTA et al., 2012). Esta exposição pode ocasionar efeitos deletérios aos indivíduos, causando efeitos diretos e indiretos nas comunidades biológicas (PRESTON, 2002; YOUNG & COLLIER, 2009; BERNOT et al., 2010). Os efeitos diretos são diagnosticados pelas mudanças na composição da comunidade, alterações no padrão de crescimento, alterações no metabolismo e um aumento da taxa de mortalidade dos indivíduos (CASPER, 1994; AMISAH & COWX, 2000; ESPÍNDOLA, 2000; CAMPAGNA et al., 2008; RUAS et al., 2008; DORNFELD et al., 2009). Os efeitos indiretos são aqueles causados por mudanças inesperadas nos outros níveis tróficos (ex. produtores primários, consumidores e predadores) e são exercidas através das ligações tróficas (PRESTON, 2002; GEISZINGER, 2009; MARQUES et al., 2011; VIDAL et al., 2011; HUNT et al., 2012).

Em ambientes aquáticos continentais, as perturbações de origem antrópica são associadas a alterações significativas na biota (ALLAN & FLECKER, 1993; FERREIRA & CASATTI 2006; MONTOYA et al., 2009; SMILEY Jr. et al., 2011). De acordo com Lake (2000) perturbações podem ser definidas como a combinação de causa e efeito, de modo que o distúrbio é a causa da perturbação e a resposta é o efeito do distúrbio; assim, um distúrbio ocorre quando forças potencialmente danosas são aplicadas a um espaço de hábitat ocupado por uma população, comunidade ou ecossistema.

3. JUSTIFICATIVA

Na década de 1970, Daniel H. Janzen, um dos maiores ecólogos tropicais, se voltou para um problema de conservação muito mais sutil do que a extinção de espécies: a perda de interações bióticas em áreas tropicais sujeitas a perturbações de origem antrópica (JANZEN, 1974). Ao considerar essa abordagem, a comunidade científica começou a estudar, principalmente a partir da década de 1990, de que maneira as várias interações bióticas que ocorrem em ambientes tropicais eram afetadas pela degradação ambiental (SECHREST et al., 2002; DIAZ et al., 2005), de modo que um dos grandes desafios dessa área de estudo continua sendo prever as consequências das alterações nas interações entre espécies (JORDANO, 2006). A Environmental Protection Agency - EPA (1992), órgão de proteção ambiental norte americano, partindo da necessidade da sociedade em entender os processos e mecanismos dos impactos ambientais que acometem o meio ambiente, postulou os princípios para a avaliação da informação científica sobre os efeitos adversos dos elementos estressores no ambiente, sendo denominado de Análise de Risco Ecológico (ARE). Os estudos de ARE são importantes por possibilitarem a identificação e integração dos fatores que estão contribuindo para a redução da qualidade ambiental de um determinado sistema, além de contribuírem para o conhecimento dos padrões ecológicos em áreas sujeitas a perturbações. Os dados oriundos da ARE também são úteis ao estabelecimento de prioridades e fornecimento de uma base científica para ações regulatórias dos órgãos de controle e fiscalização ambiental. Em alguns países esses dados já são utilizados para apoiar a tomada de decisão em localidades degradadas, mas ainda é pouco estudado e aplicado no Brasil.

Para a bacia hidrográfica do Lobo uma série de estudos tem indicado diversas alterações ambientais, incluindo os resultados obtidos nos estudos da vegetação de entorno (SOUZA, 1977; SILVA, 2005), limnologia (TUNDISI, 1977; ROCHA 1978; WHITAKER, 1987; CALJURI & TUNDISI, 1990; TUNDISI & TUNDISI, 1995; ARGENTON, 2004), sedimento (TRINDADE, 1980; DORNFELD et al., 2002), macroinvertebrados (STRIXINO, 1973), macrófitas (CAMARGO, 1984; WHITAKER, 1993; DELELLO, 2008), peixes (ALBINO, 1987; MARINELLI, 2002; MOTHEO, 2005; PEREIRA, 2008), entre outros. No entanto, apesar de sua importância, as informações geradas ainda foram avaliadas dentro de uma abordagem descritiva,

reconhecendo-se alterações que foram mais relacionadas a eventos climatológicos, a hidrodinâmica do reservatório (vazão e tempo de residência) ou ao metabolismo interno do sistema, com nenhuma ou rara integração dos resultados sob a ótica dos riscos ecológicos potenciais ou efetivos.

Nesse contexto, a presente pesquisa foi realizada com o intuito de analisar se (e como) a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos da bacia hidrográfica do Lobo está sendo afetada pelos diversos impactos ambientais que vem ocorrendo de forma exponencial, utilizando como principal ferramenta de estudo a Análise de Risco Ecológico, a qual se baseia na análise descritiva das linhas de evidência química, ecotoxicológica e ecológica, bem como na análise integrada das diferentes linhas de evidência.

4. ÁREA DE ESTUDO

A presente pesquisa foi desenvolvida nos diferentes ecossistemas aquáticos que fazem parte da bacia hidrográfica do Lobo, na região central do Estado de São Paulo, Brasil, localizando-se na margem direita do Rio Tietê, no Alto rio Paraná, na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Tietê/Jacaré (UGRHI-TJ). A UGRHI-TJ está inserida na Área de Proteção Ambiental do Corumbataí, Botucatu e Tejuapá, abrangendo os municípios de Brotas e Itirapina, a uma latitude de 22°15'S e longitude de 47°49'W, com altitude de 705 m (CHALAR & TUNDISI, 1999). A rede hidrográfica é formada principalmente pelo represamento do ribeirão do Lobo e rio Itaqueri (com os afluentes córrego da Água Branca e córrego do Limoeiro) e pelos córregos do Geraldo e das Perdizes, possuindo uma área de drenagem de 227,7 km² (TUNDISI & TUNDISI, 1995), conforme ilustrado na Figura 1 e na Figura 1 do Apêndice 1.

O solo na região é representado por solo arenoso, com manchas de solos mais férteis devido à presença do basalto. Segundo a classificação de solos brasileiros, o solo da bacia hidrográfica é caracterizado por apresentar elevadas concentrações de ferro e alumínio (PRADO, 1995). Como a vegetação está intimamente relacionada ao tipo de solo, as formações savânicas do tipo Cerrado aparecem como dominante, sendo substituída pela mata mesófila ou mata de planalto em locais com solos mais férteis,

onde há presença de basalto, e por matas ciliares ou brejos, nas proximidades dos cursos de água, em regiões mais alagadiças, ricas em nutrientes.

Segundo a classificação de Köppen, o clima é considerado Cwa do tipo subtropical mesotérmico, sendo controlados pelas massas de ar equatorial e tropical (TUNDISI et al., 2003), com dois períodos distintos no ano, um seco de maio a outubro e um úmido ou chuvoso de novembro a abril (TUNDISI et al., 2003). A direção dominante dos ventos corresponde ao eixo principal sul para o norte, produzindo turbulência durante o ano principalmente nos períodos de precipitações escassas (TUNDISI et al., 2004).

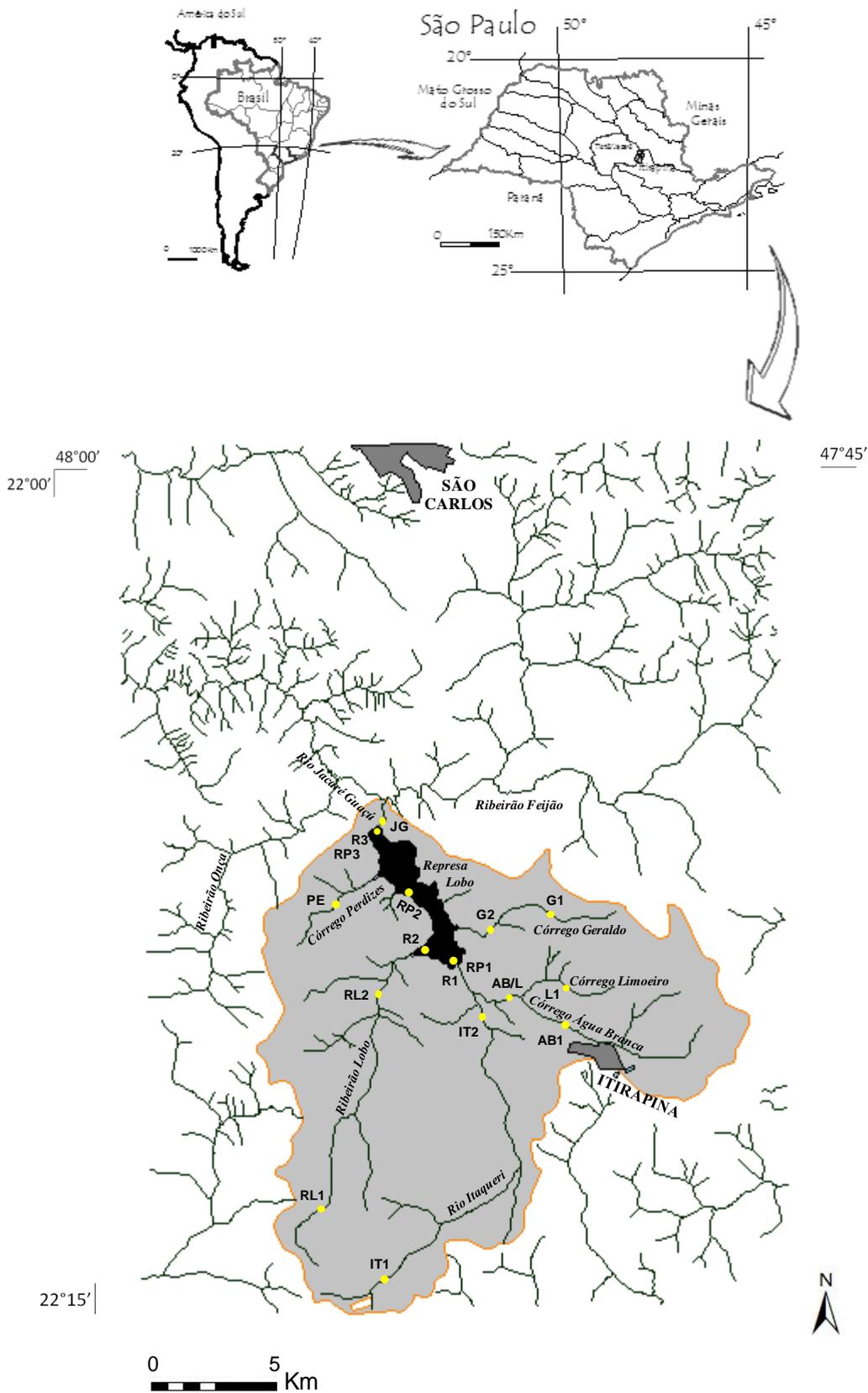


Figura 1. Mapa da localização da área de estudo e Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Tietê/Jacaré (UGRHTJ), com destaque para a bacia hidrográfica do Lobo, com identificação das estações amostrais na represa do Lobo e nos respectivos tributários (*Projeção UTM datum Córrego Alegre, Zona 23 S*) (modificado de CDCC/USP).

4.1. Caracterização das estações de coleta

Nas localidades amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, incluindo a represa e os riachos tributários, foram feitas caracterizações observadas em campo em relação aos usos e ocupações e os possíveis impactos antropogênicos, como apresentado na Tabela 1 e na Figura 2 e 3.

Tabela 1. Localizações, siglas, coordenadas geográficas e descrição dos 14 locais de amostragem da bacia hidrográfica do Lobo, em relação aos impactos preliminares identificados.

Localidade	Sigla	Coordenadas UTM	Descrição da localidade amostral
Itaqueri	IT1	202.619 E 7528.762 N	Cultivo de cana-de-açúcar na porção direita do rio e pastagens do lado esquerdo, avançando em direção à área de proteção permanente do riacho; remanescentes de vegetação nativa.
	IT2	205.043 E 7537.277 N	Jusante da área de mineração de areia e à montante do lançamento de efluentes da cidade de Itirapina/SP; além de ser cruzado pela linha férrea poucos metros do ponto de coleta.
Ribeirão do Lobo	RL1	198.522 E 7532.291 N	Presença de vegetação ripária e fragmentos de áreas de Cerrado característico na área de entorno, além de culturas agrícolas variadas, com destaque para pastagens e plantações de espécies de <i>Eucalyptus</i> .
	RL2	200.961 E 7539.482 N	Vegetação característica de áreas alagadas com invasão de espécies de <i>Eucalyptus</i> .
Água Branca	AB1	207.890 E 7537.561 N	Localizado nas proximidades da estação de tratamento de efluentes da cidade de Itirapina/SP, porém antes da emissão de efluentes no córrego.
Limoeiro	L1	208.177 E 7538.964 N	Inserido na Estação Ecológica de Itirapina pertencente ao Instituto Florestal de São Paulo, com vegetação ripária em matriz de <i>Pinus</i> .
Água branca/Limoeiro	AB/L	205.898 E 7538.796 N	À jusante da junção dos córregos Água Branca e Limoeiro, está localizado próximo a rodovia Ayrton Senna e à jusante do lançamento de efluentes da cidade de Itirapina/SP com presença de espécies <i>Eucalyptus</i> na área de entorno.
Geraldo	G1	207.116 E 7542.202 N	Vegetação ripária inserida em uma matriz de <i>Pinus</i> com destaque para a presença de bromeliáceas, orquídeas e samambaias.
	G2	203.991 E 7541.547 N	Localizado no cruzamento com a rodovia Ayrton Senna com presença de <i>Pinus</i> e de um condomínio residencial na margem direita do córrego.
Perdizes	PE	199.444 E 7543.070 N	Inserido em uma área de condomínios residenciais pertencentes à cidade de Brotas/SP. Parte da área a montante do ponto amostral se encontra represada, com presença de gramíneas e vegetação remanescentes de cerrado na área de entorno.

Jacaré Guaçú	JG	200.694 E 7545.983 N	Localizado à jusante da barragem da represa e à montante de um trecho encachoeirado, com vegetação ripária na margem esquerda e reduzida na porção direita devido à presença de parte das dependências do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da USP.
Represa do Lobo	R1	203.114 E 7540.481 N	Área de influência do rio Itaqueri com vegetação característica de áreas alagadas.
	R2	201.614 E 7543.029 N	Área de influência do Ribeirão do Lobo com presença de vegetação ripária no entorno.
	R3	200.695 E 7545.499 N	Região lacustre próxima à barragem da represa com condomínio residencial na parte esquerda e o Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da USP na porção direita.

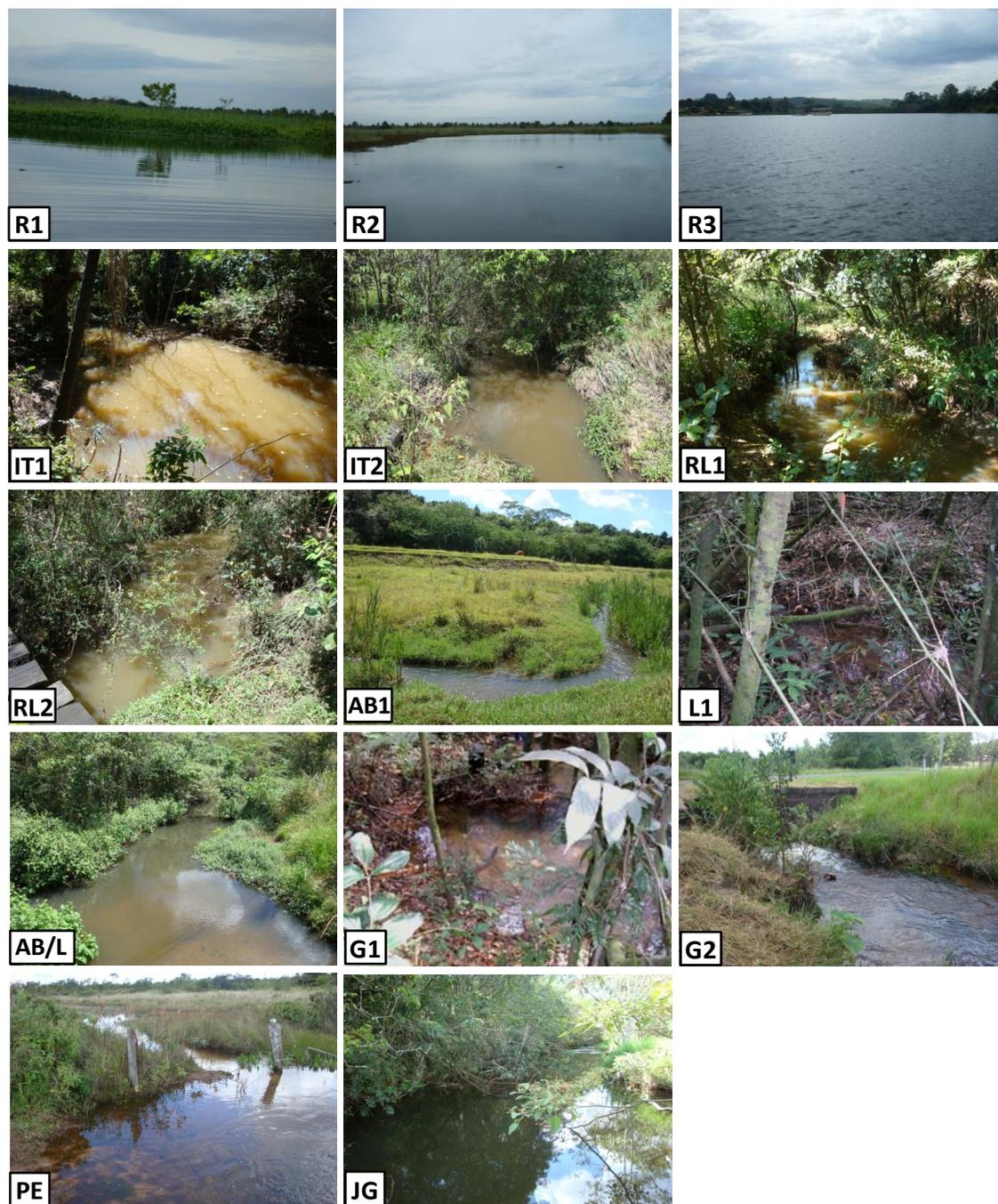


Figura 2. Vista geral de diferentes locais de amostragem da bacia hidrográfica do Lobo, sendo: R1, R2 e R3 - Represa do Lobo; IT1 e IT2 - Rio Itaqueri; RL1 e RL2 - Ribeirão do Lobo; AB1 - Córrego Água Branca; L1 - Córrego Limoeiro; AB/L - Junção dos córregos Água Branca e Limoeiro; G1 e G2 - Córrego do Geraldo; PE - Córrego das Perdizes; JG - Rio Jacaré-Guaçu (Fotos André Luís Sanchez e Kenzo Gabriel Matsubara, em 24/04/2010).



Figura 3. Representação esquemática dos principais impactos potenciais aos quais a bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina/Brotas, SP) está exposta.

4.2. Subprojetos realizados

Os dados utilizados na Análise de Risco Ecológico (ARE) foram obtidos no projeto “Determinação dos fatores de estresse das comunidades bióticas em tributários da represa do Lobo (Itirapina - Brotas/SP) e de seus efeitos sobre a dinâmica do sistema rio-represa”, de responsabilidade do Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola (CRHEA/SHS/EESC/USP), ao qual esse subprojeto foi vinculado. De forma a contemplar o maior volume de informação possível para a análise de risco ecológico, quatro projetos de iniciação científica (relacionados à ecotoxicologia e a comunidade de peixes) e um projeto de mestrado (relacionado com a comunidade zooplantônica) foram desenvolvidos no mesmo período, permitindo que um maior número de variáveis físicas e químicas da água e sedimento fosse monitorado durante um ano, em intervalo trimestral. Os projetos individuais, e os pesquisadores associados a cada um, estão relacionados abaixo:

a) Heterogeneidade espacial e temporal do zooplâncton em sistemas lóticos e lênticos da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina - Brotas/SP) - Luciana Diniz de Freitas, mestranda do PPG-SEA, bolsista CNPq, processo nº 130939/2010-2.

b) Utilização da comunidade de peixes para avaliação dos impactos ambientais da bacia hidrográfica da represa do Lobo, Itirapina/Brotas, São Paulo, Brasil - Kenzo

Gabriel Matsubara, graduando em Engenharia Ambiental na EESC/USP, bolsista FAPESP, processo nº 2009/17060-0.

c) Utilização de bioensaios ecotoxicológicos com *Danio rerio* e análises limnológicas para a avaliação da qualidade dos ecossistemas aquáticos na bacia hidrográfica dos rios Itaqueri/Lobo (Itirapina/Brotas, SP) - Letícia Franco Leonel, graduanda em Engenharia Ambiental, na EESC/USP, bolsista FAPESP, processo nº 2009/17067-5.

d) Avaliação ecotoxicológica de sistemas lóticos e lênticos da bacia hidrográfica do rio Itaqueri/Lobo (Itirapina/Brotas - SP) utilizando *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii* (Cladocera) como organismos-teste - Ana Eliza Ferrari Carvalho, graduanda em engenharia ambiental, na EESC/USP, bolsista FAPESP, processo nº 2009/17071-2.

e) O uso da alga clorofícea *Pseudokirchneriella subcaptata* como bioindicadora da qualidade ambiental dos sistemas lóticos e lênticos da bacia hidrográfica Itaqueri/Lobo (Itirapina-Brotas, SP) - Eliana Medeiros Ferreira da Silva, graduanda em engenharia ambiental, na EESC/USP, bolsista FAPESP, processo nº 2010/05498-9.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHLF, W.; HOLLERT, H.; NEUMANN-HENSEL, H.; RICKING, M. A guidance for the assessment and evaluation of sediment quality: a german approach based on ecotoxicological and chemical measurements. **JSS- J Soils & Sediments**. 6 p. 2002.

ALBANIS, T. A.; HELA, D.; PAPAKOSTAS, G.; GOUTNER, V. Concentration and bioaccumulation of organochlorine pesticide residues in herons and their prey in wetlands of Thermaikos Gulf, Macedonia, Greece. **Science of the Total Environment**, 182:11-19. 1996.

ALBINO, A. L. D. **Estudo sobre a fauna de peixes da bacia do rio Jacaré-Guaçu, SP com uma avaliação preliminar dos efeitos de dois barramentos**. 1987. 168 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). UFSCAR, São Carlos, 1987.

ALLAN, D. J. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, 35(2):257-284. 2004.

- ALLAN, J. D.; FLECKER, A. S. Biodiversity conservation in running waters. **Biosci.**, 43:32-43. 1993.
- AMISAH, S.; COWX, I. G.. Impacts of abandoned mine and industrial discharges on fish abundance and macroinvertebrate diversity of the upper River Don in South Yorkshire, UK. **Journal of Freshwater Ecology**, 15(2):237-250. 2000.
- ARGENTON, E. C.; ESPINDOLA, E. L. G.; NOGUEIRA, A. M. Avaliação dos tributários da represa do Lobo (Itirapina/Brotas, SP): uma abordagem ecossistêmica. 156-172. In: ESPINDOLA, E.; E. WENDLAND. 2004. **Bacia hidrográfica diversas abordagens em pesquisa**. 394 p. 2004.
- BEASLEY, G.; KNEALE, P. E. Assessment of heavy metal and PAH contamination of urban streambed sediments on macroinvertebrates. **Water Air and Soil Pollution Focus**, 4(2-3):563-578. 2004.
- BEKETOV, M. A.; LIESS, M. Ecotoxicology and macroecology: time for integration. **Environmental Pollution**, 162:247-254. 2012.
- BERNOT, M. J.; SOBOTA, D. J.; HALL, R. O.; MULHOLLAND P. J.; DODDS, W. K.; WEBSTER, J. R. Inter-regional comparison of land-use effects on stream metabolism. **Freshwater Biology**, 55:1874-1890. 2010.
- BERNOT, M. J.; TANK, J. L.; ROYER, T. V.; DAVID, M. B. Nutrient uptake in streams draining agricultural catchments of the Midwestern United States. **Freshwater Biology**, 51:499-509. 2006.
- BESTEN, P J. D.; DECKERE, E.; BABUT, M. P.; POWER, B.; DELVALLS, T. A.; ZAGO, C.; OEN. A. M. P.; HEISE, S. 2003. Biological effects-based sediment quality in ecological risk assessment for european waters. **JSS - J Soils & Sediments**, 33333(3):144-162. 2003
- BRUNS, D. A. Macroinvertebrate response to land cover, habitat, and water chemistry in a mining-impacted river ecosystem: a GIS watershed analysis. **Aquatic Sciences**, 67:403-423. 2005.
- BUNN, S. E. Biological monitoring of water quality in Australia: Workshop summary and future directions. **Australian Journal of Ecology**, 20:220-227. 1995.
- CALIJURI, M. C.; TUNDISI, J. G. Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita, SP: mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. **Revista Brasileira de Biologia**, 50(4): 893-913. 1990.
- CAMARGO, A. F. M. **Estudo ecológico de três espécies de macrófitas aquáticas tropicais: macroinvertebrados associados e decomposição da biomassa**. 1984. 176 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). UFSCAR, São Carlos, 1984.

- CAMPAGNA, A. F.; FRACÁCIO, R.; RODRIGUES, B. K.; ELER, M. N.; VERANI, N. F.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Analyses of the sediment toxicity of Monjolinho river, São Carlos, São Paulo State, Brazil, using survey, growth and gill morphology of two fish species (*Danio rerio* and *Poecilia reticulata*). **Braz. arch. biol. technol.**, 51(1):193-201. 2008.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environ Manage.**, 38:974-982. 2006.
- CASPER, A. F. Population and community effects of sediment contamination from residential urban runoff on benthic macroinvertebrate biomass and abundance. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 53(6):796-799. 1994.
- CHALAR, G.; TUNDISI, J. G. Main processes in the water column determined by wind and rainfall at Lobo (Broa) Reservoir. Implications for phosphorus cycling. In: TUNDISI, J. G. & M. STRASKRABA. 1999. **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos, Backhuys Publishers. 1:53-65. 1999.
- CHAPMAN, P. M. Determining when contamination is pollution e Weight of evidence determinations for sediments and effluents. **Environ. Int.**, 33:492-501. 2007.
- CHAPMAN, P. M.; WANG, F.; JANSSEN, C.; PERSOONE, G.; ALLEN, H. E. Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 55:2221-2243. 1998.
- CLEMENTS, W. H.; VIEIRA, N. K. M.; SONDEREGGER, D. L. Use of ecological thresholds to assess recovery in lotic ecosystems. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, 29(3):1017-1023. 2010.
- CLEMENTS, W. H.; VIEIRA, N. K. M.; CHURCH, S. E. Quantifying restoration success and recovery in a metal-polluted stream: a 17-year assessment of physicochemical and biological responses. **Journal of Applied Ecology**, 47:899-910. 2010.
- COSTA, P. M.; CAEIRO, S.; VALE, C.; DELVALLS, T. A.; COSTA, M. H. Can the integration of multiple biomarkers and sediment geochemistry aid solving the complexity of sediment risk assessment? A case study with a benthic fish. **Environmental Pollution**, 161:107-120. 2012.
- COURTNEY, L. A.; CLEMENTS, W. H. Assessing the influence of water and substratum quality on benthic macroinvertebrate communities in a metal-

- polluted stream: an experimental approach. **Freshwater Biology**, 47(9):1766-1778. 2002.
- DELELLO, D. **Composição e distribuição (espacial e temporal) de macrófitas aquáticas no reservatório do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas, SP.** 2008. 160 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental). EESC-USP, São Carlos. 2008.
- DÍAZ, S.; TILMAN, D.; FARGIONE, J.; CHAPIN III, F. S.; DAILY, G. C.; DIRZO, R.; GALETTI, M.; GEMMILL, B.; HARVELL, D.; KITZBERGER, T.; LAURANCE, W. L.; NAYLOR, R.; MITCHELL, C.; POWER, A.; PRETTY, J.; VILA, M.; WILBY, A.; ZOBEL, M. Biodiversity regulation of ecosystem services, 2005. 297-329. In. HASSAN, R.; SCHOLLES, R. & N. ASH (Eds.). **Ecosystems and human well-being: Current state and trends, volume 1. Findings of the condition and trends working group of the millennium ecosystem assessment series.** Island Press. 948 p. 2005.
- DORNFELD, C. B.; MASUTTI, M. B.; SILVERIO, P. F.; ANDRADE, C. A.; ALMEIDA, C. Caracterização ecotoxicológica do sedimento da represa do Lobo e seus tributários. In: Programa de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, CRHEA/EESC/USP. **Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado.** Ed. Rima, São Carlos. 75-89. 2002.
- DORNFELD, C. B.; MOREIRA-SANTOS, M.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; RIBEIRO, R. Do Larvae and Ovipositing Chironomus riparius (Diptera: Chironomidae) Females Avoid Copper-Contaminated Environments? **Hum. Ecol. Risk Assess.**, 15(1):63-75. 2009.
- ESPÍNDOLA, E. L. G.; BOTTA-PASCHOAL, C. M. R.; ROCHA, O.; BOHRER-MOREL, M. B. C.; OLIVEIRA-NETO, A. L. **Ecotoxicologia - Perspectivas para o século XXI.** São Carlos, Rima editora, 564 p. 2000.
- ESTEVES, F. A. 1988. **Fundamentos de limnologia.** Editora Interciência, Rio de Janeiro. 602p.
- FERREIRA C. P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, 6(3):1-25. 2006.
- GEISZINGER, A.; BONNINEAU, C.; FAGGIANO, L.; GUASCH, H.; LÓPEZ-DOVAL, J. C.; PROIA, L.; RICART, M.; RICCIARDI, F.; ROMANÍ, A.; ROTTER, S.; MUÑOZ, I.; SCHMITT-JANSEN, M.; SABATER, S. The relevance of the community approach linking chemical and biological analyses in pollution assessment. **Trends in analytical chemistry**, 28(5):619-626. 2009.

- GEWURTZ, S. B.; LAPOSA, R.; GANDHI, N.; CHRISTENSEN, G. N.; EVENSET, A.; GREGOR, D.; DIAMOND, M. L. A comparison of contaminant dynamics in arctic and temperate fish: a modeling approach. **Chemosphere**, 63:1328-1341. 2006.
- GRUMIAUX, F.; LEPRÊTRE, A.; DHAINAUT-COURTOIS, N. Effect of sediment quality on benthic macroinvertebrate communities in streams in the north of France. **Hydrobiologia**, 385(1-3):33-46. 1998.
- HANSON, M. L.; SOLOMON, K. R. New technique for estimating thresholds of toxicity in ecological risk assessment. **Environ. Sci. Technol.**, 36:3257-3264. 2002.
- HANSON, M. L.; SOLOMON, K. R. Haloacetic acids in the aquatic environment. Part II: ecological risk assessment. **Environmental Pollution**, 130:385-401. 2004.
- HARRIS, J. H. The use of fish in ecological assessments. **Australian journal of ecology**, 20:65-80. 1995.
- HAUS, N.; ZIMMERMANN, S.; WIEGAND, J.; SURES, B. Occurrence of platinum and additional traffic related heavy metals in sediments and biota. **Chemosphere**, 66(4):619-629. 2007.
- HEISE, S.; AHLF, W. The need for new concepts in risk management of sediments: historical developments, future perspectives and new approaches. **JSS – J. Soils & Sediments**, 2(1):4-8. 2002.
- HERBST, D. B.; BOGAN, M. T.; ROLL, S. K.; SAFFORD, H. D. Effects of livestock exclusion on in-stream habitat and benthic invertebrate assemblages in montane streams. **Freshwater Biology**, 57:204-217. 2012.
- HUANG, X.; HU, J.; LI, C.; DENG, J.; QIN, F.; JIANG, C. Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments from Aha Lake, China. **Advanced Materials Research**, 356-360:896-902. 2012.
- HUNT, R. J.; JARDINE, T. D.; HAMILTON, S. K.; BUNN, S. E. Temporal and spatial variation in ecosystem metabolism and food web carbon transfer in a wet-dry tropical river. **Freshwater Biology**, 57, 435-450. 2012.
- JANZEN, D. H. The deflowering of Central America. **Natural History**, 83:49-53. 1974.
- JERGENTZ, S.; MUGNI, H.; BONNETTO, C.; SCHULZ, R. Assessment of insecticide contamination in runoff and stream water of small agricultural streams in the main soybean area of Argentina. **Chemosphere**, (61):817-826. 2005.

- JORDANO, P.; M. GALETTI; M. A. PIZO; SILVA, W. R. Ligando frugivoria a dispersão de sementes à biologia da conservação. In. Rocha, C. F. D.; Bergallo, H. G.; Sluys, M. V. & M. A. S., Alves. 2006. **Biologia da conservação: essências**. São Carlos, Rima, 582 p. 2006.
- KARLSSON, J.; YTREBERG, E.; EKLUND, B. Toxicity of anti-fouling paints for use on ships and leisure boats to non-target organisms representing three trophic levels. **Environmental Pollution**, 158:681-687. 2010.
- KENNARD, M. J.; PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H.; HARCH, B. D.; MACKAY, S. J. Development and application of a predictive model of freshwater fish assemblage composition to evaluate river health in eastern Australia. **Hydrobiologia**, 572:33-57. 2006.
- KUHL, A. M.; ROCHA, C. L. M. S. C.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; LANSAC-TÔHA, F. A. Rural and Urban Streams: Anthropogenic Influences and Impacts on Water and Sediment Quality. **Internat. Rev. Hydrobiol.**, 95(3):260-272. 2010.
- LAKE, P. S. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. **Journal of North American Benthological Society**, 19(4):573-592. 2000.
- MACKAY, D.; FRASER, A. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. **Environmental Pollution**, 110:375-391. 2000.
- MARINELLI, C. E. **Estrutura da comunidade, habitats e padrões de distribuição da ictiofauna em ecótonos do reservatório do Broa, SP**. 2002. 225 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental). CRHEA/EESC/USP, São Carlos, 2002.
- MARQUES, C. R.; PEREIRA, R.; GONÇALVES, F. Toxicity evaluation of natural samples from the vicinity of rice fields using two trophic levels. **Environ. Monit. Assess.**, 180:521-536. 2011.
- MARQUES, C. R.; PEREIRA, R.; GONÇALVES, F. Toxicity evaluation of natural samples from the vicinity of rice fields using two trophic levels. **Environ. Monit. Assess.**, 180:521-536. 2011.
- MARQUÉS, M. J.; MARTÍNEZ-CONDE, E.; ROVIRA, J. V. Effects of zinc and lead mining on the benthic macroinvertebrates of fluvial ecosystem. **Water, Air, and Soil Pollution**, 148(1-4):363-388. 2003.
- MONTOYA, J. M.; WOODWARD, G.; EMMERSON, M. C.; SOLÉ, R. V. Press perturbations and indirect effects in real food webs. **Ecology**, 90(9): 2426-2433. 2009.
- MORTON-BERMEA, O.; HERNÁNDEZ-ÁLVAREZ, E.; GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, G.; ROMERO, F.; LOZANO, R.; BERAMENDI-OROSCO,

- L. E. Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. **Journal of Geochemical Exploration**, 101: 218-224. 2009.
- MOTHEO, D. F. **Estudo limnológico na represa Carlos Botelho (Itirapina/Brotas-SP): uma reavaliação comparativa do sistema Lobo-Broa**. 2005. 103 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental). CRHEA/EESC/USP, São Carlos, 2005.
- MOULTON, T. P. Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos. PP. 281-298. In: NESSIMIAN, J. L. & A. L. CARVALHO (eds). *Ecologia de insetos aquáticos. Series Oecologia Brasiliensis, vol V*. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil. 1998.
- NAYMIK, J.; PAN, Y. Diatom assemblages as indicators of timber harvest effects in coastal Oregon streams. **Journal of the North American Benthological Society**, 24:569-584. 2005.
- NOVELLI, A.; VIEIRA, B. H.; VASCONCELOS, A. M.; PERET, A. C.; ESPÍNNDOLA, E. L. G. Field and laboratory studies to assess the effects of Vertimec s 18EC on *Daphnia similis*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 75:87-93. 2012.
- PASTOROK, R. A.; AKÇAKAYA H. R.; REGAN, H.; FERSON, S.; BARTELL, S. M. Role of ecological modeling in risk assessment. **Human and Ecological Risk Assessment**, 9(4):939-974. 2003.
- PEREIRA, J. M. A.; PETRERE-JR, M.; RIBEIRO-FILHO, R. A. Angling sport fishing in Lobo-Broa reservoir (Itirapina, SP, Brazil). **Braz. J. Biol.**, 68(4):721-731. 2008.
- PRESTON, B. L. Indirect effects in aquatic ecotoxicology: implications for ecological risk assessment. **Environmental Management**, 29(3):311-323. 2002.
- PRADO, H. **Manual de classificação de solos do Brasil**. 2ª Ed. FUNEP. 197 p. 1995.
- RIDDLE, C. J.; MATTHAEI, C. D.; TOWNSEND, C. R. The effect of repeated stressor episodes on algal communities in pasture streams. **Marine and Freshwater Research**, 60, 446-458. 2009.
- ROCHA, O. **Flutuação sazonal e distribuição da população Diaptomus furcatus, Sars (Copepoda, Calanóida) na represa do Lobo (Broa)**. 1978. 147 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia ambiental) CRHEA/EESC/USP, São Carlos, 1978.
- RUAS, B. G.; CARVALHO, C. S.; ARAUJO, H. S. S.; ESPÍNNDOLA, E. L. G.; FERNANDES, M. N. Oxidative stress biomarkers of exposure in the blood of

- cichlid species from a metal-contaminated river. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 71:86-93. 2008.
- SÁNCHEZ, P.; KUBITZA, J.; DOHMEN, G. P.; TARAZONA, J. V. Aquatic risk assessment of the new rice herbicide profoxydim. **Environmental Pollution**, 142, 181–189. 2006.
- SANTORO, A.; BLO, G.; MASTROLITTI, S.; FAGIOLI, F. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macroinvertebrates along the Basento River in the south of Italy. **Water Air Soil Pollution**, 201:19-31. 2009.
- SCANLON, B. R.; JOLLY, I.; SOPHOCLEOUS, M.; ZHANG, L. Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: quantity versus quality. **Water Resources Research**, 43:W03437. 2007.
- SCHRODER, W. GIS, geostatistics, metadata banking, and tree-based models for data analysis and mapping in environmental monitoring and epidemiology. **International Journal of Medical Microbiology**, 296(1):23-36. 2006.
- SCHWARZBAUER, J.; RICKING, M. Non-target screening analysis of river water as compound-related base for monitoring measures. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, 17:934-947. 2010.
- SECHREST, W.; BROOKS, T. M.; FONSECA, G. A. B.; KONSTANT, W. R.; MITTERMEIER, R. A.; PURVIS, A.; RYLANDS, A. B.; GITTLEMAN, J. L. Hotspots and the conservation of evolutionary history. **Proceeding of the National Academy of Sciences**, 99:2067-2071. 2002.
- SILVA, D. A. Levantamento do meio físico das estações ecológica e experimental de Itirapina, São Paulo, Brasil. **Rev. Inst. Flor.**, 17(1):113-128. 2005.
- SMILEY Jr, P. C.; KING, K. W.; FAUSEY, N. R. Influence of herbaceous riparian buffers on physical habitat, water chemistry, and stream communities within channelized agricultural headwater streams. **Ecol. Eng.**, 10 p. 2011.
- SOLÁ, C.; BURGO, M.; PLAZUELO, A.; TOJA, J.; PLANS, M.; PRAT, N. Heavy metal bioaccumulation and macroinvertebrate community changes in a Mediterranean stream affected by acid mine drainage and an accidental spill (Guadiamar River, SW Spain). **The Science of the Total Environment**, 333(1-3):109-127. 2004.
- SOLOMON, K.; GIESY, J.; JONES, P. Probabilistic risk assessment of agrochemicals in the environment. **Crop Protection**, 19:649-655. 2000.
- SOUZA, M. H. A. O. **Alguns aspectos ecológicos da vegetação na região perimetral da represa do Lobo (Brotas-Itirapina, SP)**. 1977. 369 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). IB/USP, São Paulo, 1977.

- STRIXINO, G. M. A. **Sobre a ecologia dos macroinvertebrados do fundo na represa do Lobo**. 1973. 188 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas). IB/USP, 1973.
- TAYLOR, S. L.; ROBERTS, S. C.; WALSH, C. J.; HATT, B. E. Catchment urbanisation and increased benthic algal biomass in streams: linking mechanisms to management. **Freshwater Biology**, 49:835-851. 2004.
- TERESA, F. B.; CASATTI, L. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 5(3):444-453. 2010.
- TOWNSEND, C. R.; DOWNES, B. J.; PEACOCK, K.; ARBUCKLE, C. J. Scale and the detection of land-use effects on morphology, vegetation and macroinvertebrate communities of grassland streams. **Freshwater Biology**, 49:448-462. 2004.
- TOWNSEND, C. R.; DOWNES, B. J.; PEACOCK, K.; ARBUCKLE, C. J. Scale and the detection of land-use effects on morphology, vegetation and macroinvertebrate communities of grassland streams. **Freshwater Biology**, 49:448-462. 2004.
- TRINDADE, M. **Nutrientes em sedimentos da represa do Lobo (Brotas-Itirapina, SP)**. 1980. 219 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). UFSCAR, São Carlos, 1980.
- TSAKOVSKI, S.; SIMEONOVA, P.; SIMEONOV, V. Sediment pollution assessment by chemometric methods. **Ecological Chemistry Engineering**, 230 p. 2011.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. The Lobo-Broa ecosystem research. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M. & T. MATSUMURA-TUNDISI (eds.). **Limnology in Brazil. Academy of Sciences and Brazilian Limnological Society**, 219-243. 1995.
- TUNDISI, J. G. **Produção primária, standing-stock, fracionamento do fitoplâncton e fatores ecológicos em ecossistema lacustre artificial (Represa do Broa, São Carlos)**. 1977. 409 p. Tese (Livre Docência). IB/USP, Ribeirão Preto, 1977.
- TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T.; RODRIGUES, S. L. **Gerenciamento e recuperação das bacias hidrográficas dos rios Itaqueri e do Lobo e da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa)**. São Carlos, Editora Rima, 72 p. 2003.
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; ARANTES, J. D.; TUNDISI, J. E. M., MANZINI, N. F.; DUCROT, R. The reponse os Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical, and biological variables. **Braz. J. Biol.**, 64(1): 177-186. 2004.

- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Framework for ecological risk assessment. **Risk Assessment Forum**, EPA/630/R-92/001. 1992.
- U.S. EPA: Predicting toxicity to amphipods from sediment chemistry. **National Center for Environmental Assessment**, EPA/600/R-04/030, 2005.
- VAN DER OOST, R.; OPPERHUIZEN, A.; SATUMALAY, K.; HEIDA, H.; VERMEULEN, N. P. E. Biomonitoring aquatic pollution with feraleel (*Anguilla anguilla*) I. Bioaccumulation: biota-sediment ratios of PCBs, OCPs, PCDDs and PCDFs. **Aquatic Toxicology**, 35:21-46. 1996.
- VIDAL, T.; ABRANTES, N.; GONÇALVES, A. M. M.; GONÇALVES, F. Acute and chronic toxicity of betanal 1 expert and its active ingredients on nontarget aquatic organisms from different trophic levels. **Environmental Toxicology**. 12 p. 2011.
- WANG, M.; BAI, Y.; CHEN, W.; MARKERT, B.; PENG, C.; OUYANG, Z. A GIS technology based potential eco-risk assessment of metals in urban soils in Beijing, China. **Environmental Pollution**, 161:235-242. 2012.
- WEBER, K.; GOERKE, H. Persistent organic pollutants (POPs) in Antarctic fish: levels, patterns, changes. **Chemosphere**, 53:667-678. 2003.
- WHITAKER, V. A. **A área alagada da represa do Lobo (Itirapina-SP) - os processos ecológicos associados ao potencial de desnitrificação dos sedimentos**. 1993. 137 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental). EESC/USP, São Carlos, 1993.
- WHITAKER, V. A. **Ciclo sazonal das espécies químicas de ferro no reservatório do Lobo (Broa)**. 1987. 152 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental). CRHEA/EESC/USP, São Carlos, 1987.
- YOUNG R. G.; COLLIER K. J. Contrasting responses to catchment modification among a range of functional and structural indicators of river ecosystem health. **Freshwater Biology**, 54, 2155–2170. 2009.
- ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática princípios e aplicações**. São Carlos, RIMA, 478 p. 2006.
- ZHANG, C., LUO, L., XU, W., LEDWITH, V.; POGGIO, L. Use of local Moran's I and GIS to identify pollution hotspots of Pb in urban soils of Galway, Ireland. **The Science of the Total Environment**, 398:212-221. 2008.

CAPÍTULO II: Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina/Brotas, SP - Brasil) por meio de análises limnológicas e do reconhecimento dos potenciais impactos.

RESUMO

Esta pesquisa foi desenvolvida para avaliar a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos da bacia hidrográfica do Lobo (municípios de Itirapina e Brotas, estado de São Paulo, Brasil), por meio do diagnóstico dos potenciais impactos antrópicos e suas implicações nas características físicas, químicas e biológicas dos compartimentos água e sedimento. Para tanto, foram realizadas coletas em 4 períodos distintos (chuvoso, seco e intermediários), em 14 estações de amostragem (tributários e reservatório), incluindo variáveis bióticas e abióticas, cujos resultados foram avaliados temporal e sazonalmente, permitindo uma abordagem integrada do sistema. Os resultados obtidos indicam que as alterações registradas, além de refletirem efeitos climatológicos (como a precipitação) também se relacionam com os usos antrópicos da bacia hidrográfica, incluindo a emissão de efluentes domésticos da cidade de Itirapina (SP) e as fontes difusas associadas ao aporte de sedimentos e agroquímicos utilizados nas diferentes culturas estabelecidas na região. Fatores adicionais, como o uso operacional (vazão e tempo de residência) e recreacional do reservatório, também implicam em alterações na estruturação do sistema. Cada tributário representa característica bem distinta entre si, mas verifica-se que os ribeirões Itaqueri e Lobo, que percorrem áreas de maior interferência antrópica (pecuária, agricultura diversificada com expansão da cana-de-açúcar, além do reflorestamento com *Pinnus* e *Eucaliptus*), exercem maior influência sobre o reservatório em função do volume de água e da concentração de nutrientes e sedimentos que são transportados. Algumas variáveis limnológicas, como condutividade, oxigênio, turbidez, clorofila, nitrogênio e fósforo (total e dissolvido), além da granulometria e contribuição de matéria orgânica no sedimento, permitiram a diferenciação dos tributários *versus* reservatório, refletindo a dinâmica de sistemas lóticos e lênticos. Os resultados obtidos permitem concluir que os impactos na bacia hidrográfica do Lobo são relevantes, requerendo medidas emergenciais para minimização dos efeitos e recuperação das funções ambientais ou serviços ecossistêmicos.

Palavras-chave: diagnóstico ambiental, limnologia, qualidade da água e sedimento, degradação ambiental

1. INTRODUÇÃO

Em ambientes aquáticos continentais, os distúrbios antrópicos são associados a alterações consideráveis na biota aquática (ALLAN & FLECKER, 1993). Alguns estudos apontam as atividades antrópicas como as principais fontes de distúrbios em bacias hidrográficas, alterando a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos, o que inclui a perda de habitats, a degradação da qualidade da água e os efeitos na biodiversidade (ALLAN et al., 1997; BUNN et al., 1999; STRAYER et al., 2003; TOWNSEND et al., 2003; ALLAN, 2004; TOWNSEND et al., 2004; FERREIRA & CASATTI, 2006b; CASATTI et al., 2009).

Para a bacia hidrográfica do Lobo, a perda da qualidade ambiental e o comprometimento da saúde dos ecossistemas aquáticos se mostram presentes nos múltiplos impactos relacionados ao uso e ocupação do solo, contribuindo para a degradação de seus habitats. Nesse sentido, diversos estudos desenvolvidos em diferentes ambientes aquáticos têm demonstrado que o uso e ocupação do solo das áreas de entorno têm influência na composição das comunidades presentes nesses sistemas (para a ictiofauna: KIKUCHI & UIEDA, 2005; CASATTI et al., 2006; KENNARD et al., 2006; FERREIRA & CASATTI, 2006a; ROCHA et al., 2009; CASATTI et al., 2009; para os macroinvertebrados: AMORIN et al., 2004; CORBI et al., 2006; OLSEN et al., 2007; para a comunidade zooplancônica: ZANATA & ESPÍNDOLA, 2004; para as algas filamentosas e unicelulares formadoras do fitoplâncton: WOOD & ARMITAGE 1997; PARKHILL & GULLIVER, 2002; YAMADA & NAKAMURA, 2002; RIDLLE et al., 2009). O uso e ocupação da bacia hidrográfica também é responsável por mudanças na ciclagem de nutrientes (ALLAN, 2004; TOWNSEND, 2004; TUNDISI & TUNDISI, 2008), no fluxo de energia (RAYNER et al., 2009), na hidrologia (RINCÓN, 1999; ALLAN & CASTILHO, 2007; KENNARD et al., 2010) e no aporte de sedimentos e matéria orgânica (TUNDISI et al., 2003; THOMSON et al., 2005), contribuindo para mudanças substanciais na estrutura e funcionamento dos ecossistemas.

Na bacia hidrográfica do Lobo, local de desenvolvimento da pesquisa, a supressão da vegetação ripária é um dos fatores impactantes, proporcionando inúmeras alterações nos habitats. Essas alterações resultam na proliferação de gramíneas e

espécies invasoras, aumento da sedimentação e um decréscimo do material alóctone oriundo da floresta, tais como folhas e galhos formadores do *litter* dos substratos e os itens alimentares responsáveis pela estruturação das teias alimentares (PUSEY & ARTHINGTON, 2003; KING & WARBUTON, 2007; CASATTI et al., 2009; TERESA & CASATTI, 2010). São considerados ainda alterações a lixiviação de substâncias e alteração das condições locais (ALLAN, 2004).

A região central do estado de São Paulo, onde se encontra a bacia hidrográfica do Lobo, mostra um incremento constante das culturas agrícolas como pastagens, silvicultura de *Pinnus* e *Eucalyptus*, além do avanço da monocultura da cana-de-açúcar, promovido com vistas a expandir o mercado econômico (CORBI et al., 2006) e suprir as necessidades da sociedade na substituição dos combustíveis fósseis pelo biocombustível etanol (NOVAES, 2007). Todas essas atividades têm forte contribuição para a substituição da vegetação natural e invasão das áreas ripárias (CASATTI et al., 2009). Além de contribuir para a perda de habitats, os sistemas tipicamente multiuso (agro-silvo-pastoris) contribuem para um aporte de nutrientes, substâncias tóxicas e sedimentos para os corpos de água (SÁNCHEZ et al., 2006), com sérias consequências para o sistema. Na bacia hidrográfica do Lobo os efeitos erosivos e deposicionais ainda podem ser potencializados pela atividade de mineração de areia, contribuindo para uma maior quantidade de sedimentos para o interior dos corpos de água (TUNDISI et al., 2003).

Adicionalmente aos elementos estressores relacionados à poluição difusa, destacam-se ainda os de origem urbana, incluindo as emissões de efluentes domésticos e industriais (ALLAN, 2004). A cidade de Itirapina, localizada na bacia hidrográfica do Lobo (margem direita), descarta parte dos efluentes domésticos no córrego Água Branca (afluente do rio Itaqueri, principal tributário do Lobo) sem nenhum tipo de tratamento (5% do total não tratado, segundo CBHTJ, 2009), embora a eficiência do tratamento também possa ser questionada (ARGENTON, 2004). Atividades de lazer relacionadas ao reservatório também implicam em alterações no sistema, incluindo pesca predatória (apetrechos inadequados), introdução de espécies exóticas (para suprir a demanda da pesca), uso de equipamentos náuticos em áreas alagadas (impacto nas macrófitas aquáticas e ressuspensão de sedimentos), descarte de resíduos sólidos, entre outros, além do excessivo número de visitantes em feriados prolongados (TUNDISI et al., 2003)

e da ausência de infraestrutura adequada para atender a atividade turística (ARGENTON, 2004). Outro fator degradante na região está relacionado à expansão de novos terrenos para a construção civil (TUNDISI et al., 2003), reduzindo as matas ciliares e as formações savânicas do Cerrado.

Verifica-se, portanto, que diversas atividades têm contribuído para a alteração estrutural e funcional da bacia hidrográfica do Lobo. A partir dessa premissa, a pesquisa foi realizada com o intuito de analisar se (e como) a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos da bacia hidrográfica do Lobo é afetada pelos múltiplos impactos antropogênicos, procurando ainda reconhecer as relações existentes entre sistemas lóticos e lênticos em uma escala espacial e temporal, por meio de análises limnológicas e do reconhecimento dos diferentes fatores de estresse.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo e frequência de amostragem

A bacia hidrográfica do Lobo localiza-se na região central do Estado de São Paulo, entre os municípios de Brotas e Itirapina (latitude 22°15'S e longitude 47°49'W; 770 m altitude). A bacia hidrográfica é pequena, possuindo uma área de drenagem de aproximadamente 227,7 km², e está inserida na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão do Lobo, afluente do rio Jacaré Guaçú, tributário da margem direita do rio Tietê (CHALAR & TUNDISI, 1999). As estações amostrais incluíram os sistemas lóticos rio Itaqueri (IT1 e IT2), Ribeirão do Lobo (RL1 e RL2), córrego da Água Branca (AB1), córrego do Limoeiro (L1), junção Água Branca/Limoeiro (AB/L), córrego do Geraldo (G1 e G2), córrego das Perdizes (PE) e rio Jacaré Guaçú (JG), localizado a jusante da barragem, além de locais de amostragem no reservatório do Lobo (R1, R2 e R3). A área de estudo e a distribuição dos locais de amostragem estão apresentados na Figura 1, no Capítulo I.

Para o desenvolvimento da pesquisa, as coletas foram realizadas em abril/2010, julho/2010, outubro/2010 e janeiro/2011, representando os períodos seco, chuvoso e intermediários.

2.2. Variáveis climatológicas

Os valores diários e as médias mensais da temperatura do ar, pluviosidade e velocidade do vento foram obtidos na Estação Climatológica do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, do Departamento de Hidráulica e Saneamento, da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (CRHEA/SHS/EESC/USP), a qual se localiza as margens do reservatório do Lobo, município de Itirapina (SP).

2.3. Compartimento água

Nos sistemas lóticos as amostras de água foram coletadas diretamente na subsuperfície da água, em galões plásticos previamente lavados, em função da reduzida profundidade dos tributários, utilizando-se de amostras integradas (com bomba de sucção) nas estações de coleta do reservatório. Após coletadas as amostras foram mantidas em baixa temperatura até o momento das análises, o que incluiu a determinação de material em suspensão, clorofila, formas nitrogenadas e fosfatadas, silicato reativo, metais (ferro, níquel, cromo, zinco, chumbo, cobre, cádmio, manganês, magnésio e cobalto) e agroquímicos organoclorados e organofosforados. Ainda em campo, foram realizadas as medidas de pH, temperatura da água, condutividade elétrica, turbidez e oxigênio dissolvido, utilizando uma sonda multi parâmetros da marca Horiba[®], modelo U10. As variáveis e métodos utilizados encontram-se descritas na Tabela 1.

Os resultados obtidos na análise da água (pH, oxigênio dissolvido, turbidez, nitrito, nitrato, clorofila *a*, ferro, níquel, zinco e chumbo) foram comparados com a resolução CONAMA 357/05, a qual dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como as condições e padrões de lançamento de efluentes. Os ambientes aquáticos da bacia hidrográfica do Lobo são enquadrados segundo a Resolução CONAMA 357 como Classe 2, sendo águas destinadas ao abastecimento para consumo humano (após tratamento convencional), proteção das comunidades aquáticas e recreação.

Todas as análises, exceto as de agroquímicos (que foram determinadas no Instituto de Química da Universidade de São Paulo, em São Carlos/SP), foram

realizadas nos laboratórios do Núcleo de Estudos em Ecossistemas Aquáticos, do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. Para seguir as normas da instituição local, os resíduos líquidos e sólidos gerados nos procedimentos laboratoriais foram armazenados e encaminhados ao Laboratório de Resíduos Químicos da EESC/USP para tratamento e disposição adequada.

Tabela 1. Metodologias e referências utilizadas nas análises das variáveis físicas, químicas e biológicas da água.

Variável	Unidade	Metodologia	Referência
pH	-	Multi-sensor Horiba® U-10	-
Condutividade	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	Multi-sensor Horiba® U-10	-
Oxigênio dissolvido	mg.L^{-1}	Multi-sensor Horiba® U-10	-
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	Multi-sensor Horiba® U-10	-
Material em suspensão	mg.L^{-1}	Gravimetria	WETZEL & LIKENS (1991)
Nitrito e nitrato	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotometria	MACHERETH et al. (1978)
Íon amônio	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotometria	KOROLEFF (1976)
Nitrogênio orgânico total	mg.L^{-1}	Espectrofotometria	APHA (1995)
Fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotometria	GOLTERMAN (1978)
Fósforo Total	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotometria	APHA (1995)
Silicato reativo	mg.L^{-1}	Espectrofotometria	GOLTERMAN (1978)
Clorofila <i>a</i>	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotometria	NUSCH (1980)
Metais totais (Fe, Ni, Cr, Zn, Pb, Cu, Cd, Mn e Co)	mg.L^{-1}	Espectrofotometria	APHA (1995)
Agroquímicos (organoclorados e organofosforados)	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Cromatografia gasosa (extração em fase sólida)	LANÇAS (1997)

2.3.1. Índice de estado trófico

A partir da mensuração das concentrações de clorofila *a* e de fosfato total na água foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET) da água. A metodologia utilizada foi proposta por Lamparelli (2004) e utilizada pela Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2009) para compor os índices de qualidade da água. O IET classifica os ambientes aquáticos em diferentes graus de trofia (ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico), avaliando a qualidade da água em relação aos nutrientes e seus efeitos no crescimento excessivo das algas (CETESB, 2010). Assim, o IET é composto pelo

índice de estado trófico do fósforo total (IET (PT)) e pelo índice de estado trófico da clorofila *a* (IET (CL)), conforme as seguintes equações:

Ambientes lóticos:

$$IET (CL) = 10^{*(6-((-0,7-0,6*(\ln CL))/\ln 2))}-20$$

$$IET (PT) = 10^{*(6-((0,42-0,36*(\ln PT))/\ln 2))}-20$$

Ambientes lênticos:

$$IET (CL) = 10^{*(6-((0,92-0,34*(\ln CL))/\ln 2))}$$

$$IET (PT) = 10^{*(6-(1,77-0,42*(\ln PT))/\ln 2))}$$

onde PT representa a concentração de fósforo total medida à superfície da água ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e CL a concentração de clorofila *a* medida na água ($\mu\text{g.L}^{-1}$). O resultado final do IET é obtido através da média aritmética dos índices relativos ao fósforo total e clorofila *a*, segundo a equação:

$$IET = [IET (PT) + IET (CL)] / 2$$

Os limites estabelecidos para os diferentes graus de trofia dos ecossistemas aquáticos são apresentados nas Tabelas 2 e 3.

Tabela 2. Classificação do índice de estado trófico para ambientes lóticos.

Estado trófico	Ponderação	P-total-P (mg.m^{-3})	Clorofila <i>a</i> (mg.m^{-3})
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$P \leq 13$	$CL \leq 0,74$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$13 < P \leq 35$	$0,74 < CL \leq 1,31$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$35 < P \leq 137$	$1,31 < CL \leq 2,96$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$137 < P \leq 296$	$2,96 < CL \leq 4,7$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$296 < P \leq 640$	$4,7 < CL \leq 7,46$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$640 < P$	$7,46 < CL$

Tabela 3. Classificação do índice de estado trófico para ambientes lênticos.

Estado trófico	Ponderação	Secchi - S (m)	P-total-P (mg.m^{-3})	Clorofila <i>a</i> (mg.m^{-3})
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$S \geq 2,4$	$P \leq 8$	$CL \leq 1,17$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$2,4 > S \geq 1,7$	$8 < P \leq 19$	$1,17 < CL \leq 3,24$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$1,7 > S \geq 1,1$	$19 < P \leq 52$	$3,24 < CL \leq 11,03$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$1,1 > S \geq 0,8$	$52 < P \leq 120$	$11,03 < CL \leq 30,55$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$0,8 > S \geq 0,6$	$120 < P \leq 233$	$30,55 < CL \leq 69,05$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$0,6 > S$	$233 < P$	$69,05 < CL$

2.4. Compartimento sedimento

As amostras de sedimento foram coletadas por de meio de core (nos tributários) e draga de Eckman-Birge no reservatório. Após coletadas, as amostras foram armazenadas em potes plásticos, sendo transferidas ao laboratório para as análises da matéria orgânica, granulometria, fósforo total, nitrogênio orgânico total e metais potencialmente biodisponíveis, segundo as metodologias e referências apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4. Metodologias utilizadas nas análises das variáveis físicas e químicas do sedimento.

Variável	Unidade	Metodologia	Referência
Matéria orgânica	%	Incineração em mufla	TRINDADE (1980)
Granulometria	%	Peneiramento e densímetro	ABNT (1968)
Fósforo total	$\mu\text{g.g}^{-1}$	Espectrofotometria	ANDERSEN (1976)
Nitrogênio orgânico total	%	Espectrofotometria	APHA (1995)
Metais potencialmente biodisponíveis (Cd*, Cr*, Cu*, Fe, Ni, Mn, Zn, Pb e Co)	mg.Kg^{-1}	Espectrofotometria (Absorção Atômica por Chama e Forno de grafite*)	SILVÉRIO (1999)

Para o sedimento, devido a não existência de valores de referência para metais biodisponíveis (cobre, cromo, cádmio, níquel, zinco, chumbo e cobalto) por parte das agências e órgãos ambientais nacionais, optou-se pela análise comparativa com os aqueles obtidos por Nascimento & Mozeto (2008) em um amplo estudo realizado na bacia hidrográfica do rio Tietê (SP).

2.5. Análise dos dados

Para cada um dos compartimentos foram realizadas análises multivariadas de agrupamento (UPGMA), análise do componente principal (PCA) e análises de variância univariada (ANOVA). Para a análise de agrupamento foi utilizado o coeficiente de distância de Bray-Curtis (KREBS, 1989), com o intuito de verificar a similaridade entre as diferenças temporais e espaciais entre os ambientes aquáticos amostrados na bacia hidrográfica do Lobo. Na análise do componente principal, que possui o objetivo de hierarquizar as variáveis componentes do sistema, foram avaliadas as variações

temporais e espaciais dos dados de cada compartimento. Para as inferências estatísticas de significância foram realizadas análises de variância univariada e multivariada com o intuito de verificar a existência de diferenças significativas entre as estações amostrais, sendo os pressupostos de normalidade e homocedasticidade dos resíduos previamente testados. As análises numéricas dos dados foram realizadas com auxílio dos pacotes estatísticos XLSTAT versão 7.5.2 (ADDINSOFT, 2006), STATISTICA versão 7.0 (STATSOFT, 2004) e PAST versão 2.06 (HAMMER et al., 2001).

3. RESULTADOS

3.1. Variáveis climatológicas

3.1.1. Precipitação e temperatura

As variações sazonais são evidentes em regiões tropicais, com a distinção de um clima seco nos meses com as menores temperaturas do ar (maio a outubro) e um período chuvoso nos meses mais quentes do ano (novembro a abril). Os valores registrados (conforme apresentado na Figura 1, Apêndice 2 - Tabela 3) compreendem o intervalo entre abril/10 e janeiro/11. Considerando a amostragem realizada, verifica-se que as coletas foram efetuadas no período seco (julho/2010), chuvoso (janeiro/2011) e intermediários (abril/2010 e outubro/2010). Para os períodos amostrais os maiores índices pluviométricos registrados ocorreram em janeiro/2011, com temperatura média do ar igual a 24,1°C e pluviosidade média de 543,8 mm. Os menores valores registrados em julho/2010, com temperatura média ar igual a 19,3°C e pluviosidade média de 30,7 mm.

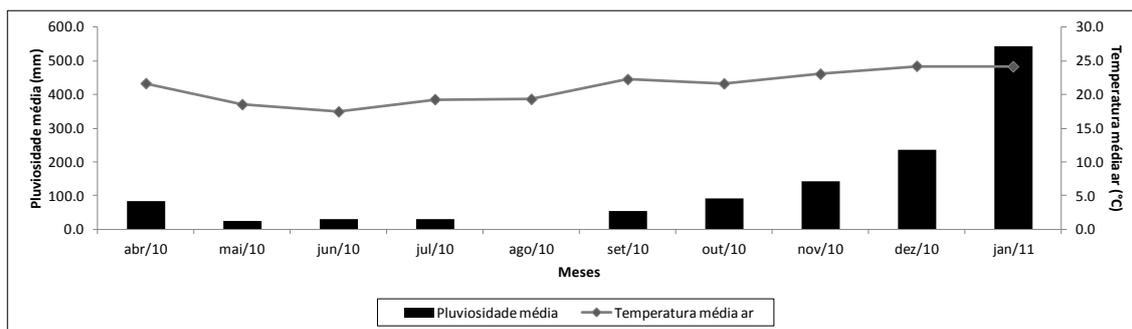


Figura 1. Valores médios mensais de pluviosidade e temperatura do ar obtidos na Estação Climatológica do CRHEA/EESC/USP durante o período de estudo.

3.1.2. VELOCIDADE DO VENTO

As velocidades médias do vento, registradas entre abril/2010 e janeiro/2011, está apresentada na Figura 2, Apêndice 2 - Tabela 3, verificando-se que os maiores valores foram obtidos entre julho/2010 e outubro/2010 e os menores entre novembro/2010 e janeiro/2011, coincidindo com as estações seca e chuvosa, respectivamente, conforme descrito por Tundisi et al (2004). A direção dominante do vento corresponde ao eixo principal do sul para o norte (CHALAR & TUNDISI, 1999).

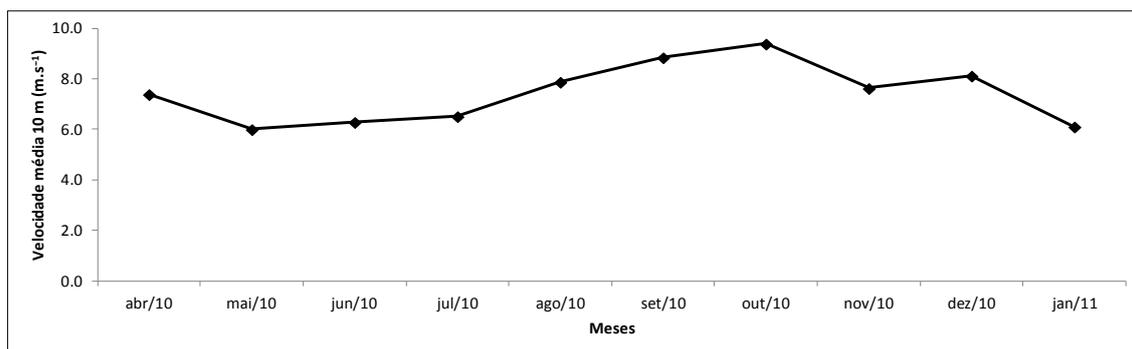


Figura 2. Valores médios mensais da velocidade do vento obtidos na Estação Climatológica do CRHEA/SHS/EESC/USP durante o período de estudo.

3.2. Análises físicas, químicas e biológicas do compartimento água

3.2.1. Potencial hidrogeniônico (pH)

A resolução CONAMA 357/05 estabelece um valor mínimo de pH igual a 6 e máximo igual a 9 para os corpos de água doce pertencentes a Classe 2. No presente

estudo, a maioria das estações amostrais não se enquadra nas diretrizes estabelecidas pelo Ministério do Meio Ambiente, com exceção de alguns locais de coleta na represa (em R1 = 6,37 e 5,61, em abril e julho/2010, respectivamente e em R3 = 5,61; 7,10 e 6,35 em julho/2010, outubro/2010 e janeiro/2011, respectivamente) e tributários (IT1 = 6,13; RL1 = 6,35 e AB1 = 6,24). Nos tributários, em abril/10, nos pontos L1 e G1 foram registrados os valores mais ácidos de pH (3,92 e 3,70; respectivamente), conforme apresentado na Figura 3 (Apêndice 2 - Tabela 4).

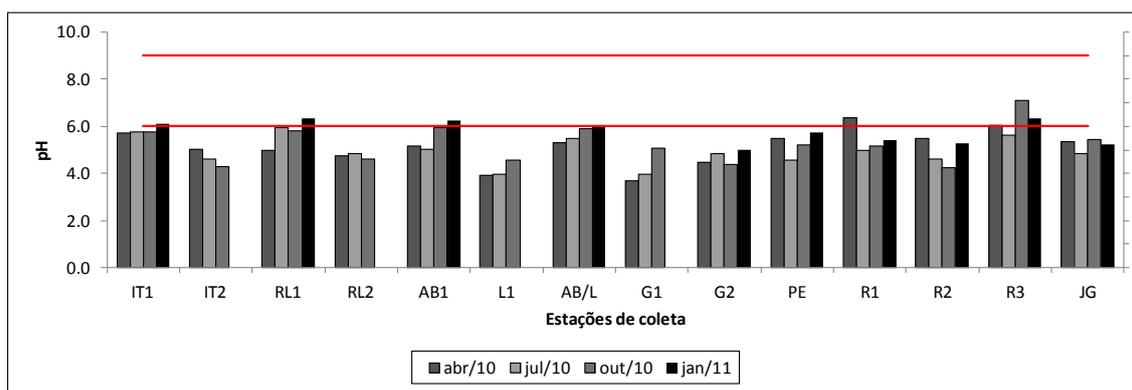


Figura 3. Valores do potencial hidrogeniônico (pH) obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 ($6 < \text{pH} < 9$).

3.2.2. Condutividade elétrica

Segundo os padrões de qualidade da água propostos pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2009) ambientes poluídos possuem valores de condutividade superiores a $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, sendo que valores muito altos caracterizam águas com alto poder corrosivo. Assim, em geral, quanto maior o grau de poluição de um ambiente maior sua condutividade elétrica.

Para os tributários os valores de condutividade elétrica foram maiores nos pontos AB/L (máximo de $55 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em outubro/10 e mínimo de $23,33 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em janeiro/11), RL1 (máximo de $48,67 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em outubro/10 e mínimo de $26,67 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em janeiro/11) e IT1 (máximo de $38,67 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em outubro/10 e mínimo de $21,67 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em janeiro/11). Os menores valores de condutividade foram registrados em L1, G1 e PE, com máximo de $4,33 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em janeiro/11 e mínimo de $2,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ em abril/10 e julho/10 para L1 (Figura 4, Apêndice 2 - Tabela 4).

No reservatório os valores de condutividade foram mais uniformes em R3 e R2, ocorrendo maior variação da condutividade em R1. Os valores máximo e mínimo obtidos nas estações amostrais do reservatório foram de $17,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (em outubro/2010, em R1) e $7,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, ocorrendo em R2, em julho/2010 (Figura 4, Apêndice 2 - Tabela 4), respectivamente.

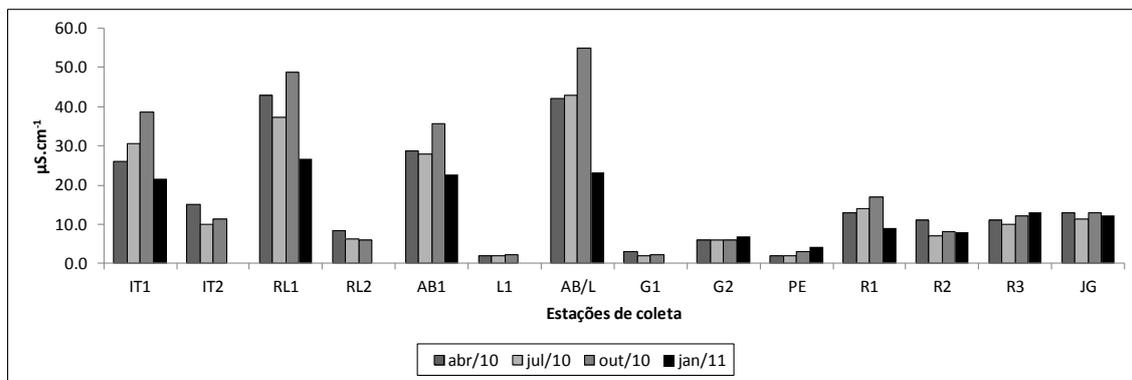


Figura 4. Valores de condutividade elétrica obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.2.3. Oxigênio dissolvido

Para o oxigênio dissolvido, a maioria das estações amostrais estão de acordo com a resolução CONAMA 357/05, que estabelece concentrações não inferiores a $5,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. O ponto AB/L apresentou as menores variações de oxigênio dissolvido, com máximo de $5,42 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ em janeiro/11 e mínimo de $3,43 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ em abril/10, não se enquadrando nos limites estabelecidos pela legislação na maioria da campanhas. Dentre os demais tributários, o menor valor foi registrado em outubro/10 em IT1 ($5,32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e o maior registrado em julho/10 ($10,23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), no mesmo local de coleta (Figura 5, Apêndice 2 - Tabela 4).

No reservatório o menor valor registrado ocorreu em janeiro/11, em R1 ($2,60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), estando abaixo do permitido para rios de classe 2. Em função de problemas operacionais do multissensor Horiba, os valores de oxigênio dissolvido obtidos em outubro/2010, nos pontos amostrais do reservatório, foram todos descartados.

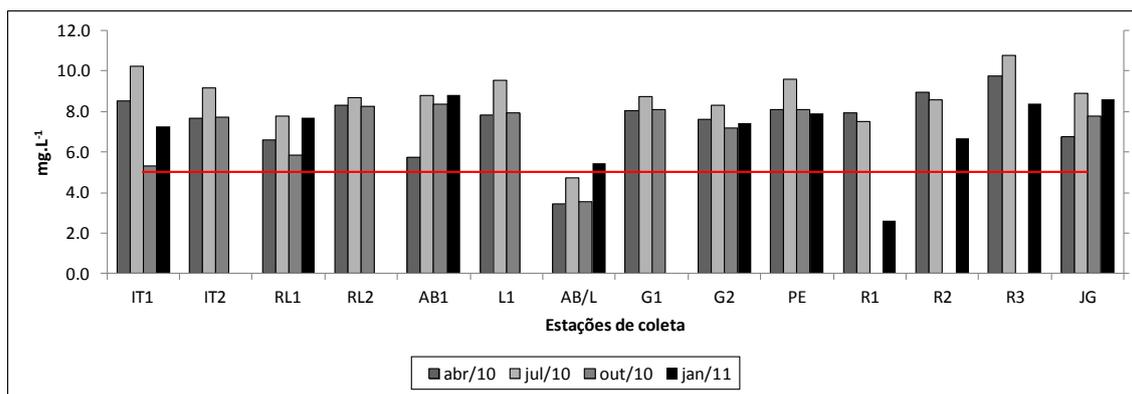


Figura 5. Valores de oxigênio dissolvido obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 (não inferior a 5 mg.L⁻¹).

3.2.4. Temperatura da água

Os valores de temperatura da água registrados seguem o padrão de sazonalidade esperado para a região, com as temperaturas mais baixas ocorrendo em julho/10 (média = 16,7 °C) e as maiores em janeiro/11 (média = 24,5°C), correspondendo aos períodos seco e chuvoso, respectivamente. Para os tributários, as temperaturas mais altas (26,1°C) foram registradas em janeiro/11 e as mais baixas (12,73°C) em julho/10, ambas em IT1. No reservatório a maior temperatura foi registrada em R3 (26,0°C, em janeiro/11) e a menor em R1 (15,1°C, em julho/10), conforme apresentado na Figura 6, Apêndice 2 - Tabela 4.

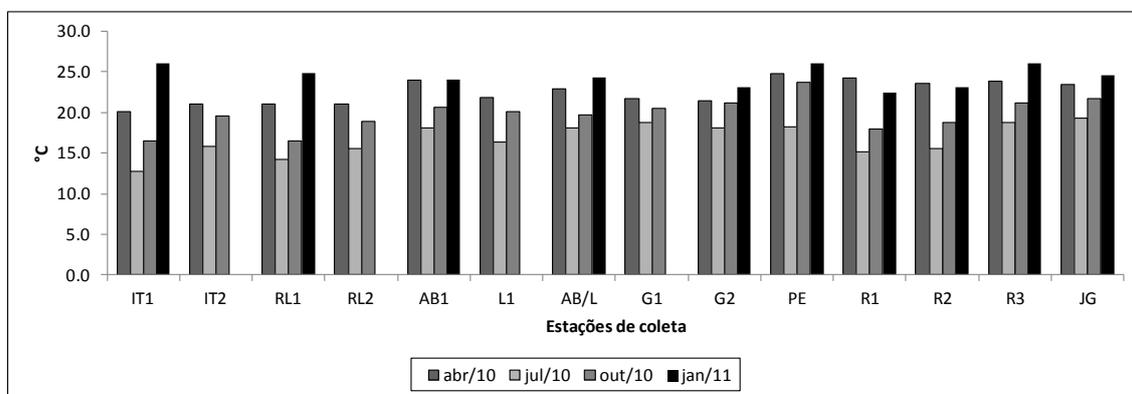


Figura 6. Valores de temperatura da água obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.2.5. Turbidez

A resolução CONAMA 357/05 estabelece valores máximos de turbidez em 100 UNT (unidade nefelométrica de turbidez), verificando-se que os valores de turbidez registrados nas estações amostrais não ultrapassaram os limites estabelecidos. Dentre os tributários, os maiores valores registrados foram em IT1 (máximo de 30 UNT em janeiro/11 e mínimo de 12 UNT em julho/10). Em janeiro/11 foram registrados os maiores valores para RL1 (20 UNT) e AB/L (29 UNT), sendo que as menores variações registradas ocorreram em outubro/10 nos pontos G1 (4 UNT), L1 (1 UNT) e RL2 (2 UNT). No reservatório os valores de turbidez apresentaram gradiente decrescente da porção superior (R1 e R2) em relação à barragem (R3), como evidenciado na Figura 7, Apêndice 2 - Tabela 4.

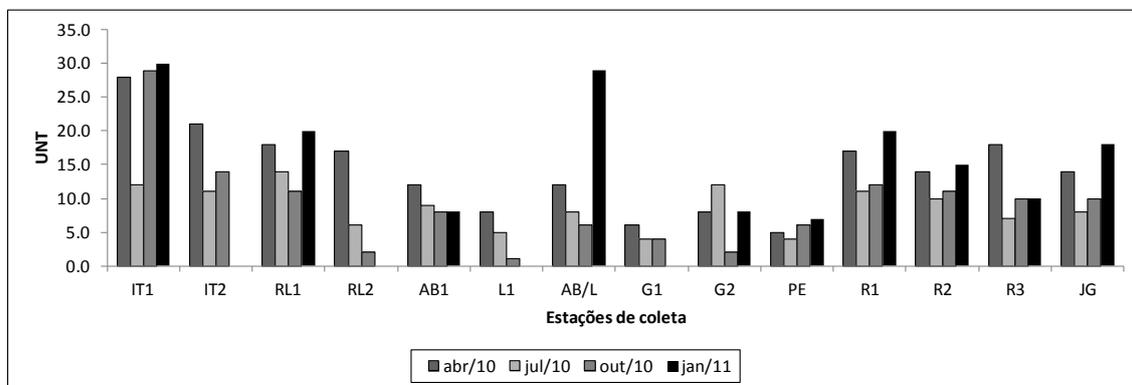


Figura 7. Valores de turbidez obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 (100 UNT).

3.2.6. Material em suspensão total, orgânico e inorgânico

Na Figura 8 (Apêndice 2 - Tabela 5) são apresentados os valores de material em suspensão total e as porcentagens das frações orgânica e inorgânica. Nos tributários os maiores valores foram registrados na coleta de janeiro/11, em IT ($79,02 \text{ mg.L}^{-1}$), RL1 ($51,53 \text{ mg.L}^{-1}$), AB1 ($38,3 \text{ mg.L}^{-1}$) e AB/L ($34,02 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto as menores ocorreram em G1 (máximo de $3,52 \text{ mg.L}^{-1}$ em abril/10 e mínimo de $1,82 \text{ mg.L}^{-1}$ em julho/10).

No reservatório foram registrados os maiores valores de material em suspensão em R1 (máximo de 35,78 mg.L⁻¹ em janeiro/11 e mínimo de 5,66 mg.L⁻¹ em abril/10) e em R2 (máximo de 23,7 mg.L⁻¹ em janeiro/11 e mínimo de 2,86 mg.L⁻¹ em julho/10), que representam as áreas de confluência dos principais tributários, carreando e ressuspendendo maior quantidade de material alóctone. Nesses pontos de coleta os valores das frações orgânicas ficaram em torno de 20 %, indicando uma maior contribuição da fração orgânica de origem alóctone, mas também autóctone, decorrente da deposição de material proveniente da área alagada.

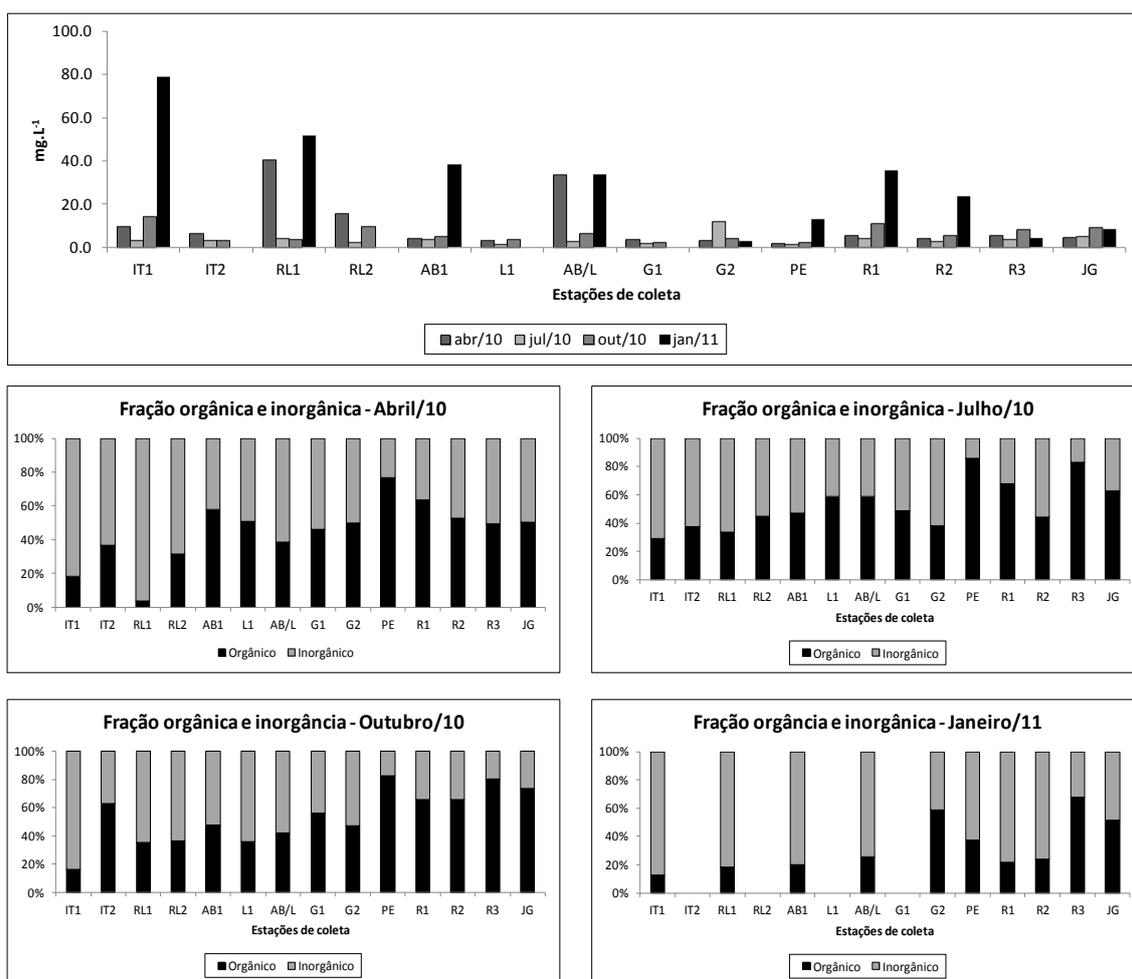


Figura 8. Concentração de material em suspensão e contribuição das frações orgânica e inorgânica nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011). Obs: dados não obtidos para IT2, RL2, L1 e G1 em janeiro/2011.

3.2.7. Compostos nitrogenados

3.2.7.1. Nitrito

Para o nitrito a resolução CONAMA 357/05 estabelece valores máximos de $1000 \mu\text{g.L}^{-1}$. Nas estações amostrais, os limites estabelecidos não foram ultrapassados, porém nota-se a grande discrepância dos valores obtidos em AB/L em relação aos demais locais de amostragem, registrando-se valor máximo de $95,61 \mu\text{g.L}^{-1}$ em outubro/10 e mínimo de $21,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ em janeiro/11 (Figura 9, Apêndice 2 - Tabela 6). Ao considerar os locais de coleta no reservatório verifica-se que os valores encontrados estiveram abaixo dos registrados em alguns tributários, com concentração máxima de $6,58 \mu\text{g.L}^{-1}$ em janeiro/11 (em R1) e mínimo de $0,99 \mu\text{g.L}^{-1}$ em outubro/10 (em R3).

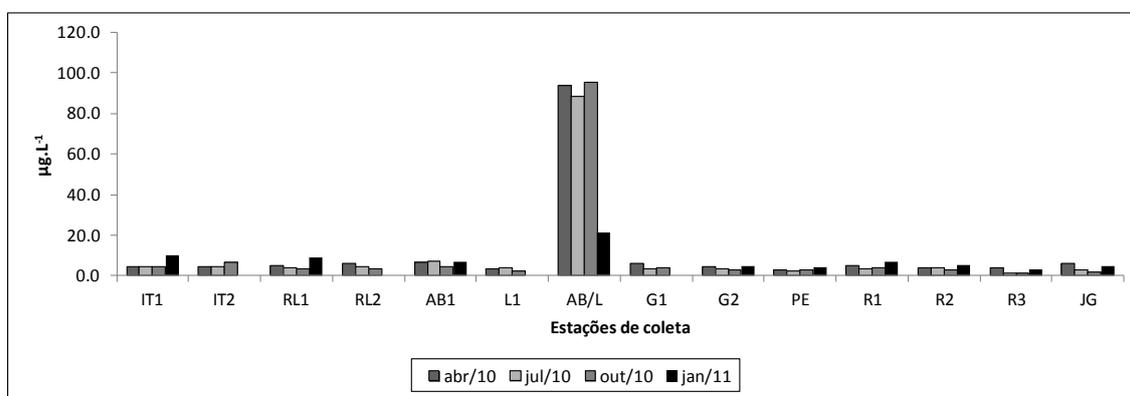


Figura 9. Valores de nitrito (NO_2^-) obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 ($1000 \mu\text{g.L}^{-1}$).

3.2.7.2. Nitrato

O limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 ($10000 \mu\text{g.L}^{-1}$) para o nitrato não foi ultrapassado em nenhuma das amostras, sendo que as maiores concentrações foram registradas em AB/L em abril/10 ($588,76 \mu\text{g.L}^{-1}$), julho/10 ($726,89 \mu\text{g.L}^{-1}$) e outubro/10 ($313,99 \mu\text{g.L}^{-1}$) e em JG em abril/10 ($579,18 \mu\text{g.L}^{-1}$) e julho/10 ($680,56 \mu\text{g.L}^{-1}$), conforme apresentado na Figura 10 e no Apêndice 2 - Tabela 6. Em relação ao ambiente lântico, a maior concentração de nitrato foi registrada em julho/10, em R3 ($852,64 \mu\text{g.L}^{-1}$).

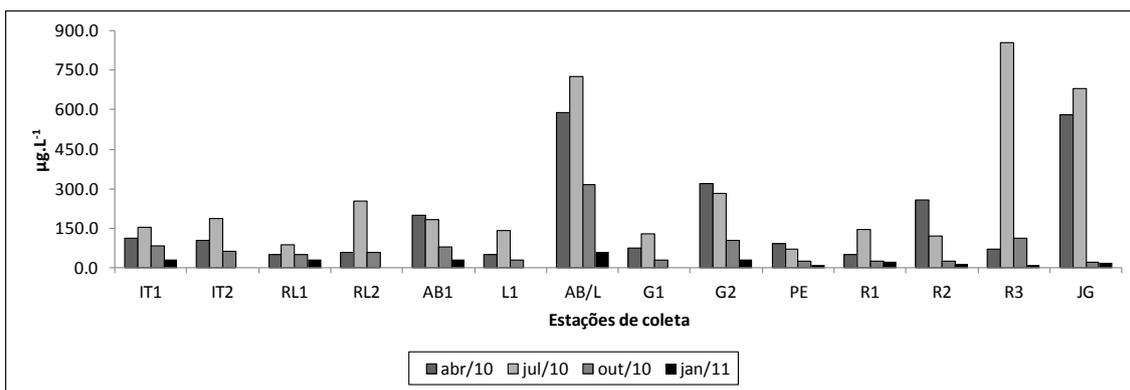


Figura 10. Valores de nitrato (NO_3^-) obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 ($10000 \mu\text{g.L}^{-1}$).

3.2.7.3. Íon amônio

Para o íon amônio, as maiores concentrações foram registradas em AB/L, com máximo de $445,63 \mu\text{g.L}^{-1}$ (em abril/10) e mínimo de $128,15 \mu\text{g.L}^{-1}$ (em janeiro/11), seguido pela estações amostrais AB1 ($153,47 \mu\text{g.L}^{-1}$) e JG ($290,82 \mu\text{g.L}^{-1}$) em abril/10. No reservatório os maiores valores foram registrados em abril/10, em R1 ($204,93 \mu\text{g.L}^{-1}$) e R2 ($64,02 \mu\text{g.L}^{-1}$), e os menores em janeiro/11, em R2 ($5,85 \mu\text{g.L}^{-1}$) e R3 ($5,46 \mu\text{g.L}^{-1}$) (Figura 11, Apêndice 2 - Tabela 6).

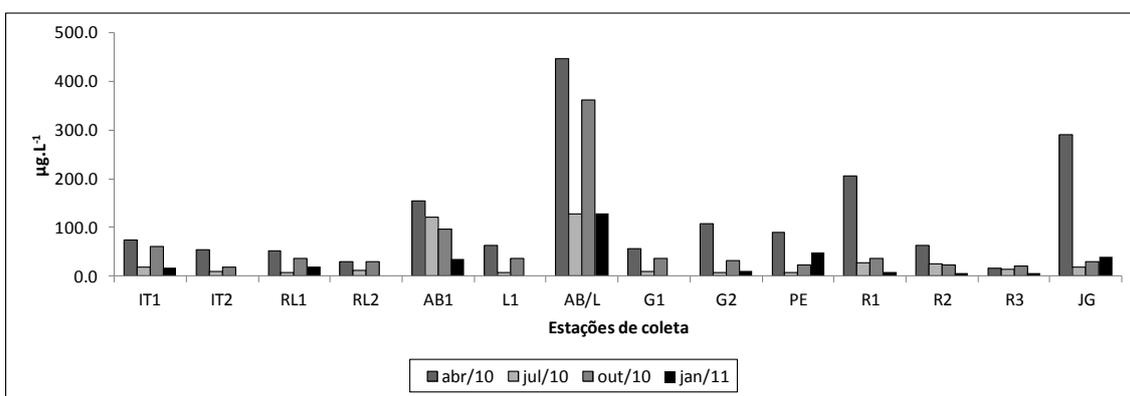


Figura 11. Valores de íon amônio (NH_4^+) obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.2.7.4. Nitrogênio orgânico total

Os maiores valores de nitrogênio orgânico total foram registrados em AB/L (abril/10 = 1,07 mg.L⁻¹, julho/10 = 1,35 mg.L⁻¹, outubro/10 = 1,49 mg.L⁻¹ e janeiro/11 = 0,75 mg.L⁻¹), enquanto os menores ocorreram em IT2 (máximo de 0,37 mg.L⁻¹ em julho/10 e mínimo de 0,28 mg.L⁻¹ em abril/10). Nas estações de coleta localizadas no reservatório, as maiores concentrações ocorreram em julho/10 (0,89 mg.L⁻¹, 0,75 mg.L⁻¹ e 0,75 mg.L⁻¹, respectivamente em R1, R2 e R3) e as menores em abril/10 (0,23 mg.L⁻¹, 0,28 mg.L⁻¹ e 0,28 mg.L⁻¹, respectivamente em R1, R2 e R3) (Figura 12, Apêndice 2 - Tabela 6).

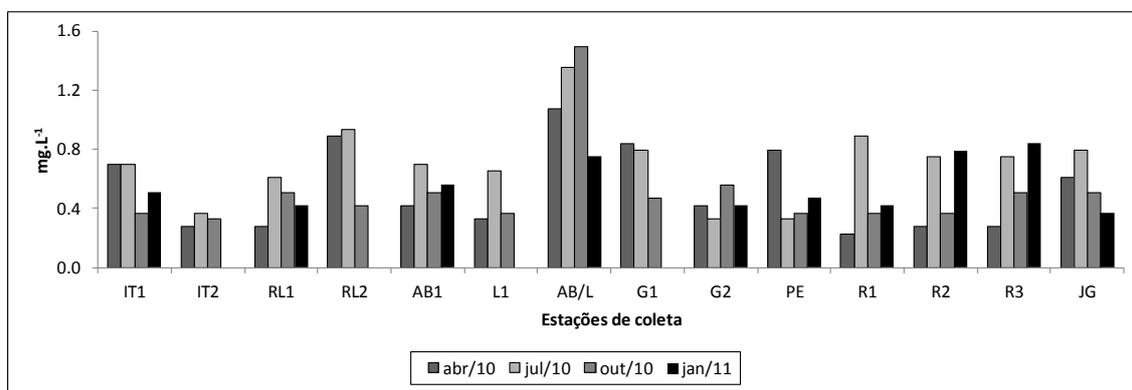


Figura 12. Valores de nitrogênio orgânico total obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.2.8. Compostos fosfatados

3.2.8.1. Fosfato total dissolvido

Para a bacia hidrográfica do Lobo, os maiores valores de fosfato total dissolvido foram encontrados em AB/L (máximo de 231,6 µg.L⁻¹ em outubro/10 e mínimo de 119,99 µg.L⁻¹ em janeiro/11). No reservatório os maiores valores ocorreram em janeiro/11, em R1 (84,11 µg.L⁻¹) e os menores em abril e julho/10 (máximo de 23,10 µg.L⁻¹ em R1, no mês de abril/11, e mínimo de 11,44 µg.L⁻¹, R2, em julho/10). Vale ressaltar o aumento das concentrações registradas em outubro/10 e janeiro/11 em relação aos meses anteriores de amostragem para todos os locais de coleta (Figura 13, Apêndice 2 - Tabela 7).

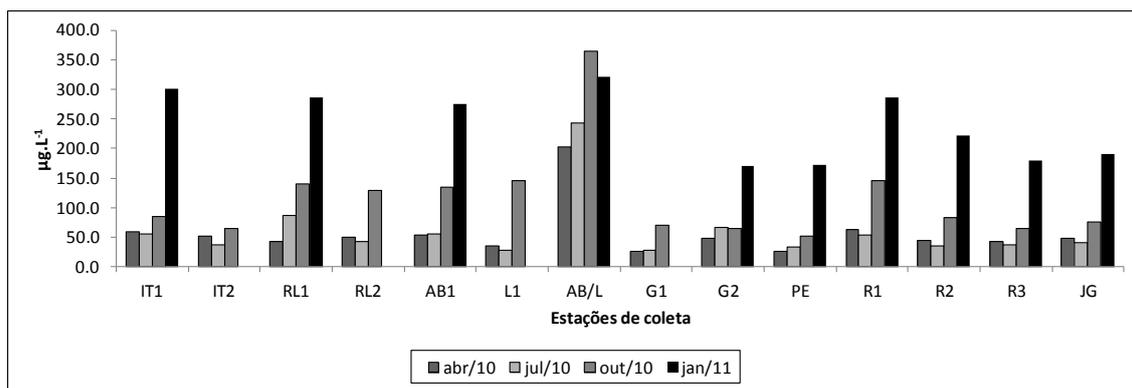


Figura 13. Valores de fosfato total dissolvido obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.2.8.2. Fosfato inorgânico

Para o fosfato inorgânico, as maiores concentrações ocorreram em AB/L (máximo de $214,54 \mu\text{g.L}^{-1}$ em outubro/10 e mínimo de $93,47 \mu\text{g.L}^{-1}$ em janeiro/11). No reservatório as concentrações foram maiores em outubro/10 ($51,96 \mu\text{g.L}^{-1}$, $46,79 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $42,43 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente em R1, R2 e R3), além de valores mais elevados em janeiro/11 para R1 ($57,02 \mu\text{g.L}^{-1}$) (Figura 14, Apêndice 2 - Tabela 7).

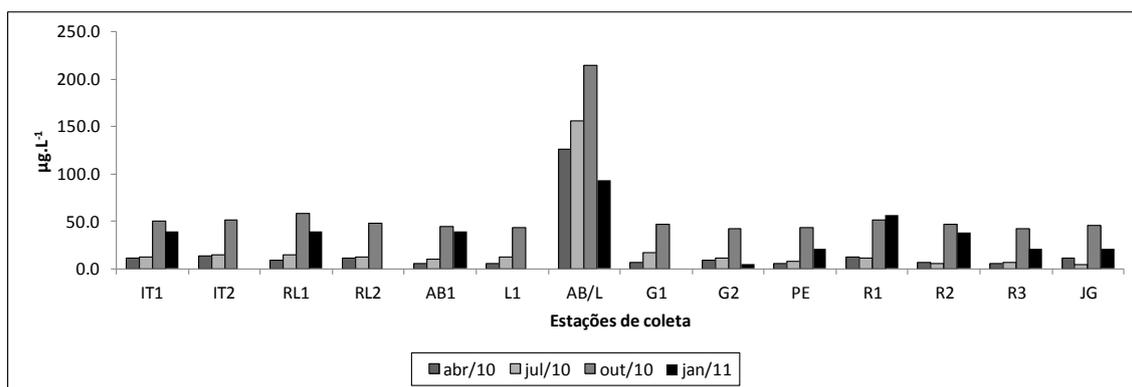


Figura 14. Valores de fosfato inorgânico obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.2.8.3. Fósforo total

Para fósforo total, as maiores concentrações foram registradas em AB/L (máximo de $365,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ em outubro/10 e mínimo de $201,93 \mu\text{g.L}^{-1}$ em abril/10).

Entretanto, a maioria dos pontos amostrais apresentou um acréscimo acentuado em janeiro/11, como observado em IT1 ($301,82 \mu\text{g.L}^{-1}$), RL1 ($285,62 \mu\text{g.L}^{-1}$) e AB1 ($275,18 \mu\text{g.L}^{-1}$). No reservatório verificou-se um decréscimo em direção da confluência dos tributários R1 e R2 para a barragem (R3) em todos os meses de coleta. Os maiores valores foram obtidos em R1, em janeiro/11 ($286,66 \mu\text{g.L}^{-1}$), e os menores em julho/10, em R3 ($36,69 \mu\text{g.L}^{-1}$) (Figura 15, Apêndice 2 - Tabela 7).

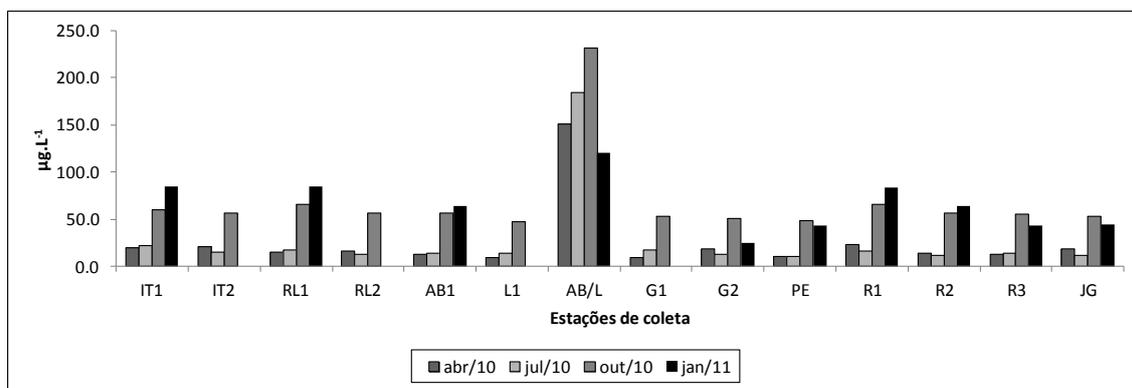


Figura 15. Valores de fósforo total obtidos nas amostras de água das estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.2.9. Silicato reativo

Em relação ao silicato reativo, as maiores concentrações ocorreram em abril e julho/10 em IT1 ($6,82 \text{ mg.L}^{-1}$ e $9,55 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente) e RL1 ($7,92 \text{ mg.L}^{-1}$ e $8,83 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente), sendo os menores valores registrados em abril/10 em L1 ($0,4 \text{ mg.L}^{-1}$) e em outubro/10 em AB1 ($0,57 \text{ mg.L}^{-1}$). No reservatório os menores valores foram obtidos em janeiro/11 para R3 ($0,15 \text{ mg.L}^{-1}$) (Figura 16, Apêndice 2 - Tabela 8).

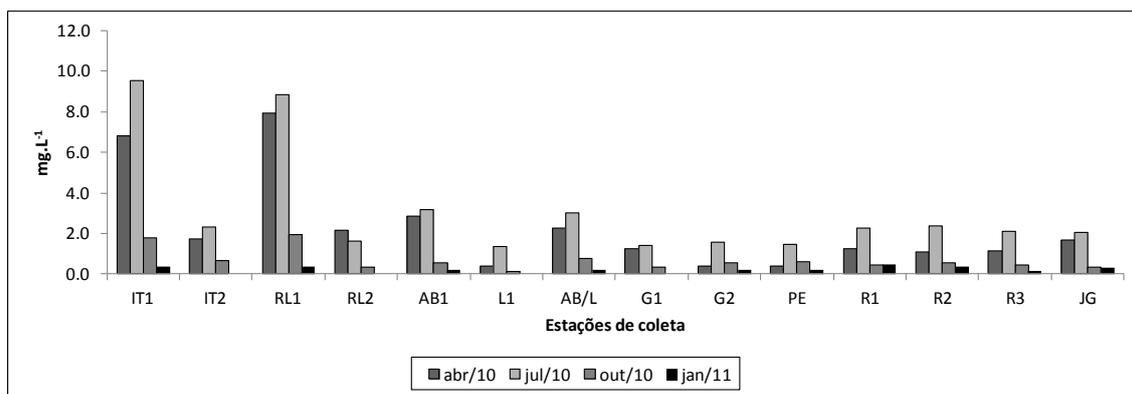


Figura 16. Valores de silicato reativo obtidos nas amostras de água das estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.2.10. Clorofila *a*

A resolução CONAMA 357/05 estabelece como limite o valor de $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ de clorofila *a* para os corpos de água classificados na classe 2. Para os tributários, o valor estabelecido foi excedido em julho/10 ($35,22 \mu\text{g.L}^{-1}$) e outubro/10 ($64,17 \mu\text{g.L}^{-1}$) na estação localizada a jusante do reservatório (JG). Em relação ao reservatório, as concentrações foram elevadas em outubro/10 nas estações de coleta R1 ($67,89 \mu\text{g.L}^{-1}$) e R3 ($74,81 \mu\text{g.L}^{-1}$), ultrapassando os limites estabelecidos pela resolução vigente, conforme apresentado na Figura 17, Apêndice 2 - Tabela 8.

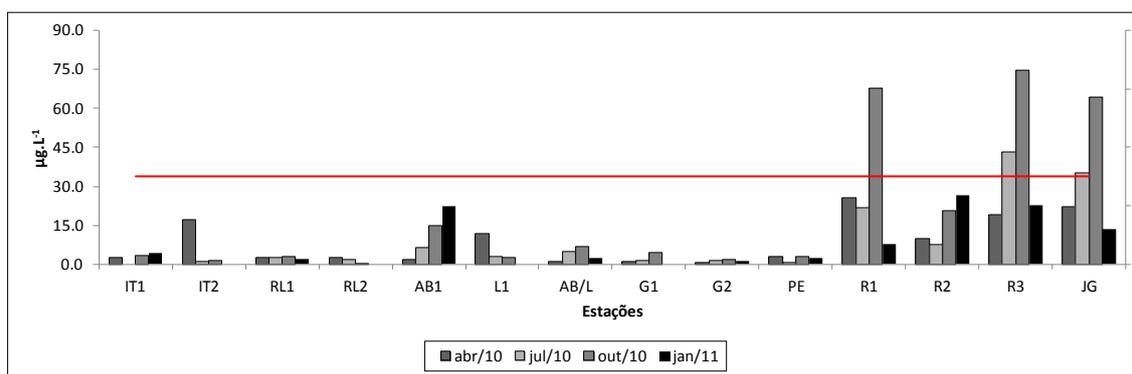


Figura 17. Valores de clorofila *a* obtidos nas amostras de água das estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com o limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 ($30 \mu\text{g.L}^{-1}$).

3.2.11. Índice de estado trófico

Para os tributários os maiores valores de IET foram registrados em JG, sendo classificado como supereutrófico em abril/10 e janeiro/10 e hipereutrófico em julho/10 e outubro/10. O maior valor de IET ocorreu em outubro/10 (71,28). Os menores valores de IET foram obtidos em G2 (máximo de 56,79 em janeiro/11 e mínimo de 49,54 em abril/10). Em geral, os tributários analisados foram classificados, em sua maioria, como mesotróficos (Figura 18 e Tabela 5, Apêndice 2 - Tabela 8).

Ao analisar as estações amostrais do reservatório, verifica-se que a estação R3, localizada mais próxima à barragem, foi classificada como eutrófica em abril/10 (59,15) e julho/10 (60,75) e como supereutrófica em outubro/10 (63,77) e janeiro/11 (63,99).

Em R2 o maior valor foi registrado em janeiro/11 (70,24) e o menor em julho/10 (56,42 IET) (Figura 18 e Tabela 5, Apêndice 2 - Tabela 8).

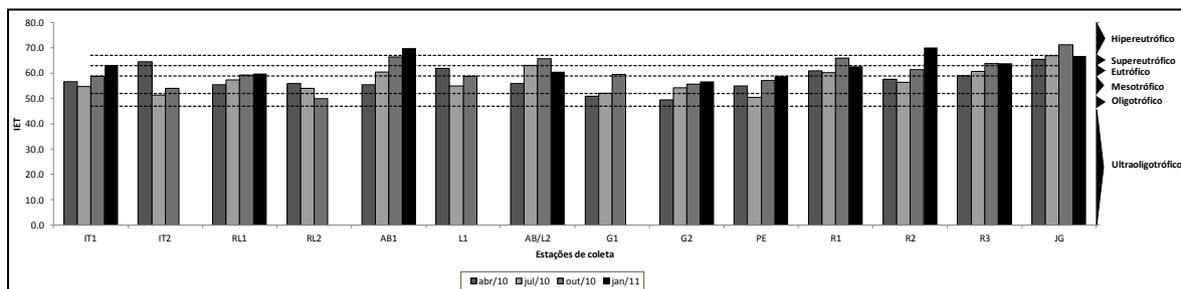


Figura 18. Valores do índice de estado trófico obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, considerando quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), juntamente com limites estabelecidos pela CETESB (2010).

Tabela 5. Classificação do estado trófico nas estações amostrais dos tributários e do reservatório d Lobo, localizados na Bacia Hidrográfica do Lobo, através da ponderação do grau de trofia estabelecida pela CETESB (2010) (Hipereutrófico, Supereutrófico, Eutrófico, Mesotrófico e Oligotrófico), em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	IET			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11
IT1	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Supereutrófico
IT2	Supereutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	*
RL1	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico
RL2	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	*
AB1	Mesotrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Hipereutrófico
L1	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	*
AB/L	Mesotrófico	Supereutrófico	Supereutrófico	Eutrófico
G1	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	*
G2	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
PE	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
R1	Eutrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Eutrófico
R2	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
R3	Eutrófico	Eutrófico	Supereutrófico	Supereutrófico
JG	Supereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Supereutrófico

*estações não amostradas

3.2.12. Metais totais

3.2.12.1. Ferro (Fe)

A resolução CONAMA 357/05 estabelece um limite de $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ para a concentração de ferro dissolvido na água. Nos tributários, vários valores ultrapassaram

ao estabelecido pela resolução e, em alguns casos, todas as amostras superaram esse valor, como registrado em IT1 (2,11 mg.L⁻¹, 0,60 mg.L⁻¹, 1,54 mg.L⁻¹ e 4,82 mg.L⁻¹), e RL1 (2,10 mg.L⁻¹, 1,19 mg.L⁻¹, 0,50 mg.L⁻¹ e 4,87 mg.L⁻¹), respectivamente para as coletas realizadas em abril/10, agosto/10, outubro/10 e janeiro/2011. Os menores valores foram encontrados em G1, com máximo de 0,21 mg.L⁻¹ em abril/10 e mínimo de 0,12 mg.L⁻¹ em julho/10 (Figura 19, Apêndice 2 - Tabela 9).

No reservatório alguns resultados obtidos estiveram acima do estabelecido pela CONAMA 357/05, como observado em janeiro/11 para R1 (4,33 mg.L⁻¹). A menor concentração foi obtida em julho/10, em R1 (0,085 mg.L⁻¹) conforme apresentado na Figura 19, Apêndice 2 - Tabela 9.

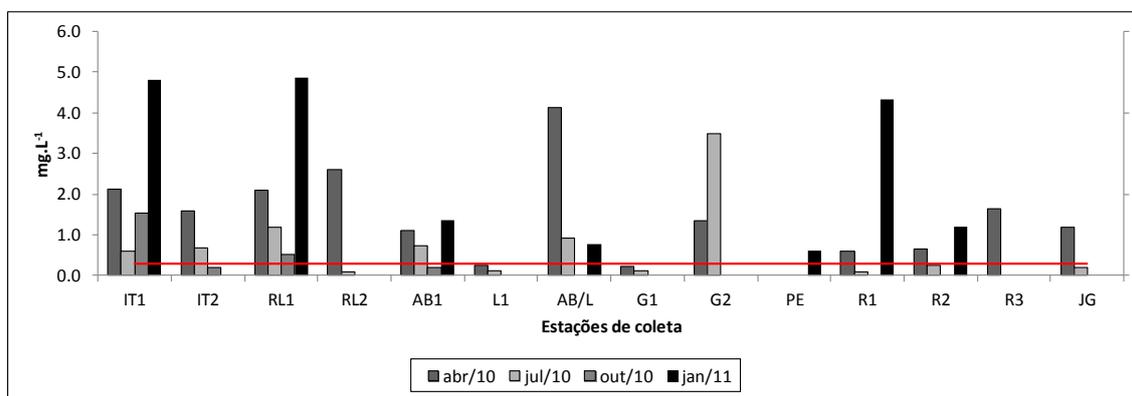


Figura 19. Valores de concentração de ferro obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 (0,03 mg.L⁻¹).

3.2.12.2. Níquel (Ni)

As maiores concentrações de níquel foram obtidas na coleta de julho/10, excedendo o limite estabelecido pelo CONAMA 357/05 (0,03 mg.L⁻¹). Nos tributários os maiores valores ocorreram em IT1 (0,029 mg.L⁻¹), IT2 (0,048 mg.L⁻¹), LI (0,032 mg.L⁻¹), G1 (0,036 mg.L⁻¹), G2 (0,079 mg.L⁻¹) e JG (0,037 mg.L⁻¹). No reservatório somente em R2, em julho/10 (0,078 mg.L⁻¹), verificou-se concentração acima do estabelecido pela CONAMA 357/05 (Figura 20, Apêndice 2 - Tabela 9).

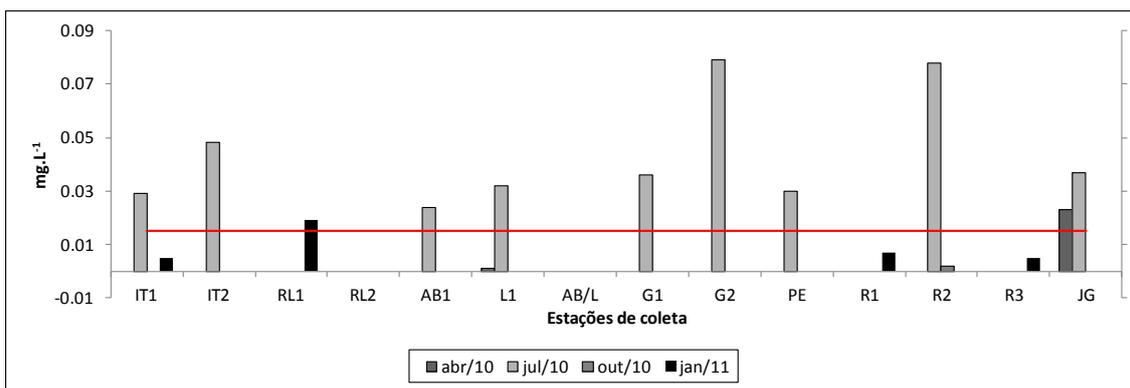


Figura 20. Valores de concentração de níquel obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 ($0,03 \text{ mg.L}^{-1}$)

3.2.12.3. Zinco (Zn)

A concentração de zinco estabelecida pela CONAMA 357/05 é de $0,18 \text{ mg.L}^{-1}$, verificando-se que em poucas estações de coleta foram registrados valores superiores, como observado em janeiro/11 para G2 ($0,07 \text{ mg.L}^{-1}$) e em julho/10 para L1 ($0,28 \text{ mg.L}^{-1}$) e JG ($0,34 \text{ mg.L}^{-1}$). Porém, vale ressaltar que os valores obtidos em R2 em julho/10 ($0,27 \text{ mg.L}^{-1}$) e R6 em janeiro/11 ($0,29 \text{ mg.L}^{-1}$), bem no restante das estações de coleta amostradas na bacia hidrográfica, encontram-se próximos ao limite estabelecido pela resolução (Figura 21, Apêndice 2 - Tabela 9).

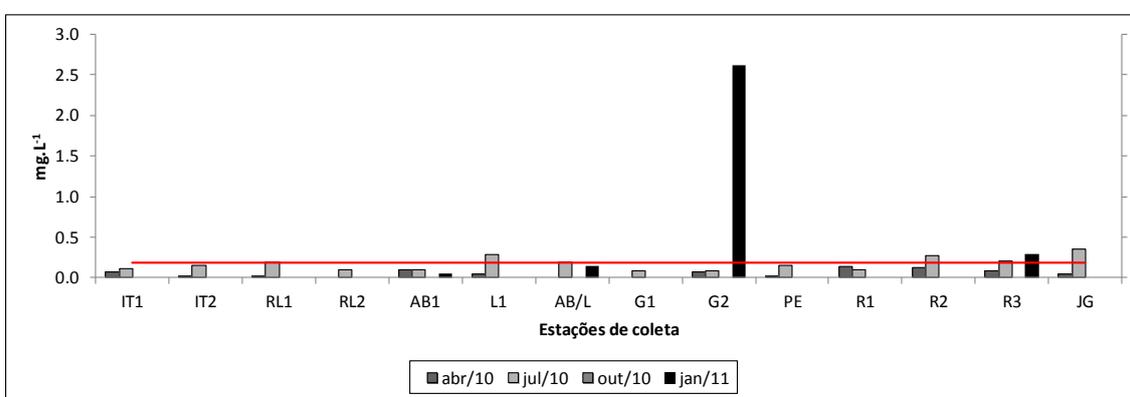


Figura 21. Valores de concentração de zinco obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 ($0,18 \text{ mg.L}^{-1}$).

3.2.12.4. Chumbo (Pb)

A resolução CONAMA 357/05 estabelece limite de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ de chumbo dissolvido na água de ambientes aquáticos. Nesse caso, para as estações amostrais analisadas, todos os valores encontrados em abril e julho/2010 ultrapassaram o limite da presente resolução. Os maiores valores ocorreram em L1 ($0,52 \text{ mg.L}^{-1}$), PE ($0,51 \text{ mg.L}^{-1}$) e AB/L ($0,34 \text{ mg.L}^{-1}$). No reservatório, o maior valor foi obtido em R3, em abril/10 ($0,91 \text{ mg.L}^{-1}$) e o menor em julho/10, em R1 ($0,10 \text{ mg.L}^{-1}$) (Figura 22, Apêndice 2 - Tabela 9).

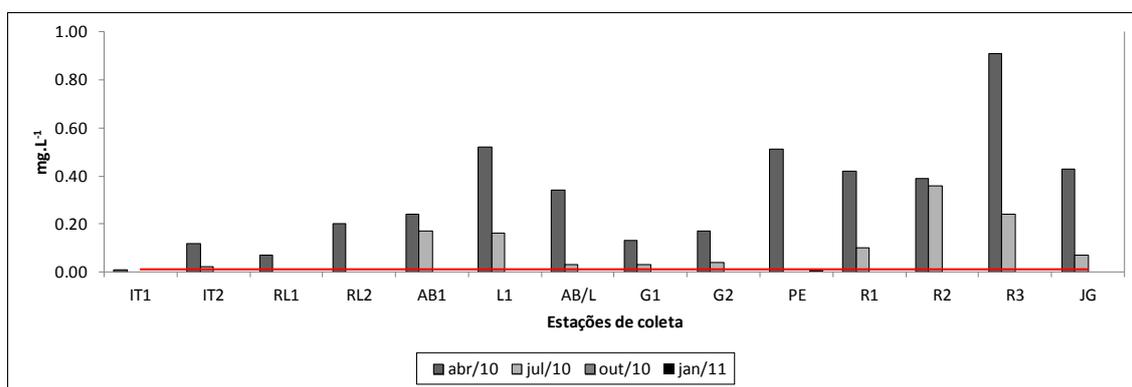


Figura 22. Valores de concentração de chumbo obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 ($0,01 \text{ mg.L}^{-1}$).

3.2.12.5. Manganês (Mn)

Valores de manganês foram registrados em abril/10 em RL1 ($0,026 \text{ mg.L}^{-1}$), RL2 ($0,028 \text{ mg.L}^{-1}$), AB1 ($0,002 \text{ mg.L}^{-1}$), AB/L ($0,027 \text{ mg.L}^{-1}$) e G2 ($0,011 \text{ mg.L}^{-1}$) e em julho/10 para G2 ($0,026 \text{ mg.L}^{-1}$). Nas análises não foram detectadas concentrações para as estações amostrais do ambiente reservatório (Figura 23, Apêndice 2 - Tabela 10).

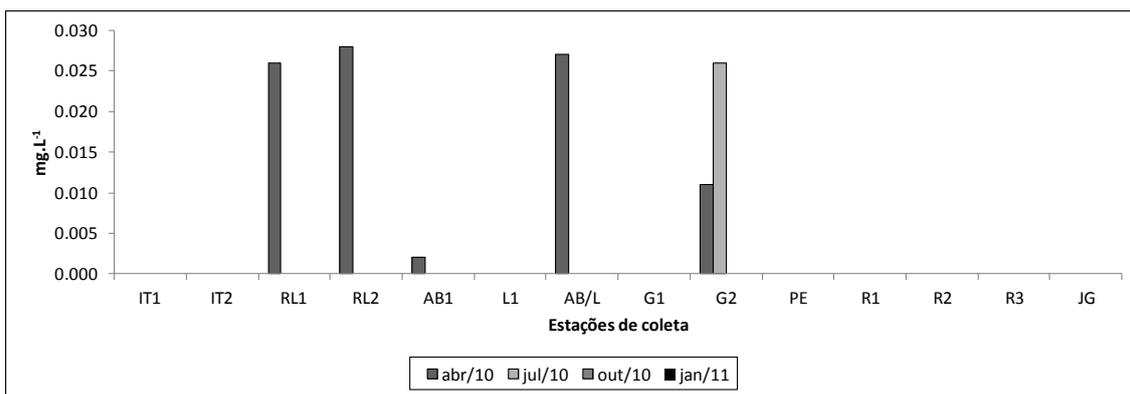


Figura 23. Valores de concentração de manganês obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.2.12.6. Magnésio (Mg)

Para o magnésio, as maiores concentrações foram observadas em todas as coletas realizadas em RL1 (com valor máximo de 2,30 mg.L⁻¹ em outubro/10 e mínimo de 1,52 mg.L⁻¹ em janeiro/11) e em IT1 (com máximo de 1,87 mg.L⁻¹ em outubro/10 e mínimo de 1,06 mg.L⁻¹ em janeiro/11). No reservatório as concentrações foram menores, com reduzida variação no período de coleta, com concentração máxima em R2, no mês de abril/10 (0,47 mg.L⁻¹) e mínimo de em R2, em julho/10 (0,32 mg.L⁻¹) (Figura 24, Apêndice 2 - Tabela 10).

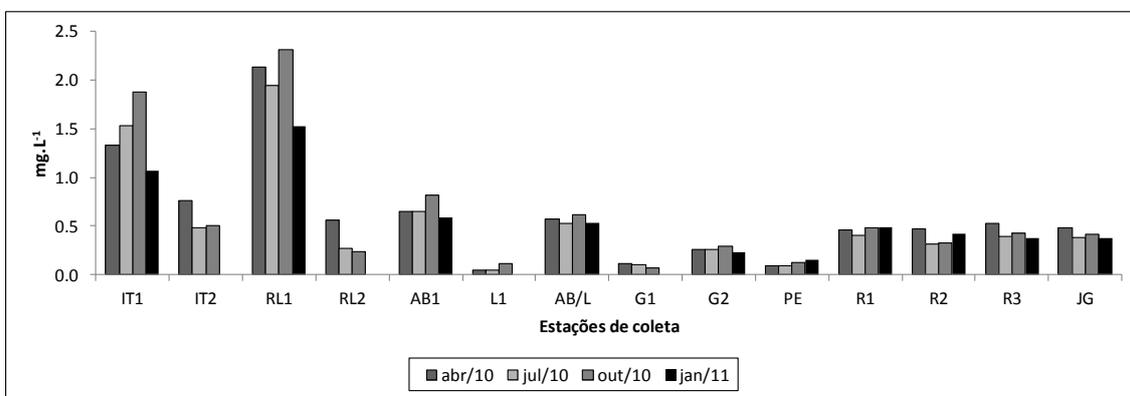


Figura 24. Valores de concentração de magnésio obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.2.12.7. Cobalto (Co)

Em relação ao cobalto, somente foram obtidos valores em abril/10, na estação G2 (0,004 mg.L⁻¹) e em R1 (0,023 mg.L⁻¹), na coleta de julho/2010 (Figura 25, Apêndice 2 - Tabela 10).

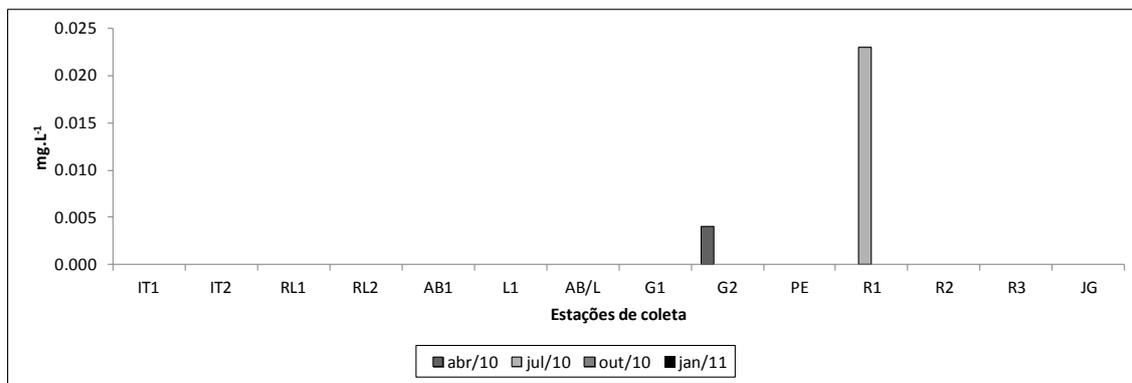


Figura 25. Valores de concentração de cobalto obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.2.13. Agroquímicos (organoclorados e organofosforados)

As análises de agrotóxicos organoclorados e organofosforados das amostras de água provenientes das estações de coleta da bacia hidrográfica do Lobo indicaram que as concentrações destes estão abaixo dos limites de detecção do método utilizado pelo Instituto de Química da Universidade de São Paulo.

3.2.14. Análise dos dados

3.2.14.1. Análise de variância

O fator sazonalidade foi avaliado pela análise de variância univariada (ANOVA), indicando valores significativos para a maioria das variáveis, com exceção das concentrações de nitrito, nitrogênio total dissolvido, condutividade e para os metais magnésio, manganês, zinco e cobalto (Apêndice 2 - Tabela 1).

3.2.14.2. Análise do componente principal (PCA)

A análise do componente principal (PCA) das variáveis limnológicas do compartimento água da bacia hidrográfica do Lobo indicou que o primeiro eixo (F1) explicou 35,94% da variabilidade e o eixo 2 (F2) explicou 17,79% da variabilidade, totalizando 53,73% de variação. Assim como na análise de agrupamento, a PCA indicou um gradiente espacial e temporal entre as estações amostrais. As variáveis nitrogenadas e fosfatadas foram as que mais influenciaram as estações amostrais de AB/L, o que foi evidenciado pelos dados absolutos das concentrações desses nutrientes para essa localidade. A periodicidade da coleta também foi separada temporalmente, agrupando as duas primeiras coleta (abril/10 e julho/10), e as duas últimas (outubro/10 e janeiro/11) (Figura 27, Apêndice 2 - Tabela 2).

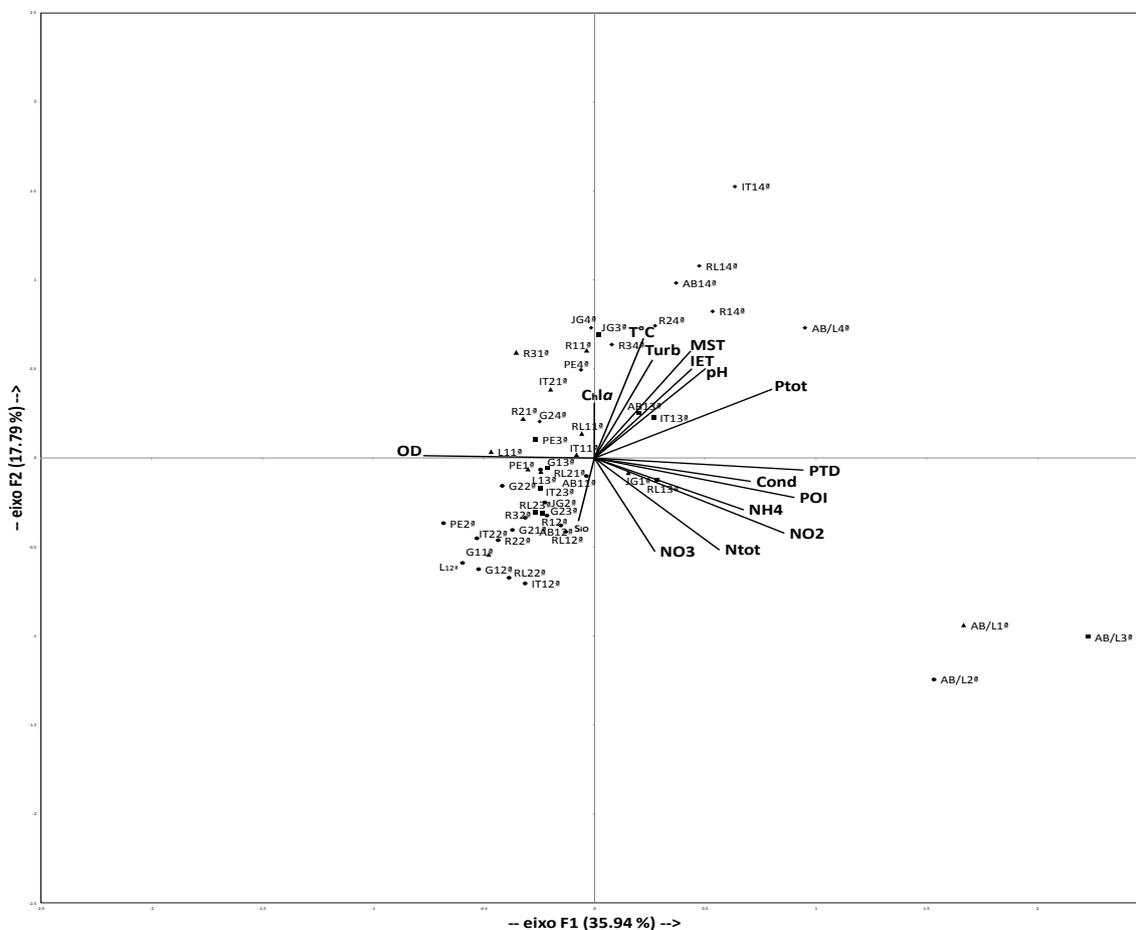


Figura 27. Diagrama de dispersão representando os dois primeiros eixos da análise de componente principal (PCA), mostrando as variáveis limnológicas e as estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011). Ordenação 1ª- 4ª: períodos sequenciais de amostragem. Abreviaturas das variáveis amostrais e respectivas correlações com os eixos, conforme Apêndice 2 - Tabela 3.

3.2.14.3. Análise de agrupamento

A análise de similaridade de Bray Curtis para o compartimento água, considerando todas as estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, indica a presença de agrupamentos relacionados às escalas temporais e espaciais (Figura 26).

Na análise temporal, verifica-se o agrupamento (percentual de 64% de similaridade) das coletas realizadas em abril/10 e julho/10, representando o período intermediário chuvoso-seco e o período seco, respectivamente. As coletas realizadas em outubro/10 e janeiro/11, caracterizando o período intermediário seco-chuvoso e o período chuvoso, respectivamente, foram agrupadas com um percentual de 68 % de similaridade (Figura 26).

Em relação à análise espacial, foram diagnosticados agrupamentos nas três primeiras coletas de AB/1 (abril, julho e outubro/10), com 58 % de similaridade. As estações de coleta R3 e JG (representando a estação mais próxima à barragem e a de jusante, respectivamente) foram agrupadas em julho/10, com uma similaridade de 90% (Figura 26).

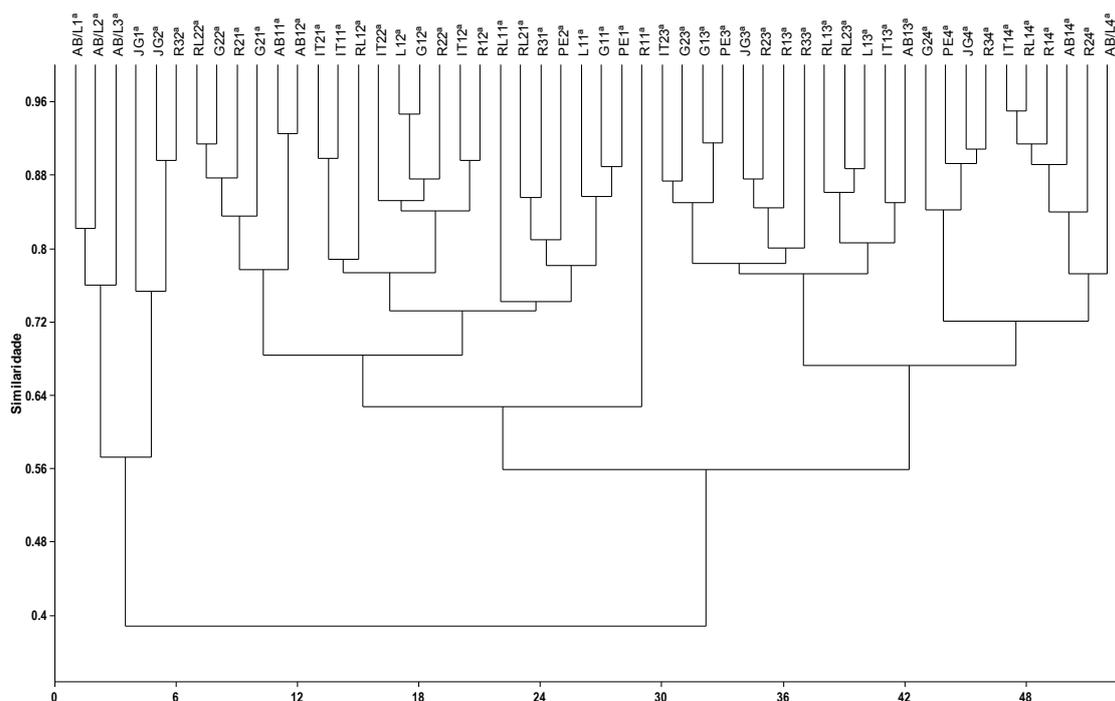


Figura 26. Análise de similaridade de Bray Curtis, considerando os resultados das análises limnológicas, obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo (coeficiente de correlação cofenético = 0,84), para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011). Ordenação 1ª - 4ª: períodos sequenciais de amostragem.

3.3. Análises físicas e químicas do compartimento sedimento

3.3.1. Conteúdo de matéria orgânica

Nos tributários, os maiores valores de matéria orgânica foram registrados em julho/2010 em AB1 (14,46 %) e L1 (9,58 %) e os menores ocorreram em G2, com máximo de 0,59 % (em outubro/10) e mínimo de 0,13 % (em janeiro/11), conforme apresentado na Figura 28 (Apêndice 2 - Tabela 13). No reservatório, o maior valor de matéria orgânica ocorreu em julho/10, em R3 (35,34 %) e o menor em abril/10, em R1 (7,06 %). Verifica-se que os valores de matéria orgânica foram bem mais elevados no reservatório, refletindo o aumento da produção orgânica e a maior taxa de sedimentação, caracterizando ainda um sedimento mais orgânico.

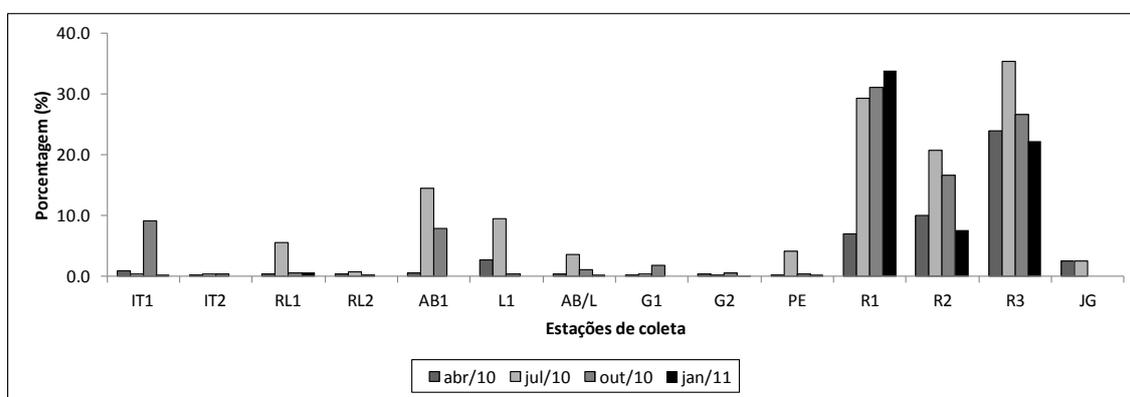


Figura 28. Valores de matéria orgânica total obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.3.2. Granulometria

Pelos resultados obtidos nas análises, verifica-se que porção granulométrica encontrada nos tributários e no reservatório da bacia hidrográfica do Lobo foi predominante arenosa. Nos tributários, foi observado o predomínio de areia fina e areia média. Nas estações de coleta RL1 e G2, nos diferentes períodos de amostragem, houve o predomínio de areia média, enquanto para RL2 houve predomínio de areia fina. Nas estações R1, R2 e R3, localizadas no reservatório, a maior contribuição foi de silte e argila. Em R3 verifica-se maior valor da fração silte, sendo que a maior porcentagem de

argila foi encontrada nas coletas de julho/10, outubro/10 e janeiro/11 (Figura 29, 30, 31 e 33, Apêndice 2 - Tabela 14).

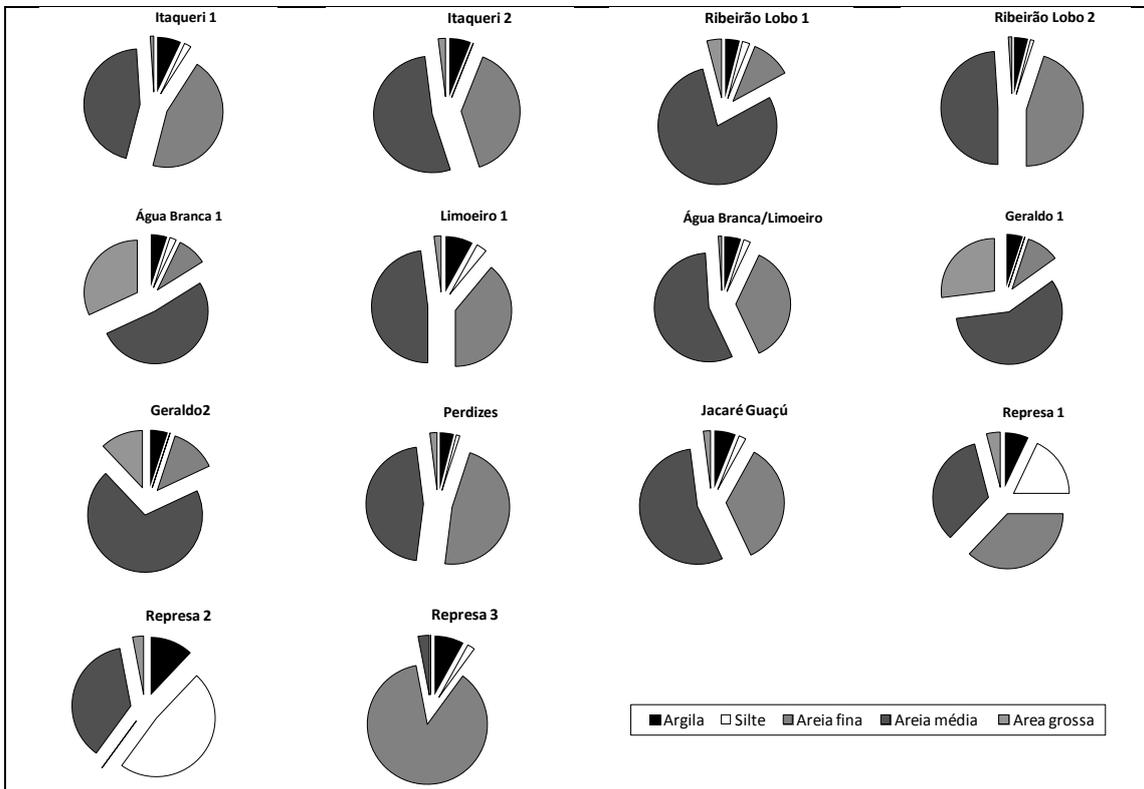


Figura 29. Valores da composição granulométrica obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em abril de 2010.

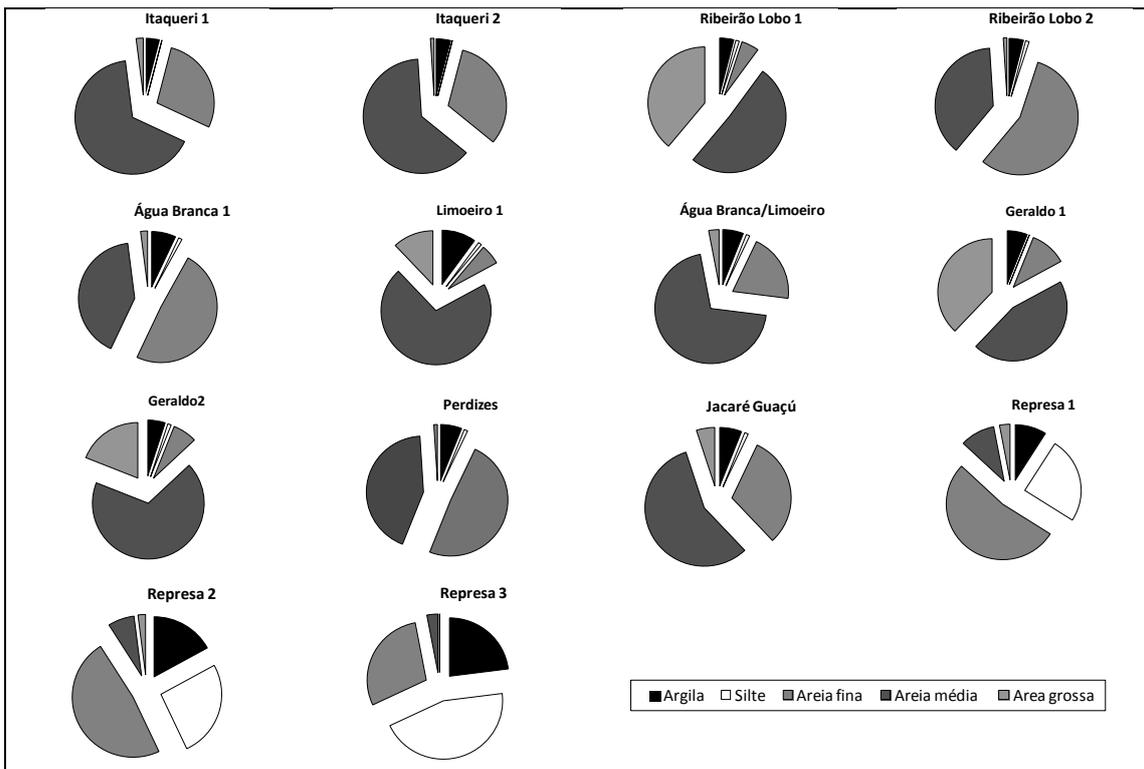


Figura 30. Valores da composição granulométrica obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em julho de 2010.

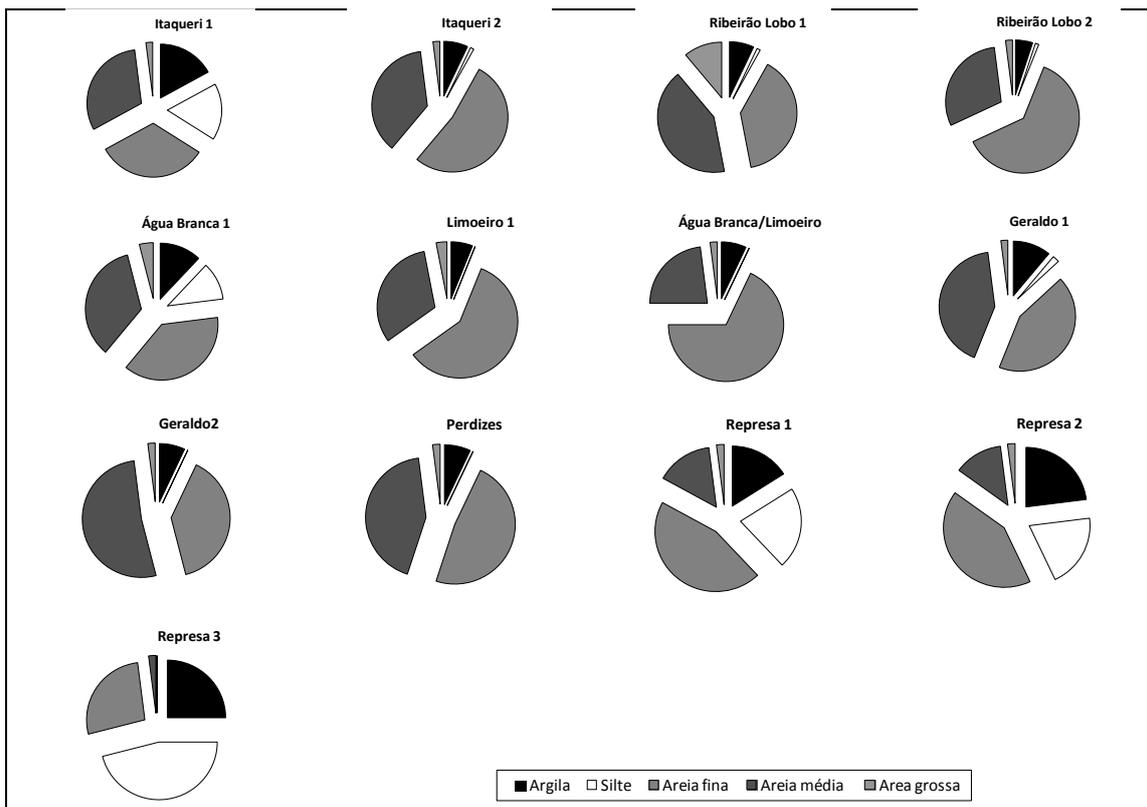


Figura 31. Valores da composição granulométrica obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em outubro de 2010.

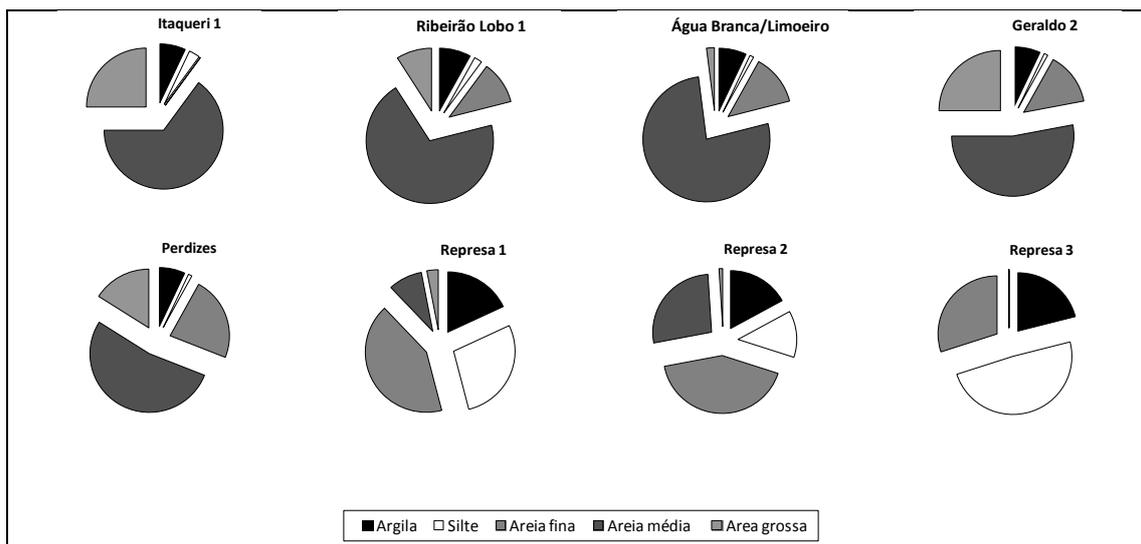


Figura 32. Valores da composição granulométrica obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em janeiro de 2011.

3.3.3. Fósforo total

Os maiores valores de fósforo total no sedimento ocorreram no reservatório, como observado em R1 (com máximo de $7,98 \mu\text{g.L}^{-1}$ em outubro/10 e mínimo de $2,01 \mu\text{g.L}^{-1}$ em abril/10). As menores concentrações foram obtidas em R2 (máximo de $5,06 \mu\text{g.L}^{-1}$ em outubro e mínimo de $1,43 \mu\text{g.L}^{-1}$ em janeiro/11), conforme apresentado na Figura 33 (Apêndice 2 - Tabela 15).

Em relação aos ambientes lóticos, a maior concentração foi registrada em outubro/10, em IT1 ($5,09 \mu\text{g.L}^{-1}$), enquanto as menores concentrações foram verificadas em PE, com valor máximo de $0,45 \mu\text{g.L}^{-1}$ em outubro/10 e mínimo de $0,08 \mu\text{g.L}^{-1}$ em abril/10 (Figura 33, Apêndice 2 - Tabela 15).

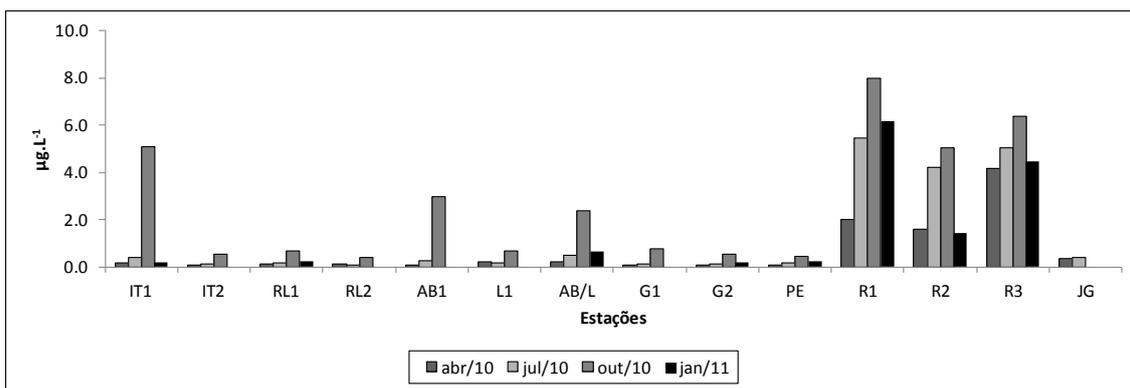


Figura 33. Valores de fósforo total obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.3.4. Nitrogênio orgânico total

Os valores obtidos para nitrogênio orgânico total no sedimento evidenciam que estes foram maiores nos sistemas lânticos em relação aos lóticos. No reservatório o valor máximo encontrado foi em R1, em julho/10 (9,40 %), sendo que o mínimo ocorreu em abril/10 (0,05 %). Para R3 verifica-se que o maior valor foi obtido em janeiro/11 (4,43 %). Para os tributários, o maior valor ocorreu em outubro/10, em IT1 (1,91 %), sendo que nas demais estações amostrais os valores foram próximos (máximo de 0,1 %) e inferiores àqueles registrados no reservatório (Figura 34, Apêndice 2 - Tabela 15).

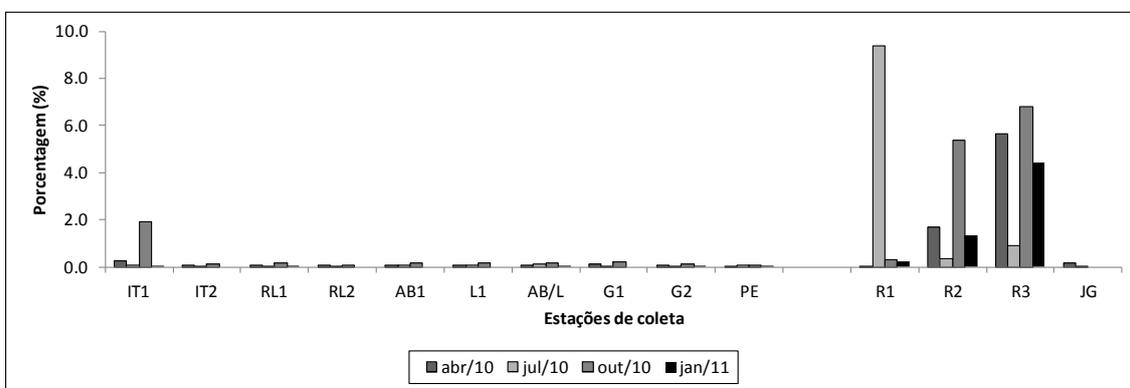


Figura 34. Valores de nitrogênio orgânico total obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.3.5. Metais potencialmente biodisponíveis

3.3.5.1. Cádmiio (Cd)

O valor de referência para cádmio, apresentado por Nascimento & Mozeto (2008) para os sedimentos dos reservatórios do sistema Tietê, é de 45 mg.Kg^{-1} , o qual não foi ultrapassado em nenhuma das amostras de sedimento da área de estudo. Para os tributários, o valor máximo detectável foi em abril/10, para AB/L ($0,018 \text{ mg.Kg}^{-1}$), e o mínimo em abril/10 para L1 ($0,0006 \text{ mg.Kg}^{-1}$). Em relação ao reservatório o valor máximo detectável ocorreu em abril/2010, em R3 ($0,025 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e o mínimo em abril/10 para R1 ($0,0018 \text{ mg.Kg}^{-1}$) (Figura 35, Apêndice 2 - Tabela 16).

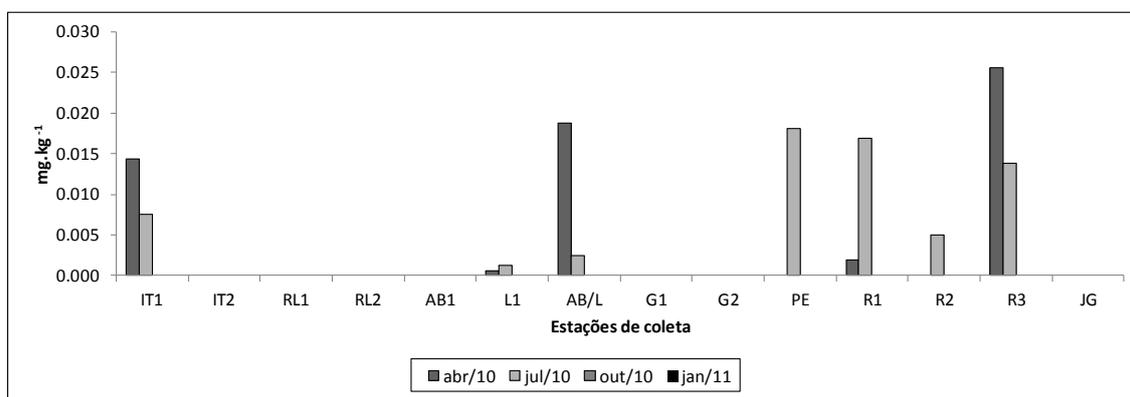


Figura 35. Valores de concentração de cádmio obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011). Valor de referência de 45 mg.Kg^{-1} (NASCIMENTO & MOZETO, 2008).

3.3.5.2. Cromo (Cr)

Na comparação com o valor de referência para cromo, estabelecido por Nascimento & Mozeto (2008), 96 mg.Kg^{-1} , verifica-se que as concentrações foram inferiores para os ambientes aquáticos analisados, sendo os valores detectáveis apenas nas coletas de abril/10 e julho/10. Em abril/10 o maior valor de cromo nos tributários foi obtido em JG ($0,08 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e o menor em G2 ($0,003 \text{ mg.Kg}^{-1}$). Em julho/10 o valor máximo nos tributários foi registrado em AB1 ($0,13 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e o mínimo em AB/L ($0,03 \text{ mg.Kg}^{-1}$) (Figura 36, Apêndice 2 - Tabela 16). No reservatório, os maiores valores ocorreram em abril/10, com o máximo obtido em R2 ($0,13 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e o mínimo em R1 ($0,09 \text{ mg.Kg}^{-1}$). Em julho/10 as concentrações foram próximas, registrando maior valor para R3 ($0,074 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e menor para R2 ($0,06 \text{ mg.Kg}^{-1}$).

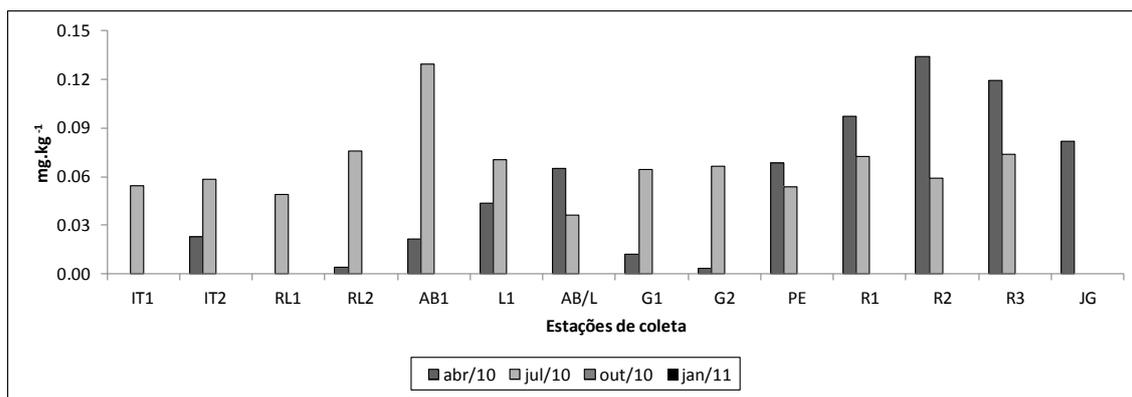


Figura 36. Valores de concentração de cromo obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos por Nascimento & Mozeto (2008) (96 mg.Kg^{-1}).

3.3.5.3. Cobre (Cu)

As concentrações de cobre estabelecidas para os sedimentos do rio Tietê (NASCIMENTO & MOZETO, 2008) foram de 45 mg.Kg^{-1} , verificando-se que as concentrações foram inferiores para os ambientes aquáticos analisados. Para os ambientes lóticos, as concentrações foram menores em relação aos valores do reservatório. Nesses pontos de coleta o maior valor detectável foi registrado em outubro/10 para IT1 ($0,27 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e o menor em abril/10 para RL2 ($0,001 \text{ mg.Kg}^{-1}$) (Figura 37, Apêndice 2 - Tabela 16). Em relação ao reservatório, o maior valor foi registrado em julho/10 ($0,44 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e o menor em janeiro/11 ($0,11 \text{ mg.Kg}^{-1}$) para o ponto de coleta R2. Os maiores valores médios e menor variação encontrada foram para R3, com máximo em julho/10 ($0,42 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e mínimo em outubro/10 ($0,34 \text{ mg.Kg}^{-1}$).

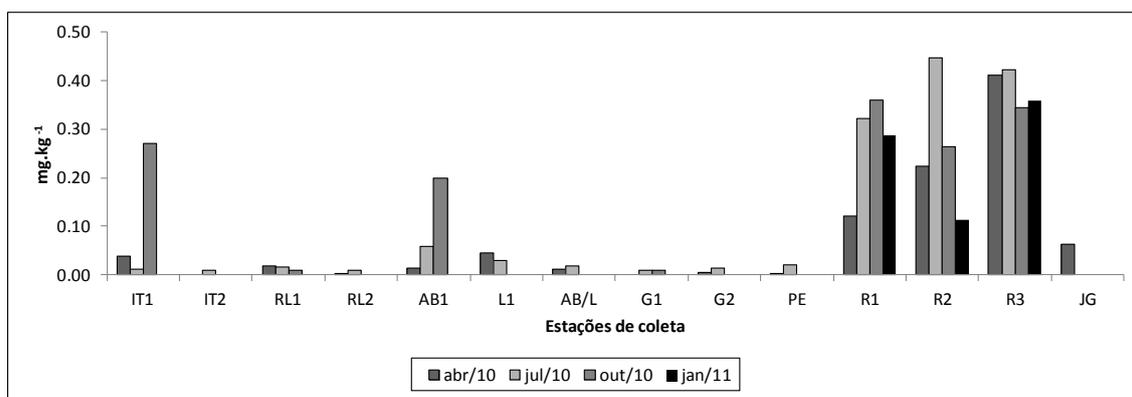


Figura 37. Valores de concentração de cobre obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos por Nascimento & Mozeto (2008) (45 mg.Kg^{-1}).

3.3.5.4. Ferro (Fe)

As concentrações de ferro encontradas foram maiores no ambiente lântico do que nos lóticos, com valores máximos registrados em julho/10, para R3 (62,8 mg.Kg⁻¹) e mínimo em outubro/10, para R1 (46,1 mg.Kg⁻¹) (Figura 39, Apêndice 2 - Tabela 16). Nos tributários, as maiores concentrações detectáveis foram registradas em outubro/10, para IT1 (51,6 mg.Kg⁻¹) e AB1 (46,5 mg.Kg⁻¹) e as menores em abril/10 (1,65 mg.Kg⁻¹) e julho/10 (1,24 mg.Kg⁻¹) para G1.

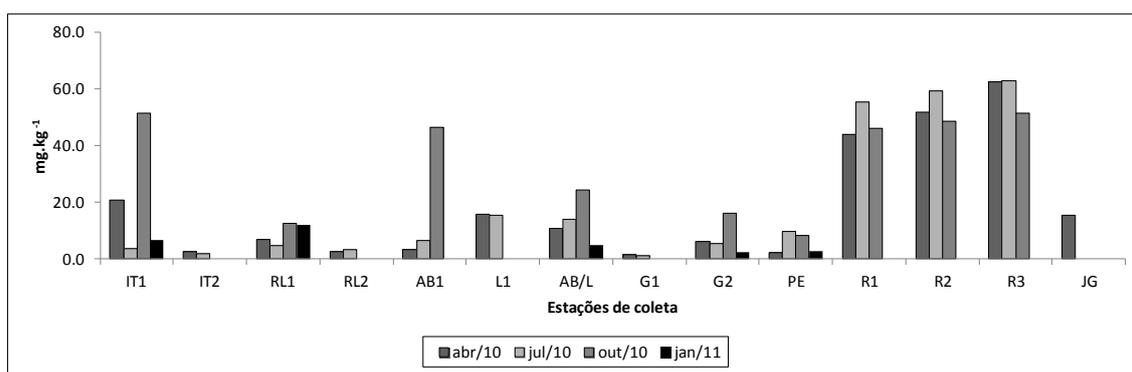


Figura 38. Valores de concentração de ferro obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.3.5.5. Níquel (Ni)

Segundo Nascimento & Mozeto (2008) a concentração média de referência de níquel nos sedimentos dos reservatórios do rio Tietê é de 45 mg.Kg⁻¹. No monitoramento realizado na presente pesquisa não se verificou nenhuma concentração acima do valor de referência. Nos tributários, as maiores concentrações detectadas ocorreram em outubro/10 para IT1 (0,05 mg.Kg⁻¹) e AB/L (0,043 mg.Kg⁻¹) e as menores em abril/10 para L1 (0,0006 mg.Kg⁻¹) e G1 (0,0006 mg.Kg⁻¹) (Figura 39, Apêndice 2 - Tabela 16). No ambiente lântico foram registradas as maiores concentrações em comparação com os tributários, com valor máximo em outubro/10 para R1 (0,11 mg.Kg⁻¹) e mínimo em julho/10 para R3 (0,03 mg.Kg⁻¹). Os resultados obtidos demonstram, de forma nítida as diferenças entre os sistemas, ressaltando o caráter acumulativo representado pelos reservatórios.

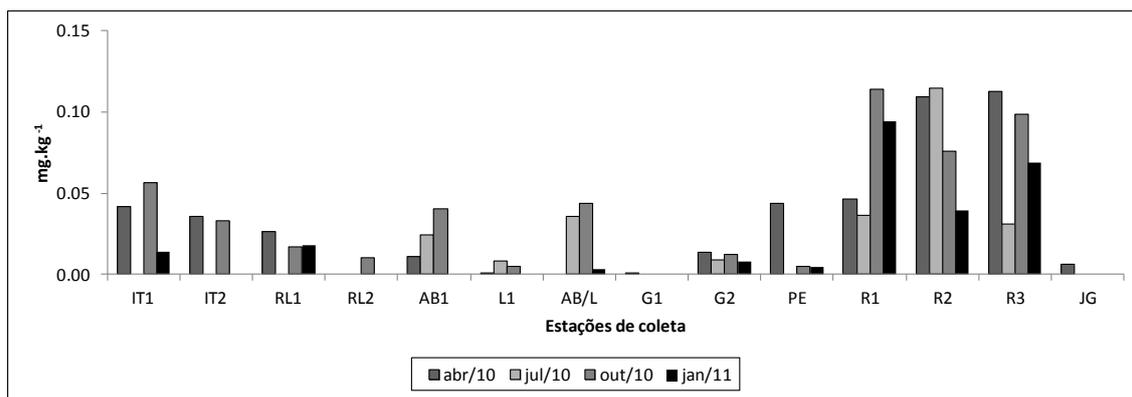


Figura 39. Valores de concentração de níquel obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos por Nascimento & Mozeto (2008) (45 mg.Kg^{-1}).

3.3.5.6. Magnésio (Mg)

Para o magnésio, as maiores concentrações foram registradas no ambiente lântico, com os maiores valores ocorrendo em R1, com valor máximo em julho/10 ($3,51 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e mínimo em abril/10 ($1,19 \text{ mg.Kg}^{-1}$) (Figura 40, Apêndice 2 - Tabela 17). Nos tributários os maiores valores foram obtidos em IT1, com máximo em outubro/10 ($2,61 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e mínimo em janeiro/11 ($0,97 \text{ mg.Kg}^{-1}$). As menores concentrações foram detectadas em G2, com valor máximo em julho/10 ($0,40 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e mínimo em janeiro/11 ($0,07 \text{ mg.Kg}^{-1}$).

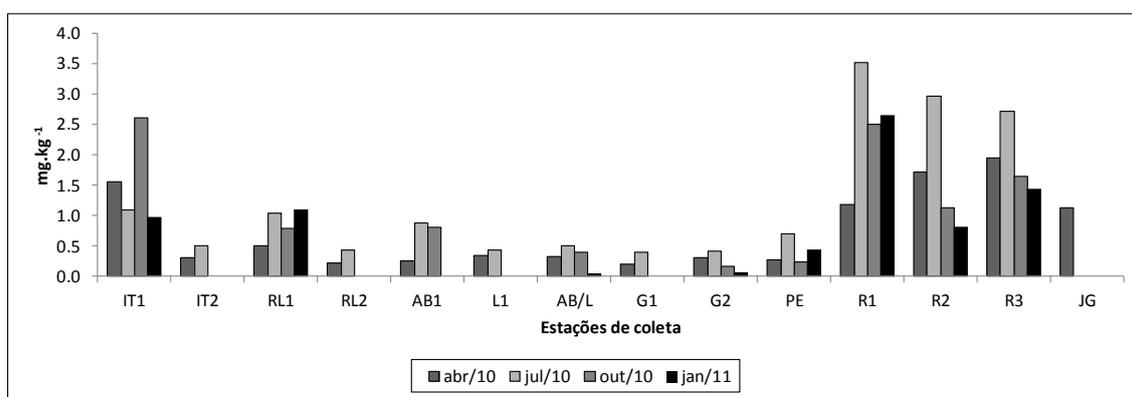


Figura 40. Valores de concentração de magnésio obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.3.5.7. Manganês (Mn)

As maiores concentrações de manganês foram obtidas nas estações de coleta do reservatório do Lobo, com valor máximo em R3, em julho/10 ($7,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e mínimo em janeiro/11 ($3,66 \text{ mg.Kg}^{-1}$). As menores concentrações foram verificadas em R1, com máximo em julho/10 ($4,35 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e mínimo em abril/10 ($1,78 \text{ mg.Kg}^{-1}$), conforme demonstrado na Figura 41 (Apêndice 2 - Tabela 17).

As menores concentrações foram registradas para os ambientes lóticos, sendo que o maior valor foi obtido em AB1, em outubro/10 ($3,85 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e o menor em abril/10 ($0,34 \text{ mg.Kg}^{-1}$). A menor concentração observada nos ambientes lóticos ocorreu em G1 ($0,0006 \text{ mg.Kg}^{-1}$), em abril/10.

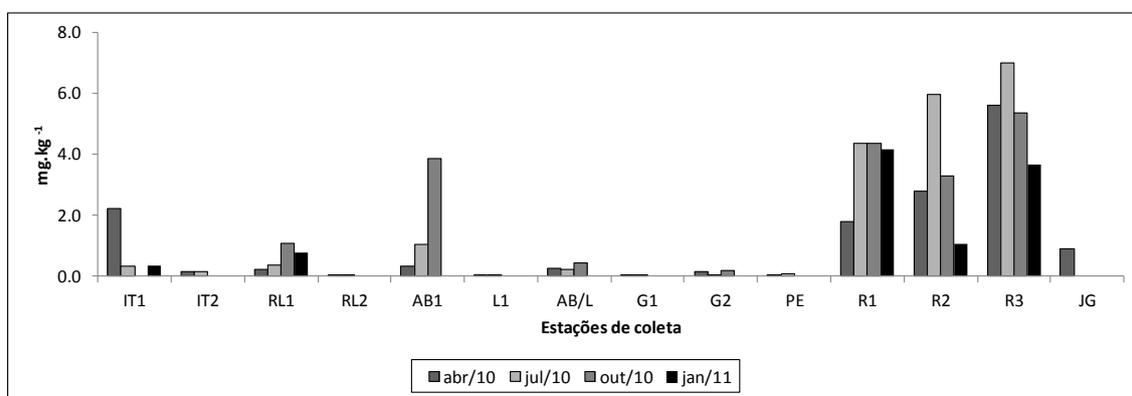


Figura 41. Valores de concentração de manganês obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.3.5.8. Zinco (Zn)

As concentrações médias de zinco registradas para os sedimentos nos reservatórios do rio Tietê foram de 94 mg.Kg^{-1} (NASCIMENTO & MOZETO, 2008), sendo este valor considerado como referência para o sistema. Na análise dos ambientes aquáticos da bacia hidrográfica do Lobo nenhum dos valores de zinco obtidos estiveram acima do valor de referência. As maiores concentrações ocorreram no ambiente lêntico, com maior valor em R1, em outubro/10 ($1,60 \text{ mg.Kg}^{-1}$), e menor em abril/10 ($0,49 \text{ mg.Kg}^{-1}$). As menores concentrações foram registradas em R3, com valor máximo em julho/10 ($0,73 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e mínimo em janeiro/11 ($0,47 \text{ mg.Kg}^{-1}$). Em relação aos

ambientes lóticos, não foi detectado o elemento zinco em muitas estações de coleta, com exceção de IT1, em outubro/10 ($0,33 \text{ mg.Kg}^{-1}$), AB1 em julho/10 ($0,01 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e outubro/10 ($0,28 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e AB/L em julho/10 ($0,028 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e outubro/10 ($0,026 \text{ mg.Kg}^{-1}$) (Figura 42, Apêndice 2 - Tabela 17).

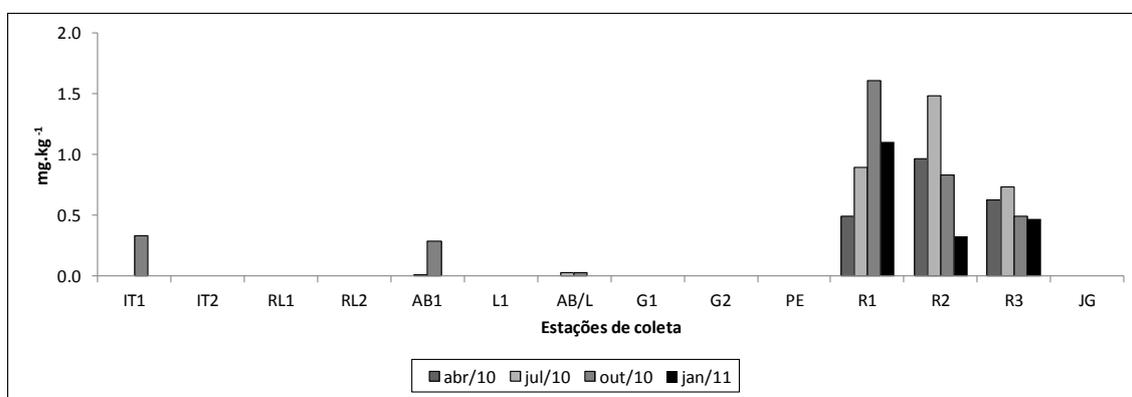


Figura 42. Valores de concentração de zinco obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos por Nascimento & Mozeto (2008) (94 mg.Kg^{-1}).

3.3.5.9. Chumbo (Pb)

Nascimento & Mozeto (2008) estabeleceram a concentração média de chumbo para os sedimentos dos reservatórios do rio Tietê em 42 mg.Kg^{-1} (valor de referência). No monitoramento realizado nos ambientes aquáticos da bacia hidrográfica do Lobo não foram registrados valores superiores aos obtidos no estudo desenvolvido pelos autores no rio Tietê. Nos tributários as maiores concentrações foram registradas em abril/10, em L1 ($0,37 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e AB/L ($0,27 \text{ mg.Kg}^{-1}$). Os menores valores foram detectados em outubro/10 para L1 ($0,025 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e G1 ($0,025 \text{ mg.Kg}^{-1}$). No reservatório os maiores valores de chumbo ocorreram em R3, estando entre $0,075$ e $0,62 \text{ mg.Kg}^{-1}$ (respectivamente em outubro e abril/10), conforme verificado na Figura 43 (Apêndice 2 - Tabela 17).

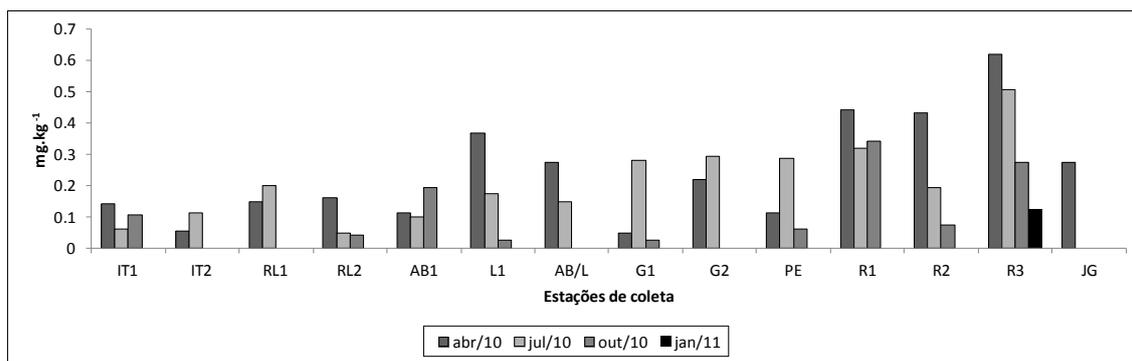


Figura 43. Valores de concentração de chumbo obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos por Nascimento & Mozeto (2008) (42 mg.Kg⁻¹).

3.3.5.10. Cobalto (Co)

Os valores médios de cobalto para os reservatórios do rio Tietê foram de 45 mg.Kg⁻¹ (NASCIMENTO & MOZETO, 2008). Nos tributários da bacia hidrográfica do Lobo as concentrações de cobalto foram baixas, com exceção de outubro/10, em IT1 (0,19 mg.Kg⁻¹) e AB1 (0,07 mg.Kg⁻¹) e em abril/10 para RL1 (0,003 mg.Kg⁻¹). No reservatório as concentrações de cobalto foram maiores, assim como em todas as análises de metais biodisponíveis no sedimento, com valores máximos em julho/10 para R3 e mínimos em outubro/10 para R3 (Figura 44, Apêndice 2 - Tabela 17).

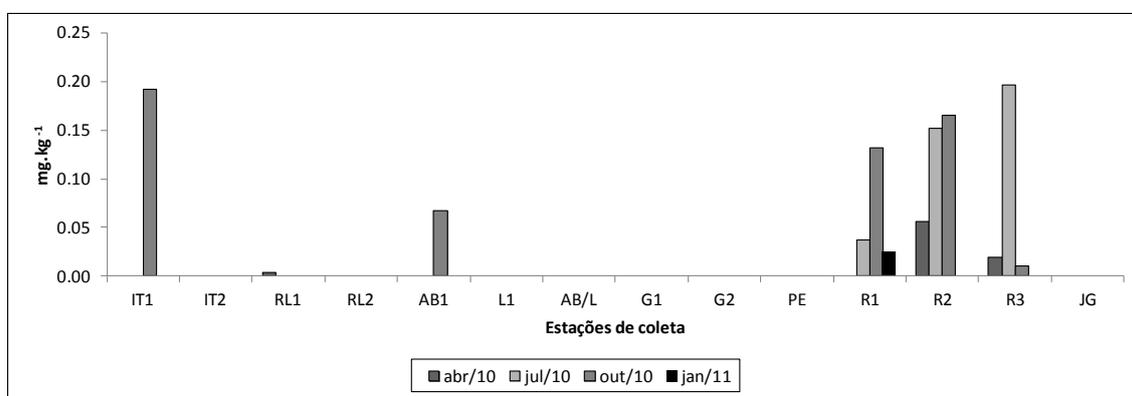


Figura 44. Valores de concentração de cobalto obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011), com os limites estabelecidos por Nascimento & Mozeto (2008) (45 mg.Kg⁻¹).

A CETESB (2010) utiliza valores de metais para a avaliação da qualidade dos sedimentos, adotando uma classificação química dos contaminantes tóxicos em

sedimentos de água doce em função da concentração dos metais. Essas concentrações são baseadas nos valores estabelecidos pelo Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 2002), que tem como objetivo principal a proteção da vida aquática. Na comparação com os valores de metais obtidos para as estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, verifica-se que todas as estações e períodos de coleta estão classificados como nível ótimo, na escala de ponderações do CCME (2002).

Tabela 6. Proposta de classificação química de contaminantes tóxicos em sedimentos de água doce (mg.kg^{-1}) proposta pelo CCME (2002) e adotada pela CETESB (2010).

Metais	Ótima	Boa	Regular	Ruim	Péssima
Cd	< 0.6	$\geq 0.6 - 2.1$	$> 2.1 - < 3.5$	3.5 - 5.3	> 5.3
Pb	< 35	$\geq 35 - 63.2$	$> 63.2 - < 91.3$	91.3 - 137	> 137
Cu	< 35.7	$\geq 35.7 - 116.4$	$> 116.4 - < 197$	197 - 295.5	> 295.5
Cr	< 37.3	$\geq 37.3 - 63.7$	$> 63.7 - < 90$	90 - 135	> 135
Ni	< 18	$\geq 18 - 27$	$> 27 - < 36$	36 - 54	> 54
Zn	< 123	$\geq 123 - 219$	$> 219 - < 315$	315 - 473	> 473

3.3.6. Análise dos dados

3.3.6.1. Análise de variância

O fator sazonalidade foi avaliado pelo teste de significância univariada (ANOVA), verificando-se diferença significativa ($p < 0,05$) apenas para algumas variáveis, tais como fósforo orgânico total e para os metais chumbo e cromo (Apêndice 2 - Tabela 11).

3.3.6.2. Análise do componente principal (PCA)

A análise do componente principal (PCA) das variáveis limnológicas e dos metais biodisponíveis do compartimento sedimento da bacia hidrográfica do Lobo indicam que o primeiro eixo (F1) explicou 60,08% da variabilidade e o eixo 2 (F2) explicou 12,50% da variabilidade, totalizando 72,58% de variação (Figura 46, Apêndice 2 - Tabela 12).

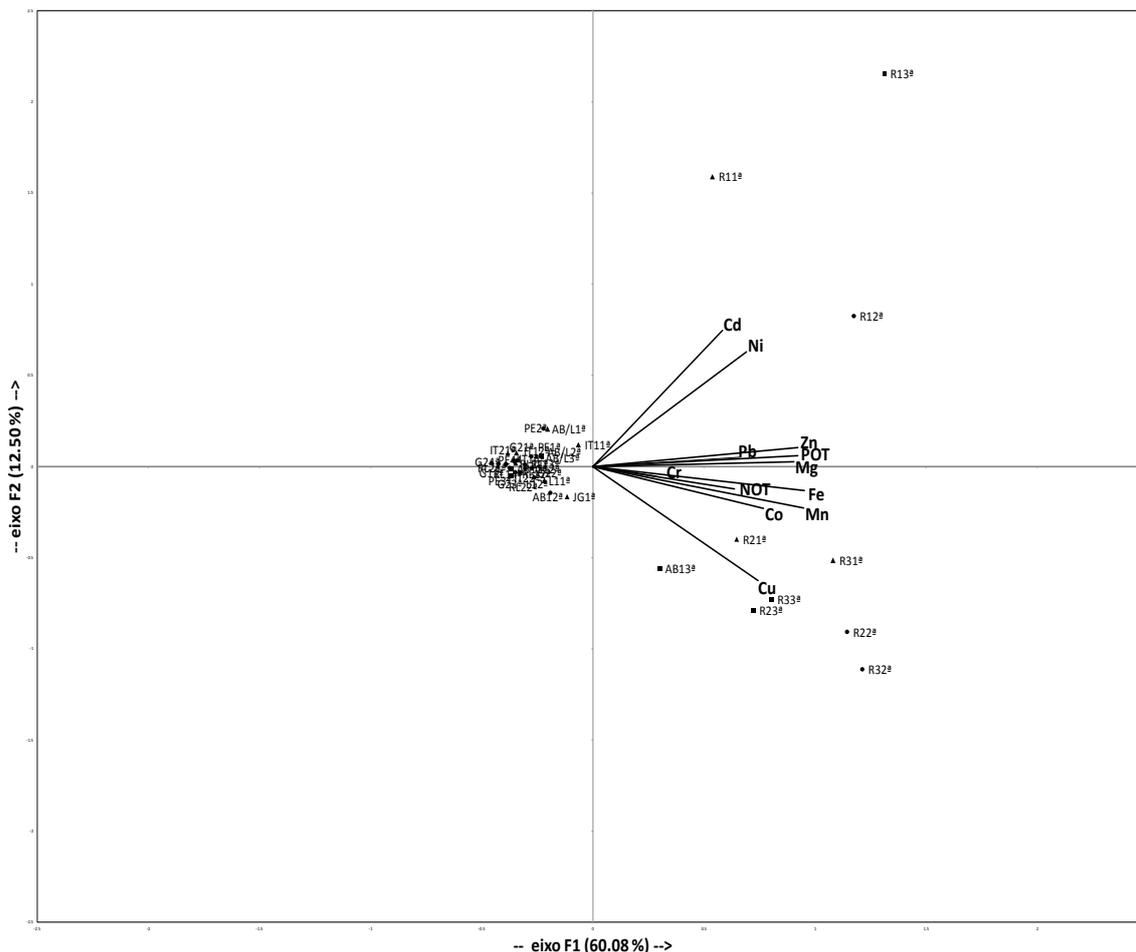


Figura 46. Diagrama de dispersão representando os dois primeiros eixos da análise de componente principal (PCA), mostrando as variáveis limnológicas e metais biodisponíveis nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011). Ordenação 1^a- 4^a: períodos sequenciais de amostragem. Abreviaturas das variáveis amostrais e respectivas correlações com os eixos, conforme Apêndice 2 Tabela 14.

3.3.6.3. Análise de Agrupamento (Bray-Curtis)

Ao considerar a análise de similaridade de Bray-Curtis para o compartimento sedimento, em todas as estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, não se verifica agrupamentos decorrentes da escala temporal. Porém, diferenciam-se os agrupamentos espacialmente, uma vez que as estações amostrais dos tributários foram agrupadas separadas das estações de coleta localizadas no reservatório do Lobo. A similaridade entre as estações de coleta dos tributários foi de 45% e as do reservatório foi de 84% (Figura 45).

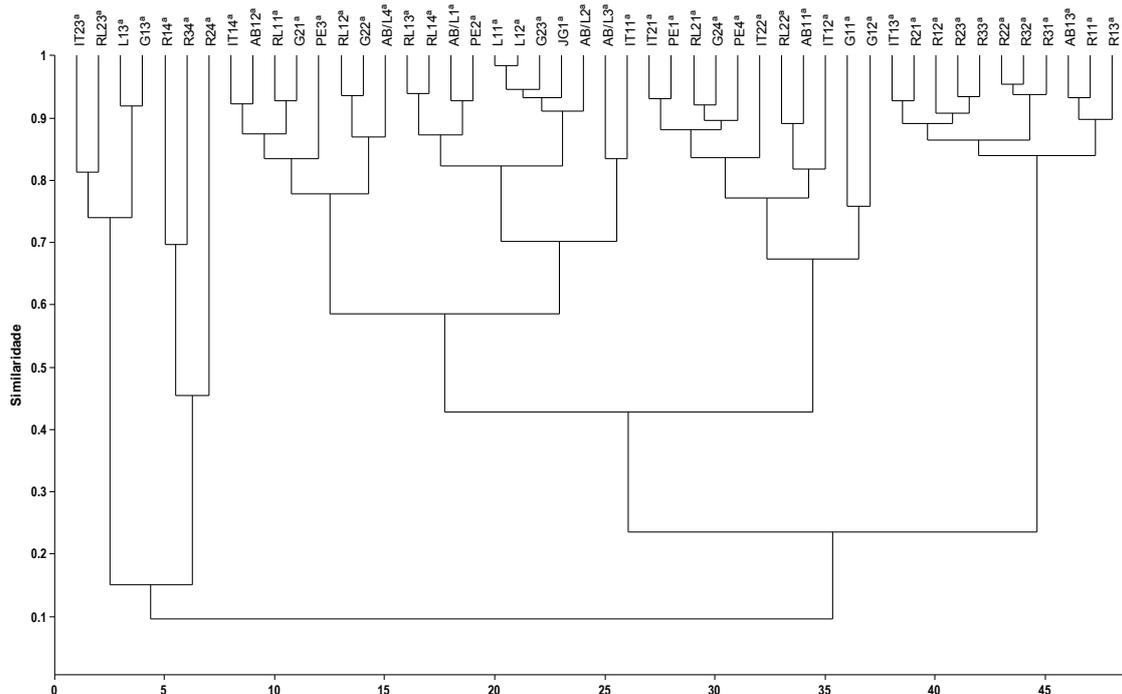


Figura 45. Análise de similaridade de Bray-Curtis dos valores limnológicos e metais obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo (coeficiente de correlação cofenético = 0,91), para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011). Ordenação 1^a - 4^a: períodos sequenciais de amostragem.

4. DISCUSSÃO

Os resultados obtidos durante o período de estudo nos ecossistemas lóticos e lênticos da bacia hidrográfica do Lobo indicam diferenças significativas sazonais e espaciais, caracterizando os efeitos das condições climatológicas (períodos seco e chuvoso) e as peculiaridades estruturais e funcionais dos tributários e reservatório. Além disso, são evidentes as diferenças encontradas nos tributários em função dos usos e ocupação da bacia hidrográfica, bem como das estações de coleta distribuídas no reservatório, refletindo alterações físicas, químicas e biológicas em decorrência de processos erosivos, deposicionais, padrão de mistura e produção autóctone.

Em relação aos efeitos das variáveis climatológicas, verifica-se que os maiores índices pluviométricos ocorreram entre novembro e abril, período em que as temperaturas são mais elevadas e a ação do vento menos frequente. Por outro lado, situação contrária é registrada entre maio e outubro, com maior intensidade do vento, menores valores de temperatura e de pluviosidade, impondo aos sistemas lóticos e

lênticas funções de força distintas que, aliadas as características dos ambientes (profundidade, por exemplo), podem inserir mudanças substanciais na estrutura e nos mecanismos de funcionamento de cada um. Como mencionado por Tundisi et al (2003), o vento, com maior intensidade no período seco, influencia o movimento e provoca a mistura das águas, refletindo em alterações na temperatura, na concentração de oxigênio dissolvido, na disponibilização de nutrientes, na concentração de clorofila e nos processos sedimentológicos. Por outro lado, no período chuvoso, como postulado pelos autores, a contribuição de material alóctone é maior, principalmente de sedimentos e nutrientes, promovendo ainda uma reorganização estrutural em função do aumento do nível da água nos diferentes ambientes. Ressalta-se que essa situação foi verificada no presente estudo, com maior intensidade em janeiro/2011, período no qual o volume dos tributários e reservatórios aumentou de forma substancial, favorecendo o arraste e a incorporação de materiais, mas também a perda de componentes biológicos do sistema em função do aumento da vazão dos diferentes corpos de água. Portanto, reconhece-se na bacia hidrográfica do Lobo o efeito marcante da sazonalidade como um dos fatores importantes de reorganização estrutural e funcional dos ecossistemas, além dos usos diferenciados da bacia hidrográfica.

Em relação às variáveis abióticas verifica-se que a desconformidade de muitos valores do potencial hidrogeniônico (pH) em relação à resolução CONAMA 357/05 está mais relacionada as características do solo da região do que propriamente aos impactos antrópicos, evidenciando ambientes mais ácidos, conforme relatado por diversos autores (TUNDISI et al., 2003; ARGENTON, 2004; TUNDISI & TUNDISI, 2008). Isso pode ser explicado pela geomorfologia encontrada na região, representada por formações rochosas arenosas, com manchas de solos mais férteis devido à presença do basalto. Evidenciando essa característica têm-se as formações savânicas do tipo Cerrado como vegetação dominante na bacia hidrográfica, a qual é encontrada associada aos solos ácidos (SILVA et al., 2011). Porém, não se pode descartar para algumas estações amostrais o efeito da descarga de poluentes orgânicos, como ocorrido, por exemplo, em AB/L, contribuindo para a acidificação das águas.

Os valores de condutividade elétrica encontrados também se sobressaem para a estação de coleta AB/L, a qual recebe parte da emissão dos efluentes líquidos domésticos da cidade de Itirapina/SP, carreando uma quantidade elevada de carga

orgânica e de sais, contribuindo para o aumento da condutividade. Nos demais locais de coleta os elevados valores de condutividade podem estar relacionados à influência das atividades agrícolas na área de entorno, tais como pecuária extensiva, cana-de-açúcar e cultivo de *Eucalyptus* em IT1 e RL1 e supressão total da vegetação ripária em AB1, o que possibilita um maior aporte de material orgânico e sais para o corpo hídrico.

Nas estações amostrais a variável oxigênio dissolvido esteve em conformidade com a resolução CONAMA 357/05, com exceção de AB/L, em função da carga orgânica proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto do município de Itirapina. O oxigênio dissolvido é um dos gases mais importantes para estruturação e dinâmica dos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1988). Além disso, a solubilidade do oxigênio na água está diretamente ligada à variação da temperatura, de modo que quanto maior a temperatura, maior a taxa de desprendimento desse gás para a atmosfera (ALLAN & CASTILHO, 2007). Nesse sentido, a redução do sombreamento dos corpos de água pela supressão da vegetação ripária causa um aumento da temperatura da água pelo aumento da incidência de luz (ALLAN, 2004; TERESA & CASATTI, 2010). Em relação à bacia hidrográfica do Lobo, nas estações de coleta com ausência de vegetação ripária (IT1, RL1, AB1, Ab/L e PE) as temperaturas da água registradas foram as mais elevadas. Em períodos de intensas precipitações (como encontrado em janeiro/11), que implica em um maior aporte de material em suspensão, as concentrações de oxigênio dissolvido tendem a sofrer uma redução (TUNDISI & TUNDISI, 2008), a qual é ocasionada pela redução da transparência da água, interferindo no processo de fotossíntese. Como mencionado por Oliveira & Goulart (2000), os baixos níveis de oxigênio dissolvido estão associados ao aumento da vulnerabilidade ecológica para os organismos aquáticos, limitando a permanência de indivíduos e diminuindo a biodiversidade para alguns grupos.

Nesse sentido, os valores de turbidez podem auxiliar na análise dos efeitos do carreamento de material em suspensão, uma vez que a turbidez da água representa a medida da capacidade em dispersar a radiação (ESTEVES, 1988). No presente estudo, os maiores valores de turbidez coincidiram com os meses de maior insolação média registrada, outubro/10 e janeiro/11, mas que também representaram os meses de maior pluviosidade. Um dos fatores de impacto que contribuem para o aumento da turbidez na água está relacionado ao uso de embarcações na represa do Lobo, promovendo movimentações da coluna de água e a ressuspensão do material em suspensão orgânico

e inorgânico (TUNDISI et al., 2003), além das supressão da vegetação ripária, a qual funciona como um sistema tampão, retendo parte dos sedimentos que são transportados via *runoff*. Os autores também mencionam que o aumento da turbidez contribui para manter condições favoráveis à proliferação de algumas espécies de cianobactérias que são mais tóxicas ao ambiente.

Em relação ao aporte de nutrientes, tem-se verificado que as alterações antrópicas são as principais fontes de mudanças no ciclo de nitrogênio, ocasionando degradação da qualidade dos ecossistemas aquáticos (ALLAN et al., 1997; TOWNSEND et al., 2004). No presente estudo, a emissão de efluentes líquidos oriundos da cidade de Itirapina/SP, *run-off* de fertilizantes químicos na agricultura e a pecuária são os fatores do acréscimo de compostos nitrogenados (nitrito, nitrato, íon amônio e nitrogênio dissolvido) nos ambientes aquáticos analisados. Na estação de coleta AB/L, por exemplo, em todo o período de estudo as concentrações das formas nitrogenadas (total e dissolvidas) foram muito superiores as encontradas nas demais localidades, indicando o aporte contínuo da carga orgânica proveniente da Estação de tratamento de esgoto de Itirapina. Menciona-se, ainda, que visualmente se observa a diferença na coloração da água após o encontro dos córregos Limoeiro e Água Branca. Outro nutriente importante ao metabolismo dos ecossistemas aquáticos é o fósforo, o qual é considerado o principal fator responsável pela produtividade e a eutrofização artificial de águas continentais (ESTEVES, 1988). O fluxo desse nutriente depende dos processos geoquímicos encontrados nas bacias hidrográficas, sendo que em localidades com vegetação ripária o fósforo é conservado enquanto que ao ocorrer o desmatamento os sistemas geralmente perdem fósforo (TUNDISI & TUNDISI, 2008). Em ambientes aquáticos o fósforo tem origem natural pelo intemperismo de rochas da bacia hidrográfica ou carreados pela atmosfera, enquanto que as formas artificiais estão relacionadas à emissão de efluentes e uso de fertilizantes na agricultura (ESTEVES, 1988). Para as formas fosfatadas, novamente o fator preponderante está relacionado ao lançamento de efluentes líquidos da cidade de Itirapina/SP, verificando-se que a estação de coleta AB/L é aquela que mais se diferencia das demais nos quatro períodos de estudo. Além das variáveis físicas e químicas, outros atributos também são monitorados quando se avalia o estado trófico de um ecossistema aquático, incluindo a concentração de clorofila *a*, a qual representa um dos principais pigmentos

fotossintéticos e um indicador da biomassa algal pelo peso seco do material orgânico (CETESB, 2010). No presente estudo as concentrações de clorofila foram bem menores nos tributários (o que seria esperado em função do fluxo de água, o que limita o estabelecimento de uma comunidade de algas e de macrófitas aquáticas, por exemplo) em relação ao reservatório (R1, R2 e R3) e a estação de coleta localizada a jusante da barragem (JG). O ambiente lântico possui as maiores concentrações de clorofila *a* registradas, em função do maior tempo de retenção da água, maior concentração de nutrientes e maior disponibilidade de luz, favorecendo o desenvolvimento do fitoplâncton, principalmente relacionado à velocidade da corrente (ALLAN & CASTILHO, 2007; TUNDISI & TUNDISI, 2008).

Com os valores de fósforo e clorofila pode ser estimado o Índice de Estado Trófico do ecossistema aquático, o que representa o nível de eutrofização do ambiente, o qual está associado ao aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, implicando no aumento da produtividade dos ambientes aquáticos (ESTEVES, 1988, TIAN et al., 2011). Na escala ecológica esse processo provoca intensa proliferação de algas e macrófitas, sendo que a produção primária excessiva se sedimenta e, aliado à alça microbiana, tem suporte para intensas atividades químicas que mobilizam o oxigênio do meio (FRANCESCHINI et al., 2010). Os corpos de água analisados no presente estudo foram classificados como em sua maioria como mesotrófico/eutrófico. Delello (2008), em seu estudo sobre a distribuição de macrófitas aquáticas no reservatório do Lobo, caracterizou o ambiente como oligotrófico/mesotrófico, o que mostra uma modificação desse ambiente em um curto período de tempo, bem como a necessidade de se avaliar, de forma mais constante, os *inputs* de nutrientes em função das atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica. O aporte de nutrientes, que está associado às descargas de efluentes e o *run-off* de fertilizantes utilizados na agricultura, tornam o rio Itaqueri um dos principais responsáveis pela eutrofização do reservatório do Lobo, conforme descrito por diversos autores (MORAES, 1978; OISHI, 1990; SOUZA, 1993; TUNDISI et al., 2003; ARGENTON, 2004; DELELLO, 2008).

Segundo CORBI et al (2006), a descarga de efluentes e a lixiviação do solo em áreas agrícolas também são as principais fontes de entrada de metais em ambientes aquáticos. Para a bacia hidrográfica do Lobo, os reduzidos valores de metais (em

conformidade com os limites estabelecidos pela legislação vigente na maioria das estações amostrais) e a não detecção de pesticidas organoclorados e organofosforados durante as análises, evidencia um ambiente com reduzido aporte de metais e pesticidas, conforme corroborado com os estudos de Tonissi (1999) e Delello (2008). Porém, a não detecção de pesticidas pelos métodos analíticos utilizados nas estações amostrais poderia ser atribuída às rápidas transformações químicas que esses elementos sofrem em sistemas aquáticos, como por exemplo, fotólise, adsorção as partículas suspensas, atividade microbiana e estabilidade ambiental dos compostos (SÁNCHEZ et al., 2006; MARQUES et al., 2011). De forma complementar, alguns estudos ainda indicam que as análises determinam o princípio ativo de um determinado agrotóxico, mas o produto comercial utilizado pelo agricultor contém muitas outras substâncias que podem ser mais tóxicas do que o próprio princípio ativo (NOVELLI et al, 2012). Em relação aos metais, embora estes estejam em sua maioria em conformidade com a resolução CONAMA 357/05, isso não significa que os efeitos tóxicos sejam nulos, uma vez que metais são persistentes no ambiente (como verificado nas amostras de sedimento do reservatório do Lobo), podendo ter efeitos deletérios crônicos na comunidade biológica, ou mesmo agudos, em função da sensibilidade diferenciada das espécies. Além disso, metais isolados podem ter efeitos diferentes dos metais combinados, ou seja, podem ocorrer ações sinérgicas que não são avaliadas quando se estipula um valor de referência.

Considerando a característica cumulativa (ou persistente) de muitos xenobióticos, a análise das amostras de sedimento se torna essencial, pois pode contribuir para uma abordagem temporal (relacionado ao tempo de deposição dos metais, por exemplo) e também para verificar o quanto está disponível para a comunidade biótica, inserindo efeitos deletérios em situações de ressuspensão do sedimento ou processos químicos que favoreçam a liberação dos mesmos para a coluna da água. Os sedimentos da represa do Lobo têm sido caracterizados nos últimos 40 anos por diversos estudos como sendo um sistema de baixa concentração de matéria orgânica (TUNDISI & TUNDISI, 2010), como registrado no presente estudo. Porém, nesse sistema o aporte da matéria orgânica é potencializado pela presença de bancos de macrófitas à montante da represa, com intensa atividade de decomposição das frações orgânicas para o substrato e, somado à presença de partículas granulométricas mais

finas encontradas no substrato da represa, podem facilitar a adsorção dos compostos ao sedimento. A origem da matéria orgânica nos sedimentos de ambientes aquáticos pode ser autóctone ou alóctone, derivando de processos como escoamento superficial, precipitação atmosférica, erosão de encostas, tipo de substrato, decomposição excessiva e atividade antrópica (LAMPERT & SOMMER, 2007). No caso do sistema em estudo, a supressão da vegetação ciliar dos riachos tributários, que potencializa o processo de assoreamento (ALLAN 2004; FERREIRA & CASATTI, 2006; TUNDISI & TUNDISI, 2010; TERESA & CASATTI, 2010), aliada à descarga de aporte orgânico, são as principais fontes de matéria orgânica para a represa do Lobo.

Como mencionado anteriormente, o sedimento representa um compartimento no ambiente aquático responsável pelo acúmulo de substâncias, tornando-se um sumidouro desses elementos, em casos onde a decomposição da matéria orgânica é mais lenta do que a sua oxidação (LAMPERT & SOMMER, 2007). Desse modo as frações granulométricas do sedimento refletem os resultados das integrações dos processos em um ecossistema aquático, sendo uma das mais importantes variáveis utilizadas para diagnosticar os impactos em um ambiente (ESTEVES, 1988). As partículas do substrato representam um importante compartimento relacionado a funções bióticas e abióticas, sendo suas alterações responsáveis por ocasionar mudanças na complexidade das teias alimentares verificadas em ambientes aquáticos continentais em região tropical (SANCHEZ et al., em prep.).

Na bacia hidrográfica do Lobo, as maiores frações granulométricas (areia média e fina) foram registradas para os ambientes lóticos, enquanto as menores frações granulométricas (silte e argila) foram registradas para o ambiente lêntico. Isso ocorre porque em sistemas fluviais o fluxo de água pode ser considerado uma das mais importantes variáveis que influenciam o ambiente (HART & FINELLI, 1999), especialmente a forma do canal e a composição das partículas do sedimento (ALLAN & CASTILHO, 2007). Segundo os autores, o fluxo pode influenciar fortemente a estrutura física e as forças hidráulicas que operam na porção bentônica e nos micro-habitats ocupados por grande parte da biota, de modo a exercer um importante papel nas interações ecológicas, taxas de transferência e ciclagem de energia e materiais.

Para o sistema em estudo, a sedimentação é potencializada pela presença de uma mineradora de areia nas proximidades de um dos tributários principais da represa do

Lobo, o rio Itaqueri. A implantação e operação desse tipo de empreendimento propiciam inúmeros impactos para o ambiente aquático, degradando-os pela sedimentação excessiva (TUNDISI et al., 2003). Os autores relatam experimentos comprovando os efeitos da mineração no acúmulo de detritos e morte das macrófitas aquáticas, produzindo aumento de nitrogênio e fósforo no sedimento nas localidades a montante da represa.

Além dos efeitos físicos (relacionados ao processo sedimentar), as maiores concentrações de nutrientes em ambientes aquáticos continentais se encontram dispostos no compartimento sedimento (ESTEVES, 1988). No reservatório do Lobo as concentrações de nitrogênio e fósforo no sedimento foram maiores em relação aos tributários, seguindo as mesmas tendências encontradas para os valores de matéria orgânica e granulometria. Isso se deve a dinâmica dos nutrientes nos sedimentos, sendo transformados por processos de oxidação, oxirredução, adsorção e decomposição (LAMPERT & SOMMER, 2007) mediada por fatores físicos, químicos e biológicos.

Para os metais potencialmente biodisponíveis detectados no sedimento, devido à ausência de padrões/limites ditados por legislações específicas, os resultados foram comparados com as médias dos valores obtidos no projeto Qualised, no qual se analisou os sedimentos dos reservatórios ao longo do rio Tietê (NASCIMENTO & MOZETO, 2008). Esses valores não diferem dos encontrados e utilizados como padrão por órgãos ambientais internacionais como, por exemplo, os critérios orientadores canadenses (CCME, 2002). Assim, os resultados obtidos no presente estudo indicam que os ambientes aquáticos da bacia hidrográfica do Lobo se caracterizam como um sistema com reduzida concentração de metais, o que é corroborado por outros trabalhos desenvolvidos nos últimos anos (ARGENTON, 2004; DELELLO, 2008), bem como com os valores de referência estabelecidos por Nascimento & Mozeto (2008) e ainda com as avaliações de qualidade do sedimento utilizadas pelos órgãos ambientais (CETESB, 2010). Considerando a classificação deste órgão ambiental, a qualidade dos sedimentos dos corpos hídricos amostrados no período de estudo é considerada como sendo ótima para a proteção da vida aquática.

Pelas análises estatísticas realizadas para esse compartimento (análise de similaridade e análise do componente principal), a bacia hidrográfica do Lobo possui diferenças entre os sedimentos dos ambientes lóticos e lênticos, o que foi evidenciado

pela contribuição diferenciada de matéria orgânica, granulometria, nutrientes e metais entre tributários e reservatório. Além disso, de forma similar ao compartimento aquático, também se verificou os efeitos da sazonalidade na diferenciação dos sistemas.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O diagnóstico ambiental realizado nos ambientes aquáticos da bacia hidrográfica do Lobo evidencia que os ambientes lênticos e lóticos estão sujeitos a inúmeros impactos antropogênicos (mineradora, efluentes domésticos, agricultura, pecuária, atividades turísticas, urbanização, supressão da vegetação natural), os quais resultam em modificações complexas na estruturação e funcionamento dos ecossistemas.

Aliado à pressão antrópica, as alterações climáticas anuais (como precipitação, vento e temperatura) também promovem reorganizações estruturais e funcionais em escalas de tempo diferenciadas, com maior contraste quando se avalia os períodos seco e chuvoso, nos quais se registra uma maior amplitude entre os valores mínimos e máximos registrados para cada variável climática.

Existe uma clara diferença entre os sistemas lóticos e lênticos, verificando-se que esta se baseia principalmente nas características físicas do sistema (como morfometria e fluxo de água), impondo condições mais ou menos restritivas ao estabelecimento das comunidades biológicas em função da maior ou menor concentração de nutrientes, disponibilidade de luz, diferenciação de habitats, entre outros. Entre os tributários, a maior diferença se relaciona com as atividades que são desenvolvidas na área de entorno, com a presença ou não da mata ciliar e com as características hidrodinâmicas do corpo hídrico.

Os resultados das análises físicas e químicas indicam que os ecossistemas aquáticos ainda mantêm condições adequadas para o estabelecimento e proteção da vida aquática, quando se compara com os valores de referência estabelecidos para sedimento e qualidade da água, embora se verifique um aumento no grau de trofia do reservatório de oligo-mesotrófico para meso-eutrófico em relação aos estudos anteriores. Nesse sentido, os tributários Itaqueri, Lobo e Água Branca podem ser considerados como os principais responsáveis por esta alteração, uma vez que em sua maioria apresentaram valores mais elevados de nutrientes, condutividade e material em suspensão. No

entanto, o aumento das fontes difusas, principalmente da monocultura de cana-de-açúcar e das áreas de reflorestamento, também deve ser incluído como um dos elementos estressores.

A beleza cênica da região e a boa qualidade da água tem proporcionado a bacia hidrográfica do Lobo um uso mais intensivo das atividades de lazer, a qual vem sendo desenvolvida de forma inadequada e na contramão das atividades agropastoris (apoiada na qualidade do solo para cultivo e nos programas governamentais), gerando zonas de conflito ecológico, como observado durante as excursões a campo. Considerando esse aspecto, medidas emergenciais de recuperação e manejo integrado dos ecossistemas terrestres e aquáticos devem ser incorporadas ao processo de gestão ambiental, promovendo a minimização dos impactos em curto, médio e longo prazo.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Análise granulométrica de solos**. 32 p. 1968.
- ADDINSOFT. XLSTAT-PRO. Version 7.5.2. **Addinsoft**. New York (www.xlstat.com/en/download/). 2006.
- ALLAN, J. D.; ERICKSON, D. L.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshw. Biol.**, 37:149–61. 1997.
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. Stream ecology structure and function of running waters. 2ª Ed. **Springer Publishers**, 436 p. 2007.
- ALLAN, J. D.; FLECKER, A. S. Biodiversity conservation in running waters. **Bioscience**, 43:32-43. 1993.
- ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, 35:257-84. 2004
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORK ASSOCIATION; WATER CONTROL FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. New York. 19 ed. 1268p. 1995.
- AMORIM, R. M.; HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; NESSIMIAN, J. L. Distribuição espacial e temporal das larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) na seção ritral

do rio Cascatinha, Nova Friburgo, Rio de Janeiro, Brasil. **Lundiana**, 5(2):119-127. 2004

ANDERSEN, J. M. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. **Water Research**, 10:329-331. 1976.

ARGENTON, E. C. **Limnologia, balneabilidade e impactos ambientais: uma análise temporal e espacial na represa do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas, SP**. 2004. 146 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental). CRHEA/EESC/USP, São Carlos, 2004.

BRASIL, RESOLUÇÃO CONAMA nº 375, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. DOU. Brasília. 2005

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). Prepared for the CCME by Environment Canada. Environmental Protection Service. Toxics Pollution Prevention Directorate. **National Inventory of PCBs in Use and PCB Wastes in Storage in Canada: 2001 Annual Report**. Draft version. 2002.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, 632(1):273-283. 2009.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. Effects of Physical Habitat Degradation on the Stream Fish Assemblage Structure in a Pasture Region. **Environ. Manage.**, 38:974-982. 2006.

CHALAR, G.; TUNDISI, J. G. Main processes in the water column determined by wind and rainfall at Lobo (Broa) Reservoir. Implications for phosphorus cycling. In: TUNDISI, J. G. & M. STRASKRABA. 1999. **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos, Backhuys Publishers. 1:53-65. 1999.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. **Qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo. Série Relatórios**. São Paulo. 300 p. 2010.

CORBI, J. J.; STRIXINO, S. T.; SANTOS, A.; DEL-GRANDE, M. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Quim. Nova**, 29(1):61-65. 2006.

- DELELLO, D. **Composição e distribuição (espacial e temporal) de macrófitas aquáticas no reservatório do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas, SP.** 2008. 160 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental). EESC-USP, São Carlos. 2008.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** Editora Interciência, Rio de Janeiro. 602p. 1988.
- FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, 6(3), 25 p. 2006 a.
- FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 32: 642-651. 2006 b.
- FRANCESCHINI, I. M.; BURLIGA, A. L.; PRADO, J. F.; RÉZIG, S. H. **Algas: uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica.** Porto Alegre, Artmed. 332 p. 2010.
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. Methods for chemical and physical analysis of freshwater. **Blackwell Scientific.** 213 p. 1978.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, 4(1):9. 2001.
- HART, D. D.; FINELLI, C. M. Physical-biological coupling in streams: the pervasive effects of flow on benthic organisms. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 30: 363-395. 1999.
- KENNARD, M. J.; PUSEY, B. J.; OLDEN, J.; MACKAY, S. J.; STEINAND, J. L.; MARSH, N. Classification of natural flow regimes in Australia to support environmental flow management. **Freshwater Biology**, 55:171-193. 2010.
- KENNARD, M. J.; PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H.; HARCH B. D.; MACKAY, S. J. Development and application of a predictive model of freshwater fish assemblage composition to evaluate river health in eastern Australia. **Hydrobiologia**, 572:33-57. 2006.
- KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Entomol. Vect.**, 12(2):193-231. 2005.

- KING, S.; WARBUTON, K. The environmental preferences of three species of Australian freshwater fish in relation to the effects of riparian degradation. **Environmental Biology of Fishes**, 78: 307–316. 2007.
- KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: Grasshof, K. (ed.). Methods of seawater analysis. **Verlag. Chemie. Weinheim**, 117-181. 1976.
- KREBS, C. J. Ecological Methodology. **Harper Collins Publishers**, New York. 620 p. 1999.
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 238 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biociências - USP, São Paulo. 2004
- LAMPERT, W.; SOMMER, U. Limnoecology: the ecology of lakes and streams. 2° ed. **Oxford University Press**. 324 p. 2007.
- LANÇAS, F. M. Extração em fase sólida. **Apostila - Instituto de química**, Universidade de São Paulo. 53 p. 1997.
- LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.**, 12:343-346. 1967.
- MACKERETH, H. F. J. H.; HERON, J. & J. F. TALLING. Water analysis: some revised methods for limnologists. **Freshwater Biological Association Scientific Publishers**. 117 p. 1978.
- MARQUES, C. R.; PEREIRA, R.; GONÇALVES, F. Toxicity evaluation of natural samples from the vicinity of rice fields using two trophic levels. **Environ. Monit. Assess.**, 180:521–536. 2011.
- MORAES, E. M. **Ciclo sazonal, distribuições horizontal e vertical e inter-relação ecológicas de nutrientes na Represa do Lobo (Brotas/Itirapina-SP)**. 1978. Dissertação (Mestrado em Ecologia- Instituto de Biociências - USP, São Paulo. 1978.
- NASCIMENTO, M. R. L.; MOZETO, A. A. Reference values for metals and metalloids concentrations in bottom sediments of Tietê river basin, Southeast of Brazil. **Soil & Sediment Contamination**, 17:269-278. 2008.
- NOVAES, J. R. P., 2007. Campeões de produtividade: dores e febres nos canaviais paulistas. **Estudos Avançados**, 21:167-177. 2007
- NUSCH, E. A. Comparison on different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol.**, 14:14-34, 1980.

- OISHI, M. K. **Determinação do potencial trófico das águas dos componentes da bacia hidrográfica da represa do Lobo (Brotas-Itirapina, SP) através de ensaio algal.** 1990. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - EESC/USP. 1990.
- OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. **Acta Scientiarum**, 22(2):445-453. 2000.
- OLSEN, D. A.; MATTHAEI C. D.; TOWNSEND, C. R. Patch history, invertebrate patch dynamics and heterogeneous community composition: perspectives from a manipulative stream experiment. **Marine and Freshwater Research**, 58:307–314. 2007.
- PARKHILL, K. L.; GULLIVER, J. S. Effect of inorganic sediment on whole-stream productivity. **Hydrobiologia**, 472:5-17. 2002.
- PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Marine and Freshwater Research**, 54:1-16. 2003.
- RAYNER, T. S.; PUSEY, B. J.; PEARSON, R. G. Spatio-temporal dynamics of fish feeding in the lower Mulgrave River, north-eastern Queensland: the influence of seasonal flooding, in stream productivity and invertebrate abundance. **Marine and Freshwater Research**, 60:97–11. 2009.
- RIDDLE, C. J.; MATTHAEI, C. D.; TOWNSEND, C. R. The effect of repeated stressor episodes on algal communities in pasture streams. **Marine and Freshwater Research**, 60:446-458. 2009.
- RINCÓN, P. A. Uso do Micro-hábitat em Peixes de Riachos: Métodos e Perspectivas. In: Caramaschi, E. P., Mazzoni, R. & Peres-Neto, P. R. Ecologia de Peixes de Riachos. **Oecologia Brasiliensis vol. VI**. Rio de Janeiro, 48 Programa de Pós-Graduação em Ecologia - Instituto de Biologia UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro. 4:23-90. 1999.
- ROCHA, F. C.; CASATTI, L.; CARVALHO, F. R.; SILVA, A. M. Fish assemblages in stream stretches occupied by cattail (Typhaceae, Angiospermae) stands in Southeast Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 7(2):241-250. 2009.

- SANCHEZ, A. L., CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Em prep. Food web parameters variation according to substrate type in tropical low order streams of a forest remnant from Brazil.
- SÁNCHEZ, P.; KUBITZA, J.; DOHMEN, G. P.; TARAZONA, J. V. Aquatic risk assessment of the new rice herbicide profoxydim. **Environmental Pollution**, 142:181-189. 2006.
- SILVA, A. M.; MORAES, M. L. T.; BUZETTI, S.. Propriedades químicas de solo sob reflorestamento ciliar após 20 anos de plantio em áreas de cerrado. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, 35(1):97-106. 2011.
- SILVÉRIO, P. F. **Partição, biodisponibilidade e toxicidade de metais pesados a organismos bentônicos em sedimentos**. 1999. 78 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1999.
- SOUZA, D. A. **Bacia do ribeirão do Lobo: bases ecológicas para o desenvolvimento regional, manejo e conservação**. 1993. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Instituto de Biociências-USP, São Paulo. 1993.
- STATSOFT, I. **STATISTICA (data analysis software system), version 7**. www.statsoft.com. 2004.
- STRAYER, D. L.; BEIGHLEY, R. E.; THOMPSON, L. C.; BROOKS, S.; NILSSON, C. Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. **Ecosystems**, 6:407-23. 2003.
- TERESA, F. B.; CASATTI, L. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 5(3):444-453. 2010.
- TIAN, C.; PEI, H.; HU, W. Assessment of trophic status for Dongping Lake using comprehensive trophic state index and diversity indices. **Bioinformatics and Biomedical Engineering**, 4 p. 2011.
- THOMSON, J. R.; HART, D. D.; CHARLES, D. F.; NIGHTINGALE, T. L.; WINTER, D. M. Effects of removal of a small dam on downstream macroinvertebrate and algal assemblages in a Pennsylvania stream. **Journal of the North American Benthological Society**, 24:192-207. 2005.
- TOWNSEND, C. R.; DOLEDEC, S.; NORRIS, R.; PEACOCK, K.; ARBUCKLE, C. The influence of scale and geography on relationships between stream

community composition and landscape variables: description and prediction. **Freshw. Biol.**, 48:768–85. 2003.

TRINDADE, M. **Nutrientes em sedimentos da represa do Lobo (Brotas-Itirapina, SP)**. 1980. 219 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). UFSCAR, São Carlos, 1980.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo. Oficina de textos. 632 p. 2008.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, 10(4):67-75. 2010.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RODRIGUES, S. L. **Gerenciamento e recuperação das bacias hidrográficas dos rios Itaqueri e do Lobo e da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa)**. São Carlos, Editora Rima, 72 p. 2003.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; ARANTES, J. D.; TUNDISI, J. E. M.; MANZINI, N. F.; DUCROT, R. The response of Carlos Botelho (Lobo/Broa) reservoir to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical, and biological variables. **Braz. J. Biol.**, 64(1):177-186. 2004.

WETZEL, R. G. & G. E. LIKENS. **Limnological Analyses**. Springer-Verlag, 391 p. 1991.

WOOD, P. J.; ARMITAGE, P. D. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. **Environmental Management**, 21:203-217. 1997.

YAMADA, H.; NAKAMURA, F. Effect of fine sediment deposition and channel works on periphyton biomass in the Makomanai River, Northern Japan. **River Research and Applications**, 18:481-493. 2002.

ZANATA, L. H.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Análise da comunidade zooplânctonica no reservatório de Salto Grande (Americana, SP), com ênfase em cladocera e sua relação com o estado trófico. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; LEITE, M. A. & DORNFELD. 2004. **Reservatório de Salto Grande (Americana, SP): caracterização, impactos e propostas de manejo**. São Carlos, Rima. 179-198. 2004.

CAPÍTULO III: Análise de risco ecológico de ecossistemas aquáticos lóticos e lênticos da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina/Brotas, SP - Brasil).

RESUMO

Uma das principais metas da análise de risco ecológico consiste em estimar a probabilidade de ocorrerem efeitos ecológicos adversos resultantes da exposição a elementos estressores físicos e químicos do ambiente. Esses estudos são gerados a partir de um processo de coleta, organização e análise de dados ambientais, utilizando testes, mensurações e modelos matemáticos com objetivo de estimar os perigos da degradação dos ecossistemas, sendo essas informações úteis para compor estratégias e decisões direcionadas à mitigação desses impactos. Nesse contexto, selecionou-se a bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina/Brotas, SP) como área de pesquisa, uma vez que esta vem sofrendo contínuas alterações relacionadas ao uso e ocupação do solo, o que inclui a supressão da cobertura vegetal, descarga de efluentes, implantação de culturas agrícolas diversificadas e mineração, além do processo de urbanização. É neste cenário que o estudo foi desenvolvido, procurando avaliar a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos da bacia hidrográfica do Lobo através da Análise de Risco Ecológico (ARE). Para tanto, utilizou-se da tríade para analisar de forma conjunta e quantitativa os dados químicos, ecotoxicológicos e ecológicos, os quais foram obtidos em coletas realizadas em sistemas lóticos e lênticos, considerando os períodos seco, chuvoso e intermediário. Os resultados da linha de evidência química (mais relacionados ao aporte de metais) mostraram riscos maiores no reservatório em relação aos tributários, nos quais os riscos foram considerados como baixo e moderado no período seco, em algumas estações de amostragem. Riscos ecotoxicológicos não foram identificados na maioria dos locais amostrados, porém situação inversa foi registrada para os riscos ecológicos em função da influência das variáveis limnológicas. A integração das linhas de evidência química, ecotoxicológica e ecológica mostra diferença sazonal em relação aos períodos seco e chuvoso, com valores de risco mais elevados no período seco, além da associação do risco com a degradação ambiental de cada sistema avaliado.

Palavras-chave: Análise de risco ecológico, biomonitoramento, ecotoxicologia, impactos ambientais e bacia hidrográfica do Lobo

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos continentais têm sido alterados em diferentes escalas pelas atividades antrópicas, demonstrando elevado desvio da condição referência (BUNN et al., 1999; CALLISTO, 2001; CASATTI et al., 2006). Essas perturbações provocam mudanças significativas na hidrologia, fluxo de sedimentos, deposição de nutrientes e substâncias tóxicas para os sistemas (BUNN & SMITH, 2007), além da perda de interações físicas dos habitats (FERREIRA & CASATTI, 2006). O biomonitoramento é uma das formas de mensuração dessa degradação, sendo baseado na comparação das condições de um local específico com localidades integras como referência (VAN DEN BRINK et al., 2011). A combinação das respostas dos organismos ao gradiente de estressores indica os efeitos ecológicos no ambiente, fornecendo um diagnóstico causal dos distúrbios (CULP et al., 2011).

Uma abordagem dos efeitos dos distúrbios em ambientes aquáticos é a análise da tríade (CHAPMAN & HOLLERT, 2006), integrando diferentes linhas de evidência para determinar os efeitos sobre o ecossistema. Nas definições de perigos ecotoxicológicos e risco, o risco é avaliado através de uma combinação entre a periculosidade em função da exposição a um agente estressor e os efeitos produzidos nos organismos (CAIRNS, 1980; USEPA, 1992; DE LANGE, 2009; VAN DEN BRINK et al., 2011), sendo a periculosidade definida apenas quanto a suas potencialidades ecotoxicológicas (ZAGATTO & BERTOLETTI, 2006). Como consequência o perigo pode ser definido como o potencial para produção de riscos (DE LANGE, 2009), sendo estimado a partir das análises integradas dos fatores de exposição do ambiente. Os resultados de risco reportam como os efeitos nos indivíduos se propagam para a população, comunidade e para os níveis ecossistêmicos (VAN DEN BRINK et al., 2011).

Para a USEPA (1992) os estudos de Análise de Risco Ecológico (ARE) podem ser utilizados como uma ferramenta para mensurar as perturbações antrópicas, por ser um processo que avalia a probabilidade de ocorrência dos efeitos ecológicos adversos como resultado da exposição a um ou mais elementos estressores do ambiente. A existência do risco é condicionada a capacidade intrínseca do estressor de provocar efeitos adversos e pela interação com os componentes biológicos por tempo e com uma

intensidade suficiente para provocar os efeitos adversos identificados, podendo avaliar um ou mais elementos estressores e componentes ecológicos (USEPA, 1992).

As principais normas que estabelecem a ARE são ditadas pelas orientações para a avaliação de risco ecológico, um procedimento estabelecido pela agência de proteção ambiental dos EUA e o documento de orientação técnica de avaliação dos riscos, um procedimento estabelecido na União Européia (GHEJU & BOGATU, 2009).

Segundo o órgão norte americano EPA (1992, 1998), a ARE é um processo constituído pela formulação do problema, análise e caracterização do risco. A primeira consiste em gerar e avaliar hipóteses a respeito da ocorrência ou futura ocorrência dos efeitos ecológicos adversos a partir de atividades antrópicas, resultando na formulação do problema através dos parâmetros de avaliação, modelos conceituais e um plano de análise. A fase de análise inclui a caracterização da exposição e a caracterização dos efeitos ecológicos (RAND et al., 2010; VAN DEN BRINK et al., 2011; AHMED & HADER, 2011; ALVARENGA et al., 2012; COSTA et al., 2012). A caracterização do risco é a fase final de uma ARE e consiste na estimativa dos riscos ecológicos através da integração da exposição e da resposta dos perfis estressores (GHEJU & BOGATU, 2009).

Para o procedimento europeu EC (2003), o processo de ARE consiste em avaliar a exposição e os efeitos, caracterizando os riscos. A avaliação da exposição objetiva estimar as concentrações em que os compartimentos ambientais estão ou podem estar expostos. A avaliação dos efeitos compreende o processo de avaliação de risco, identificando o perigo e avaliando o efeito das concentrações (TRAUNSPURGER et al., 1997). A fase final, a caracterização dos riscos, visa estimar a incidência e gravidade dos efeitos adversos que podem ocorrer em um compartimento do ambiente devido à exposição real ou prevista a uma substância, integrando os resultados das caracterizações da exposição e os efeitos para estimar os riscos (SUTER et al., 2003; BESTEN et al., 2003; GHEJU & BOGATU, 2009).

Os estudos de ARE foram desenvolvidos originalmente para avaliar a qualidade do sedimento a partir da análise da tríade (CHAPMAN & HOLLERT, 2006), sendo uma eficiente abordagem de peso de evidência utilizada na avaliação de risco, a qual é baseada em três linhas de evidência: a linha de evidência química, a linha de evidência ecotoxicológica e a linha de evidência ecológica (DE LANGE, 2009). Assim, uma linha

de evidência proveniente da integração das três diferentes fontes conduzirá a uma análise mais detalhada do que uma abordagem baseada somente em um aspecto, como a concentração de poluentes no meio (JENSEN & MESMAN, 2006).

As avaliações de ARE podem ser expressas de várias maneiras (HEISE & AHLF, 2002). Apesar de algumas fornecerem informações verdadeiras a respeito das estimativas probabilísticas dos efeitos adversos e dos elementos da exposição, outras podem ser deterministas ou mesmo de natureza qualitativa (POWER & ADAMS, 1997). Nestes casos, a probabilidade dos efeitos adversos é expressa através de uma comparação semiquantitativa ou qualitativa dos efeitos e exposições. A ARE pode ajudar a identificar problemas ambientais, estabelecer prioridades e fornecer uma base científica para ações regulatórias (LACKEY, 1997; SOLOMON et al., 2000; DE LANGE et al., 2009; HEISE & AHLF, 2002). O processo pode identificar os riscos existentes ou prever os riscos de elementos estressores ainda não presentes no ambiente (USEPA, 1992).

Esses estudos têm uma maior aplicabilidade em comparação com outros níveis de análise de risco, como os riscos para a saúde humana ou dos riscos ambientais derivados diretamente dos riscos a saúde humana. Os quadros ecológicos são mais abrangentes porque foram desenvolvidos para lidar com uma série de fatores ambientais, além daqueles ligados a exposição a produtos químicos tóxicos. Portanto, devem descrever a natureza e o papel do ambiente no processo de risco e devem lidar explicitamente com a identificação do problema a ser avaliado (SUTER et al., 2003).

Estudos de ARE são importantes em estudos ecossistêmicos por integrarem diversas linhas de estudo, identificando os fatores que estão contribuindo para a diminuição da qualidade ambiental de um determinado ambiente, além de elucidar o conhecimento dos padrões ecológicos em áreas sujeitas a perturbações, sendo úteis para estabelecer prioridades e fornecer uma base científica para ações regulatórias dos órgãos de controle e fiscalização ambiental. Em alguns países esses dados já são utilizados para apoiar a tomada de decisão em localidades degradadas (NAKANISHI et al., 2003; BRAIN et al., 2006; WARD et al., 2007; GUEJU & BOGATU, 2009; RAND et al., 2010 como exemplos de aplicação), mas ainda é pouco estudado e aplicado no Brasil (FATORELLI & CORSEUIL, 2004; VIEIRA, 2005; NIEMAYER et al., 2010 como exemplos de aplicação). Nesse contexto, e em virtude da necessidade de um melhor aproveitamento

dos resultados obtidos nos programas de monitoramento e com vistas à integração das informações na ARE, a presente pesquisa foi realizada com o objetivo de avaliar os efeitos dos múltiplos impactos antrópicos na bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina-Brotas/SP), utilizando para tal finalidade a análise de risco ecológico como principal ferramenta de estudo.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

Os ecossistemas aquáticos lóticos e lênticos localizados na bacia hidrográfica do Lobo foram o foco da aplicação da Análise de Risco Ecológico (ARE). Esse sistema se localiza na margem direita do Rio Tietê, inserido na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão do Lobo (CHALAR & TUNDISI, 1999), a qual está inserida na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Tietê/Jacaré (UGRHI-TJ), entre os municípios de Brotas e Itirapina, estado de São Paulo (latitude 22°15'S e longitude 47°49'W; com 770 m de altitude). As estações de coleta incluíram os sistemas lóticos rio Itaqueri (IT1 e IT2), Ribeirão do Lobo (RL1 e RL2), córrego da Água Branca (AB1), córrego do Limoeiro (L1), córrego Água Branca/Limoeiro (AB/L), córrego do Geraldo (G1 e G2), córrego das Perdizes (PE) e rio Jacaré Guaçú (JG), além do reservatório do Lobo (R1, R2 e R3), os quais foram amostrados em abril/10, agosto/10, outubro/10 e janeiro/11. A localização da área de estudo e os locais de amostragem estão apresentados na Figura 1, no Capítulo I.

2.2. Formulação do problema e análise de dados

A partir das tendências originais da ARE e dos potenciais de projeções do estudo para a aplicação em determinações e diagnóstico de impactos ambientais, os dados utilizados na ARE foram gerados durante o desenvolvimento do projeto “Determinação dos fatores de estresse das comunidades bióticas em tributários da represa do Lobo (Itirapina - Brotas/SP) e de seus efeitos sobre a dinâmica do sistema rio-represa”. Coordenado pelo Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espindola (CRHEA/SHS/EESC/USP) e

financiado pelo CNPq, o projeto contou com a participação de dois pesquisadores em nível de mestrado acadêmico (incluindo a presente pesquisa) e quatro de iniciação científica, conforme mencionado anteriormente.

2.3. Caracterização do risco

A etapa de caracterização de risco foi baseada nas linhas de evidência química, ecotoxicológica e ecológica, as quais foram analisadas de forma integradas para obtenção do risco ecológico final para o ecossistema em estudo, conforme sugerido por JENSEN & MESMAN (2006). O modelo conceitual com as principais perturbações na bacia hidrográfica do Lobo está representado na Figura 1.

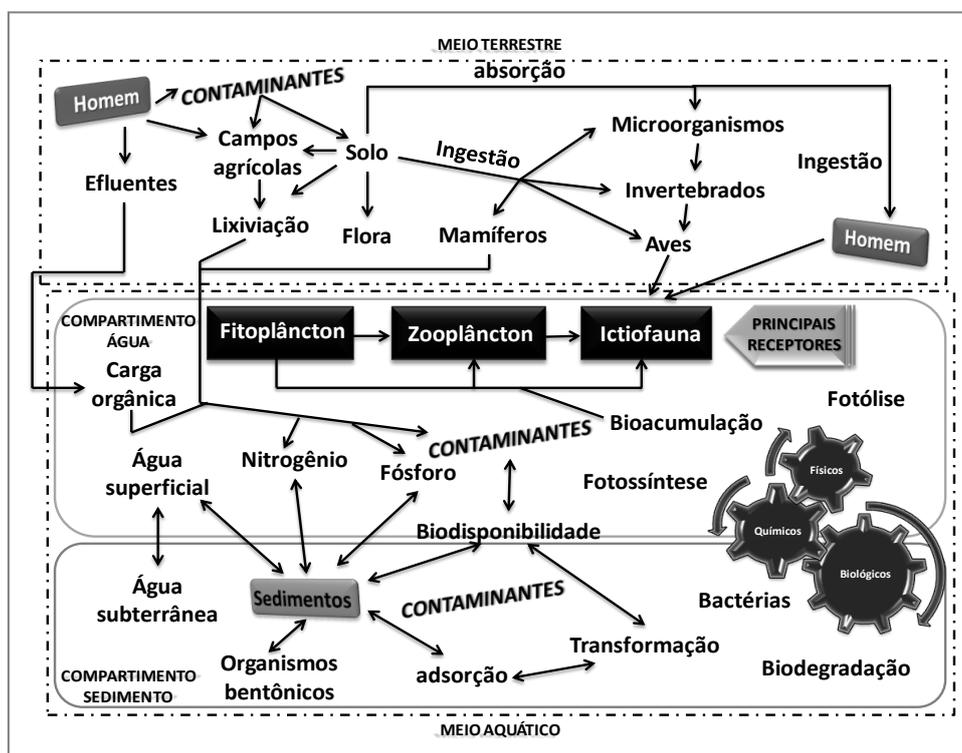


Figura 1. Modelo conceitual adotado para a análise de risco ecológico na bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina/Brotas, SP).

2.4. Análise da linha de evidência química

2.4.1. Compartimento água

Nos sistemas lóticos as amostras de água foram coletadas diretamente na sub-superfície da água, em galões plásticos previamente lavados, em função da reduzida profundidade dos tributários, utilizando-se de amostras integradas (com bomba de sucção) nas estações de coleta do reservatório. Após coletadas as amostras foram mantidas em baixa temperatura até o momento das análises, o que incluiu a determinação de material em suspensão, clorofila, formas nitrogenadas e fosfatadas, silicato reativo, metais (ferro, níquel, cromo, zinco, chumbo, cobre, cádmio, manganês, magnésio e cobalto) e agroquímicos organoclorados e organofosforados. Ainda em campo foram realizadas as medidas de pH, temperatura da água, condutividade elétrica, turbidez e oxigênio dissolvido, utilizando uma sonda multi parâmetros da marca Horiba®, modelo U10. As variáveis e métodos utilizados encontram-se descritas na Tabela 1.

Os resultados obtidos na análise da água (pH, oxigênio dissolvido, turbidez, nitrito, nitrato, clorofila *a*, ferro, níquel, zinco e chumbo) foram comparados com a resolução CONAMA 357/05, a qual dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como as condições e padrões de lançamento de efluentes. Os ambientes aquáticos da bacia hidrográfica do Lobo são enquadrados como Classe 2, sendo águas destinadas ao abastecimento para consumo humano (após tratamento convencional), proteção das comunidades aquáticas e recreação.

Todas as análises, exceto as de agroquímicos (que foram determinadas no Instituto de Química da Universidade de São Paulo, em São Carlos/SP), foram realizadas nos laboratórios do Núcleo de Estudos em Ecossistemas Aquáticos, do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. Para seguir as normas da instituição local, os resíduos líquidos e sólidos gerados nos procedimentos laboratoriais foram armazenados e encaminhados ao Laboratório de Resíduos Químicos da EESC/USP para tratamento e disposição adequada.

Tabela 1. Metodologias e referências utilizadas nas análises das variáveis físicas, químicas e biológicas da água.

Variável	Unidade	Metodologia	Referência
pH	-	Multi-sensor Horiba® U-10	-
Condutividade	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	Multi-sensor Horiba® U-10	-
Oxigênio dissolvido	mg.L^{-1}	Multi-sensor Horiba® U-10	-
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	Multi-sensor Horiba® U-10	-
Material em suspensão	mg.L^{-1}	Gravimetria	WETZEL & LIKENS (1991)
Nitrito e nitrato	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotometria	MACHERETH et al. (1978)
Íon amônio	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotometria	KOROLEFF (1976)
Nitrogênio orgânico total	mg.L^{-1}	Espectrofotometria	APHA (1995)
Fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotometria	GOLTERMAN (1978)
Fósforo Total	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotometria	APHA (1995)
Silicato reativo	mg.L^{-1}	Espectrofotometria	GOLTERMAN (1978)
Clorofila <i>a</i>	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotometria	NUSCH (1980)
Índice de estado trófico	-	-	Lamparelli (2004)
Metais totais (Fe, Ni, Cr, Zn, Pb, Cu, Cd, Mn e Co)	mg.L^{-1}	Espectrofotometria	APHA (1995)
Agroquímicos (organoclorados e organofosforados)	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Cromatografia gasosa (extração em fase sólida)	LANÇAS (1997)

2.4.2. Compartimento sedimento

As amostras de sedimento foram coletadas por de meio de core (nos tributários) e draga de Eckman-Birge no reservatório. Após coletadas, as amostras foram armazenadas em potes plásticos, sendo transferidas ao laboratório para as análises da matéria orgânica, granulometria, fósforo total, nitrogênio orgânico total e metais potencialmente biodisponíveis, segundo as metodologias e referências apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Metodologias utilizadas nas análises das variáveis físicas e químicas do sedimento.

Variável	Unidade	Metodologia	Referência
Matéria orgânica	%	Incineração em mufla	TRINDADE (1980)
Granulometria	%	Peneiramento e densímetro	ABNT (1968)
Fósforo total	$\mu\text{g.g}^{-1}$	Espectrofotometria	ANDERSEN (1976)
Nitrogênio orgânico total	%	Espectrofotometria	APHA (1995)
Metais potencialmente biodisponíveis (Cd*, Cr*, Cu*, Fe, Ni, Mn, Zn, Pb e Co)	mg.Kg^{-1}	Espectrofotometria (Absorção Atômica por Chama e Forno de grafite*)	SILVÉRIO (1999)

Para o sedimento, devido a não existência de valores de referência para metais biodisponíveis (cobre, cromo, cádmio, níquel, zinco, chumbo e cobalto) por parte das agências e órgãos ambientais nacionais, optou-se pela análise comparativa com os aqueles obtidos por Nascimento & Mozeto (2008) em um amplo estudo realizado na bacia hidrográfica do rio Tietê (SP).

2.4.3. Cálculos do risco linha de evidência química

A linha de evidência química foi calculada através da pressão tóxica para cada um dos compartimentos analisados, água e sedimento.

Para os metais, considerando o compartimento água, o ranqueamento dos dados foi feito tomando-se como referência os valores presentes nas resoluções CONAMA 357/05. Para o sedimento, frente a não existência de valores de referência para metais biodisponíveis por parte das agências e órgãos ambientais nacionais, optou-se pela utilização dos valores de referência médios do estudo com sedimento ao longo da bacia do rio Tietê realizado por Nascimento & Mozeto (2008) (Tabela 3). Além disso foram atribuídos pesos para cada um dos compostos (0 para os menos relevantes e 1 para os mais relevantes), considerando a importância para a estruturação dos ambientes aquáticos, sendo baseados na literatura.

Para os cálculos, considerando a concentração de elementos e substâncias químicas, o cálculo de R3 foi feito de acordo com a fórmula:

$R3 = 1/(1 + \exp^{((\log R2 - \log R1)/\beta)})$, onde:

R3 = pressão tóxica de cada substância/elemento;

R2 = valores de referência para os contaminantes;

R1 = concentração de cada substância/elemento, nos pontos de coleta;

β = valor padrão estabelecido por meio de diversos ensaios ecotoxicológicos/ ($\beta = 0,4$)

Cada valor calculado será corrigido em relação ao ponto de referência, por meio da fórmula:

$$R4 = (R3 - R3ref)/(1 - R3ref)$$

Após a obtenção dos valores de para os compartimentos água e sedimento, foi feito a integração química dentro de cada compartimento, considerando as seguintes etapas:

- 1) Cálculo dos valores de $R1 = \log(I - X)$, onde X é o valor de risco
- 2) Os valores foram transformados por meio da fórmula expressa como $R3 = I - (10^{R1})$, onde R3 representa o risco integrado.

Depois foi realizada a integração final da linha de evidência química com os resultados obtidos para os compartimentos. A integração valeu-se dos procedimentos descritos previamente, com a diferença que X no passo 1 representa o risco associado a cada compartimento, com posterior cálculo da média dos valores obtidos no passo 1 e o valor substituindo R1 em R3.

Tabela 3. Metais e respectivas abreviaturas, valor referência e pesos atribuídos para o compartimento água e sedimento nos cálculos da linha de evidência química.

Compartimento água		
Dados Considerados	Referência	Peso
<i>Metais Totais</i>	<i>CONAMA 357/05 (mg/L)</i>	Atribuído
Cromo (Cr)	0,05	1,0
Chumbo (Pb)	0,01	1,0
Cobre (Cu)	0,02	1,0
Cádmio (Cd)	0,001	1,0
Níquel (Ni)	0,03	0,5
Zinco (Zn)	0,18	0,5
Compartimento sedimento		
Dados Considerados	Referência	Peso
<i>Metais Potencialmente Biodisponíveis</i>	<i>NACIMENTO & MOZETO (2008) (mg/Kg)</i>	Atribuído
Cromo (Cr)	96,00	1,0
Chumbo (Pb)	42,00	1,0
Cobre (Cu)	62,00	1,0
Cádmio (Cd)	0,21	1,0
Níquel (Ni)	45,00	0,5
Zinco (Zn)	94,00	0,5

2.5. Análise da linha de evidência ecotoxicológica

Para a avaliação ecotoxicológica foram realizados bioensaios de toxicidade aguda e crônica das amostras de água e sedimento, utilizando-se como organismos-teste invertebrados aquáticos (*Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii* - Cladocera,

Daphniidae/ CLAUS, 1876; DADAY, 1992), fitoplâncton (*Pseudokirchneriella subcapitata* - Chlorophyceae/ (KORSHIKOV) HINDAK, 1990) e peixe (*Danio rerio* - Cypriniformes, Cyprinidae/ (HAMILTON, 1822)) (Tabela 3).

Os padrões para a realização dos testes ecotoxicológicos seguiram as normas específicas estabelecidas pela ABNT para cada organismo-teste potencial ao risco analisado. Para *D. similis* realização de teste agudo (ABNT, 2004a), *C. silvestrii* teste crônico (ABNT, 2005), *P. subcapitata* teste crônico (ABNT, 2005) e para *D. rerio* testes crônicos e agudos (ABTN, 2007; ABNT, 2004b).

2.5.1. Cálculos do risco ecotoxicológico

Com base nos dados de sobrevivência e do fator de toxicidade, os valores foram escalonados utilizando duas etapas:

- 1) Divisão por 100 dos valores de mortalidade expressos em porcentagem (obtenção de valores R1);
- 2) Uso da fórmula: “Risco (R2)” = $(R1 - Ref)/(1 - Ref)$, onde R1 representa os valores obtidos no passo anterior e “Ref” os valores da localidade referência.

Em seguida, foi feita a integração dos compartimentos, seguindo os seguintes passos:

- 1) Cálculo dos valores de $R1 = \log(1 - X)$, onde X é o valor de risco (no caso associado à água e ao sedimento);
- 2) Cálculo das médias (valores R2) dos valores obtidos no passo 1;
- 3) Os valores obtidos no passo 2 foram transformados por meio da fórmula expressa como $R3 = 1 - (10^{R2})$, onde R2 são os valores obtidos no passo 2 e R3 representa o risco integrado para a linha de evidência toxicológica.

2.6. Análise da linha de evidência ecológica

No cálculo de risco ecológico foram considerados os dados limnológicos assim como os índices biológicos da composição dos organismos potenciais ao risco amostrados (riqueza e diversidade de Shannon-Wiener), tais como zooplâncton e a

ictiofauna. Na Tabela 4 e 5 são apresentados os parâmetros e metodologias de análise e amostragem dos organismos aquáticos, com os respectivos valores de referências e pesos atribuídos para cada fator analisado. Assim como na linha de evidência química, foram atribuídos pesos para os dados analisados (0 para os menos relevantes e 1 para os mais relevantes), considerando mais uma vez a importância para a estruturação dos ambientes aquáticos, sendo baseados na literatura.

Tabela 4. Dados analisados na linha de evidência ecológica e respectivas abreviaturas, valor referência e pesos atribuídos.

Dados Analisados	Referência <i>CONAMA 357/05</i>	Peso Atribuído
Dados Limnológicos		
Nitrito (NO ₂)	1000 ⁽¹⁾	1,0
Nitrato (NO ₃)	10000 ⁽¹⁾	0,5
Íon amônio (NH ₄ ⁺)	-	1,0
Fosfato inorgânico (POI)	-	1,0
Fosfato total dissolvido (PTD)	-	1,0
Silicato reativo (SiO ₂)	-	0,3
Nitrogênio total (N-total)	-	1,0
Fósforo total (P-total)	-	1,0
Matéria orgânica (%MO)	-	0,7
Nitrogênio orgânico total (NOT)	-	1,0
Fósforo orgânico total (POT)	-	1,0
Condutividade (Cond)	-	1,0
Oxigênio dissolvido (OD)	5 ⁽²⁾	1,0
Potencial hidrogeniônico (pH)	7	1,0
Dados Produção primária		
Clorofila <i>a</i> (Chloa)	30 ⁽¹⁾	0,5
Material suspensão total (MST)	-	0,8
Turbidez (Tur)	100 ⁽³⁾	0,3
Índice estado trófico (IET)	49	0,5
Dados Zooplâncton	-	1,0
Dados Ictiofauna	-	1,0

⁽¹⁾ µg.L⁻¹; ⁽²⁾ mg.L⁻¹; ⁽³⁾ UNT

Tabela 5. Comunidades biológicas utilizadas nos cálculos da linha de evidência ecológica, com as respectivas metodologias de amostragem e referências.

Ambiente	Organismos	Amostragem	Metodologia	Referências
Riachos	Zooplâncton	Recipiente plástico graduado (balde)	100 litros água, filtradas em rede de plâncton (68 µm)	BICUDO, 2004
	Ictiofauna	Peneira	Repetições padronizadas	UIEDA & CASTRO, 1999
Represa	Zooplâncton	Bomba de sucção	Amostras integradas, 200 litros de água e filtradas em rede de plâncton (68 µm)	BICUDO, 2004

Ictiofauna	Redes de espera, com diferentes tamanhos de malhas (3, 4, 5, 6, 7, 8, 10 e 12 cm, entre nós opostos)	3 baterias de redes de espera, permanecendo durante 12 horas nos pontos amostrais	MARINELLI, 2002
------------	--	---	-----------------

2.6.1. Cálculos do risco ecológico

Para execução dos cálculos, a metodologia utilizada para o ranqueamento foi baseada na fórmula do BKX (escalonamento dos parâmetros ecológicos avaliados em um único valor): “Risco” = $1 - 10^{(-\sum | \log xn | / n)}$, onde xn é o resultado da divisão do valor da amostra pelo valor de referência. Desta forma os passos seguidos foram:

- 1) Divisão dos valores dos parâmetros pelo valor de referência associado (obtenção de valores R1);
- 2) Cálculo dos valores de log absolutos para cada valor obtido no passo 1, com a atribuição dos pesos (obtenção de valores R2);
- 3) Somatório dos valores obtidos no passo 2 e posterior multiplicação por -1 (obtenção de valores R5);
- 4) Divisão dos somatórios pelo número ($R4 = n$) de tipos de parâmetros considerados (obtenção de valores R5);
- 5) Cálculo do valor geométrico médio (R6), subtraindo de 1 o valor de $10^{(R5)}$, onde R5 representa o valor obtido para cada ponto, no passo anterior.

Após o ranqueamento dos dados para todas as linhas de evidência consideradas dentro da linha de evidência ecológica, foi feita a integração dos resultados, da seguinte forma:

- 1) Cálculo dos valores de $R1 = \log (1-X)$, onde X é o valor de risco (no caso associado a cada linha de evidência);
- 2) Cálculo das médias (R2) dos valores obtidos no passo 1.
- 3) Os valores obtidos no passo 2 serão transformados por meio da fórmula expressa como $R3 = 1 - (10^{R2})$, onde R2 são os valores obtidos no passo 2 e R3 representa o risco integrado para a linha de evidência ecológica.

Para o risco ictiológico associado à linha de evidência ecológica a amostragem foi realizada em localidades diferentes dos demais pontos, necessitando ser realocados

na integração final da linha de evidência. Assim, o escalonamento dos dados seguiu a seguinte ordem: RP1 foi considerado como valor de R1 e R2 (pontos próximos) e para o risco obtido em RP2 e RP3 (pontos na mesma região da represa - lacustre) foi feito uma média, sendo o valor obtido o de R3.

2.7. Integração das linhas de evidência

O risco ecológico final foi avaliado a partir da análise integrada das três linhas de evidência (química, ecotoxicológica e ecológica), resultando no risco para cada uma das estações amostrais nos ecossistemas aquáticos da bacia hidrográfica do Lobo. Para isso, os seguintes passos foram seguidos:

- 1) Cálculo dos valores de $R1 = \log (1 - X)$, onde X é o valor de risco (no caso associado a cada linha de evidência);
- 2) Cálculo das médias aritméticas ponderadas (R2) dos valores obtidos no passo 1;
- 3) Os valores obtidos no passo 2 foram transformados por meio da fórmula expressa como $R3 = 1 - (10^{R2})$, onde R2 são os valores obtidos no passo 2 e R3 representa o risco integrado final para cada ponto amostral.

2.8. Análise dos dados

As análises estatísticas multivariadas foram realizadas com a obtenção dos valores dos riscos ecológicos integrados. A análise de similaridade UPGMA (Unweighted Pair – Group Method Average) foi efetuada a partir da distância euclidiana média como coeficiente de similaridade. Para testar o grau de deformação da análise, utilizou-se o coeficiente de correlação cofenético (CCC), sendo a associação entre os objetos reconstituídos a partir do dendrograma. Os valores de CCC maiores do que 0,8 indicam que o dendrograma fornece uma representação válida (KREBS, 1989). Com o objetivo de evidenciar a distribuição dos valores de risco integrados na escala temporal de análise foram realizados diagramas de caixas, com a representação da mediana e dos percentis 25% e 75%. Para a distribuição dos valores de risco integrados em relação à análise da tríade, foi realizada a análise gráfica ternária. As análises numéricas dos

dados foram efetuadas com auxílio do pacote estatístico PAST versão 2.06 (HAMMER et al., 2001). Para uma análise espacial dos riscos integrados os valores foram plotados no mapa da bacia de drenagem, com a representação da escala de risco para cada localidade nos diferentes períodos amostrais.

3. RESULTADOS

3.1. Linha de evidência química na bacia hidrográfica do Lobo

3.1.1. Linha de evidência química - Compartimento água

Os resultados dos cálculos para a pressão tóxica do compartimento água das estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo se encontram na Figura 3, Apêndice 3 - Tabelas 1 e 2. Alguns fatores, dentre eles os modelos matemáticos padronizados utilizados, registraram valores semelhantes àquelas calculadas na concentração tóxica da água. Os maiores valores foram registrados em abril/10, atingindo em alguns pontos níveis de risco alto. Os maiores valores encontrados em abril/10 nos tributários foram para IT1 (0,99), L1 (0,94), AB/L (0,91), PE (0,94) e JG (0,94). No entanto, verificou-se ausência de risco em janeiro/11 para IT1 (0,05) e RL1 (0,18) e em julho/10 para IT1 (0,15), RL1 (0,12), RL2 (0,03) e PE (0,08).

No reservatório, R1, R2 e R3 atingiram níveis de risco alto em abril/10 e julho/10, sendo máximo em julho/10 para R2 (0,97). Em outubro/10 verificou-se o menor valor para R2 (0,01), registrando ausência de risco, assim como em janeiro/11 para R1 (0,07) (Figura 3, Apêndice 3 - Tabelas 3 e 4).

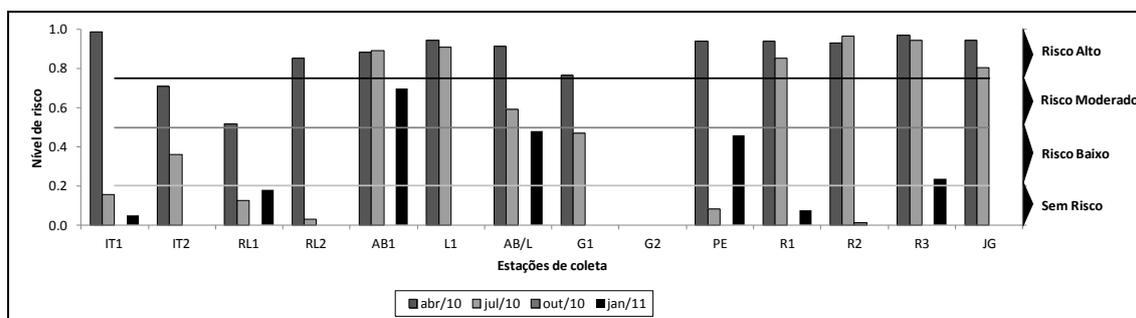


Figura 3. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a pressão tóxica da água associada à linha de evidência química, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.1.2. Linha evidência química - Compartimento sedimento

Para o compartimento sedimento, os valores das pressões tóxicas encontrados nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo estão apresentados na Figura 4, Apêndice 3 - Tabelas 3 e 4. Os valores foram muito inferiores aos obtidos no compartimento água, sendo classificados como ausência de risco. Em todas as estações amostrais os valores obtidos não atingiram patamares de risco. Nos tributários foi verificada pouca variação nos valores, com exceção de IT1 em abril/10 (0,04) e PE em julho/10 (0,06).

Em relação ao reservatório, os maiores valores de risco foram encontrados em julho/10 para R1 (0,07) e R3 (0,05) e em abril/10 para R3 (0,10), no entanto, os demais diferem pouco em relação ao que é verificado para os demais tributários (Figura 4, Apêndice 3 - Tabelas 3 e 4).

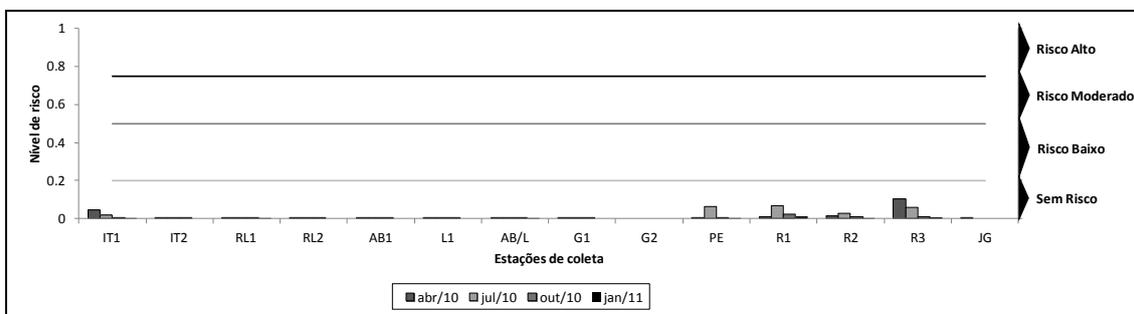


Figura 5. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a pressão tóxica do sedimento associada à linha de evidência química, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.1.3. Linha evidência química - Risco integrado

As pressões tóxicas dos compartimentos água e sedimento foram analisadas conjuntamente, obtendo assim o risco integrado para a linha de evidência química, conforme apresentado na Figura 6, Apêndice 3 - Tabelas 5 e 6. Os maiores valores foram registrados em abril/10 e julho/10, atingindo em alguns locais de coleta níveis de risco alto. Para os tributários as estações amostrais que atingiram níveis de risco alto foram IT1 em abril/10 (0,90) e JG em abril/10 (0,76) e julho/10 (0,80). Em Água Branca/Limoeiro (AB1, L1 e AB/L) foram diagnosticados níveis de risco moderado e

baixo, com exceção de outubro/10 no qual não se verificou risco. Além disso, em abril/10 os níveis de risco foram moderados para G1 (0,51) e RL2 (0,61) e baixos para IT2 (0,46) e RL1 (0,30).

No reservatório os níveis de risco foram altos em abril/10 para R1 (0,75) e R3 (0,84) e em julho/10 para R2 (0,82) e R3 (0,77), ocorrendo risco moderado em abril/10 (0,74) para R2 e em julho/10 (0,63) para R1. Nas demais estações amostrais os valores encontrados caracterizaram ausência de risco (Figura 6, Apêndice 3 - Tabelas 5 e 6).

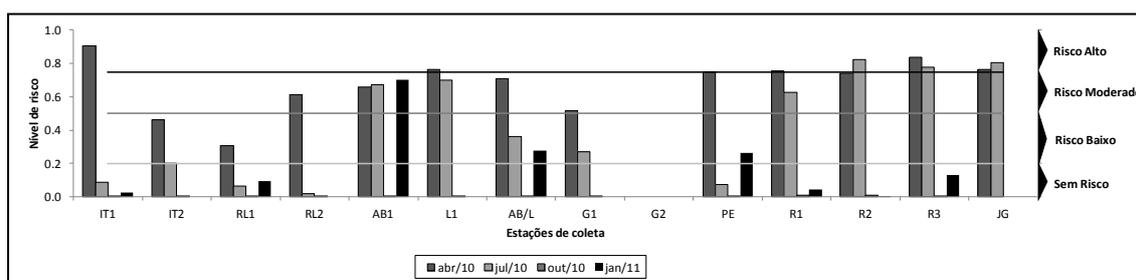


Figura 6. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o risco integrado associado à linha de evidência química, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.2. Linha de evidência ecotoxicológica bacia hidrográfica do Lobo

3.2.1. Linha de evidência ecotoxicológica - Compartimento água

Os resultados dos cálculos dos riscos da linha de evidência ecotoxicológica, para o compartimento água das estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, estão apresentados na Figura 7, Apêndice 3 - Tabelas 11, 12, 31 e 32. Nos tributários, em apenas quatro locais de coleta foram registrados risco baixo: em outubro/10 para RL1 (0,21), AB1 (0,21) e PE (0,29) e em janeiro/11 para AB/L (0,22).

No reservatório o maior valor foi obtido para R2 em abril/10 (0,23), registrando risco baixo. Os menores valores encontrados para esse sistema ocorreram em janeiro/11, com máximo de 0,04 para R3 e R1 (Figura 7, Apêndice 3 - Tabelas 7, 8, 27 e 28).

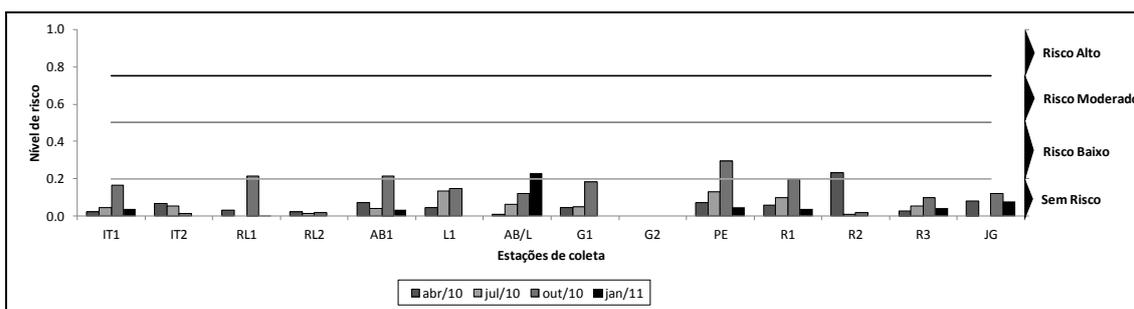


Figura 7. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água associado à linha de evidência ecotoxicológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.2.2. Linha de evidência ecotoxicológica - Compartimento sedimento

Para o compartimento sedimento, os resultados dos cálculos dos riscos da linha de evidência ecotoxicológica das estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, estão apresentados na Figura 8, Apêndice 3 - Tabelas 13, 14, 31 e 32. Nos tributários os valores de risco considerados baixos ocorreram em abril/10 para IT2 (0,40), RL1 (0,21), RL2 (0,30), L1 (0,35) e AB/L (0,30) e em outubro/10 para RL2 (0,28), não se verificando riscos para os demais locais de coleta.

No reservatório, os valores de risco foram maiores do que nos tributários. Em outubro/10 os níveis de risco foram os maiores registrados, atingindo o valor máximo na escala de risco (1,0), classificado assim como níveis de risco alto. Para os outros períodos amostrais os maiores níveis foram registrados em janeiro/11, com máximo de 0,52 em R3 e mínimo de 0,39 em R2. Em abril/10 se verificou risco apenas em R3 (0,26) (Figura 8, Apêndice 3 - Tabelas 9, 10, 27 e 28).

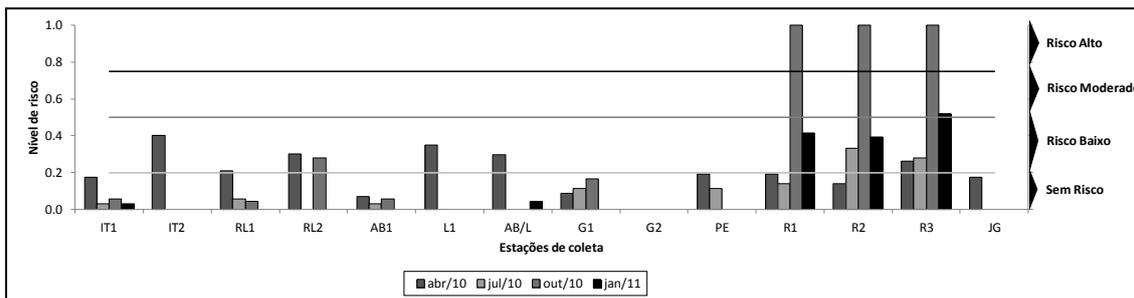


Figura 8. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento associado à linha de evidência ecotoxicológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.2.3. Linha de evidência ecotoxicológica - Risco integrado

Os compartimentos água e sedimento foram analisados de forma conjunta, obtendo assim o risco final para a linha de evidência ecotoxicológica, conforme apresentado na Figura 9, Apêndice 3 - Tabelas 11 e 12. Nos tributários, as únicas estações amostrais que atingiram níveis de risco baixo foram em abril/10 para IT2 (0,25) e L1 (0,21).

No reservatório os maiores valores de risco foram registrados em janeiro/11, com máximo de 0,31 para R2 e mínimo de 0,24 para R1, caracterizando níveis de risco baixo. Em abril/10, R2 registrou nível de risco baixo (0,25), assim como R1 em julho/10 (0,23). Nos demais locais de coleta os valores de risco foram inferiores a 0,20 (Figura 9, Apêndice 3 - Tabelas 11 e 12).

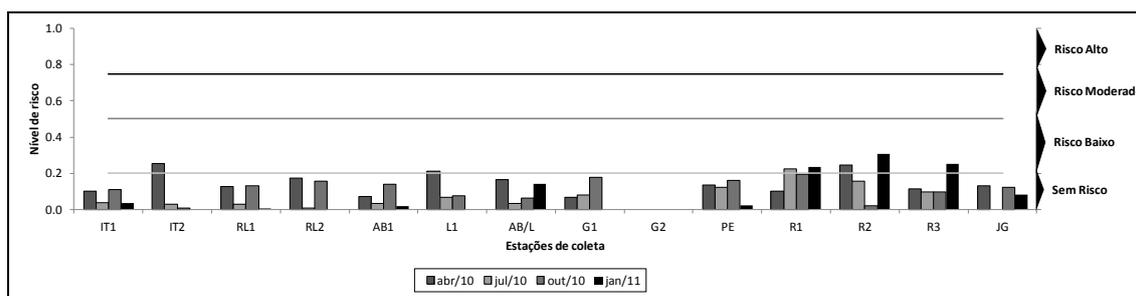


Figura 9. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o risco integrado associado à linha de evidência ecotoxicológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.3. Linha de evidência ecológica bacia hidrográfica do Lobo

3.3.1. Linha de evidência ecológica - Produção primária

Os valores de risco para a produção primária associada à linha de evidência ecológica da bacia hidrográfica do Lobo estão representados na Figura 10, Apêndice 3 - Tabelas 13 e 14. Para os ambientes lóticos, os maiores valores foram encontrados em janeiro/11 para IT1 (0,43), RL1 (0,37), AB1 (0,34) e AB/L (0,31). Nas demais estações de amostragem em alguns locais foram registrados níveis de risco baixo, tais como em abril/10 para RL1 (0,33) e AB/L (0,30) e em outubro/10 para JG (0,21).

Em relação ao reservatório os valores de risco foram em sua maioria considerados como ausência de risco. Os maiores valores foram registrados em janeiro/11 para R1 (0,32) e R2 (0,27) e em outubro/10 para R1 (0,23) os menores foram registrados em abril/10, com máximo de 0,019 para R1 e mínimo de 0,006 para R2, caracterizando ausência de risco (Figura 10, Apêndice 3 - Tabelas 13 e 14).

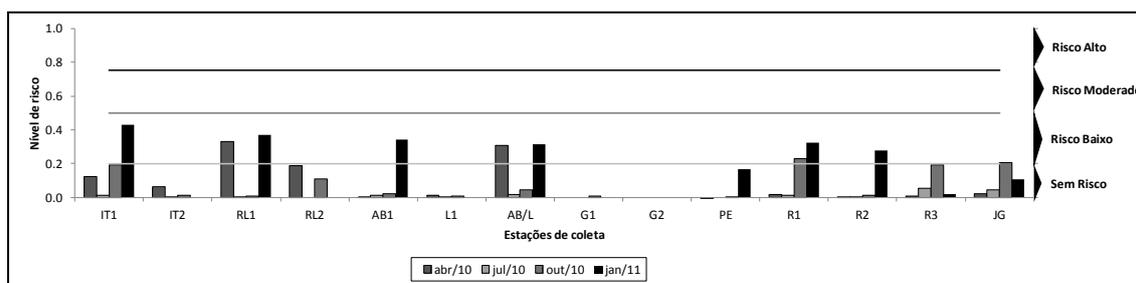


Figura 10. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a produção primária associada à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.3.2. Linha de evidência ecológica - Limnológica

Os cálculos para os valores obtidos nas análises limnológicas associados à linha de evidência ecológica das estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo estão apresentadas na Figura 11, Apêndice 3 - Tabelas 15 a 18. Para os tributários os maiores valores registrados ocorreram em AB/L, com máximo de 0,71 em julho/10 e mínimo de 0,57 em janeiro/11, sendo que em todos os períodos amostrais foram registrados níveis de risco moderado. Nas demais estações amostrais os valores de risco foram baixos ou ausentes.

No reservatório todas as estações amostrais apresentaram níveis de risco. Os maiores valores de risco foram registrados para R3, com máximo de 0,61 em janeiro/11 e mínimo de 0,46 em outubro/10. Ressalta-se que esse local de coleta apresentou a menor amplitude de variação de risco entre os períodos de amostragem. Os menores valores de risco foram registrados em abril/10, com máximo de 0,52 para R3 e mínimo de 0,39 para R1 (Figura 11, Apêndice 3 - Tabelas 15 a 18).

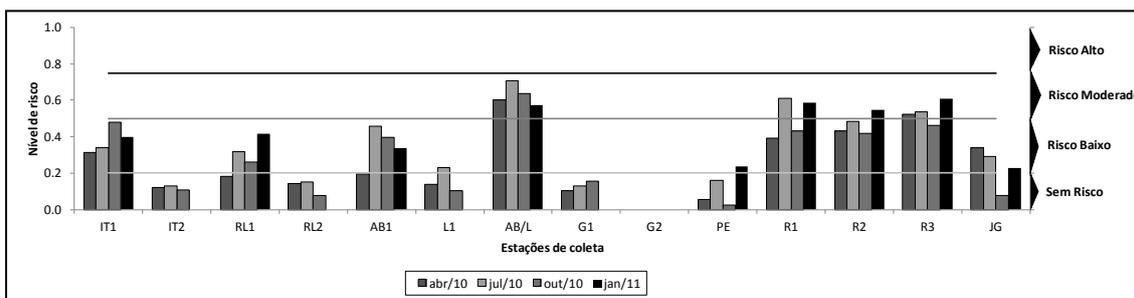


Figura 11. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a análise limnológica associada à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.3.3. Linha de evidência ecológica - Zooplâncton

Os cálculos dos riscos dos índices biológicos da comunidade zooplancônica analisada durante as estações amostrais na bacia hidrográfica do Lobo associados à linha de evidência ecológica estão apresentados na Figura 12, Apêndice 3 - Tabelas 19, 20, 29, 30 e 31. Em relação aos tributários, os maiores valores registrados foram em

abril/10, excetuando-se G1 com ausência de risco e IT1 com risco moderado, todos as demais estações amostrais registram risco baixo nesse período.

Para o reservatório do Lobo, os maiores valores de risco ocorreram em abril/10, com máximo de 0,57 para R1 e mínimo de 0,51 para R3, sendo considerado como níveis de risco moderado e baixo respectivamente. A classificação de risco obtida para as estações amostrais registraram ausência de risco com risco 0 em julho/10 para R2 (Figura 12, Apêndice 3 - Tabelas 19, 20, 29, 30 e 31).

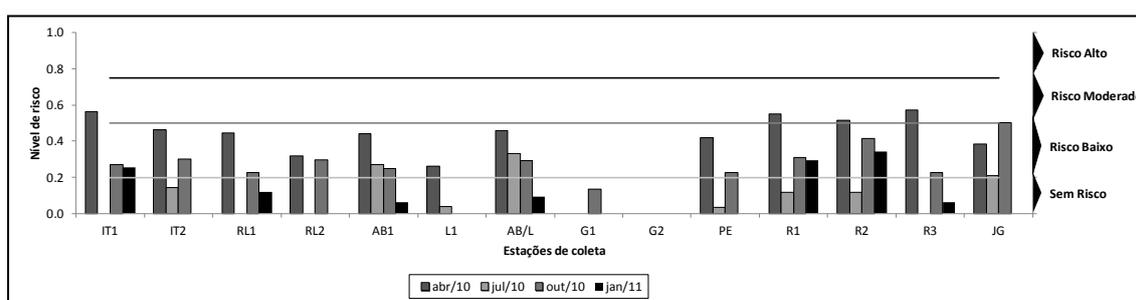


Figura 12. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o zooplâncton associado à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.3.4. Linha de evidência ecológica - Ictiofauna

Os índices biológicos das amostragens realizadas durante o monitoramento da ictiofauna da bacia hidrográfica do Lobo estão apresentados como níveis de risco associados à linha de evidência ecológica, conforme a Figura 13, Apêndice 3 - Tabelas 21, 22, 32 e 33. Para os tributários os maiores valores de risco registrados foram para AB/L, com máximo em janeiro/11 (0,69) e mínimo em abril/10 (0,35), mostrando níveis de risco em todos os períodos amostrais entre baixo e moderado. Em janeiro/11 para JG os níveis de risco foram moderados (0,61). Os demais pontos amostrais lóticos não registraram níveis de risco.

Em relação às amostragens no ambiente lêntico, em abril/10 não foram registrados nenhum valor de risco para nenhum ponto amostral. Os maiores valores de risco foram registrados para RP2, com máximo em outubro/10 (0,73) e mínimo julho/10 (0,36). Os menores valores encontrados foram em janeiro/11 para RP1 (0,13) e RP3

(0,12), caracterizando ausência de risco (Figura 13, Apêndice 3 - Tabelas 21, 22, 32 e 33).

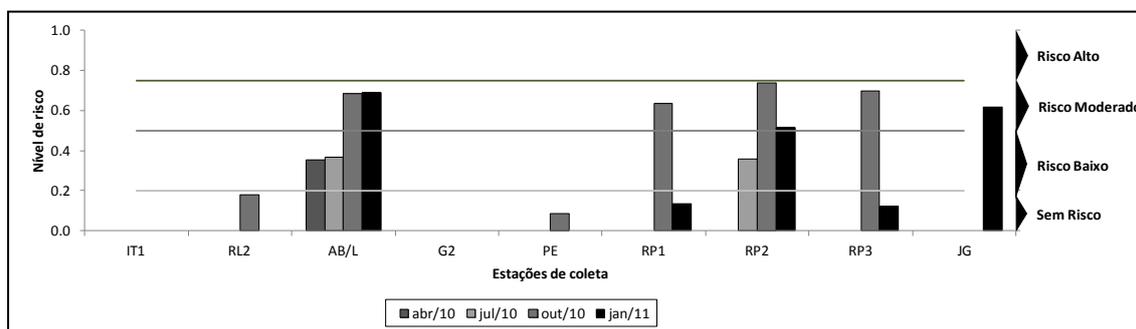


Figura 13. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a ictiofauna associada à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.3.5. Linha de evidência ecológica - Risco integrado

Os resultados dos cálculos de riscos analisados da linha de evidência ecológica (produção primária, limnológica, zooplancônica e ictiofauna) para as estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo estão apresentadas na Figura 14, Apêndice 3 - Tabelas 23 e 24. Os maiores valores para os tributários foram registrados em abril/10, julho/10 e outubro/10. Os maiores valores foram registrados para IT2 (0,85), AB1 (0,96), L1 (0,92) e JG (0,77) em abril/10, registrando níveis de risco alto, assim como para IT1 (0,74), IT2 (0,95), RL1 (0,88), AB1 (0,89), L1 (0,99), AB/L (0,77) e JG (0,77) em julho/10 e para IT2 (0,93), RL1 (0,92), RL2 (0,79), AB1 (0,87), L1 (0,90), AB/L (0,77) e G1 (0,94) em outubro/10

No reservatório os maiores valores de risco foram obtidos em abril/10 para R2 (0,81) e R3 (0,77), em julho/10 para R1 (0,83) e R2 (0,88), em outubro/10 para R2 (0,83) e em janeiro/11 (0,85) apresentando níveis de risco alto. Os menores valores de risco (risco baixo) ocorreram em janeiro/11, com mínimo de 0,53 para R1 (Figura 14, Apêndice 3 - Tabelas 23 e 24).

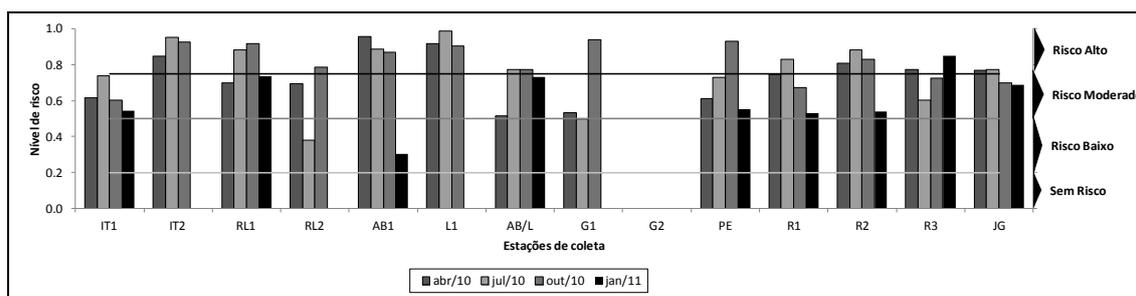


Figura 14. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o risco integrado associado à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

3.4. Risco integrado final bacia hidrográfica do Lobo

A integração das linhas de evidência analisadas (química, ecotoxicológica e ecológica), calculadas através de modelos matemáticos padronizados aliados aos valores de referências para as estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, estão representadas na Figura 15, Apêndice 3 - Tabelas 25 e 26. Os locais de coleta analisados nos ambientes lóticos apresentaram-se, com exceções, com níveis de risco baixo. Entre eles, verifica-se níveis de risco alto em abril/10 para AB1 (0,76) e em julho/10 para L1 (0,85). Para RL2 em julho/10 foi registrado ausência de risco. Os demais pontos apresentaram níveis de risco entre baixo e moderado, com máximo de 0,68 para IT1 em abril/10 e mínimo de 0,24 para IT1 em janeiro/11.

Em relação ao escalonamento dos dados para o ambiente lêntico, todas as estações amostrais atingiram níveis de risco, variando entre baixo ou moderado. Níveis de risco moderado foram registrados em todos os pontos amostrais de abril/10 e julho/10, em outubro/10 todos os pontos apresentaram níveis de risco baixo e em janeiro/11, com exceção de R3 (0,54) nível de risco moderado, os demais pontos apresentaram níveis de risco baixo. Em janeiro/11, o risco integrado foi crescente no sentido montante-jusante do reservatório, atingindo valor mínimo em R1 (0,30) e máximo em R3 (0,54), os quais são avaliados como níveis de risco baixo e moderado respectivamente (Figura 15, Apêndice 3 - Tabelas 25 e 26).

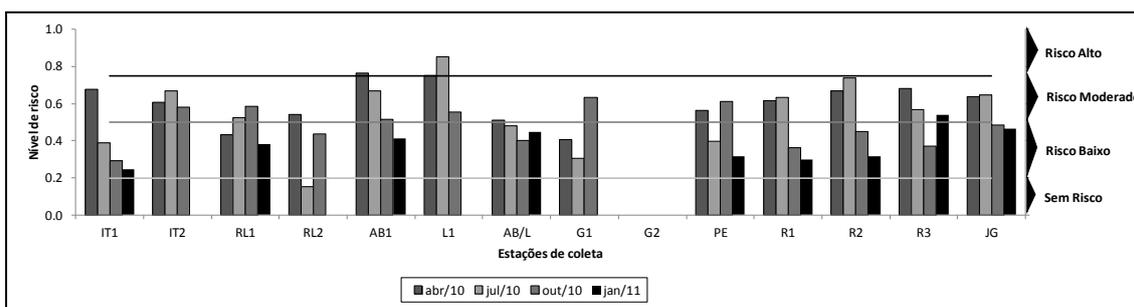


Figura 15. Valores dos níveis de risco nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o risco integrado final, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

A partir da obtenção de todos os resultados dos cálculos do risco ecológico integrado para bacia hidrográfica do Lobo, os dados foram plotados no mapa da bacia de drenagem, conforme apresentado na Figura 16, evidenciando-se a distribuição dos riscos para as localidades amostrais em escala temporal e espacial.

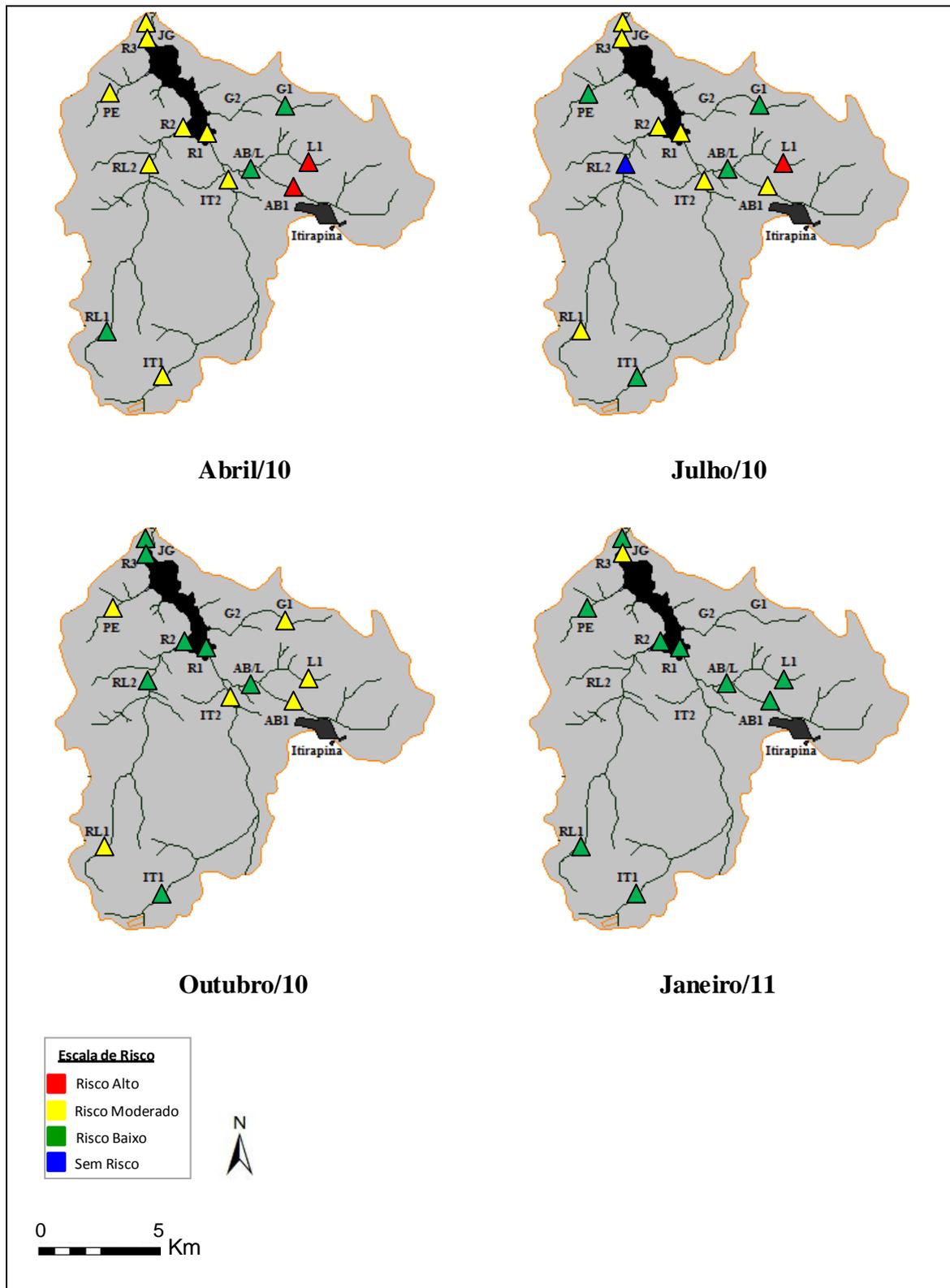


Figura 16. Projeção dos níveis de risco integrados (triângulos) nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, conforme escala de risco proposta por Jensen & Mesman (2006): sem risco, risco baixo, risco moderado e risco alto. (Projeção UTM datum *Córrego Alegre*, Zona 23 S).

A análise de agrupamento de similaridade UPGMA, tendo como coeficiente de similaridade a distância euclidiana média, está apresentada na Figura 17. O dendrograma fornece uma representação válida da matriz de similaridade, corroborado pelo valor do coeficiente de correlação cofenético maior que 0,8 (0,8525).

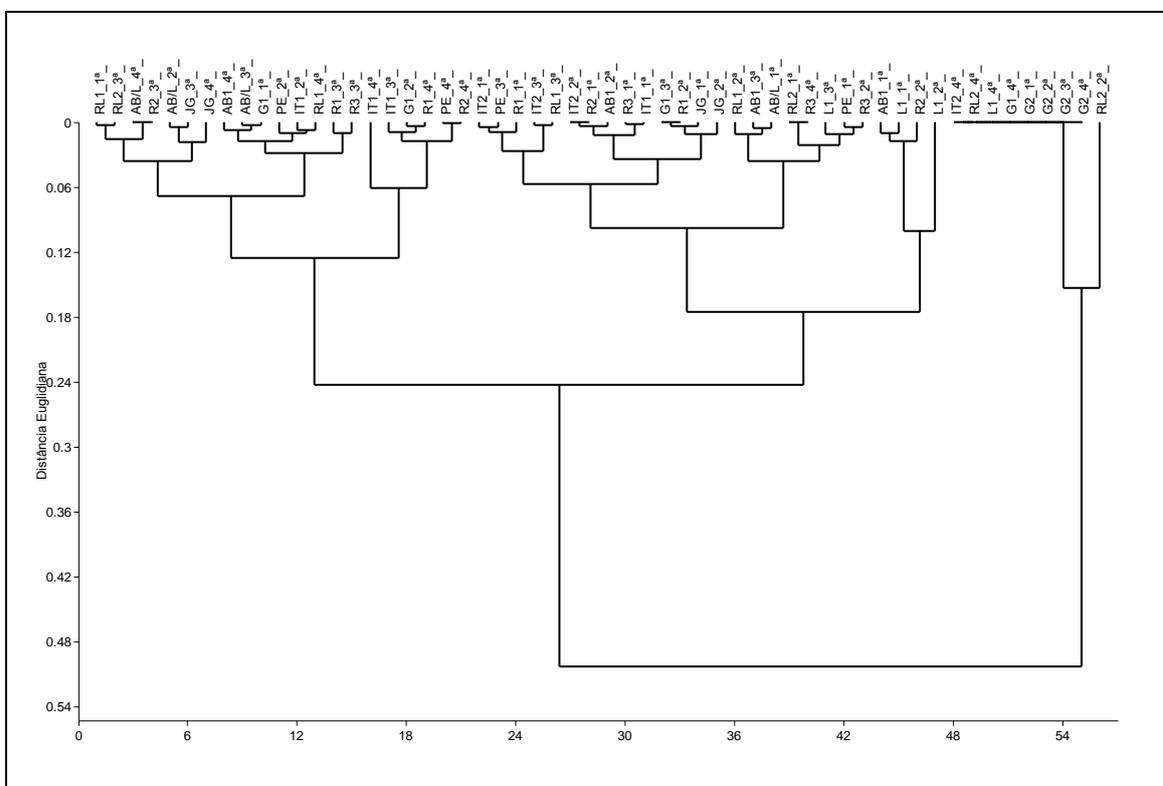


Figura 17. Dendrograma da análise de similaridade UPGMA dos níveis de risco integrados finais obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, em abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011 (Coeficiente de correlação cofenético = 0,887), destacando os agrupamentos I e II. Ordenação 1^a - 4^a: períodos sequenciais de amostragem. Abreviaturas das estações amostrais, conforme Tabela x.

As médias das variações temporais dos níveis de risco, através dos cálculos na análise integrada das linhas de evidência para as estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, estão apresentadas na Figura 18. Essa distribuição do tipo diagrama de caixa (boxplot) mostra a gradação dos níveis de risco ao qual a bacia hidrográfica foi exposta ao longo dos períodos amostrais. Em abril/10 os níveis de risco atingiram os maiores valores com a menor amplitude de variação das médias de risco, variando entre 0,52 e 0,68 aproximadamente (desvio padrão entre 0,41 a 0,79), classificados entre os níveis de risco moderado. Para julho/10 a amplitude de variação das médias do risco incluiu valores entre 0,40 e 0,67 (desvio padrão entre 0,17 a 0,88),

sendo classificados entre níveis de risco baixo e moderado. Em outubro/10 as médias das amplitudes de variações de risco registraram valores entre 0,41 e 0,59 (desvio padrão entre 0,30 a 0,62), classificando-os em níveis de risco baixo e moderado. De forma contrária, em janeiro/11 foi verificada a maior amplitude de variação das médias registradas, oscilando entre 0 e 0,41 (desvio padrão igual a 0,56), classificando esse período amostral como nível de risco baixo.

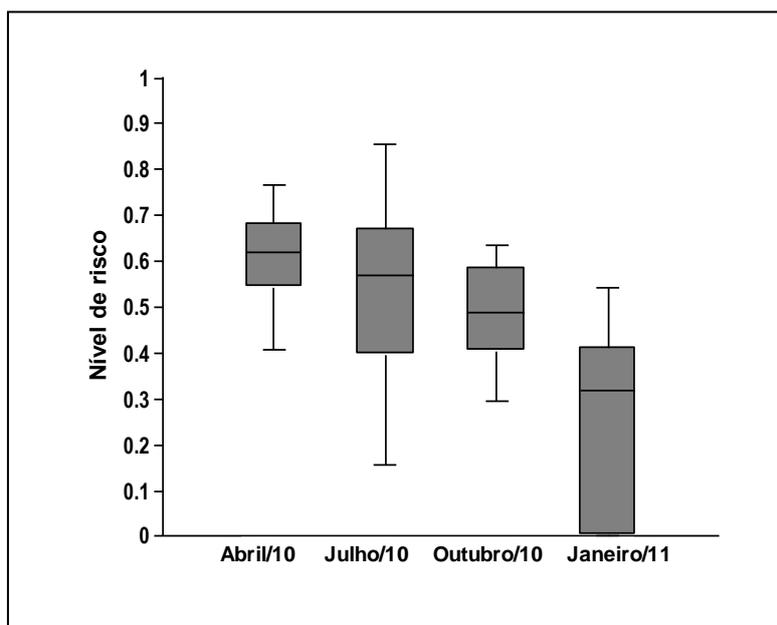


Figura 18. Diagrama de caixas da variação temporal dos níveis de risco integrados das estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, considerando as coletas realizadas em abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011. A linha horizontal na caixa representa a mediana, enquanto que os finais das caixas representam 25% e 75%.

As variações espaciais dos níveis de risco, através dos cálculos na análise integrada das linhas de evidência para as estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, estão apresentadas na Figura 19. As análises de dispersões do tipo ternária (*Ternary graph*) mostram quais das linhas de evidência tiveram maior influência sobre cada um dos locais amostrais para os diferentes períodos de coleta.

Em abril/10, o gradiente de risco nas distribuições das estações de coleta teve uma influência maior das linhas de evidência química e ecológica. Os locais de coleta AB/L, IT1, R2 e R3 tiveram influência da linha de evidência química enquanto a linha de evidência ecológica teve maior impacto sobre RL1 (Figura 19). Para julho/10 o

gradiente de risco foi influenciado pelas linhas de evidência ecológica e química. No entanto, essa distribuição foi mais relacionada aos fatores ecológicos, como observado em RL1, RL2, IT1 e IT2. Merece destaque a forma como as estações de coleta se apresentaram, formando agrupamentos, como em Água Branca/Limoeiro (L1, AB1 e AB/L), reservatório (R1, R2 e R3) e jusante da barragem (JG) (Figura 19). Em outubro/10 a distribuição dos locais de amostragem no gradiente de risco foi influenciada pelas linhas de evidência ecológica e a ecotoxicológica. Os fatores ecotoxicológicos tiveram maior força sobre PE, RL2, IT1, R1 e IT2, enquanto os fatores ecológicos influenciaram os demais locais de coleta (Figura 19). Em relação a janeiro/11, verificou-se uma amplitude maior de distribuição no gradiente de risco, sendo estes influenciados pelos fatores ecológicos. Porém, em AB1 a influência foi maior linha de evidência química, além das estações de coleta do reservatório do Lobo (R1, R2 e R3) serem influenciados pelos efeitos ecotoxicológicos (Figura 19).

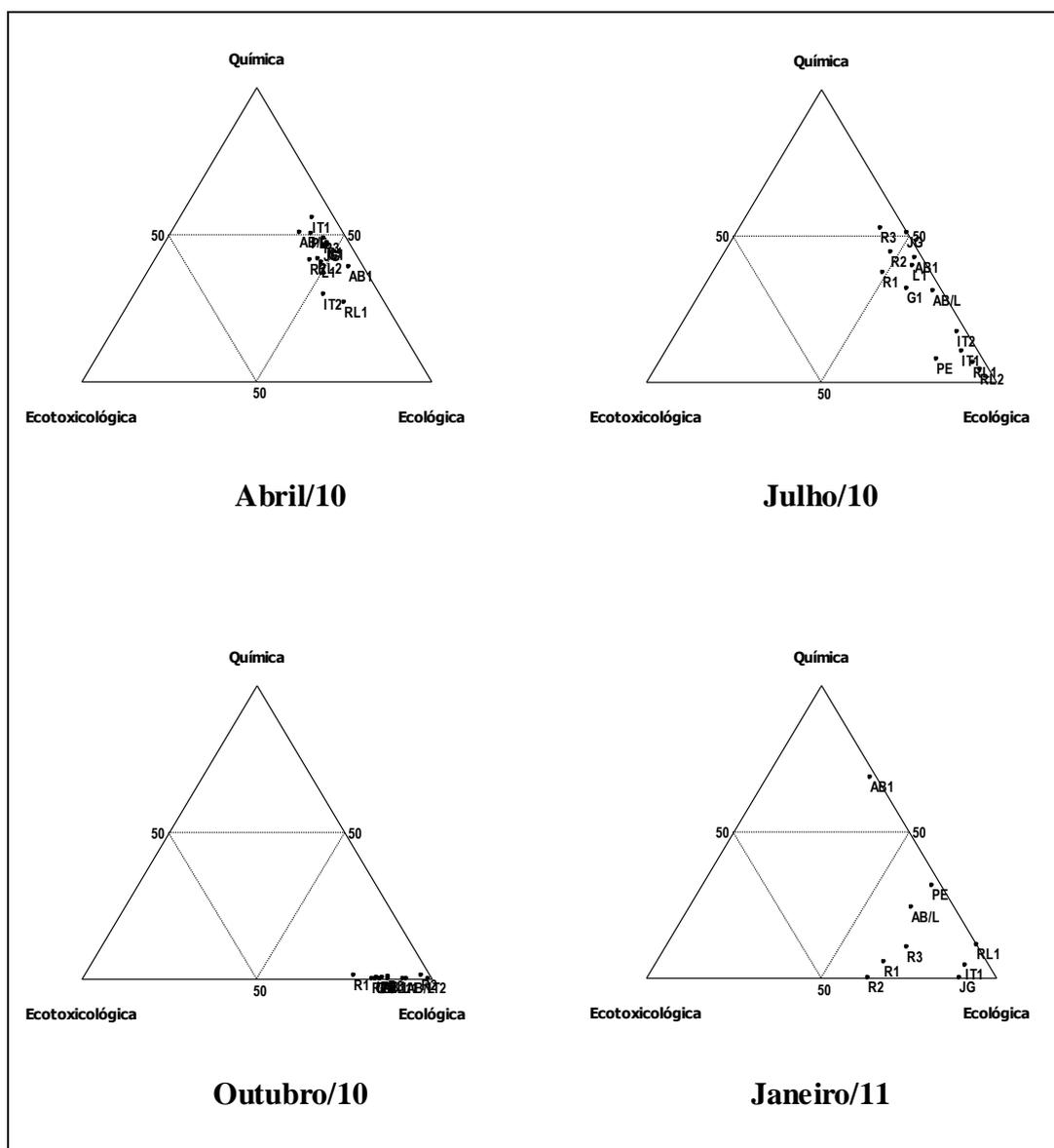


Figura 19. Diagramas de dispersões ternárias das variações espaciais dos locais amostrais da bacia hidrográfica do Lobo associado aos níveis de risco integrado de cada uma das linhas de evidência (química, ecotoxicológica e ecológica), em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

4. DISCUSSÃO

Os estudos de análise de risco ecológico se iniciaram a partir do conhecimento da qualidade dos sedimentos pela análise da tríade, fornecendo informações mais acuradas dos processos físicos, químicos e biológicos de um ambiente e da integração dos mesmos (CHAPMAN, 2000; HEISE & AHLF, 2002; CHAPMAN & HOLLERT,

2006). Nesse procedimento, verificou-se que o ranqueamento de dados ecotoxicológicos indicavam os possíveis efeitos adversos nos organismos, mas não as causas, sendo necessário o suporte das análises dos agentes químicos estressores ao qual os organismos estavam sendo expostos e, de forma adicional, a integração com linhas de evidências ecológicas do sistema, fornecendo importantes informações a respeito dos impactos dos distúrbios em um ambiente (HEISE & AHLF, 2002). Considerando esse aspecto, a Análise de Risco Ecológico se utiliza das linhas de evidências química, ecotoxicológica e ecológica, e da análise integradas de todas elas, para disponibilizar quantitativamente o nível de risco que está associado ao sistema em decorrência das pressões ambientais.

Linha de evidência química

Para o compartimento água, associado à linha de evidência química, os principais impactos diagnosticados na bacia hidrográfica do Lobo estão relacionados à descarga de efluentes líquidos não tratados pela cidade de Itirapina e pela lixiviação de agroquímicos do solo das áreas agrícolas da região, descrito na literatura como principal fonte de entrada de metais e pesticidas organoclorados e organofosforados para os sistemas aquáticos (CORBI et al., 2006; HUANG et al., 2012). Além disso, outro fator degradante é a supressão da vegetação ripária em muitos locais na bacia hidrográfica, reduzindo assim a capacidade de retenção de substâncias lixiviadas do solo para os ambientes aquáticos (TERESA & CASATTI, 2010). No entanto, através das análises químicas realizadas para as estações amostrais, verifica-se um ambiente com reduzida concentração de metais e agroquímicos, conforme corroborado por diversos estudos na região (TONISSI, 1999; DELELLO, 2008).

Os maiores valores de risco diagnosticados para a pressão tóxica ocorreram em abril/10 e julho/10, período caracterizado como seco, com precipitações reduzidas, ocasionando uma menor diluição dos compostos presentes nos sistemas aquáticos. Além disso, o período de retenção da água na represa é menor nos períodos de maior pluviosidade, devido ao alto fluxo de água (VERCELLINO & BICUDO, 2006), influenciando fortemente a extensão da camada anóxica e os processos químicos em reservatórios (JUNK & MELO, 1990). Os menores valores de risco foram registrados

em outubro/10 e janeiro/11, correspondendo ao início do período chuvoso e de maior intensidade pluviométrica, respectivamente, nos quais se verificou níveis baixos ou ausência de risco.

Nos riachos mais degradados (ausência de vegetação ripária, como em IT1, L1 e PE), com aporte de carga orgânica excessiva (como em AB/L e JG) e diretamente afetados por área agrícola (como em IT1), foram registrados níveis de risco alto, evidenciando os efeitos das atividades antrópicas sobre os recursos hídricos. Porém, na estação chuvosa (janeiro/11), os riachos IT1, IT2 e L1 não apresentaram níveis de risco, assim como em RL1 e RL2. Em relação aos níveis de risco para o ambiente lêntico, os maiores valores ocorreram em abril/10 e julho/10, registrando níveis de risco alto. No entanto, houve uma redução evidente em outubro/10 e janeiro/11, com ausência de risco em R1 e R2 para a concentração e pressão tóxica. Tais resultados indicam a influência da sazonalidade, com maior e menor precipitação (e seus efeitos adicionados), sobre o valor de risco.

Para o compartimento sedimento, associado à linha de evidência química, devido a não existência de valores de padrões/limites estabelecidos por legislação para as concentrações de metais biodisponíveis, foi necessário recorrer ao uso das médias dos dados do projeto Qualised, estabelecidos para os reservatórios do rio Tietê (NASCIMENTO & MOZETO, 2008). Os valores comparados se assemelham aos valores que são estabelecidos pelas normas ambientais de diversos países, entre eles a lista holandesa (DUTCH LIST, 2000) e os critérios canadenses (Canadian Council of Ministers of the Environment CCME, 2002) para análise do sedimento. Como resultado, verificam-se valores de metais muito inferiores aos valores de referência, o que diminuiu os riscos associados ao sedimento, reduzindo os riscos finais da linha de evidência química. Assim, os valores da pressão tóxica foram muito inferiores aos obtidos no compartimento água, não caracterizando riscos para nenhuma localidade amostral, ou seja, o sedimento se encontra adequado para a manutenção da comunidade biológica.

O risco integrado das concentrações e pressões tóxicas dos compartimentos água e sedimento indicam o que já foi descrito anteriormente, ou seja, maiores valores de risco no período seco, entre abril/10 e julho/10, uma vez que nesse período o aporte de metais e outros elementos estressores é reduzido em função da menor pluviosidade.

Nota-se que nos cálculos da linha de evidência química alguns valores foram assumidos devido às necessidades em determinadas etapas para as concentrações e pressões tóxicas dos metais. Tais ações refletem falhas metodológicas, considerando que diferenças mínimas de valores podem gerar enormes divergências nos resultados finais. Outro fator importante é a subjetividade na atribuição dos pesos para os compostos, sendo maiores para os de maior importância ecológica e de efeitos potenciais sobre determinados elementos estressores no ambiente como o cobre, cromo e cádmio. Além disso, nas análises as substâncias muitas vezes não são detectadas pelos métodos analíticos comumente utilizados (HEISE & AHLF, 2002; SÁNCHEZ, 2006) e, nesses casos, as bases dos cálculos de risco podem gerar um resultado falso negativo para as análises finais (HEISE & AHLF, 2002).

Linha de evidência ecotoxicológica

Os bioensaios de toxicidade representam um importante mecanismo de avaliação de risco, proporcionando um entendimento dos efeitos das diversas substâncias presentes na água sobre os organismos (AHMED & HADER, 2010). Segundo Chapman (2000), os testes ecotoxicológicos permitem prever riscos potenciais em ambientes aquáticos, pois integram as interações químicas complexas que ocorrem no meio, sendo que essa abordagem tem sido empregada com eficiência para avaliações dos níveis de contaminações dos compartimentos água e sedimento. No presente estudo, para o ranqueamento dos dados da linha de evidência ecotoxicológica foram realizados bioensaios com organismos pertencentes a três níveis tróficos diferentes: consumidor secundário (peixe: *Danio rerio*), consumidores primários (zooplânctons: *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*) e produtor (alga: *Pseudokirchneriella subcapitata*). Os ensaios com organismos de diferentes níveis tróficos são uma forma abrangente e confiável de indicar os níveis de impactos nos ambientes (JOHNSON et al., 2004), evidenciando a importância ecológica dos organismos através das forças que determinam a estrutura trófica em ambientes aquáticos mediado pelos processos *bottom-up* (produção primária) e *top-down* (predador-presa) (POWER, 1992). Assim, a relevância ecológica dos ensaios ecotoxicológicos é reforçada quando os indicadores dos diferentes níveis de organização são expostos aos mesmos agentes estressores

(PAUL & MUNNS, 2011), fornecendo diferentes tipos de informações para as avaliações de risco ecológico.

Os riscos associados ao compartimento água da linha de evidência ecotoxicológica demonstraram ausência de risco, com exceção para poucas estações amostrais em outubro/10. As concentrações e as transformações físicas, químicas e biológicas nas amostras ambientais de água das estações amostrais analisadas podem ter sido fatores preponderantes para as ausências de risco obtidas para esse compartimento. Por outro lado, Rand et al (2010) investigaram os efeitos do endosulfan e seus metabolitos sobre os ecossistemas aquáticos do sul da Flórida/EUA e as probabilidades de risco para os organismos aquáticos, através das análises de águas superficiais, revelando baixos riscos para alguns pontos amostrais, enquanto que para os campos de cultivo de arroz, no sudeste da Espanha, outros pesquisadores mostraram um baixo nível de risco para as comunidades zooplancônicas na presença de herbicidas (SÁNCHEZ et al., 2006). No entanto, outros estudos constataram que muitas espécies de zooplâncton são mais tolerantes em comparação as algas quando expostas a amostras ambientais e a elutriatos (KOUKAL et al., 2004; RA et al., 2007; MARQUES et al., 2011).

Segundo a USEPA (2005) os sedimentos de sistemas aquáticos continentais se comportam como um sumidouro de substâncias, sendo fontes pontuais de trocas para a coluna de água, afetando assim os organismos aquáticos. As formas mais eficazes de diagnóstico dos níveis de contaminantes do sedimento requerem uma relação entre as substâncias químicas, a distribuição espacial e os pontos de toxicidade encontrados (TSAKOVSKI & SIMEONOV, 2011). Quando os contaminantes são liberados na coluna de água alguns adsorvem a fase sólida e as interações químicas, físicas e biológicas apresentadas no sedimento podem modificar a toxicidade para os organismos, apesar dessa biodisponibilidade e os fatores mediadores da toxicidade não serem totalmente compreendidos (TRAUNSPURGER et al., 1997; BESTEN et al., 2003). Segundo Alexander (2000), a biodisponibilidade das substâncias adsorvidas nos sedimentos através dos métodos químicos é complexa e, provavelmente, é superestimada nos estudos, uma vez que a não detecção de determinada substâncias não implica na sua ausência, uma vez que esta pode possuir um caráter tóxico e persistente para os organismos mesmo em baixas concentrações (HEISE & AHLF, 2002). Apesar

dos avanços, o conhecimento dos riscos para a maioria das substâncias estressoras que são liberadas no ambiente necessita de um conjunto maior de informações acuradas (BESTEN et al., 2003).

Para o compartimento sedimento, os resultados das transformações dos valores dos bioensaios ecotoxicológicos em valores de risco caracterizam risco baixo ou ausência de risco para os tributários. No entanto, no reservatório verificou-se risco alto máximo em outubro/10 para todos os locais amostrados. Isso pode ser explicado pela capacidade de trocas entre o sedimento e água através das interações das substâncias estressoras com o meio. Essas substâncias podem ter se concentrado no período considerado de maior risco, elevando a toxicidade para os organismos. Outra explicação, que não pode ser descartada, é a possível subestimação dos valores de risco a partir dos resultados dos bioensaios ecotoxicológicos. O erro reportado pode ser uma das limitações da realização desse estudo por uma equipe com projetos múltiplos, tangendo diversos objetivos, com a realização dos testes por diferentes pessoas. Porém, a realização das avaliações de risco ambiental são propostas para estudos por equipes multidisciplinares, com diferentes visões das percepções dos impactos (HEISE & AHLF, 2002).

Ao integrar os resultados dos riscos dos componentes água e sedimento associados à linha de evidência ecotoxicológica, os resultados caracterizam ausência de risco para a maioria das estações amostrais, com poucas exceções. Para a caracterização precisa do risco real de um ecossistema um componente importante é a descrição dos sistemas biológicos (COSTA et al., 2012). Nesse sentido, as sensibilidades devem ser descritas em escala ecossistêmica ao invés dos níveis individuais das espécies, reportando um elo entre a ecotoxicologia de laboratório para uma extrapolação holística do sistema (SUTER, 2002; DE LANGE et al., 2010).

Linha de evidência ecológica

Os resultados da produção primária, avaliada pela medida de biomassa algal, indicam risco maior para os tributários em função da relação ecológica dessa característica dos produtores, remetendo risco para todos os locais devido às variações nos níveis de turbidez e material em suspensão total inseridos nos cálculos. Nas análises

limnológicas dos compartimentos água e sedimento, os valores indicaram riscos para a maioria das estações amostrais, com destaque para AB/L, o que se relacionou com o aporte orgânico de efluentes líquidos não tratados da cidade de Itirapina/SP, e para os sistemas lênticos, que recebem toda a carga de nutrientes e contaminantes da bacia hidrográfica. As perturbações de origem antrópica em redes de drenagem afetam as comunidades aquáticas em função do transporte de sedimento da área externa para dentro do corpo hídrico (DUDGEON, 1996), sendo que as alterações que ocorrem a montante alteram trechos e os organismos à jusante em decorrência do transporte de água e sedimentos de origem alóctone ou erodidos das margens (CALLISTO et al., 2001).

Para os organismos analisados, os valores de risco dos consumidores primários (comunidade zooplanctônica) e secundários (ictiofauna) apresentaram padrões contrários aos níveis de risco limnológico para AB/L. Connell (1978) propõe que a diversidade dos organismos possa ser aumentada na presença de distúrbios, permitindo a ocorrência de comunidades mais diversificadas uma vez que impediria que as espécies mais eficientes competitivamente excluíssem as espécies raras. Diversos estudos indicam que em ambientes aquáticos os efeitos dos distúrbios são associados a alterações consideráveis da biota (ALLAN & FLECKER, 1993; FERREIRA & CASATTI 2006; MONTOYA et al., 2009; SMILEY Jr. et al., 2011), influenciando o comportamento de forrageio das espécies (SMITH & WEIS, 1997; WEIS et al., 2001) e acarretando mudanças imprevisíveis na dinâmica predador-presa (LIVINGSTON, 1984; STEIMLE et al., 1993). Assim, as alterações antrópicas podem agir indiretamente na reestruturação da comunidade através das relações tróficas entre os organismos (JEFFREE & WILLIAMS, 1980; EBY et al., 2005), de modo que as espécies que permanecem nestes locais são, na maioria das vezes, generalistas ou oportunistas (CENEVIVA-BASTOS & CASATTI, 2007), utilizando como base trófica os itens dominantes ao invés de uma variedade de itens como seria esperado em ambientes menos alterados (OLIVEIRA & BENNEMAN, 2005). Em ambientes degradados, portanto, os indivíduos especialistas são ecologicamente mais vulneráveis, pois os recursos não são mantidos, sendo a estratégia generalista mais vantajosa (ABELHA et al., 2001), aumentando assim os riscos de extinções das espécies.

Nesse sentido, verifica-se mais uma incongruência nas percepções dos níveis de risco devido ao paradoxo das distribuições de riscos ao longo do tempo. As localidades podem apresentar risco baixo ou moderado em determinados momentos, mas no decorrer do tempo os riscos de extinções das espécies só tendem a aumentar com a continuidade dos impactos (DE LANGE, 2010).

A integração das linhas de evidência demonstra que os maiores valores de risco são provenientes da linha de evidência ecológica. Portanto, os parâmetros ecológicos da dinâmica e da estruturação do ecossistema parecem ser os fatores preponderantes para análise dos efeitos dos riscos sobre os organismos. A vulnerabilidade de um ecossistema se refere à estimativa da incapacidade de um ambiente em tolerar os estressores na escala temporal e espacial, sendo determinada pelas características dos níveis de organização aliado a resiliência do sistema as mudanças em resposta aos distúrbios (WILLIAMS & KAPUSTKA, 2000; TURNER et al., 2003; SCHRÖTER et al., 2005; ADGER, 2006; DE LANGE et al., 2009; DE LANGE et al., 2010; IPPOLITO et al., 2010). Para a bacia hidrográfica do Lobo essa vulnerabilidade está relacionada aos múltiplos impactos ao qual está sendo exposta, a qual é evidenciada pelos resultados de risco para as análises limnológicas, pelas alterações nos processos de produção primária e na distribuição dos organismos potenciais ao risco que compõem as tramas alimentares locais.

Integração das linhas de evidências

O risco integrado final para as linhas de evidências da bacia hidrográfica do Lobo evidencia os maiores valores, entre baixo e moderado, para as estações amostrais nos meses de abril/10 e julho/10, caracterizando o período seco, além de elevadas concentrações dos níveis de risco em outubro/10. Ambientes aquáticos tropicais são hidrologicamente diferentes durante os períodos secos e chuvosos, com períodos de reduzida precipitação seguidos por intensas chuvas nos períodos mais quentes do ano (HUNT et al., 2012). Segundo Tundisi et al (2003), a bacia hidrográfica do Lobo é fortemente influenciada pelas ações dos ventos na estação seca e pelas precipitações na estação chuvosa, provocando a mistura dos componentes da água, com alterações substanciais sobre os processos ao longo da estrutura vertical do reservatório e do eixo

longitudinal dos riachos tributários, com alterações nas características físicas, químicas e biológicas do sistema. Alguns estudos mostram que a ocorrência ambiental de resíduos de fertilizantes e contaminantes é restrita a determinadas épocas do ano, ou relacionada aos períodos de colheita das atividades agrícolas ou aos processos climáticos como chuvas ou secas (ALBANIS et al., 1998; PADOVANI et al., 2006; MARQUES et al., 2011), modificando os níveis de risco para os componentes químicos e ecológicos dos sistemas. O biomonitoramento de ambientes aquáticos tem como fundamento o entendimento do comportamento dos indivíduos durante as mudanças temporais e espaciais desses parâmetros (ROSENBERG & RESH, 1993). A compreensão das escalas em ecossistemas aquáticos são as bases para o entendimento da dinâmica dos organismos nos habitats, mostrando as forças atuantes em um escala ampla, bacia hidrográfica, e para uma microescala, os habitats (MINSHALL, 1988; FRAPPIER & ECKERT, 2007).

A linha de evidência com maior peso no risco integrado final foi a ecológica, seguida da linha de evidência química e ecotoxicológica. Os maiores valores de risco foram registrados para os riachos mais degradados nos períodos de abril/10 e julho/10, assim como no reservatório. A degradação ambiental e a perda da qualidade e das interações bióticas dos ambientes aquáticos interferem na estruturação das comunidades (ALLAN & FLECKER, 1993; FERREIRA & CASATTI, 2006; FRAPPIER & ECKERT, 2007). Uma das principais causas dessa degradação na bacia hidrográfica em estudo é a supressão da vegetação ripária, com alterações na dinâmica ecológica dos sistemas tais como aumento da sedimentação e erosão, aumento da temperatura da água, redução do oxigênio dissolvido, aumento da lixiviação de substâncias e redução do material alóctone na estruturação das redes tróficas aquáticas (TERESA & CASATTI, 2010; HERBST et al., 2012), aumentando a vulnerabilidade dos organismos às perturbações de origem antrópica. Nesse contexto, os níveis de risco registrados seguem a dinâmica da integridade biótica das localidades amostrais. Os riachos menos íntegros, com ausência de vegetação ciliar, proximidade com campos agrícolas e aporte de nutrientes e contaminantes foram os que apresentaram os maiores riscos durante a estação seca do estudo (IT1, AB1, L1, AB/L, PE e JG, seguidos pelos locais de amostragem do sistema lêntico).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise de risco ecológico para os ambientes aquáticos da bacia hidrográfica do Lobo evidencia os riscos associados às linhas de evidência química, ecotoxicológica e ecológica. Os maiores riscos foram registrados durante os períodos de menor pluviosidade e para as estações amostrais mais degradadas. Os padrões de distribuição dos agentes químicos estressores se mostram reduzidos na localidade em estudo e os fatores que mais influenciaram os riscos finais foram relacionados aos dados limnológicos dos compartimentos água e sedimento. Isso se deve as perturbações de origem antrópica e aos múltiplos mecanismos envolvidos com a degradação. Na bacia hidrográfica em questão esses distúrbios são relacionados à diminuição da estrutura física dos habitats, devido à supressão da vegetação ripária, e a degradação química dos ambientes lóticos e lênticos, devido à lixiviação de nutrientes oriundos dos campos agrícolas e da emissão de efluentes líquidos não tratados pela cidade de Itirapina/SP.

Em relação à ferramenta utilizada, verifica-se que nos estudos de ARE uma das principais deficiências está relacionada à subjetividade na atribuição de pesos para determinados conjuntos de valores, sendo maiores para os agentes de maior importância ecológica e efeitos potenciais sobre determinados elementos estressores no ambiente. Isso se deve ao dinamismo e as complexidades dos processos ecológicos que muitas vezes não possuem objetividade, necessitando assim de fatores de correções para uma maior acurácia dos cálculos.

Apesar disso, os estudos de ARE são importantes do ponto de vista ecossistêmico ao permitir a identificação das perturbações ao qual o ambiente está sendo exposto. No entanto, reconhece-se que a acurácia das análises para problemas ecológicos complexos são difíceis de serem previstas, ao menos que os limites dos possíveis problemas sejam conhecidos. Porém, apesar das limitações encontradas, a caracterização de riscos ambientais representa uma alternativa para as análises estocásticas, sendo considerados bons modelos para a tomada das decisões ambientais pelas autoridades competentes não especialistas, uma vez que o entendimento dos efeitos das modificações em ambientes degradados sobre a biodiversidade local são fatores essenciais para o desenvolvimento de políticas efetivas para a conservação. Dessa forma, o gerenciamento e a recuperação ambiental de locais com distúrbios de

origem antrópica necessitam de uma melhor avaliação dos mecanismos e das respostas do ambiente as perturbações, sendo elucidados mediante uma análise acurada das informações a partir dos novos estudos científicos. Nesse contexto, o estudo realizado tem um grande potencial para fornecer maiores informações e ferramentas metodológicas para futuros processos de conservação e ações regulatórias, estabelecendo assim as prioridades ambientais de uma determinada região.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Análise granulométrica de solos**. 32 p. 1968.
- _____. ABNT NBR 12648. **Ecotoxicologia aquática. Toxicidade crônica. Método de ensaio com algas (Chlorophyceae)**. Rio de Janeiro. 24 p. 2005.
- _____. ABNT NBR 12713. **Ecotoxicologia aquática. Toxicidade aguda. Método de ensaio com *Daphnia ssp* (Crustacea, Cladocera)**. 21 p. 2004 a.
- _____. ABNT NBR 13373. **Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com *Ceriodaphnia spp* (Cladocera, Crustácea)**. 15 p. 2005.
- _____. ABNT NBR 15088. **Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com peixes**. 19 p. 2004 b.
- _____. ABNT NBR 15499. **Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica de curta duração - Método de ensaio com peixes**. 21 p. 2007.
- ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A. & E. GOULART. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, 23(2):425-434.
- ADGER W. N. Vulnerability. **Glob. Environ. Change.**, 16:268-81. 2006.
- AHMED, H.; HADER, D. P. Monitoring of Waste Water Samples Using the ECOTOX Biosystem and the Flagellate Alga *Euglena gracilis*. **Water Air Soil Pollut**, 216:547-560. 2011.
- ALBANIS, T. A.; HELA, D. G.; SAKELLARIDES, T.; KONSTANTINOU, I. K. Monitoring of pesticide residues and their metabolites in surface and under ground waters of Imathia (N. Greece) by means of solid-phase extraction disks and gas chromatography. **Journal of Chromatography**, 823(2):59-71. 1998.

- ALEXANDER, M. Ageing, bioavailability, and overestimation of risk form environmental pollutants. **Environmental Science & Technology**, 34(20):4259-4391. 2000.
- ALLAN, J. D.; FLECKER, A. S. Biodiversity conservation in running waters. **Biosci.**, 43:32-43. 1993.
- ALVARENGA, P.; PALMA, P.; VARENNES, A.; CUNHA-QUEDA, A. C. A contribution towards the risk assessment of soils from the São Domingos Mine (Portugal): Chemical, microbial and ecotoxicological indicators. **Environmental Pollution**, 161:50-56. 2012.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORK ASSOCIATION; WATER CONTROL FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. New York, 19 ed. 1268p. 1995.
- ANDERSEN, J. M. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. **Water Research**, 10:329-331. 1976.
- BESTEN, P. J.; DECKERE, E.; BABUT, M. P.; POWER, B.; DELVALLS, T. A.; ZAGO, C.; OEN, A.; HEISE, S. Biological effects-based sediment quality in ecological risk assessment for european waters. **JSS - J Soils & Sediments** 33333(3):144-162. 2003.
- BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. **Amostragem em limnologia**. RiMa, São Carlos, 351 p. 2004.
- BRAIN, A.; SANDERSDON, H.; SIBLEY, P. K.; SOLOMON, K. R. Probabilistic ecological hazard assessment: Evaluating pharmaceutical effects on aquatic higher plants as an example. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 64:128-135. 2006.
- BRASIL, RESOLUÇÃO CONAMA nº 375, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. DOU. Brasília. 2005.
- BUNN S. E.; SMITH, M. J. Design and implementation of an ecosystem health monitoring program for streams and rivers in Southeast Queensland, Australia: an

- overview. **DIBM3 technical report for Healthy Waterways Australi**. 17 p. 2007.
- BUNN, S. E; DAVIES, P. M.; MOSISCH, T. D. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. **Freshwater Biology**, 41(2):333–345. 1999.
- CAIRNS J. R. J. Estimating hazard. **Bioscience**, 30:101-7. 1980.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **RBRH**, 6(1):71-82. 2001.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). Prepared for the CCME by Environment Canada. Environmental Protection Service. Toxics Pollution Prevention Directorate. **National Inventory of PCBs in Use and PCB Wastes in Storage in Canada: 2001 Annual Report**. Draft version. 2002.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environ Manage.**, 38:974–982. 2006.
- CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Iheringia, Sér. Zool.**, 97(1):7-15. 2007.
- CHALAR, G.; TUNDISI, J. G. Main processes in the water column determined by wind and rainfall at Lobo (Broa) Reservoir. Implications for phosphorus cycling. In: TUNDISI, J. G. & M. STRASKRABA. 1999. **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos, Backhuys Publishers. 1:53-65. 1999.
- CHAPMAN, P. M.; HOLLERT, H. Should the sediment quality triad become a tetrad, a pentad, or possibly even a hexad? **JSS - J Soils & Sediments**, 66666(1):4-8. 2006.
- CHAPMAN, P. M. The sediment quality triad: then, now and tomorrow. **International Journal of Environment and Pollution**, 13:351-356. 2000.
- CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, 199(4335):1302-1310. 1978.

- COSTA, P. M.; CAEIRO, S.; VALE, C.; DELVALLS, T. A.; COSTA, M. H. Can the integration of multiple biomarkers and sediment geochemistry aid solving the complexity of sediment risk assessment? A case study with a benthic fish. **Environmental Pollution**, 161:107-120. 2012.
- CULP, J. M.; HOSE, G. C.; ARMANINI, D. G.; DUNBAR, M. J.; ORLOFSKE, J. M.; POFF, N. L.; POLLARD, A. I.; YATES, A. G. Incorporating traits in aquatic biomonitoring to enhance causal diagnosis and prediction. **Integr. Environ. Assess. Manag.**, 7:187-197. 2011.
- DE LANGE, H. J.; LAHR, J.; VAN DER POL, J. J. C.; WESSELS, Y.; FABER, J. H. Ecological vulnerability in wildlife. An expert judgment and multi-criteria analysis tool using ecological traits to assess relative impact of pollutants. **Environ. Toxicol. Chem.**, 28(22)33-40. 2009.
- DE LANGE, H. J.; VAN DER POL, J. J. C.; LAHR, J.; FABER, J. H. Ecological vulnerability in wildlife. **NoMiracle**. 113 p. 2010.
- DELELLO, D. **Composição e distribuição (espacial e temporal) de macrófitas aquáticas no reservatório do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas, SP**. 2008. 160 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental). EESC-USP, São Carlos. 2008.
- DUDGEON, D. Anthropogenic impacts on Hong Kong streams. **GeoJournal**, 40: 53-61. 1996.
- DUTCH LIST - Ministerie Von Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. **Circular on target values and intervention values for soil remediation**. Version, Februari 4th. 2000.
- EBY, L. A.; CROWDER, L. B.; MCCLELLAN, C. M.; PETERSON, C. H.; POWERS, M. J. Habitat degradation from intermittent hypoxia: impacts on demersal fishes. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, 291:249-262. 2005.
- EUROPEAN COMMISSION (EC). Joint Research Centre, Institut for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau. **Technical guidance document on risk assessment, in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No. 1488/94 on risk assessment for existing substances**, EUR 20418 EN/1. 2003.

- FATORELLI, L.; CORSEUIL, H. X. Avaliação de risco ecológico para a estação intermediária de Guaratuba. **XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, 13 p. 2004.
- FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23(3):642-651. 2006.
- FRAPPIER, B.; ECKERT, R. T. A new index of habitat alteration and a comparison of approaches to predict stream habitat conditions. **Freshwater Biology**, 52:2009-2020. 2007.
- GHEJU, M.; BOGATU, C. Preliminary Ecological Risk Assessment to Aquatic Environment of Bega River due to Presence of Ammonia in Treated Sewage Effluent. **Chem. Bull. "POLITEHNICA"**, 54(68):77-81. 2009.
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. Methods for chemical and physical analysis of freshwater. **Blackwell Scientific**, 213 p. 1978.
- DE LANGE, H. J.; SALA, S.; VIGHI, M.; FABER, J. H. Ecological vulnerability in risk assessment - a review and perspectives. **Science of the Total Environment**, 408:3871-3879. 2010.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, 4(1):9. 2001.
- HEISE, S.; AHLF, W. The need for new concepts in risk management of sediments: historical developments, future perspectives and new approaches. **JSS - J Soils & Sediments**, 2(1):4-8. 2002.
- HERBST, D. B.; BOGAN, M. T.; ROLL, S. K.; SAFFORD, H. D. Effects of livestock exclusion on in-stream habitat and benthic invertebrate assemblages in Montane streams. **Freshwater Biology**, 57:204-217. 2012.
- HUANG, X.; HU, J.; LI, C.; DENG, J.; QIN, F.; JIANG, C. Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments from Aha Lake, China. **Advanced Materials Research**, 356-360:896-902. 2012.
- HUNT, R. J.; JARDINE, T. D.; HAMILTON, S. K.; BUNN, S. E. Temporal and spatial variation in ecosystem metabolism and food web carbon transfer in a wet-dry tropical river. **Freshwater Biology**, 57:435-450. 2012.

- IPPOLITO, A.; SALA, S.; FABER, J. H.; VIGHI, M. Ecological vulnerability analysis; a river basin case study. **Sci. Total. Environ.**, 408:3880-90. 2010.
- JEFFREE, R. A.; WILLIAMS, N. J. Mining pollution and the diet of the purple- striped gudgeon *Mogurnda mogurnda* Richardson (Eleotridae) in the Finnis River, Northern Territory, Australia. **Ecol. Monogr.**, 50, 457-485. 1980.
- JENSEN, J.; MESMAN, M. **Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site specific investigations.** Liberation, 138 p. 2006.
- JOHNSON, I.; HUTCHINGS, M.; BENSTEAD, R.; THAIN, J.; WHITEHOUSE, P. Bioassay selection, experimental design and quality control/assurance for use in effluent assessment and control. **Ecotoxicology**, 13:437-447. 2004.
- JUNK, W. J.; MELLO, J. A. S. N. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. **Estudos Avançados**, 4(8):126-143. 1990.
- KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: Grasshof, K. (ed.). **Methods of seawater analysis.** Verlag. Chemie. Weinheim, 117-181. 1976.
- KOUKAL, B.; DOMINIK, J.; VIGNATI, D.; ARPAGAUS, P.; SANTIAGO, S.; OUDDANE, B. Assessment of water quality and toxicity of pollutant Rivers Fez and Sebou in the region of Fez (Morocco). **Environmental Pollution**, 131:163-172. 2004.
- KREBS, C.J. **Ecological Methodology.** Harper Collins Publishers, New York. 620 p. 1999.
- LACKEY, R. T. Ecological risk analysis. In: MOLAK, V. 1997. **Fundamentals of risk analysis and risk management.** 87-97. 1997.
- LANÇAS, F. M. **Extração em fase sólida.** Apostila - Instituto de química, Universidade de São Paulo, 53 p. 1997.
- LIVINGSTON, R. J. Trophic response of shes to habitat variability in coastal seagrass systems. **Ecology**, 65:1258-1275. 1984.

- MACKERETH, H. F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. Water analysis: some revised methods for limnologists. **Freshwater Biological Association Scientific Publishers**, 117 p. 1978.
- MARINELLI, C. E. **Estrutura da comunidade, habitats e padrões de distribuição da ictiofauna em ecótonos do reservatório do Broa, SP**. 2002. 225 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental). CRHEA/EESC/USP, São Carlos, 2002.
- MARQUES, C. R.; PEREIRA, R.; GONÇALVES, F. Toxicity evaluation of natural samples from the vicinity of rice fields using two trophic levels. **Environ. Monit. Assess.**, 180:521–536. 2011.
- MINSHALL G. W. Stream ecosystem theory: a global perspective. **Journal of the North American Benthological Society**, 7:263-288. 1988.
- MONTOYA, J. M.; WOODWARD, G.; EMMERSON, M. C.; SOLÉ, R. V. Press perturbations and indirect effects in real food webs. **Ecology**, 90(9):2426-2433. 2009.
- NAKANISHI, J.; GAMO, M.; IWASA, Y.; TANAKA, Y. Environmental risk evaluation of chemicals: achievements of the project and seeds for future - development of metrics for evaluating risks. **Chemosphere**, 53:389-398. 2003.
- NASCIMENTO, M. R. L.; MOZETO, A. A. Reference values for metals and metalloids concentrations in bottom sediments of Tietê river basin, Southeast of Brazil. **Soil & Sediment Contamination**, 17:269-278. 2008.
- NIEMEYER, J. C.; MOREIRA-SANTOS, M.; NOGUEIRA, M. A.; CARVALHO, G. M.; RIBEIRO, R.; SILVA, E. M.; SOUSA, J. P. Environmental risk assessment of a metal-contaminated area in the Tropics. Tier I: screening phase. **Ecotoxicology**, 15 p. 2010.
- NUSCH, E. A. Comparison on diferente methods for chlorophyl and phaeopigment determination. **Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol.**, 14:14-34. 1980.
- OLIVEIRA, D. C.; BENNEMAN, S. T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano do sul do Brasil. **Biota Neotropica**, 5(1):95-107. 2005.

- PADOVANI, L.; CAPRI, E.; PADOVANI, C.; PUGLISI, E.; TREVISAN, M. Monitoring tricyclazole residues in rice paddy watersheds. **Chemosphere**, 62(2), 303-314. 2006.
- PAUL, J. F. & W. R. MUNNS. Probability surveys, conditional probability and ecological risk assessment. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 30(6):1488-1495. 2011.
- POWER, M.; ADAMS, S. M. Perspectives of the scientific community on the status of ecological risk assessment. **Environmental Management**, 21(6):803-830. 1997.
- POWER, M. 1992. Habitat heterogeneity and the functional significance of fish in river food webs. **Ecology**, 73(5):1675-1688.
- RA, J. S.; KIM, S. D.; CHANG, N. I.; AN, K. G. Ecological health assessments based on whole effluent toxicity tests and the index of biological integrity in temperate streams influenced by wastewater treatment plant effluents. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 26(9), 2010–2018. 2007.
- RAND, G. M.; CARRIGER, J. F.; GARDINALI, P. R.; CASTRO, J. Endosulfan and its metabolite, endosulfan sulfate, in freshwater ecosystems of South Florida: a probabilistic aquatic ecological risk assessment. **Ecotoxicology**, 22 p. 2010.
- ROSENBERG D. M.; RESH V. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. Chapman and Hall, New York. 1993.
- SÁNCHEZ, P.; KUBITZA, J.; DOHMEN, G. P.; TARAZONA, J. V. Aquatic risk assessment of the new rice herbicide profoxydim. **Environmental Pollution**, 142, 181-189. 2006.
- SCHRÖTER, D.; POLSKY, C.; PATT, A. Assessing vulnerabilities to the effects of global change: an eight step approach. **Mitig. Adapt. Strategies. Glob. Chang.** 10:573-95. 2005.
- SILVÉRIO, P. F. **Partição, biodisponibilidade e toxicidade de metais pesados a organismos bentônicos em sedimentos**. 1999. 78 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1999.

- SMILEY Jr, P. C.; KING, K. W.; FAUSEY, N. R. Influence of herbaceous riparian buffers on physical habitat, water chemistry, and stream communities within channelized agricultural headwater streams. **Ecol. Eng.**, 10 p. 2011.
- SMITH, G. M.; WEIS, J. S. Predator-prey relationships in mummichogs (*Fundulus heteroclitus* (L.)): effects of living in a polluted environment. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, 209:75-87. 1997.
- SOLOMON, K.; GIESY, J.; JONES, P. Probabilistic risk assessment of agrochemicals in the environment. **Crop Protection**, 19:649-655. 2000.
- STEIMLE, F. W.; JEFFRESS, D.; FROMM, S. A.; REID, R. N.; VITALIANO, J. J.; FRAME, A. Predator-prey relationships of winter flounder, *Pleuronectes americanus*, in the New York Bight apex. **Fish. Bull.**, 92:608-619. 1993.
- SUTER, G. W.; VERMEIRE, T.; MUNNS, W. R.; SEKIZAWA, J. Framework for the Integration of Health and Ecological Risk Assessment. **Human and Ecological Risk Assessment**, 9(1):281-301. 2003.
- TERESA, F. B.; CASATTI, L. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 5(3):444-453. 2010.
- TONISSI, F. B. **Avaliação ecotoxicológica do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), como subsídio para a análise da qualidade ambiental do sistema.** 1999. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 1999.
- TRAUNSPURGER, W.; HAITZER, M.; HOSS, S.; BEIER, S.; AHLF, W.; STEINBERG, C. Ecotoxicological assessment of aquatic sediment with *Caenorhabditis elegans* (Nematoda) - A method for testing liquid medium and whole-sediment samples. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 16(2): 245-250. 1997.
- TRINDADE, M. **Nutrientes em sedimentos da represa do Lobo (Brotas-Itirapina, SP).** 1980. 219 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). UFSCAR, São Carlos, 1980.

- TSAKOVSKI, S.; SIMEONOV, V. Hasse diagram technique as exploratory tool in sediment pollution assessment. **J. Chemometrics**, 25:254-261. 2011.
- TSAKOVSKI, S.; SIMEONOVA, P.; SIMEONOV, V. Sediment pollution assessment by chemometric methods. **Ecological Chemistry Engineering**. 230 p. 2011.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RODRIGUES, S. L. **Gerenciamento e recuperação das bacias hidrográficas dos rios Itaqueri e do Lobo e da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa)**. São Carlos, Editora Rima, 72p. 2003.
- TURNER, B. L.; KASPERSON, R. E.; MATSON, P. A.; MCCARTHY, J. J.; CORELL, R. W.; CHRISTENSEN, L. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. **Proc. Natl. Acad. Sci.**, 100:8074–8079. 2003
- U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Framework for ecological risk assessment. **Risk Assessment Forum**, EPA/630/R-92/001. 1992.
- _____. Guidelines for ecological risk assessment. **Risk Assessment Forum**, EPA/630/R-95/002F. 1998.
- _____. Predicting toxicity to amphipods from sediment chemistry. **National Center for Environmental Assessment**, EPA/600/R-04/030, 2005.
- _____. **Unregulated contaminant monitoring program**. U. S. Environ. Protection Agency, Washington, DC. 2005.
- UIEDA, V. S.; CASTRO, R. M. C. Coleta e fixação d peixes de riacho. 01-22. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R. & P. R. PERES-NETO (Eds). **Ecologia de peixes de riachos**. Série Oecologia Brasiliensis, vol VI. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, 1999.
- VAN DEN BRINK, P. J.; ALEXANDER, A. C.; DESROSIERS, M.; GOEDKOOOP, K. W.; GOETHALS, P. L.; LIESS, M.; DYER, S. Traits-based approaches in bioassessment and ecological risk assessment: strengths, weaknesses, opportunities and threats. **Integrated Environmental Assessment and Management**, 7(2):198-208. 2011.
- VERCELLINO, I. S.; BICUDO, D. C. Sucessão da comunidade de algas perifíticas em reservatório oligotrófico tropical (São Paulo, Brasil): comparação entre período seco e chuvoso. **Revista Brasil. Bot.**, 29(3):363-377. 2006.

- VIEIRA, V. P. **Avaliação de risco ecológico como ferramenta da prevenção da poluição: estudo de caso em uma indústria de malhas**. 2005. 129 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) UFMG, Belo Horizonte, 2005.
- WARD, S.; AUGSPURGER, T.; DWYER, F. J.; KANE, C.; INGERSOLL, C. G. Risk assessment of water quality in three North Carolina, USA, streams supporting federally endangered freshwater mussels (Unionidae). **Environmental Toxicology and Chemistry**, 2007. 26(10):2075-2085.
- WEIS, J. S.; SAMSON, J.; ZHOU, T.; SKURNICK, J.; WEIS, P. Prey capture ability of mummichogs (*Fundulus heteroclitus*) as a behavioral biomarker for contaminants in estuarine systems. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 58:1442-1452. 2001.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analyses**. Ed. 20, Springer-Verlag, 391 p. 1991.
- WILLIAMS L. R. R.; KAPUSTKA, L. A. Ecosystem vulnerability: a complex interface with technical components. **Environ. Toxicol. Chem.**, 9:1055-1058. 2000.
- ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática princípios e aplicações**. São Carlos, RIMA, 478 p. 2006.

APÊNDICE 1

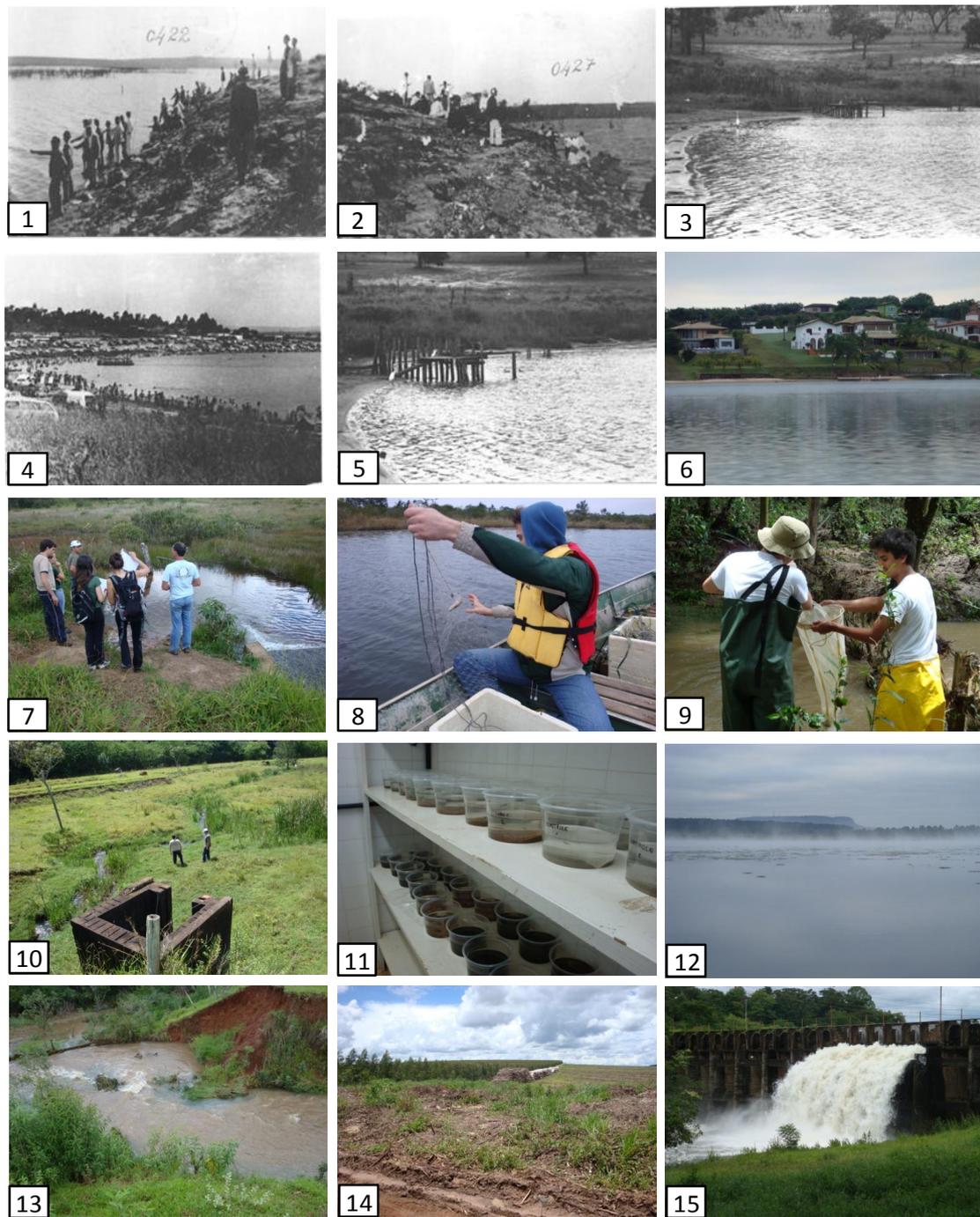


Figura 1. Prancha de fotos da bacia hidrográfica do Lobo através de fotos históricas da localidade e durante a determinada pesquisa. 1. e 2. Represa do Lobo durante os anos de 1950; 3., 4. e 5. Represa do Lobo durante os anos de 1980; 6. Represa do Lobo durante o ano de 2010; 7. Equipe de trabalho durante a execução das amostragens em campo; 8. Amostragem da ictiofauna através de redes de espera; 9. Amostragem da comunidade zooplancônica; 10. Riachos com ausência de vegetação ripária; 11. Bioensaios ecotoxicológicos com água e sedimento das estações amostrais usando como organismo teste o peixe *Danio rerio*; 12. Vista geral da represa do Lobo durante o mês de julho/10; 13. Assoreamento e instabilidade das margens dos riachos durante a estação chuvosa durante o mês de janeiro/11; 14. Manejo das áreas de cultivo de *Pinnus* sp.; 15. Vertedouro da represa do Lobo aberto para o escoamento da água durante a estação chuvosa durante o mês de janeiro/11 (Fotos históricas: fonte desconhecida, fotos atuais: André Luís Sanchez e Kenzo Gabriel Matsubara).

APÊNDICE 2

1. Compartimento água

Tabela 1. Valores dos resultados dos testes de significância univariada (ANOVA) para as variáveis do compartimento água.

	Graus liberdade	F	p
Clor	3	24.20124	0.000011*
MST	3	9.49657	0.000049*
NO2	3	0.05101	0.984595
NO3	3	5.77517	0.001867*
NH4	3	3.66326	0.018598*
POI	3	3.83250	0.015372*
PTD	3	4.39002	0.008269*
SiO	3	6.38348	0.000995*
Ntot	3	1.6532	0.189581
Ptot	3	22.1066	0.000000*
IET	3	4.204	0.010161*
Cond	3	0.18834	0.903824
OD	3	4.7439	0.005613*
pH	3	3.011	0.039122*
Turb	3	4.4971	0.007350*
T°C	3	44.896	0.000000*
Pb	3	16.37637	0.000000*
NI	3	11.08294	0.000012*
Fe	3	4.80304	0.005264*
Mg	3	0.06461	0.978324
Mn	3	2.787227	0.050630
Zn	3	1.747350	0.169902
Co	3	0.787536	0.506793

*valores significativos ($p < 0,05$)

Tabela 2. Descritores limnológicos (Clor - clorofila, MST - material em suspensão total, NO₂ - nitrito, NO₃ - nitrato, POI - fosfato inorgânico, PTD - fosfato total dissolvido, SiO - silicato reativo, Ntot - nitrogênio total, Ptot - fósforo total, IET - índice de estado trófico, Cond - condutividade, OD - oxigênio dissolvido, pH) e os respectivos auto-vetores, auto-valores, % de variância e % cumulativa da análise do componente principal (PCA) para as estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

Auto-vetores	F1	F2
Clor	0.000	0.182
MST	0.180	0.355
NO₂	0.357	-0.250
NO₃	0.113	-0.311
NH₄⁺	0.280	-0.172
POI	0.375	-0.131
PTD	0.393	-0.040
SiO	-0.030	-0.209
Ntot	0.235	-0.305
Ptot	0.334	0.228
IET	0.183	0.295
Cond	0.294	-0.078
OD	-0.321	0.007
pH	0.208	0.297
Auto-valores	5.751	2.846
% variância	35.944	17.788
% Cumulativa	35.944	53.733

Tabela 3. Valores das variáveis climatológicas pluviosidade média (mm), temperatura do ar (°C), velocidade média do ar (m.s⁻¹) e insolação média (horas.sol⁻¹) obtidas pela Estação Climatológica CRHEA/EESC/USP, durante o período de janeiro/10 a março/11.

	Pluviosidade média	Temperatura do ar	Velocidade média	Insolação média
jan/10	267.0	24.0	5.45	3:43
fev/10	145.3	24.7	6.18	5:16
mar/10	172.1	23.8	6.35	5:51
abr/10	82.6	21.6	7.39	6:12
mai/10	24.1	18.5	6.01	6:23
jun/10	29.4	17.4	6.29	6:41
jul/10	30.7	19.3	6.52	6:52
ago/10	0.0	19.3	7.88	7:14
set/10	54.8	22.2	8.85	7:16
out/10	91.6	21.6	9.39	7:16
nov/10	143.4	23.0	7.63	7:16
dez/10	234.8	24.2	8.12	7:14
jan/11	543.8	24.1	6.11	7:09
fev/11	214.9	24.2	6.04	7:24
mar/11	306.0	22.4	8.09	7:08

Tabela 4. Valores das variáveis abióticas pH, condutividade ($\mu\text{S/cm}$), oxigênio dissolvido (mg/L), temperatura água ($^{\circ}\text{C}$) e turbidez (UNT) obtidas nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, mensuradas em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	pH				Condutividade				Oxigênio dissolvido				Temperatura da água				Turbidez			
	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11
IT1	5.73	5.78	5.76	6.13	26.0	30.67	38.67	21.67	8.53	10.23	5.32	7.28	20.1	12.73	16.5	26.1	28	12	29	30
IT2	5.01	4.63	4.28		15.0	10.00	11.33		7.64	9.16	7.72		21.0	15.83	19.6		21	11	14	
RL1	4.99	5.93	5.80	6.35	43.0	37.33	48.67	26.67	6.61	7.78	5.86	7.67	21.0	14.2	16.5	24.9	18	14	11	20
RL2	4.77	4.85	4.60		8.3	6.33	6.00		8.29	8.66	8.25		21.0	15.6	18.9		17	6	2	
AB1	5.16	5.04	5.97	6.24	28.7	28.00	35.67	22.67	5.75	8.77	8.34	8.83	24.0	18.07	20.6	24.0	12	9	8	8
L1	3.92	3.99	4.58		2.0	2.00	2.33		7.81	9.56	7.91		21.9	16.3	20.1		8	5	1	
AB/L	5.31	5.49	5.89	6.03	42.0	43.00	55.00	23.33	3.43	4.74	3.55	5.42	22.9	18.03	19.7	24.3	12	8	6	29
G1	3.70	3.96	5.08		3.0	2.00	2.33		8.07	8.73	8.07		21.7	18.83	20.5		6	4	4	
G2	4.48	4.84	4.38	5.01	6.0	6.00	6.00	7.00	7.61	8.33	7.17	7.42	21.4	18.07	21.1	23.1	8	12	2	8
PE	5.50	4.55	5.19	5.75	2.0	2.00	3.00	4.33	8.08	9.6	8.10	7.93	24.8	18.27	23.7	26.1	5	4	6	7
JG	5.34	4.86	5.45	5.22	13.0	11.33	13.00	12.33	6.78	8.9	7.75	8.62	23.5	19.33	21.7	24.6	14	8	10	18
R1	6.37	5	5.15	5.40	13.0	14.00	17.00	9.00	7.95	7.48		2.60	24.3	15.1	18.0	22.4	17	11	12	20
R2	5.49	4.6	4.25	5.26	11.0	7.00	8.00	8.00	8.95	8.56		6.66	23.6	15.6	18.7	23.1	14	10	11	15
R3	6.06	5.61	7.10	6.35	11.0	10.00	12.00	13.00	9.77	10.79		8.40	23.9	18.8	21.2	26.0	18	7	10	10

Tabela 5. Valores das concentrações de material em suspensão total (mg/L) e das frações orgânicas (%) e inorgânicas (%) obtidas nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	Material suspensão total				Fração Orgânica				Fração Inorgânica			
	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11
IT1	9.66	3.36	14.35	79.02	18.49	29.00	16.20	12.80	81.51	71.00	83.80	87.20
IT2	6.39	3.28	2.99		36.59	37.30	62.90		63.41	62.70	37.10	
RL1	40.57	3.93	3.44	51.53	3.63	33.80	35.30	18.40	96.37	66.20	64.70	81.60
RL2	15.51	2.25	9.85		31.43	45.00	36.30		68.57	55.00	63.70	
AB1	4.16	3.63	5.20	38.30	57.73	47.20	47.90	19.80	42.27	52.80	52.10	80.20
L1	3.18	1.54	3.82		50.63	59.10	36.10		49.37	40.90	63.90	
AB/L	33.70	2.93	6.21	34.02	38.72	59.00	42.10	25.40	61.28	41.00	57.90	74.60
G1	3.52	1.82	2.20		46.02	48.90	56.40		53.98	51.10	43.60	
G2	3.02	11.89	4.25	2.80	50.00	38.10	47.30	58.90	50.00	61.90	52.70	41.10
PE	1.91	1.21	2.16	13.10	76.96	86.00	82.50	37.30	23.04	14.00	17.50	62.70
JG	4.34	5.05	9.26	8.50	50.43	62.90	73.60	51.60	49.57	37.10	26.40	48.40
R1	5.66	4.26	10.83	35.78	63.64	67.80	65.70	21.50	36.36	32.20	34.30	78.50
R2	4.06	2.86	5.27	23.70	52.46	44.50	65.80	24.20	47.54	55.50	34.20	75.80
R3	5.36	3.82	8.23	4.21	49.60	83.00	80.20	67.80	50.40	17.00	19.80	32.20

Tabela 6. Valores das concentrações dos compostos nitrogenados nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$), nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$), íon amônio ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e nitrogênio total dissolvido (mg.L^{-1}) obtidas nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	Nitrito (NO_2^-)				Nitrato (NO_3^-)				Íon amônio (NH_4^+)				Nitrogênio orgânico total			
	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11
IT1	4.20	4.65	4.18	9.89	112.15	154.74	85.1	33.16	73.79	19.2	60.24	17.05	0.7	0.7	0.37	0.51
IT2	4.43	4.59	6.51		105.92	189.36	63.08		54.32	9.28	18.33		0.28	0.37	0.33	
RL1	4.80	3.85	3.14	8.92	48.61	88.62	49.68	32.91	51.11	7.55	36.84	19.05	0.28	0.61	0.51	0.42
RL2	5.77	4.35	3.52		58.67	255.39	58.02		30.10	12.82	28.64		0.89	0.93	0.42	
AB1	6.51	6.95	4.28	6.84	200.50	181.49	78.78	32.85	153.47	120.31	96.76	36.13	0.42	0.7	0.51	0.56
L1	3.16	4.02	2.12		52.22	140.89	29.07		63.31	7.03	37.27		0.33	0.65	0.37	
AB/L	93.80	88.23	95.61	21.3	588.76	726.89	313.99	62.11	445.63	128.43	361.25	128.15	1.07	1.35	1.49	0.75
G1	5.97	3.58	4.15		77.21	129.64	31.59		56.47	8.99	36.99		0.84	0.79	0.47	
G2	4.68	3.34	2.81	4.64	320.57	280.62	106.22	33.92	108.10	6.96	31.1	11.2	0.42	0.33	0.56	0.42
PE	2.59	2.44	3.04	4.4	90.27	70.27	25.82	13.07	90.27	6.7	23.25	48.85	0.79	0.33	0.37	0.47
JG	5.78	2.75	1.64	4.83	579.18	680.56	22.26	20.86	290.82	18.65	30.67	38.88	0.61	0.79	0.51	0.37
R1	4.92	3.56	4.1	6.58	52.35	145.76	24.98	21.79	204.93	26.47	36.35	7.55	0.23	0.89	0.37	0.42
R2	3.72	4.1	2.85	5.08	259.24	121.72	24.79	17.14	64.02	25.05	22.19	5.85	0.28	0.75	0.37	0.79
R3	3.69	1.47	0.99	3.03	72.07	852.64	111.21	12.97	15.67	13.03	20.74	5.46	0.28	0.75	0.51	0.84

Tabela 7. Valores das concentrações dos compostos fosfatados fosfato total dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$), fosfato inorgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e fósforo total dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$) obtidas nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	Fosfato total dissolvido				Fosfato inorgânico				Fósforo total dissolvido			
	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11
IT1	20.11	21.68	59.95	84.7	11.51	12.25	49.78	39.76	58.44	54.94	84.13	301.82
IT2	20.74	15.48	56.71		12.99	14.61	51.31		51.29	37.02	64.3	
RL1	15.72	17.32	66.02	84.31	9.16	14.69	58.67	39.86	42.57	85.89	139.35	285.62
RL2	16.59	13.01	56.53		11.35	12.71	48.51		50.43	41.8	128.66	
AB1	13.18	14.45	56.57	64.06	4.85	10.22	44.97	38.9	54.23	54.53	135.46	275.18
L1	9.33	13.53	47.04		5.26	12.16	43.1		34.77	27.62	145.57	
AB/L	151.25	184.19	231.6	119.99	126.61	155.65	214.54	93.47	201.93	242.43	365.3	321.55
G1	9.61	17.85	53.26		6.47	17.14	46.43		26.49	27.62	70.52	
G2	18.10	13.11	50.5	25.38	8.29	11.45	42.15	4.61	47.94	66.6	64.49	169.65
PE	11.14	10.18	49.04	43.23	5.59	7.14	43.62	20.79	26.58	34.14	52.05	171.69
JG	18.25	11.97	53.21	44.06	11.63	3.96	45.92	21.23	47.17	40.73	75.96	190.86
R1	23.10	16.68	65.75	84.11	12.64	11.7	51.96	57.02	61.94	54.38	144.8	286.66
R2	14.07	11.44	56.22	63.69	6.32	5.8	46.79	38.18	43.76	36.07	83.94	222.55
R3	13.44	14.26	55.17	43.78	5.50	6.42	42.43	20.65	41.98	36.69	63.71	180.33

Tabela 8. Valores das concentrações de silicato reativo (mg.L^{-1}), clorofila *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e para o índice de estado trófico obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	Silicato reativo				Clorofila <i>a</i>				Índice de estado trófico			
	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11
IT1	6.82	9.55	1.77	0.36	2.60	0.00	3.35	4.46	56.73	54.75	58.76	63.32
IT2	1.75	2.32	0.65		17.07	0.98	1.31		64.52	51.33	54.01	
RL1	7.92	8.83	1.92	0.36	2.39	2.39	2.79	2.09	55.53	57.36	59.28	59.90
RL2	2.17	1.63	0.36		2.44	1.74	0.35		56.06	54.12	50.07	
AB1	2.86	3.15	0.57	0.21	1.99	6.38	14.75	22.32	55.37	60.42	66.41	70.05
L1	0.4	1.35	0.12		11.72	2.79	2.51		61.89	55.08	58.94	
AB/L	2.24	3.02	0.76	0.22	1.05	4.88	6.98	2.33	56.00	63.14	65.75	60.66
G1	1.26	1.39	0.32		1.12	1.40	4.46		51.00	52.08	59.55	
G2	0.4	1.58	0.54	0.21	0.56	1.40	1.95	1.40	49.54	54.36	55.74	56.79
PE	0.41	1.44	0.58	0.22	2.79	0.84	3.07	2.23	54.98	50.42	57.14	58.86
JG	1.69	2.04	0.32	0.33	22.32	35.22	64.17	13.49	65.47	67.06	71.28	66.92
R1	1.25	2.26	0.46	0.47	25.51	21.92	67.89	7.67	61.04	60.27	66.01	62.74
R2	1.09	2.39	0.55	0.35	9.96	7.57	20.46	26.51	57.68	56.42	61.42	70.24
R3	1.12	2.12	0.42	0.15	19.07	43.25	74.87	22.72	59.15	60.75	63.77	63.99

Tabela 9. Valores das concentrações dos metais ferro, níquel, zinco e chumbo (em mg.L⁻¹) obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	Ferro				Níquel				Zinco				Chumbo			
	abr/10	jul/10	out/10	jan/11												
IT1	2.110	0.603	1.544	4.820	0.00	0.029	0.000	0.005	0.073	0.109	0.000	0.000	0.01	0.00	0.00	0.00
IT2	1.581	0.664	0.191		0.00	0.048	0.000		0.000	0.151	0.000		0.12	0.02	0.00	
RL1	2.104	1.189	0.505	4.869	0.00	0.000	0.000	0.019	0.013	0.190	0.000	0.000	0.07	0.00	0.00	0.00
RL2	2.595	0.091	0.000		0.00	0.000	0.000		0.000	0.104	0.000		0.20	0.00	0.00	0.00
AB1	1.095	0.733	0.185	1.366	0.00	0.024	0.000	0.000	0.097	0.097	0.000	0.054	0.24	0.17	0.00	0.00
L1	0.239	0.109	0.000		0.001	0.032	0.000		0.049	0.287	0.000		0.52	0.16	0.00	
AB/L	4.125	0.929	0.000	0.759	0.00	0.000	0.000	0.000	0.000	0.191	0.000	0.146	0.34	0.03	0.00	0.00
G1	0.212	0.127	0.000		0.00	0.036	0.000		0.000	0.090	0.000		0.13	0.03	0.00	
G2	1.349	3.472	0.000	0.000	0.00	0.079	0.000	0.000	0.070	0.084	0.000	2.622	0.17	0.04	0.00	0.00
PE	0.000	0.000	0.000	0.622	0.00	0.030	0.000	0.000	0.016	0.156	0.000	0.000	0.51	0.00	0.00	0.01
JG	1.190	0.185	0.000	0.000	0.023	0.037	0.000	0.000	0.043	0.347	0.000	0.000	0.43	0.07	0.00	0.00
R1	0.590	0.085	0.000	4.332	0.00	0.000	0.000	0.007	0.143	0.100	0.000	0.000	0.42	0.10	0.00	0.00
R2	0.661	0.238	0.000	1.197	0.00	0.078	0.002	0.000	0.130	0.271	0.000	0.000	0.39	0.36	0.00	0.00
R3	1.646	0.000	0.000	0.000	0.00	0.000	0.000	0.005	0.083	0.203	0.000	0.295	0.91	0.24	0.00	0.00

Tabela 10. Valores das concentrações dos metais manganês, magnésio e cobalto (em mg.L⁻¹) obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	Manganês				Magnésio				Cobalto			
	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11
IT1	0.000	0.000	0.000	0.000	1.330	1.529	1.874	1.069	0.000	0.000	0.000	0.000
IT2	0.000	0.000	0.000		0.759	0.477	0.507		0.000	0.000	0.000	
RL1	0.026	0.000	0.000	0.000	2.135	1.947	2.307	1.521	0.000	0.000	0.000	0.000
RL2	0.028	0.000	0.000		0.556	0.274	0.234		0.000	0.000	0.000	
AB1	0.002	0.000	0.000	0.000	0.654	0.647	0.812	0.590	0.000	0.000	0.000	0.000
L1	0.000	0.000	0.000		0.050	0.050	0.114		0.000	0.000	0.000	
AB/L	0.027	0.000	0.000	0.000	0.567	0.523	0.618	0.530	0.000	0.000	0.000	0.000
G1	0.000	0.000	0.000		0.113	0.107	0.066		0.000	0.000	0.000	
G2	0.011	0.026	0.000	0.000	0.258	0.261	0.293	0.228	0.004	0.000	0.000	0.000
PE	0.000	0.000	0.000	0.000	0.092	0.091	0.125	0.159	0.000	0.000	0.000	0.000
JG	0.000	0.000	0.000	0.000	0.482	0.387	0.415	0.373	0.000	0.000	0.000	0.000
R1	0.000	0.000	0.000	0.000	0.465	0.402	0.478	0.487	0.000	0.023	0.000	0.000
R2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.471	0.320	0.329	0.426	0.000	0.000	0.000	0.000
R3	0.000	0.000	0.000	0.000	0.529	0.397	0.427	0.378	0.000	0.000	0.000	0.000

7. Compartimento sedimento

Tabela 11. Valores dos resultados dos testes de significância univariada (ANOVA) para as variáveis do compartimento sedimento.

	Graus liberdade	F	p
NOT	3	0.618557	0.607658
POT	3	3.82584	0.018034 *
Pb	3	3.89089	0.016846 *
Ni	3	0.492411	0.689846
Cd	3	0.456020	0.714729
Cu	3	0.603202	0.617292
Fe	3	1.62284	0.201663
Mg	3	0.81657	0.493443
Mn	3	1.09455	0.364320
Zn	3	1.005625	0.401844
Cr	3	10.12307	0.000061 *
Co	3	1.541938	0.220891

*valores significativos ($p < 0,05$)

Tabela 12. Descritores limnológicos e metais biodisponíveis (NOT - nitrogênio orgânico total, POT - fósforo orgânico, Pb - chumbo, Ni - níquel, Cd - cádmio, Cu - cobre, Fe - ferro, Mg - magnésio, Mn - manganês, Zn - zinco, Cr - cromo e Co - cobalto) e os respectivos auto-vetores, auto-valores, % de variância e % cumulativa da análise do componente principal (PCA) para as estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

Auto-vetores	F1	F2
NOT	0.237	-0.101
POT	0.344	0.048
Pb	0.246	0.041
Ni	0.257	0.512
Cd	0.218	0.610
Cu	0.277	-0.510
Fe	0.355	-0.108
Mg	0.337	0.022
Mn	0.353	-0.185
Zn	0.344	0.085
Cr	0.106	-0.045
Co	0.286	-0.188
Auto-valores	7.210	1.499
% variância	60.083	12.495
% Cumulativa	60.083	72.579

Tabela 13. Valores das porcentagens da matéria orgânica total (%) obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	Matéria orgânica total			
	abr/10	jul/10	out/10	jan/11
IT1	0.88	0.32	9.14	0.38
IT2	0.23	0.48	0.48	
RL1	0.33	5.66	0.54	0.60
RL2	0.37	0.71	0.19	
AB1	0.60	14.46	7.84	
L1	2.71	9.58	0.37	
AB/L	0.35	3.70	1.13	0.29
G1	0.27	0.41	1.86	
G2	0.34	0.29	0.59	0.13
PE	0.30	4.23	0.42	0.26
JG	2.48	2.54		
R1	7.06	29.30	31.16	33.85
R2	9.95	20.76	16.64	7.60
R3	23.93	35.34	26.64	22.26

Tabela 14. Valores das porcentagens das frações granulométricas obtidas nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	abr/10					jul/10					out/10					jan/11				
	Argila	Silte	Areia fina	Areia média	Area grossa	Argila	Silte	Areia fina	Areia média	Area grossa	Argila	Silte	Areia fina	Areia média	Area grossa	Argila	Silte	Areia fina	Areia média	Area grossa
IT1	7	2	45	45	1	4	0	28	66	2	17	17	33	31	2	7	3	0	65	25
IT2	6	0	39	53	2	4	0	32	63	1	7	1	53	37	2					
RL1	4	2	11	79	4	4	1	5	51	39	7	1	39	42	11	8	2	11	70	9
RL2	4	1	45	49	1	4	1	56	38	1	5	1	62	30	2					
AB1	5	2	9	52	32	7	1	49	41	2	12	11	38	35	4					
L1	8	3	39	48	2	10	1	6	71	12	6	0	59	32	3					
AB/L	5	2	36	56	1	6	1	20	70	3	7	0	68	23	2	7	1	13	77	2
G1	5	0	10	58	27	6	0	11	45	38	11	2	43	42	2					
G2	5	0	13	70	12	5	1	7	68	19	7	0	39	52	2	7	1	14	53	25
PE	4	1	47	46	2	6	1	49	43	1	7	0	48	43	2	7	1	23	53	16
JG	6	2	35	55	2	6	1	31	57	5										
R1	7	18	37	34	4	9	25	53	10	3	16	22	45	15	2	18	28	42	9	3
R2	12	48	0	37	3	17	26	48	7	2	23	20	42	13	2	17	13	42	27	1
R3	8	2	87	3	0	23	45	29	3	0	25	46	27	2	0	21	49	30	0	0

Tabela 15. Valores das concentrações de fósforo orgânico total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e nitrogênio orgânico total (%) obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	Fósforo orgânico total				Nitrogênio orgânico total			
	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11
IT1	0.158	0.377	5.092	0.197	0.28	0.09	1.91	0.05
IT2	0.084	0.128	0.516		0.09	0.05	0.12	
RL1	0.108	0.148	0.662	0.230	0.07	0.05	0.19	0.05
RL2	0.103	0.089	0.409		0.07	0.02	0.07	
AB1	0.089	0.245	2.953		0.09	0.09	0.16	
L1	0.220	0.150	0.662		0.09	0.09	0.19	
AB/L	0.226	0.469	2.356	0.630	0.09	0.12	0.16	0.07
G1	0.081	0.128	0.778		0.14	0.05	0.21	
G2	0.077	0.114	0.520	0.175	0.09	0.05	0.12	0.02
PE	0.082	0.159	0.454	0.230	0.05	0.09	0.09	0.02
JG	0.326	0.378			0.16	0.05		
R1	2.012	5.459	7.985	6.173	0.05	9.4	0.33	0.23
R2	1.612	4.217	5.058	1.429	1.7	0.37	5.39	1.35
R3	4.164	5.025	6.371	4.458	5.65	0.89	6.81	4.43

Tabela 16. Valores das concentrações dos metais cádmio, cromo, cobre, ferro e níquel (em mg.Kg⁻¹) obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	Cádmio				Cromo				Cobre				Ferro				Níquel			
	abr/10	jul/10	out/10	jan/11																
IT1	0.014	0.008	0.000	0.000	0.000	0.054	0.000	0.000	0.039	0.013	0.269	0.000	20.949	3.773	51.631	6.727	0.042	0.000	0.056	0.014
IT2	0.000	0.000	0.000		0.023	0.058	0.000		0.000	0.009	0.000	0.000	2.463	2.057			0.036	0.000	0.033	
RL1	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.049	0.000	0.000	0.018	0.017	0.010	0.000	6.981	4.755	12.715	11.893	0.026	0.000	0.017	0.018
RL2	0.000	0.000	0.000		0.004	0.076	0.000		0.001	0.010	0.000	0.000	2.541	3.179			0.000	0.000	0.010	
AB1	0.000	0.000	0.000		0.021	0.129	0.000		0.014	0.058	0.200	0.000	3.363	6.558	46.480	0.000	0.011	0.024	0.041	0.000
L1	0.001	0.001	0.000		0.044	0.071	0.000		0.044	0.029	0.000	0.000	15.680	15.519			0.001	0.008	0.005	
AB/L	0.019	0.003	0.000	0.000	0.065	0.036	0.000	0.000	0.011	0.018	0.000	0.000	10.837	13.857	24.259	4.833	0.000	0.036	0.044	0.003
G1	0.000	0.000	0.000		0.013	0.064	0.000		0.000	0.010	0.009	0.000	1.649	1.238			0.001	0.000	0.000	
G2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.004	0.066	0.000	0.000	0.005	0.015	0.000	0.000	6.258	5.280	16.326	2.542	0.014	0.009	0.013	0.008
PE	0.000	0.018	0.000	0.000	0.068	0.054	0.000	0.000	0.004	0.020	0.000	0.000	2.331	9.814	8.291	2.703	0.044	0.000	0.005	0.004
JG	0.000				0.082	0.000	0.000		0.063	0.000	0.000	0.000	15.585				0.006			
R1	0.002	0.017	0.000	0.000	0.097	0.073	0.000	0.000	0.121	0.323	0.359	0.288	43.996	55.409	46.134		0.046	0.036	0.114	0.094
R2	0.000	0.005	0.000	0.000	0.134	0.059	0.000	0.000	0.223	0.447	0.263	0.113	51.910	59.353	48.466		0.109	0.114	0.076	0.039
R3	0.026	0.014	0.000	0.000	0.119	0.074	0.000	0.000	0.410	0.422	0.344	0.358	62.371	62.781	51.443		0.113	0.031	0.099	0.069

Tabela 17. Valores das concentrações dos metais magnésio, manganês, zinco, chumbo e cobalto (em mg.Kg⁻¹) obtidos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	Magnésio				Manganês				Zinco				Chumbo				Cobalto			
	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11	abr/10	jul/10	out/10	jan/11
IT1	1.549	1.084	2.615	0.975	2.234	0.343		0.348	0.000	0.000	0.329	0.000	0.144	0.063	0.106	0.000	0.000	0.000	0.192	0.000
IT2	0.317	0.496		0.000	0.170	0.141		0.000	0.000	0.000		0.000	0.056	0.113	0.000	0.000	0.000	0.000		0.000
RL1	0.509	1.045	0.790	1.105	0.238	0.373	1.066	0.784	0.000	0.000	0.000	0.000	0.150	0.200	0.000	0.000	0.003	0.000	0.000	0.000
RL2	0.215	0.439		0.000	0.018	0.005		0.000	0.000	0.000		0.000	0.163	0.050	0.044	0.000	0.000	0.000		0.000
AB1	0.263	0.879	0.812	0.000	0.340	1.051	3.854	0.000	0.000	0.010	0.286	0.000	0.113	0.100	0.194	0.000	0.000	0.000	0.068	0.000
L1	0.342	0.436		0.000	0.030	0.024		0.000	0.000	0.000		0.000	0.369	0.175	0.025	0.000	0.000	0.000		0.000
AB/L	0.319	0.497	0.405	0.050	0.259	0.236	0.454	0.000	0.000	0.028	0.026	0.000	0.275	0.150	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
G1	0.200	0.397		0.000	0.001	0.001		0.000	0.000	0.000		0.000	0.050	0.281	0.025	0.000	0.000	0.000		0.000
G2	0.299	0.408	0.167	0.071	0.151	0.049	0.182	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.219	0.294	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
PE	0.281	0.696	0.235	0.433	0.051	0.077	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.113	0.288	0.063	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
JG	1.128	0.000	0.000	0.000	0.914	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.275				0.000	0.000	0.000	0.000
R1	1.190	3.518	2.509	2.657	1.786	4.359	4.358	4.168	0.493	0.892	1.607	1.100	0.444	0.319	0.344	0.000	0.000	0.037	0.132	0.026
R2	1.719	2.962	1.132	0.817	2.788	5.966	3.283	1.075	0.966	1.482	0.832	0.327	0.431	0.194	0.075	0.000	0.056	0.152	0.165	0.000
R3	1.954	2.712	1.640	1.435	5.608	7.006	5.378	3.668	0.629	0.730	0.491	0.470	0.619	0.506	0.275	0.125	0.019	0.196	0.011	0.000

APÊNDICE 3

Tabela 1. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a pressão tóxica da água associada à linha de evidência química, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

Chumbo (mg/L)	IT1				IT2				RL1				RL2				AB1				L1				AB/L			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
RI (mg/L)	0.010	0.000	0.000	0.000	0.120	0.020	0.000	-	0.070	0.000	0.000	0.000	0.200	0.000	0.000	-	0.240	0.170	0.000	0.000	0.520	0.160	0.000	-	0.340	0.030	0.000	0.000
R2 (Referência)	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.500	0.000	0.000	0.000	0.937	0.680	0.000	-	0.892	0.000	0.000	0.000	0.963	0.000	0.000	0.000	0.969	0.956	0.000	0.000	0.986	0.953	0.000	-	0.979	0.767	0.000	0.000
R3refG2	0.750	0.500	0.076	0.076	0.750	0.500	0.076	0.076	0.750	0.500	0.076	0.076	0.750	0.500	0.076	0.076	0.750	0.500	0.076	0.076	0.750	0.500	0.076	0.076	0.750	0.500	0.076	0.076
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	-1.000	0.000	0.000	0.000	0.748	0.359	0.000	-	0.569	0.000	0.000	0.000	0.851	0.000	0.000	-	0.877	0.912	0.000	0.000	0.946	0.906	0.000	-	0.915	0.534	0.000	0.000
Níquel (mg/L)																												
RI (mg/L)	0.000	0.029	0.000	0.005	0.000	0.048	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.019	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.024	0.000	0.000	0.001	0.032	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000
R2 (Referência)	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))*0,5	0.000	0.245	0.000	0.063	0.000	0.312	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.189	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.220	0.000	0.000	0.012	0.259	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000
R3refG2	0.012	0.371	0.012	0.012	0.012	0.371	0.012	0.012	0.012	0.371	0.012	0.012	0.012	0.371	0.012	0.012	0.012	0.371	0.012	0.012	0.012	0.371	0.012	0.012	0.012	0.371	0.012	0.012
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	-0.199	0.000	0.051	0.000	-0.092	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.179	0.000	0.000	0.000	-	0.000	-0.239	0.000	0.000	0.000	-0.178	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000
Cádmio (mg/L)																												
RI (mg/L)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000
R2 (Referência)	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000
R3refG2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000
Cobre (mg/L)																												
RI (mg/L)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000
R2 (Referência)	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000
R3refG2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000
Zinco (mg/L)																												
RI (mg/L)	0.073	0.109	0.000	0.000	0.000	0.151	0.000	-	0.013	0.190	0.000	0.000	0.000	0.104	0.000	-	0.097	0.097	0.000	0.054	0.049	0.287	0.000	-	0.000	0.191	0.000	0.146
R2 (Referência)	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))*0,5	0.136	0.183	0.000	0.000	0.000	0.226	0.000	-	0.027	0.257	0.000	0.000	0.000	0.178	0.000	-	0.169	0.169	0.000	0.106	0.097	0.312	0.000	-	0.000	0.258	0.000	0.221
R3refG2	0.132	0.152	0.002	0.474	0.132	0.152	0.002	0.474	0.132	0.152	0.002	0.474	0.132	0.152	0.002	0.474	0.132	0.152	0.002	0.474	0.132	0.152	0.002	0.474	0.132	0.152	0.002	0.474
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.005	0.037	0.000	0.000	-0.152	0.088	0.000	-	-0.121	0.124	0.000	0.000	0.000	0.030	0.000	-	0.043	0.020	0.000	-0.700	-0.040	0.189	0.000	-	0.000	0.125	0.000	-0.481
Cromo (mg/L)																												
RI (mg/L)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000
R2 (Referência)	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000
R3refG2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000
RISCO METAIS																												
R5 = 1-(1 - R4)1 x ... x (1 - R4)n	0.990	0.155	0.000	0.051	0.709	0.362	0.000	-	0.516	0.124	0.000	0.179	0.851	0.030	0.000	-	0.882	0.893	0.000	0.700	0.944	0.910	0.000	-	0.915	0.593	0.000	0.481

Tabela 2. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a pressão tóxica da água associada à linha de evidência química, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

Chumbo (mg/L)	G1				G2				PE				JG				R1				R2				R3				
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																									
RI (mg/L)	0.130	0.030	0.000	-	0.170	0.040	0.001	0.001	0.510	0.000	0.000	0.010	0.430	0.070	0.000	0.000	0.420	0.100	0.000	0.000	0.390	0.360	0.000	0.000	0.910	0.240	0.000	0.000	
R2 (Referência)	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010	0.010
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.942	0.767	0.000	-	0.750	0.500	0.076	0.076	0.986	0.000	0.000	0.500	0.983	0.892	0.000	0.000	0.983	0.924	0.000	0.000	0.982	0.980	0.000	0.000	0.993	0.969	0.000	0.000	
R3refG2	0.750	0.500	0.076	0.076	0.750	0.500	0.076	0.076	0.750	0.500	0.076	0.076	0.750	0.500	0.076	0.076	0.750	0.500	0.076	0.076	0.750	0.500	0.076	0.076	0.750	0.500	0.076	0.076	
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.767	0.534	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.945	0.000	0.000	0.459	0.934	0.784	0.000	0.000	0.932	0.848	0.000	0.000	0.926	0.960	0.000	0.000	0.970	0.938	0.000	0.000	
Níquel (mg/L)																													
RI (mg/L)	0.000	0.036	0.000	-	0.001	0.079	0.001	0.001	0.000	0.030	0.000	0.000	0.023	0.037	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.007	0.000	0.078	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.005
R2 (Referência)	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030	0.030
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))*0.5	0.000	0.275	0.000	-	0.012	0.371	0.012	0.012	0.000	0.250	0.000	0.000	0.214	0.278	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.085	0.000	0.369	0.025	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.063
R3refG2	0.012	0.371	0.012	0.012	0.012	0.371	0.012	0.012	0.012	0.371	0.012	0.012	0.012	0.371	0.012	0.012	0.012	0.371	0.012	0.012	0.012	0.371	0.012	0.012	0.012	0.371	0.012	0.012	0.012
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	-0.152	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.191	0.000	0.000	0.205	-0.146	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.074	0.000	-0.002	0.013	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.051
Cádmio (mg/L)																													
RI (mg/L)	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
R2 (Referência)	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
R3refG2	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cobre (mg/L)																													
RI (mg/L)	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
R2 (Referência)	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020	0.020
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
R3refG2	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Zinco (mg/L)																													
RI (mg/L)	0.000	0.090	0.000	-	0.070	0.084	0.001	2.622	0.016	0.156	0.000	0.000	0.043	0.347	0.000	0.000	0.143	0.100	0.000	0.000	0.130	0.271	0.000	0.000	0.083	0.203	0.000	0.295	
R2 (Referência)	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180	0.180
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))*0.5	0.000	0.160	0.000	-	0.132	0.152	0.002	0.474	0.033	0.231	0.000	0.000	0.088	0.335	0.000	0.000	0.219	0.173	0.000	0.000	0.206	0.305	0.000	0.000	0.151	0.266	0.000	0.316	
R3refG2	0.132	0.152	0.002	0.474	0.132	0.152	0.002	0.474	0.132	0.152	0.002	0.474	0.132	0.152	0.002	0.474	0.132	0.152	0.002	0.474	0.132	0.152	0.002	0.474	0.132	0.152	0.002	0.474	
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	0.009	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.114	0.093	0.000	0.000	-0.051	0.216	0.000	0.000	0.100	0.024	0.000	0.000	0.086	0.180	0.000	0.000	0.022	0.135	0.000	-0.301	
Cromo (mg/L)																													
RI (mg/L)	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
R2 (Referência)	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050	0.050
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
R3refG2	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
RISCO METAIS																													
R5 = 1-(1 - R4)1 x ... x (1 - R4)n	0.767	0.468	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.938	0.081	0.000	0.459	0.945	0.806	0.000	0.000	0.939	0.852	0.000	0.074	0.933	0.967	0.013	0.000	0.971	0.947	0.000	0.235	

Tabela 3. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a pressão tóxica do sedimento associada à linha de evidência química, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

Chumbo (mg/kg)	IT1				IT2				RL1				RL2				AB1				L1				AB/L				
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																									
R1 (mg/Kg)	0.144	0.063	0.106	0.000	0.056	0.113	0.000	-	0.150	0.200	0.000	0.000	0.163	0.050	0.044	-	0.113	0.100	0.194	0.000	0.369	0.175	0.025	-	0.275	0.150	0.000	0.000	
R2 (Referência)	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.001	0.001	0.002	0.000	0.001	0.002	0.000	-	0.002	0.003	0.000	0.000	0.002	0.001	0.001	-	0.002	0.001	0.003	0.000	0.006	0.003	0.000	-	0.004	0.002	0.000	0.000	
R3refG2	0.003	0.005	0.000	0.000	0.003	0.005	0.000	0.000	0.003	0.005	0.000	0.000	0.003	0.005	0.000	0.000	0.003	0.005	0.000	0.000	0.003	0.005	0.000	0.000	0.003	0.005	0.000	0.000	
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	-0.003	-0.004	0.002	0.000	-0.003	-0.003	0.000	-	-0.001	-0.002	0.000	0.000	-0.001	-0.004	0.001	-	-0.002	-0.003	0.003	0.000	0.003	-0.002	0.000	-	0.001	-0.002	0.000	0.000	
Níquel (mg/kg)																													
R1 (mg/Kg)	0.042	0.000	0.056	0.014	0.036	0.000	0.033	-	0.026	0.000	0.017	0.018	0.000	0.000	0.010	0.000	0.011	0.024	0.041	-	0.001	0.008	0.005	-	0.000	0.036	0.044	0.003	
R2 (Referência)	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.001	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.001	0.000	
R3refG2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	
Cádmio (mg/kg)																													
R1 (mg/Kg)	0.014	0.008	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	-	0.001	0.001	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	
R2 (Referência)	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.052	0.026	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	-	0.002	0.004	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	
R3refG2	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	-	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.049	0.023	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	-	-0.001	0.001	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	
Cobre (mg/kg)																													
R1 (mg/Kg)	0.039	0.013	0.269	0.000	0.000	0.009	0.000	0.000	0.018	0.017	0.010	0.000	0.001	0.010	0.000	0.000	0.014	0.058	0.200	-	0.044	0.029	0.000	-	0.011	0.018	0.000	0.000	
R2 (Referência)	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.000	0.000	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	-	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	
R3refG2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	0.000	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002	-	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	
Zinco (mg/kg)																													
R1 (mg/Kg)	0.000	0.000	0.329	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.010	0.286	-	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.028	0.026	0.000	
R2 (Referência)	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.000	0.000	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.002	-	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	
R3refG2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	0.000	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.002	-	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	
Cromo (mg/kg)																													
R1 (mg/Kg)	0.000	0.054	0.000	0.000	0.023	0.058	0.000	-	0.000	0.049	0.000	0.000	0.004	0.076	0.000	-	0.021	0.129	0.000	-	0.044	0.071	0.000	-	0.065	0.036	0.000	0.000	
R2 (Referência)	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.001	0.000	-	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	
R3refG2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	
RISCO METAIS																													
R5 = 1-(1 - R5)1 x ... x (1 - R4)n	0.047	0.019	0.007	0.000	0.002	0.003	0.000	-	0.001	0.002	0.000	0.000	0.001	0.004	0.001	-	0.002	0.002	0.007	-	0.002	0.001	0.000	-	0.001	0.002	0.001	0.000	

Tabela 4. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a pressão tóxica do sedimento associada à linha de evidência química, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

Chumbo (mg/kg)	G1				G2				PE				JG				R1				R2				R3				
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																									
R1 (mg/Kg)	0.050	0.281	0.025	-	0.219	0.294	0.001	0.001	0.113	0.288	0.063	0.000	0.275	-	-	-	0.444	0.319	0.344	0.000	0.431	0.194	0.075	0.000	0.619	0.506	0.275	0.125	
R2 (Referência)	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000	42.000
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.001	0.004	0.000	-	0.003	0.005	0.000	0.000	0.002	0.004	0.001	0.000	0.004	-	-	-	0.007	0.005	0.005	0.000	0.007	0.003	0.001	0.000	0.010	0.008	0.004	0.002	
R3refG2	0.003	0.005	0.000	0.000	0.003	0.005	0.000	0.000	0.003	0.005	0.000	0.000	0.003	0.005	0.000	0.000	0.003	0.005	0.000	0.000	0.003	0.005	0.000	0.000	0.003	0.005	0.000	0.000	
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	-0.003	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.002	0.000	0.001	0.000	0.001	-	-	-	0.004	0.000	0.005	0.000	0.004	-0.002	0.001	0.000	0.007	0.004	0.004	0.002	
Níquel (mg/kg)																													
R1 (mg/Kg)	0.001	0.000	0.000	-	0.014	0.009	0.013	0.008	0.044	0.000	0.005	0.004	0.006	-	-	-	0.046	0.036	0.114	0.094	0.109	0.114	0.076	0.039	0.113	0.031	0.099	0.069	
R2 (Referência)	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	45.000	
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	-	0.001	0.000	0.002	0.001	0.001	0.002	0.001	0.000	0.001	0.000	0.001	0.001	
R3refG2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	-	0.000	0.000	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.000	0.001	0.000	0.001	0.001	
Cádmio (mg/kg)																													
R1 (mg/Kg)	0.000	0.000	0.000	-	0.001	0.001	0.001	0.001	0.000	0.018	0.000	0.000	0.000	-	-	-	0.002	0.017	0.000	0.000	0.000	0.005	0.000	0.000	0.026	0.014	0.000	0.000	
R2 (Referência)	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	0.210	
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.000	0.000	0.000	-	0.003	0.003	0.003	0.003	0.000	0.065	0.000	0.000	0.000	-	-	-	0.006	0.061	0.000	0.000	0.000	0.017	0.000	0.000	0.092	0.049	0.000	0.000	
R3refG2	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.063	0.000	0.000	0.000	-	-	-	0.003	0.058	0.000	0.000	0.000	0.014	0.000	0.000	0.090	0.046	0.000	0.000	
Cobre (mg/kg)																													
R1 (mg/Kg)	0.000	0.010	0.009	-	0.005	0.015	0.001	0.001	0.004	0.020	0.000	0.000	0.063	-	-	0.000	0.121	0.323	0.359	0.288	0.223	0.447	0.263	0.113	0.410	0.422	0.344	0.358	
R2 (Referência)	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	62.000	
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	-	-	0.000	0.001	0.003	0.004	0.003	0.002	0.005	0.003	0.001	0.004	0.004	0.004	0.004	
R3refG2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	-	-	0.000	0.001	0.003	0.004	0.003	0.002	0.005	0.003	0.001	0.004	0.004	0.004	0.004	
Zinco (mg/kg)																													
R1 (mg/Kg)	0.000	0.000	0.000	-	0.001	0.001	0.001	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	-	0.493	0.892	1.607	1.100	0.966	1.482	0.832	0.327	0.629	0.730	0.491	0.470	
R2 (Referência)	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	94.000	
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	-	0.003	0.006	0.012	0.008	0.007	0.011	0.006	0.002	0.004	0.005	0.003	0.003	
R3refG2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	-	0.003	0.006	0.012	0.008	0.007	0.011	0.006	0.002	0.004	0.005	0.003	0.003	
Cromo (mg/kg)																													
R1 (mg/Kg)	0.013	0.064	0.000	-	0.004	0.066	0.001	0.001	0.068	0.054	0.000	0.000	0.082	-	-	-	0.097	0.073	0.000	0.000	0.134	0.059	0.000	0.000	0.119	0.074	0.000	0.000	
R2 (Referência)	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	96.000	
R3 = 1/(1 + exp((log10(R2) - log10(R1))/0,4))	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	-	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	
R3refG2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
R4 = (R3-R3ref)/(1-R3ref)	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	-	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	
RISCO METAIS																													
R5 = 1-(1 - R5)1 x ... x (1 - R4)n	0.003	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.062	0.001	0.000	0.002	-	-	-	0.012	0.068	0.022	0.012	0.015	0.029	0.010	0.004	0.106	0.059	0.012	0.009	

Tabela 5. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o risco integrado associado à linha de evidência química, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

COMPARTIMENTO ÁGUA	IT1				IT2				RL1				RL2				AB1				L1				AB/L			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
Pressão tóxica	0.990	0.155	0.000	0.051	0.709	0.362	0.000	-	0.516	0.124	0.000	0.179	0.851	0.030	0.000	-	0.882	0.893	0.000	0.700	0.944	0.910	0.000	-	0.915	0.593	0.000	0.481
R1 pres = LOG10(1-X)	-2.017	-0.073	0.000	-0.023	-0.537	-0.195	0.000	-	-0.315	-0.057	0.000	-0.086	-0.827	-0.013	0.000	-	-0.929	-0.970	0.000	-0.523	-1.250	-1.047	0.000	-	-1.070	-0.390	0.000	-0.284
R2 = 1 - (10^R1) RISCO	0.990	0.155	0.000	0.051	0.709	0.362	0.000	-	0.516	0.124	0.000	0.179	0.851	0.030	0.000	-	0.882	0.893	0.000	0.700	0.944	0.910	0.000	-	0.915	0.593	0.000	0.481
COMPARTIMENTO SEDIMENTO																												
Pressão tóxica	0.047	0.019	0.007	0.000	0.002	0.003	0.000	-	0.001	0.002	0.000	0.000	0.001	0.004	0.001	-	0.002	0.002	0.007	-	0.002	0.001	0.000	-	0.001	0.002	0.001	0.000
R1 pres = LOG10(1-X)	-0.021	-0.009	-0.003	0.000	-0.001	-0.001	0.000	-	0.000	-0.001	0.000	0.000	0.000	-0.002	0.000	-	-0.001	-0.001	-0.003	-	-0.001	0.000	0.000	-	-0.001	-0.001	0.000	0.000
R2 = 1 - (10^R2) RISCO	0.047	0.019	0.007	0.000	0.002	0.003	0.000	-	0.001	0.002	0.000	0.000	0.001	0.004	0.001	-	0.002	0.002	0.007	-	0.002	0.001	0.000	-	0.001	0.002	0.001	0.000
ÁGUA x SEDIMENTO																												
Risco água	0.990	0.155	0.000	0.051	0.709	0.362	0.000	-	0.516	0.124	0.000	0.179	0.851	0.030	0.000	-	0.882	0.893	0.000	0.700	0.944	0.910	0.000	-	0.915	0.593	0.000	0.481
Risco sedimento	0.047	0.019	0.007	0.000	0.002	0.003	0.000	-	0.001	0.002	0.000	0.000	0.001	0.004	0.001	-	0.002	0.002	0.007	-	0.002	0.001	0.000	-	0.001	0.002	0.001	0.000
R1 água = LOG10(1-X)	-2.017	-0.073	0.000	-0.023	-0.537	-0.195	0.000	-	-0.315	-0.057	0.000	-0.086	-0.827	-0.013	0.000	-	-0.929	-0.970	0.000	-0.523	-1.250	-1.047	0.000	-	-1.070	-0.390	0.000	-0.284
R1' sed = LOG10(1-X)	-0.021	-0.009	-0.003	0.000	-0.001	-0.001	0.000	-	0.000	-0.001	0.000	0.000	0.000	-0.002	0.000	-	-0.001	-0.001	-0.003	-	-0.001	0.000	0.000	-	-0.001	-0.001	0.000	0.000
R2 = média R1 R1'	-1.019	-0.041	-0.002	-0.011	-0.269	-0.098	0.000	-	-0.158	-0.029	0.000	-0.043	-0.414	-0.007	0.000	-	-0.465	-0.485	-0.002	-0.523	-0.625	-0.524	0.000	-	-0.535	-0.196	0.000	-0.142
R3 = 1 - (10^R2) RISCO	0.904	0.090	0.003	0.026	0.461	0.202	0.000	-	0.305	0.065	0.000	0.094	0.614	0.017	0.000	-	0.657	0.673	0.004	0.700	0.763	0.701	0.000	-	0.708	0.363	0.000	0.279

Tabela 6. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o risco integrado associado à linha de evidência química, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

COMPARTIMENTO ÁGUA	G1				G2				PE				JG				R1				R2				R3			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
Pressão tóxica	0.767	0.468	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.938	0.081	0.000	0.459	0.945	0.806	0.000	0.000	0.939	0.852	0.000	0.074	0.933	0.967	0.013	0.000	0.971	0.947	0.000	0.235
R1 pres = LOG10(1-X)	-0.633	-0.274	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	-1.211	-0.037	0.000	-0.267	-1.257	-0.713	0.000	0.000	-1.214	-0.830	0.000	-0.033	-1.172	-1.483	-0.006	0.000	-1.538	-1.274	0.000	-0.116
R2 = 1 - (10^R1) RISCO	0.767	0.468	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.938	0.081	0.000	0.459	0.945	0.806	0.000	0.000	0.939	0.852	0.000	0.074	0.933	0.967	0.013	0.000	0.971	0.947	0.000	0.235
COMPARTIMENTO SEDIMENTO																												
Pressão tóxica	0.003	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.062	0.001	0.000	0.002	-	-	-	0.012	0.068	0.022	0.012	0.015	0.029	0.010	0.004	0.106	0.059	0.012	0.009
R1 pres = LOG10(1-X)	-0.001	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.028	0.000	0.000	-0.001	-	-	-	-0.005	-0.030	-0.010	-0.005	-0.006	-0.013	-0.005	-0.002	-0.048	-0.026	-0.005	-0.004
R2 = 1 - (10^R2) RISCO	0.003	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.062	0.001	0.000	0.002	-	-	-	0.012	0.068	0.022	0.012	0.015	0.029	0.010	0.004	0.106	0.059	0.012	0.009
ÁGUA x SEDIMENTO																												
Risco água	0.767	0.468	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.938	0.081	0.000	0.459	0.945	0.806	0.000	0.000	0.939	0.852	0.000	0.074	0.933	0.967	0.013	0.000	0.971	0.947	0.000	0.235
Risco sedimento	0.003	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.062	0.001	0.000	0.002	-	-	-	0.012	0.068	0.022	0.012	0.015	0.029	0.010	0.004	0.106	0.059	0.012	0.009
R1 água = LOG10(1-X)	-0.633	-0.274	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	-1.211	-0.037	0.000	-0.267	-1.257	-0.713	-	-	-1.214	-0.830	0.000	-0.033	-1.172	-1.483	-0.006	0.000	-1.538	-1.274	0.000	-0.116
R1' sed = LOG10(1-X)	-0.001	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.028	0.000	0.000	-0.001	-	-	-	-0.005	-0.030	-0.010	-0.005	-0.006	-0.013	-0.005	-0.002	-0.048	-0.026	-0.005	-0.004
R2 = média R1 R1'	-0.317	-0.137	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.606	-0.032	0.000	-0.133	-0.629	-0.713	-	-	-0.609	-0.430	-0.005	-0.019	-0.589	-0.748	-0.005	-0.001	-0.793	-0.650	-0.003	-0.060
R3 = 1 - (10^R2) RISCO	0.518	0.271	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.752	0.072	0.000	0.264	0.765	0.806	-	-	0.754	0.629	0.011	0.044	0.743	0.821	0.012	0.002	0.839	0.776	0.006	0.129

Tabela 7. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água associado à linha de evidência ecotoxicológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

ÁGUA	IT1				IT2				RL1				RL2				AB1				L1				AB/L				
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																									
Dados Mort. %																													
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	5	0	-	60	0	0	-	-	0	0	-	35	0	0	-	-	0	0	-	45	0	0	-	-	0	0	-	15	
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	20	0	-	0	45	0	-	-	5	0	-	0	20	0	-	-	20	0	-	0	10	0	-	-	25	0	-	100	
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	5	30	0	10	20	15	10	-	15	19	0	0	50	30	15	-	5	25	10	10	25	65	25	-	0	20	15	10	
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	20	90	0	0	-	60	0	-	0	60	30	0	-	70	0	-	-	10	20	0	30	-	-	-	10	0	20	0	
<i>P. subcapitata</i> (Fator toxicidade)	10	30	56	0	0	40	17	-	25	8	50	12	0	8	19	-	36	34	60	26	5	5	40	-	14	43	35	23	
RI = valor/100 dados %																													
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	0.050	0.000	-	0.600	0.000	0.000	-	-	0.000	0.000	-	0.350	0.000	0.000	-	-	0.000	0.000	-	0.450	0.000	0.000	-	-	0.000	0.000	-	0.150	
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	0.200	0.000	-	0.000	0.450	0.000	-	-	0.050	0.000	-	0.000	0.200	0.000	-	-	0.200	0.000	-	0.000	0.100	0.000	-	-	0.250	0.000	-	1.000	
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	0.050	0.300	0.000	0.100	0.200	0.150	0.100	-	0.150	0.190	0.000	0.000	0.500	0.300	0.150	-	0.050	0.250	0.100	0.100	0.250	0.650	0.250	-	0.000	0.200	0.150	0.100	
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	0.200	0.900	0.000	0.000	-	0.600	0.000	-	0.000	0.600	0.300	0.000	-	0.700	0.000	-	-	0.100	0.200	0.000	0.300	-	-	-	0.100	0.000	0.200	0.000	
<i>P. subcapitata</i> (Fator toxicidade)	0.096	0.304	0.563	0.000	0.000	0.400	0.171	-	0.247	0.084	0.499	0.121	0.000	0.083	0.188	-	0.358	0.343	0.599	0.262	0.046	0.050	0.396	-	0.139	0.430	0.352	0.230	
Referências G2																													
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	0.100	0.100	0.100	0.500	0.100	0.100	0.100	0.500	0.100	0.100	0.100	0.500	0.100	0.100	0.100	0.500	0.100	0.100	0.100	0.500	0.100	0.100	0.100	0.500	0.100	0.100	0.100	0.500	
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	0.250	0.100	0.100	0.100	0.250	0.100	0.100	0.100	0.250	0.100	0.100	0.100	0.250	0.100	0.100	0.100	0.250	0.100	0.100	0.100	0.250	0.100	0.100	0.100	0.250	0.100	0.100	0.100	
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	0.450	0.250	0.250	0.450	0.450	0.250	0.250	0.450	0.450	0.250	0.250	0.450	0.450	0.250	0.250	0.450	0.450	0.250	0.250	0.450	0.450	0.250	0.250	0.450	0.450	0.250	0.250	0.450	
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	0.100	0.900	0.100	0.100	0.100	0.900	0.100	0.100	0.100	0.900	0.100	0.100	0.100	0.900	0.100	0.100	0.100	0.900	0.100	0.100	0.100	0.900	0.100	0.100	0.100	0.900	0.100	0.100	
<i>P. subcapitata</i> (Fator toxicidade)	0.100	0.180	0.140	0.100	0.100	0.180	0.140	0.100	0.100	0.180	0.140	0.100	0.100	0.180	0.140	0.100	0.100	0.180	0.140	0.100	0.100	0.180	0.140	0.100	0.100	0.180	0.140	0.100	
R2 = (R1-ref)/(1- ref)																													
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	0.000	0.000	-	0.200	0.000	0.000	-	-	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	-	-	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	-	-	0.000	0.000	-	0.000	
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	0.000	0.000	-	0.000	0.267	0.000	-	-	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	-	-	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	-	-	0.000	0.000	-	1.000	
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	0.000	0.067	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.091	0.067	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.533	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	0.111	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.222	0.000	-	0.000	0.000	-	-	0.000	0.111	0.000	0.222	-	-	-	0.000	0.000	0.111	0.000	
<i>P. subcapitata</i> (Fator toxicidade)	0.000	0.151	0.491	0.000	0.000	0.269	0.036	-	0.163	0.000	0.418	0.023	0.000	0.000	0.056	-	0.286	0.198	0.534	0.180	0.000	0.000	0.298	-	0.043	0.305	0.247	0.144	
R3 = ABS(MÉDIAS R2) RISCO																													
	0.022	0.043	0.164	0.040	0.067	0.054	0.012	-	0.033	0.000	0.213	0.005	0.023	0.013	0.019	-	0.072	0.040	0.215	0.036	0.044	0.133	0.149	-	0.009	0.061	0.119	0.229	

Tabela 8. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento água associado à linha de evidência ecotoxicológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

ÁGUA	G1				G2				PE				JG				R1				R2				R3				
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																									
Dados Mort. %																													
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	0	0	-	-	0	0	10	50	0	0	-	40	5	0	35	-	0	0	10	-	0	0	-	30	5	0	-	25	
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	5	0	-	-	25	0	10	0	40	0	-	0	40	0	0	-	0	0	60	-	25	0	-	0	35	0	-	0	
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	25	40	10	-	45	25	25	45	30	55	0	20	50	20	5	20	5	35	5	30	10	25	0	40	15	25	15	25	
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	30	-	60	-	10	90	10	10	-	-	90	10	-	10	10	20	0	0	0	-	100	0	10	-	0	50	20	-	
<i>P. subcapitata</i> (Fator toxicidade)	3	9	12	-	0	18	14	0	18	28	6	31	13	13	42	22	37	48	50	17	24	22	19	0	1	39	30	25	
R1 = valor/100 dados %																													
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	0.000	0.000	-	-	0.000	0.000	-	0.500	0.000	0.000	-	0.400	0.050	0.000	0.350	-	0.000	0.000	0.100	-	0.000	0.000	-	0.300	0.050	0.000	-	0.250	
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	0.050	0.000	-	-	0.250	0.000	-	0.000	0.400	0.000	-	0.000	0.400	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.600	-	0.250	0.000	-	0.000	0.350	0.000	-	0.000	
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	0.250	0.400	0.100	-	0.450	0.250	0.250	0.450	0.300	0.550	0.000	0.200	0.500	0.200	0.050	0.200	0.050	0.350	0.050	0.300	0.100	0.250	0.000	0.400	0.150	0.250	0.150	0.250	
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	0.300	-	0.600	-	-	0.900	-	-	-	-	0.900	0.100	-	0.100	0.100	0.200	0.000	0.000	0.000	-	1.000	0.000	0.100	-	0.000	0.500	0.200	-	
<i>P. subcapitata</i> (Fator toxicidade)	0.025	0.089	0.117	-	0.000	0.180	0.140	0.000	0.182	0.280	0.063	0.307	0.128	0.130	0.421	0.215	0.367	0.479	0.499	0.169	0.238	0.224	0.188	0.000	0.005	0.392	0.295	0.247	
Referências G2																													
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	0.100	0.100	0.100	0.500	0.100	0.100	0.100	0.500	0.100	0.100	0.100	0.500	0.100	0.100	0.100	0.500	0.100	0.100	0.100	0.500	0.100	0.100	0.100	0.500	0.100	0.100	0.100	0.500	
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	0.250	0.100	0.100	0.100	0.250	0.100	0.100	0.100	0.250	0.100	0.100	0.100	0.250	0.100	0.100	0.100	0.250	0.100	0.100	0.100	0.250	0.100	0.100	0.100	0.250	0.100	0.100	0.100	
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	0.450	0.250	0.250	0.450	0.450	0.250	0.250	0.450	0.450	0.250	0.250	0.450	0.450	0.250	0.250	0.450	0.450	0.250	0.250	0.450	0.450	0.250	0.250	0.450	0.450	0.250	0.250	0.450	
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	0.100	0.900	0.100	0.100	0.100	0.900	0.100	0.100	0.100	0.900	0.100	0.100	0.100	0.900	0.100	0.100	0.100	0.900	0.100	0.100	0.100	0.900	0.100	0.100	0.100	0.900	0.100	0.100	
<i>P. subcapitata</i> (Fator toxicidade)	0.100	0.180	0.140	0.100	0.100	0.180	0.140	0.100	0.100	0.180	0.140	0.100	0.100	0.180	0.140	0.100	0.100	0.180	0.140	0.100	0.100	0.180	0.140	0.100	0.100	0.180	0.140	0.100	
R2 = (R1-ref)/(1- ref)																													
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	0.000	0.000	-	-	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.278	-	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	-	0.000	
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	0.000	0.000	-	-	0.000	0.000	-	0.000	0.200	0.000	-	0.000	0.200	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.556	-	0.000	0.000	-	0.000	0.133	0.000	-	0.000	
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	0.000	0.200	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.400	0.000	0.000	0.091	0.000	0.000	0.000	0.000	0.133	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	0.222	-	0.556	-	-	0.000	-	-	-	-	0.889	0.000	-	0.000	0.000	0.111	0.000	0.000	0.000	-	1.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.111	-	
<i>P. subcapitata</i> (Fator toxicidade)	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.091	0.122	0.000	0.230	0.031	0.000	0.327	0.128	0.297	0.364	0.418	0.077	0.154	0.054	0.056	0.000	0.000	0.259	0.180	0.163	
R3 = ABS(MÉDIAS R2) RISCO																													
	0.044	0.050	0.185	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.073	0.130	0.296	0.046	0.081	0.000	0.121	0.080	0.059	0.100	0.195	0.038	0.231	0.011	0.019	0.000	0.027	0.052	0.097	0.041	

Tabela 9. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento associado à linha de evidência ecotoxicológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

SEDIMENTO	IT1				IT2				RL1				RL2				AB1				L1				AB/L			
	Dados Mort. %	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11	Abr/10	Jul/10	Out/10																				
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	0	0	-	5	0	0	-	-	5	0		10	15	0	-	-	0	0	-	-	10	0	-	-	10	0	-	15
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	55	5	-	65	80	5	-	-	60	0		25	85	0	-	-	25	5	-	-	95	0	-	-	70	0	-	65
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	0	20	5	0	45	30	5	-	10	20	25	5	0	20	35	-	0	45	15	5	15	25	0	-	25	35	10	-
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	-	20	-	10	-	-	-	-	-	30		10	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
R1 = /100 dados %																												
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	0	0	-	0.05	0	0	-	-	0.05	0	0	0.1	0.15	0	-	-	0	0	-	-	0.1	0	-	-	0.1	0	-	0.15
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	0.55	0.05	-	0.65	0.8	0.05	-	-	0.6	0	0	0.25	0.85	0	-	-	0.25	0.05	-	-	0.95	0	-	-	0.7	0	-	0.65
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	0	0.2	0.05	0	0.45	0.3	0.05	-	0.1	0.2	0.25	0.05	0	0.2	0.35	-	0	0.45	0.15	0.05	0.15	0.25	0	-	0.25	0.35	0.1	-
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	-	0.2	-	0.1	-	-	-	-	-	0.3	0	0.1	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0
Referências G1																												
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	0.1	0.1	0.1	0.15	0.1	0.1	0.1	0.15	0.1	0.1	0.1	0.15	0.1	0.1	0.1	0.15	0.1	0.1	0.1	0.15	0.1	0.1	0.1	0.15	0.1	0.1	0.1	0.15
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	0.05	0.05	0.1	0.6	0.05	0.05	0.1	0.6	0.05	0.05	0.1	0.6	0.05	0.05	0.1	0.6	0.05	0.05	0.1	0.6	0.05	0.05	0.1	0.6	0.05	0.05	0.1	0.6
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	0.05	0.4	0.1	0.1	0.05	0.4	0.1	0.1	0.05	0.4	0.1	0.1	0.05	0.4	0.1	0.1	0.05	0.4	0.1	0.1	0.05	0.4	0.1	0.1	0.05	0.4	0.1	0.1
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
R2 = (R1-ref)/(1- ref)																												
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	-	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.056	0.000	-	-	0.000	0.000	-	-	0.000	0.000	-	-	0.000	0.000	-	0.000
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	0.526	0.000	-	0.125	0.789	0.000	-	-	0.579	0.000	0.000	0.000	0.842	0.000	-	-	0.211	0.000	-	-	0.947	0.000	-	-	0.684	0.000	-	0.125
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	0.000	0.000	-0.056	0.000	0.421	0.000	0.000	-	0.053	0.000	0.167	0.000	0.000	0.000	0.278	-	0.000	0.083	0.056	0.000	0.105	0.000	0.000	-	0.211	0.000	0.000	-
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	-	0.111	-	0.000	-	-	-	-	-	0.222	0.000	0.000	-	0.000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.000
R3 = ABS(MÉDIAS R2) RISCO SEDI																												
	0.175	0.028	0.056	0.031	0.404	0.000	0.000	-	0.211	0.056	0.042	0.000	0.299	0.000	0.278	-	0.070	0.028	0.056	0.000	0.351	0.000	0.000	-	0.298	0.000	0.000	0.042

Tabela 10. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o compartimento sedimento associado à linha de evidência ecotoxicológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

SEDIMENTO	G1				G2				PE				JG				R1				R2				R3			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
Dados Mort. %																												
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	5	0	-	-	0	0	10	15	10	0	-	5	0	0	-	-	0	0	-	30	5	0	-	20	0	0	-	5
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	25	0	-	-	5	5	10	60	60	0	-	20	55	0	-	-	45	5	-	0	80	0	-	80	50	0	-	70
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	10	60	25	-	5	40	10	10	0	60	5	5	5	-	-	-	0	100	100	100	5	90	100	100	15	65	100	100
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	-	-	-	-	10	10	10	10	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R1 = /100 dados %																												
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	0.05	0	-	-	0	0	-	0.15	0.1	0	-	0.05	0	0	-	-	0	0	-	0.3	0.05	0	-	0.2	0	0	-	0.05
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	0.25	0	-	-	0.05	0.05	-	0.6	0.6	0	-	0.2	0.55	0	-	-	0.45	0.05	-	0	0.8	0	-	0.8	0.5	0	-	0.7
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	0.1	0.6	0.25	-	0.05	0.4	0.1	0.1	0	0.6	0.05	0.05	0.05	-	-	-	0	1	1	1	0.05	0.9	1	1	0.15	0.65	1	1
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	-	-	-	-	-	-	-	0.1	-	-	-	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Referências G1																												
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	0.1	0.1	0.1	0.15	0.1	0.1	0.1	0.15	0.1	0.1	0.1	0.15	0.1	0.1	0.1	0.15	0.1	0.1	0.1	0.15	0.1	0.1	0.1	0.15	0.1	0.1	0.1	0.15
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	0.05	0.05	0.1	0.6	0.05	0.05	0.1	0.6	0.05	0.05	0.1	0.6	0.05	0.05	0.1	0.6	0.05	0.05	0.1	0.6	0.05	0.05	0.1	0.6	0.05	0.05	0.1	0.6
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	0.05	0.4	0.1	0.1	0.05	0.4	0.1	0.1	0.05	0.4	0.1	0.1	0.05	0.4	0.1	0.1	0.05	0.4	0.1	0.1	0.05	0.4	0.1	0.1	0.05	0.4	0.1	0.1
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
R2 = (R1-ref)/(1- ref)																												
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	0.000	0.000	-	-	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	-	-	0.000	0.000	-	0.176	0.000	0.000	-	0.059	0.000	0.000	-	0.000
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	0.211	0.000	-	-	0.000	0.000	-	0.000	0.579	0.000	-	0.000	0.526	0.000	-	-	0.421	0.000	-	0.000	0.789	0.000	-	0.500	0.474	0.000	-	0.250
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	0.053	0.333	0.167	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.333	0.000	0.000	0.000	-	-	-	0.000	1.000	1.000	1.000	0.000	0.833	1.000	1.000	0.105	0.417	1.000	1.000
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	-	-	-	-	-	-	-	0.000	-	-	-	0.000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R3 = ABS(MÉDIAS R2) RISCO SEDI	0.088	0.111	0.167	-	-	-	0.000	0.000	0.193	0.111	0.000	0.000	0.175	0.000	-	-	0.140	0.333	1.000	0.392	0.263	0.278	1.000	0.520	0.193	0.139	1.000	0.417

Tabela 11. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o risco integrado associado à linha de evidência ecotoxicológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	IT1				IT2				RL1				RL2				AB1				L1				AB/L			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
RISCO ÁGUA	0.022	0.043	0.164	0.040	0.067	0.054	0.012	-	0.033	0.000	0.213	0.005	0.023	0.013	0.019	-	0.072	0.040	0.215	0.036	0.044	0.133	0.149	-	0.009	0.061	0.119	0.229
RISCO SEDIMENTO	0.175	0.028	0.056	0.031	0.404	0.000	0.000	-	0.211	0.056	0.042	0.000	0.299	0.000	0.278	-	0.070	0.028	0.056	0.000	0.351	0.000	0.000	-	0.298	0.000	0.000	0.042
R1 = (log10 ((1-X)))	-0.010	-0.019	-0.078	-0.018	-0.030	-0.024	-0.005	-	-0.014	0.000	-0.104	-0.002	-0.010	-0.006	-0.008	-	-0.032	-0.018	-0.105	-0.016	-0.020	-0.062	-0.070	-	-0.004	-0.027	-0.055	-0.113
	-0.084	-0.012	-0.025	-0.014	-0.224	0.000	0.000	-	-0.103	-0.025	-0.018	0.000	-0.154	0.000	-0.141	-	-0.032	-0.012	-0.025	0.000	-0.188	0.000	0.000	-	-0.154	0.000	0.000	-0.018
R2 = MÉDIAS R1	-0.047	-0.016	-0.051	-0.016	-0.127	-0.012	-0.003	-	-0.059	-0.012	-0.061	-0.001	-0.082	-0.003	-0.075	-	-0.032	-0.015	-0.065	-0.008	-0.104	-0.031	-0.035	-	-0.079	-0.014	-0.028	-0.066
R3 = 1-(10^R2) RISCO	0.102	0.036	0.111	0.036	0.254	0.027	0.006	-	0.126	0.028	0.132	0.002	0.172	0.007	0.158	-	0.071	0.034	0.139	0.018	0.212	0.069	0.077	-	0.166	0.031	0.062	0.140

Tabela 12. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o risco integrado associado à linha de evidência ecotoxicológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	G1				G2				PE				JG				R1				R2				R3			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
RISCO ÁGUA	0.044	0.050	0.185	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.073	0.130	0.296	0.046	0.081	0.000	0.121	0.080	0.059	0.100	0.195	0.038	0.231	0.011	0.019	0.000	0.027	0.052	0.097	0.041
RISCO SEDIMENTO	0.088	0.111	0.167	-	-	-	0.000	0.000	0.193	0.111	0.000	0.000	0.175	0.000	-	-	0.140	0.333	1.000	0.392	0.263	0.278	1.000	0.520	0.193	0.139	1.000	0.417
R1 = (log10 ((1-X)))	-0.020	-0.022	-0.089	-	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.033	-0.061	-0.153	-0.020	-0.036	0.000	-0.056	-0.036	-0.027	-0.046	-0.094	-0.017	-0.114	-0.005	-0.008	0.000	-0.012	-0.023	-0.044	-0.018
	-0.040	-0.051	-0.079	-	-	-	0.000	0.000	-0.093	-0.051	0.000	0.000	-0.084	0.000	-	-	-0.066	-0.176	-	-0.216	-0.133	-0.141	-	-0.318	-0.093	-0.065	-	-0.234
R2 = MÉDIAS R1	-0.030	-0.037	-0.084	-	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.063	-0.056	-0.076	-0.010	-0.060	0.000	-0.056	-0.036	-0.046	-0.111	-0.094	-0.117	-0.123	-0.073	-0.008	-0.159	-0.052	-0.044	-0.044	-0.126
R3 = 1-(10^R2) RISCO	0.066	0.081	0.176	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.135	0.121	0.161	0.023	0.129	0.000	0.121	0.080	0.101	0.225	0.195	0.235	0.247	0.155	0.019	0.307	0.114	0.096	0.097	0.252

Tabela 13. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a produção primária associada à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	IT1				IT2				RL1				RL2				AB1				L1				AB/L			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
Valor Clorofila	2.60	0.00	3.35	4.46	17.07	0.98	1.31	-	2.39	2.39	2.79	2.09	2.44	1.74	0.35	-	1.99	6.38	14.75	22.32	11.72	2.79	2.51	-	1.05	4.88	6.98	2.33
Valor Material suspensão	9.66	3.36	14.35	79.02	6.39	3.28	2.99	-	40.57	3.93	3.44	51.53	15.51	2.25	9.85	-	4.16	3.63	5.20	38.30	3.18	1.54	3.82	-	33.70	2.93	6.21	34.02
Valor Turbidez	28.00	12.00	29.00	30.00	21.00	11.00	14.00	-	18.00	14.00	11.00	20.00	17.00	6.00	2.00	-	12.00	9.00	8.00	8.00	8.00	5.00	1.00	-	12.00	8.00	6.00	29.00
Valor Índice estado trófico	56.73	54.75	58.76	63.32	64.52	51.33	54.01	-	55.53	57.36	59.28	59.90	56.06	54.12	50.07	-	55.37	60.42	66.41	70.05	61.89	55.08	58.94	-	56.00	63.14	65.75	60.66
Referência (Conama 357) clo	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
Referência (G2) mts	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49
Referência (Conama 357) tur	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Referência (Conama 357) iet	49	49	49	49	49	49	49	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55
R1 = valor/referência clo	0.09	-	0.11	0.15	0.57	0.03	0.04	-	0.08	0.08	0.09	0.07	0.08	0.06	0.01	-	0.07	0.21	0.49	0.74	0.39	0.09	0.08	-	0.03	0.16	0.23	0.08
R1 = valor/referência mts	1.76	0.61	2.61	14.39	1.16	0.60	0.54	-	7.39	0.72	0.63	9.39	2.83	0.41	1.79	-	0.76	0.66	0.95	6.98	0.58	0.28	0.70	-	6.14	0.53	1.13	6.20
R1 = valor/referência tur	0.28	0.12	0.29	0.30	0.21	0.11	0.14	-	0.18	0.14	0.11	0.20	0.17	0.06	0.02	-	0.12	0.09	0.08	0.08	0.08	0.05	0.01	-	0.12	0.08	0.06	0.29
R1 = valor/referência iet	1.16	1.12	1.20	1.29	1.32	1.05	1.10	-	1.01	1.04	1.08	1.09	1.02	0.98	0.91	-	1.01	1.10	1.21	1.27	1.13	1.00	1.07	-	1.02	1.15	1.20	1.10
R2 = (LOG10(R1))clo*0.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-	0.00	0.00	0.00	0.00
R2 = (LOG10(R1)) mts*0.8	0.20	0.00	0.33	0.93	0.05	0.00	0.00	-	0.69	0.00	0.00	0.78	0.36	0.00	0.20	-	0.00	0.00	0.00	0.67	0.00	0.00	0.00	-	0.63	0.00	0.04	0.63
R2 = (LOG10(R1)) tur*0.3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-	0.00	0.00	0.00	0.00
R2 = (LOG10(R1)) iet*0.5	0.03	0.02	0.04	0.06	0.06	0.01	0.02	-	0.00	0.01	0.02	0.02	0.00	0.00	0.00	-	0.00	0.02	0.04	0.05	0.03	0.00	0.02	-	0.00	0.03	0.04	0.02
R3 = (Soma R2)*-1	-0.228	-0.024	-0.373	-0.982	-0.113	-0.010	-0.021	-	-0.697	-0.009	-0.016	-0.797	-0.365	0.000	-0.203	-	-0.001	-0.020	-0.041	-0.727	-0.026	0.000	-0.015	-	-0.634	-0.030	-0.082	-0.655
R4= Número parâmetros	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
R5 = R3/R4	-0.057	-0.006	-0.093	-0.246	-0.028	-0.003	-0.005	-	-0.174	-0.002	-0.004	-0.199	-0.091	0.000	-0.051	-	0.000	-0.005	-0.010	-0.182	-0.006	0.000	-0.004	-	-0.159	-0.007	-0.020	-0.164
R6 = 1-(10^(R5)) RISCO	0.123	0.014	0.193	0.432	0.063	0.006	0.012	-	0.331	0.005	0.009	0.368	0.190	0.000	0.110	-	0.001	0.012	0.023	0.342	0.015	0.000	0.009	-	0.306	0.017	0.046	0.314

Tabela 14. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a produção primária associada à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	G1				G2				PE				JG				R1				R2				R3				
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																									
Valor Clorofila	1.12	1.40	4.46	-	0.56	1.40	1.95	1.40	2.79	0.84	3.07	2.23	22.32	35.22	64.17	13.49	25.51	21.92	67.89	7.67	9.96	7.57	20.46	26.51	19.07	43.25	74.87	22.72	
Valor Material suspensão	3.52	1.82	2.20	-	3.02	11.89	4.25	2.80	1.91	1.21	2.16	13.10	4.34	5.05	9.26	8.50	5.66	4.26	10.83	35.78	4.06	2.86	5.27	23.70	5.36	3.82	8.23	4.21	
Valor Turbidez	6.00	4.00	4.00	-	8.00	12.00	2.00	8.00	5.00	4.00	6.00	7.00	14.00	8.00	10.00	18.00	17.00	11.00	12.00	20.00	14.00	10.00	11.00	15.00	18.00	7.00	10.00	10.00	
Valor Índice estado trófico	51.00	52.08	59.55	-	49.54	54.36	55.74	56.79	54.98	50.42	57.14	58.86	65.47	67.06	71.28	66.92	61.04	60.27	66.01	62.74	57.68	56.42	61.42	70.24	59.15	60.75	63.77	63.99	
Referência (Conama 357) clo	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
Referência (G2) mts	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49	5.49
Referência (Conama 357) tur	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Referência (Conama 357) iet	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55	55
R1 = valor/referência clo	0.04	0.05	0.15	-	0.02	0.05	0.07	0.05	0.09	0.03	0.10	0.07	0.74	1.17	2.14	0.45	0.85	0.73	2.26	0.26	0.33	0.25	0.68	0.88	0.64	1.44	2.50	0.76	
R1 = valor/referência mts	0.64	0.33	0.40	-	0.55	2.17	0.77	0.51	0.35	0.22	0.39	2.39	0.79	0.92	1.69	1.55	1.03	0.78	1.97	6.52	0.74	0.52	0.96	4.32	0.98	0.70	1.50	0.77	
R1 = valor/referência tur	0.06	0.04	0.04	-	0.08	0.12	0.02	0.08	0.05	0.04	0.06	0.07	0.14	0.08	0.10	0.18	0.17	0.11	0.12	0.20	0.14	0.10	0.11	0.15	0.18	0.07	0.10	0.10	
R1 = valor/referência iet	0.93	0.95	1.08	-	0.90	0.99	1.01	1.03	1.00	0.92	1.04	1.07	1.19	1.22	1.30	1.22	1.11	1.10	1.20	1.14	1.05	1.03	1.12	1.28	1.08	1.10	1.16	1.16	
R2 = (LOG10(R1))clo*0.5	0.00	0.00	0.00	-	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.17	0.00	0.00	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.20	0.00	
R2 = (LOG10(R1)) mts*0.8	0.00	0.00	0.00	-	0.00	0.27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.30	0.00	0.00	0.18	0.15	0.01	0.00	0.24	0.65	0.00	0.00	0.00	0.51	0.00	0.00	0.14	0.00	
R2 = (LOG10(R1)) tur*0.3	0.00	0.00	0.00	-	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
R2 = (LOG10(R1)) iet*0.5	0.00	0.00	0.02	-	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.04	0.04	0.06	0.04	0.02	0.02	0.04	0.03	0.01	0.01	0.02	0.05	0.02	0.02	0.03	0.03	
R3 = (Soma R2)*-1	0.000	0.000	-0.017	-	0.000	-0.266	-0.003	-0.007	0.000	0.000	-0.008	-0.317	-0.038	-0.078	-0.403	-0.194	-0.033	-0.020	-0.453	-0.680	-0.010	-0.006	-0.024	-0.561	-0.016	-0.101	-0.371	-0.033	
R4= Número parâmetros	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	
R5 = R3/R4	0.000	0.000	-0.004	-	0.000	-0.066	-0.001	-0.002	0.000	0.000	-0.002	-0.079	-0.009	-0.019	-0.101	-0.049	-0.008	-0.005	-0.113	-0.170	-0.003	-0.001	-0.006	-0.140	-0.004	-0.025	-0.093	-0.008	
R6 = 1-(10^(R5)) RISCO	0.000	0.000	0.010	-	0.000	0.142	0.002	0.004	0.000	0.000	0.005	0.167	0.022	0.044	0.207	0.106	0.019	0.011	0.230	0.324	0.006	0.003	0.014	0.276	0.009	0.056	0.192	0.019	

Tabela 16. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a análise limnológica associada à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

R1 = valor/referência	IT1				IT2				RL1				RL2				AB1				L1				AB/L			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
NO2	0.897	1.392	1.488	2.131	0.947	1.374	2.317	-	1.026	1.153	1.117	1.922	1.233	1.302	1.253	-	1.391	2.081	1.523	1.474	0.675	1.204	0.754	-	20.043	26.416	34.025	4.591
NO3	0.350	0.551	0.801	0.978	0.330	0.675	0.594	-	0.152	0.316	0.468	0.970	0.183	0.910	0.546	-	0.625	0.647	0.742	0.968	0.163	0.502	0.274	-	1.837	2.590	2.956	1.831
NH4	0.683	2.759	1.937	1.522	0.502	1.333	0.589	-	0.473	1.085	1.185	1.701	0.278	1.842	0.921	-	1.420	17.286	3.111	3.226	0.586	1.010	1.198	-	4.122	18.453	11.616	11.442
POI	1.388	1.070	1.181	8.625	1.567	1.276	1.217	-	1.105	1.283	1.392	8.646	1.369	1.110	1.151	-	0.585	0.893	1.067	8.438	0.634	1.062	1.023	-	15.273	13.594	5.090	20.275
PTD	1.111	1.654	1.187	3.337	1.146	1.181	1.123	-	0.869	1.321	1.307	3.322	0.917	0.992	1.119	-	0.728	1.102	1.120	2.524	0.515	1.032	0.931	-	8.356	14.050	4.586	4.728
SiO	17.050	6.044	3.278	1.714	4.375	1.468	1.204	-	19.800	5.589	3.556	1.714	5.425	1.032	0.667	-	7.150	1.994	1.056	1.000	1.000	0.854	0.222	-	5.600	1.911	1.407	1.048
N-total	1.667	2.121	0.661	1.214	0.667	1.121	0.589	-	0.667	1.848	0.911	1.000	2.119	2.818	0.750	-	1.000	2.121	0.911	1.333	0.786	1.970	0.661	-	2.548	4.091	2.661	1.786
P-total	1.219	0.825	1.305	1.779	1.070	0.556	0.997	-	0.888	1.290	2.161	1.684	1.052	0.628	1.995	-	1.131	0.819	2.100	1.622	0.725	0.415	2.257	-	4.212	3.640	5.664	1.895
% MO	2.588	1.103	15.492	2.923	0.676	1.655	0.814	-	0.971	19.517	0.915	4.615	1.088	2.448	0.322	-	1.765	49.862	13.288	0.077	7.971	33.034	0.627	-	1.029	12.759	1.915	2.231
NOT	3.111	1.800	15.917	2.500	1.000	1.000	1.000	-	0.778	1.000	1.583	2.500	0.778	0.400	0.583	-	1.000	1.800	1.333	0.500	1.000	1.800	1.583	-	1.000	2.400	1.333	3.500
POT	2.045	3.306	9.801	1.125	1.093	1.126	0.993	-	1.393	1.294	1.274	1.314	1.332	0.783	0.786	-	1.155	2.150	5.683	0.057	2.852	1.315	1.274	-	2.924	4.119	4.535	3.593
Condutividade	4.333	5.112	6.445	3.096	2.500	1.667	1.888	-	7.167	6.222	8.112	3.810	1.389	1.055	1.000	-	4.778	4.667	5.945	3.239	0.333	0.333	0.388	-	7.000	7.167	9.167	3.333
OD	1.120	1.228	0.742	0.981	1.004	1.100	1.077	-	0.868	0.934	0.817	1.034	1.089	1.040	1.151	-	0.755	1.053	1.163	1.190	1.026	1.148	1.103	-	0.451	0.569	0.495	0.730
pH	1.279	1.194	1.315	1.224	1.119	0.957	0.977	-	1.115	1.225	1.324	1.267	1.065	1.002	1.050	-	1.152	1.041	1.363	1.246	0.876	0.824	1.046	-	1.185	1.134	1.345	1.204
R2 = (LOG10(R1))*Peso																												
NO2 ^(Peso 1)	0.000	0.144	0.172	0.329	0.000	0.138	0.365	-	0.011	0.062	0.048	0.284	0.091	0.115	0.098	-	0.143	0.318	0.183	0.169	0.000	0.080	0.000	-	1.302	1.422	1.532	0.662
NO3 ^(Peso 0,5)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.132	0.207	0.235	0.131
NH4 ^(Peso 1)	0.000	0.441	0.287	0.183	0.000	0.125	0.000	-	0.000	0.035	0.074	0.231	0.000	0.265	0.000	-	0.152	1.238	0.493	0.509	0.000	0.004	0.079	-	0.615	1.266	1.065	1.059
POI ^(Peso 1)	0.143	0.029	0.072	0.936	0.195	0.106	0.085	-	0.043	0.108	0.144	0.937	0.136	0.045	0.061	-	0.000	0.000	0.028	0.926	0.000	0.026	0.010	-	1.184	1.133	0.707	1.307
PTD ^(Peso 1)	0.046	0.218	0.074	0.523	0.059	0.072	0.050	-	0.000	0.121	0.116	0.521	0.000	0.000	0.049	-	0.000	0.042	0.049	0.402	0.000	0.014	0.000	-	0.922	1.148	0.661	0.675
SiO ^(Peso 0,3)	0.370	0.234	0.155	0.070	0.192	0.050	0.024	-	0.389	0.224	0.165	0.070	0.220	0.004	0.000	-	0.256	0.090	0.007	0.000	0.000	0.000	0.000	-	0.224	0.084	0.045	0.006
N-total ^(Peso 1)	0.222	0.327	0.000	0.084	0.000	0.050	0.000	-	0.000	0.267	0.000	0.000	0.326	0.450	0.000	-	0.000	0.327	0.000	0.125	0.000	0.294	0.000	-	0.406	0.612	0.425	0.252
P-total ^(Peso 1)	0.086	0.000	0.115	0.250	0.029	0.000	0.000	-	0.000	0.110	0.335	0.226	0.022	0.000	0.300	-	0.054	0.000	0.322	0.210	0.000	0.000	0.354	-	0.625	0.561	0.753	0.278
% MO ^(Peso 0,7)	0.289	0.030	0.833	0.326	0.000	0.153	0.000	-	0.000	0.903	0.000	0.465	0.026	0.272	0.000	-	0.173	1.188	0.786	0.000	0.631	1.063	0.000	-	0.009	0.774	0.198	0.244
NOT	0.493	0.255	1.202	0.398	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.200	0.398	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.255	0.125	0.000	0.000	0.255	0.200	-	0.000	0.380	0.125	0.544
POT ^(Peso 1)	0.311	0.519	0.991	0.051	0.039	0.052	0.000	-	0.144	0.112	0.105	0.119	0.124	0.000	0.000	-	0.063	0.332	0.755	0.000	0.455	0.119	0.105	-	0.466	0.615	0.657	0.555
Condutividade ^(Peso 1)	0.637	0.709	0.809	0.491	0.398	0.222	0.276	-	0.855	0.794	0.909	0.581	0.143	0.023	0.000	-	0.679	0.669	0.774	0.510	0.000	0.000	0.000	-	0.845	0.855	0.962	0.523
OD (mg/L) ^(Peso 1)	0.049	0.089	0.000	0.000	0.002	0.041	0.032	-	0.000	0.000	0.000	0.014	0.037	0.017	0.061	-	0.000	0.022	0.066	0.076	0.011	0.060	0.043	-	0.000	0.000	0.000	0.000
pH ^(Peso 1)	0.107	0.077	0.119	0.088	0.049	0.000	0.000	-	0.047	0.088	0.122	0.103	0.027	0.001	0.021	-	0.061	0.018	0.135	0.095	0.000	0.000	0.019	-	0.074	0.055	0.129	0.080
R3 = (Soma R2)*-1	-2.751	-3.073	-4.831	-3.729	-0.963	-1.009	-0.833	-	-1.490	-2.825	-2.218	-3.949	-1.153	-1.193	-0.590	-	-1.581	-4.500	-3.723	-3.022	-1.097	-1.916	-0.809	-	-6.804	-9.112	-7.493	-6.316
R4= Número parâmetros	17	17	17	17	17	17	17	-	17	17	17	17	17	17	17	-	17	17	17	17	17	17	17	-	17	17	17	17
R5 = R3/R4	-0.162	-0.181	-0.284	-0.219	-0.057	-0.059	-0.049	-	-0.088	-0.166	-0.130	-0.232	-0.068	-0.070	-0.035	-	-0.093	-0.265	-0.219	-0.178	-0.065	-0.113	-0.048	-	-0.400	-0.536	-0.441	-0.372
R6 = 1-(10^(R5)) RISCO	0.311	0.340	0.480	0.397	0.122	0.128	0.107	-	0.183	0.318	0.259	0.414	0.145	0.149	0.077	-	0.193	0.456	0.396	0.336	0.138	0.229	0.104	-	0.602	0.709	0.638	0.575

Tabela 18. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a análise limnológica associada à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

R1 = valor/referência	G1				G2				PE				JG				R1				R2				R3			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11												
NO2	1.276	1.072	1.477	-	1.000	1.000	1.000	1.000	0.553	0.731	1.082	0.948	1.235	0.823	0.584	1.041	1.051	1.066	1.459	1.418	0.795	1.228	1.014	1.095	0.788	0.440	0.352	0.653
NO3	0.241	0.462	0.297	-	1.000	1.000	1.000	1.000	0.282	0.250	0.243	0.385	1.807	2.425	0.210	0.615	0.163	0.519	0.235	0.642	0.809	0.434	0.233	0.505	0.225	3.038	1.047	0.382
NH4	0.522	1.292	1.189	-	1.000	1.000	1.000	1.000	0.835	0.963	0.748	4.362	2.690	2.680	0.986	3.471	1.896	3.803	1.169	0.674	0.592	3.599	0.714	0.522	0.145	1.872	0.667	0.488
POI	0.780	1.497	1.102	-	1.000	1.000	1.000	1.000	0.674	0.624	1.035	4.510	1.403	0.346	1.089	4.605	1.525	1.022	1.233	12.369	0.762	0.507	1.110	8.282	0.663	0.561	1.007	4.479
PTD	0.531	1.362	1.055	-	1.000	1.000	1.000	1.000	0.615	0.777	0.971	1.703	1.008	0.913	1.054	1.736	1.276	1.272	1.302	3.314	0.777	0.873	1.113	2.509	0.743	1.088	1.092	1.725
SiO	3.150	0.880	0.593	-	1.000	1.000	1.000	1.000	1.025	0.911	1.074	1.048	4.225	1.291	0.593	1.571	3.125	1.430	0.852	2.238	2.725	1.513	1.019	1.667	2.800	1.342	0.778	0.714
N-total	2.000	2.394	0.839	-	1.000	1.000	1.000	1.000	1.881	1.000	0.661	1.119	1.452	2.394	0.911	0.881	0.548	2.697	0.661	1.000	0.667	2.273	0.661	1.881	0.667	2.273	0.911	2.000
P-total	0.553	0.415	1.094	-	1.000	1.000	1.000	1.000	0.554	0.513	0.807	1.012	0.984	0.612	1.178	1.125	1.292	0.817	2.245	1.690	0.913	0.542	1.302	1.312	0.876	0.551	0.988	1.063
% MO	0.794	1.414	3.153	-	1.000	1.000	1.000	1.000	0.882	14.586	0.712	2.000	7.294	8.759	0.017	0.077	20.765	101.034	52.814	260.385	29.265	71.586	28.203	58.462	70.382	121.862	45.153	171.231
NOT	1.556	1.000	1.750	-	1.000	1.000	1.000	1.000	0.556	1.800	0.750	1.000	1.778	1.000	0.083	0.500	0.556	188.000	2.750	11.500	18.889	7.400	44.917	67.500	62.778	17.800	56.750	221.500
POT	1.052	1.126	1.498	-	1.000	1.000	1.000	1.000	1.062	1.393	0.874	1.310	4.228	3.320	0.019	0.057	26.062	47.903	15.370	35.231	20.881	37.003	9.736	8.156	53.931	44.094	12.264	25.445
Condutividade	0.500	0.333	0.388	-	1.000	1.000	1.000	1.000	0.333	0.333	0.500	0.619	2.167	1.888	2.167	1.761	2.167	2.333	2.833	1.286	1.833	1.167	1.333	1.143	1.833	1.667	2.000	1.857
OD	1.060	1.048	1.126	-	1.000	1.000	1.000	1.000	1.061	1.152	1.130	1.069	0.891	1.068	1.081	1.162	1.044	0.898	0.976	0.350	1.176	1.028	0.976	0.898	1.283	1.295	0.976	1.132
pH	0.826	0.818	1.160	-	1.000	1.000	1.000	1.000	1.229	0.940	1.185	1.148	1.194	1.004	1.244	1.042	1.423	1.033	1.176	1.078	1.226	0.950	0.970	1.050	1.354	1.159	1.621	1.267
R2 = (LOG10(R1))*Peso																												
NO2 (Peso 1)	0.106	0.030	0.169	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.034	0.000	0.092	0.000	0.000	0.017	0.022	0.028	0.164	0.152	0.000	0.089	0.006	0.039	0.000	0.000	0.000	0.000
NO3 (Peso 0,5)	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.128	0.192	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.241	0.010	0.000
NH4 (Peso 1)	0.000	0.111	0.075	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.640	0.430	0.428	0.000	0.541	0.278	0.580	0.068	0.000	0.000	0.556	0.000	0.000	0.000	0.272	0.000	0.000
POI (Peso 1)	0.000	0.175	0.042	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.015	0.654	0.147	0.000	0.037	0.663	0.183	0.009	0.091	1.092	0.000	0.000	0.045	0.918	0.000	0.000	0.003	0.651
PTD (Peso 1)	0.000	0.134	0.023	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.231	0.004	0.000	0.023	0.240	0.106	0.105	0.115	0.520	0.000	0.000	0.047	0.400	0.000	0.037	0.038	0.237
SiO (Peso 0,3)	0.149	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.003	0.000	0.009	0.006	0.188	0.033	0.000	0.059	0.148	0.047	0.000	0.105	0.131	0.054	0.002	0.067	0.134	0.038	0.000	0.000
N-total (Peso 1)	0.301	0.379	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.274	0.000	0.000	0.049	0.162	0.379	0.000	0.000	0.000	0.431	0.000	0.000	0.000	0.357	0.000	0.274	0.000	0.357	0.000	0.301
P-total (Peso 1)	0.000	0.000	0.039	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.005	0.000	0.000	0.071	0.051	0.111	0.000	0.351	0.228	0.000	0.000	0.114	0.118	0.000	0.000	0.000	0.027
% MO (Peso 0,7)	0.000	0.105	0.349	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.815	0.000	0.211	0.604	0.660	0.000	0.000	0.922	1.403	1.206	1.691	1.026	1.298	1.015	1.237	1.293	1.460	1.158	1.564
NOT	0.192	0.000	0.243	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.255	0.000	0.000	0.250	0.000	0.000	0.000	0.000	2.274	0.439	1.061	1.276	0.869	1.652	1.829	1.798	1.250	1.754	2.345
POT (Peso 1)	0.022	0.052	0.175	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.026	0.144	0.000	0.117	0.626	0.521	0.000	0.000	1.416	1.680	1.187	1.547	1.320	1.568	0.988	0.911	1.732	1.644	1.089	1.406
Condutividade (Peso 1)	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.336	0.276	0.336	0.246	0.336	0.368	0.452	0.109	0.263	0.067	0.125	0.058	0.263	0.222	0.301	0.269
OD (mg/L) (Peso 1)	0.025	0.020	0.051	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.026	0.062	0.053	0.029	0.000	0.029	0.034	0.065	0.019	0.000	0.000	0.000	0.070	0.012	0.000	0.000	0.108	0.112	0.000	0.054
pH (Peso 1)	0.000	0.000	0.064	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.089	0.000	0.074	0.060	0.077	0.002	0.095	0.018	0.153	0.014	0.070	0.033	0.089	0.000	0.000	0.021	0.132	0.064	0.210	0.103
R3 = (Soma R2)*-1	-0.795	-1.007	-1.232	-	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.419	-1.276	-0.185	-2.002	-3.043	-2.520	-0.595	-1.900	-3.694	-6.939	-4.143	-6.537	-4.175	-4.870	-3.996	-5.873	-5.460	-5.698	-4.563	-6.956
R4= Número parâmetros	17	17	17	-	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17
R5 = R3/R4	-0.047	-0.059	-0.072	-	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.025	-0.075	-0.011	-0.118	-0.179	-0.148	-0.035	-0.112	-0.217	-0.408	-0.244	-0.385	-0.246	-0.286	-0.235	-0.345	-0.321	-0.335	-0.268	-0.409
R6 = 1-(10^(R5)) RISCO	0.102	0.127	0.154	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.055	0.159	0.025	0.238	0.338	0.289	0.077	0.227	0.394	0.609	0.429	0.587	0.432	0.483	0.418	0.549	0.523	0.538	0.461	0.610

Tabela 19. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o zooplâncton associado à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	IT1				IT2				RL1				RL2				L1				AB1				AB/L			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
Valor riqueza	17	8	17	20	13	15	16	-	12	8	15	18	9	6	15	-	11	10	7	-	13	25	16	16	17	24	18	17
Valor diversidade H'	1.17	0.70	0.82	1.07	1.01	1.06	1.00	-	1.02	0.72	0.85	0.83	0.90	0.73	1.05	-	0.56	0.89	0.76	-	0.93	0.87	0.27	0.47	0.75	1.08	0.83	0.45
Referência R (G2)	6	14	9	14	6	14	9	14	6	14	9	14	6	14	9	14	6	14	9	14	6	14	9	14	6	14	9	14
Referência H' (G2)	0.63	0.83	0.86	1	0.63	0.83	0.86	1	0.63	0.83	0.86	1	0.63	0.83	0.86	1	0.63	0.83	0.86	1	0.63	0.83	0.86	1	0.63	0.83	0.86	1
R1 = valor/referência R	2.83	0.57	1.89	1.43	2.17	1.07	1.78	-	2.00	0.57	1.67	1.29	1.50	0.43	1.67	-	1.83	0.71	0.78	-	2.17	1.79	1.78	1.14	2.83	1.71	2.00	1.21
R1' = valor/referência H'	1.862	0.841	0.954	1.267	1.607	1.279	1.154	-	1.623	0.863	0.982	0.979	1.430	0.876	1.217	-	0.898	1.077	0.876	-	1.486	1.050	0.316	0.553	1.200	1.303	0.959	0.538
R2 = (LOG10(R1))	0.452	0.000	0.276	0.155	0.336	0.030	0.250	-	0.301	0.000	0.222	0.109	0.176	0.000	0.222	-	0.263	0.000	0.000	-	0.336	0.252	0.250	0.058	0.452	0.234	0.301	0.084
R2 = (LOG10(R1'))	0.270	0.000	0.000	0.103	0.206	0.107	0.062	-	0.210	0.000	0.000	0.000	0.155	0.000	0.085	-	0.000	0.032	0.000	-	0.172	0.021	0.000	0.000	0.079	0.115	0.000	0.000
R3 = (Soma R2)*-1	-0.722	0.000	-0.276	-0.258	-0.542	-0.137	-0.312	-	-0.511	0.000	-0.222	-0.109	-0.331	0.000	-0.307	-	-0.263	-0.032	0.000	-	-0.508	-0.273	-0.250	-0.058	-0.531	-0.349	-0.301	-0.084
R4= Número parâmetros	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
R5 = R3/R4	-0.361	0.000	-0.138	-0.129	-0.271	-0.068	-0.156	-	-0.256	0.000	-0.111	-0.055	-0.166	0.000	-0.154	-	-0.132	-0.016	0.000	-	-0.254	-0.136	-0.125	-0.029	-0.266	-0.175	-0.151	-0.042
R6 = 1-(10^(R5)) RISCO	0.565	0.000	0.272	0.257	0.464	0.146	0.302	-	0.445	0.000	0.225	0.118	0.317	0.000	0.298	-	0.261	0.037	0.000	-	0.443	0.270	0.250	0.065	0.458	0.331	0.293	0.093

Tabela 20. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o zooplâncton associado à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	G1				G2				PE				JG				R1				R2				R3			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
Valor riqueza	4	5	12	-	6	14	9	14	12	15	15	12	12	19	30	13	21	18	19	21	20	18	22	28	22	13	15	16
Valor diversidade H'	0.54	0.62	0.63	-	0.63	0.83	0.86	1	0.93	0.80	0.83	0.47	0.83	0.98	1.04	0.51	0.89	0.71	0.84	1.13	0.81	0.61	1.03	0.98	0.94	0.59	0.86	0.64
Referência R (G2)	6	14	9	14	6	14	9	14	6	14	9	14	6	14	9	14	6	14	9	14	6	14	9	14	6	14	9	14
Referência H' (G2)	0.63	0.83	0.86	1	0.63	0.83	0.86	1	0.63	0.83	0.86	1	0.63	0.83	0.86	1	0.63	0.83	0.86	1	0.63	0.83	0.86	1	0.63	0.83	0.86	1
R1 = valor/referência R	0.67	0.36	1.33	-	1.00	1.00	1.00	1.00	2.00	1.07	1.67	0.86	2.00	1.36	3.33	0.93	3.50	1.29	2.11	1.50	3.33	1.29	2.44	2.00	3.67	0.93	1.67	1.14
R1' = valor/referência H'	0.859	0.748	0.730	-	1.000	1.000	1.000	1.000	1.484	0.967	0.959	0.556	1.314	1.184	1.206	0.604	1.419	0.854	0.975	1.338	1.282	0.733	1.194	1.161	1.501	0.716	1.001	0.759
R2 = (LOG10(R1))	0.000	0.000	0.125	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.301	0.030	0.222	0.000	0.301	0.133	0.523	0.000	0.544	0.109	0.325	0.176	0.523	0.109	0.388	0.301	0.564	0.000	0.222	0.058
R2 = (LOG10(R1'))	0.000	0.000	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.171	0.000	0.000	0.000	0.119	0.073	0.081	0.000	0.152	0.000	0.000	0.126	0.108	0.000	0.077	0.065	0.176	0.000	0.000	0.000
R3 = (Soma R2)*-1	0.000	0.000	-0.125	-	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.472	-0.030	-0.222	0.000	-0.420	-0.206	-0.604	0.000	-0.696	-0.109	-0.325	-0.303	-0.631	-0.109	-0.465	-0.366	-0.741	0.000	-0.222	-0.058
R4= Número parâmetros	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
R5 = R3/R4	0.000	0.000	-0.062	-	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.236	-0.015	-0.111	0.000	-0.210	-0.103	-0.302	0.000	-0.348	-0.055	-0.162	-0.151	-0.315	-0.055	-0.233	-0.183	-0.370	0.000	-0.111	-0.029
R6 = 1-(10^(R5)) RISCO	0.000	0.000	0.134	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.419	0.034	0.225	0.000	0.383	0.211	0.501	0.000	0.551	0.118	0.312	0.294	0.516	0.118	0.415	0.344	0.574	0.000	0.226	0.065

Tabela 21. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a ictiofauna associada à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	IT1				RL2				AB/L				G2				PE			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																
Valor riqueza	1	2	1	0	1	3	2	0	3	10	5	8	2	6	2	3	2	3	2	2
Valor diversidade H'	0.000	0.185	0.000	0.000	0.000	0.937	0.562	0.000	1.099	1.950	1.523	1.671	0.693	1.297	0.377	0.435	0.325	0.125	0.451	0.139
Referência R (G2)	2.000	6.000	2.000	3.000	2.000	6.000	2.000	3.000	2.000	6.000	2.000	3.000	2.000	6.000	2.000	3.000	2.000	6.000	2.000	3.000
Referência H' (G2)	0.693	1.297	0.377	0.435	0.693	1.297	0.377	0.435	0.693	1.297	0.377	0.435	0.693	1.297	0.377	0.435	0.693	1.297	0.377	0.435
R1 = valor/referência R	0.500	0.333	0.500	0.000	0.500	0.500	1.000	0.000	1.500	1.667	2.500	2.667	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	0.500	1.000	0.667
R1' = valor/referência H'	0.000	0.143	0.000	0.000	0.000	0.722	1.492	0.000	1.586	1.503	4.042	3.845	1.000	1.000	1.000	1.000	0.469	0.097	1.196	0.320
R2 = (LOG10(R1))	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.176	0.222	0.398	0.426	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
R2 = (LOG10(R1'))	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.174	0.000	0.200	0.177	0.607	0.585	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.078	0.000
R3 = (Soma R2)*-1	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.174	0.000	-0.376	-0.399	-1.005	-1.011	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.078	0.000
R4= Número parâmetros	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000
R5 = R3/R4	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.087	0.000	-0.188	-0.199	-0.502	-0.505	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.039	0.000
R6 = 1-(10^(R5)) RISCO	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.181	0.000	0.352	0.368	0.685	0.688	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.086	0.000

Tabela 22. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para a ictiofauna associada à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	JG				RP1				RP2				RP3			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11												
Valor riqueza	2	0	1	6	1	5	6	4	0	10	8	6	1	3	6	3
Valor diversidade H'	0.637	0.000	0.000	1.466	0.000	1.215	0.950	0.433	0.000	1.885	1.355	0.918	0.000	1.099	1.376	0.566
Referência R (G2)	2.000	6.000	2.000	3.000	2.000	6.000	2.000	3.000	2.000	6.000	2.000	3.000	2.000	6.000	2.000	3.000
Referência H' (G2)	0.693	1.297	0.377	0.435	0.693	1.297	0.377	0.435	0.693	1.297	0.377	0.435	0.693	1.297	0.377	0.435
R1 = valor/referência R	1.000	0.000	0.500	2.000	0.500	0.833	3.000	1.333	0.000	1.667	4.000	2.000	0.500	0.500	3.000	1.000
R1' = valor/referência H'	0.918	0.000	0.000	3.373	0.000	0.937	2.520	0.997	0.000	1.453	3.596	2.112	0.000	0.847	3.652	1.303
R2 = (LOG10(R1))	0.000	0.000	0.000	0.301	0.000	0.000	0.477	0.125	0.000	0.222	0.602	0.301	0.000	0.000	0.477	0.000
R2 = (LOG10(R1'))	0.000	0.000	0.000	0.528	0.000	0.000	0.401	0.000	0.000	0.162	0.556	0.325	0.000	0.000	0.563	0.115
R3 = (Soma R2)*-1	0.000	0.000	0.000	-0.829	0.000	0.000	-0.879	-0.125	0.000	-0.384	-1.158	-0.626	0.000	0.000	-1.040	-0.115
R4= Número parâmetros	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000	2.000
R5 = R3/R4	0.000	0.000	0.000	-0.415	0.000	0.000	-0.439	-0.062	0.000	-0.192	-0.579	-0.313	0.000	0.000	-0.520	-0.057
R6 = 1-(10^(R5)) RISCO	0.000	0.000	0.000	0.615	0.000	0.000	0.636	0.134	0.000	0.357	0.736	0.513	0.000	0.000	0.698	0.124

Tabela 23. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o risco integrado associado à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	IT1				IT2				RL1				RL2				AB1				L1				AB/L			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
RISCO LIMNOLÓGICO	0.311	0.340	0.480	0.397	0.122	0.128	0.107	-	0.183	0.318	0.259	0.414	0.145	0.149	0.077	-	0.193	0.456	0.396	0.336	0.138	0.229	0.104	-	0.602	0.709	0.638	0.575
RISCO ICTIOFAUNA	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	-	-	-	-	-	-	0.000	0.000	0.181	0.000	-	-	-	-	-	-	-	-	0.352	0.368	0.685	0.688
RISCO ZOOPLÂNTON	0.565	0.000	0.272	0.257	0.464	0.146	0.302	-	0.445	0.000	0.225	0.118	0.317	0.000	0.298	-	0.443	0.270	0.250	0.065	0.261	0.037	0.000	-	0.458	0.331	0.293	0.093
RISCO Produção Primária	0.123	0.014	0.193	0.432	0.063	0.006	0.012	-	0.331	0.005	0.009	0.368	0.190	0.000	0.110	-	0.001	0.012	0.023	0.342	0.015	0.000	0.009	-	0.306	0.017	0.046	0.314
R1 = LOG10((1-X) lim	-0.507	-0.468	-0.319	-0.402	-0.913	-0.894	-0.972	0.000	-0.738	-0.498	-0.586	-0.383	-0.840	-0.826	-1.115	0.000	-0.715	-0.341	-0.402	-0.474	-0.860	-0.641	-0.984	-	-0.220	-0.149	-0.195	-0.240
R1 = LOG10((1-X) ictio	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	-	-	-	-	-	-	0.000	0.000	-0.087	0.000	-	-	-	-	-	-	-	-	-0.188	-0.199	-0.502	-0.505
R1 = LOG10((1-X) zoo	-0.248	0.000	-0.565	-0.591	-0.333	-0.836	-0.520	0.000	-0.352	0.000	-0.647	-0.928	-0.499	0.000	-0.526	0.000	-0.354	-0.569	-0.602	0.000	-0.583	-1.438	0.000	-	-0.339	-0.480	-0.533	-1.034
R1 = LOG10((1-X) prol^a	-0.910	-1.861	-0.714	-0.365	-1.203	-2.237	-1.917	0.000	-0.481	-2.281	-2.030	-0.434	-0.722	0.000	-0.957	0.000	-3.072	-1.932	-1.633	0.000	-1.834	-3.750	-2.065	-	-0.514	-1.767	-1.338	-0.503
R2 = Médias	-0.416	-0.582	-0.399	-0.339	-0.816	-1.322	-1.137	0.000	-0.524	-0.926	-1.088	-0.582	-0.515	-0.207	-0.671	0.000	-1.380	-0.947	-0.879	-0.158	-1.092	-1.943	-1.016	-	-0.316	-0.649	-0.642	-0.571
R3 = 1-(10^{-R2}) RISCO	0.617	0.738	0.601	0.542	0.847	0.952	0.927	0.000	0.700	0.882	0.918	0.738	0.695	0.379	0.787	0.000	0.958	0.887	0.868	0.305	0.919	0.989	0.904	-	0.516	0.776	0.772	0.731

Tabela 24. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o risco integrado associado à linha de evidência ecológica, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

	G1				G2				PE				JG				R1				R2				R3			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
RISCO LIMNOLÓGICO	0.102	0.127	0.154	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.055	0.159	0.025	0.238	0.338	0.289	0.077	0.227	0.394	0.609	0.429	0.587	0.432	0.483	0.418	0.549	0.523	0.538	0.461	0.610
RISCO ICTIOFAUNA	-	-	-	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.086	0.000	0.000	0.000	0.000	0.615	0.000	0.000	0.636	0.134	0.000	0.000	0.636	0.134	0.000	0.179	0.717	0.319
RISCO ZOOPLÂNTON	0.000	0.000	0.134	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.419	0.034	0.225	0.000	0.383	0.211	0.501	0.000	0.551	0.118	0.312	0.294	0.516	0.118	0.415	0.344	0.574	0.000	0.225	0.0645
RISCO Produção Primária	0.000	0.000	0.010	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.005	0.167	0.022	0.044	0.207	0.106	0.019	0.011	0.230	0.324	0.006	0.003	0.014	0.276	0.009	0.056	0.192	0.019
R1 = LOG10((1-X) lim	-0.991	-0.895	-0.813	-	0.000	0.000	0.000	0.000	-1.258	-0.800	-1.606	-0.624	-0.471	-0.539	-1.111	-0.644	-0.405	-0.215	-0.367	-0.231	-0.365	-0.316	-0.379	-0.261	-0.282	-0.269	-0.336	-0.215
R1 = LOG10((1-X) ictio	-	-	-	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.039	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.415	0.000	0.000	-0.439	-0.062	0.000	0.000	-0.439	-0.062	0.000	-0.086	-0.548	-0.167
R1 = LOG10((1-X) zoo	0.000	0.000	-0.873	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.377	-1.470	-0.647	0.000	-0.417	-0.675	-0.300	0.000	-0.259	-0.928	-0.506	-0.531	-0.287	-0.928	-0.382	-0.464	-0.241	0.000	-0.646	-1.190
R1 = LOG10((1-X) prol^a	0.000	0.000	-2.005	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-2.323	-0.778	-1.667	-1.358	-0.684	-0.975	-1.723	-1.944	-0.639	-0.490	-2.227	-2.497	-1.863	-0.559	-2.043	-1.248	-0.716	-1.727
R2 = Médias	-0.330	-0.298	-1.231	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.409	-0.567	-1.154	-0.351	-0.639	-0.643	-0.524	-0.508	-0.597	-0.772	-0.488	-0.329	-0.720	-0.935	-0.766	-0.337	-0.642	-0.401	-0.562	-0.825
R3 = 1-(10^{-R2}) RISCO	0.533	0.497	0.941	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.610	0.729	0.930	0.554	0.770	0.772	0.701	0.690	0.747	0.831	0.675	0.531	0.809	0.884	0.829	0.539	0.772	0.603	0.726	0.850

Tabela 25. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o risco integrado final, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

RISCO INTEGRADO	IT1				IT2				RL1				RL2				AB1				L1				AB/L			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
QUÍMICO	0.904	0.090	0.003	0.026	0.461	0.202	0.000	-	0.305	0.065	0.000	0.094	0.614	0.017	0.000	-	0.657	0.673	0.004	0.700	0.763	0.701	0.000	-	0.708	0.363	0.000	0.279
ECOTOXICOLÓGICO	0.10	0.04	0.11	0.04	0.25	0.03	0.01	-	0.13	0.03	0.13	0.00	0.17	0.01	0.16	-	0.07	0.03	0.14	0.02	0.21	0.07	0.08	-	0.17	0.03	0.06	0.14
ECOLÓGICO	0.617	0.738	0.601	0.542	0.847	0.952	0.927	0.000	0.700	0.882	0.918	0.738	0.695	0.379	0.787	0.000	0.958	0.887	0.868	0.305	0.919	0.989	0.904	-	0.516	0.776	0.772	0.731
R1_{qui} = LOG10((1-X))	-1.019	-0.041	-0.002	-0.011	-0.269	-0.098	0.000	0.000	-0.158	-0.029	0.000	-0.043	-0.414	-0.007	0.000	-	-0.465	-0.485	-0.002	-0.523	-0.625	-0.524	0.000	-	-0.535	-0.196	0.000	-0.142
R1'_{ecotx} = LOG10((1-X))	-0.047	-0.016	-0.051	-0.016	-0.127	-0.012	-0.003	0.000	-0.059	-0.012	-0.061	-0.001	-0.082	-0.003	-0.075	-	-0.032	-0.015	-0.065	-0.008	-0.104	-0.031	-0.035	-	-0.079	-0.014	-0.028	-0.066
R1''_{ecol} = LOG10((1-X))	-0.416	-0.582	-0.399	-0.339	-0.816	-1.322	-1.137	-	-0.524	-0.926	-1.088	-0.582	-0.515	-0.207	-0.671	-	-1.380	-0.947	-0.879	-0.158	-1.092	-1.943	-1.016	-	-0.316	-0.649	-0.642	-0.571
R2 = média R1 R1'	-0.494	-0.213	-0.151	-0.122	-0.404	-0.477	-0.380	-	-0.247	-0.323	-0.383	-0.209	-0.337	-0.072	-0.249	-	-0.626	-0.483	-0.315	-0.230	-0.607	-0.833	-0.350	-	-0.310	-0.286	-0.223	-0.260
R3 = 1 - (10^{R2}) RISCO integrado	0.679	0.388	0.293	0.245	0.606	0.667	0.583	-	0.433	0.524	0.586	0.381	0.540	0.153	0.436	-	0.763	0.671	0.516	0.411	0.753	0.853	0.554	-	0.510	0.482	0.402	0.450

Tabela 26. Valores dos cálculos nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo, para o risco integrado final, em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

RISCO INTEGRADO	G1				G2				PE				JG				R1				R2				R3			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
QUÍMICO	0.518	0.271	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	0.752	0.072	0.000	0.264	0.765	0.806	-	-	0.754	0.629	0.011	0.044	0.743	0.821	0.012	0.002	0.839	0.776	0.006	0.129
ECOTOXICOLÓGICO	0.07	0.08	0.18	-	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.12	0.16	0.02	0.13	0.00	0.12	0.08	0.10	0.23	0.19	0.24	0.25	0.15	0.02	0.31	0.11	0.10	0.10	0.25
ECOLÓGICO	0.533	0.497	0.941	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.610	0.729	0.930	0.554	0.770	0.772	0.701	0.690	0.747	0.831	0.675	0.531	0.809	0.884	0.828	0.539	0.771	0.602	0.725	0.850
R1_{qui} = LOG10((1-X))	-0.317	-0.137	0.000	-	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.606	-0.032	0.000	-0.133	-0.629	-0.713	-	-	-0.609	-0.430	-0.005	-0.019	-0.589	-0.748	-0.005	-0.001	-0.793	-0.650	-0.003	-0.060
R1'_{ecotx} = LOG10((1-X))	-0.030	-0.037	-0.084	-	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.063	-0.056	-0.076	-0.010	-0.060	0.000	-0.056	-0.036	-0.046	-0.111	-0.094	-0.117	-0.123	-0.073	-0.008	-0.159	-0.052	-0.044	-0.044	-0.126
R1''_{ecol} = LOG10((1-X))	-0.330	-0.298	-1.231	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.409	-0.567	-1.154	-0.351	-0.639	-0.643	-0.524	-0.508	-0.597	-0.772	-0.488	-0.329	-0.720	-0.935	-0.766	-0.337	-0.642	-0.401	-0.562	-0.825
R2 = média R1 R1'	-0.226	-0.157	-0.438	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-0.359	-0.219	-0.410	-0.165	-0.442	-0.452	-0.290	-0.272	-0.417	-0.438	-0.196	-0.155	-0.477	-0.585	-0.260	-0.165	-0.496	-0.365	-0.203	-0.337
R3 = 1 - (10^{R2}) RISCO integrado	0.405	0.304	0.635	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.563	0.395	0.611	0.316	0.639	0.647	0.487	0.466	0.618	0.635	0.363	0.300	0.667	0.740	0.450	0.317	0.681	0.568	0.373	0.540

Tabela 27. Resultados obtidos nos bioensaios ecotoxicológicos para a porcentagem de mortalidade para os organismos *Danio rerio*, *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia silvestrii* e o fator de toxicidade para *Pseudokirchneriella subcapitata*, para os compartimentos água e sedimento, nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

ÁGUA	IT1				IT2				RL1				RL2				AB1				L1				AB/L			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
Dados Mortalidade %																												
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	5	0	-	60	0	0	-	-	0	0	-	35	0	0	-	-	0	0	-	45	0	0	-	-	0	0	-	15
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	20	0	-	0	45	0	-	-	5	0	-	0	20	0	-	-	20	0	-	0	10	0	-	-	25	0	-	100
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	5	30	0	10	20	15	10	-	15	19	0	0	50	30	15	-	5	25	10	10	25	65	25	-	0	20	15	10
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	20	90	0	0	-	60	0	-	0	60	30	0	-	70	0	-	-	10	20	0	30	-	-	-	10	0	20	0
Fator toxicidade																												
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	10	30	56	-3	-26	40	17	-	25	8	50	12	-22	8	19	-	36	34	60	26	5	5	40	-	14	43	35	23

SEDIMENTO	IT1				IT2				RL1				RL2				AB1				L1				AB/L			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
Dados Mortalidade %																												
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	0	0	-	5	0	0	-	-	5	0	-	10	15	0	-	-	0	0	-	-	10	0	-	-	10	0	-	15
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	55	5	-	65	80	5	-	-	60	0	-	25	85	0	-	-	25	5	-	-	95	0	-	-	70	0	-	65
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	0	20	5	0	45	30	5	-	10	20	25	5	0	20	35	-	0	45	15	5	15	25	0	-	25	35	10	-
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	-	20	-	10	-	-	-	-	-	30	-	10	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0

Tabela 28. Resultados obtidos nos bioensaios ecotoxicológicos para a porcentagem de mortalidade para os organismos *Danio rerio*, *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia silvestrii* e o fator de toxicidade para *Pseudokirchneriella subcapitata*, para os compartimentos água e sedimento, nas estações amostrais da bacia hidrográfica do Lobo em quatro períodos de coleta (abril, julho e outubro de 2010 e janeiro de 2011).

ÁGUA	G1				G2				PE				JG				R1				R2				R3			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
Dados Mortalidade %																												
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	0	0	-	-	0	0	-	50	0	0	-	40	5	0	-	35	0	0	-	10	0	0	-	30	5	0	-	25
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	5	0	-	-	25	0	-	0	40	0	-	0	40	0	-	0	0	0	-	60	25	0	-	0	35	0	-	0
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	25	40	10	-	45	25	25	45	30	55	0	20	50	20	5	20	5	35	5	30	10	25	0	40	15	25	15	25
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	30	-	60	-	-	90	-	-	-	-	90	10	-	10	10	20	0	0	0	-	100	0	10	-	0	50	20	-
Fator toxicidade																												
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	3	9	12	-	-10	18	14	-2	18	28	6	31	13	13	42	22	37	48	50	17	24	22	19	-4	1	39	30	25

SEDIMENTO	G1				G2				PE				JG				R1				R2				R3			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																								
Dados Mortalidade %																												
<i>Danio rerio</i> (agudo 48h)	5	0	-	-	0	0	-	15	10	0	-	5	0	0	-	-	0	0	-	30	5	0	-	20	0	0	-	5
<i>Danio rerio</i> (crônico parcial 168h)	25	0	-	-	5	5	-	60	60	0	-	20	55	0	-	-	45	5	-	0	80	0	-	80	50	0	-	70
<i>Daphnia similis</i> (agudo)	10	60	25	-	5	40	10	10	0	60	5	5	5	-	-	-	0	100	100	100	5	90	100	100	15	65	100	100
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (crônico)	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 29. Lista de espécies e táxons superiores das espécies de zooplâncton coletados nos trechos estudados na bacia hidrográfica do Lobo.

Táxons	R1				R2				R3			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11
Filo ROTIFERA												
Classe EUROTATORIA												
Ordem PLOIMA												
Brachionidae												
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus angularis</i> (Gosse, 1851)	0	0	0	0	0	0	0	0	111	0	0	0
<i>Brachionus mirus</i> (Daday, 1905)	625	0	5917	0	0	0	125	0	889	0	0	1000
<i>Brachionus variabilis</i> (Hempel, 1896)	0	0	0	0	0	0	0	83	0	0	0	0
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	0	0	1750	233	0	0	0	0	6333	0	167	103750
<i>Keratella americana</i> (Carlin, 1943)	31500	56	0	0	1214	0	0	0	4556	0	0	0
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	1750	222	3667	0	643	91	750	583	0	222	750	750
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	0	0	83	0	0	91	0	0	0	0	0	0
<i>Platylas leloupi</i> (Gillard, 1967)	0	56	0	67	0	0	42	0	0	0	0	0
<i>Platylas quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	125	0	0	300	0	0	0	333	0	0	0	0
Collothecidae												
<i>Collotheca</i> sp	2250	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Conochilidae												
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914)	1500	556	333	0	357	2455	333	1000	0	0	583	0
<i>Conochilus unicornis</i> (Rousselet, 1892)	0	0	0	0	0	0	0	0	111	0	6917	0
Euchlanidae												
<i>Beauchampiella eudactylota</i> (Gosse, 1886)	0	0	0	33	0	0	0	167	0	0	0	0
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	125	0	0	33	0	0	0	83	0	0	0	0
<i>Euchlanis dilatata</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	33	0	0	0	167	0	0	0	0
<i>Euchlanis meneta</i> (Myers, 1930)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Flosculariidae												
<i>Ptygura libera</i> (Myers, 1934)	0	11556	2500	0	500	6818	1417	333	3556	26556	16583	250
Hexarthridae												
<i>Hexarthra intermedia</i> (Wiszniewski, 1929)	250	0	0	100	214	0	0	17583	556	0	0	3750
Lecanidae												
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	375	0	167	333	0	182	250	500	0	0	0	0
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	0	0	0	33	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	125	0	0	333	0	0	0	83	0	0	0	0
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	67	0	0	0	167	0	0	0	0
<i>Lecane ohioensis</i> (Herrick, 1885)	0	0	0	0	0	0	0	83	0	0	0	0
<i>Lecane proiecta</i> (Hauer, 1956)	0	0	0	0	71	0	0	0	2667	222	0	0
<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	33	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane signifera</i> (Jennings, 1896)	0	0	83	0	0	0	83	0	0	0	0	0
Lepadellidae												
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1786)	0	0	167	33	0	0	42	667	0	0	0	0

Mytilinidae

<i>Lophocaris salpina</i> (Ehrenberg, 1834)	500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)	0	0	83	67	0	0	0	0	0	0	0	0

Notommatidae

<i>Monommata maculata</i> (Myers, 1930)	0	0	0	33	71	0	0	0	0	0	0	0
---	---	---	---	----	----	---	---	---	---	---	---	---

Proalidae

<i>Proales</i> sp	0	0	0	67	0	0	0	0	0	0	0	0
-------------------	---	---	---	----	---	---	---	---	---	---	---	---

Synchaetidae

<i>Polyarthra vulgaris</i> (Carlin, 1943)	35250	4056	167	0	15929	19909	250	2917	222	778	333	0
---	-------	------	-----	---	-------	-------	-----	------	-----	-----	-----	---

Testudinellidae

<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	250	0	0	333	0	0	42	0	0	0	0	0
<i>Testudinella tridentata</i> (Smirnov, 1931)	0	0	0	0	0	91	42	0	0	0	0	0

Trichocercidae

<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	0	0	0	0	357	91	125	0	0	111	2667	0
<i>Trichocerca cylindrica</i> (Imhof, 1891)	250	0	0	0	0	364	0	4167	333	1556	0	2000
<i>Trichocerca inermis</i> (Linder, 1904)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1167	0
<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings, 1903)	9750	167	417	0	1000	0	0	0	0	111	83	0
<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	2625	389	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Trichotriidae

<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	0	0	0	0	0	91	0	0	0	0	0	0
---	---	---	---	---	---	----	---	---	---	---	---	---

Trochosphaeridae

<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	250	0	0	0	71	0	42	0	667	0	83	41750
<i>Filinia pejeri</i> (Hutchinson, 1964)	0	0	0	0	0	0	0	9750	111	0	0	5750

Filo ARTHROPODA

Classe BRANCHIOPODA

Ordem DIPLOSTRA CA

Bosminidae

<i>Bosmina haggmani</i> (Stingelin, 1904)	2125	778	667	0	786	182	2333	917	2444	25556	2917	1250
<i>Bosmina tubicen</i> (Brehm, 1953)	875	56	0	0	286	0	0	250	1000	0	0	250

Chydoridae

<i>Alona guttata</i> (Sars, 1862)	0	0	0	0	0	0	167	0	0	0	0	0
<i>Alona ossiani</i> (Sinev, 1998)	0	0	0	133	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chydorus eurynotus</i> (Sars, 1901)	0	56	0	0	0	0	42	0	0	0	0	0
<i>Disparalona dadayi</i> (Birge, 1910)	0	0	0	33	0	91	83	250	111	0	0	0
<i>Graptoleberis occidentalis</i> (Sars, 1901)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxyurella longicaudis</i> (Birge, 1910)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Daphniidae

<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (Daday, 1902)	1500	3111	2417	0	286	455	1458	6083	1889	22111	10083	7250
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1885)	750	0	0	0	214	0	0	1417	4333	0	0	3500
<i>Daphnia gessneri</i> (Herbst, 1967)	0	167	0	0	0	273	0	83	6444	222	0	15000
<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Ilyocryptidae

<i>Ilyocryptus spinifer</i> (Herrick, 1882)	125	56	0	667	0	91	42	250	0	0	0	0
---	-----	----	---	-----	---	----	----	-----	---	---	---	---

Macrothricidae

<i>Macothrix flabelligera</i> (Smimov, 1992)	0	0	0	0	0	0	0	0	167	0	0	0	0
--	---	---	---	---	---	---	---	---	-----	---	---	---	---

Moinidae

<i>Moina micrura</i> (Kurz, 1874)	0	0	0	67	214	0	0	0	0	0	0	0	0
-----------------------------------	---	---	---	----	-----	---	---	---	---	---	---	---	---

Síididae

<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korinek, 1981)	10000	222	500	0	5929	455	458	3167	2222	111	2417	500
--	-------	-----	-----	---	------	-----	-----	------	------	-----	------	-----

Filo ARTHROPODA

Classe MAXILLOPODA

Ordem CALANOIDA

náuplio	5125	389	5417	0	3500	1091	2292	10167	2222	1333	8083	8000
copepodito	125	0	2250	33	143	0	417	3917	0	333	8917	11000
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i> (Sars, 1901)	0	0	1917	0	0	0	0	0	111	0	0	0
<i>Notoflaptomus iheringi</i> (Wright, 1935)	1250	111	16083	0	1571	727	708	3833	556	111	4583	2500

Ordem CYCLOPOIDA

náuplio	19500	4389	2917	1000	4857	727	6417	4250	86444	556	2500	500
copepodito	2625	0	0	67	0	0	0	0	34778	0	250	0
<i>Mesocyclops ogunmus</i> (Onabamira, 1975)	13125	944	333	167	6786	1182	542	83	0	1333	750	250
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	0	167	167	0	286	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	0	0	0	0	0	0	0	0	25889	0	0	0

	R1				R2				R3			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11
Valor riqueza	21	18	19	21	20	18	22	28	22	13	15	16
Valor diversidade H'	0.891	0.708	0.841	1.13	0.805	0.607	1.03	0.980	0.943	0.593	0.863	0.641

<i>Notholca cornuta</i> (Carlin, 1943)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Platylabus teloupi</i> (Gillard, 1967)	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Platylabus quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	520	90	20	0	90	0	0	0	20	830	0	0	20	0	10	0	0	0	0	0	0

Collotheceidae

<i>Collotheca</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
----------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Conochilidae

<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
--	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Epiphaniidae

<i>Epiphania macrourus</i> (Barrois & Daday, 1894)	0	0	90	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
---	---	---	----	---	---	---	----	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Euchlanidae

<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euchlanis dilatata</i> (Ehrenberg, 1832)	0	10	50	0	0	0	0	0	0	170	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60
<i>Euchlanis meneta</i> (Myers, 1930)	0	110	0	0	0	10	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euchlanis triquetra</i> (Ehrenberg, 1838)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	190	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Flosculariidae

<i>Ptygura libera</i> (Myers, 1934)	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
--	---	---	---	---	----	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Gastropodidae

<i>Gastropus</i> sp	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
---------------------	---	---	---	---	----	---	---	---	---	---	----	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	----	---

Hexarthridae

<i>Hexarthra intermedia</i> (Wiszniewski, 1929)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
--	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Lecanidae

<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	0	0	250	60	10	20	110	0	0	60	30	300	0	20	60	0	0	0	0	0	0	0	40
-----------------------------------	---	---	-----	----	----	----	-----	---	---	----	----	-----	---	----	----	---	---	---	---	---	---	---	----

Filo ARTHROPODA
 Classe
 MAXILLOPODA
 Ordem
 CALANOIDA

náuplio	0	0	1250	0	10	10	60	0	30	0	120	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
copepodito	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Notofiapomus iheringi</i> (Wright, 1935)	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Ordem
 CYCLOPOIDA

náuplio	20	90	950	190	20	30	20	0	20	110	1060	440	30	0	60	0	90	260	60	0	180	200
copepodito	20	20	410	30	30	10	0	0	10	10	50	50	0	0	0	0	10	60	0	0	30	30
<i>Mesocyclops ogunnus</i> (Onabamira, 1975)	20	40	1350	170	0	0	0	0	20	40	350	650	0	0	20	0	10	20	10	0	200	60
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	0	0	0	20	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	90	0	0	110	0

	IT1				IT2				RL1				RL2				L1				AB1	
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11	Abr/10	Jul/10																
Valor riqueza	17	8	17	20	13	15	16	-	12	8	15	18	9	6	15	-	11	10	7	-	13	25
Valor diversidade H'	1.17	0.696	0.823	1.07	1.01	1.06	0.995	-	1.02	0.715	0.847	0.826	0.898	0.726	1.05	-	0.564	0.893	0.756	-	0.934	0.869

<i>Notholca cornuta</i> (Carlin, 1943)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Platylabus leloupi</i> (Gillard, 1967)	0	0	20	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Platylabus quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	0	222	0	0	70	333	0	0	0	0	0	10	10	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
Collotheceidae																							
<i>Collotheca</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1333
Conochilidae																							
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914)	10	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0
Epiphanidae																							
<i>Epiphanes macrourus</i> (Barros & Daday, 1894)	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5111	70	0
Euchlanidae																							
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
<i>Euchlanis dilatata</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	0	100	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1444	20	0	0
<i>Euchlanis meneta</i> (Myers, 1930)	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euchlanis triquetra</i> (Ehrenberg, 1838)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Flosculariidae																							
<i>Ptygura libera</i> (Myers, 1934)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	640	0
Gastropodidae																							
<i>Gastropus</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hexarthridae																							
<i>Hexarthra intermedia</i> (Wiszniewski, 1929)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	667
Lecanidae																							
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1851)	40	0	720	300	1260	667	0	0	10	0	40	80	10	50	40	10	10	103	20	778	40	0	

<i>Lecane crepida</i> (Harring, 1914)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane leontina</i> (Turner, 1892)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane ludwigi</i> (Eckstein, 1883)	0	0	0	0	140	333	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lecane luna</i> (Müller, 1776)	10	0	190	30	10	3000	0	0	0	0	0	10	0	0	20	10	0	51	10	0	10	0
<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	30	60	0	30	40	10	0	10	10	0	0	10	10	20	0	20	222	10	0
<i>Lecane prolecta</i> (Hauer, 1956)	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	222	20	0
<i>Lecane signifera</i> (Jennings, 1896)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	20	0	0	0	10	0
<i>Lecane stenroosi</i> (Meissner, 1908)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Lepadellidae

<i>Colurella uncinata</i> (Müller, 1773)	0	0	20	10	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepadella minuta</i> (Weber & Montet, 1918)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepadella ovalis</i> (Müller, 1786)	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1786)	0	0	0	30	250	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
<i>Squatinella mutica</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	20	0	0	20	0	0	0	0	0

Mytilinidae

<i>Lophocaris salpina</i> (Ehrenberg, 1834)	0	0	0	0	0	24000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)	0	0	0	0	0	333	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilina ventralis</i> (Ehrenberg, 1830)	0	0	0	20	280	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Notommatidae

<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1832)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	667	0	0
<i>Cephalodella exigua</i> (Gose, 1886)	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0

<i>Disparalona dadayi</i> (Birge, 1910)	10	0	0	10	10	0	0	10	20	0	0	0	0	0	40	240	60	718	0	0	40	0
<i>Ephemeroporus hybridus</i> (Daday, 1905)	0	0	0	10	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leydigopsis ornata</i> (Daday, 1905)	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Daphniidae

<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1885)	0	889	0	0	0	2000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4333
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> (Daday, 1902)	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5000
<i>Daphnia gessneri</i> (Herbst, 1967)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	667	600	13000
<i>Simocephalus serrulatus</i> (Koch, 1841)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Ilyocryptidae

<i>Ilyocryptus spinifer</i> (Herrick, 1882)	0	0	210	30	10	0	0	0	440	0	10	0	0	10	150	170	30	51	10	778	10	0
---	---	---	-----	----	----	---	---	---	-----	---	----	---	---	----	-----	-----	----	----	----	-----	----	---

Macrothricidae

<i>Macrothrix flabelligera</i> (Smimov, 1992)	10	889	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
---	----	-----	---	---	----	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Moinidae

<i>Moina micrura</i> (Kurz, 1874)	0	1778	0	0	0	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
-----------------------------------	---	------	---	---	---	------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Sididae

<i>Diaphanosoma fluviatile</i> (Hansen, 1899)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	333
<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korinek, 1981)	0	667	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	103	0	0	20	0

Filo
ARTHROPODA
Classe
MAXILLOPODA

Ordem
CALANOIDA

náuplio	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	10	50	570	90	923	10	556	240	1000
copepodito	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	120	400	80	1692	20	222	240	7000
<i>Notofiaptomus iheringi</i> (Wright, 1935)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	150	960	240	2154	0	111	1420	6000

Ordem
CYCLOPOIDA

náuplio	80	4889	840	380	140	7333	10	70	290	0	40	270	80	70	100	220	180	154	70	444	500	3667
copepodito	0	0	50	30	20	333	0	0	60	0	10	0	0	40	20	50	10	103	10	0	10	1000
<i>Mesocyclops ogunus</i> (Onabamira, 1975)	10	4222	120	0	70	7333	0	0	120	0	10	50	30	10	40	70	10	821	140	0	230	0
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	0	0	0	20	0	1333	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51	60	0	0	0
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	0	1333	0	0	0	667	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	AB1		AB/L				G1				G2				PE				JG			
	Out/10	Jan/11	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																
Valor riqueza	16	16	17	24	18	17	4	5	12	-	6	14	9	14	12	15	15	12	12	19	30	13
Valor diversidade H'	0.273	0.467	0.754	1.08	0.827	0.454	0.539	0.619	0.629	-	0.628	0.828	0.862	0.844	0.932	0.802	0.827	0.469	0.826	0.981	1.04	0.509

Tabela 32. Lista de espécies e táxons superiores dos peixes coletados nos trechos estudados na bacia hidrográfica do Lobo. Classificação conforme Backup et al. (2007).

Táxons	IT1				RL2				G2				AB/L				PE			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11																
Ordem CHARACIFORMES																				
Família Characidae																				
Incertae sedis																				
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	9	85	10	31
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oligosarcus pintoii</i> Campos, 1945	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Família Erythrinidae																				
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> (Agassiz, 1829)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Família Anostomidae																				
<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ordem SILURIFORMES																				
Família Callichthyidae																				
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i> Nijsen & Isbrücker, 1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	2	1	11	3	3	0	0	0	0
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Família Loricariidae																				
Hypostominae																				
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Thering, 1911)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0
Família Heptapteridae																				
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	0	21	9	0	0	5	1	0	0	9	0	0		1	0	0	0	0	0	0

<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard in Freycinet, 1824)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Ordem
GYMNOTIFORMES
Família Gymnotidae

<i>Gymnotus cf. carapo</i> Linnaeus, 1758	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	6	0	1	0	0
--	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Ordem PERCIFORMES
Família Cichlidae

<i>Cichla monoculus</i> Agassiz in Spix & Agassiz, 1831	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Goy & Gaimard, 1824)	0	0	0	0	4	3	3	0	0	0	0	2	0	3	2	6	0	0	0	0
<i>Tilapia rendalli</i> (Bolenger, 1896)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0	0

Ordem
CYPRINODONTIFORMES
Família Poeciliidae

<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	7	31	0	8	1	32	1	1	2	1
--	---	---	---	---	---	---	---	---	---	----	---	----	---	---	---	----	---	---	---	---

Valor Riqueza	1	2	1	0	1	3	2	0	2	6	2	3	3	10	5	8	2	3	2	2
Valor diversidade H'	0	0.1849	0	0	0	0.9369	0.5623	0	0.6931	1.297	0.3768	0.4346	1.099	1.95	1.523	1.671	0.3251	0.1254	0.4506	0.1391

Tabela 33. Lista de espécies e táxons superiores dos peixes coletados nos trechos estudados na bacia hidrográfica do Lobo. Classificação conforme Buckup et al. (2007).

Táxons	JG				RP1				RP2				RP3			
	Abr/10	Jul/10	Out/10	Jan/11												
Ordem Characiformes																
Família Characidae																
Incertae sedis																
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	0	0	0	0	4	13	22	0	0	13	10	107	0	0	8	0
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	0	0	0	0	0	2	1	0	0	3	1	5	0	0	12	0
<i>Astyanax scabripinnis</i> (Jenyns, 1842)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oligosarcus pintoii</i> Campos, 1945	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	6	1	0	0
Família Erythrinidae																
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> (Agassiz, 1829)	1	0	0	0	0	0	1	0	0	3	1	1	0	1	0	0
Família Anostomidae																
<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch, 1794)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0
Ordem Siluriformes																
Família Callichthyidae																
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i> Nijssen & Isbrücker, 1976	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	1
Família Loricariidae																
Hypostominae																
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Thering, 1911)	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	2	0	0	1	0
Família Heptapteridae																
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eignmann, 1917	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard in Freycinet, 1824)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2	0	0	0	1	0

Ordem Gymnotiformes

Família Gymnotidae

<i>Gymnotus cf. carapo</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
--	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Ordem Perciformes

Família Cichlidae

<i>Cichla monoculus</i> Agassiz in Spix & Agassiz, 1831	0	0	0	0	0	5	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Goy & Gaimard, 1824)	2	0	0	3	0	2	4	43	0	9	30	9	0	1	12	10
<i>Tilapia rendalli</i> (Bolenger, 1896)	0	0	0	10	0	0	0	0	0	2	6	26	0	0	1	0

Ordem Cyprinodontiformes

Família Poeciliidae

<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	0	0	10	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
--	---	---	----	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Valor Riqueza	2	0	1	6	1	5	6	4	0	10	8	6	1	3	6	3
Valor diversidade H'	0.6365	0	0	1.466	0	1.215	0.9496	0.4331	0	1.885	1.355	0.9179	0	1.099	1.376	0.5661