

Universidade Federal de Minas Gerais
Departamento de Geografia
Programa de Pós-Graduação em Geografia

Diego Rodrigues Macedo

**Avaliação de Projeto de Restauração de
Curso d'água em Área Urbanizada:
estudo de caso no Programa Drenurbs
em Belo Horizonte**

Belo Horizonte, MG
Março de 2009

Diego Rodrigues Macedo

Avaliação de Projeto de Restauração de Curso d'água em Área Urbanizada: estudo de caso no Programa Drenurbs em Belo Horizonte

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação do Departamento de Geografia da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Geografia

Área de Concentração: Análise Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Antônio Pereira Magalhães Jr.

Belo Horizonte, MG
Departamento de Geografia
Instituto de Geociências - UFMG
Março de 2009

Macedo, Diego Rodrigues.

Avaliação de Projeto de Restauração de Curso d'água em Área Urbanizada: estudo de caso no Programa Drenurbs em Belo Horizonte. / Diego Rodrigues Macedo. – Belo Horizonte: UFMG, 2009.
122p. : il.

Orientador: Antônio Pereira Magalhães Jr.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, Departamento de Geografia.

Bibliografia: p. 106-115.

Apêndices: p. 116-122.

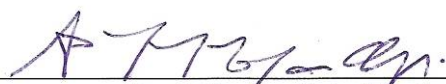
1. Avaliação da restauração de cursos d'água. 2. Bacias hidrográficas urbanizadas. 3. Programa Drenurbs. 4. Recursos hídricos. I. Magalhães Jr., Antônio Pereira. II. Universidade Federal de Minas Gerais. III. Título.

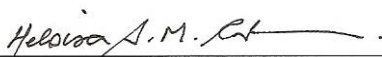
Folha de Aprovação

Diego Rodrigues Macedo

**Avaliação de Projeto de Restauração de Curso d'água em Área Urbanizada:
estudo de caso no Programa Drenurbs em Belo Horizonte**

Dissertação defendida e aprovada, em 13 de março de 2009, pela Banca Examinadora constituída pelos professores:


Prof. Dr. Antônio Pereira Magalhães Júnior


Profa. Dra. Heloisa Soares de Moura Costa


Prof. Dr. Nilo Nascimento


Prof. Dr. Pablo Moreno de Souza Paula

Dedico esta dissertação à minha família.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Antonio Magalhães, pela confiança, apoio, conselhos e orientações. Ele acreditou em meu trabalho, permitindo que esta dissertação fosse executada à minha maneira;

Ao Prof. Carlos Bernardo Mascarenhas Alves pelo incentivo, apoio, conselhos, amizade e confiança;

Ao Prof. Marcos Callisto, por permitir a utilização dos dados do biomonitoramento, sem os quais seria impossível realizar esta dissertação. Também agradeço pela amizade e a oportunidade de crescimento profissional;

Ao Prof. Pablo Moreno, que desde os tempos em que trabalhava no Nuvelhas sempre foi um grande amigo e companheiro. E apesar das dificuldades, por estar presente nesta defesa. Este trabalho é de certa maneira uma continuação de sua Tese, e sua presença foi de fundamental importância;

Aos Profs. Nilo Nascimento e Heloisa Costa, pelo convite em participar do Switch, e pelas sugestões pertinentes;

Ao Prof. Thomaz Matta Machado, pelas sugestões e por sempre se preocupar com o andamento dos trabalhos;

Ao Projeto Manuelzão, pelo apoio logístico, institucional e financeiro;

A todos os companheiros do Nuvelhas, pela troca de idéias, amizade, *happy hours*, etc. Participar desta equipe transdisciplinar permitiu meu crescimento pessoal e profissional. Tenho que destacar a importância da Ana Paula, da Juliana, do Ivan, da Ludermar e do Wander, que me ajudaram bastante neste trabalho;

Ao Alfredo, Brenner e Paulinho, pela eficiência na execução e tabulação dos questionários do survey;

Ao Desa, em especial à Norma e Olívia, que executaram as análises de DBO;

Ao Laboratório de Microbiologia do ICB, que executou as análises de Coliformes Termotolerantes;

Ao Marcos Gonzaga, que auxiliou na etapa do *survey* com seus conhecimentos estatísticos;

À Silvia Magalhães, que trazendo-me ao Nuvelhas em 2005, plantou a semente deste trabalho. Além disto, é uma grande amiga, que mesmo longe da academia continua a me ensinar muitas coisas;

À Lucia Costa, pelas sugestões ao texto;

Ao amigo Federico Wagner, especialista em recursos hídricos, que arquitetou o cerne desta dissertação, além das discussões em relação aos resultados;

Ao amigo Glauco Umbelino, que prestou valorosos serviços me auxiliando no *survey* e em outras fases desta dissertação;

Ao amigo Isaac Medeiros, que desenvolveu sua dissertação no mesmo tema, área e orientador. Sua ajuda foi muito importante em várias fases do trabalho;

Aos meus amigos Douglas Sathler, Vladimir Ramos, Rodrigo Carvalho e Luis Felipe Cherem pelo companheirismo em todas as horas. Todas.

À Fapemig, que financiou minha participação em vários congressos ao longo destes dois anos de mestrado;

À Capes, que concedeu dois anos de bolsa de estudo;

A todas as pessoas que de alguma maneira me ajudaram e que, por falha, tenha esquecido de mencionar.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CETESB – Companhia Tecnológica de Saneamento Ambiental

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

COPASA – Companhia de Saneamento do Estado de Minas Gerais

CUWRM – Center for Urban Water Resources Management

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DESA – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

FJP – Fundação João Pinheiro

ICB – Instituto de Ciências Biológicas

IGC – Instituto de Geociências

IHE – Institute for Water Education

LEB – Laboratório de Ecologia de Bentos

NCSU – North Caroline State University

NRRSS – National River Restoration Science Synthesis

NUVELHAS – Núcleo Transdisciplinar e Transinstitucional da Bacia do Rio das Velhas

OD – Oxigênio Dissolvido

PBH – Prefeitura Municipal de Belo Horizonte

PH – Potencial Hidrogeniônico

RMBH – Região Metropolitana de Belo Horizonte

SPSS – Statistical Package for the Social Sciences

STD – Sólidos Totais Dissolvidos

SWITCH – Sustainable Water Management Improves Tomorrow's Cities' Health

UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais

UTN – Unidade de Turbidez Nefelométrica

UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Contexto e justificativa.....	1
1.2 Objetivos	9
2 MARCO CONCEITUAL	10
2.1 Impactos antrópicos em sistemas fluviais urbanos	10
2.2 Programas de restauração de cursos d'água.....	16
2.3 Procedimentos de restauração de cursos d'água	21
2.4 Avaliações de programas de restauração de cursos d'água	25
2.5 Monitoramento de ambientes fluviais	28
2.6 Survey	36
3 ÁREA DE ESTUDO.....	38
3.1 Caracterização	38
3.2 Caracterização das intervenções na bacia do córrego Baleares.....	41
4 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	47
4.1 Metodologia.....	47
4.2 Análises dos dados	56
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	59
5.1 Parâmetros físico-químicos e bacteriológicos	59
5.2 Biomonitoramento	77
5.3 Survey	85
6 CONCLUSÃO.....	102
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	106
APÊNDICES.....	116

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1. Localização da área de estudo.	8
Figura 2.1. Comportamento do fluxo pluvial em áreas naturais e urbanizadas. ...	11
Figura 2.2. Diferenças na dinâmica hidrológica em diferentes percentuais de impermeabilização.	12
Figura 2.3. Três fases da dinâmica fluvial em ambientes urbanos.....	13
Figura 2.4. Correlação entre a integridade biótica em cursos d'água e as taxas de impermeabilização na região de Puget Sound, Washington, EUA.....	14
Figura 2.5. Riqueza ictiofaunística encontrada no rio das Velhas, MG.	15
Figura 2.6: Evolução temporal da riqueza bentônica em uma estação amostral após a RMBH.	16
Figura 2.7. Evolução temporal do número de programas de recuperação de cursos d'água nos Estados Unidos e sua divulgação.	18
Figura 2.8. Relação entre o número de programas de restauração de cursos d'água e o número de habitantes em dois estados norte-americanos.....	19
Figura 3.1. (A) Zoneamento Urbano; (B) Renda média do chefe do domicílio; (C) Rede de esgotamento sanitário; (D) Unidades Geológicas; (E) Hipsometria; (F) Declividade.	39
Figura 3.2. Detalhes do projeto nas três fases analisadas.....	42
Figura 3.3. Detalhes do projeto nas fases (ii) e (iii).	43
Figura 3.4. Detalhes do projeto na fase (iii).....	44
Figura 4.1. Localização das residências amostradas dentro dos setores censitários.....	53
Figura 4.2. Resultado do ajuste das frequências da amostra para (A) grupos quinquenais e (B) escolaridade.....	55
Figura 5.1. Variação da temperatura da água no córrego Baleares em todas as campanhas realizadas.	59

Figura 5.2. Variação do pH nas águas do córrego Baleares.....	60
Figura 5.3. (A) Valores de OD na série temporal; (B) concentrações médias nas três fases; e (C) concentrações médias sazonais.....	61
Figura 5.4. (A) Valores logaritmizados de DBO na série temporal; (B) concentrações médias logaritmizadas nas três fases; e (C) concentrações médias sazonais logaritmizadas.....	63
Figura 5.5. (A) Valores logaritmizados de Nitrogênio Total na série temporal; (B) concentrações médias logaritmizadas nas três fases; e (C) concentrações médias sazonais logaritmizadas.....	65
Figura 5.6. (A) Valores de Fósforo Total na série temporal; (B) concentrações médias nas três fases; e (C) concentrações médias sazonais.....	66
Figura 5.7. (A) Valores da Turbidez na série temporal; (B) concentrações médias nas três fases; e (C) concentrações médias sazonais.....	68
Figura 5.8. (A) Valores de Sólidos Totais Dissolvidos na série temporal; (B) concentrações médias nas três fases; e (C) concentrações sazonais.....	69
Figura 5.9. (A) Valores de Condutividade Elétrica na série temporal; (B) concentrações médias nas três fases; e (C) concentrações sazonais.....	71
Figura 5.10. (A) Valores logaritmizados do NMP de Coliformes Termotolerantes na série temporal; (B) NMPs médios logaritmizados nas três fases; e (C) NMPs médios sazonais logaritmizados.....	73
Figura 5.11. Representação bidimensional para o resultado dos parâmetros e campanhas.....	75
Figura 5.12. Resultado do Protocolo de Avaliação de Habitats.....	78
Figura 5.13. Valores médios para o Protocolo de Avaliação de Habitats nas três fases analisadas.....	78
Figura 5.14. Valores absolutos (A) e médios (B) para o Family-Level Biotic Index nas três fases analisadas.....	80
Figura 5.15. Correlação Canônica entre as variáveis bióticas e ambientais.....	82
Figura 5.16. Frequência dos entrevistados por grupo quinquenal.....	85

Figura 5.17. População da bacia que conhece a obra.	87
Figura 5.18. População da bacia que sabe sobre a existência da Comissão Drenurbs.	87
Figura 5.19. População que conhece a Comissão Drenurbs e participa da mesma.	88
Figura 5.20. Motivo pelo qual não participa da Comissão Drenurbs.	89
Figura 5.21. População informada sobre a obra.	89
Figura 5.22. Modo pelo qual o morador foi informado sobre as intervenções.	90
Figura 5.23. População convidada para opinar sobre a obra.	90
Figura 5.24. População que gostaria de sido convidada para opinar sobre a obra.	91
Figura 5.25. Principais objetivos da obra, na opinião da população.	91
Figura 5.26. População que utiliza ou pretende utilizar o Parque Baleares.	92
Figura 5.27. Motivo pelo qual não utiliza ou não pretende utilizar o Parque Baleares.	93
Figura 5.28. População que acredita na conservação do Parque e do Córrego Baleares por parte dos outros moradores locais.	94
Figura 5.29. Motivo pelo qual acredita que os moradores locais não irão conservar o Parque e o Córrego Baleares.	94
Figura 5.30. Preferência em relação ao tipo de intervenção.	95
Figura 5.31. Motivo pelo qual preferiria a canalização e a implantação de uma avenida no local.	96
Figura 5.32. População que aprova a implantação de intervenções como estas em outros córregos de Belo Horizonte.	97
Figura 5.33. Motivo pelo qual não aprovaria a implantação deste tipo de projeto em outros córregos de Belo Horizonte.	97
Figura 5.34. Sentimento da população após a conclusão da obra.	98
Figura 5.35. Motivo pelo qual a obra superou as expectativas.	99

Figura A.1. Bacias hidrográficas pertencentes ao Programa Drenurbs.....	116
Figura A.2. Evolução da ocupação do solo na bacia do córrego Baleares.	117

LISTA DE TABELAS E QUADROS

Tabela 2.1. Custo médio por procedimento nos 37.099 programas de restauração de cursos d'água implantados nos Estados Unidos.....	25
Tabela 2.2. Limites de qualidade hídrica estabelecidos pela legislação ambiental brasileira.....	30
Tabela 4.1. Parâmetros de qualidade de água selecionados e locais de análises.....	49
Tabela 4.2. Domicílios e população nos setores censitários inseridos na bacia do córrego Baleares e seus valores ponderados para a área de estudo.....	51
Tabela 4.3. Tamanho e erro amostral.....	52
Tabela 4.4. Proporção da população e da amostra conforme os grupos etários quinquenais e a escolaridade.....	54
Tabela 4.5. Interpretação do Family-Level Biotic Index.....	57
Tabela 5.1. Resultado dos fatores e respectivos autovalores e variância total explicada para os parâmetros avaliados.....	74
Tabela 5.2. Número de organismos encontrados em cada campanha no córrego Baleares.....	79
Tabela 5.3. Composição relativa da comunidade bentônica no córrego Baleares.....	81
Tabela 5.4. Resultado da correlação canônica entre as variáveis bióticas e ambientais.....	82
Tabela 5.5. Tempo de residência dos entrevistados no bairro e no domicílio.....	85
Tabela 5.6. Número de moradores por domicílio.....	86
Tabela 5.7. Última série em curso ou cursada.....	86
Quadro A.1. Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas (parte 1/3) (obs.: 4 pontos – situação natural; 2 e 0 pontos – situações leve ou severamente alteradas).....	118

Quadro A.2. Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas (parte 2/3) (obs.: 5 pontos – situação natural; 3, 2 e 0 pontos – situações leve ou severamente alteradas).	119
Quadro A.3 Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas (parte 3/3) (obs.: 5 pontos – situação natural; 3, 2 e 0 pontos – situações leve ou severamente alteradas).	120
Quadro A.4. Questionário aplicado na bacia do córrego Baleares (parte 1/2). ..	121
Quadro A.5. Questionário aplicado na bacia do córrego Baleares (parte 2/2). ..	122

RESUMO

Esta pesquisa se insere no âmbito do projeto SWITCH (Sustainable Water Management Improves Tomorrow's Cities' Health), o qual é coordenado pela UNESCO e compõe-se de uma rede de 32 instituições, dentre as quais a Prefeitura de Belo Horizonte (PBH) e a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Dentro das ações conduzidas pela PBH dentro do SWITCH, destaca-se o programa Drenurbs, que visa à recuperação e saneamento ambiental dos fundos de vale do município. Considerando a importância de efetuar avaliações sobre as intervenções de restauração de cursos d'água propostas pelo Drenurbs, o objetivo geral desta dissertação é avaliar a efetividade, de maneira quantitativa e qualitativa, dos resultados do projeto de restauração do córrego Baleares, em Belo Horizonte. As ferramentas de avaliação utilizadas foram: (i) monitoramento da qualidade hídrica (parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos); (ii) biomonitoramento com macro-invertebrados bentônicos; e (iii) survey com a população inserida na bacia hidrográfica. As ferramentas (i) e (ii) foram avaliadas em três momentos distintos: pré-restauração (setembro 2003-novembro 2006), durante a intervenção (fevereiro-novembro 2007) e pós-restauração (fevereiro-agosto 2008). O survey foi executado apenas em outubro de 2008. Os resultados do monitoramento de qualidade hídrica mostram uma significativa melhora em todos os parâmetros avaliados entre as fases pré-restauração e pós-restauração. Os resultados do biomonitoramento também indicam uma tendência de melhora nos ambientes fluviais, pois nota-se um aumento relativo da família menos tolerante à poluição orgânica (Ceratopogonidae, Diptera) em relação às fases pretéritas. O survey mostrou que os resultados da intervenção foram bem aceitos pela população, trazendo boas perspectivas em relação à implantação de projetos nestes moldes em outras bacias urbanas. Entretanto, destaca-se que a preferência pela avenida sanitária ainda é relevante. Estes resultados criaram cenários que futuramente poderão subsidiar novas avaliações das intervenções realizadas pelo Drenurbs no córrego Baleares.

Palavras-chave: Avaliação da restauração de cursos d'água; bacias hidrográficas urbanizadas; Programa Drenurbs.

ABSTRACT

This research is part of the SWITCH Project (Sustainable Water Management Improves Tomorrow's Cities' Health), which is coordinated by UNESCO and constitutes of a 32 institutions working net. Among these institutions are the Belo Horizonte Government (PBH) and Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). One of the interventions conducted by PBH is the Drenurbs Program that aims the restoration and environmental sanitation of Municipal watersheds. Considering the importance of assessing the stream restoration interventions proposed by Drenurbs, the main objective of this MSc Thesis is to assess the effectiveness of the results obtained by the Baleares creek restoration project in Belo Horizonte, both in quantitative and qualitative ways. The assessment tools used were: (i) monitoring of water quality (physical, chemical and bacteriological parameters); (ii) biomonitoring of benthic macroinvertebrates; and (iii) survey with the population inserted in the watershed. Tools (i) and (ii) were assessed in three distinct periods: pre restoration (September 2003-November 2006), during the intervention (February-November 2007), and post restoration (February-August 2008). The survey was done once in October 2008. The water quality results revealed a significant improvement in all assessed parameters between pre restoration and post restorations periods. These results also indicated a tendency of improvement in the studied creek due to a relative increase in the abundance of the most sensitive invertebrate family to organic pollution (Ceratopogonidae, Diptera). The survey indicated that the results of intervention were well accepted by population, with good perspectives in relation to the deployment of similar projects in other urban watersheds. However, the preference for a "sanitary road" is still relevant. The results could subsidize future assessments of the interventions realized by the Drenurbs in Baleares creek.

Keywords: Stream restoration assessment; urbanized watersheds; Drenurbs Program.

1 INTRODUÇÃO

1.1 Contexto e justificativa

A humanidade se desenvolveu, desde seus primeiros assentamentos sedentários até os dias atuais, ao redor dos cursos d'água. Rios, lagos e mares sempre foram utilizados no transporte, no abastecimento de água e na produção de alimentos. Devido às modificações antropogênicas impostas ao ambiente, poluentes tóxicos de todas as origens (agrícola, industrial, esgoto sanitário, resíduos sólidos) se tornaram muito comuns no escoamento superficial (Walsh, 2000). A partir das transformações ocorridas na Europa após a Revolução Industrial (meados do século XVIII), com a maciça migração do campo à cidade, os impactos nos ambientes fluviais se intensificaram. Isto ocorreu devido aos assentamentos urbanos não oferecerem – e em muitas localidades, ainda não oferecem – condições sanitárias eficientes para receber o incremento populacional observado (Hobsbawm, 1991).

Um século depois (século XIX) o Urbanismo europeu se caracterizava como uma corrente disciplinadora do espaço construído, buscando organizar, requalificar e sanear as cidades. Desde então, uma concepção higienista, ordenadora e estética dá lugar à antiga morfologia urbana. Neste período histórico, influenciados pelas idéias positivistas, os planejadores aplicaram o conhecimento científico aos acontecimentos humanos para conceber um novo espaço urbano (FJP, 1997).

Neste contexto, o Sanitarismo Clássico Higienista elegeu como solução saneadora a canalização de cursos d'água, isolando-os da população e viabilizando o sistema viário e a expansão imobiliária nos assentamentos urbanos (Matta-Machado, 2007). Entretanto, sustentada na justificativa de sanear o ambiente, a canalização homogeneiza os fluxos e padrões hidrogeomorfológicos, deteriorando as condições ecológicas da área úmida e impactando sua biota associada (Walsh, 2000). Seguindo esta concepção ordenadora, os canais de

concreto invadiram as áreas urbanas e, além disto, receberam os efluentes *in natura* das fábricas e residências. Sem o tratamento adequado, muitos cursos d'água em áreas urbanizadas se tornaram irrespiráveis, intocáveis e inutilizáveis. A situação de alguns rios chegou a casos críticos, como o rio Tamisa, em Londres, que devido ao forte odor exalado, por muitas vezes interrompeu as sessões do Parlamento Britânico (Hobsbawm, 1991).

No Brasil, o mesmo tratamento foi dispensado aos ambientes fluviais urbanos. Mesmo Belo Horizonte sendo a primeira capital planejada do país (1894-1897), seu projeto, baseado nas idéias positivistas da nova república, impôs aos meandros do ribeirão Arrudas o curso do progresso, retificando e impermeabilizando suas margens e várzeas. Idéias como as pertencentes ao sanitarista Saturnino de Brito (1864-1929), que adaptava o sítio urbano aos cursos d' água, pertenciam ao século errado.

A instalação da nova capital mineira também trouxe consigo o que viria a ser o seu maior problema ambiental 100 anos mais tarde: a descarga de efluentes sem tratamento em seus cursos d'água. Apesar do projeto original prever o correto gerenciamento dos efluentes urbanos, na prática este não fora efetivamente implantado (Champs, Aroeira & Nascimento, 2005), haja vista que as águas servidas eram depuradas pelo solo, em uma bacia de contenção na várzea do ribeirão Arrudas, próximo ao Bairro Santa Efigênia (FJP, 1997).

Este descaso é uma tendência na maioria das cidades brasileiras, que se desenvolveram desconsiderando o ambiente físico, a topografia, as florestas e os cursos d'água, que foram canalizados e cobertos pelo sistema viário (Costa & Monte-Mór, 2002).

Em relação à dinâmica urbana, o Brasil nos últimos 50 anos observou um severo incremento populacional, no qual o número de habitantes das cidades cresceu de cerca de 19 milhões em 1950, para mais de 137 milhões em 2000 (Carmo, 2002; Costa & Monte-Mór, 2002). Belo Horizonte acompanhou este processo, apresentando uma população com menos de 400 mil na década de 1950 (Costa, 1994), ao passo que em 2000, este número superou os dois milhões de habitantes (IBGE, 2002).

Neste período, os investimentos do estado em infra-estrutura urbana foram insuficientes. Esta lacuna comprometeu a qualidade ambiental nos assentamentos urbanos, afetando diretamente os recursos hídricos, principalmente com o não gerenciamento (captação e tratamento) do esgoto (Carmo, 2002). Pode-se citar como exemplo o rio das Velhas, que tem a qualidade hídrica severamente comprometida após seu curso atravessar a Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), o que reflete negativamente na biota aquática (Pompeu, Alves & Callisto, 2005). Carmo (2002) corrobora esta idéia, afirmando que o esgoto é o principal agente impactante nas águas urbanas brasileiras, pois é baixa a porcentagem de casas ligadas a rede geral de esgoto; e do total coletado, apenas 1/3 é tratado. Belo Horizonte também segue esta tendência, pois apesar de possuir mais de 90% de seus domicílios ligados à rede geral de esgotamento sanitário (IBGE, 2002), na prática o número de interceptores é insuficiente (Champs, Aroeira & Nascimento, 2005). Desta maneira, em muitos pontos da cidade o esgoto coletado é descartado *in natura* nos corpos hídricos.

Além da descarga de poluentes, outro problema provocado pela urbanização é a canalização de rios e córregos em centros urbanos. Esta medida baseia-se no princípio de escoar as águas pluviais o mais rápido possível, com o intuito de evitar as enchentes. Entretanto, os atuais níveis de impermeabilização nas cidades aumentam os picos de cheias, causando inundações (Dunne & Leopold, 1978; Porto *et al.*, 2000).

Neste sentido, desde a década de 1970, a gestão dos recursos hídricos em países como os Estados Unidos, Inglaterra, Alemanha e Austrália utiliza uma concepção de macrodrenagem urbana baseada em detenções e retenções da água desde os loteamentos até as áreas públicas, antes de chegar aos cursos d'água (Tucci, 2003). Esta abordagem alternativa propõe a análise integrada das relações entre os ecossistemas naturais, o sistema urbano artificial e a sociedade, propondo a recuperação dos cursos d'água através da despoluição, evitando as canalizações e criando áreas de lazer (Pompêo, 2000). Nesta nova conjuntura, uma importante concepção é o desenvolvimento de parques e áreas de proteção/conservação como políticas urbano-ambientais, coordenando o uso

sustentável do ambiente urbano (Torres, 2002). Por fim, a escassez da água, a consciência ambiental e o desenvolvimento técnico-científico passaram a questionar a canalização, em favor de outras soluções menos estruturais (Matta-Machado, 2007).

As discussões e preposições em relação a sistema sanitário e de drenagem urbana de Belo Horizonte também vêm evoluindo gradativamente, mais acentuadamente a partir da década de 1970, quando os problemas a estes relacionados se intensificaram. Pode-se citar a elaboração do “Plano metropolitano de águas pluviais e proteção contra cheias da RMBH” (1975) e do “Plano de urbanização e saneamento de Belo Horizonte – Planurbs” (1979) como exemplos de instrumentos construídos neste processo. Estes planos foram elaborados sob a ótica das canalizações e retificações dos cursos d’água, e tinham como objetivo, além do controle de enchentes, medidas de saneamento básico. Entretanto, suas proposições foram infrutíferas, elevando a crise no sistema de drenagem urbana do município (Champs, Aroeira & Nascimento, 2005).

Apenas na década de 1990, o amadurecimento das discussões em relação à drenagem e ao saneamento em Belo Horizonte permitiu a instrumentalização de ferramentas mais modernas, que propunham a resolução dos problemas de drenagem e saneamento sob uma ótica mais adequada. Neste contexto, são instituídos o “Plano Municipal de Saneamento” (2001) e o “Plano Diretor de Drenagem” (2002), como instrumentos na gestão dos recursos hídricos em nível municipal (Champs, Aroeira & Nascimento, 2005).

Neste contexto, a Prefeitura de Belo Horizonte concebeu o “Programa de Recuperação Ambiental e Saneamento dos Fundos de Vale e dos Córregos em Leito Natural de Belo Horizonte” (2003), também conhecido pela alcunha Drenurbs. Este programa propõe o tratamento integrado dos problemas sanitários, ambientais e sociais nas bacias hidrográficas cujos cursos d’água, embora degradados pela poluição e pela invasão de suas margens, ainda se conservem em seus leitos naturais, ou não canalizados (PBH, 2003b). Entre as principais metas do Drenurbs, destacam-se: (i) a despoluição dos cursos d’água com implantação de redes coletoras, interceptores e tratamento dos esgotos; (ii) a

redução dos riscos de inundação com a implantação de sistemas de controle de cheias e a desocupação das várzeas; (iii) o controle da produção de sedimentos com a eliminação de focos erosivos, contenção e revegetação das margens; e (iv) a integração dos córregos na paisagem urbana através da compatibilização das intervenções de drenagem com aquelas de saneamento, viárias, ambientais, habitacionais e de lazer (PBH, 2003b).

Neste sentido, o Drenurbs propõe intervenções estruturais, urbanísticas e de conscientização ambiental nas bacias intra-urbanas. Suas ações focam a restauração das condições naturais dos cursos d'água, bem como sua inserção à paisagem urbana, em contraponto ao conceito *lato sensu* da “avenida sanitária”. Destaca-se que este tipo de intervenção é recente no Brasil, mas não em países como os Estados Unidos, Austrália, Inglaterra e Alemanha, cuja denominação *Urban Stream Restoration*¹ vem sendo utilizada há vários anos (Helfield & Diamond, 1997; Riley 1998; Brown, 2000; Purcell, Friedrich & Resh, 2002; Benhardt *et al.*, 2005; Walsh, Fletcher & Ladson, 2005).

Existem em Belo Horizonte setenta e três bacias inseridas no Drenurbs, cujas intervenções atingirão aproximadamente um milhão de pessoas em 15 anos (Costa & Costa, 2007). Inicialmente, os recursos disponíveis possibilitariam as intervenções em onze bacias (figura A.1, localizada nos apêndices): (i) córrego Engenho Nogueira, (ii) córrego Bonsucesso, (iii) córrego Nossa Senhora da Piedade, (iv) córrego Primeiro de Maio, (v) córrego Baleares; (vi) córrego da Terra Vermelha, (vii) córrego do Nado, (viii) córrego Gorduras, (ix) córrego Antônio Ribeiro de Abreu, (x) córrego Maria do Carmo Valadares, e (xi) córrego Piteiras (PBH, 2003b). Entretanto, devido à valorização da moeda brasileira frente ao dólar, apenas as cinco primeiras bacias serão contempladas na primeira fase do programa.

Além disto, a PBH, em conjunto com a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) integra o projeto *Sustainable Water Management Improves Tomorrow's Cities' Health* (Switch) ou "Gestão Sustentável das Águas para o Aprimoramento da Qualidade de Vida nas Cidades do Futuro". O Switch é liderado pelo *Institute*

¹ Nesta dissertação, optou-se pela livre tradução do termo “restauração”, em detrimento ao termo “revitalização”, que é mais comum no Brasil.

for Water Education (IHE) da *United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization* (Unesco), sediado em Delft, Holanda e compõe-se de uma rede de trinta e três instituições de quinze países.

O objetivo do projeto é provocar uma mudança de atitude na gestão e gerenciamento das águas urbanas através da proposição de soluções mais coerentes e integradas. O Switch é composto por acadêmicos, planejadores urbanos, companhias de abastecimento de água e consultores, trabalhando diretamente com a sociedade civil e seus governos pela adoção de soluções mais sustentáveis para as águas urbanas. Estas são baseadas nas características geográficas, climáticas e socioculturais específicas de cada sítio, através da pesquisa, treinamento e difusão de conhecimento (EU, 2006).

O Drenurbs se insere no Switch como uma plataforma de aprendizagem para os países da América Latina, pois propõe um novo modelo de gestão das águas superficiais, baseado na drenagem urbana sustentável e na inserção do curso d'água nas cidades.

Paralelamente, desde 2003, o Projeto Manuelzão/UFMG em parceria com o Laboratório de Ecologia de Bentos ICB/UFMG vem monitorando a qualidade das águas em trinta e sete pontos da bacia do rio das Velhas. Destes pontos, treze se localizam na Região Metropolitana de Belo Horizonte, contemplando entre outras, as cinco bacias-piloto do programa Drenurbs. Este consiste na análise de parâmetros físico-químicos tradicionalmente abordados no monitoramento hídrico continental, além do biomonitoramento, que é o uso sistemático de respostas biológicas para avaliar as mudanças no ambiente (Rosemberg & Resh, 1993). No caso específico da bacia do rio das Velhas, também são utilizados os macroinvertebrados bentônicos (que vivem associados ao sedimento) como bioindicadores de qualidade hídrica.

Segundo a literatura internacional, é de grande importância efetuar avaliações sobre programas de restauração de cursos d'água, apesar destas não serem freqüentemente executadas (Davis *et al.*, 2003; Purcell *et al.*, 2002). Dentro deste contexto, destaca-se a importância em se utilizar parâmetros físico-químicos e biológicos que atestem a qualidade hídrica pós-intervenção (Charbonneau &

Resh, 1992; Gumiero *et al.*, 1998; Purcell, Friedrich & Resh, 2002; Ruley & Rusch, 2002; Davis *et al.*, 2003).

Outra importante ferramenta justificada pela literatura internacional é a avaliação da participação entre os atores (população e poder público) e da percepção da comunidade de entorno do curso d'água em relação às intervenções (Casagrande, 1997b; Purcell, Friedrich & Resh, 2002; Purcell, 2004; Learned *et al.*, 2006). Este tipo de abordagem permite avaliar o suporte que a comunidade de entorno exerce sobre as intervenções, principalmente ao que tange à conservação ao longo do tempo (Riley, 1998; Benhardt & Palmer, 2007).

Sobre as cinco bacias-piloto do Drenurbs, apenas três possuem intervenções passíveis de avaliação até este momento: Primeiro de Maio, Nossa Senhora da Piedade e Baleares. Destas, as duas primeiras se caracterizam como grandes parques, que necessitam de um espaço físico que é inviabilizado em outras bacias, devido ao elevado grau de ocupação das margens da maioria dos córregos em Belo Horizonte. Isto elevaria os custos com as prováveis indenizações, além do próprio custo da obra. Entretanto, o córrego Baleares possui intervenções mais próximas ao curso d'água, tornando-o mais atrativo sob o ponto de vista econômico em relação aos demais, facilitando que obras neste molde sejam reaplicadas. Desta maneira, justifica-se a escolha da bacia do córrego Baleares (figura 1.1) como foco desta dissertação.

A pesquisa realizada no córrego Baleares permite avaliar a efetividade deste novo modelo de macrodrenagem urbana proposta pelo Drenurbs. Entretanto, sua avaliação é um estudo complexo, merecedor de um trabalho específico². Por fim, deve-se destacar que avaliar as intervenções de restauração em um curso d'água em área urbanizada permite, dentro de suas limitações, propor alguns avanços em um campo de estudo incipiente na América Latina.

² Sobre a avaliação do Drenurbs, ver Medeiros (2009).

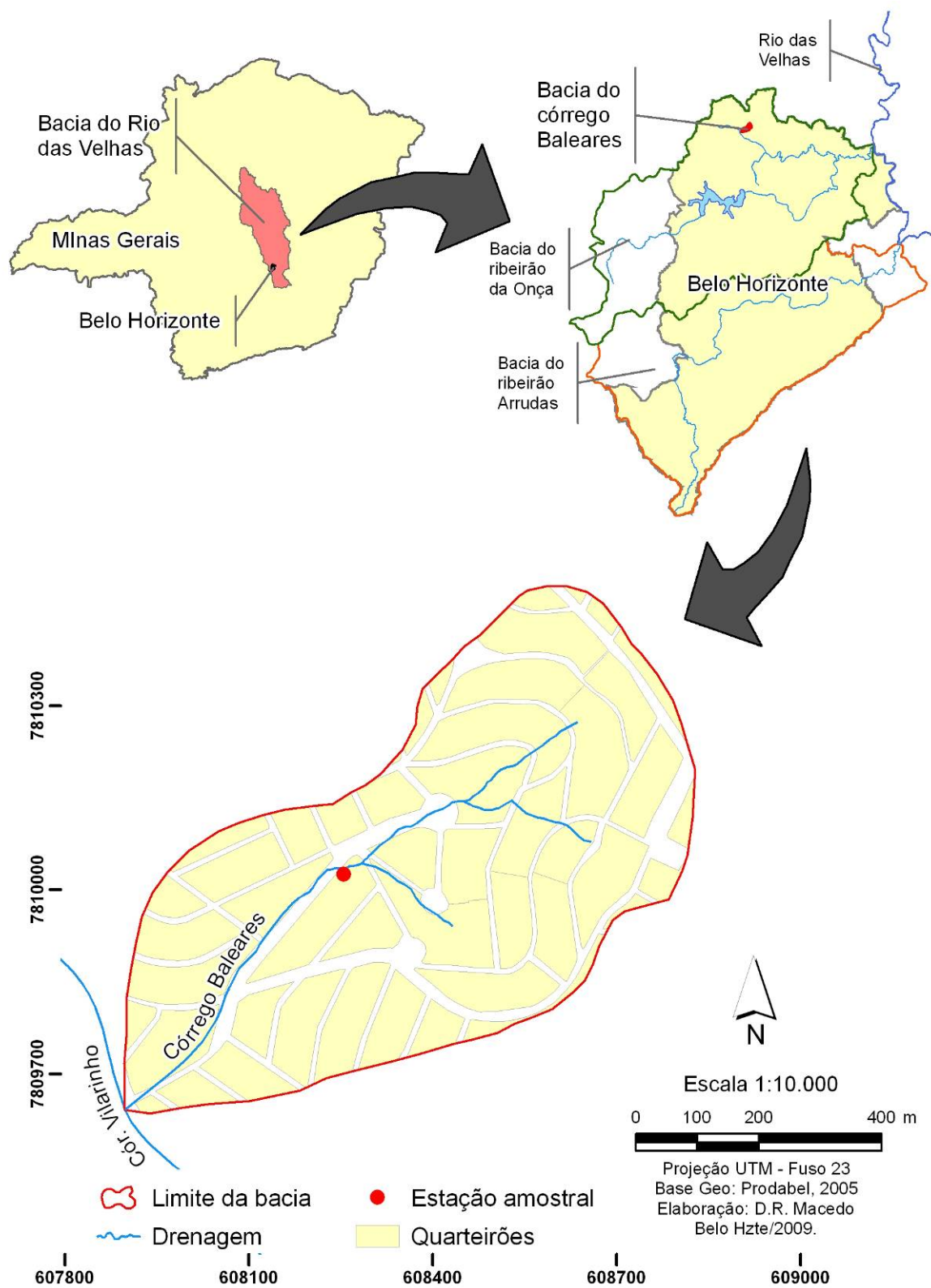


Figura 1.1. Localização da área de estudo.

1.2 Objetivos

O objetivo geral desta dissertação é avaliar a efetividade, de maneira quantitativa e qualitativa, dos resultados de um projeto de restauração de curso d'água em área urbanizada inserido no âmbito do Drenurbs, em Belo Horizonte.

Objetivos específicos:

1. Identificar as mudanças observadas na qualidade hídrica entre a situação impactada e atual, através do monitoramento temporal de parâmetros físicos, químicos, bacteriológicos e biológicos (macroinvertebrados bentônicos);
2. Identificar o nível de participação e satisfação social em relação às intervenções através de uma pesquisa amostral (*survey*);
3. Criar subsídios para avaliações futuras das intervenções, após o período de re-estabilização do sistema.

Cabe ressaltar que apesar desta intervenção estar inserida no âmbito do Drenurbs, não compete a este trabalho avaliá-lo, pois este modelo de gestão da macrodrenagem urbana pode estar associada a outros contextos. Além disto, cada obra deste programa tem uma dimensão específica em relação ao tamanho das bacias e das técnicas de intervenção, que demandaria um trabalho mais amplo para uma avaliação global.

2 MARCO CONCEITUAL

2.1 Impactos antrópicos em sistemas fluviais urbanos

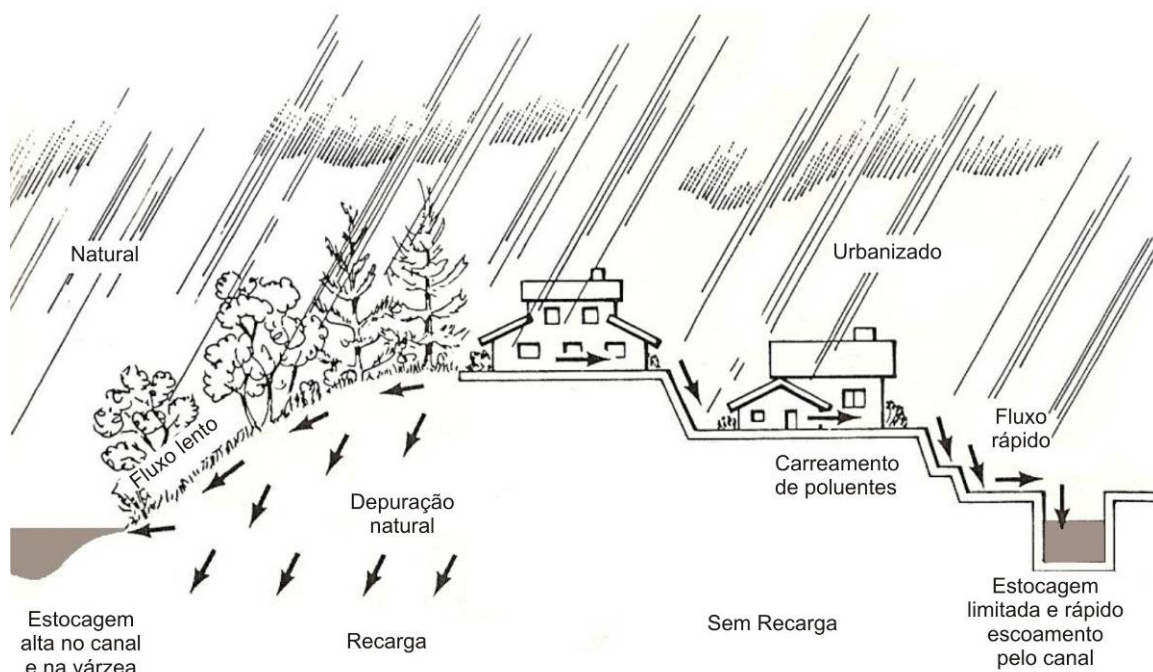
Nos últimos 6.000 anos, a humanidade tem alterado os cursos d'água com obras de engenharia, desvios, canalizações, barramentos, além de poluí-los através do despejo direto de efluentes ou por fontes de poluição difusa. Na Europa, por exemplo, sistemas para suprimento de água e irrigação datam aproximadamente 3.200 anos. Séculos mais tarde, os rios foram canalizados com o propósito da navegação e de controle das enchentes e, a partir do último século, para a construção de usinas hidrelétricas. Estudos realizados no final do século 20 mostram que as intervenções antrópicas atingem cerca de 90% de cursos d'água no Reino Unido, por exemplo (Wade, Large & de Wall, 1998).

A partir da Revolução Industrial (1789-1848), observa-se nos países europeus, um intenso processo migratório do campo à cidade, que posteriormente se estendeu por grande parte do planeta (Hobsbawm, 1991). Desta forma, a humanidade chega ao século XXI com a maior porcentagem de sua população distribuída em assentamentos urbanos (Walsh, 2000).

A ocupação urbana altera as condições hidrológicas da maioria dos sistemas fluviais, resultando na degradação da qualidade hídrica, através do processo de eutrofização; na perda de habitats físicos para biota aquática (alteração em barras de leito e de canal, perda da diversidade do substrato, rebaixamento do nível de base, diminuição de fluxo hidráulico, perda de vegetação ripária, perda de rápidos e poços); no aumento da concentração relativa das espécies tolerantes aos agentes antropogênicos; e no comprometimento da integridade biótica de sistemas lóticos (Riley, 1998; Davis *et al.*, 2003; Benhardt & Palmer, 2007).

O comportamento do fluxo hidráulico pluvial é exemplificado na figura 2.1: em condições naturais o escoamento superficial é lento nas vertentes, com elevadas taxas de infiltração e recarga do sistema hidrogeológico. Na situação

urbanizada, há uma rápida evacuação do fluxo pluvial, o que provoca enchentes, leva poluentes aos cursos d'água e impede a recarga do aquífero. Estas condições superficiais proporcionam picos de cheia bem superiores ao estado natural (Dunne & Leopold, 1978; Porto *et al.*, 2000).



Fonte: Dunne & Leopold, 1978

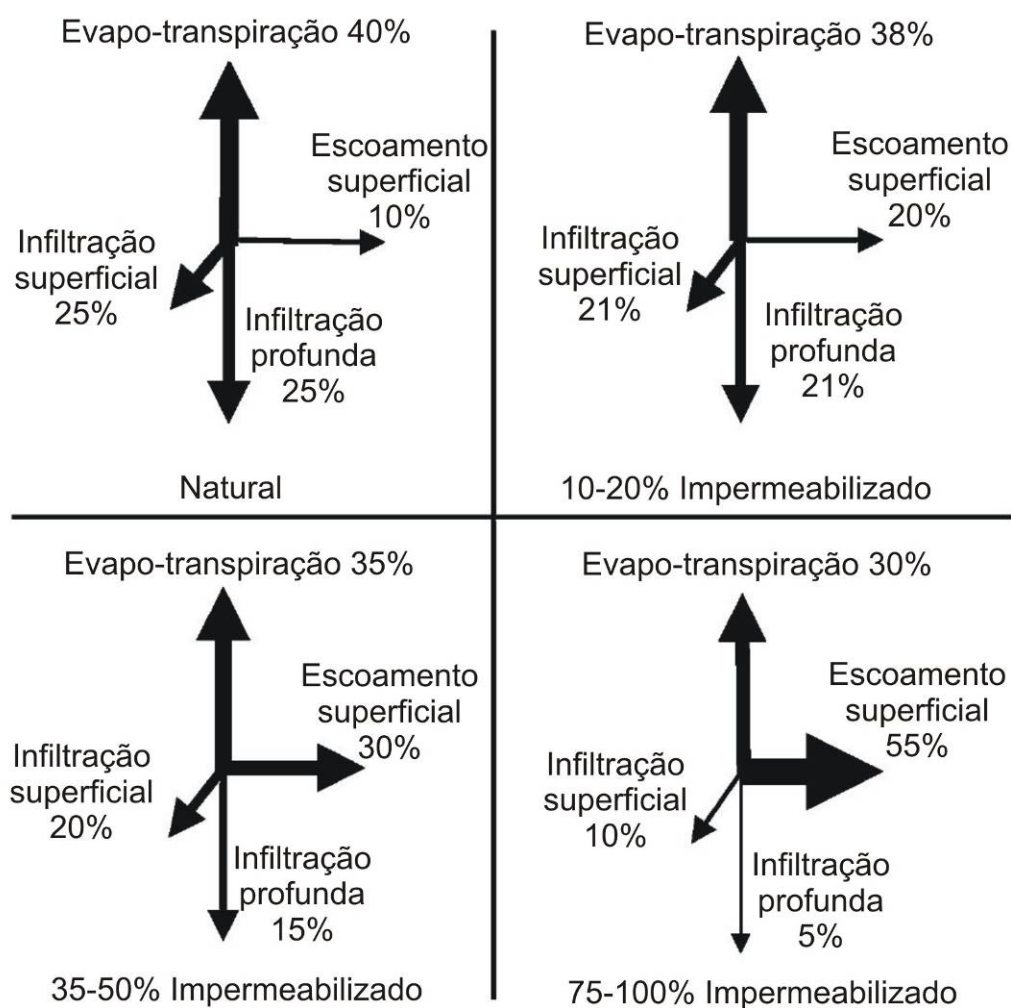
Figura 2.1. Comportamento do fluxo pluvial em áreas naturais e urbanizadas.

Com o intuito de evitar ou atenuar os fenômenos das inundações de áreas urbanas, controlando a dinâmica dos picos de cheias, os planejadores urbanos geralmente recorrem às canalizações dos cursos d'água que proporcionam o rápido escoamento do fluxo pluvial. Acima desta nova condição do fundo de vale, geralmente há a implantação das avenidas sanitárias, que se constituem como um equipamento urbano extremamente útil do ponto de vista da fluidez do tráfego viário. No conceito tradicional, as avenidas devem ser implantadas em conjunto aos interceptores de esgoto, proporcionando o escoamento dos efluentes às estações de tratamento (Nascimento, Baptista & Kauark-Leite, 1999).

Entretanto, no Brasil as políticas públicas e os processos de gestão que envolvem o setor de saneamento ainda não conseguiram operacionalizar um adequado sistema de coleta e tratamento de efluentes que atenda a população e os cursos

d'água do país. O modelo utilizado geralmente não prioriza a instalação de interceptores de esgoto, em parte devido aos custos exigidos. A este respeito, as canalizações e melhorias no sistema viário escondem a poluição hídrica da população, criando uma solução estética, porém não funcional do ponto de vista sanitário (Nascimento, Baptista & Kauark-Leite, 1999).

A figura 2.2 mostra as taxas de evapotranspiração, de infiltração e do escoamento superficial em diferentes percentuais de impermeabilização:



Fonte: Arnold & Gibbons, 1996 *apud* Paul & Meyer, 2001

Figura 2.2. Diferenças na dinâmica hidrológica em diferentes percentuais de impermeabilização.

Devido a estes impactos, os planejadores urbanos procuram soluções aplicadas à redução e controle de inundações, principalmente em pequenas bacias urbanas. Segundo Dunne e Leopold (1978), a melhor solução para este problema é deter

as águas pluviais em pequenos volumes o mais próximo possível da fonte, e reenviá-las lentamente para as áreas de recarga e/ou cursos d'água. Para isso, deve-se pensar em métodos para controlar os fluxos superficiais, como cisternas de infiltração forçada, bacias de retenção ou áreas ripárias permeáveis.

Em relação à morfometria natural da bacia, a maior influência da urbanização é o decréscimo da densidade da drenagem natural, que corresponde à razão entre o comprimento do curso d'água e a área da bacia (Dunne & Leopold, 1978). Isso ocorre devido ao rebaixamento do lençol freático, influenciando na perenidade das nascentes. Ainda sobre os aspectos morfológicos, outra consequência incide sobre a dinâmica hidrossedimentar. Paul e Meyer (2001) descrevem esta mudança em três fases: (i) fase pré-urbanização, apresentando o talvegue, as margens e a planície fluvial bem definidos; (ii) fase de construção da cidade, com a deposição na vertente de resíduos antropogênicos (p.ex. entulho) e de material erodido, aumentando as fontes de sedimentos e entulhando o canal fluvial; e (iii) fase pós-ocupação, na qual cessam as fontes de sedimentos; há o aumento do fluxo hidráulico devido às baixas taxas de infiltração, provocando incisão e ampliação do canal fluvial (figura 2.3).

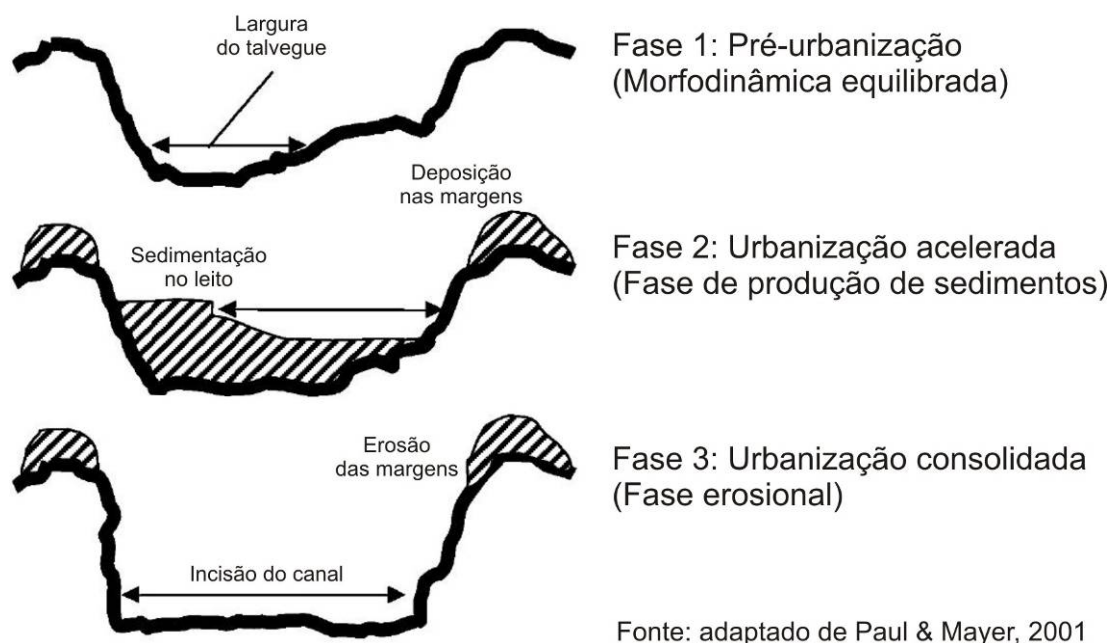
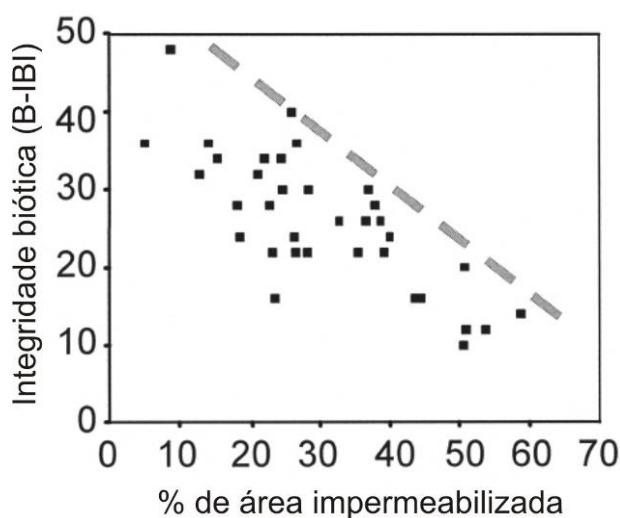


Figura 2.3. Três fases da dinâmica fluvial em ambientes urbanos.

Deve-se ressaltar que a urbanização também afeta severamente as condições de sobrevivência da biota aquática. A primeira forma de impacto das condições biológicas também é relacionada às mudanças no padrão de fluxo causadas pelas taxas de impermeabilização (Booth, 2005; Walsh, Fletcher & Ladson, 2005).

A figura 2.4 demonstra a correlação negativa entre a integridade biótica e as taxas de urbanização (impermeabilização) na região de Puget Sound, no estado norte-americano de Washington (Booth *et al.*, 2004):

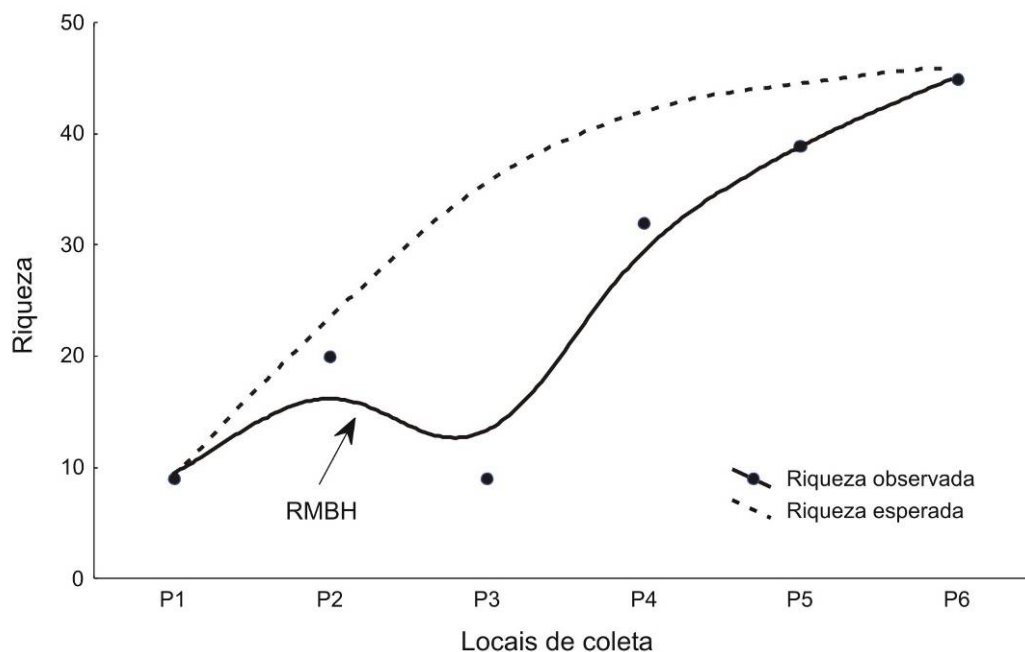


Fonte: Booth *et al.*, 2004

Figura 2.4. Correlação entre a integridade biótica em cursos d'água e as taxas de impermeabilização na região de Puget Sound, Washington, EUA.

Os estudos realizados por Alves & Pompeu (2001) corroboram esta idéia. Em condições naturais, a riqueza da ictiofauna aumenta de montante para jusante ao longo de rios. Entretanto, os resultados para o rio das Velhas demonstraram que ao atravessar a RMBH, onde a maior parte dos esgotos é despejada *in natura* nos cursos d'água, observa-se uma queda na riqueza de espécies. Ao receber afluentes de melhor qualidade hídrica, o rio das Velhas retorna à curva teórica esperada (figura 2.5).

Mais além, Allan e Flecker (1993) identificaram que das seis maiores causas para a perda de espécies de peixes, invertebrados e plantas aquáticas, três estão associadas à urbanização (perda de habitats físicos, introdução de espécies exóticas e poluição orgânica).



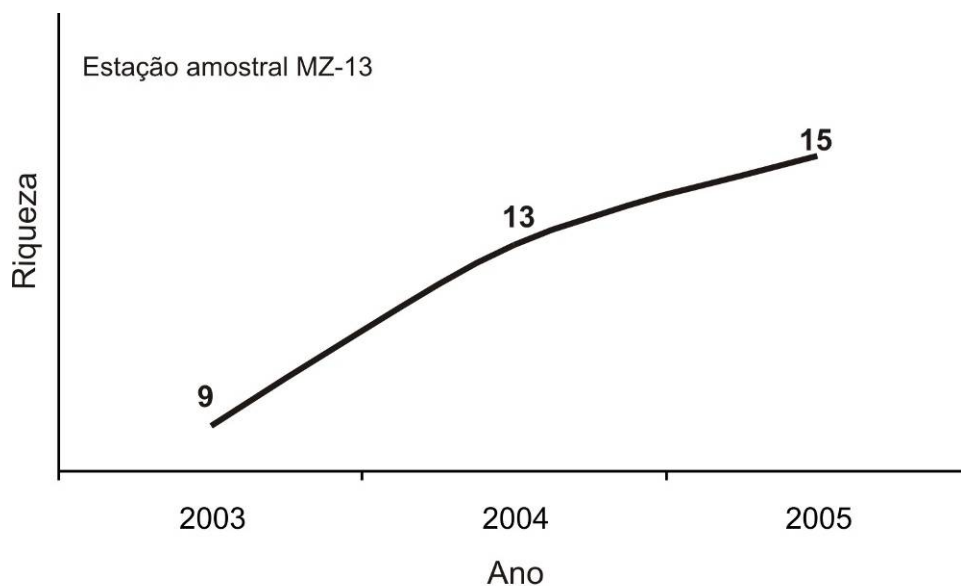
Fonte: Alves & Pompeu, 2001

Figura 2.5. Riqueza ictiofaunística encontrada no rio das Velhas, MG.

Em relação à poluição, esta atinge diretamente a biota aquática tanto pelas fontes pontuais (p.ex. lançamentos de efluentes) quanto pelas difusas (p.ex. escoamento superficial das águas urbanas e agrícolas). Este processo tende a eutrofizar a água, diminuindo as quantidades de oxigênio dissolvido e dificultando a sobrevivência das espécies (Esteves, 1998; Walsh, 2000; Braga *et al.*, 2002).

A este respeito, a tecnologia para coleta e tratamento de efluentes urbanos é bem desenvolvida, e sua execução, benéfica ao curso d'água. Entretanto o escoamento superficial das águas pluviais é mais difícil de se gerenciar, e seus impactos requerem mais estudos (Walsh, 2000; Walsh, Fletcher & Ladson, 2005).

Resultados empíricos que reforçam a importância do tratamento dos efluentes urbanos foram encontrados através do programa de biomonitoramento da bacia do rio das Velhas. A figura 2.6 demonstra que a comunidade bentônica respondeu positivamente à implantação da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Arrudas, em Belo Horizonte: após os inícios de sua operação, em 2004, observou-se o aumento da riqueza de espécies em uma estação amostral à jusante da RMBH (Callisto & Moreno, 2008):



Fonte: Callisto & Moreno, 2008

Figura 2.6: Evolução temporal da riqueza bentônica em uma estação amostral após a RMBH.

Por fim, a urbanização no contexto brasileiro também tem consequências não hidrológicas na drenagem, sobretudo ao que tange ao uso e ocupação do solo, devido à sua dinâmica desordenada: (i) proliferação de loteamentos sem condições técnicas; (ii) ocupação de áreas impróprias, principalmente várzeas de inundação e cabeceiras íngremes; (iii) proliferação de aglomerados e invasões; e (iv) ocupação extensa e adensada dificultando a construção de intervenções que amenizem os impactos das cheias urbanas (Porto *et al.*, 2000).

2.2 Programas de restauração de cursos d'água

Devido às consequências dos impactos antrópicos, grande parte dos sistemas fluviais urbanos se encontra em péssimas condições ambientais. Isto impede a utilização de sua água para fins de abastecimento público ou irrigação, comprometendo as condições de sobrevivência das populações humanas, além de não oferecer condições ecológicas para as comunidades aquáticas. Neste contexto, surgem os procedimentos de restauração de cursos d'água.

Agências públicas nos EUA e Inglaterra vêm desenvolvendo estes programas há mais de 30 anos, com variados graus de sucesso (Riley, 1998). Independente

disto, a tendência é que neste século os investimentos nesta área aumentem, devido à necessidade de ambientes fluviais saudáveis (Palmer *et al.*, 2007).

A *United Kingdom Ecological Restoration Society* (Sociedade para Restauração Ecológica do Reino Unido) define restauração como “o processo de alteração intencional de um local para sua forma natural. A meta é simular a estrutura, a função, a diversidade e a dinâmica de um ecossistema específico, de acordo com as suas características históricas” (Riley, 1998). Este conceito corrobora as idéias de Kauffman, *et al.* (1997), Wade, Large & de Wall (1998) e Benhardt & Palmer (2007). Outro interessante viés adiciona o componente humano e social ao conceito: “está intrínseco na restauração o processo de compensação intencional pelos danos antrópicos à biodiversidade e dinâmica do ecossistema original através de processos e intervenções que levem a re-estabilizar a relação de sustentabilidade e saúde entre o natural e o cultural” (Riley, 1998).

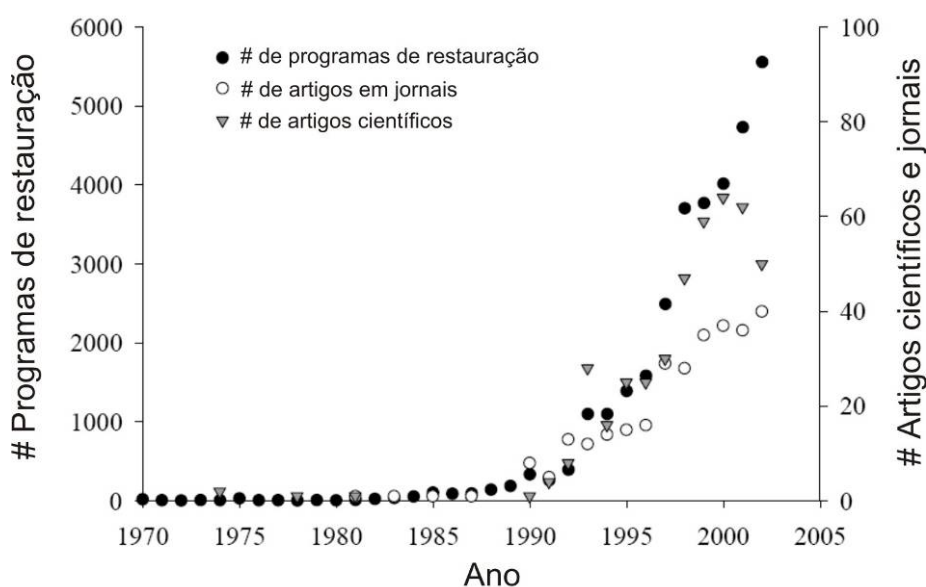
Segundo a literatura consultada, a restauração de cursos d’água é uma temática multidisciplinar, com pesquisas envolvendo profissionais de diversas áreas. Assim, podem-se citar exemplos na geografia (Helfield & Diamond, 1997; Morris & Moses, 1999), na ecologia (Walsh, 2000; Benhardt & Palmer (2007), na engenharia (Niezgoda & Johnson, 2005), na arquitetura (Kondolf & Micheli, 1995), na geologia (Booth, 2005), e principalmente, os que envolvem várias áreas do conhecimento (Walsh *et al.*, 2001; Booth *et al.*, 2004; Benhardt *et al.*, 2005).

Os objetivos mais comuns dos programas de restauração de cursos d’água são: (i) melhorar a qualidade hídrica; (ii) gerenciar as zonas ripárias; (iii) aumentar os habitats dentro do rio (iv); propiciar a passagem de peixes; e (v) estabilizar as margens (Benhardt *et al.*, 2005).

Deve-se ressaltar que retornar um curso d’água à sua forma natural ou semi-natural é um grande desafio, que geralmente não é alcançado. Em primeiro lugar, conhecer a situação pré-distúrbio de um sistema fluvial urbano é muito difícil, considerando que o processo de urbanização intensiva em muitas cidades possui mais de 200 anos. Em segundo lugar, quando esta condição é conhecida, a atual dinâmica hidrológica não permite tal adequação, sobretudo por causa de barramentos à montante e do uso do solo atual (Wade, Large & de Wall, 1998).

Deve-se também levar em consideração que alguns cursos d'água estão tão modificados, que é economicamente inviável a sua restauração (Gregory, 2006). Este é caso do rio Chicago, nos Estados Unidos (Riley, 1998) ou do próprio ribeirão Arrudas, em Belo Horizonte. Entretanto, deve-se ressaltar a importância da restauração de pequenos cursos d'água, pois ao longo do tempo isto poderá viabilizar economicamente intervenções em grandes rios altamente impactados.

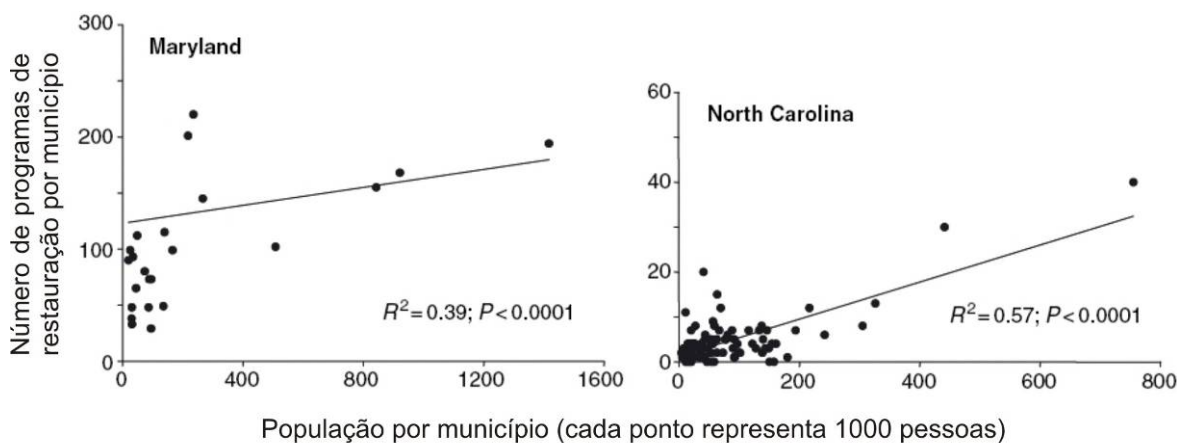
Mesmo com estas dificuldades, nos últimos 20 anos, incontáveis programas de restauração de cursos d'água foram implementados, principalmente nos Estados Unidos, na Europa e na Austrália. Em um recente levantamento realizado pelo *U.S. National River Restoration Science Synthesis* (NRRSS), com todos os programas de restauração de cursos d'água executados nos Estados Unidos que se tem registro, nota-se um crescimento exponencial destes na última década. Foram relatados 37.099 programas (até julho/2004), alguns com intervenções em poucos metros, e outros chegando a quilômetros (Benhardt *et al.*, 2005). Neste mesmo período, observa-se que o aumento destes programas foi acompanhado pelo crescimento da divulgação de suas ações e resultados em periódicos científicos e jornais, como demonstrado na figura 2.7:



Fonte: Benhardt *et al.*, 2005

Figura 2.7. Evolução temporal do número de programas de recuperação de cursos d'água nos Estados Unidos e sua divulgação.

Apesar da grande importância da execução de programas de restauração de cursos d'água em áreas urbanas, a maior parte destes é implantada em áreas menos populosas, como demonstrado por Benhardt & Palmer (2007) em seus estudos em Maryland e na Carolina do Norte/EUA (figura 2.8):



Fonte: Benhardt & Palmer, 2007

Figura 2.8. Relação entre o número de programas de restauração de cursos d'água e o número de habitantes em dois estados norte-americanos.

Em relação aos países em desenvolvimento, o principal impacto nas águas urbanas superficiais é a poluição orgânica, devido à inexistência ou ineficiência da coleta dos efluentes urbanos, e pela elevada carga difusa presente no escoamento superficial (Porto *et al.*, 2002; Barros *et al.*, 2007). Além destes problemas estruturais e sanitários, o entorno dos cursos d'água em área urbanizada nestes países geralmente é ocupado pela população de baixa renda e baixa escolaridade, que vive em situação precária do ponto de vista sanitário, epidemiológico e domiciliar (Matta-Machado, 2007). Toma-se como exemplo a cidade de São Paulo, onde cerca de 50% de suas vilas se encontram às margens dos cursos d'água (Taschner 2006); ou a bacia do córrego do Nado³, onde Lopes *et al.* (2003) constataram que 100% de suas vilas ocupam nascentes e margens fluviais. Estes exemplos evidenciam como este ambiente é suscetível à ocupação socialmente vulnerável.

Dentro do atual contexto brasileiro, o conceito de restauração para os rios urbanos possui um viés social, mas sustentado pelas intervenções físicas, muitas

³ A bacia do córrego do Nado cobre cerca de 4% do território de Belo Horizonte.

das quais baseadas no modelo dos países desenvolvidos. Neste sentido, a restauração de rios urbanos como apresentada por Riley (1998) e Brown (2000) também é adequada à realidade brasileira.

Desta forma, é coerente aceitar os objetivos do Drenurbs como as principais metas da restauração de rios urbanos para o contexto brasileiro: (i) melhoria da qualidade da água, através da cobertura total dos serviços sanitários (coleta de esgoto e lixo); (ii) controle das inundações, através da manutenção de áreas permeáveis adjacentes ao rio (criação de parques lineares) e da construção de barragens de contenção/retenção; (iii) estabilização das margens, para cessar a produção de sedimentos; (iv) integração do rio à paisagem urbana, (v) retirada da população da área de risco, e (vi) educação (conscientização) ambiental (PBH, 2003b).

Nota-se que as melhorias ecológicas não são levadas como metas. Entretanto, o designe de algumas intervenções também pode resultar na melhoria das condições eco-morfológicas, sendo esta uma meta secundária, mas perfeitamente alcançável sem contrapor-se a outros objetivos.

No Brasil, além das intervenções do Drenurbs, pode-se citar o caso do córrego Bananal, na cidade de São Paulo, onde foram previstas seis metas: (i) controle de cheias; (ii) adequação da área de várzea e implantação de parque linear; (iii) realocação de pessoas que ocupam as áreas de risco e de preservação ambiental; (iv) educação ambiental; (v) controle da poluição difusa e (vi) saneamento básico (Barros *et al.*, 2007). Nota-se que estes objetivos são os mesmos observados em Belo Horizonte através do Drenurbs, ou seja, estes podem ser adotados para o contexto das grandes cidades brasileiras.

Entretanto, as primeiras experiências brasileiras a respeito de intervenções não-estruturais em cursos d'água ocorreram em Curitiba (Paraná), na década de 1970. Os parques criados ao longo do rio Barigüi, não têm em seu cerne uma preocupação ecológica, de urbanização ou de integração do rio a cidade, mas de atenuar as cheias. Entretanto, na atualidade a o governo municipal se aproveita destas intervenções, utilizando-as como *city marketing*: "Curitiba, a capital ecológica" (Rechia, 2003).

2.3 Procedimentos de restauração de cursos d'água

Um importante procedimento em um programa de restauração é encontrar a condição natural do ambiente fluvial estudado. Pode-se recorrer a registros históricos, como estudos científicos de épocas pré-urbanização ou de quando o grau de impacto antrópico era minimizado, para se buscar as espécies que habitavam o local (Riley, 1998). Outra alternativa é a adoção de trechos de referência, cuja estrutura do canal, carga hidrossedimentar, clima, geologia e bioma sejam semelhantes ao sistema fluvial a ser restaurado (Niezgoda & Johnson, 2005). Entretanto, em áreas altamente urbanizadas é muito difícil encontrar sítios que obedeçam estas condições de referência.

Segundo Wade, Large & de Wall (1998), quando decidi-se pela intervenção, deve-se elaborar o seu escopo: qual o tipo de curso d'água, (p.ex. montanha/planície, rural/urbano); quais elementos estão presentes (p.ex. canal, zona ripária, planície de inundação); qual a extensão das intervenções (p.ex. trechos, cabeceiras, toda a bacia); qual o nível que a restauração deve atingir, (p.ex. visual, ecológico, qualidade de água ou a combinação de tudo isso).

É de grande importância que o programa de restauração, principalmente em área urbana, inclua a comunidade em todas as fases do processo, desde a concepção, implantação, gestão e monitoramento (Riley, 1998; Booth *et al.*, 2004; Barros *et al.*, 2007). Uma importante meta de um programa como este é a incorporação de um novo senso de identidade entre os moradores vizinhos e o curso d'água (Casagrande, 1997a; Palmer *et al.* 2007).

Quando os moradores se conscientizam da importância deste tipo de intervenção, identificando-se com o curso d'água, minimiza-se o vandalismo e há grandes possibilidades que os resultados durem por muitos anos (Riley, 1998; Scholz *et al.*, 2002). O levantamento realizado pelo NRRSS comprova empiricamente esta tese: os melhores resultados foram encontrados nos casos em que grupos da sociedade foram envolvidos nas etapas do projeto (Palmer *et al.*, 2007).

Basicamente, um projeto de restauração possui três fases distintas: (i) levantamento sobre outros projetos de restauração, para que se estudem as

melhores técnicas a serem aplicadas; (ii) estudo detalhado do sítio a ser restaurado, para que se aplique a metodologia mais indicada, tendo em vista as condições fisiográficas, grau de urbanização, uso e ocupação do solo, etc.; (iii) implantação da intervenção proposta e sua avaliação (Berghusen, 2004).

As técnicas empregadas nos programas geralmente buscam contemplar as seguintes metas: (i) estabilizar as margens; (ii) reconfigurar o canal fluvial; (iii) remover estruturas artificiais (p.ex. barragens); (iv) facilitar a movimentação e migração de peixes (p.ex. remover barreiras); (v) reconectar o rio à várzea (proporcionar troca de fluxos); (vi) restaurar a mata ripária; (vii) aumentar os habitats físicos (p.ex. construir rápidos e poços); e (viii) melhorar a qualidade da água, removendo as fontes de poluição (Riley, 1998; Benhardt *et al.*, 2005; Booth, 2005).

Estas metas, principalmente as que se referem à qualidade hídrica e à manutenção de habitats, foram os principais objetivos traçados nos programas executados no rio Pó, na Itália (Gumiero *et al.*, 1998), no rio Papanui, na Nova Zelândia (Larned *et al.*, 2006) e no rio Don, no Canadá (Helfield & Diamond, 1997).

Nos quase 400 programas executados pelo *Center for Urban Water Resources Management* (CUWRM), no estado de Washington (EUA), 90% tiveram como principal meta a reabilitação física: 35% com recomposição da mata ripária, 22% aumentando os habitats utilizando troncos, arbustos, introduzindo cascalho e rochas; 18% visando estabilizar as margens e controlar a incisão do talvegue; e 15% buscando proporcionar a passagem de peixes (Booth, 2005).

Em uma avaliação de 121 projetos de restauração em Illinois, Winsconsin e Indiana (EUA), 109 utilizaram fibra de coco como uma das técnicas para estabilizar às margens. Restabelecer um perímetro ripário⁴ esteve presente em 48, e a restauração de habitats dentro do rio foi a terceira técnica mais utilizada (38), com a construção de rápidos e poços artificiais utilizando troncos e rochas (Berghusen, 2004).

⁴ No Brasil, a legislação definiu este perímetro em no mínimo 30 metros ao lado do curso d'água, e o denomina de Área de Preservação Permanente - APP (Brasil, 1965).

Como o Brasil é carente de exemplos, as intervenções propostas pelo Drenurbs podem direcionar as discussões. Devido à situação heterogênea das bacias hidrográficas inseridas neste programa em curto, médio ou longo prazo, não há um procedimento padrão para as intervenções. Apesar de haver um direcionamento para a manutenção do rio e sua várzea em leito natural, não se podem implantar em todas as bacias as práticas de restauração propostas pela literatura norte-americana ou inglesa.

O diagnóstico geral das onze bacias inseridas no projeto piloto do Drenurbs é bastante elucidativo a este respeito. O documento explana que estas bacias são heterogêneas tanto do ponto de vista da área física quanto das intervenções anteriormente implantadas sob o antigo paradigma da drenagem urbana (PBH, 2003b).

Neste contexto, as intervenções propostas devem ser alicerçadas em critérios técnicos e socioeconômicos dentro da realidade brasileira. Neste caso, os canais em seção aberta ou fechada continuarão nesta situação, ou seja, será dado a estes casos um tratamento sanitário e não eco-morfológico (PBH, 2003b).

As soluções apresentadas pelo escopo do Drenurbs visam em primeiro lugar manter o leito e a várzea em leito natural, com contenções pontuais das margens e recomposição da mata ciliar e criação dos parques lineares. Entretanto, cada situação dispensa um tratamento que pode fugir da solução principal, conforme a situação de entorno: podem-se estabilizar o leito e as margens com materiais permeáveis (pedras e rochas) ou com contenções mais estruturais (no caso da proteção ao sistema viário), ou em casos em que as vias já estão implantadas, deixando o canal em seção aberta, ou em último caso, em seção fechada. Deve-se destacar que todas as soluções prevêm a implantação da rede e dos interceptores de esgoto. Em alguns casos, bacias de detenção ou retenção serão construídas, atenuando o impacto do pico de cheia nas áreas a jusante das intervenções (PBH, 2003b).

Em um contexto mais amplo, o grau de impacto do sistema fluvial indica quais as medidas necessárias para a correta restauração. Entretanto, a disponibilidade financeira é o fator determinante no escopo de cada projeto (PBH, 2003a).

Intervenções como as do rio Kissimmee, no estado da Flórida (EUA), em que grande parte do rio estava canalizado, necessita de várias medidas estruturais, como a explosão dos canais e posterior re-escavamento. Este projeto utilizou um montante de 500 milhões de dólares em sua execução, ou um custo aproximado de 7,2 milhões de dólares por quilômetro linear (Whalen *et al.*, 2002).

Programas que prevêm a desapropriação de moradores, a revitalização viária, além da utilização de técnicas mistas, necessitam de menos recursos financeiros. Neste sentido, intervenções como a ocorrida no córrego Baleares podem chegar ao custo de 2,1 milhões de dólares por quilômetro linear (PBH, 2003a).

Já programas baseados em intervenções menos estruturais, utilizando rochas, geotextêis, troncos e revegetação, como as necessárias no córrego Paradise, em Moscow, Idaho (EUA), demandam cerca de 200 mil dólares por quilômetro linear (Morris & Moses, 1999).

Em áreas rurais ou com baixo grau de urbanização, os custos são menores: em 10 projetos avaliados em Indiana (EUA), o custo das intervenções esteve entre 10 mil e 87 mil dólares por quilômetro linear (Moerke & Lamberti, 2004). Em parte, isso explica porque a maioria dos programas de recuperação de cursos d'água são implantados em áreas menos populosas.

Apesar deste tipo de estimativa variar de caso para caso, o levantamento realizado pelo NRRSS demonstra os custos médios para a implementação de cada tipo procedimento, independente da situação rural/urbana (tabela 2.1).

Em relação à efetividade deste tipo de intervenção em áreas urbanas, Brown (2000) analisou 24 programas nos estados de Washington-DC e Illinois (EUA), selecionando apenas as bacias que drenassem no mínimo 15% de área urbana. Foi constatado que quatro anos após as intervenções, cerca de 90% dos procedimentos utilizados ainda se encontravam em bom estado de conservação, indicando o potencial de longevidade destas. Entretanto, 20 a 30% mostram-se falhos em relação ao controle de sedimentos, indicando a propensão para futuros problemas.

Tabela 2.1. Custo médio por procedimento nos 37.099 programas de restauração de cursos d'água implantados nos Estados Unidos.

Meta	Custo médio (US\$/Km)	Exemplo de procedimento empregado
Estética/recreação/educação	63.000	Limpeza
Estabilização de margens	42.000	Revegetação
Reconfiguração do canal	120.000	Mudança na forma do canal e margem
Remoção/melhoramento de barramentos	98.000	Revegetação
Passagem de peixes	30.000	Escada de peixes
Reconecção várzea/leito	207.000	Mudança na forma do canal e margem
Modificação de fluxo	198.000	Controle do regime hidráulico
Melhoramento de habitats	20.000	Introdução de troncos e barreiras
Manejo de espécies	77.000	Introdução de espécies nativas
Aquisição fundiária	812.000	-
Manejo de mata ripária	15.000	Remoção de pastoreiro
Gerenciamento de águas pluviais	180.000	Introdução de estruturas
Gerenciamento da qualidade de água	19.000	Manutenção da APP

Fonte: Benhardt *et al.*, 2005

2.4 Avaliações de programas de restauração de cursos d'água

Como acima demonstrado, projetos de restauração de cursos d'água são cada vez mais numerosos, entretanto, raramente são submetidos a sistemáticos programas de avaliação pós-intervenção (Kondolf & Micheli, 1995; Brown, 2000; Purcell, Friedrich & Resh, 2002; Davis *et al.*, 2003). Assim, os erros e acertos não são mensurados, e não há avanço no campo da restauração de cursos d'água urbanos (Kondolf & Micheli, 1995; Purcell, Friedrich & Resh, 2002).

Para ilustrar, na década de 1990, apenas 5% dos programas implantados na Inglaterra utilizaram algum tipo de monitoramento da melhoria das condições hídricas e ecológicas, ou seja, de efetividade (Kondolf & Micheli, 1995). No levantamento realizado nos Estados Unidos pelo NRRSS, apenas 10% apresentaram alguma forma de avaliação ou monitoramento (Benhardt *et al.*, 2005).

Esta dificuldade está ligada em aspectos econômicos a técnicos (Kondolf & Micheli, 1995), dado que existem várias ferramentas passíveis de serem utilizadas na avaliação destes programas (Charbonneau & Resh, 1992; Purcell, Friedrich &

Resh, 2002; Brown, 2000; Greenwood-Smith, 2002; Davis *et al.*, 2003; NCSU, 2006).

Brown (2000) utilizou apenas protocolos de avaliação rápida, dividindo os procedimentos em quatro grupos e avaliando quanto aos objetivos esperados para cada um (proteção das margens, incisão do canal, controle do fluxo (concentração/dispersão) e estabilização das margens). Este tipo de método também foi utilizado por Greenwood-Smith (2002) e NCSU (2006).

No caso do córrego Baxter, em El Cerrito, estado da Califórnia (EUA), foram utilizadas várias ferramentas em um monitoramento temporal, contemplando parâmetros visuais (protocolo de avaliação de ambientes fluviais), biológicos (biomonitoramento com macroinvertebrados bentônicos) e a opinião/percepção dos moradores vizinhos ao córrego. Esta avaliação foi realizada em dois momentos: dois anos após a intervenção (1997) e cinco anos depois (2004) (Purcell, Friedrich & Resh, 2002; Purcell, 2004). Segundo os autores, o ideal é realizar um acompanhamento após a intervenção entre cinco e dez anos, para avaliar as mudanças na biota aquática, na geomorfologia e nas condições de fluxo.

Deve-se reforçar que o componente humano é muito importante, já que o suporte da comunidade é reconhecido como determinante no processo de sucesso ao longo do tempo (Riley, 1998; Purcell, 2004; Barros *et al.*, 2007; Benhardt & Palmer, 2007). Entretanto, esta é a variável menos analisada no monitoramento de efetividade de programas de restauração de cursos d'água em áreas urbanas. O *survey* com os residentes vizinhos pode ser utilizado para determinar atitudes sociais, valores e percepções sobre a intervenção, auxiliando os planejadores nas ações de mobilização social (Kondolf & Micheli, 1995).

No caso do rio Papanui, na Nova Zelândia, também foi utilizado um *survey* para apurar os aspectos positivos e negativos da intervenção, na opinião dos moradores. Além disto, foi realizado um biomonitoramento com macrófitas e invertebrados (Larned *et al.*, 2006).

Na avaliação do córrego Strawberry, no campus da Universidade de Berkeley, (Califórnia, EUA) Charbonneau & Resh (1992) analisaram-se as situações pré-

restauração e cinco anos após a intervenção. Foram utilizadas ferramentas de biomonitoramento (ictiofauna e macroinvertebrados bentônicos), além do monitoramento de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos (pH, demanda bioquímica de oxigênio – DBO, demanda química de oxigênio – DQO, alcalinidade total, dureza, sólidos totais e dissolvidos – STD, sólidos suspensos, turbidez, cor, óleos e graxas, nitrogênio total, amônia – NH_3 , nitrato – NO_3 , fósforo total, coliformes totais, coliformes fecais e estreptococos fecais). Além disto, também foram monitoradas as mudanças morfométricas em algumas seções do canal fluvial.

O córrego Gypsum, no Kansas (EUA) é um caso em que a intervenção foi precedida por um monitoramento efetivo, e não apenas por coletas esporádicas. Bimestralmente durante um ano foram coletadas amostras de água, para que fossem analisados os seguintes parâmetros: oxigênio dissolvido (OD), pH, temperatura, condutividade elétrica, salinidade, STD, DBO, NH_3 , NO_3 , fósforo total, clorofila, coliformes termotolerantes e a presença de pesticidas. Além disto, também foram utilizados dois protocolos de avaliação de ambientes fluviais, além do biomonitoramento da ictiofauna e da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (Davis *et al.*, 2003).

Outro caso de monitoramento pré-intervenção é observado no rio Pó, Itália. Os procedimentos adotados também contemplaram o monitoramento sistemático de parâmetros de qualidade de água (temperatura, pH, condutividade elétrica, OD, NH_3 , NO_3 , nitrito – NO_2 , nitrogênio inorgânico, nitrogênio total, fósforo total, fosfato – PO_4), além do biomonitoramento, utilizando macroinvertebrados bentônicos e comunidade de fitoplâncton (Gumiero *et al.*, 1998). No caso do lago City Park, em Baton Rouge, Louisiana (EUA), foram analisados apenas o OD, o nitrogênio total e o fósforo total (Ruley & Rusch, 2002).

Grandes projetos de restauração permitem que várias ferramentas sejam utilizadas, trazendo resultados mais completos. No caso do Rio Kissimmee, na Flórida (EUA), a avaliação da restauração se baseou em parâmetros hidrológicos, geomorfológicos, da qualidade de água, das condições da vegetação, e das comunidades hepertofaunística, ictiofaunística, de fitoplâncton e de invertebrados

(Whalen *et al.*, 2002). Alguns resultados do monitoramento da qualidade da água podem ser vistos em Colangelo (2007).

Alguns estudos optam por utilizar apenas ferramentas de biomonitoramento. A avaliação da restauração do rio Gesla (Dinamarca) foi efetuada apenas com um monitoramento temporal da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (Friberg *et al.*, 1998). Este contou com uma campanha antes da intervenção e quatro campanhas após (primeiro, segundo, quarto e sexto anos) em um segmento a montante e no trecho restaurado. O exemplo do rio Han, na Coréia do Sul (Song *et al.*, 2006), também utilizou a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na efetividade do programa de restauração.

Na avaliação realizada onze anos após a restauração do córrego North Buffalo, na Carolina do Norte (EUA), foi necessário utilizar áreas de referência para avaliar a ictiofauna e comunidade de macroinvertebrados bentônicos no trecho restaurado, pois não foram coletados dados no momento pré-restauração (Northington & Hershey, 2006).

Nos projetos analisados em Indiana, Estados Unidos (Moerke e Lamberti, 2004) e no rio Don, Canadá (Helfield & Diamond, 1997) foram utilizados apenas parâmetros físicos e químicos para avaliar a qualidade da água após os programas de recuperação.

2.5 Monitoramento de ambientes fluviais

Parâmetros físico-químicos e bacteriológicos

A qualidade da água depende de um complexo sistema de *inputs* e *feedbacks*. As características naturais dos corpos d'água são determinadas pelas condições atmosféricas, geológicas e pedológicas, que influenciam os processos químicos e biológicos. Superpostos a estes mecanismos de controle natural estão o uso do solo, a deposição de poluentes atmosféricos, a descarga de águas servidas, a drenagem de áreas urbanas, e os incidentes de poluição (Arnell, 1996).

Entre os vários parâmetros físico-químicos que atestam a qualidade da água, de maneira geral, os mais utilizados são: (i) Temperatura; (ii) Potencial Hidrogeniônico (pH); (iii) Oxigênio Dissolvido (OD); (iv) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); (v) Nitrogênio; (vi) Fósforo; (vii) Turbidez; (viii) Sólidos Totais e Dissolvidos (STD); (ix) Condutividade Elétrica; e (x) Coliformes Termotolerantes (Cetesb, 2005). Sobre a relevância em relação à qualidade hídrica, Magalhães Jr. (2003) através de um painel Delphi com especialistas na área de recursos hídricos, indica que destes, o OD e os Coliformes Termotolerantes são os indicadores mais valorizados no Brasil.

Em relação à qualidade das águas continentais, a Resolução Conama 357/05 estabelece as classes de qualidade (Especial, 1, 2, 3 e 4) necessária ao atendimento dos usos preponderantes atuais e futuros (Conama, 2005).

Segundo este texto legal, as águas classificadas como Especiais são destinadas ao abastecimento para o consumo humano, após simples desinfecção; e à preservação das comunidades aquáticas. As águas pertencentes à Classe (1) podem ser utilizadas no abastecimento para o consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário; e, à irrigação de frutas e hortaliças que são consumidas cruas e sem remoção de película ou casca. Em relação à Classe (2), as seguintes destinações: ao abastecimento humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário; à irrigação de frutas e hortaliças, que devem ser consumidas após desinfecção das mesmas; e na utilização de atividades de aquicultura e pesca. As águas da Classe (3) podem ser utilizadas no abastecimento humano, após tratamento convencional ou avançado; na irrigação de culturas arbóreas ou similares; na pesca amadora; na recreação de contato secundário; e na dessedentação animal. Em relação às águas enquadradas na Classe (4), estas apenas podem ser utilizadas para a navegação e paisagismo. Destaca-se que as águas de melhor qualidade podem ser aproveitadas em usos mais exigentes, desde que não prejudiquem a qualidade hídrica (Conama, 2005).

Em relação aos padrões de qualidade, a tabela 2.2 expõe os limites para as Classes 1, 2 e 3:

Tabela 2.2. Limites de qualidade hídrica estabelecidos pela legislação ambiental brasileira.

Parâmetro	Classe		
	1	2	3
Temperatura (C°)	-	-	-
Potencial Hidrogeniônico	6-9	6-9	6-9
Oxigênio Dissolvido (mg L-1)	6	5	4
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg L-1)	3	5	10
Nitrogênio Total (mg L-1)	2,7	2,7	-
Fósforo Total (mg L-1)	0,1	0,1	0,15
Turbidez (UTN)	40	100	100
Sólidos Totais Dissolvidos (mg L-1)	500	500	500
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	-	-	-
Coliformes Termotolerantes (NMP)	200	1000	2500

Fonte: Conama, 2005

A temperatura é talvez a mais importante das características físicas da água. Ela não apenas afeta os processos biológicos e químicos, mas todo o ecossistema aquático. As taxas destes processos são termos-dependentes e, além disto, a temperatura também influencia a capacidade da água em absorver gases como o nitrogênio, o oxigênio e o gás carbônico (Arnell, 1996).

Localmente, a temperatura de águas naturais é determinada pelas flutuações sazonais, sendo influenciada pela latitude, pela altitude, pela estação climática, pela exposição aos raios solares e pela profundidade (Hermes & Silva, 2004). As principais influências antrópicas que modificam a temperatura dos cursos d'água são o descarte de efluentes utilizados em usinas termoeletricas e nucleares, além de plantas industriais (Arnell, 1996). Em áreas urbanizadas, as canalizações também interferem na temperatura da água, no geral, elevando-a (Porto *et al.*, 2000).

Entretanto, devido à grande dimensão e diversidade climática do território brasileiro, o Conama não estabelece limites para este parâmetro. Neste caso, apenas o monitoramento contínuo criará subsídios para a avaliação de impactos na qualidade hídrica.

O pH é uma medida de equilíbrio entre as cargas de hidroxilas (OH-) e íons de hidrogênio (H+) em uma solução. A escala do pH varia entre 1 e 14, sendo 7 seu ponto de neutralidade. Soluções que apresentam valores abaixo do ponto de neutralidade são consideradas ácidas, e as que apresentam valores acima,

básicas. O pH de águas continentais pode variar entre 6 e 7,5, entretanto, a adição de poluentes químicos pode alterar este equilíbrio (Hermes & Silva, 2004).

A quantidade de oxigênio dissolvido em um curso d'água é controlada pelo volume de água, a temperatura, a respiração de organismos aquáticos, o consumo de oxigênio durante a decomposição da matéria orgânica (oxidação), o gasto durante a nitrificação da amônia e a oxidação de íons metálicos (Arnell, 1996; Esteves, 1998).

As águas poluídas apresentam taxas de OD reduzidas, devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos, enquanto que as águas isentas de poluição apresentam concentrações de OD elevadas (von Sperling, 1995; Esteves, 1998; Cetesb, 2005).

A quantidade de oxigênio dissolvido é muito importante para manutenção da biota aquática. Concentrações abaixo de cinco mg L^{-1} não matam a maioria dos organismos, mas os expõem ao estresse; e abaixo dois mg L^{-1} , apenas espécies muito tolerantes resistem (Braga *et al.*, 2002; Hermes & Silva, 2004).

A DBO é a medida empírica da quantidade de oxigênio consumida pelos microorganismos na decomposição da matéria orgânica presente na água. Para sua avaliação, as amostras de água são incubadas em um ambiente controlado e o consumo de oxigênio é determinado pela diferença de concentração (von Sperling, 1995; Ballance, 1996; Hermes & Silva, 2004). Assim, quanto maior for a DBO, mais rápido o oxigênio desaparecerá do sistema. Ambientes aquáticos não poluídos têm valores de DBO de até dois mg L^{-1} , enquanto os sujeitos às descargas de efluentes apresentam valores entre 10 mg L^{-1} e 600 mg L^{-1} (Hermes & Silva, 2004).

A presença de íons nitrogenados é a maior responsável pela poluição hídrica nos países desenvolvidos (Arnell, 1996) e em desenvolvimento (Esteves, 1998). São diversas as fontes de nitrogênio nas águas naturais. Os efluentes sanitários se constituem como a principal fonte, adicionando ao sistema o nitrogênio orgânico presente nas proteínas e o nitrogênio amoniacal, devido à hidrólise sofrida pela uréia na água. Entretanto, efluentes industriais e a poluição difusa advinda de áreas agrícolas e urbanas também contribuem para as descargas de nitrogênio

em águas superficiais. Outra importante fonte é a atmosfera, devido aos mecanismos de fixação biológicos e químicos (Cetesb, 2005), além dos poluentes presentes em suspensão (Esteves, 1998).

O nitrogênio pode ser encontrado na forma de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. As duas primeiras chamam-se formas reduzidas e as duas últimas, oxidadas. Pode-se associar a localização do foco da poluição com o tipo de nitrogênio. Deste modo, se uma amostra apresentar a predominância das formas reduzidas, significa que o foco de poluição se encontra próximo. Se prevalecer o nitrito e o nitrato, ao contrário, as fontes de poluição se encontram distantes (Esteves, 1998).

O fósforo presente em ambientes aquático tem sua origem em fontes naturais e artificiais. Dentre as formas naturais, destacam-se as rochas da bacia de drenagem (Esteves, 1998; Hermes & Silva, 2004). As procedências artificiais mais importantes estão relacionadas principalmente às descargas de esgotos sanitários. Nestes, os detergentes fosfatados empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte, além da própria matéria fecal, que é rica em proteínas (von Sperling, 1995; Ballance, 1996; Esteves, 1998).

Em águas naturais, as concentrações de fósforo variam de $0,005 \text{ mg L}^{-1}$ a $0,020 \text{ mg L}^{-1}$ (Ballance, 1996; Hermes & Silva, 2004). Valores em torno de $0,010 \text{ mg L}^{-1}$ são suficientes para a manutenção da flora aquática, e quantidades entre $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ vão desencadear o seu crescimento descontrolado. Para rios e riachos, os níveis não devem passar de $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ (Hermes & Silva, 2004).

Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos. Por ser exigido em grandes quantidades pelas células, é apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial de corpos d'água (Esteves, 1998; Cetesb, 2005).

A turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la. Esta redução ocorre pela absorção e espalhamento da luz sobre as partículas presentes na amostra. Estas podem ser partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plancto em geral, etc. Neste caso, os processos erosivos instalados nas

margens, os esgotos sanitários e diversos efluentes industriais podem provocar elevações na turbidez. Altos valores reduzem a fotossíntese da vegetação enraizada submersa e das algas, diminuindo as taxas de oxigenação e impactando as comunidades aquáticas. Além disso, afetam os usos doméstico, industrial e recreacional da água (Hermes & Silva, 2004; Cetesb, 2005).

Os aparelhos utilizados para determinar a turbidez da água medem a dispersão da luz. Águas claras de cabeceiras têm valores próximos a 1 uma UTN (unidade de turbidez nefelométrica), e de rios maiores, próximo a 10 (Hermes & Silva, 2004).

Em estudos no campo dos recursos hídricos, sólidos totais dissolvidos (STD) é concentração de todos os cátions, ânions e sais resultantes da combinação dos íons que estão dissolvidos na água e nos materiais em suspensão. Altos valores podem carrear substâncias tóxicas adsorvidas nas partículas de solo, desta maneira, transportando as toxinas para muitos quilômetros além das áreas fontes (Ballance 1996; Hermes & Silva, 2004).

A condutividade elétrica é a capacidade da água em conduzir uma corrente elétrica. É um valor dependente da concentração dos íons presentes na solução, que podem ser associados ao substrato geológico. Como não é uma medida padrão, o seu monitoramento constante é indicado para averiguar a presença de poluentes na água. Altos índices de condutividade elétrica podem indicar poluição decorrente de efluentes residenciais, águas pluviais urbanas, áreas drenadas por sistemas de irrigação agrícolas e efluentes industriais (Hermes & Silva, 2004). Em geral, níveis superiores a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ indicam ambientes impactados (Cetesb, 2005).

Os dejetos originados de efluentes humanos e animais possuem patógenos associados. Embora o grupo das bactérias coliformes não seja nocivo, ele é largamente utilizado como indicador da contaminação por esgoto, uma vez que é encontrado em fezes de mamíferos (von Sperling, 1995; Hermes & Silva, 2004).

O termo coliforme fecal é utilizado para denotar as bactérias que crescem a 44°C ou $44,5^{\circ}\text{C}$ e fermentam a lactose, produzindo ácido e gás. Entretanto, estas recebem este nome por estarem associadas à presença de fezes, sendo o termo

mais correto “coliforme termotolerante”. Mais de 95% destes organismos isolados a partir de amostras de água são bactérias do gênero *Escherichia coli*, ou apenas *E.Coli* (Ballance, 1996).

Estes organismos são os indicadores bacteriológicos mais utilizados na identificação de contaminação por excrementos de mamíferos devido a: (i) existirem em grande número na matéria fecal, mas não em outro tipo de poluente; (ii) não se reproduzem na água ou solo, mas apenas no intestino humano ou de outros mamíferos; (iii) apresentarem resistência ao meio externo semelhante aos organismos patogênicos, ou seja, sua presença pode ser associada a estes; e (iv) seu método de caracterização e quantificação é muito simples (Braga *et al.*, 2002).

Biomonitoramento

Biomonitoramento pode ser definido como o “uso sistemático de respostas biológicas para avaliar as mudanças no ambiente. Essas mudanças, na maioria das vezes, têm origem antropogênica” (Rosemberg & Resh, 1993).

Os bioindicadores podem ser definidos como espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, quantidade e distribuição indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema (Callisto, Gonçalves Jr. & Moreno, 2005).

Sua utilização é mais eficiente às medidas instantâneas de parâmetros físico-químicos. A agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (*U.S. Environmental Protection Agency – US EPA*) e a diretiva da União Européia (94C 222/06, 10 de agosto de 1994) recomendam a utilização de bioindicadores como complemento às informações sobre a qualidade de corpos hídricos (Callisto, Gonçalves Jr. & Moreno, 2005).

O biomonitoramento de comunidades bentônicas, com ênfase em insetos aquáticos, tem uma longa tradição em países desenvolvidos (Rosemberg & Resh 1993; Merritt & Cummins, 1996). No Brasil, os primeiros grupos de pesquisa em limnologia se formaram na década de 1970, e desde então, os estudos das

comunidades bentônicas como bioindicadores se expandiram gradualmente (Esteves, 1998).

A comunidade bentônica (do grego *bénthos* = profundidade) é formada por animais (zoobentos) e vegetais (fitobentos) que vivem no sedimento aquático ou na superfície deste. Entretanto, os fitobentos são mais comuns em zonas litorâneas (Esteves, 1998).

Os zoobentos são classificados segundo a dimensão dos organismos, que é determinada por peneiras de diferentes tamanhos de abertura de malha. De acordo com este critério, estes são classificados como: (i) microbentos, composto por organismos como protozoários; (ii) mesobentos, composto por organismos que são retidos em peneiras com abertura de malha de até 0,5 mm; e (iii) macrobentos, que são organismos visíveis sem a utilização de aparelhos (Esteves, 1998).

Podem-se citar seis Filos importantes como bioindicadores nos ambientes aquáticos continentais: *Coelenterata*, *Platyhelminthes*, *Nematomorpha*, *Annelida*, *Arthropoda* e *Mollusca*. Segundo Moreno (2008), os *Arthropoda* (sobretudo da classe *Insecta*) possuem a maior diversidade estimada de espécies, tanto no Brasil (1.539), quanto no mundo (29.600).

Rosemberg e Resh (1993) enumeram as vantagens da utilização de macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água: (i) seu ciclo de vida é longo se comparado aos organismos planctônicos e perifíticos, permitindo respostas temporais; (ii) são organismos grandes (visíveis a olho nu); (iii) possuem pouca mobilidade; (iv) há técnicas padronizadas para a coleta; (v) o custo do equipamento é relativamente baixo; (vi) apresentam elevada diversidade biológica; (vii) a identificação taxonômica ao nível de família e alguns gêneros é relativamente simples; e (viii) são sensíveis à concentração de poluentes e respondem à contaminação ambiental.

A presença de alguns organismos pode indicar boa ou má qualidade de água, porém, há diversos outros organismos que suportam certo nível de poluição, por serem mais tolerantes às mudanças ambientais. Assim, para considerar um ecossistema aquático como saudável é importante encontrar uma ampla

variedade de organismos: desde os sensíveis à poluição, até os tolerantes e resistentes (Moreno, 2008). Entretanto, o mais indicado é a integração do biomonitoramento com o monitoramento de parâmetros físicos e químicos (Callisto, Gonçalves Jr. & Moreno, 2005).

Geralmente, utiliza-se em conjunto ao biomonitoramento protocolos que contemplam uma série de questões relacionadas a parâmetros aparentes (p.ex. cor, cheiro) ou geomorfológicos (p.ex. condições das margens ou dos meandros), auxiliando no estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Segundo Callisto *et al.*, (2002), nesta ferramenta cada tópico recebe um *score*, de acordo com a situação descrita (p.ex. margem estável possui um *score* alto, enquanto margens instáveis e que apresentem focos erosivos obtêm um *score* baixo). No final, há a soma dos *scores*, obtendo a situação do curso d'água e de seus habitats fluviais.

Este método se destaca por possuir custos baixos, além de sua fácil utilização, permitindo inclusive que seja aplicado pela comunidade de entorno do curso d'água (Callisto *et al.*, 2002; Greenwood-Smith, 2002).

2.6 Survey

O *Survey* é uma pesquisa que permite a obtenção de dados ou informações sobre as características, as ações e as opiniões de um determinado grupo de pessoas. É usualmente realizado com uma amostra da população estatisticamente significativa. Entretanto, um *survey* não é composto apenas por um questionário, mas também envolve o planejamento das etapas de coleta, comparação e análise dos dados (Vaus, 2002).

Geralmente, as etapas de um *survey* são: (i) definição dos objetivos da pesquisa; (ii) construção do questionário; (iii) validação do questionário (identificar os erros, testar a clareza das perguntas, o tempo de resposta); (iv) seleção do universo da pesquisa (país, bairro, um grupo específico, uma área geográfica, etc.); (v) seleção dos participantes (definir estatisticamente o tamanho da amostra e os locais de amostragem); (vi) aplicação do questionário; (vii) tabulação dos dados; e (viii) análise estatística dos resultados e descrição (Vaus, 2002).

Vários estudos utilizaram pesquisas *survey* para avaliar a percepção de uma população sobre o curso d'água com que se tem convívio (Udizella & Bennett, 1997; Casagrande, 1997b; Gobster, 1998). Em alguns casos, esta ferramenta foi utilizada para identificar opiniões sobre projetos de restauração de cursos d'água em áreas urbanas (Purcell, Friedrich & Resh, 2002; Purcell 2004; Larned *et al.*, 2006).

Utilizar um *survey* tratando das ciências da terra é um pouco mais complexo, pois a própria idéia de qualidade ambiental é bastante subjetiva. Neste caso, as questões elaboradas devem ser precisas, diretas e restritas a um número específico de respostas (Udizella & Bennett 1997).

A utilização desta técnica para identificar as mudanças no comportamento em relação aos cursos d'água, sobretudo após programas de restauração, deve ser bastante ponderada. Isso porque o tempo para detectá-las é incerto, e neste caso, a melhor opção é propor vários *surveys* em seqüência temporal com a mesma amostra (Casagrande, 1997a).

3 ÁREA DE ESTUDO

3.1 Caracterização

A bacia do córrego Baleares se localiza no bairro Europa, ao norte do município de Belo Horizonte. O bairro possui um caráter estritamente residencial, e segundo a Lei de Parcelamento, Uso e Ocupação do Solo do município (Belo Horizonte, 2000), está inserido na Zona de Adensamento Preferencial (ZAP) nas áreas mais planas, na Zona de Adensamento Restrito - II (ZAR-II) nas áreas íngremes, e tem um pequeno trecho na Zona Especial de Interesse Social (ZEIS), em um dos interflúvios (figura 3.1-A).

Para estimar a população total da área de estudo, utilizou-se a metodologia adotada por Macedo & Magalhães Jr (2007) e Umbelino & Barbieri (2008), pois os limites dos setores censitários não coincidem com os limites da bacia hidrográfica. Utilizando os dados do último Censo Demográfico Brasileiro (IBGE, 2002), o número de habitantes da bacia encontra-se em torno de 5.000 habitantes, distribuídos em aproximadamente 1.300 domicílios.

Segundo os dados censitários, o responsável pelo domicílio recebe em média 3,1 salários mínimos por mês. Entretanto, esta distribuição não é homogênea, conforme o exposto na figura 3.1-B. Esta informação se correlaciona positivamente com a escolaridade do chefe do domicílio (5,4 anos, em média). Estes dados são coerentes com a origem do bairro, que é proveniente de um parcelamento popular (Costa, 1985), e como tal, era destinado a uma população com limitados recursos financeiros.

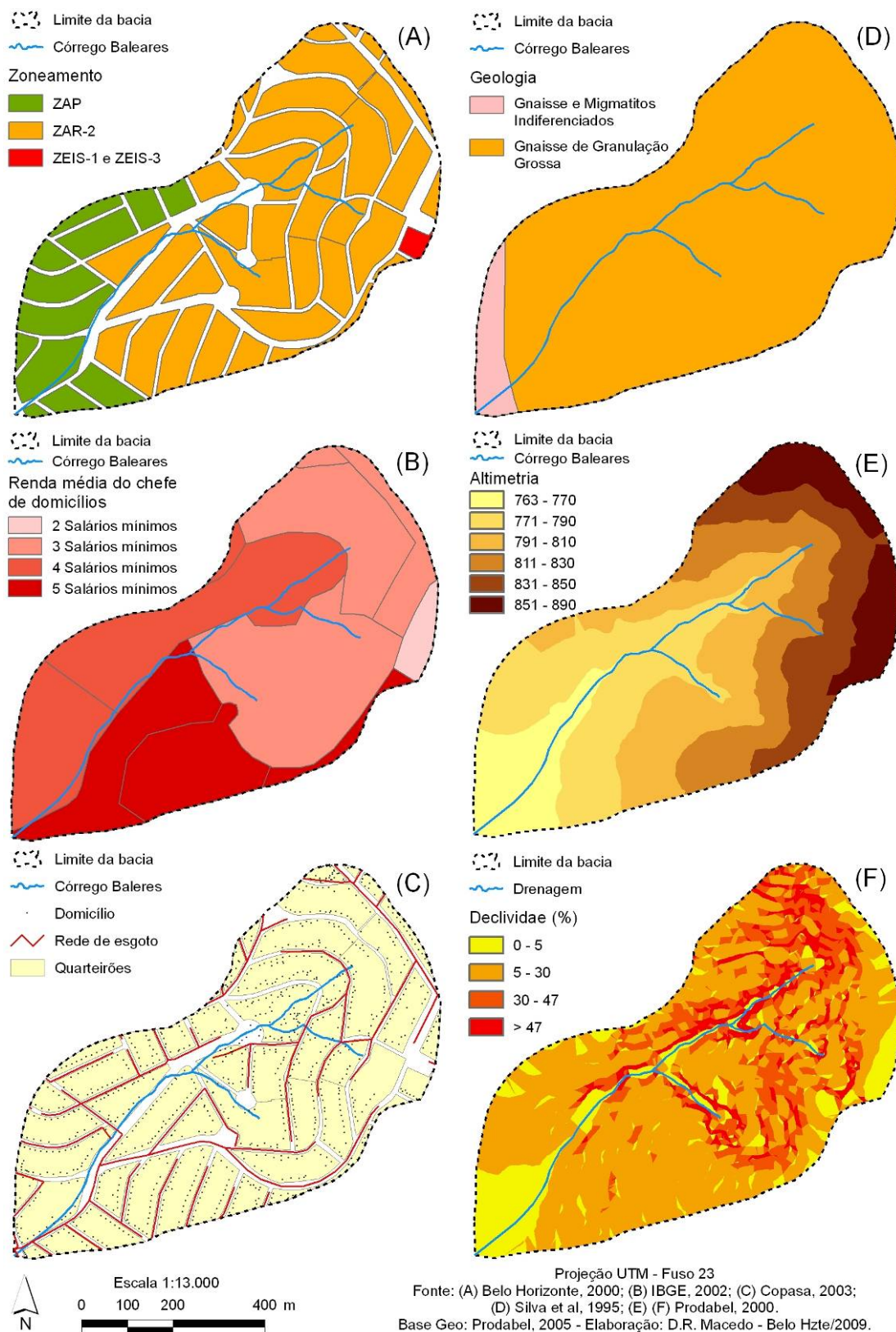


Figura 3.1. (A) Zoneamento Urbano; (B) Renda média do chefe do domicílio; (C) Rede de esgotamento sanitário; (D) Unidades Geológicas; (E) Hipsometria; (F) Declividade.

O parcelamento em questão foi executado na década de 1970, quando a região de 400.000 m² denominada de Pacheco foi loteada pelo seu proprietário, o senhor Genesco Aparecido de Oliveira, criando o bairro Parque Jardim Europa, denominado posteriormente apenas Europa⁵. Em relação à ocupação da área, encontra-se nos Apêndices uma ilustração desta evolução (figura A.2).

Em relação aos aspectos sanitários, os dados censitários apontavam que 86% dos domicílios possuíam o esgoto ligado à rede geral, entretanto, alguns trechos desta lançavam os efluentes diretamente no córrego. A figura 3.1-C mostra a situação da rede de esgoto antes da intervenção. Nota-se que algumas ruas não possuíam a rede, assim como a grande maioria das residências localizadas ao redor do córrego conseqüentemente, este recebia boa parcela dos efluentes gerados na bacia.

A área de estudo situa-se sobre o conjunto morfoestrutural denominado Depressão Belo Horizonte, onde predomina o relevo de colinas com topos planos e/ou arredondados, desenvolvidas por processos erosivos sobre as rochas predominantemente granítico-gnáissicas (Silva *et al.*, 1995). A unidade geológica predominante são Gnaisses de Granulação Grossa (figura 3.31-D). Estes se caracterizam por possuir minerais claros e por gerar um manto de intemperismo predominantemente arenoso (Silva *et al.*, 1995).

A respeito de sua geomorfologia, a bacia do córrego Baleares possui altitudes variando entre 760-890 metros (figura 3.1-E). Este desnível produz um fundo de vale semi-encaixado, com alguns trechos aplainados. As encostas possuem altas declividades, que em alguns casos ultrapassam 47% (figura 3.1-F) apresentando ainda depósitos provenientes de aterros, lixo e resíduos de material de construção, proporcionando uma situação de instabilidade às vertentes (PBH, 2003a).

O córrego Baleares está inserido dentro da bacia do córrego Vilarinho, na região de Venda Nova (norte de Belo Horizonte). Ambos moldam parte das rochas da Depressão de Belo Horizonte, correndo preferencialmente sobre falhas e fraturas (Silva *et al.*, 1995). O córrego Vilarinho deságua no ribeirão do Isidoro, que

⁵ Registro gerado em 1983 no 6º Cartório de Ofícios da Comarca de Belo Horizonte.

juntamente com o ribeirão Pampulha e córrego Cachoeirinha formam o ribeirão da Onça. Este por sua vez drena boa parte dos municípios de Belo Horizonte e Contagem, sendo considerado, junto com o ribeirão Arrudas, os principais responsáveis pelo estado crítico das águas do rio das Velhas na RMBH (Pompeu, Alves & Callisto, 2005).

A cobertura vegetal da área de estudo é composta por remanescentes bastante alterados dos biomas Cerrado e Mata Atlântica. Por se tratar de uma área tipicamente residencial, com predomínio de construções com apenas um pavimento, observa-se a dispersão de árvores nos quintais das casas em toda a bacia (Lopes *et al.*, 2003).

De acordo com Ribeiro e Mól (1985), o clima da região possui temperaturas médias anuais de 21,5°C. O regime pluviométrico é tipicamente tropical, com média anual de 1.515 mm, sendo 89% distribuídos entre outubro e março, os meses mais quentes do ano. O balanço hídrico revela um déficit anual de 165,5 mm distribuídos nos meses de abril e setembro, e um excedente de 629 mm concentrado no período de outubro a março. Os meses de dezembro e janeiro são responsáveis por 61% deste excedente.

3.2 Caracterização das intervenções na bacia do córrego Baleares

As intervenções na bacia do córrego Baleares iniciaram-se em fevereiro de 2007 e foram entregues à população em maio de 2008. Entretanto, a maior parte das intervenções no leito e no sistema sanitário foram realizadas em 2007. Por isto, neste estudo considera-se como a fase (i) o período até o ano de 2006, no qual o córrego esteve bastante impactado; o ano de 2007 é definido como fase (ii), na qual houve a implantação gradual dos interceptores de esgoto e estabilização do leito e das margens. O ano de 2008 é considerado a fase (iii) ou pós-restauração, na qual se observa a melhora no aspecto da água.

As figuras 3.2, 3.3 e 3.4 ilustram os trechos do córrego Baleares e suas principais características:



(A) Trecho da área aberta do Parque Baleares, nas fases (i), (ii) e (iii). Nota-se ao fundo da foto da fase (i) a vila que foi retirada do local. Na foto da fase (iii), nota-se a recomposição da mata ciliar com mudas.

(B) Trecho da área cercada do Parque Baleares, nas fases (i), (ii) e (iii). Percebe-se na foto da fase (i) alguns domicílios pertencentes à vila que foi removida.

(C) Ponto de coleta das amostras de água e macroinvertebrados bentônicos, nas fases (i) e (iii). Nota-se na fase (i) a presença de lixo e esgoto. Na fase (iii), percebe-se a diminuição da vazão, decorrente da retirada dos efluentes do córrego.

Figura 3.2. Detalhes do projeto nas três fases analisadas.



(A) Trecho que foi realocado para a implantação da via, nas fases (ii) e (iii). / (B) Área localizada na nascente à direita. Nota-se na fase (iii) a construção de uma trincheira de infiltração. (C) Área de proteção das cabeceiras de drenagem, nas fases (ii) e (iii). / (D) Trecho no qual a encosta foi estabilizada com gabião, nas fases (ii) e (iii). Este corresponde ao ponto de coleta de água e organismos bentônicos.

Figura 3.3. Detalhes do projeto nas fases (ii) e (iii).

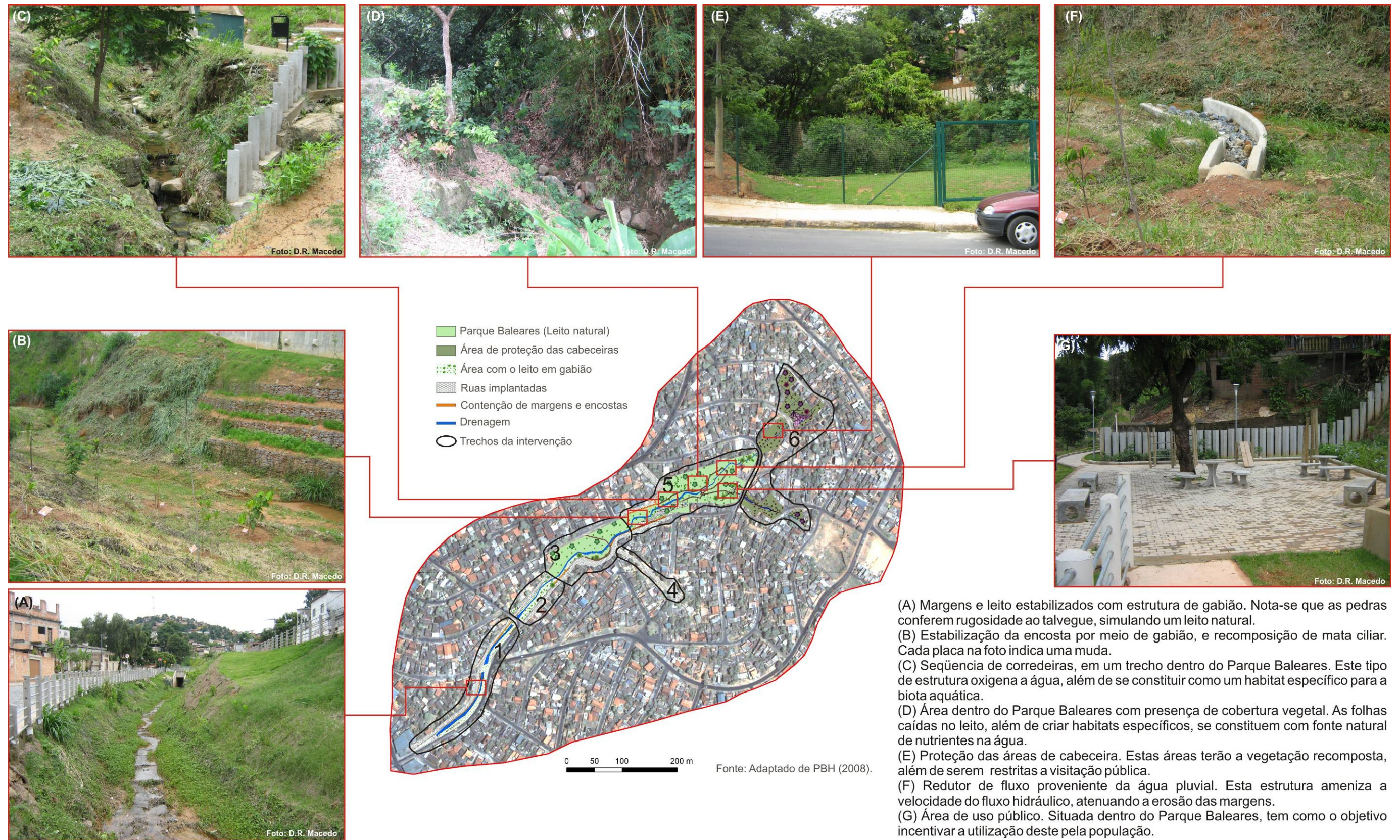


Figura 3.4. Detalhes do projeto na fase (iii).

O trecho número (1) teve o leito do córrego desviado para a construção da via lateral. O novo leito foi revestido em pedra (gabião), o que deu estabilidade ao leito e às margens, ao mesmo tempo em que proporcionou rugosidade e permeabilidade ao talvegue. Este trecho já havia sido modificado no processo de urbanização pretérito, pois o córrego Baleares meandrava em seu baixo curso, que atualmente se encontra completamente ocupado. Houve a recomposição das margens com grama e espécies arbustivas, além de mudas de árvores. Foram implantados os interceptores e rede de esgoto.

No trecho número (2) o córrego foi mantido em sua posição original, entretanto, seu talvegue também foi coberto por uma estrutura de gabião. Na margem esquerda, o talude foi estabilizado com geomanta e espécies arbustivas, Houve também a implantação do sistema viário e da rede de esgoto.

O trecho número (3) pertence à área aberta do Parque Baleares. Neste, o leito e a várzea foram preservados, e a mata ciliar recomposta com mudas. Foram construídas a rua lateral, a rede de esgoto, além de uma passagem de pedestres, que existia precariamente antes da intervenção. Também foi necessária a estabilização da margem esquerda com estrutura de gabião.

O trecho (4) corresponde a um pequeno braço do córrego Baleares, que foi canalizado desde sua nascente até o córrego. Foi implantado o sistema viário e a rede coletora de esgoto, mas não houve intervenção eco-morfológica ou paisagística.

O trecho (5) corresponde ao segmento cercado do Parque Baleares. Neste, a várzea, as margens e o córrego correm 100% ao natural. Foram necessárias contenções nos limites do leito maior nos dois lados: à direita, com estrutura em alvenaria, para suportar a rua, e à esquerda, com estrutura em gabião. Foi implantada a rede de esgoto, além da pavimentação da via lateral. Dentro do parque, a mata ciliar foi recomposta com mudas, além da implementação de áreas de uso comum.

O trecho (6) corresponde às áreas de cabeceiras externas ao parque e fechadas à visitação pública, com exceção da praça construída na nascente direita. A mata ciliar foi recomposta e a área segue permeável, constituindo-se como uma

importante zona de recarga do aquífero. As figuras A.2, A.3 e A.4 localizadas nos Apêndices ilustram estes trechos com mais detalhes.

Em relação à remoção de domicílios para realizar a intervenção, 70 famílias foram totalmente ou parcialmente indenizadas. Os domicílios completamente indenizados receberam valores mínimos de R\$ 15.000,00 (15 mil reais) ou o valor de mercado. Como o escopo deste trabalho engloba apenas a população atualmente residente na área de estudo, para maiores detalhes sobre as famílias removidas para outros bairros, consultar Souza (2007) e Medeiros (2009).

4 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

4.1 Metodologia

Os procedimentos metodológicos foram baseados em ferramentas selecionadas segundo a literatura internacional sobre avaliação de programas de recuperação de cursos d'água em áreas urbanas: (i) monitoramento da qualidade de água (Charbonneau & Resh, 1992; Gumiero *et al.*, 1998; Ruley & Rusch, 2002; Davis *et al.*, 2003); (ii) biomonitoramento através de macro-invertebrados bentônicos (Charbonneau & Resh, 1992; Gumiero *et al.*, 1998; Purcell, Friedrich & Resh, 2002; Davis *et al.*, 2003; Purcell, 2004); e (iii) *survey* com a população vizinha ao curso d'água (Casagrande, 1997b; Purcell, Friedrich & Resh, 2002; Purcell 2004; Larned *et al.*, 2006).

Destaca-se que existem outras ferramentas passíveis de utilização, como a avaliação de aspectos focados na geomorfologia fluvial e dos ambientes marginais (Charbonneau & Resh, 1992; Morris & Moses, 1999; Brown, 2000; Gregory, 2006). Entretanto, estes são muito complexos, merecendo estudos específicos e fora do escopo desta pesquisa.

Biomonitoramento e qualidade de água

Desde 2003 são realizadas campanhas de monitoramento da qualidade de água e biomonitoramento dos organismos bentônicos na bacia do córrego Baleares, já que esta integra a rede amostral da bacia do rio das Velhas. Esta é uma iniciativa do Projeto Manuelzão/UFGM e do Laboratório de Ecologia de Bentos (ICB/UFGM). Estas pesquisas são desenvolvidas no Núcleo Transdisciplinar e Transinstitucional da Bacia do Rio das Velhas (Nuvelhas).

Trimestralmente são coletadas amostras de água e de sedimentos para as análises físico-químicas, bacteriológicas, biológicas, além de ser aplicado o protocolo de avaliação de ambientes fluviais. As coletas são divididas igualmente no ano hidrológico, com duas campanhas no período do déficit hídrico e duas na

época chuvosa (Moreno, 2008). O programa contou com o apoio laboratorial da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa) até 2005, e a partir de então, todo o procedimento laboratorial é realizado no Nuvelhas.

A análise da qualidade de água contemplou todo o período no qual o monitoramento foi a saber: fase (i) ou pré-restauração (entre 2003 e 2006); fase (ii) ou durante a intervenção (2007); e fase (iii) ou pós-restauração (2008).

Em relação ao biomonitoramento e avaliação dos habitats, foram analisados os dados coletados a partir de 2005, devido à padronização do procedimento ocorrido neste ano, respeitando as fases (i), (ii) e (iii) descritas acima. Cabe ressaltar que por motivos logísticos, as coletas realizadas no córrego Baleares no contexto do biomonitoramento do rio das Velhas geralmente são efetuadas próximo às 09h00min.

Ressalta-se os parâmetros *Escherichia coli* e DBO foram determinados de maneira complementar ao monitoramento do Nuvelhas. As amostras analisadas pelo Laboratório de Microbiologia do ICB e pelo Laboratório de Análises Físico-Químicas da Escola de Engenharia foram de responsabilidade da pesquisa. Os dados levantados pela PBH fazem parte do relatório de acompanhamento do Programa Drenurbs (PBH, 2008). A tabela 4.1 mostra quais os parâmetros analisados e os laboratórios utilizados nas análises.

As variáveis abióticas temperatura, condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico, turbidez e sólidos totais dissolvidos foram determinadas *in situ*, utilizando instrumentos portáteis (YSI 60 e 85 - Yellow Springs, Ohio). No Laboratório foram determinadas as concentrações de oxigênio dissolvido pelo método de Winkler (Wetzel & Likens, 1991), de demanda bioquímica de oxigênio (Ballance, 1996), de Fósforo-total (Strickland & Parsons, 1960), de Nitrogênio-total (Mackereth, Heron & Talling, 1978), e o número mais provável (NMP) de coliformes termotolerantes (Ballance, 1996).

Tabela 4.1. Parâmetros de qualidade de água selecionados e locais de análises.

Mês	E. coli	DBO	Fósforo Total	Nitrogênio Total	Oxigênio, STD, Turbidez, Cond. Elétrica, pH e Temp.
set/03	Copasa	PBH	Copasa	Copasa	Nuvelhas
fev/04	Copasa	---	Copasa	Copasa	Nuvelhas
mai/04	Copasa	---	Copasa	Copasa	Nuvelhas
set/04	Copasa	---	Copasa	Copasa	Nuvelhas
fev/05	---	---	Nuvelhas	Nuvelhas	Nuvelhas
mai/05	PBH	PBH	Nuvelhas	Nuvelhas	Nuvelhas
ago/05	---	---	Nuvelhas	Nuvelhas	Nuvelhas
nov/05	---	---	Nuvelhas	Nuvelhas	Nuvelhas
fev/06	PBH	PBH	Nuvelhas	Nuvelhas	Nuvelhas
mai/06	---	---	Nuvelhas	Nuvelhas	Nuvelhas
ago/06	---	---	Nuvelhas	Nuvelhas	Nuvelhas
nov/06	---	---	Nuvelhas	Nuvelhas	Nuvelhas
fev/07	---	---	Nuvelhas	Nuvelhas	Nuvelhas
mai/07	---	---	Nuvelhas	Nuvelhas	Nuvelhas
ago/07	ICB	Desa	Nuvelhas	Nuvelhas	Nuvelhas
nov/07	ICB	Desa	Nuvelhas	Nuvelhas	Nuvelhas
fev/08	ICB	Desa	Nuvelhas	Nuvelhas	Nuvelhas
mai/08	ICB	Desa	Nuvelhas	Nuvelhas	Nuvelhas
ago/08	ICB	Desa	Nuvelhas	Nuvelhas	Nuvelhas

Tabulação: Diego Macedo, 2009

As coletas de sedimento para avaliar as assembléias de macroinvertebrados bentônicos foram realizadas utilizando um amostrador do tipo Surber (0.09 m²). Três amostras foram coletadas em cada campanha e o sedimento foi armazenado em sacos plásticos e levado para o laboratório. As amostras foram lavadas sobre peneiras com redes de 1,00 mm, 0,50 mm e 0,25 mm, e os organismos triados com ajuda de um microscópio-estereoscópio. Estes foram identificados taxonomicamente conforme a chave de identificação proposta por Merritt & Cummins (1996), fixados em álcool 70%, e depositados na Coleção de Referência de Macroinvertebrados Bentônicos do Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, como descrito por França & Callisto (2007).

Paralelamente ao biomonitoramento foi aplicado um protocolo de avaliação de habitats fluviais elaborado por Callisto *et al.* (2002), que buscou avaliar não só o ambiente aquático, mas também o uso e a ocupação do solo na região de entorno do ponto de coleta. Além disto, este protocolo é utilizado desde 2003 na área de estudo.

O protocolo avaliou um conjunto de parâmetros em categorias descritas e pontuadas de zero a quatro (quadro A.1 localizado nos Apêndices) e de zero a cinco (quadros A.2 e A.3, ambos nos Apêndices). Destaca-se que os parâmetros avaliados dizem respeito ao uso e ocupação dos solos no entorno e às características aparentes da água, e das condições geomorfológicas que condicionam os habitats físicos para a biota aquática. Esta pontuação foi atribuída mediante a simples observação, e no final houve a somatória dos valores atribuídos para cada parâmetro independentemente. As pontuações refletem o nível de preservação das condições geoecológicas do trecho estudado, nas quais entre zero e 40 representam os trechos “impactados”, 41 a 60 trechos “alterados”, e acima de 61 trechos “naturais”.

Survey

Os procedimentos realizados na execução do *survey* foram divididos em cinco etapas: (i) construção de um banco de dados georeferenciado; (ii) definição da população total e do tamanho da amostra; (iii) elaboração do questionário; (iv) aplicação dos questionários e tabulação dos resultados; e (v) ponderação e expansão da amostra.

O banco de dados espacial foi implementado no software ArcGis. Neste, foram inseridas as bases cartográficas utilizadas na pesquisa: o limite da bacia e a rede de drenagem atual (fonte: Nuvelhas/Projeto Manuelzão, 2004); a malha de setores censitários do censo demográfico e seus dados (fonte: IBGE, 2002); os endereços de porta, os arruamentos e o zoneamento do Plano Diretor de Belo Horizonte (fonte: Prodabel, 2006).

Considerando que a bacia hidrográfica possui limites naturais que não se ajustam aos políticos, utilizou-se a metodologia proposta por Macedo & Magalhães Jr (2007) e Umbelino & Barbieri (2008), na qual os dados censitários são extraídos proporcionalmente à área da bacia que os setores interceptam. Ou seja, caso 50% do setor estejam inseridos na bacia, 50% dos dados populacionais serão utilizados. Desta maneira, obteve-se uma estimativa da população total e o número de moradores da bacia.

Entretanto, esta pesquisa não contemplou os grupos etários quinquenais 0-4 anos, 5-9 anos e 10-14 anos, pois seria necessária a autorização do responsável legal para a participação dos menores. O grupo 15-19 anos foi mantido por completo, apesar de apenas os maiores de 18 anos responderem ao questionário, conforme a tabela 4.2:

Tabela 4.2. Domicílios e população nos setores censitários inseridos na bacia do córrego Baleares e seus valores ponderados para a área de estudo.

Cód Setor	% Setor dentro da bacia	Dados Censitários			Dados Ponderados para a Bacia		
		Domi- cÍlios	Mora- dores	Mora- dores acima 15 anos	Domi- cÍlios	Mora- dores	Mora- dores acima 15 anos
310620060690057	50,14	227	879	664	114	441	333
310620060690058	55,70	301	1073	812	168	598	452
310620060690059	48,65	164	664	484	80	323	235
310620060690060	8,24	394	1407	1005	32	116	83
310620060690121	89,15	314	1191	884	280	1.062	788
310620060690122	100,00	314	1201	885	314	1.201	885
310620060690124	6,52	372	1456	931	24	95	61
310620060690215	3,32	337	1331	900	11	44	30
310620060690216	3,09	271	1032	768	8	32	24
310620060690217	21,60	389	1576	1067	84	340	230
310620060690218	61,72	307	1221	905	189	754	558
Total		3.390	13.031	9.305	1.304	5.006	3.679

Fonte: IBGE, 2002

O tamanho da amostra foi definido utilizando a relação entre o tamanho da população e o erro amostral aceitável em um intervalo de confiança de 95%, definido pela seguinte expressão:

$$n = \frac{N * p * q}{[(N - 1) * D + p * q]}$$

Onde n é o tamanho da amostra, N é o tamanho da população, D é o limite de erro ao quadrado sobre 4, $p = 1/2$, e $q = 1 - p$.

Considerando um erro em torno de 7%, obteve-se o número de 179 questionários, que foram distribuídos proporcionalmente ao número de domicílios inseridos em cada setor censitário, conforme o exposto na tabela 4.3:

Tabela 4.3. Tamanho e erro amostral.

Cód Setor	Domicílios	População amostrada	Amostra	Erro Amostral	
				Domicílios	Pessoas
310620060690057	114	333	16	23,46%	24,69%
310620060690058	168	452	23	19,41%	20,36%
310620060690059	80	235	11	28,78%	30,26%
310620060690060	32	83	4	52,93%	55,20%
310620060690121	280	788	36	15,46%	16,18%
310620060690122	314	885	42	14,24%	14,94%
310620060690124	24	61	3	64,82%	67,57%
310620060690215	11	30	3	59,10%	65,74%
310620060690216	8	24	2	84,87%	93,83%
310620060690217	84	230	11	28,89%	30,24%
310620060690218	189	559	28	17,41%	18,38%
Total	1.304	3.679	179	6,82%	7,16%

Tabulação: Diego Macedo, 2009

O questionário foi elaborado visando identificar três aspectos principais: (i) o intercâmbio entre os atores no processo; (ii) a visão da população sobre o projeto; e (iii) as melhorias percebidas pela população.

As questões foram norteadas em relação à realidade brasileira, que historicamente tem excluído a rede de drenagem do ambiente urbano, na maioria das vezes canalizando e sepultando o rio sob o sistema viário, e na nova perspectiva criada em Belo Horizonte pelas intervenções não-estruturais nos fundos de vale, através do Drenurbs.

Um questionário teste foi elaborado e aplicado em uma amostra de 5 (cinco) moradores aleatoriamente escolhidos através de um algoritmo implementado no banco de dados espacial. Após a aplicação do teste, um novo questionário foi elaborado para a execução do *survey*. Este pode ser visualizado nos quadros A.4 e A.5 localizados nos Apêndices.

A pesquisa de campo foi realizada entre os dias 20 e 25 de outubro de 2008, entre os horários de 09h00min as 17h00min. Com auxílio do banco de dados espacial, foram definidas as residências amostradas, de maneira homogênea dentro de cada setor censitário. Entretanto, em alguns domicílios os moradores se recusaram a responder o questionário, e em outros, não havia ninguém no momento da pesquisa. Nestes casos, a residência imediatamente à esquerda entrava na amostra em detrimento da antiga. Caso houvesse uma nova negativa,

a residência à direita da amostra original era entrevistada e assim sucessivamente. A figura 4.1 mostra a localização dos domicílios efetivamente amostrados:

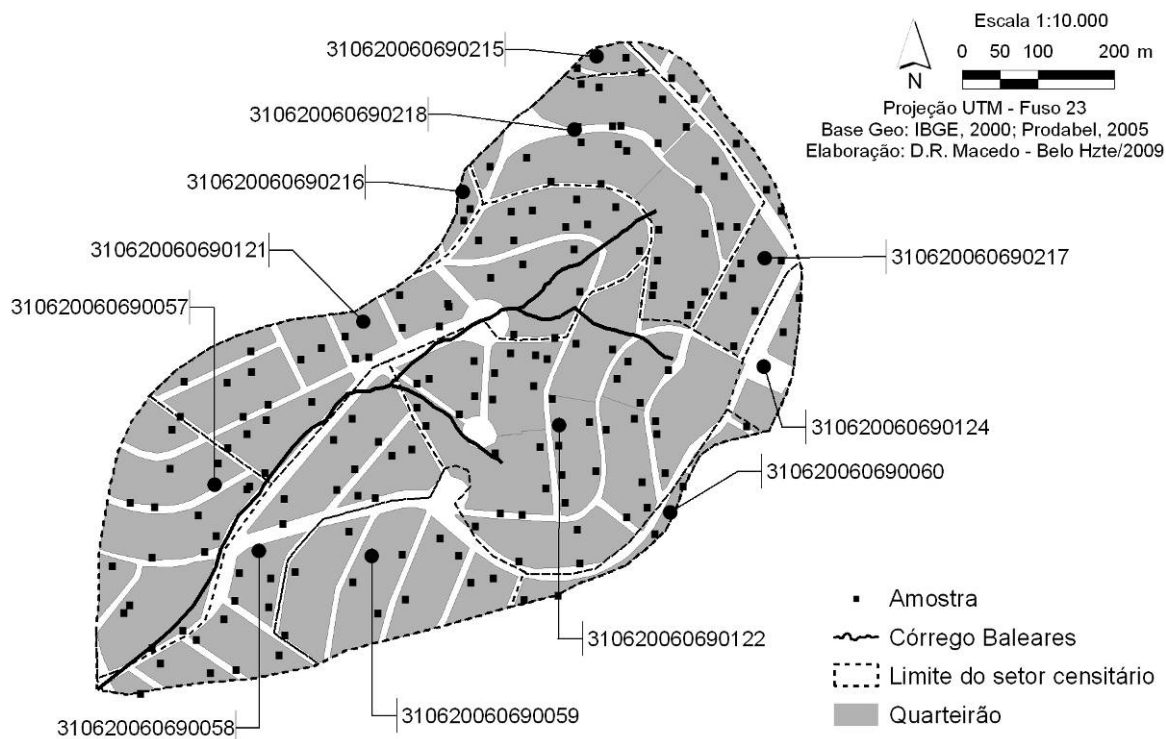


Figura 4.1. Localização das residências amostradas dentro dos setores censitários.

Após a aplicação, todos os questionários foram devidamente conferidos, certificando-se que todas as respostas foram coletadas. Seguiu-se a tabulação, conferência e consistência dos resultados, como sugerido por Vaus (2002).

O passo seguinte foi a elaboração dos pesos para cada questionário e a expansão da amostra para toda a bacia. Considerando que a opinião das pessoas pode mudar conforme a idade e escolaridade, é interessante corrigir a proporção do perfil dos entrevistados em relação ao total da bacia, aplicando um fator de peso em cada questionário. Em primeiro lugar comparou-se a proporção do perfil dos entrevistados (idade e escolaridade) com o padrão da população total. A tabela 4.4 mostra esta proporção conforme os perfis dos grupos quinquenais e de escolaridade:

Tabela 4.4. Proporção da população e da amostra conforme os grupos etários quinquenais e a escolaridade.

Perfil		População		Amostra	
		Pessoas	%	Pessoas	%
Grupo Etário Quinquenal	15-19	502	13,65%	12	6,70%
	20-24	574	15,60%	10	5,59%
	25-29	517	14,05%	20	11,17%
	30-34	394	10,71%	14	7,82%
	35-39	346	9,40%	17	9,50%
	40-44	295	8,02%	14	7,82%
	45-49	261	7,09%	17	9,50%
	50-54	242	6,58%	13	7,26%
	55-59	194	5,27%	15	8,38%
	60-64	147	4,00%	20	11,17%
	65-69	90	2,45%	14	7,82%
	70-74	44	1,20%	7	3,91%
	75-79	33	0,90%	2	1,12%
	80 ou mais	40	1,09%	4	2,23%
	Total	3679	100%	179	100%
Escolaridade	Não estudou	30	0,82%	15	8,38%
	Ensino Fundamental	2320	63,06%	89	49,72%
	Ensino Médio	1170	31,80%	66	36,87%
	Superior	159	4,32%	9	5,03%
	Total	3679	100,0%	179	100%

Tabulação: Diego Macedo, 2009

Nota-se que alguns grupos foram sub-amostrados, (p.ex: grupos quinquenais 15-19 e 20-24), e outros super-amostrados (p.ex.: grupos quinquenais 60-64, 65-69 e 70-74, e pessoas que não estudaram). Neste caso, deve-se ponderar o peso de cada questionário, como realizado na amostragem do Censo Demográfico Brasileiro (IBGE, 2002). Os pesos foram calculados conforme as recomendações de Bolfarine & Bussab (2005), adaptadas para a realidade da pesquisa.

Os procedimentos seguintes foram executados no pacote estatístico SPSS. Primeiro obteve-se para cada perfil estudado a relação direta entre a frequência da população total (extraída dos dados censitário) e a frequência da população amostrada, resultando em um fator de peso específico para cada perfil, conforme a seguinte expressão:

$$P = \frac{fN}{fn}$$

Onde P é o fator de peso para cada perfil estudado, fN é a frequência do perfil para a população total e fn é a frequência da população amostrada em cada perfil.

Para se obter o peso final para cada questionário, multiplicaram-se os pesos obtidos para os dois perfis estudados: grupos quinquenais e faixas de escolaridade. A figura 4.2 (A) e (B) mostra graficamente o ajuste realizado, comparando as novas frequências:

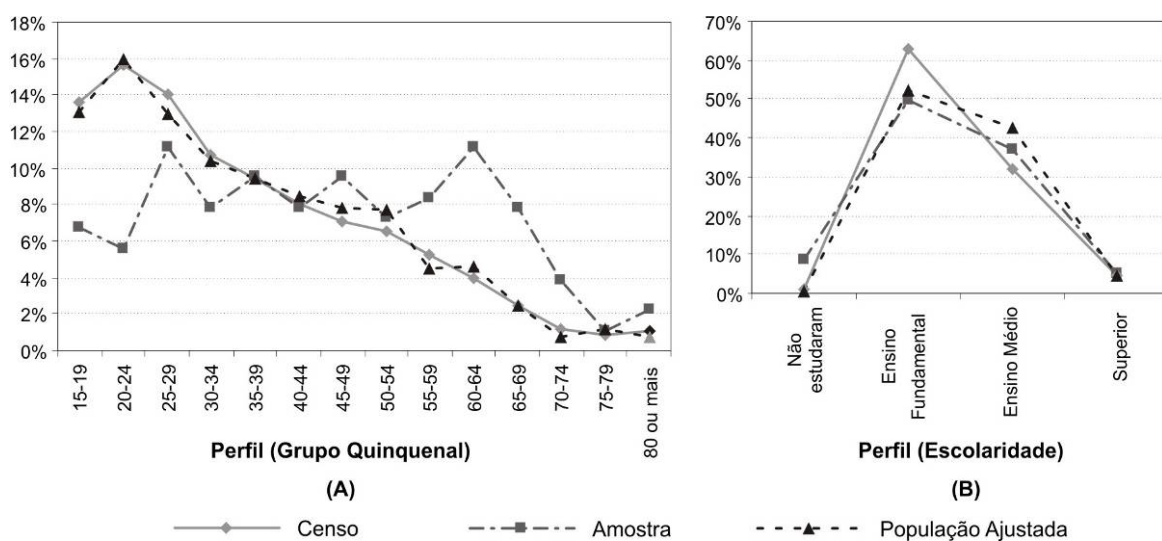


Figura 4.2. Resultado do ajuste das frequências da amostra para (A) grupos quinquenais e (B) escolaridade.

Para se expandir a amostra, utilizou-se um novo fator, que é a relação direta entre a população e a amostra, seguindo a expressão:

$$E = \frac{N}{n}$$

Onde E é o fator de expansão para a amostra, N é a população total e n é a população amostrada. Deve-se ressaltar que a frequência dos dados da amostra corrigida e da amostra expandida são iguais.

4.2 Análises dos dados

Análises físico-químicas e bacteriológicas

Cada variável de qualidade de água foi, em um primeiro momento, analisada separadamente. Toda a coleção dos dados foi examinada por campanha; pelas médias nas fases (i), (ii) e (iii); e pelas médias sazonais (seca/chuva) nas referidas fases.

Posteriormente, os dados foram agrupados e analisados conjuntamente. Utilizou-se a técnica de análise estatística multivariada denominada componentes principais (ACP) para se extrair um índice relativo da qualidade da água do córrego Baleares.

O objetivo principal da ACP é a obtenção de um pequeno número de combinações lineares (componentes principais) de um conjunto de variáveis, que retenham o máximo possível da informação contida nos dados originais. Os componentes são extraídos na ordem do mais explicativo para o menos explicativo. Teoricamente, o número de componentes é sempre igual ao número de variáveis, entretanto, alguns poucos componentes são responsáveis por grande parte da explicação total. Uma vez determinado os componentes principais, seus valores numéricos (*scores*) podem ser calculados para cada elemento amostral, ou neste caso, para cada campanha realizada (Mingoti, 2005).

Como as variáveis não possuíam distribuição normal, foi necessário normalizá-los através de função logarítmica ($\log_{(10)} x + 1$) Para estandardizar as variáveis para a mesma escala, foi utilizado o método Z-Score, conforme a equação:

$$Z = \frac{X - X_m}{\sigma}$$

Onde, Z é o valor padronizado da variável, X é valor inicialmente encontrado da variável para cada parâmetro, X_m é o valor médio da variável (parâmetro) e σ é o desvio padrão da variável na amostra. A análise ACP foi realizada no pacote estatístico Statistica.

Biomonitoramento

Para a análise dos dados bentônicos, foram calculadas as métricas número total de indivíduos, número total de indivíduos por taxa, riqueza taxonômica e o Family-Level Biotic Index (FBI). A riqueza taxonômica é o número de táxons diferentes encontrados em cada campanha. O Family-Level Biotic Index considera o número de indivíduos encontrados em cada família e o grau de tolerância de cada taxa. Esse índice foi proposto por Hilsenhoff (1988) e utilizado na avaliação de alguns projetos de restauração de rios urbanos (Charbonneau & Resh, 1992; Purcell, Friedrich & Resh, 2002; Davis *et al.*, 2002; Purcell, 2004). Este pode ser definido pela fórmula:

$$FBI = \frac{\sum ni * ai}{N}$$

Onde ni é o número de indivíduos em cada família, ai é o nível de tolerância à poluição de cada família e N é o número total de indivíduos coletados.

Os resultados do índice devem ser interpretados segundo o exposto na tabela 4.5:

Tabela 4.5. Interpretação do Family-Level Biotic Index.

Biotic Index	Qualidade da água	Grau de poluição orgânica
0,00-3,50	Excelente	Poluição orgânica não aparente
3,51-4,50	Muito boa	Poluição orgânica muito leve
4,51-5,50	Boa	Poluição orgânica leve
5,51-6,50	Moderada	Poluição orgânica moderada
6,51-7,50	Moderadamente ruim	Poluição orgânica significativa
7,51-8,50	Ruim	Poluição orgânica muito significativa
8,51-10,0	Muito ruim	Poluição orgânica severa

Fonte: Hilsenhoff, 1988

Deve-se ressaltar que mesmo o FBI sendo desenvolvido para países de clima temperado, sua utilização em países tropicais tem obtido resultados satisfatórios. Isso porque a distribuição da maioria das famílias de macroinvertebrados é global, além da tolerância dos organismos não variar significativamente entre diferentes regiões e diferentes climas (Jacobsen *et al.*, 2008).

Os dados ambientais foram integrados aos dados bentônicos, a fim de elucidar as relações entre a qualidade dos ambientes fluviais e a estrutura da comunidade bentônica nas fases estudadas. Foi utilizada a Análise de Correlação Canônica (ACC) para inter-relacionar os dados, como sugerido por Johnson, Widerholm & Rosemberg (1993). O objetivo da ACC é determinar uma combinação linear para cada grupo de variáveis (dependentes e independentes) que maximize a correlação entre os dois grupos (Mingoti, 2005).

Em primeiro lugar, testou-se a correlação entre as variáveis independentes (neste caso, os parâmetros físico químicos e a pontuação do protocolo), para eliminar as variáveis redundantes e evitar o efeito da colinearidade (ter Braak & Smilauer 2002; Mingoti, 2005). Neste caso, foram utilizados os dados de OD, STD, condutividade elétrica, pH, fósforo total e resultados do Protocolo de Avaliação de Habitats. Os dados da comunidade bentônica (variável dependente) utilizados foram o número total de indivíduos dos taxas mais recorrentes (Oligochaeta, Chironomidae, Psychodidae, e Ceratopogonidae). Todos os dados foram transformados para a escala logarítmica ($\log_{(10)} x + 1$). A correlação das variáveis foi testada ao nível de 95% ($p < 0,05$) através da permutação de Monte Carlo (ter Braak & Smilauer 2002). A correlação foi construída no pacote estatístico Canoco.

Survey

O resultado do *survey* foi analisado a partir do pacote estatístico SPSS. Aos resultados tabulados foi atribuído um fator de expansão da amostra, para que o resultado das 179 pessoas entrevistadas fosse expandido para os 3679 moradores acima de 15 anos. Os dados foram analisados através de estatística descritiva, como sugerido por Bolfarine & Bussab (2005).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Parâmetros físico-químicos e bacteriológicos

Temperatura

Os resultados aferidos *in loco* constataam que, no geral a temperatura das águas do córrego Baleares oscilou entre 23°C e 25°C, indicando não haver fontes de poluição térmica em seu entorno. A exceção ocorreu em agosto de 2006, quando a temperatura observada foi de 32°C (figura 5.1).

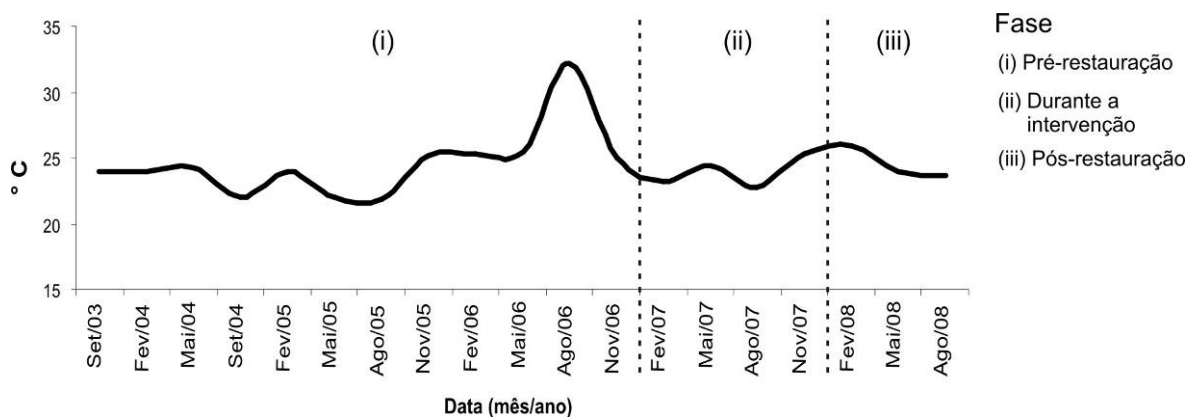


Figura 5.1. Variação da temperatura da água no córrego Baleares em todas as campanhas realizadas.

Os valores da temperatura d'água acima expostos acompanham as variações sazonais, ou seja, nos meses mais quentes do ano (novembro a abril) a temperatura é superior aos meses mais frios (maio a outubro). Esta é uma situação esperada tanto para águas poluídas por esgoto (von Sperling, 1995), quanto para águas naturais (Hermes & Silva, 2004). Resultados semelhantes foram encontrados em águas poluídas por efluentes urbanos no rio São Pedro, em Juiz de Fora, Minas Gerais (Dias, Wieloch & D'Agosto 2008).

Acredita-se que a anomalia observada em agosto de 2006 fora causada pela insolação, devido ao horário da coleta (12h00min) e pelas condições climáticas (ausência de nuvens e alta temperatura ambiente) e baixo fluxo hídrico.

A estabilidade adquirida no sistema provavelmente atenuará picos semelhantes ao observado em agosto de 2006. Neste caso, este parâmetro será importante no monitoramento ao longo do tempo, pois eventuais distúrbios na fase (iii) indicarão problemas na qualidade hídrica.

Potencial Hidrogeniônico (pH)

Em relação ao pH, nota-se na figura 5.2 a oscilação dos valores entre 6,8 e 7,5:

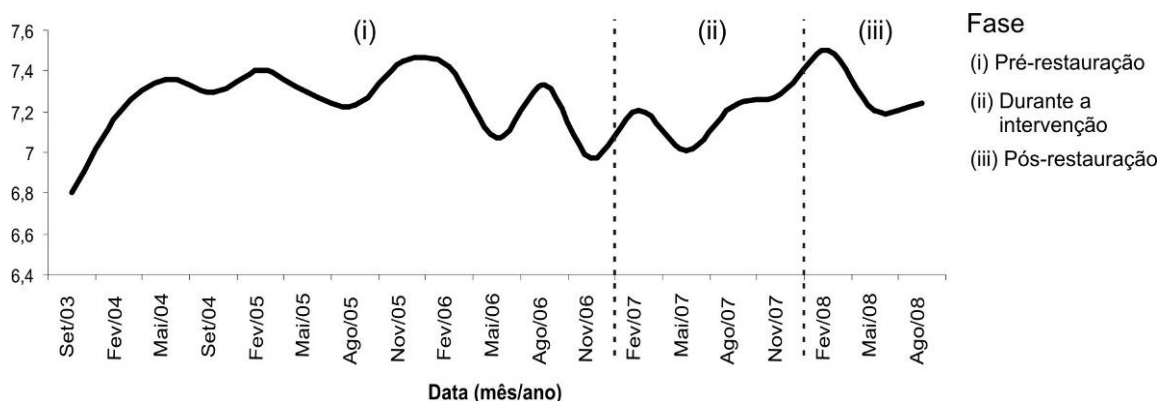


Figura 5.2. Variação do pH nas águas do córrego Baleares.

Estas observações são consideradas normais para as águas continentais (Hermes & Silva, 2004) e para o contexto geológico estudado (Paz *et al.*, 2008). Estes valores também se apresentam conformes para as Classes 1, 2 e 3, de acordo com a Resolução Conama 357/05.

As leituras possuem um padrão aleatório, caracterizando este parâmetro como insuficiente para atestar a mudança na qualidade da água do córrego Baleares após as intervenções.

Oxigênio Dissolvido (OD)

As concentrações de oxigênio dissolvido na água apresentam padrões distintos quanto às três fases analisadas: (i) pré-restauração, (ii) durante as intervenções e (iii) pós-restauração (figura 5.3-A).

Nas campanhas realizadas entre setembro de 2003 e novembro de 2006, (fase i) os valores de oxigênio dissolvido se mostraram abaixo de 4 mg L^{-1} , devido à

poluição orgânica proveniente dos efluentes *in natura* despejados no córrego Balears.

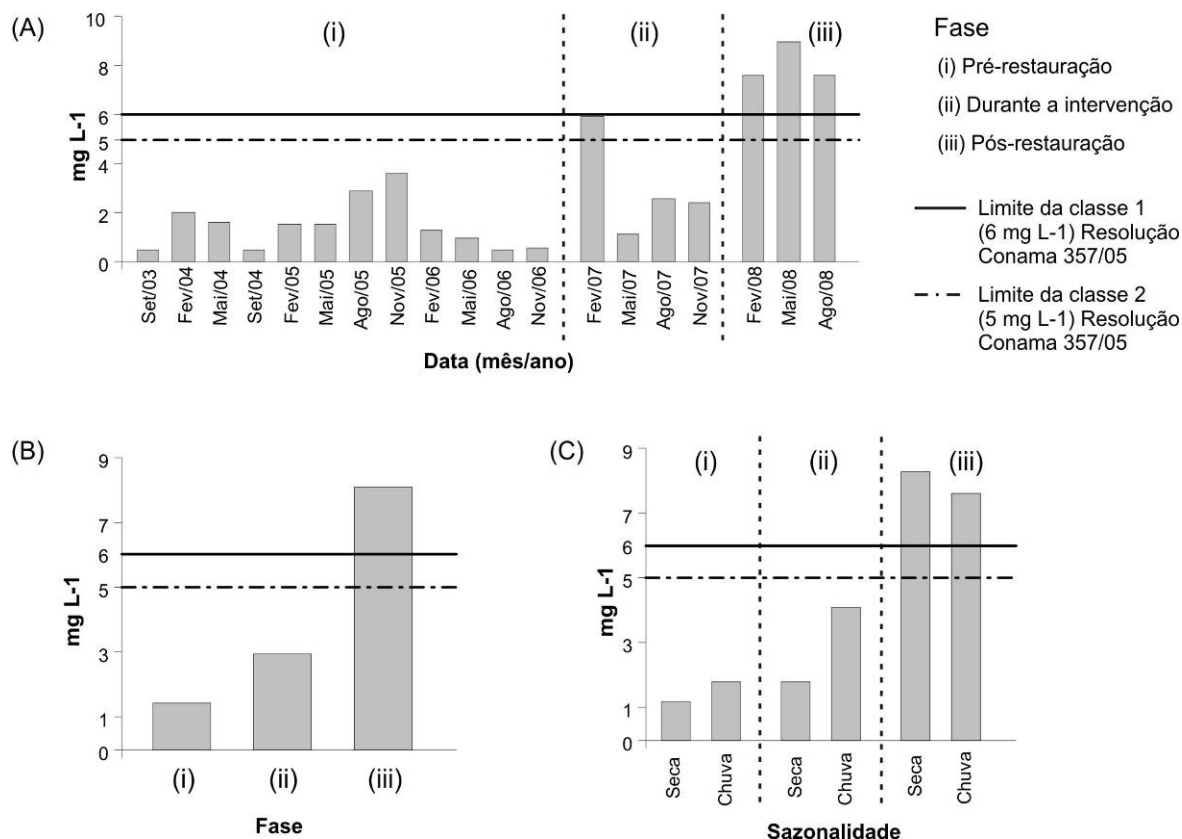


Figura 5.3. (A) Valores de OD na série temporal; (B) concentrações médias nas três fases; e (C) concentrações médias sazonais.

Na fase (ii) (campanhas realizadas em 2007), os valores continuaram baixos, com a exceção da coleta realizada em fevereiro de 2007, na qual a leitura indicou um valor acima de 5 mg L⁻¹. Em relação a esta data, pode-se afirmar que o aumento do fluxo hídrico proporcionado pela precipitação oxigenou as águas do córrego, através do turbilhonamento e da diluição da carga orgânica. Os resultados obtidos por Moreno (2008) corroboram esta hipótese, pois também houve um incremento nas taxas de oxigênio dissolvido em outros córregos poluídos por efluentes urbanos em Belo Horizonte na mesma data.

Nota-se que em 2008 (fase iii), após a retirada dos efluentes, as concentrações novamente atingiram valores superiores aos indicados pelas Classes 1 e 2 da Resolução Conama 357/05 (6 e 5 mg L⁻¹, respectivamente), mostrando os excelentes resultados das intervenções.

Em relação às concentrações médias observadas nas três fases, nota-se um considerável aumento ocorrido após as obras (figura 5.3-B). A retirada da carga orgânica, através da implantação de coletores de esgoto, é a principal responsável pela melhora imediata na qualidade hídrica. Estes resultados também foram encontrados por Ruley & Rush (2002), quando descrevem a situação de restauração e retirada da carga orgânica no Lago City Park, em Baton Rouge, Louisiana (EUA).

Analizando os padrões sazonais, nota-se nas fases (i) e (ii) que as concentrações médias de OD são superiores no período chuvoso ao período seco (figura 5.3-C). Isso ocorre devido à diluição dos efluentes pela água da chuva. Resultados similares foram encontrados por Lopes, Magalhães Jr. & Pereira (2008), quando este analisa o impacto do efluente urbano da cidade de Carrancas (Minas Gerais) sobre o ribeirão homônimo. Entretanto, há uma mudança no padrão observado na fase pós-restauração, na qual as concentrações médias de oxigênio dissolvido são superiores no período seco se comparado ao período chuvoso.

Este novo padrão demonstra que há uma mudança na principal fonte de poluição na bacia: a poluição difusa presente no escoamento superficial tem um impacto negativo maior na estação chuvosa, devido ao aumento das cargas dos elementos potencialmente eutrofizadores (Esteves, 1998). Este tipo de padrão também foi encontrado por Lee & Bang (2000), quando estes analisam o efeito poluidor do escoamento superficial em áreas urbanizadas nas cidades de Tajeon e Changui, Coréia do Sul; por Pesce & Wunderlin (2000), em seus estudos no rio Suquia, em Córdoba (Argentina); e por Colangelo (2007), no contexto pós-restauração do rio Kissimmee (Flórida, EUA).

Demanda Bioquímica de Oxigênio

Os resultados das análises de DBO para a fase (i) mostram valores acima de 80 mg L⁻¹ (1,9 log₍₁₀₎ mg L⁻¹), bem acima do limite estabelecido para as Classes 2 ou 3 na Resolução Conama 357/05 (figura 5.4-A). Esta alta demanda por oxigênio denota o elevado estado trófico das águas do córrego Baleares, causado pela presença de carga orgânica e de microorganismos decompositores, além de corroborar as baixas concentrações de OD naquele momento.

Na fase (ii), observa-se uma acentuada queda na demanda, com leituras em torno de 22 mg L^{-1} (ou $1,3 \log_{(10)} \text{ mg L}^{-1}$). Entretanto, estes valores ainda estavam acima dos limites estabelecidos na legislação brasileira. A partir de 2008 (fase iii), os valores da DBO decaíram consideravelmente, de forma progressiva. Nas duas últimas coletas realizadas, os valores atingiram os níveis recomendados pela Resolução Conama 357/05 para a Classe 2, conforme a figura 5.4-A:

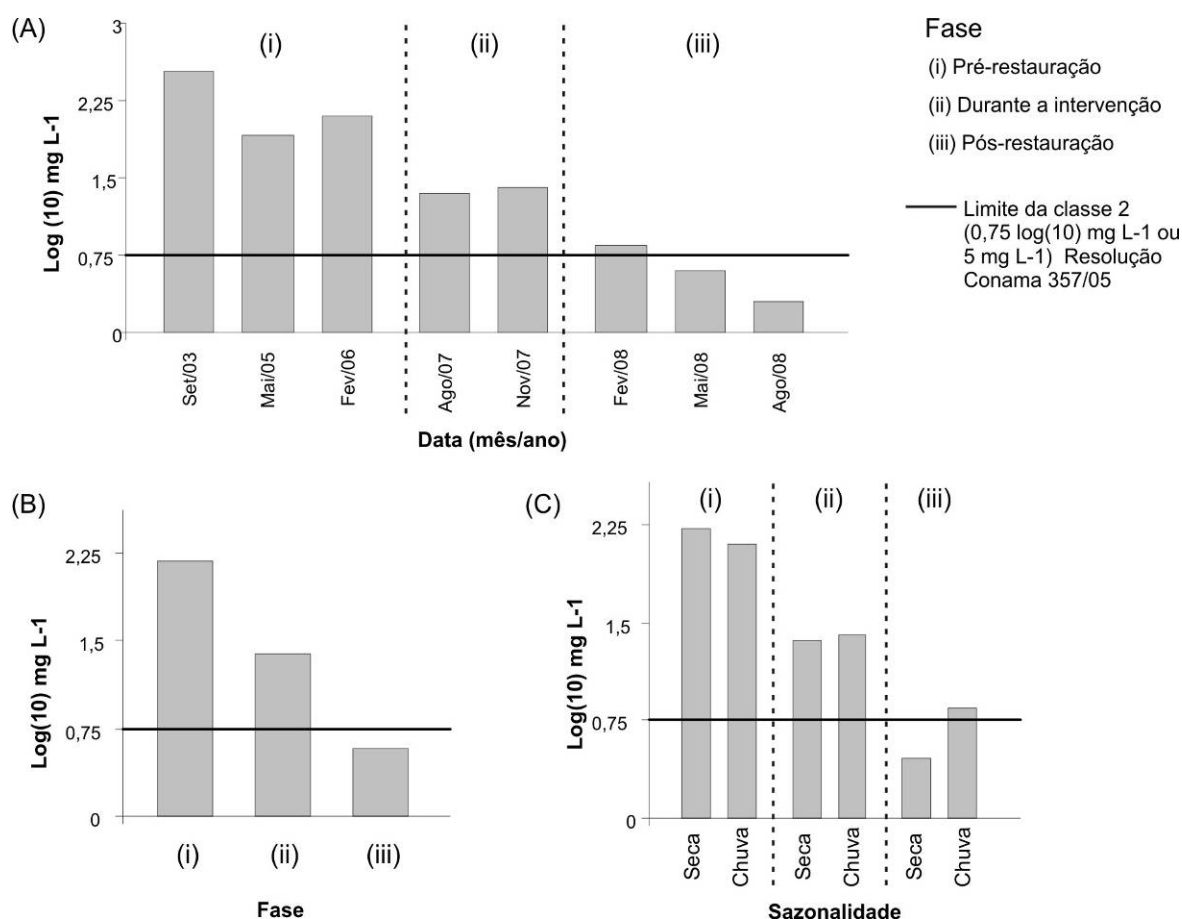


Figura 5.4. (A) Valores logaritmizados de DBO na série temporal; (B) concentrações médias logaritmizadas nas três fases; e (C) concentrações médias sazonais logaritmizadas.

A figura 5.4-B apresenta o declínio na demanda média entre as fases (i) e (ii), e (ii) e (iii), comprovando a evolução na melhoria hídrica em relação a este parâmetro.

Os valores médios sazonais da DBO estão expostos na figura 5.4-C. Na fase (i), as concentrações relativas ao período chuvoso foram inferiores ao período seco, devido à diluição da carga orgânica causada pelo aumento da carga hídrica

referente à precipitação. Este padrão também foi observado no rio Carrancas ao longo do monitoramento realizado por Lopes, Magalhães Jr. & Pereira (2008).

Nas fases (ii) e (iii), nota-se uma inversão no padrão, estando esta associada (principalmente na fase iii) a carga de poluentes proveniente do escoamento superficial. Estes resultados também foram encontrados por Lee & Bang (2000).

Nitrogênio Total

As concentrações de nitrogênio total presentes nas águas do córrego Baleares sofreram severas modificações dentro da série temporal disponível.

No geral, as quantidades de Nitrogênio Total apresentadas na fase (i), atingiram um patamar acima do recomendado pela legislação brasileira, com valores superiores a 20 mg L^{-1} ($1,3 \log_{(10)} \text{ mg L}^{-1}$). As exceções ocorreram em agosto e novembro de 2005 e novembro de 2006, quando as concentrações foram bem abaixo do padrão encontrado na fase (i) (figura 5.5-A).

A fase (ii) foi marcada por uma sensível melhora na qualidade hídrica em relação ao Nitrogênio Total, provavelmente em decorrência da implantação gradual dos coletores de esgoto. A partir deste momento até a fase (iii), as concentrações se apresentaram dentro das especificações da Resolução Conama 357/05 para os sistemas lóticos continentais.

Analizando os valores médios obtidos nas três fases, nota-se a considerável melhora na qualidade hídrica entre as fases (i) e (ii), e (ii) e (iii) (figura 5.5-B). Declínio nas quantidades de Nitrogênio Total entre a fase pré-restauração e pós-restauração também foram observadas no Lago City Park (Ruley & Rusch, 2002), após a retirada dos efluentes urbanos. As concentrações médias a partir da fase (ii) enquadram as água do córrego Baleares na classe 2, segundo a legislação ambiental brasileira (Conama, 2005).

Observa-se na figura 5.5-C que as concentrações médias entre os períodos sazonais nas fases (i) e (ii) seguem o mesmo padrão encontrado por Maillard e Pinheiro-Santos (2008) na calha do rio das Velhas (este ambiente também apresenta elevada carga orgânica): concentrações menores no período chuvoso em relação ao seco, devido ao efeito diluidor das águas pluviais.

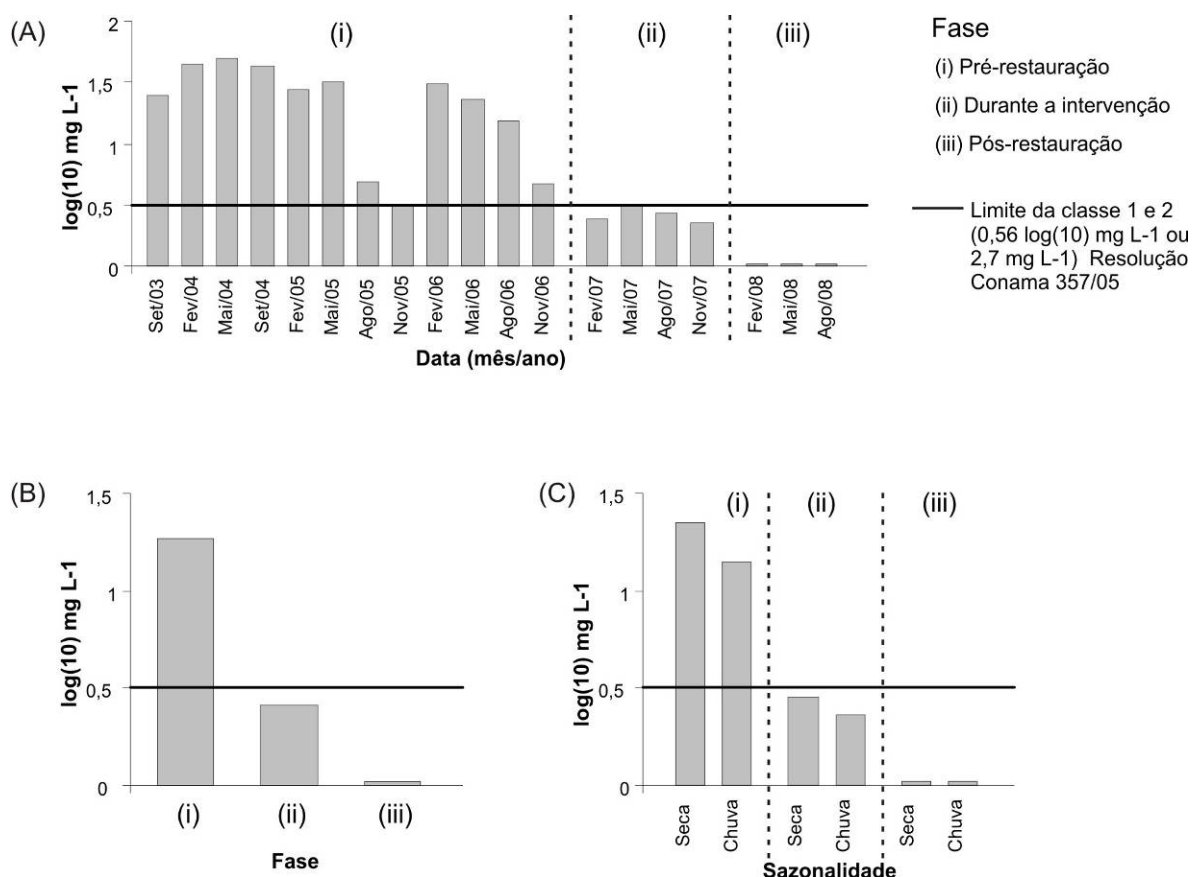


Figura 5.5. (A) Valores logaritmizados de Nitrogênio Total na série temporal; (B) concentrações médias logaritmizadas nas três fases; e (C) concentrações médias sazonais logaritmizadas.

Os valores das três leituras aferidas na fase (iii) se apresentam estabilizadas em 0,056 mg L⁻¹ (0,02 log₍₁₀₎ mg L⁻¹). Entretanto, este é o valor mínimo encontrado devido à limitação do método empregado, não permitindo conclusões sobre as concentrações sazonais nesta fase. Entretanto, Esteves (1998) sugere que, devido aos poluentes presentes na atmosfera das áreas urbanas, as águas pluviais tendem a carrear mais nitrogênio para os cursos d'água no período chuvoso.

Fósforo Total

As análises de Fósforo Total realizadas nas águas do córrego Baleares apresentam elevadas concentrações deste nutriente. Nas coletas realizadas em setembro de 2003 e agosto de 2006, os valores foram superiores a 4 mg L⁻¹. Acredita-se que o pouco volume de água, decorrente do déficit hídrico comum neste período (Ribeiro & Mol, 1985), seja o responsável pelas altas quantidades

de Fósforo Total encontradas. No geral, as demais coletas realizadas na fase (i) também apresentam valores inconformes, com concentrações acima de 1 mg L^{-1} , ou seja, 10 vezes superior ao limite estipulado para as Classes 1 e 2 na Resolução Conama 357/05 (figura 5.6-A).

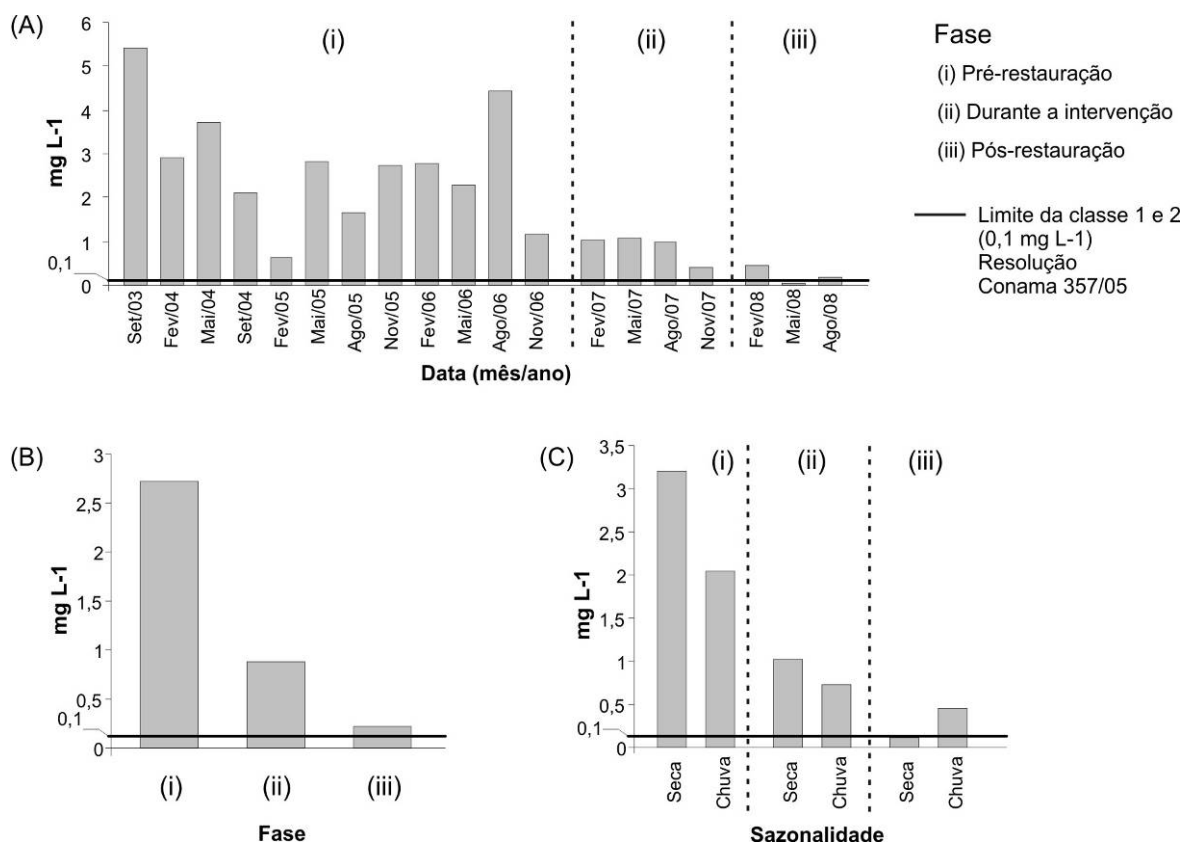


Figura 5.6. (A) Valores de Fósforo Total na série temporal; (B) concentrações médias nas três fases; e (C) concentrações médias sazonais.

Apesar das concentrações de Fósforo Total declinarem a partir da fase (ii), denotando a melhoria na qualidade hídrica em relação a este parâmetro, os padrões atuais (fase iii), apesar de próximos, ainda não contemplam os limites estabelecidos pela resolução Conama 357/05 para a Classe 2. Entretanto, a diminuição gradual na quantidade de Fósforo Total sugere boas perspectivas para o futuro.

A figura 5.6-B mostra um considerável decréscimo nas concentrações médias de Fósforo Total, entre as três fases analisadas. Charbonneau & Resh (1992) observaram resultados semelhantes ao avaliar o projeto de restauração do

córrego Strawberry, em Berkeley, Califórnia (EUA); assim como Ruley & Resch (2000) no lago City Park.

Em relação às concentrações médias sazonais, as fases (i) e (ii) apresentam valores inferiores no período chuvoso ao período seco, seguramente porque as águas pluviais estavam diluindo a carga de Fósforo Total decorrente dos efluentes. Resultado semelhante foi encontrado no rio das Velhas por Maillard & Pinheiro-Santos (2008).

Observando a figura 5.6-C, constata-se que após a retirada da carga orgânica, há a inversão neste padrão, devido à poluição atmosférica e a outras impurezas presentes no solo urbano e carregadas pelas águas pluviais (Esteves, 1998). Estes resultados também foram encontrados em outras áreas urbanizadas livres de esgotos (Lee & Bang, 2000).

Turbidez

Em relação à turbidez, não se observa nos valores apresentados na figura 5.7-A um padrão bem definido. Nas duas campanhas iniciais, as leituras superaram o limite de 100 UTN estabelecido como referência para a Classe 2 na Resolução Conama 357/05. Nas datas seguintes, a condição das águas do córrego Baleares se mostrava satisfatória em relação a este parâmetro, comportamento observado até maio de 2005. Entretanto, a partir de agosto de 2006, a Turbidez superou os limites estabelecidos pela legislação. Considerando que o despejo de efluentes era a principal fonte de poluição nesta fase, estes valores estão associados à carga orgânica em detrimento do transporte de sedimentos.

Os valores para a Turbidez durante a fase (ii) também são elevados, entretanto, é possível que a contribuição dos sedimentos mobilizados pela obra tenha interferido. Durante a etapa de intervenção da restauração do rio Kissimmee, Flórida, EUA observou-se comportamento similar: aumento da turbidez e posterior declínio ao final das intervenções (Colangelo & Jones, 2005). A partir de novembro de 2007, os valores foram reduzidos drasticamente, devido à conclusão da maior parte da rede coletora de esgoto e das intervenções que produziam sedimentos. Nas campanhas de 2008 (fase iii), os valores se apresentam abaixo

de 10 UTN, e neste caso dentro das especificações para a Classe 2 (100 UTN) e Classe 1 (40UTN) da legislação ambiental brasileira (Conama, 2005).

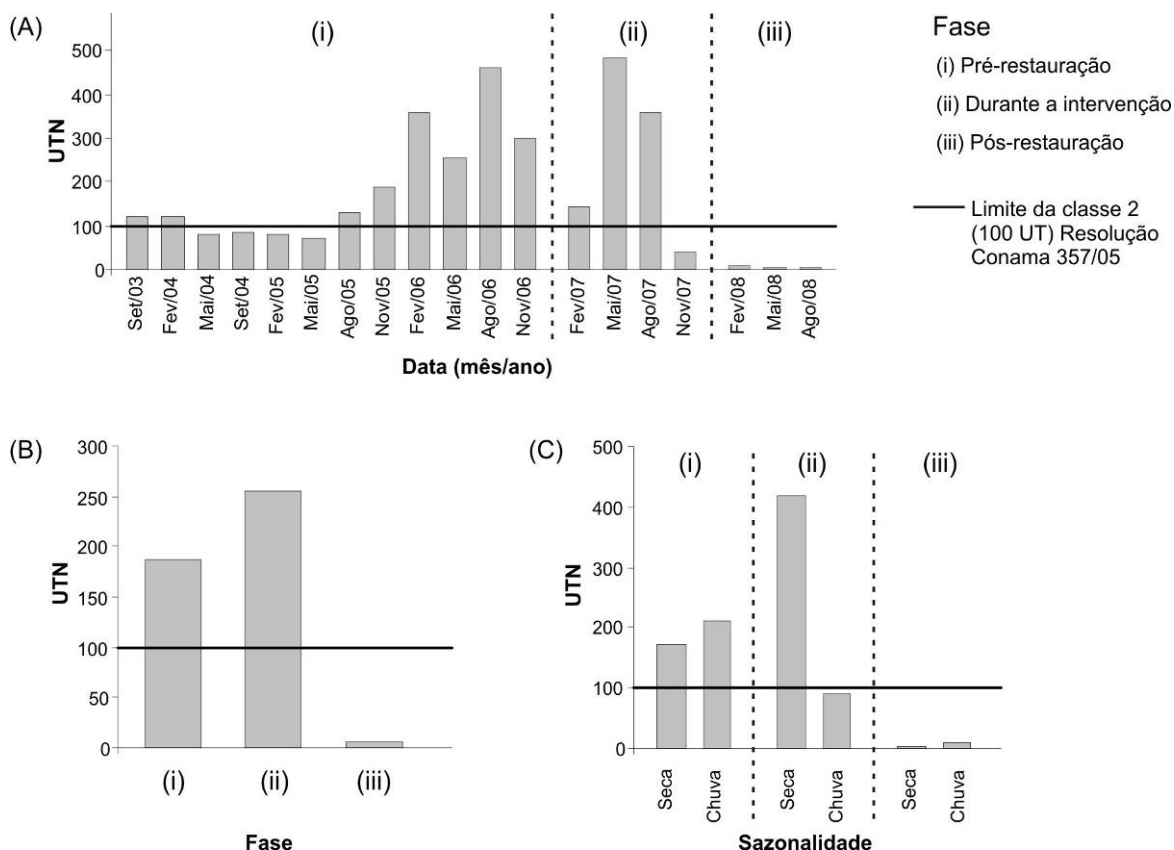


Figura 5.7. (A) Valores da Turbidez na série temporal; (B) concentrações médias nas três fases; e (C) concentrações médias sazonais.

Analisando as concentrações médias nas fases (i), (ii) e (iii) apresentados na figura 5.7-B, observa-se que durante a obra os valores médios foram superiores aos encontrados na fase (i), conforme já explicitado. As leituras auferidas após a restauração são bem inferiores às fases anteriores, indicando bons resultados desta, assim como os encontrados por Charbonneau & Resh (1992) no córrego Strawberry.

Sobre os valores médios observadas durante as três fases, observa-se no período pré-restauração que as águas na estação chuvosa apresentam-se mais turvas em relação à estação seca. Este é um comportamento coerente, pois no período chuvoso os cursos d'água transportam um maior aporte de sedimentos, apesar da elevada carga orgânica. Estes resultados acompanham os encontrados

por Fritzons *et al.* (2003) no rio Capivari (município de Colombo, Paraná) e por Maillard & Pinheiro-Santos (2008) no rio das Velhas.

Na fase (ii), há uma inversão no padrão, devido ao período seco estar relacionado à fase mais intensiva das intervenções físicas na bacia. Em 2008 (fase iii), a situação esperada retorna, ou seja, os valores da estação seca são inferiores a estação chuvosa (figura 5.7-C).

Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

A quantidade de Sólidos Totais Dissolvidos nas águas do córrego Baleares, no geral, apresenta concentrações inferiores ao estabelecidos para as Classes 1, 2 e 3 da Resolução Conama (figura 5.8-A).

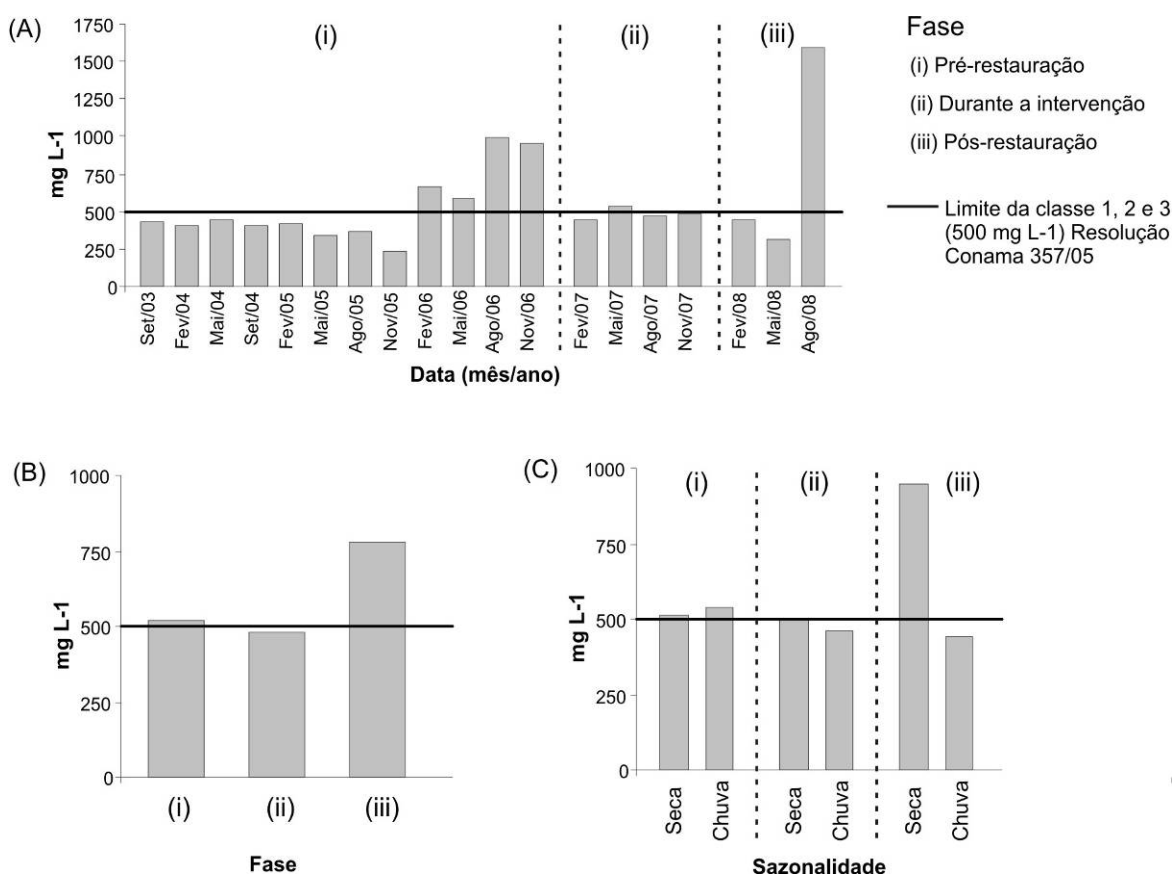


Figura 5.8. (A) Valores de Sólidos Totais Dissolvidos na série temporal; (B) concentrações médias nas três fases; e (C) concentrações sazonais.

Observa-se na fase (i) que os valores se mantiveram abaixo dos níveis tolerados até o final do ano de 2005. No ano de 2006, todas as amostras apresentaram

valores acima do permitido. Durante as obras (fase ii), os valores se mantiveram estabilizados em torno da concentração limite para as classes 1, 2 e 3. Na fase (iii), as duas primeiras campanhas apresentaram concentrações de STD dentro do padrão aceito pelo Conama, entretanto, em agosto de 2008 há um acréscimo considerável nas concentrações observadas. Este tipo de discordância no padrão pode eventualmente acontecer, estando associada a vários fatores presentes na complexa dinâmica hídrica superficial encontrada em áreas urbanizadas, semelhante ao encontrado por Lee & Bang (2000).

A figura 5.8-B expõe as concentrações médias encontradas nas três fases analisadas. Nota-se que nas fases (i) e (ii) que os valores médios se apresentam bem próximos. Entretanto, na fase (iii), quando se esperaria um declínio nas concentrações médias em decorrência da melhora hídrica, observou-se um aumento, ocasionado, sobretudo pela leitura auferida em agosto de 2008. Caso este dado fosse eliminado, as médias na fase (iii) apresentariam um padrão inferior às fases (i) e (ii), conforme o encontrado por Charbonneau & Resh (1992).

Analisando os valores médios sazonais nas três fases, nota-se no momento pré-restauração que as concentrações encontradas na estação chuvosa são ligeiramente superiores às da estação seca. No momento (ii) há uma inversão nas médias, estando o período seco um pouco superior ao período chuvoso (figura 5.8-C). Os padrões encontrados nestas fases possuem um comportamento similar ao observado para a Turbidez, o que é coerente. Padrões de correspondência entre os valores de Turbidez e STD também foram observados nos estudos de Pesce & Wunderlin (2000); e Lopes, Magalhães Jr. & Pereira (2008).

Na fase (iii), devido ao valor registrado em agosto de 2008, as concentrações médias na estação seca foram superiores às da estação chuvosa. Se descartar-se a leitura de agosto, o padrão seria o inverso. Neste caso acompanharia os resultados de Lee & Bang (2000) para o escoamento superficial de áreas urbanizadas.

Condutividade Elétrica

No geral, os valores de Condutividade Elétrica observados na figura 5.9-A são elevados, apresentando leituras acima de $400 \mu\text{S cm}^{-1}$ em toda a fase (i) e parte

da fase (ii). Em novembro de 2007 ocorreu o menor valor em todo o monitoramento: $60 \mu\text{S cm}^{-1}$. A fase (iii) novamente apresenta valores acima de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$, denotando a influência urbana; neste caso associada ao escoamento superficial (Cetesb, 2005).

Ressalta-se que a Resolução Conama 357/05 não apresenta parâmetros de qualidade para a Condutividade Elétrica, pois esta pode estar condicionada ao contexto geológico, por exemplo (Hermes & Silva, 2004). Neste caso, adotou-se como referencia valores abaixo de $75 \mu\text{S cm}^{-1}$, de acordo com a área minimamente exposta à pressões antrópicas situada no mesmo contexto geológico na bacia do rio das Velhas (Paz *et al.*, 2008). Por se situar em uma área urbanizada, dificilmente as águas do córrego Baleares apresentarão baixos valores para a Condutividade Elétrica, devido às fontes de poluição difusa presentes no ambiente (Esteves, 1998). Entretanto, analisando as três fases, observa-se um decréscimo progressivo nos valores médios (figura 5.9-B).

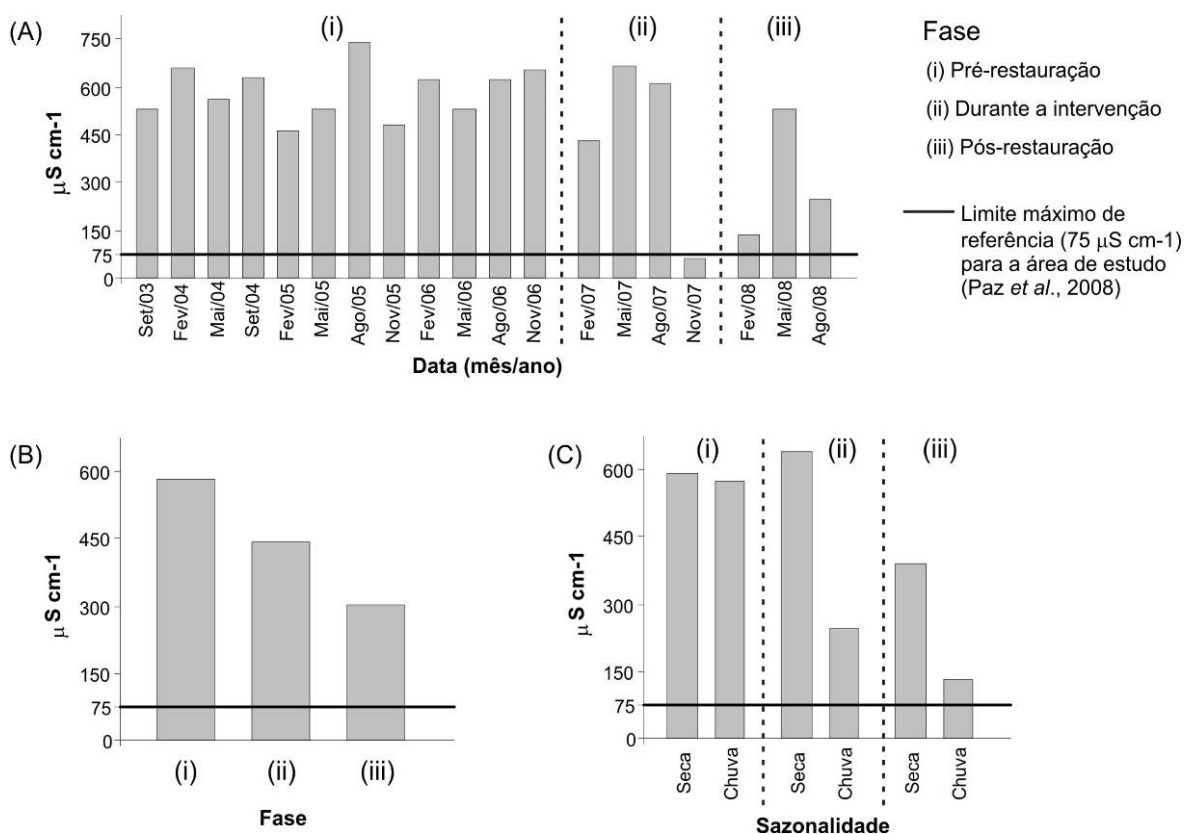


Figura 5.9. (A) Valores de Condutividade Elétrica na série temporal; (B) concentrações médias nas três fases; e (C) concentrações sazonais.

Em relação à sazonalidade, nota-se que enquanto na fase (i) não há variação acentuada entre as médias, nos momentos (ii) e (iii) os dados da estação seca se apresentam mais elevados em relação à estação chuvosa (figura 5.9-C). Nas fases (i) e (ii), nas quais há a influência dos efluentes, os dados seguem o padrão observado nos estudos de Daniel *et al.* (2001) na bacia do rio Piracicaba (São Paulo) e de Dias, Wieloch, & D'Agosto (2008), no córrego São Pedro, em Juiz de Fora (Minas Gerais). Na fase (iii), o padrão apresentado também é coerente, conforme o exposto por Daniel *et al.* (2001), que também estudaram bacias urbanas e rurais sem a influência de efluentes.

Coliformes Termotolerantes

Em linhas gerais, o padrão apresentado pelas análises de Coliformes Termotolerantes corrobora os resultados das concentrações de nutrientes e de oxigênio dissolvido, além da DBO.

Analizando os dados apresentados na figura 5.10-A, na fase (i) e (ii) nota-se que os valores para o número mais provável (NMP) de Coliformes Termotolerantes são superiores ao limite estipulado pela Classe 2 da Resolução Conama 357/05. Destaca-se que o NMP de maio de 2004 e setembro de 2004 alcançaram mais de 9 milhões de organismos por 100 ml ($6,9 \log_{(10)} \text{NMP } 100 \text{ ml}^{-1}$). As leituras de fevereiro de 2006 mostram as menores concentrações na fase (i), com 2400 NMP 100 ml^{-1} ($3,4 \log_{(10)} \text{NMP } 100 \text{ ml}^{-1}$).

Durante a fase (ii), a quantidade de organismos encontrados continuou elevada, até o momento em que todos os coletores foram implantados. O reflexo das obras transpareceu em 2008 (fase iii): o NMP em todas as coletas decaiu a níveis extremamente baixos, comparando com as fases (i) e (ii) (abaixo de 17 NMP ou $1,2 \log_{(10)} \text{NMP } 100 \text{ ml}^{-1}$). Estes valores estão conformes com a Classe 1 da Resolução Conama 357/05.

Este declínio nas concentrações médias entre as fases pré-restauração e pós-restauração (figura 5.10-B) também foi encontrado por Charbonneau & Resh (1992) no córrego Strawberry, entretanto, sem alcançar os baixos valores do córrego Baleares na atualidade.

Em relação ao NMP médio sazonal de Coliformes Termotolerantes, nota-se o mesmo padrão nas três fases: valores inferiores na estação chuvosa se comparados à seca (figura 5.10-C). Entretanto, este não é um padrão comum em relação a este parâmetro, que no geral se apresenta em maior quantidade no período chuvoso, devido à contribuição de material fecal presente no escoamento superficial, conforme encontrado em áreas urbanas por Servais *et al.* (2007) na bacia do rio Sena (França).

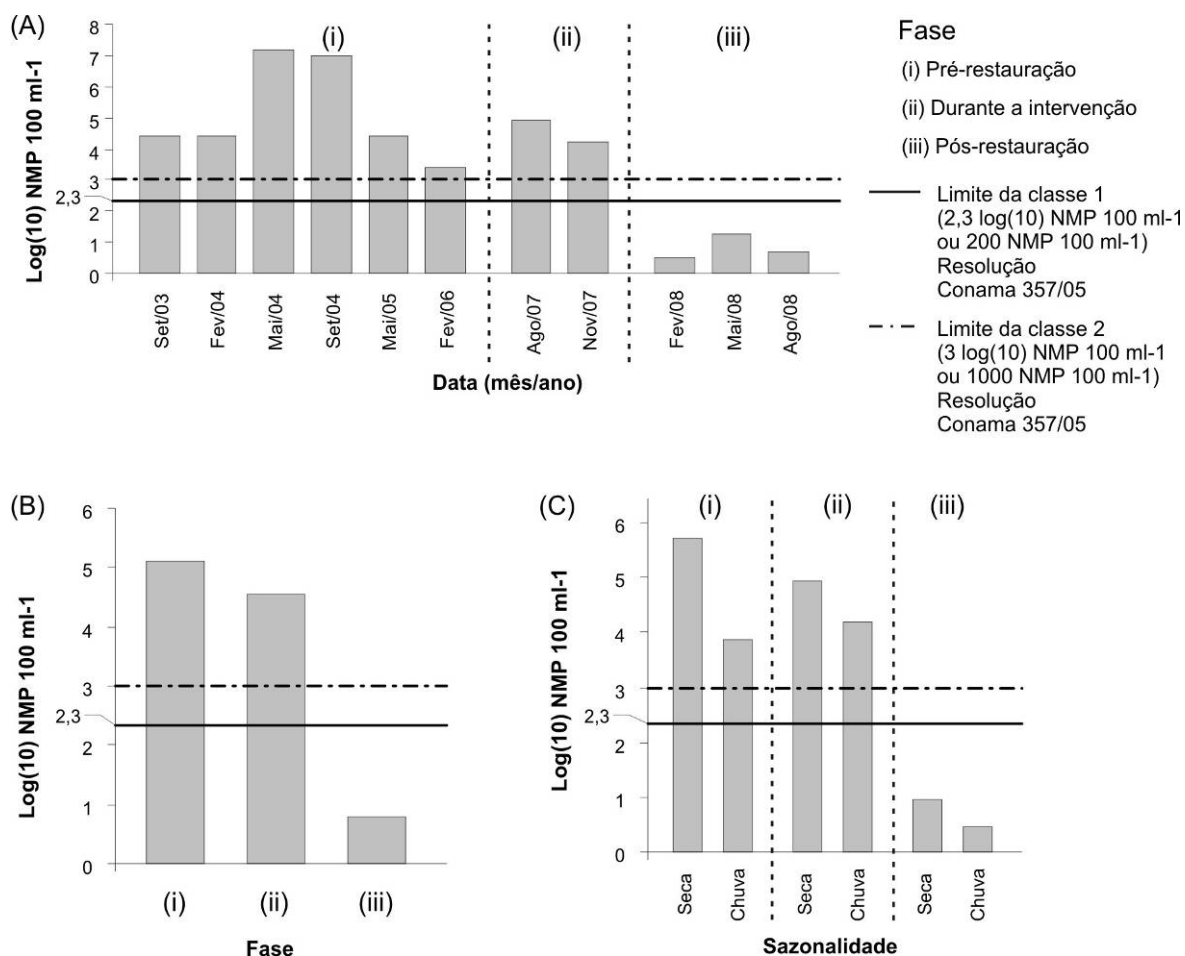


Figura 5.10. (A) Valores logaritmizados do NMP de Coliformes Termotolerantes na série temporal; (B) NMPs médios logaritmizados nas três fases; e (C) NMPs médios sazonais logaritmizados.

Entretanto, Pesce & Wunderlin (2000) encontraram em algumas estações amostrais no contexto urbano de Córdoba (Argentina) um padrão semelhante ao córrego do Baleares: concentrações superiores no período seco se comparado ao chuvoso. O mesmo ocorreu em algumas estações amostradas nos estudos em área tropical realizados por Isobe *et al.* (2004), quando estes analisaram o delta

do rio Mekong (Vietnã). Neste caso, devem-se coletar amostras com maior periodicidade para determinar com segurança o padrão sazonal no córrego Baleares.

Análise de Componentes Principais (ACP)

Os resultados da ACP para os parâmetros do monitoramento da qualidade hídrica indicam que o Fator (1) explica cerca de 68% da variância dos dados, enquanto o Fator (2) explica quase 12%. Neste caso a variabilidade dos dados foi explicada em 80% apenas com os dois primeiro eixos. A tabela 5.1 mostra estes resultados:

Tabela 5.1. Resultado dos fatores e respectivos autovalores e variância total explicada para os parâmetros avaliados.

Variável	Fator 1	Fator 2	Fator 3
OD	0,967	-0,101	-0,207
DBO	-0,972	-0,031	0,102
Nitrogênio Total	-0,931	0,126	-0,120
Fósforo Total	-0,936	0,115	-0,113
Turbidez	-0,878	0,116	0,127
STD	0,329	0,937	0,092
Cond. Elétrica	-0,495	0,060	-0,835
<i>Escherichia Coli</i>	-0,850	-0,137	0,295
Autovalores	5,466	0,953	0,889
Variância total (%)	68,34	11,92	11,12

Tabulação: Diego Macedo, 2009

O Fator (1) pode ser descrito como um índice relativo da qualidade hídrica do córrego Baleares, pois os parâmetros Condutividade Elétrica, Fósforo Total, Nitrogênio Total, Turbidez, *Escherichia Coli* e DBO estão inversamente correlacionados ao Oxigênio Dissolvido. Ou seja, a análise conjunta dos dados indica que o aumento das concentrações de OD em uma coleta acompanham o declínio nos valores dos demais parâmetros. Entretanto, o STD possui relação direta com a qualidade hídrica, principalmente por causa do alto valor encontrado em agosto de 2008. Porém, o baixo valor de seu coeficiente (0,329) indica que sua contribuição é baixa no Fator (1), ou seja, este é o parâmetro de menor importância neste índice relativo.

Em relação aos coeficientes calculados para os parâmetros Fósforo Total, Nitrogênio Total, OD, Turbidez, *Escherichia Coli* e DBO, todos são superiores a

0,85, ou seja, o Fator (1) explica satisfatoriamente a variabilidade encontrada (Mingoti, 2005), validando o índice. O coeficiente para a Condutividade Elétrica esteve abaixo de 0,7, e neste caso, é um parâmetro pouco importante, assim como o STD. Em relação ao Fator (2), todos os parâmetros possuem baixos coeficientes, com a exceção do STD. Neste caso, este eixo pode explicar a variabilidade na concentração de Sólidos Totais Dissolvidos na água.

A figura 5.11 mostra a relação entre os parâmetros de qualidade hídrica, as campanhas e os valores (*scores*) dos eixos X e Y:

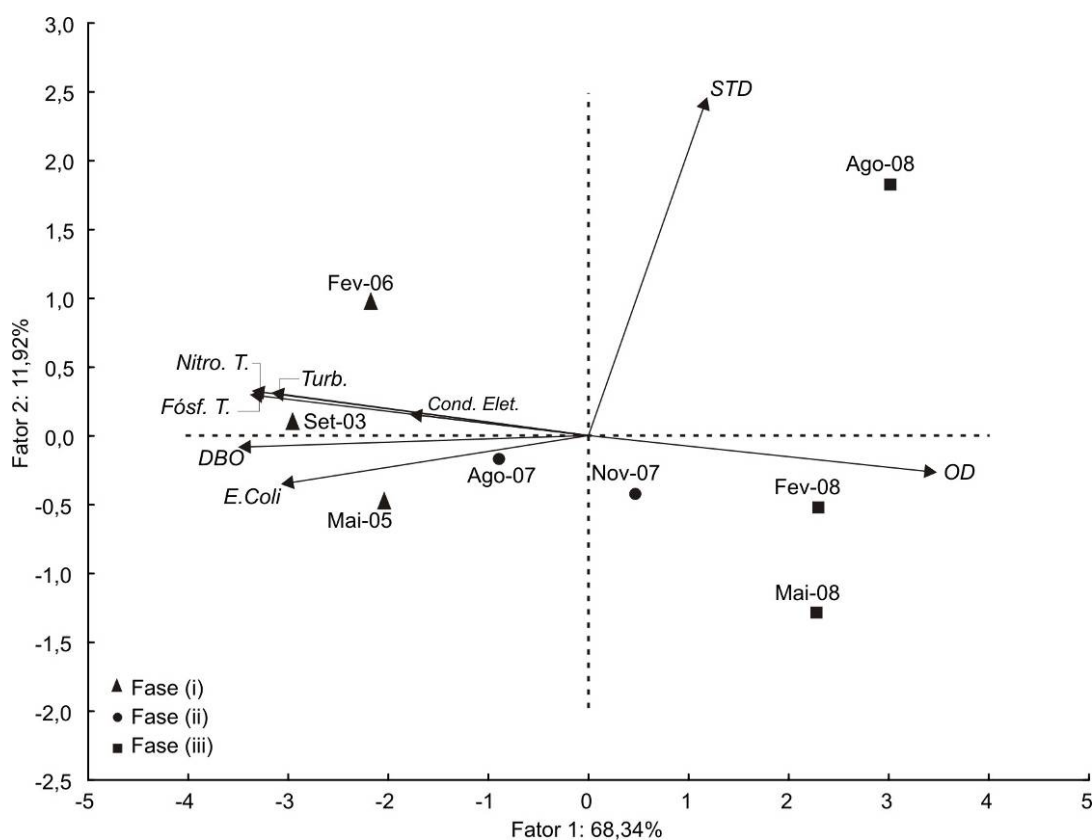


Figura 5.11. Representação bidimensional para o resultado dos parâmetros e campanhas.

A figura representa em seu eixo X o Fator (1). Observa-se na representação que o OD encontra-se no lado oposto aos demais parâmetros, exceto o STD. Em relação ao eixo Y, o mais importante é notar que todos os parâmetros se apresentam próximo ao valor neutro, à exceção do STD.

Em relação às campanhas, nota-se que as coletas realizadas na fase (i) possuem seus *scores* negativos, e as realizadas na fase (iii), positivos. Como a fase (ii)

indica a transição, observa-se que a coleta de agosto de 2007 possui o seu valor negativo, entretanto próximo ao zero. A campanha de novembro de 2007 tem esta mesma característica, embora possuindo o valor positivo. Nota-se no eixo Y que a coleta de agosto de 2008 possui o *score* mais alto, demonstrando que esta coleta foi responsável pela anomalia nos dados de STD.

Os resultados das análises dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos indicam uma sensível melhora da qualidade hídrica do córrego Baleares após as intervenções de restauração executadas, assim como nos casos analisados por Charbonneau & Resh (1992), Ruley & Rusch (2002) e Colangelo (2007). Esta pesquisa limita-se até o momento imediatamente após o término das intervenções, sendo os resultados mais expressivos ligados à implantação da rede de esgoto e da coleta de lixo em 100 % dos domicílios.

A coleta dos efluentes tem um efeito ambiental positivo e é claramente perceptível no aspecto da água (cor, odor, etc.) e nos principais parâmetros indicadores de poluição orgânica (OD, DBO, Nitrogênio Total, Fósforo Total e Coliformes Termotolerantes). Todos estes indicadores apresentaram uma sensível melhora na fase pós-restauração em relação à fase (i). Entretanto, dentre estes valores, os resultados mais expressivos são os do OD e dos Coliformes Termotolerantes, que atualmente possuem valores em conformidade com a Classe 1 da Resolução Conama 357/05. Deve-se destacar que estes são os indicadores de qualidade hídrica mais importantes no Brasil (Magalhães Jr., 2003), valorizando os resultados desta pesquisa.

O STD e a Condutividade Elétrica indicam o quanto é importante a contribuição da poluição difusa do escoamento superficial em áreas urbanas nos corpos d'água (Dunne & Leopold, 1978; von Sperling, 1995). Apesar destes parâmetros apresentarem redução em suas concentrações (associada à captação do esgoto), suas leituras acima dos limites atestam o quanto a poluição difusa ainda é fonte de íons para o córrego Baleares.

Outra mudança ocorreu no comportamento dos valores médios sazonais na maior parte dos parâmetros analisados. Enquanto o padrão nas fases (i) e (ii) denota a contribuição da carga orgânica, que sofre interferência da diluição referente às

águas pluviais, na fase pós-restauração, estas tendem a piorar a qualidade hídrica, devido à poluição difusa presente no escoamento superficial. Entretanto, deve-se continuar o monitoramento para comprovar esta hipótese, pois a fase (iii) não possui uma quantidade suficiente de campanhas para comprovar estatisticamente esta tendência.

Sabe-se que o escoamento superficial em áreas urbanas possui uma considerável contribuição na poluição de corpos d'água (Leopold & Dunne, 1978; von Sperling, 1995; Esteves, 1998; Walsh *et al.*, 2005). Entretanto, Bollmann & Marques (2006) destacam que a densidade demográfica, o tipo de uso do solo (industrial, comercial ou residencial), a frequência da limpeza urbana e a intensidade do tráfego de veículos influenciam diretamente na quantidade do aporte dos poluentes no escoamento superficial. No caso da bacia do córrego Baleares, o baixo tráfego de veículos, o uso predominantemente residencial e a frequência da limpeza urbana criam uma perspectiva favorável em relação ao baixo impacto sobre o córrego. Os dados da estação chuvosa na fase (iii) corroboram esta hipótese, pois mesmo com o incremento de nutrientes, não se observa uma grande deterioração na qualidade hídrica.

5.2 Biomonitoramento

A pontuação do Protocolo de Avaliação de Habitats é uma importante ferramenta que deve ser interpretada em conjunto ao biomonitoramento (Callisto *et al.*, 2002).

A figura 5.12 mostra os resultados do levantamento realizado no córrego Baleares. Os resultados expõem valores abaixo de 40 pontos na maioria das campanhas na fase (i) e em todas da fase (ii). No ano de 2006, observava-se uma progressiva melhora dos habitats, principalmente em relação à heterogeneidade dos sedimentos depositados no leito. Entretanto, em decorrência das obras, no ano de 2007 há uma homogeneização do fundo, em razão do aumento no aporte de sedimentos comprovados pelo monitoramento da turbidez.

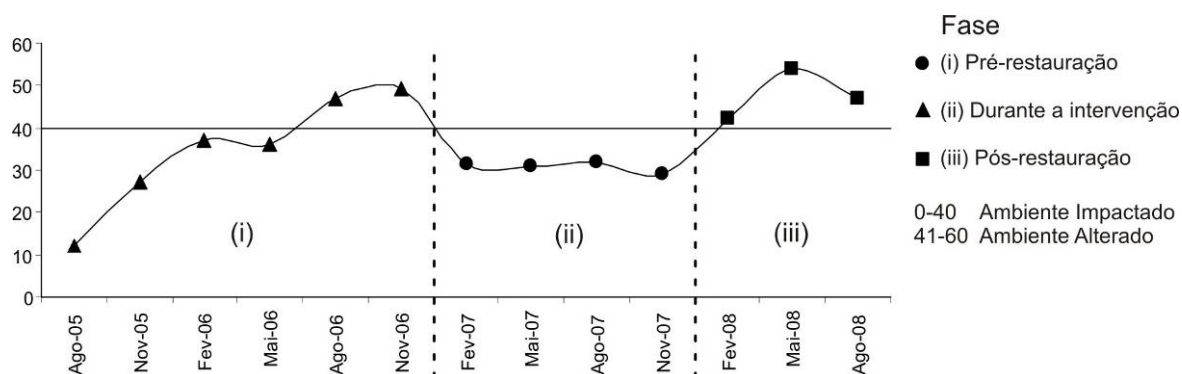


Figura 5.12. Resultado do Protocolo de Avaliação de Habitats.

Em 2008 (fase iii) todas as interpretações do Protocolo resultaram em *scores* acima de 40 pontos, indicando uma tendência de melhora. Esta é corroborada analisando os valores médios para o Protocolo de Avaliação de Habitats (figura 5.13):

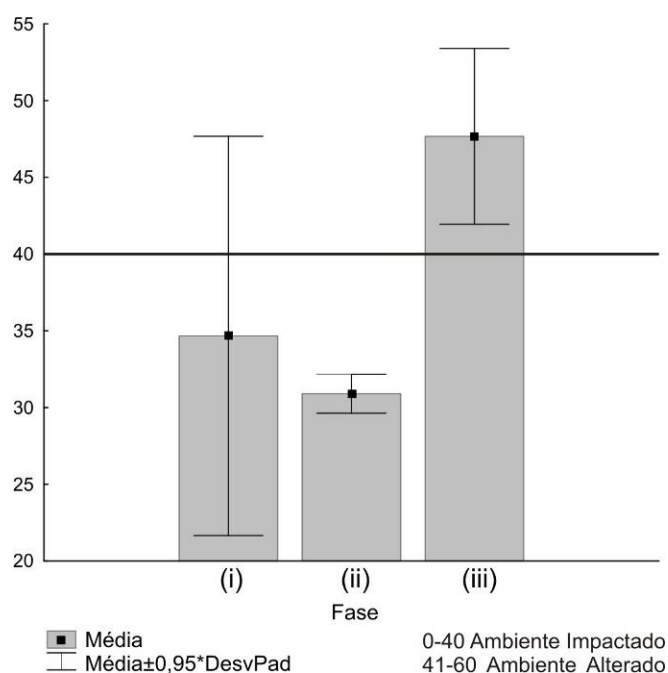


Figura 5.13. Valores médios para o Protocolo de Avaliação de Habitats nas três fases analisadas.

Os aspectos que mais contribuíram para a melhora estão ligados à aparência da água (p.ex.: cheiro, cor, odor, etc.). Estes resultados são similares aos encontrados por Purcell (2004), na segunda avaliação do córrego Baxter (Califórnia/EUA).

Em relação aos macroinvertebrados bentônicos, foram triados e identificados 7.254 organismos divididos em 10 famílias de insetos (9 Diptera e 1 Coleoptera) além de Oligochaeta. A maior riqueza (7 famílias) foi encontrada em agosto de 2006, entretanto, bem abaixo das áreas de referência da bacia do rio das Velhas, nas quais geralmente se encontram mais de 40 famílias (Moreno, 2008; Paz *et al.*, 2008). A menor riqueza encontrada (3) ocorreu uma vez em cada fase – agosto de 2005, agosto de 2007 e agosto de 2008 (tabela 5.2):

Tabela 5.2. Número de organismos encontrados em cada campanha no córrego Baleares.

Campanhas													
Fase:	(i)						(ii)				(iii)		
Mês/ano:	Ago-05	Nov-05	Fev-06	Mai-06	Ago-06	Nov-06	Fev-07	Mai-07	Ago-07	Nov-07	Fev-08	Mai-08	Ago-08
Diptera													
Chironomidae	27	72	144	159	215	159	44	123	62	54	106	2689	80
Ceratopogonidae	-	1	4	5	-	5	1	14	-	-	8	271	-
Psychodidae	210	27	29	342	193	342	18	186	468	196	21	-	4
Culicidae	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-
Dolichopodidae	-	-	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-
Empididae	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Ephydriidae	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Muscidae	-	-	-	-	7	2	-	-	-	-	-	-	-
Tabanidae	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	1	-
Coleoptera													
Hydrophilidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Oligochaeta	51	20	5	52	193	52	2	262	79	36	21	20	157
Total	288	120	182	558	619	561	65	586	609	288	156	2981	241

Neste caso, a riqueza ao nível de família não é uma métrica que apresenta bons resultados para a avaliação da restauração do córrego Baleares até o presente momento. Entretanto, esta se mostrou eficiente para Charbonneau & Resh (1992) na avaliação do temporal do córrego Strawberry; e para Friberg *et al.* (1998) no rio Gesla (Dinamarca). Contudo, os estudos efetuados por Charbonneau & Resh (1992) ocorreram quatro anos após a restauração, ou seja, houve tempo suficiente para a comunidade se re-estabilizar. Os resultados dinamarqueses também se mostraram interessantes: realizou-se um monitoramento ano a ano após a restauração e, apenas dois anos após as intervenções, notou-se o aumento na riqueza, sendo este progressivo nos quatro anos subseqüentes (Friberg *et al.*, 1998).

Em relação aos organismos coletados no córrego Baleares, todos são tolerantes à poluição orgânica (Hilsenhoff, 1988; Junqueira *et al.*, 2000). Nota-se que as famílias de insetos Chironomidae, Psychodidae e Ceratopogonidae (Diptera), além de Oligochaetas foram os organismos mais recorrentes. As demais famílias identificadas aparecem esporadicamente em algumas campanhas, além de se apresentarem em número muito reduzido (na maioria dos casos, apenas um indivíduo por tréplica ou coleta).

Na avaliação da qualidade hídrica, também utilizou-se o Family-Level Biotic Index proposto por Hilsenhoff (1998), cujos resultados podem ser visualizados na figura 5.14-A:

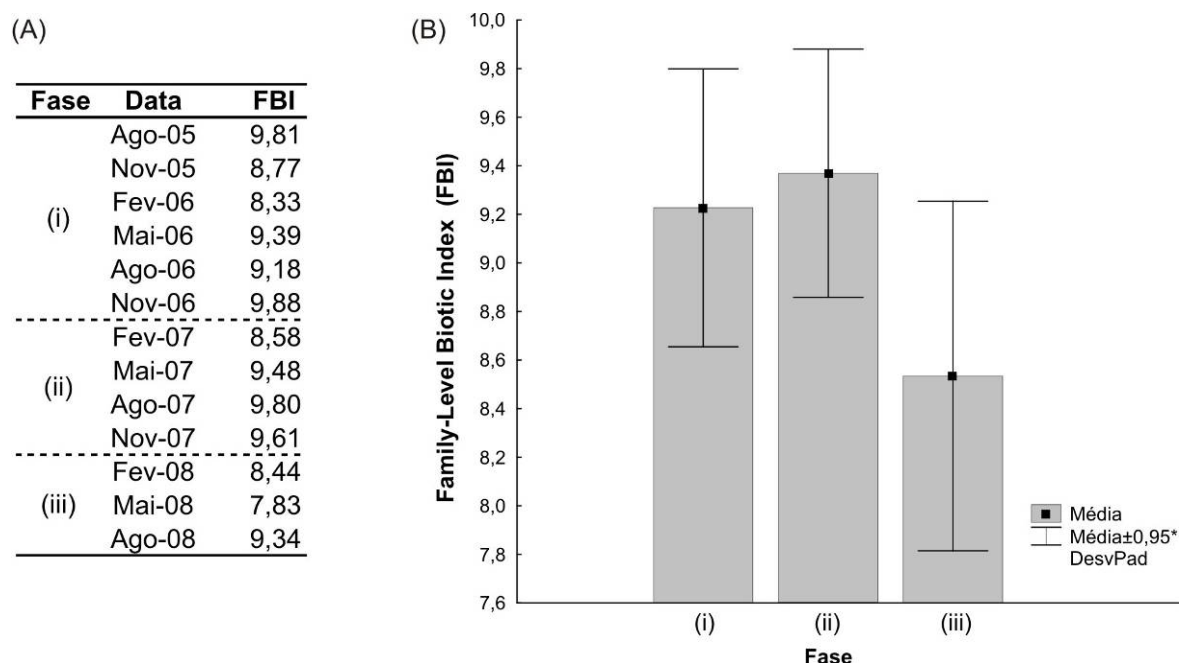


Figura 5.14. Valores absolutos (A) e médios (B) para o Family-Level Biotic Index nas três fases analisadas

Nota-se que as leituras do índice são elevadas, evidenciando um estado hídrico deteriorado (Hilsenhoff, 1988). Entretanto, observando os valores médios do índice nos três momentos distintos, observa-se uma pequena melhora na fase pós-restauração (figura 5.15-B). Devido à resposta biótica ser mais lenta em relação aos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos (Rosemberg & Resh, 1993), deve-se admitir a tendência de melhora, mas que até o presente momento não pode ser estatisticamente comprovada pelos dados coletados.

Deve-se ressaltar que a melhora no FBI é um importante indicador da evolução na qualidade hídrica após uma intervenção como esta. Os estudos de Charbonneau & Resh (1992) e Purcell (2004) mostram uma melhora considerável no FBI alguns anos após as respectivas intervenções, sugerindo que em um tempo mais longo resultados semelhantes podem ocorrer no córrego Baleares.

Analisando a composição da comunidade bentônica, observa-se que há uma tendência no aumento da abundância relativa de Ceratopogonidae na fase (iii). Destaca-se que este organismo é o que possui a menor tolerância à poluição orgânica (Hilsenhoff, 1988; Junqueira *et al.*, 2000) entre os invertebrados mais recorrentes (tabela 5.3).

Tabela 5.3. Composição relativa da comunidade bentônica no córrego Baleares.

Campanhas													
Fase:	(i)						(ii)				(iii)		
Mês/ano:	Ago-05	Nov-05	Fev-06	Mai-06	Ago-06	Nov-06	Fev-07	Mai-07	Ago-07	Nov-07	Fev-08	Mai-08	Ago-08
Diptera (%)													
Chironomidae	9,38	60,00	79,12	28,49	34,73	28,34	67,69	20,99	10,18	18,75	67,95	90,20	33,20
Ceratopogonidae	-	0,83	2,20	0,90	-	0,89	1,54	2,39	-	-	5,13	9,09	-
Psychodidae	72,92	22,50	15,93	61,29	31,18	60,96	27,69	31,74	76,85	68,06	13,46	-	1,66
Culicidae	-	-	-	-	0,16	-	-	-	-	0,35	-	-	-
Dolichopodidae	-	-	-	-	1,29	-	-	-	-	-	-	-	-
Empididae	-	-	-	-	-	-	-	0,17	-	-	-	-	-
Ephydriidae	-	-	-	-	-	0,18	-	-	-	-	-	-	-
Muscidae	-	-	-	-	1,13	0,36	-	-	-	-	-	-	-
Tabanidae	-	-	-	-	0,32	-	-	-	-	-	-	0,03	-
Coleoptera (%)													
Hydrophilidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,35	-	-	-
Oligochaeta (%)	17,71	16,67	2,75	9,32	31,18	9,27	3,08	44,71	12,97	12,50	13,46	0,67	65,15
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

A Análise de Correspondência Canônica (ACC) teve por objetivo relacionar as variáveis bióticas (número total de indivíduos dos táxons mais abundantes) com os indicadores ambientais disponíveis e não redundantes (Fósforo Total, OD, STD, Condutividade Elétrica, pH e Protocolo). Este procedimento estatístico é bastante utilizado para análises desta natureza, como exposto por Johnson, Widerholm & Rosemberg (1993). A tabela 5.4 mostra os resultados das correlações entre os dados bióticos e ambientais e a variância explicada em cada eixo canônico:

Tabela 5.4. Resultado da correlação canônica entre as variáveis bióticas e ambientais.

Eixo Canônico	Correlação entre as variáveis bióticas e ambientais ($p=0,02$)	Variância total (%)	
		Dados Bióticos	Dados Ambientais
1	0,900	64,3	84,0
2	0,876	10,6	13,7
3	0,505	2,3	2,3
4	0,000	15,2	0,0

Tabulação: Diego Macedo, 2009

Os resultados mostram que o eixo canônico (1) possui correlação ao nível de 90% entre as variáveis e o eixo (2), 87,6%. Em relação à variância dos dados, o eixo (1) explica 64,3% dos dados bióticos e 84% dos dados ambientais, entretanto, o eixo (2) explica apenas 10,6 % e 13,7%, respectivamente. A figura 5.15 mostra graficamente as correlações encontradas entre as variáveis bióticas e ambientais:

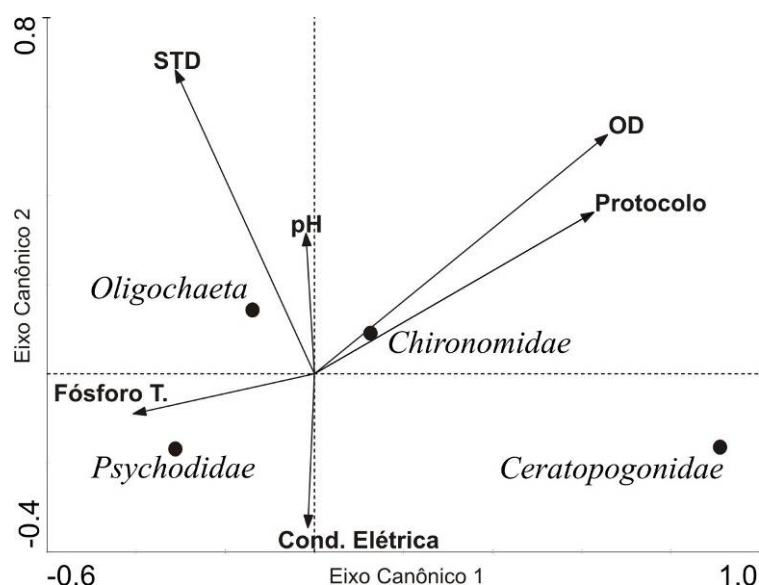


Figura 5.15. Correlação Canônica entre as variáveis bióticas e ambientais.

A figura acima mostra que no eixo (1) o número total de Ceratopogonidae está relacionado o aumento do OD e da pontuação do Protocolo e a diminuição das concentrações de Fósforo Total. . O aumento na abundância de Psychodidae e Oligochaeta (organismos mais tolerantes) possui uma relação inversa ao Ceratopogonidae neste eixo.

Em relação ao eixo (2), a quantidade de Oligochaeta e Chironomidae tem relação positiva com o STD, pH e negativa com a Condutividade Elétrica, enquanto que Ceratopogonidae e Psychodidae apresentam essa correlação de maneira inversa. Entretanto, deve-se considerar que o eixo Y possui um poder de explicação bem menor em relação ao eixo (1).

Os estudos de Moreno (2008) na bacia do rio das Velhas demonstram que em comunidades mais complexas, nas quais ocorrem invertebrados menos tolerantes, todos os organismos encontrados no córrego Baleares se correlacionam positivamente com as concentrações de nutrientes e STD. A associação de Chironomidae com nutrientes e STD também foi encontrada por Misserandino, Brandi & Prinzio (2008), quando estes analisaram a comunidade em três rios da Patagônia sob condições de referência e de urbanização. Entretanto, estes autores encontraram a associação positiva entre espécies de Ceratopogonidae com o aumento das condições de Oxigênio Dissolvido, e negativo com os nutrientes e STD, como ocorrido no córrego Baleares.

A situação do córrego Baleares é mais complicada em relação a outros programas de recuperação descritos nesta pesquisa, pois se trata de um ambiente que se encontrava severamente impactado, possuindo em sua comunidade apenas organismos muito tolerantes à poluição orgânica. Destaca-se que mesmo estando em áreas urbanizadas, os levantamentos prévios de Charbonneau & Resh (1992) e Purcell, Friedrich & Resh (2002) na Califórnia, e de Davis *et al.* (2003) no córrego Gypsum, em Wichita, Kansas (EUA) mostram que, mesmo antes da restauração, havia na comunidade alguns organismos menos tolerantes, o que certamente facilita o incremento da macro-fauna bentônica.

Em relação ao córrego Baleares, dois fatores dificultam no aumento da riqueza taxonômica: a baixa diversidade dos habitats, comprovada pelo Protocolo aplicado, e a “Barreira para a Colonização”, elucidada por Bond & Lake (2003). O primeiro fator tende a melhorar ao longo do tempo, devido às melhorias decorrentes da obra. Sabe-se que em áreas com influência urbana, como no caso do rio Han, na Coreia do Sul, a melhora dos habitats foi responsável pelo incremento da riqueza bentônica (Song *et al.*, 2006), trazendo boas perspectivas para o contexto analisado.

Deve-se ressaltar que nas áreas urbanas a diversidade normalmente é menor, além de seus habitats estarem isolados das áreas mais ricas (Angold *et al.*, 2006). Neste caso, a “Barreira para a Colonização” presente, ou seja, a área urbana de Belo Horizonte, e a distância entre o córrego Baleares e áreas onde ocorram espécies mais sensíveis, podem dificultar o incremento na comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Entretanto, não é impossível que haja colonização, conforme o levantamento realizado por Northington & Hershey (2006) na Carolina do Norte (EUA): 11 anos após a restauração, o córrego North Buffalo, que percorre a área urbana de Greensboro, possui atualmente sua riqueza de insetos aquáticos superior a áreas florestadas utilizadas como referência, neste caso, o córrego Little Sugar.

Dentro das famílias encontradas neste levantamento, o aumento relativo do organismo menos tolerante à poluição é o melhor indício da recuperação biológica. O Ceratopogonidae, além de ser o organismo menos tolerante à poluição orgânica, também é um predador dentro da comunidade, diferente das outras espécies encontradas, que se alimentam de matéria orgânica particulada (coletor-catador) segundo a classificação de Merritt & Cummins (1991).

A correlação entre os organismos mais freqüentes e o FBI foi testada estatisticamente (correlação de Pearson com os dados padronizados, $p < 0,05$). O resultado mostra que o Ceratopogonidae é correlacionado com a melhora do índice, seguido pelo Chironomidae, enquanto Psychodidae e Oligochaeta se correlacionam negativamente com a melhora deste. O fato do número de Chironomidae indicar melhora da qualidade hídrica vai ao encontro dos resultados de Monteiro (2008) nas três intervenções finalizadas pelo Drenurbs até o momento. Nota-se que após as intervenções, foram identificadas nestes córregos subfamílias de Chironomidae que não possuem hemoglobina, ou seja, são menos tolerantes à ausência de oxigênio dissolvido. Caso os dados desta dissertação incorporassem estas subfamílias, os resultados do FBI provavelmente seriam melhores.

5.3 Survey

Tratando apenas da amostra, em relação à sua estrutura etária, a figura 5.16 mostra que os grupos quinquenais 25-29 anos e 60-64 anos foram os mais freqüentes nesta, seguido pelos grupos 35-39 e 45-49. No geral, poucos jovens abaixo de 24 anos e idosos acima de 70 anos foram entrevistados.

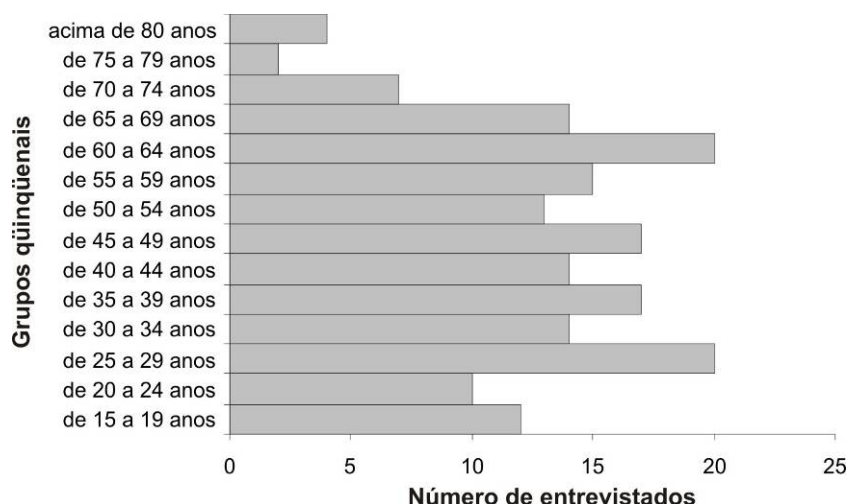


Figura 5.16. Freqüência dos entrevistados por grupo quinquenal.

A tabela 5.5 mostra o tempo de residência da amostra no bairro e em suas casas. A maior parte dos entrevistados reside há mais de vinte anos no bairro e também na mesma residência, mostrando que o Europa é um bairro já consolidado. Além disto, 156 dos 179 entrevistados moram em domicílios próprios, o que reduz a possibilidade de migração (Ferreira, 2004).

Tabela 5.5. Tempo de residência dos entrevistados no bairro e no domicílio.

Tempo que reside no bairro		Tempo que mora na residência	
Idade	# entrevistados	Idade	# entrevistados
Até 4 anos	18	Até 4 anos	14
De 5 a 9 anos	23	De 5 a 9 anos	17
De 10 a 19 anos	30	De 10 a 19 anos	26
De 20 a 29 anos	53	De 20 a 29 anos	49
Acima de 30 anos	55	Acima de 30 anos	73

Tabulação: Diego Macedo, 2009

Isso reforça a importância de se analisar a percepção dos moradores em relação às intervenções, pois eles serão diretamente afetados pelas consequências da

obra. Este perfil também foi encontrado por Purcell, Friedrich & Resh (2002) no córrego Baxter (Califórnia) e por Costa, Bontempo & Knauer (2008), no córrego Primeiro de Maio, que também se insere no contexto do Drenurbs, em Belo Horizonte. Em ambos destaca-se o sentimento de satisfação promovida pela mudança em seu córrego urbano. Em relação ao número de moradores por domicílios, nota-se que 71% possuem 3, 4 ou 5 residentes (tabela 5.6).

Tabela 5.6. Número de moradores por domicílio.

Número de moradores por domicílio			
# moradores	# entrevistados	# moradores	# entrevistados
1	11	6	14
2	9	7	5
3	33	8	6
4	65	9	4
5	30	10	2

Tabulação: Diego Macedo, 2009

Em relação ao nível de escolaridade, a tabela 5.7 mostra que a maior parte dos entrevistados cursa ou cursou apenas o ensino fundamental. Como faixa compatível com este nível de instrução não foi contemplada por esta pesquisa, pode-se concluir sobre o baixo nível de escolaridade dos moradores da região. Um perfil similar foi encontrado por Nascimento *et al.* (2007) em seus estudos sobre a percepção dos moradores que vivem no entorno da bacia de retenção criada no córrego Quaresma, localizado próximo ao córrego Baleares.

Tabela 5.7. Última série em curso ou cursada.

Última série em curso ou cursada	
Série	# entrevistados
Nenhuma	15
Ensino Fundamental	89
Ensino Médio	66
Ensino Superior	9

Tabulação: Diego Macedo

Os resultados a seguir consideram a expansão dos questionários para o total de 3679 moradores da bacia acima de 15 anos.

A figura 5.17 mostra que 94% da população conhece ou ouviu falar sobre o projeto de restauração. Considerou-se que as pessoas que desconhecem a obra

não teriam elementos para participar desta pesquisa. Estes representam 6%, residem no interflúvio norte, e não têm contato direto com o córrego. Nos estudos de percepção sobre a restauração do rio West, em New Haven e West Haven, Connecticut (EUA), Casagrande (1997b) destaca que barreiras físicas impedem as pessoas de visualizar o rio, criando percepções corrompidas sobre o curso d'água. Deve-se destacar que esse fato dificulta as discussões ambientais em nível local, considerando que a ausência do elemento visual impede que a população se conscientize sobre a existência do curso d'água e necessidade de sua conservação.

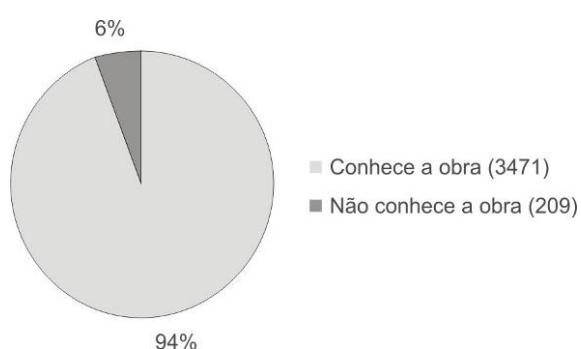


Figura 5.17. População da bacia que conhece a obra.

Sobre a articulação entre os atores em relação à discussão sobre as intervenções, a figura 5.18 mostra que apenas 17% conhecem a comissão que foi instituída para ser um canal de comunicação entre a população e a Prefeitura Municipal (Comissão Drenurbs).

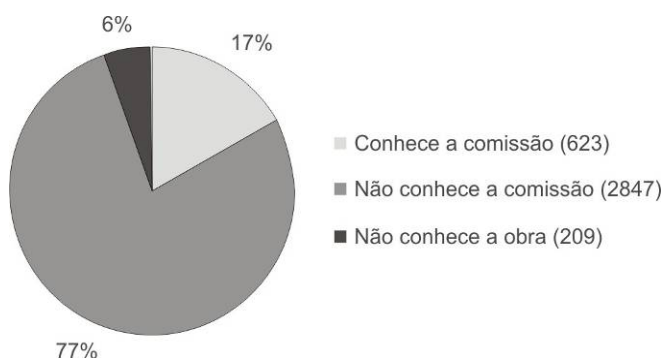


Figura 5.18. População da bacia que sabe sobre a existência da Comissão Drenurbs.

A participação no processo decisório é fundamental em um projeto de restauração em área urbanizada (Booth *et al.*, 2005; Barros *et al.*, 2007), mas é necessário que a população conheça os canais disponíveis.

A figura 5.19 mostra que apenas 7% da população da bacia conhecem e participam da Comissão Drenurbs. Entretanto, mesmo em países desenvolvidos, em alguns casos o grau de envolvimento com as intervenções também é baixo, como no rio Papanui, na Nova Zelândia (Larned *et al.*, 2006).

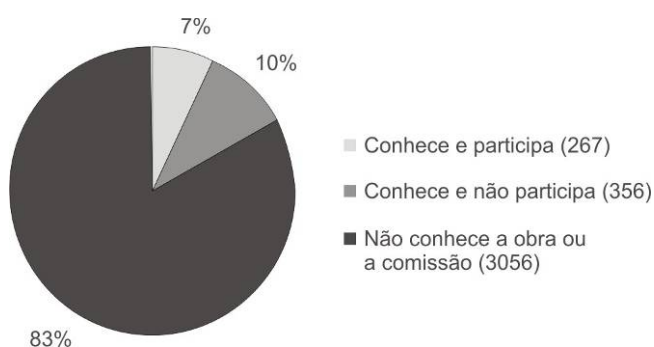


Figura 5.19. População que conhece a Comissão Drenurbs e participa da mesma.

Entretanto, analisando apenas os moradores que vivem em frente ao curso d'água, Purcell, Friedrich & Resh (2002) destacam que 42% dos entrevistados participaram do processo de restauração do córrego Baxter. Como a amostragem envolveu toda a bacia do córrego Baleares, a identificação de uma baixa parcela que participa ou participou da Comissão provavelmente foi influenciada pela distribuição espacial da amostra.

Das 356 pessoas que conhecem, mas que não participam ou participaram da Comissão, 200 alegaram falta de tempo, o que em princípio, reflete certo interesse na temática. Pode-se somar a estes os 15 que alegaram que não foram convidados, ou seja, apenas 111 das pessoas realmente não tiveram interesse em participar nesta etapa do processo (figura 5.20). Entretanto, a não participação no processo decisório é legítima, pois o cidadão tem o direito de não se envolver, ou de tomar parte apenas quando se sentir motivado a participar de causas coletivas (Souza, 2006).

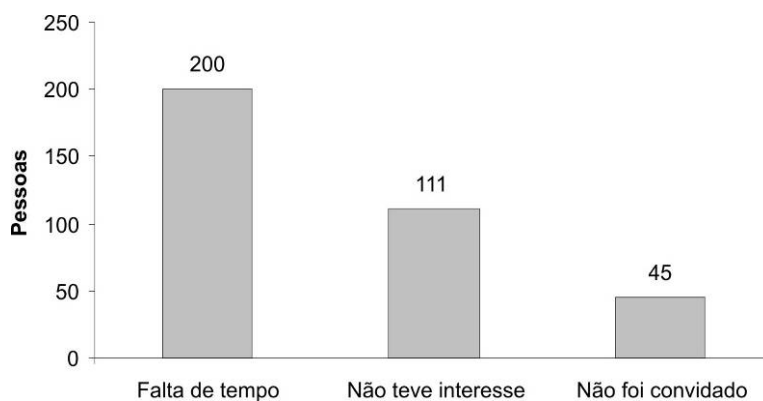


Figura 5.20. Motivo pelo qual não participa da Comissão Drenurbs.

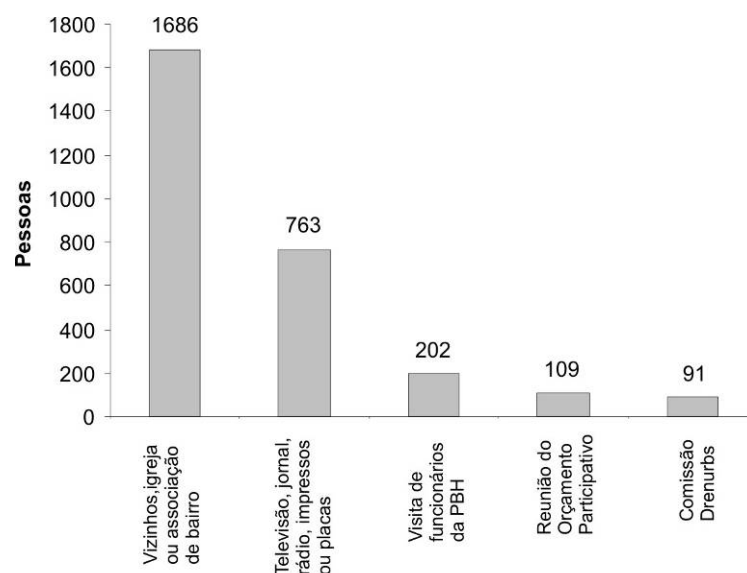
Em relação à divulgação da obra, 71% da população foram informadas de alguma maneira. Os demais moradores conhecem a obra porque geralmente passam por ela, ou seja, descobriram sobre as intervenções durante ou após sua implantação (figura 5.21).



Figura 5.21. População informada sobre a obra.

Destaca-se que no córrego Baleares a divulgação foi mais eficiente que no caso do córrego Baxter, no qual apenas 62% dos entrevistados foram informados sobre o processo (Purcell, Friedrich & Resh, 2002).

Em relação ao mecanismo de informação, nota-se que a interação entre os vizinhos é a mais expressiva (1686 pessoas). Em segundo lugar foram apontadas à mídia impressa, televisiva, radiofônica ou folders e placas e panfletos, por 763. A visita de funcionários da Prefeitura, em decorrência da implantação da obra, foi indicada por 202, as reuniões do Orçamento Participativo vieram em quarto lugar com 109; e por último, pela Comissão Drenurbs, com apenas 91 (figura 5.22).



Obs.: Um morador pode indicar mais de um modo de divulgação.

Figura 5.22. Modo pelo qual o morador foi informado sobre as intervenções.

Quanto ao modo de divulgação, nota-se que no Brasil há uma diferença em relação aos EUA, onde a propaganda realizada por meio de panfletos e da mídia correspondeu a 80% do modo pelo qual as pessoas foram informadas sobre as intervenções no córrego Baxter (Purcell, Friedrich & Resh, 2002). A articulação entre as pessoas neste tipo de processo é extremamente fortalecedora, como lembra Souza (2006).

Do total da população informada sobre a obra, apenas 21% foi convidada a participar do processo consultivo (figura 5.23). Barros *et al.* (2007) discorrem sobre a importância do debate público em torno desta temática, e neste caso, o ideal seria observar uma parcela maior envolvida.

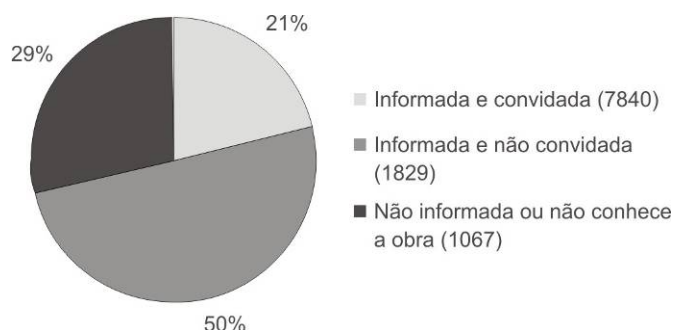


Figura 5.23. População convidada para opinar sobre a obra.

Em relação às pessoas que não foram convidadas, 52% gostariam de ter opinado (figura 5.24). Isso mostra o interesse dos moradores em relação ao processo decisório, entretanto, demonstra que houve uma falha na articulação entre o poder público e a comunidade.

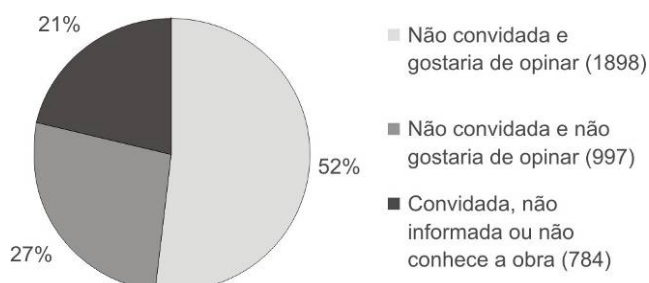
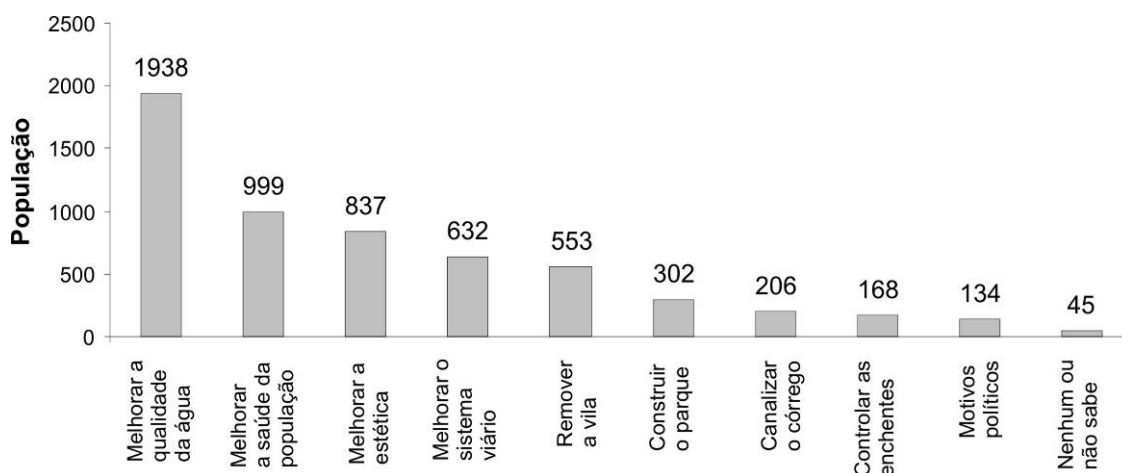


Figura 5.24. População que gostaria de sido convidada para opinar sobre a obra.

A figura 5.25 expõe o resultado da percepção dos moradores em relação aos objetivos da obra:



Obs.: Um morador pode apontar mais de um objetivo.

Figura 5.25. Principais objetivos da obra, na opinião da população.

Salienta-se que no questionário os entrevistados poderiam marcar mais de uma resposta, e neste caso, 1938 pessoas acreditam que a obra foi realizada para melhorar a qualidade da água; e 999 para melhorar a saúde. Ou seja, as respostas mais freqüentes estão relacionadas ao sistema sanitário. A terceira opinião mais freqüente (837 pessoas) é que os aspectos estéticos e de qualidade de vida são os principais objetivos da obra. As questões ligadas ao sistema viário vêm em seguida, com 632; e a retirada da vila esteve logo após, com 553, ou

seja, aspectos relacionados à urbanização. Em menor proporção estão: construir o parque (302); canalizar o córrego (206); controlar enchentes (168); motivos políticos (134); e 45 pessoas não sabem ou dizem que não haver motivo algum.

Nota-se que os objetivos encontrados se adéquam às metas aceitas para o contexto brasileiro (PBH, 2003b; Barros *et al.*, 2007). Os resultados expostos ilustram que os objetivos estão associados principalmente à presença pretérita dos esgotos, ou seja, pode-se afirmar que o córrego tinha uma posição negativa no desenho urbano.

No caso do córrego Quaresma, em Belo Horizonte, a criação da bacia de detenção, na opinião dos moradores locais, também esteve associada ao problema mais visível, que naquela situação eram as enchentes (Nascimento *et al.*, 2007). Em países desenvolvidos, nos quais a presença da carga orgânica nos corpos d'água é um problema já superado (von Sperling, 1995), as metas de projetos como este são interpretados pela população como melhora da qualidade biológica (Purcell, Friedrich & Resh, 2002) ou objetivos puramente estéticos (Larned *et al.*, 2006). Entretanto, no caso do rio West analisado por Casagrande (1997b), os entrevistados indicaram que a retirada do lixo presente no rio e a diminuição da violência são as principais metas naquela situação. Esses resultados mostram que a população indica como principais objetivos os seus anseios.

Em relação ao parque Baleares, a intenção de freqüentá-lo é um bom indicador de aceitação das intervenções por parte da população. Sob este aspecto, 60% dos moradores utilizam ou utilizarão o parque construído (figura 5.26).

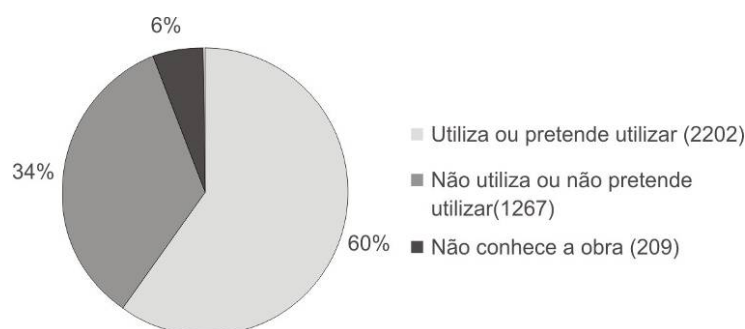
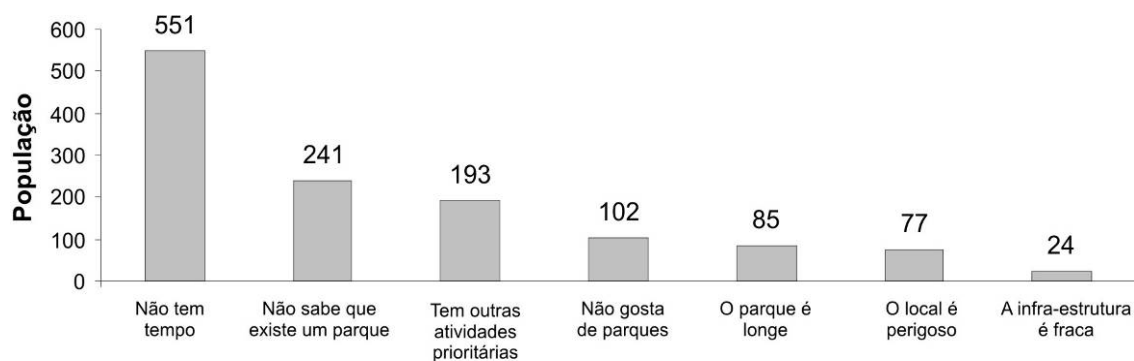


Figura 5.26. População que utiliza ou pretende utilizar o Parque Baleares.

A demanda por áreas de lazer também foi um forte apelo encontrado por Nascimento *et al.* (2007).

Em relação os motivos da não utilização do parque, a figura 5.27 ilustra que 551 pessoas não o fará por falta de tempo; 241 não conhecem a sua existência, ou seja, apenas sabem que há algum tipo de intervenção no córrego Baleares; 193 pessoas têm outras atividades mais interessantes; 102 não gostam de parque; 85 o consideram muito longe; 77 o consideram perigoso; e 24 afirmam que a infraestrutura é fraca.



Obs.: Um morador pode indicar mais de um motivo.

Figura 5.27. Motivo pelo qual não utiliza ou não pretende utilizar o Parque Baleares

As respostas indicam que a falta de tempo, o desinteresse e o desconhecimento são os principais fatores inibidores em relação ao uso. A violência, que foi um resultado relevante encontrado por Costa, Bontempo & Knauer (2008) no córrego Primeiro de Maio e por Casagrande (1997b) no rio West (Connecticut, EUA), não tem o mesmo impacto no caso analisado.

Outra questão importante é se as pessoas irão conservar as intervenções realizadas. Sobre este aspecto, 61% da população acreditam que seus vizinhos cuidarão e conservarão o parque e o córrego (figura 5.28), resultado similar ao encontrado por Costa, Bontempo e Knauer (2008).

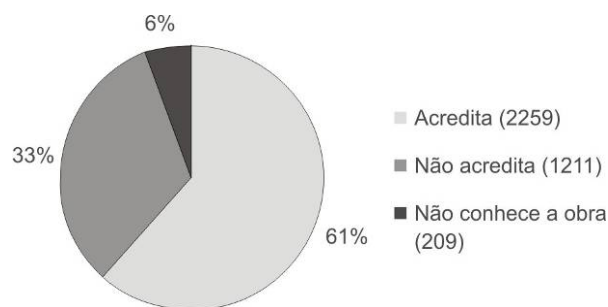


Figura 5.28. População que acredita na conservação do Parque e do Córrego Baleares por parte dos outros moradores locais

Sobre os motivos para a não conservação, 1017 pessoas acreditam que a falta de educação das pessoas será a maior responsável; 121 apontam o desrespeito ao patrimônio público; e 73 acham que a presença de vândalos e malandros será a responsável (figura 5.29).

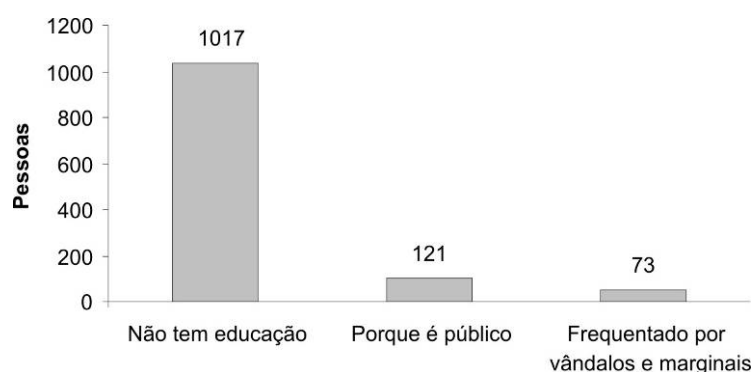


Figura 5.29. Motivo pelo qual acredita que os moradores locais não irão conservar o Parque e o Córrego Baleares.

Medidas educativas devem ser tomadas em relação à população, reforçando a opinião de Costa, Bontempo & Knauer (2008), e do próprio escopo do programa Drenurbs (PBH, 2003b). Entretanto, um envolvimento maior da população também pode diminuir este número de opiniões (Souza, 2006).

Em relação às intervenções, 47% da população prefeririam a canalização e uma avenida ao invés da obra executada (figura 5.30).

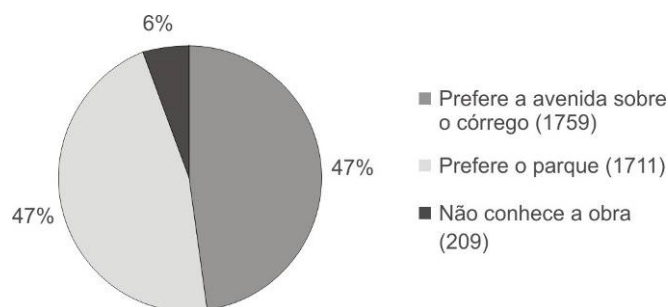


Figura 5.30. Preferência em relação ao tipo de intervenção.

Isso mostra que o modelo da canalização e melhoria no sistema viário empregado em larga escala no Brasil ainda continua intrínseco à mentalidade dos moradores locais. Deve-se considerar que esta solução foi historicamente incorporada no intuito de sanear o ambiente, escondendo o esgoto da população (Barros *et al.*, 2007).

Apesar da melhoria do sistema viário não necessariamente impedir a manutenção do fundo de vale em leito natural, o modelo predominantemente utilizado no Brasil apenas canaliza o curso d'água, sem a preocupação da implantação de interceptores. Assim, o córrego é apenas escondido, resolvendo apenas o problema visível (Nascimento, Baptista & Kauark-Leite, 1999; Porath, 2004).

Considerando que a percepção está ligada ao que se vê (Casagrande, 1997b), a avenida é o exemplo mais implantado de solução do problema sanitário que o rio representa nas cidades brasileiras (Porath, 2004), e no caso do córrego Baleares, a associação da avenida com o saneamento é ligeiramente superior que do projeto de restauração nos moldes atuais (1759 e 1711, respectivamente). Mesmo a nova solução sendo eficiente, por um lado romper com o tradicional é muito difícil, por outro, o temor levantado no córrego Primeiro de Maio, no qual a ineficiência da manutenção pode retornar com os problemas sanitários no futuro (Costa, Bontempo & Knauer 2008). Caso o córrego esteja canalizado e escondido, o esgoto não será um problema (Porath, 2004).

Entretanto, no caso analisado o maior motivo por esta preferência é o acesso viário mais eficiente (853). As demais opiniões mais frequentes foram: avenida controlaria os vetores e traria mais saúde (539 pessoas); protegeria o córrego da poluição (201 pessoas) e cobriria o córrego (140 pessoas) (figura 5.31).

Estas respostas podem ser associadas às questões sanitárias, o que representa uma parcela equivalente aos que prefeririam a avenida pela facilidade do acesso viário e incremento das atividades comerciais. Em uma pesquisa qualitativa também realizada na bacia do córrego Baleares, Souza (2007) identificou que a associação dos moradores com a urbanização da avenida Vilarinho é o principal motivo da preferência destes pela avenida. Como esta é a principal via da região de Venda Nova, apresentando um tráfego dinâmico e atividades comerciais relevantes, esta associação certamente foi incorporada pelos moradores. As opiniões encontradas com menor frequência foram: a valorização seria maior (124 pessoas); o parque será perigoso (67 pessoas); apenas conheciam esta alternativa (52 pessoas); protegeriam as casas das enchentes (45 pessoas).

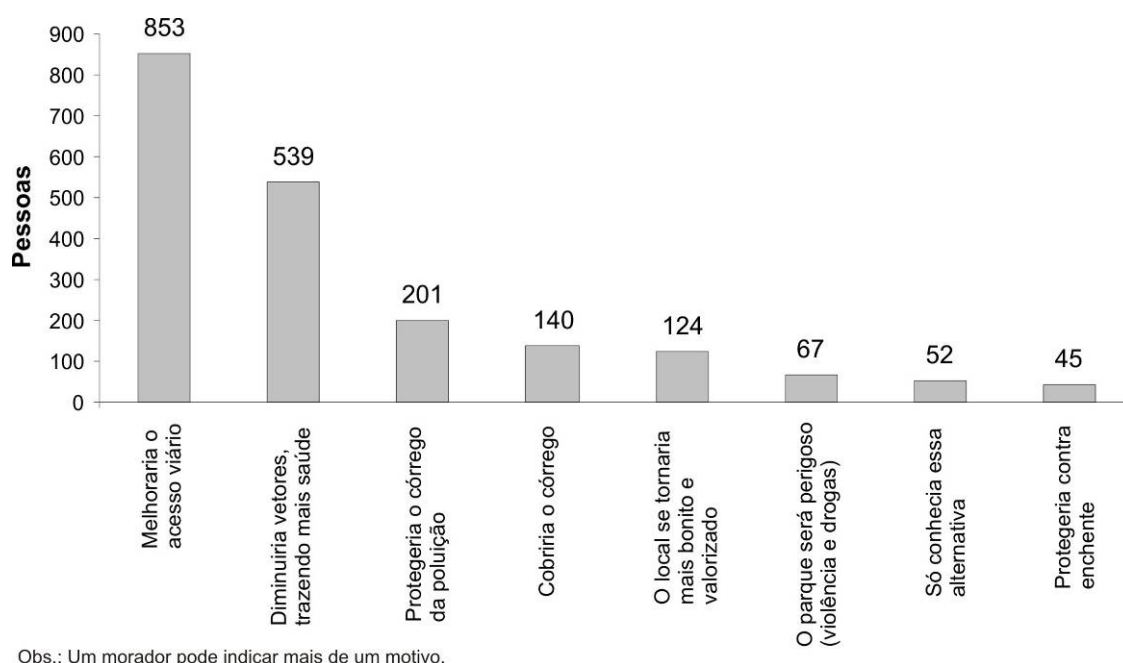


Figura 5.31. Motivo pelo qual preferiria a canalização e a implantação de uma avenida no local.

Em relação ao córrego Baleares, a maior parte da população prefere a avenida baseada em percepções equivocadas ou distorcidas. Neste sentido, as medidas de educação e conscientização desenvolvidas no córrego Baxter mostraram bons resultados, pois mudaram as percepções equivocadas que as pessoas tinham em relação ao córrego (Purcell, Friedrich & Resh, 2002; Purcell, 2004). Sob este aspecto, no segundo levantamento realizado neste córrego, o nível de satisfação em relação às intervenções havia subido de 84% para 95% (Purcell, 2004). O

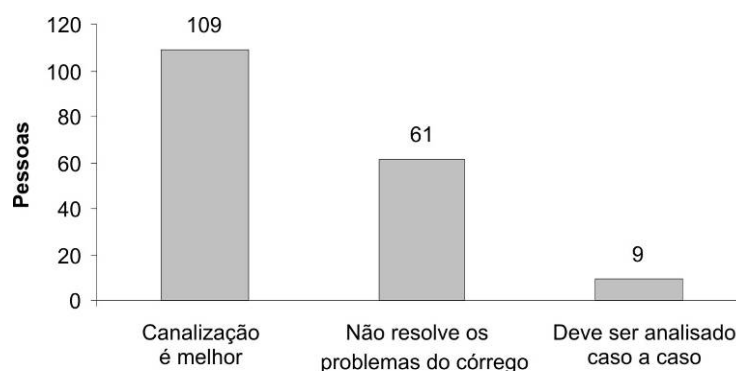
próprio Drenurbs tem na conscientização ambiental uma de suas metas (PBH, 2003b).

Mesmo com o índice de preferência em relação à implementação da avenida ser de 47%, se perguntado se obras como esta deveriam ser repetidas em outros córregos de Belo Horizonte, 89% da população da bacia acenam positivamente (figura 5.32). Entretanto, deve-se ponderar que a situação original era bastante precária, e neste caso, qualquer intervenção de requalificação urbana provavelmente seria bem aceita.



Figura 5.32. População que aprova a implantação de intervenções como estas em outros córregos de Belo Horizonte.

Entre as pessoas que não concordam que o modelo deva ser reaplicado, 109 acham que a avenida é realmente a melhor solução, corroborando a tese que este modelo ainda está forte no meio popular (figura 5.33).



Obs.: Um morador pode apontar mais de um motivo.

Figura 5.33. Motivo pelo qual não aprovaria a implantação deste tipo de projeto em outros córregos de Belo Horizonte.

Sobre as demais opiniões, 61 pessoas acham que a obra não resolve o problema que o córrego representa e 9 consideram que cada caso deve ser analisado conforme sua conjuntura

Sobre a expectativa gerada pela obra, 73% dizem que esta foi superada (figura 5.34). A alta satisfação também foi observada nos estudos de Purcell, Friedrich & Resh (2002) e Larned *et al.* (2002), e até mesmo no caso estudado por Nascimento *et al.* (2007), no qual apenas a bacia de retenção foi implantada, mas as condições de qualidade hídrica ainda não foram contempladas. Os 21% restante provavelmente fazem parte da parcela da população que é intransigente em relação à canalização e implantação da avenida sobre o córrego.

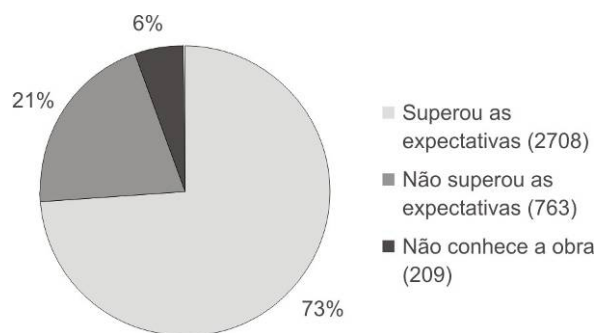


Figura 5.34. Sentimento da população após a conclusão da obra.

Sobre os resultados das intervenções, 1284 pessoas dizem que a expectativa foi superada por causa dos aspectos estéticos; e 1281 porque melhorou a qualidade da água, ou seja, pela qualidade do ambiente em si. Estes resultados foram bem parecidos com os descritos por Larned *et al.* (2006). Outra resposta que representa uma grande parcela da população (814) aponta a criação uma nova área de lazer, como no caso descrito por Nascimento *et al.* (2007). Em relação ao acesso, 529 pessoas citaram este fato; 258 a retirada da favela; 172 que a obra vai controlar as enchentes; 153 a diminuição da violência; e 90 que a obra foi finalizada (figura 5.35).

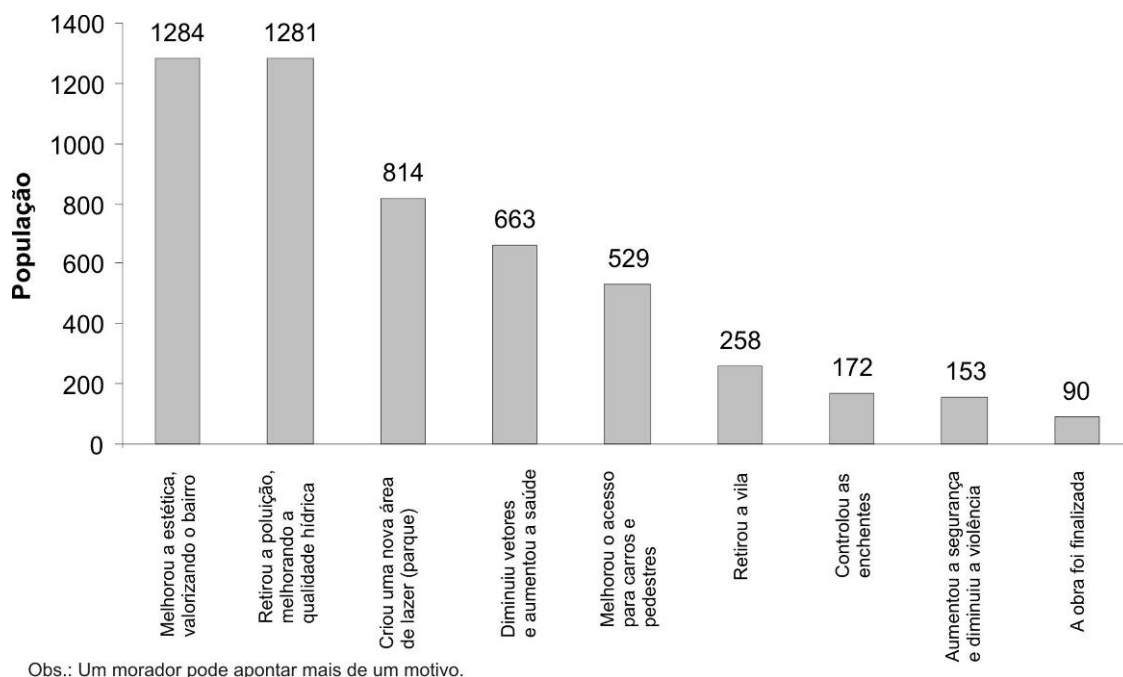


Figura 5.35. Motivo pelo qual a obra superou as expectativas.

Em linhas gerais, a melhor maneira de conviver com o rio é integrá-lo ao espaço urbano. A análise de Porath (2004) mostra que a maioria dos rios urbanos no Brasil e no mundo apresenta modificações antrópicas, e que a preservação dos fundos de vale com a criação de parques, o controle das enchentes e a valorização do rio pelo turismo fluvial são soluções para um rio ser valorizado e integrado à paisagem urbana.

As soluções propostas para o córrego Baleares correspondem a esta perspectiva. Segundo o *survey*, a criação do parque (e a manutenção da zona úmida) foi bem aceita pela população, pois contempla as necessidades dos moradores. Esta valorização do espaço incentiva as pessoas a preservar esta nova conjuntura, como defende Souza (2006), fato também observado por Costa, Bontempo & Knauer (2008) no córrego Primeiro de Maio.

A questão da mobilização social e educação ambiental é um ponto crucial no processo. Os resultados mostram que boa parcela da população não conhece a Comissão Drenurbs, que tem o papel de ser o canal de relacionamento entre o poder público e a população. Aliado a isso, nota-se que os antigos conceitos ainda estão presentes e se mostram como um grande desafio em ser quebrado.

A participação popular é elemento importante, e segundo Souza (2007), esteve marcada na fala do poder público e das lideranças entrevistadas. Entretanto, os resultados desta pesquisa mais ampla corroboram a percepção da autora sobre a participação não ser um fato concreto na realidade do córrego Baleares. A importância da participação popular é crucial, e deveria ser insistentemente abordada e melhor explorada, pois ela é determinante para o sucesso da restauração (Riley, 1998; Barros *et al.*, 2007; Benhardt & Palmer, 2007).

A preferência pela canalização e implantação da avenida ainda é um reflexo da concepção tradicionalmente empregada no Brasil. Como estas são as referências de solução dos problemas sanitários para a população, isso influencia na percepção sobre as intervenções no córrego Baleares. O fato de boa parte dos entrevistados morarem há mais de vinte anos na região faz com que estes se baseiem na experiência concreta mais robusta, neste caso a canalização do córrego Vilarinho, no final da década de 1980. Na visão da população os problemas foram resolvidos, mas, a avenida também seria uma solução eficiente.

Outro fato interessante levantado por Souza (2007) diz respeito ao uso da água: na atual conjuntura, o córrego é utilizado apenas para escoar os dejetos, diferentemente do passado, quando este era utilizado para o consumo e para a lavagem de roupas, por exemplo. Sobre este aspecto, a mudança do uso puramente sanitário para outros, ligados ao lazer ou a qualidade hídrica, pode valorizar o córrego dentro da paisagem, e fazer com que as pessoas voltem a identificar este curso d'água como córrego propriamente dito.

Comparando o caso do córrego Baleares com outras concepções implantadas nos países desenvolvidos, nota-se que a percepção das pessoas sobre o que efetivamente é visualizado é fato comum. Neste caso, a mudança visualizada pode render resultados de sucesso, como os conhecidos na literatura.

Vale ressaltar que o *survey* mostrou que a maior parte das pessoas foi informada sobre a obra por vizinhos. Em termos de participação popular, esse intercâmbio entre a população-alvo de uma política pública é extremamente positivo e importante, pois facilita a discussão das ações (Souza, 2006).

Deve-se cuidar da manutenção do parque e do rio, pois a obra até o momento se mostra bem aceita. Entretanto, pequenos problemas como vandalismo e ligações clandestinas de esgoto na rede pluvial podem influenciar negativamente a percepção da população em um momento futuro.

O bom exemplo do córrego Baleares deve ser reaplicado, como sugerido pela população. A grande vantagem é que em intervenções em outros córregos, este projeto poderá ser utilizado como “portfólio”, facilitando o processo de implantação.

6 CONCLUSÃO

A avaliação efetuada na bacia do córrego Baleares mostra os bons resultados do projeto de restauração implantado. A metodologia empregada permitiu avaliar os aspectos relacionados à qualidade hídrica, à situação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, e à participação e satisfação popular, através de ferramentas recomendadas e utilizadas por diversos autores.

Os resultados do monitoramento de qualidade de água mostram a sensível melhora nos parâmetros avaliados entre a fase pré-restauração e pós-restauração. Outro resultado interessante foi a mudança nos padrões das concentrações médias sazonais dos indicadores monitorados. Na maior parte destes observou-se a inversão no padrão sazonal, indicando a mudança das fontes de poluição pontuais para difusas, como o observado em países desenvolvidos na atualidade. Entretanto, é necessário continuar o monitoramento, para consolidar os resultados.

Em relação ao biomonitoramento, os resultados se mostraram razoáveis, devido ao estado crítico que o córrego Baleares se encontrava. Deve-se considerar que a comunidade bentônica possui uma resposta menos dinâmica aos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos. Neste caso, o tempo pós-restauração ainda não foi suficiente para proporcionar uma melhora considerável, apesar dos resultados até aqui encontrados apresentarem uma tendência nesta direção. Dentre as famílias coletadas, observa-se o acréscimo relativo da menos tolerante à poluição orgânica na composição da comunidade, indicando a tendência da melhora nos ambientes fluviais. Mais além, este fato acompanha o aumento nas concentrações de oxigênio dissolvido, que é considerado o mais importante indicador de poluição orgânica em cursos d'água.

Se por um lado, a comunidade bentônica não responde imediatamente aos distúrbios (ou a cessão destes), por outro, estes se mostram eficientes em uma avaliação ao longo do tempo. Desta maneira, enquanto o monitoramento de qualidade de água é um registro apenas daquele momento específico, o

biomonitoramento conta a história recente da comunidade, e conseqüentemente de eventuais alterações na qualidade hídrica. Por isto é importante propor um monitoramento conjunto utilizando estas ferramentas, e no caso do córrego Baleares, que este continue em médio e longo prazo.

Em relação ao *survey*, pode-se concluir que o intercâmbio entre os atores, ou seja, o canal entre a prefeitura a população não é tão eficiente o quanto é extenuado pelos integrantes da Comissão Drenurbs. Entretanto, os resultados das intervenções foram bem aceitos pela população, o que traz boas perspectivas no processo de implantação e manutenção deste tipo de programa de restauração de rios urbanos, inclusive em contextos externos ao Drenurbs. Porém, a avenida sanitária ainda é um ícone apreciado na paisagem urbana, o que de certa maneira, pode inibir o acesso à participação popular em processos semelhantes. Isto porque esta é um anseio que dificilmente será contemplado pelo escopo do Drenurbs. Desta maneira, o processo de participação em um primeiro momento deve ser fortalecido pela educação e conscientização da população local, ao invés de ampliar a participação deliberativa. Posteriormente, podem-se abrir canais de participação mais concisos, como o decisório.

Outra consideração é que os resultados do *survey* podem ser mais explorados, utilizando-se tabulações cruzadas ou análise de distribuição espacial, o que amplia a possibilidade para a publicação de trabalhos científicos futuros. Neste caso, poderá ser analisada a influência de fatores como a escolaridade, o perfil etário, a participação na Comissão Drenurbs ou a proximidade geográfica nas percepções e opiniões da população local.

Deve-se considerar que as intervenções e a melhoria geral na qualidade hídrica não implicam necessariamente que a população volte a ver o córrego como um curso d'água no curto prazo, pois o mesmo sempre foi estigmatizado como "esgoto a céu aberto". Apesar da melhoria da qualidade da água ser perceptível e manifestada através do *survey*, apenas em médio ou longo prazo a população perceberá aquele fluxo como um curso d'água. Apenas a evolução e estabilização do sistema fluvial, como exposto na literatura apresentada nesta dissertação, poderão de fato mudar a percepção da população sobre o córrego Baleares.

Os resultados mostram que a perspectiva criada pelo Drenurbs é promissora. O córrego Baleares pode ser um exemplo utilizado em futuras intervenções, ou em outros contextos, pois o problema de regulação fundiária em áreas urbanas, nas quais às margens dos cursos d'água estão ocupadas e a qualidade hídrica deteriorada é uma realidade brasileira.

A vantagem do fundo de vale estar em leito não canalizado é a possibilidade da implantação da intervenção que melhor simule as características naturais de um corpo d'água. Nas bacias menores em Belo Horizonte essa é uma realidade mais palpável, haja vista que a maior parte da drenagem geralmente está nesta situação. Em grandes bacias, nas quais já existem intervenções estruturais (canais, avenidas), a manutenção de áreas naturais é mais complicada, pois ainda é impensável para a realidade brasileira procedimentos como o re-escavamento de leito ou alterações locacionais críticas no sistema viário.

Pode-se concluir que o Drenurbs tem uma proposta de implantar um sistema de drenagem sustentável dentro da realidade de cada bacia nele inserido, adaptando as técnicas de restauração disponíveis, caso a caso. Ou seja, o Drenurbs não tem como o objetivo a renaturalização do curso d'água, mas sim dar a este um aspecto menos artificializado, que simule condições naturais, como a permeabilidade das vargens e do leito, ou condições diversificadas de habitats e de oxigenação para a comunidade aquática. Deve-se também ressaltar que é muito raro que um município assuma este tipo de proposta como política pública, através de um planejamento em longo prazo.

Deve-se enfatizar que as condições naturais observadas antes da urbanização raramente são alcançadas nos países desenvolvidos. A requalificação dos ambientes fluviais são metas mais palpáveis, pois além da disponibilidade financeira, as condições ambientais atuais não permitem a reconstrução dos sistemas fluviais de maneira exata.

No contexto brasileiro e latino-americano, não é possível a melhora dos ambientes fluviais sem passar por ações de saneamento (coleta e tratamento de lixo e esgoto). Como já discutido, estes programas para a conjuntura na qual se insere o córrego Baleares são em primeiro lugar ações de saneamento, para que

em um momento posterior, o curso d'água adquira novas condições de equilíbrio. Sobre este aspecto, a simples retirada do esgoto obteve uma rápida e significativa melhora na qualidade hídrica. Recomenda-se, em estudos futuros, investigar como esta melhoria hídrica reflete em outros aspectos, como saúde, educação e valorização do espaço urbano.

Em relação ao contexto do Switch, a conclusão desta pesquisa também se mostrou relevante. Um avanço neste sentido é a importância do gerenciamento das águas servidas, que mostraram bons resultados na qualidade hídrica, mesmo com a ocupação urbana no entorno do curso d'água. No caso do córrego Baleares, uma interação possível e talvez necessária seja o gerenciamento eficiente das águas pluviais, dado que este é um fator relevante na atual dinâmica hidro-poluidora da bacia. Outro importante avanço está relacionado com a governança na política das águas em áreas urbanas e em Belo Horizonte, pois os resultados desta pesquisa podem-se juntar a outras, para auxiliar no processo de planejamento do gerenciamento das águas urbanas no geral, e na mudança de paradigma proposta pelo Switch.

Dentro da perspectiva de saúde ambiental que alicerça as ações do Projeto Manuelzão, os resultados alcançados também são positivos. A manutenção de cursos d'água em leito natural e sua despoluição são idéias defendidas desde a sua concepção, e que ganham um importante respaldo com esta pesquisa. Esta também justifica e valoriza a iniciativa do biomonitoramento neste e nos demais 36 pontos ao longo da bacia do rio das Velhas. Como demonstrado nesta pesquisa, este monitoramento é um importante registro de uma fase em que os corpos hídricos da bacia se encontravam severamente deteriorados. No futuro, poderá auxiliar na avaliação das demais bacias inseridas no Drenurbs, bem como na avaliação de outros programas de melhoria ambiental.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Allan, J.D. & Flecker A.S. (1993). Biodiversity conservation in running waters. *Bioscience* 43(1): 32-43.

Alves, C.B.M. & Pompeu, P.S. (2001). A fauna de peixes da bacia do rio das Velhas no final do século XX. In: Alves, C.B.M. & Pompeu, P.S. (eds.). *Peixes do rio das Velhas: passado e presente* (pp. 165-187). Belo Horizonte, MG: SEGRAC.

Angold, P.G., Sadler J.P., Hill M.O., Pullin A., Rushton S., Austin K., Small E., Wood B., Wadsworth R., Sanderson R. & Thompson, K. (2006). Biodiversity in urban habitat patches. *Science of the Total Environment* 360:196-204.

Arnell, N.W. (1996). *Global warming, river flows and water resources*. Chichester, UK: John Wiley & Sons. 224p.

Balance, R. (1996). Physical and chemical analysis. In: Bartram, J. & Ballance, R. (eds.) *Water quality monitoring: a practical guide to design and implementation of fresh water quality studies and monitoring programmes* (pp. 108-198). London, UK: UNEP & WHO.

Barros, M.T.L., Porto, M.F.A., Pellegrino, P., Brandão, J.L.B., Ono, S. & Ros, D.A. (2007). Renaturalização de pequenas bacias hidrográficas brasileiras: questões para reflexão. In: *Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 17 (pp. 1-17). São Paulo, SP: ABRH.

Belo Horizonte (2000). Lei nº 8.137, de 21 de dezembro de 2000. Consolida a lei nº 7.166, que estabelece normas e condições para parcelamento, ocupação e uso do solo do município de Belo Horizonte. In: *Diário Oficial do Município de Belo Horizonte*. Belo Horizonte, MG.

Berghusen, L. (2004). Evaluation stream restoration and bioengineering practices in the Chicago Wilderness Region. *CW Journal* 2(1):5-11.

Bernhardt, E.S. & Palmer, M.A. (2007). Restoring streams in an urbanizing world. *Freshwater Biology* 52(4):738-751.

Bernhardt, E.S., Palmer, M.A., Allan, J.D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad-Shah, J., Galat, D., Gloss, S., Goodwin, P., Hart, D., Hassett, B., Jenkinson, R., Katz, S., Kondolf, G.M., Lake, P.S., Lave, R., Meyer, J.L., O'Donnell, T.K., Pagano, L., Powell, B. & Sudduth, E. (2005). Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. *Science* 308(5277):636-637.

Bolfarine, H. & Bussab, W.O. (2005). *Elementos de Amostragem*. São Paulo, SP: Editora Blucher. 274p.

Bollmann, H.A. & Marques, D.M.L.M. (2006). Influência da densidade populacional nas relações entre matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo em rios urbanos situados em áreas com baixa cobertura sanitária. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 11(4):343-352.

Bond, N.R. & Lake, P.S. (2003). Local habitat restoration in streams: Constraints on the effectiveness of restoration for stream biota. *Ecological Management & Restoration* 4(3):193-198.

Booth, D. (2005) Challenges and prospects for restoring urban streams: a perspective from the Pacific Northwest of North América. *Journal of the North American Benthological Society* 24(3):724-737.

Booth, D.B., Karr, J.R., Schauman, S., Konrad, C.P., Morley, S.A., Larson, M.G. & Burges, S.J. (2004). Reviving urban streams: land use, hidrology, biology and human behavior. *Journal of The American Water Resources Association* 40(5):1351-1364.

Braga, B., Hespanhol, I., Conejo, J.G.L., Barros, M.T.L., Spencer, M., Porto, M., Nucci, N., Juliano, N. & Eiger, S. (2002). *Introdução à Engenharia Ambiental*. São Paulo, SP: Prentice Hall. 305p.

Brasil (1965). Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Floresta. In: *Diário Oficial da União*. Brasília, DF.

Brown K. B. (2000). *Urban stream restoration practices: an initial assessment*. Center for Watershed Protection, Ellicott City, Maryland. 7p. (Disponível em: http://www.cwp.org/stream_restoration.pdf).

Callisto, M., Ferreira, W.R., Moreno, P., Goulart, M. & Petrucio, M. (2002). Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG/RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia* 14(1):91-98.

Callisto, M., Gonçalves Jr., J.F. & Moreno, P. (2005). Invertebrados aquáticos como bioindicadores. In: Goulart, E.M.A. (org.) *Navegando o rio das Velhas das Minas aos Gerais*. Volume II: Estudos sobre a bacia hidrográfica do rio das Velhas (pp. 555-567). Belo Horizonte, MG: Instituto Guaicuy-SOS Rio das Velhas, Projeto Manuelzão & UFMG.

Callisto, M. & Moreno, P. (2008). Programa de biomonitoramento de qualidade de água e biodiversidade bentônica na bacia do rio das Velhas. In: Lisboa, A.P., Goulart, E.M.A. & Diniz, L.F.M. (orgs.) *Projeto Manuelzão: A história da mobilização que começou em torno de um rio* (pp. 107-121). Belo Horizonte, MG: Instituto Guaicuy-SOS Rio das Velhas, Projeto Manuelzão & UFMG.

Carmo, R.L. (2002). Population and Water Resources in Brazil. In: Hogan, D., Berquó, E. & Costa, H. (orgs.) *Population and environment in Brazil: Rio + 10* (pp. 167-182). Campinas, SP: CNPD, ABEP & NEPO.

Casagrande, D.G. (1997a). The human component on urban wetland restoration. In: Casagrande, D.G. (ed.) *Restoration of an urban salt marsh: an interdisciplinary approach* (pp. 245-270). New Haven, Connecticut: Yale School of Forestry and Environmental Studies.

Casagrande, D.G. (1997b). Values, Perceptions and Restorations Goals. In: Casagrande, D.G. (ed.) *Restoration of an urban salt marsh: an interdisciplinary approach* (pp. 62-75). New Haven, Connecticut: Yale School of Forestry and Environmental Studies.

Cetesb – Companhia Tecnológica de Saneamento Ambiental (2005). *Relatório de qualidade de águas interiores do estado de São Paulo 2004*. São Paulo, SP: Cetesb. 307p.

Champs, J.R.B, Aroeira, R.M & Nascimento, N.O. (2005). Visão de Belo Horizonte. In: Brasil. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. *Gestão do território e manejo integrado das águas urbanas* (pp. 21-48). Brasília, DF: Ministério das Cidades.

Colangelo, D.J. & Jones, B.L. (2005). Phase I of the Kissimmee River restoration project, Florida, USA: Impacts of construction on water quality. *Environmental Monitoring and Assessment* 102: 139-158.

Colangelo, D.J. (2007). Response of river metabolism to restoration of flow in the Kissimmee River, Florida, USA. *Freshwater Biology* 52(3):459-470.

Conama – Conselho Nacional de Meio-Ambiente (2005). Resolução nº 357, 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. In: *Diário Oficial da União*. Brasília, DF.

Costa, H.S.M. (1985). Reflexões sobre o processo de produção da Periferia Metropolitana. In: *Simpósio Situação Ambiental e Qualidade de Vida na Região Metropolitana de Belo Horizonte/MG*, 1 (pp. 127-137). Belo Horizonte, MG: ABGE, IGC & UFMG.

Costa, H.S.M. (1994). Habitação e Produção do Espaço em Belo Horizonte. In: Monte-Mór, R. (coord.) *Belo Horizonte: Espaços e Tempos em Construção* (pp. 51-77). Belo Horizonte, MG: Cedeplar & Pbh.

Costa, H.S.M, Bontempo, V. & Kanuer, S. (2008). Programa Drenurbs: uma discussão sobre a constituição de alianças de aprendizagem na Política de Saneamento de Belo Horizonte. In: *Encontro Brasileiro de Estudos Populacionais*, 16 (pp. 1-15). Caxambu, MG: ABEP.

Costa, G.M & Costa, H.S.M. (2007). Urban policy and institutional change in Belo Horizonte. In: *SWITCH Scientific Meeting*, 1 (pp. 1-7). Birmingham, UK: Europe Union, Unesco & University of Birmingham.

Costa, H.S.M. & Monte-Mór, R.L.M. (2002). Urbanization and Environmet: trends and patterns in contemporary Brazil. In: Hogan, D., Berquó, E. & Costa, H. (orgs.) *Population and environment in Brazil: Rio + 10* (pp. 127-146). Campinas, SP: CNPD, ABEP & NEPO.

Daniel, M.H.B., Montebelo, A.A., Bernardes, M.C., Ometto, J.P.H.B., Camargo, P.B., Krusche, A.V., Ballester, M.V., Victoria, R.L. & Martinelli, L.A. (2002). Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the piracicaba river basin. *Water, Air and Soil Pollution* 136:189-206.

Davis, N.M., Weaver, V., Parks, K. & Lydy, M.J. (2003). An assessment of water quality, physical habitat, and biological integrity of an urban stream in Wichita, Kansas, prior to restoration improvements (phase I). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 44(3):351-359.

Dias, R.J.P., Wieloch, A.H. & D'Agosto, M. (2008). The influence of environmental characteristics on the distribution of ciliates (Protozoa, Ciliophora) in an urban stream of southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68(2):287-295.

Dunne, T. & Leopold, L. (1978). *Water in environment planning*. San Francisco, CA: W.H. Freeman and Company. 818p.

Esteves, F.A. (1998). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro, RJ: Editora Interciência. 602 p. 2ª ed.

EU – Europe Union (2006). *SWITCH Project: Sustainable Urban Waters Improves Tomorrow's Cities' Health*. (Disponível em: <http://www.switchurbanwater.eu>).

Ferreira, F.P.M. (2004). Evolução Urbana e Demográfica do Envelhecimento em Belo Horizonte. *Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais* 4:71-82.

FJP – Fundação João Pinheiro (1997). *Saneamento básico em Belo Horizonte – trajetória em 100 anos: os serviços de água e esgoto*. Belo Horizonte, MG: FJP. 309p.

França, J. & Callisto, M. (2007). Coleção de macroinvertebrados bentônicos: ferramenta para o conhecimento da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais. *Neotropical Biology and Conservation* 2(1):3-10.

Friberg, N., Kronvang, B., Hansen, H.O. & Svendsen, L.M. (1998). Long-term, habitat-specific response of a macroinvertebrate community to river restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem* 8(1):87-99.

Fritzens, E., Hindi, E.C., Mantovani, L.E. & Rizzi, N.E. (2003). As alterações da qualidade da água do rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 8(4):239-248.

Gobster, P.H. (1998). Nearby neighborhood residents' images and perceptions of the river. In: Gobster, P.H. & Westphal, L.M. (eds.). *People and the river: perception and use of Chicago waterways for recreation* (pp. 5-48). Milwaukee, WI: U.S. Department of the Interior, National Park Service, Rivers, Trails, and Conservation Assistance Program.

Greenwood-Smith, S. L. (2002). The use of rapid environmental assessment techniques to monitor the health of Australian rivers. *Water Science Technology*. 45(11):155-160.

Gregory, K.R. (2006). The human role in changing river channels. *Geomorphology* 79:172-191.

Gumiero, B., Salmoiraghi, G., Rizzoli, M. & Santini, R., (1998). Rehabilitation of de acque alte drainage canal on the river Po alluvial plain, Italy. In: de Wall, L.C., Large, A.R.G. & Wade, P.M. (eds.) *Rehabilitation of rives: principles and implementation* (pp. 251-267). Chichester, UK: John Wiley & Sons.

Helfield, J.M. & Diamond, M.L. (1997). Use Constructed wetlands for urban stream restoration: a critical analysis. *Environmental Management* 21(3):329-341.

Hermes, L.C. & Silva, A.S. (2004). *Avaliação da qualidade das águas: manual prático*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica. 55p.

Hilsenhoff, W.L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(1):65-68.

Hobsbawm, E.J. (1991). *A era das revoluções: Europa 1789-1848*. Rio de Janeiro, RJ: Paz & Terra. 366p.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2002). *Censo Demográfico 2000: agregado por Setores Censitários dos resultados do universo*. Rio de Janeiro, RJ: IBGE.

Isobe, K.O., Tarao, M., Chiem, N.H., Minh, L.Y. & Takada, H. (2004). Effect of Environmental Factors on the Relationship between Concentrations of Coprostanol and Fecal Indicator Bacteria in Tropical (Mekong Delta) and Temperate (Tokyo) Freshwaters. *Applied and Environmental Microbiology* 70(2):814-821.

Jacobsesn, D., Cressa, C., Mathooko, J.M. & Dudgeon, D. (2008). Macroinvertebrates: Composition, Life Historie and Prodution. In: Dudgeon, D. (ed.) *Tropical Stream Ecology* (pp. 65-105). Oxford, UK: Elsevier.

Johnson, R.K., Widerholm, T. & Rosemberg, D.M. (1993). Freshwater Biomotoring Using Individual Organisms, Populations, and Species Assemblages of Bentic Macroinvertebrates. In: Rosemberg, D.M. & Resh, V.H. (eds.) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrate* (pp. 40-158). New York, NY: Champman & Hall.

- Junqueira, V.M., Amarante, M.C., Dias, C.F.S. & França, E.S. (2000). Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. *Acta Limnologica Brasiliensia* 12(1):73-87.
- Kauffman, J.B., Beschta, R.L., Otting, N. & Lytjen, D. (1997). An ecological perspective of riparian and stream restoration in the western United States. *Fisheries* 22(5):12-24.
- Kondolf, G.M. & Micheli, E.R. (1995). Evaluating stream restoration projects. *Environmental Management* 19(1):1-15.
- Larned, S.T., Suren, A.M., Flanagan, M., Biggs, B.J.F. & Riis, T. (2006). Macrophytes in urban stream reahabilitation: establishment effects, and public perception. *Restoration Ecology* 14(3):429-440.
- Lee, J.H. & Bang, K.W. (2000). Characterization of urban stormwater runoff. *Water Research* 34(6):1773-1780.
- Lopes, F.W.A., Magalhães Jr., A.P. & Pereira, J.A.A. (2008). Avaliação da qualidade das águas e condições de balneabilidade na bacia do ribeirão de Carrancas-MG. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 13(4):23-34.
- Lopes, F.W.A., Macedo, D.R.M., Medeiros, I.H., Umbelino, G.J.M. & Magalhães Jr., A.P. (2003). Bacias hidrográficas como unidade de análise de processos de expansão urbana desordenada: o caso da bacia do córrego do Nado – Belo Horizonte/MG. *GeoUerj* volume especial:1985-2002.
- Macedo, D.R. & Magalhães Jr., A.P.M. (2007). Avaliação dos riscos para ocupação urbana: proposição metodológica baseada em geotecnologias. *Revista Brasileira de Estudos da População* 24(2):337-338.
- Mackereth, F.J.H., Heron, J. & Talling, J.F. (1978). *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association Scientific Publication. Cumbria and Dorset, England (Scientific Publication n. 36).
- Magalhães Jr., A.P (2003). Os indicadores como instrumentos potenciais de gestão das águas no atual contexto legal-institucional do Brasil: Resultados de um painel de especialistas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 8(4):49-68.
- Maillard, P. & Pinheiro-Santos N.A. (2008). A spatial-statistical approach for modeling the effect of non-point source pollution on different water quality parameters in the Velhas river watershed – Brazil. *Journal of Environmental Management* 86(1):58-170.
- Matta-Machado, A.T.G. (2007). *A relação de cursos d'água em leito natural em ambiente urbano com mortalidade infantil e hospitalização por diarreia em crianças abaixo de cinco anos em Belo Horizonte, Brasil*. Tese (doutorado em Saúde Pública). Faculdade de Medicina, UFMG, Belo Horizonte, MG. 54f.

Medeiros, I.H. (2009). *Programa Drenurbs/Nascentes e Fundos de Vale*. Potencialidades e desafios da gestão sócio-ambiental do território de Belo Horizonte a partir de suas águas. Dissertação (Mestrado em Geografia). IGC, UFMG, Belo Horizonte, MG. 126f.

Merritt, R.W. & Cummins, K.W. (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Dubuque, Iowa: Kendall & Hunt Publishing Company. 862p. 3rd ed.

Miserendino, M. L., Brand, C. & Di Prinzio, C. Y. (2008). Assessing Urban Impacts on Water Quality, Benthic Communities and Fish in Streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water, Air, and Soil Pollution* 194:91-110.

Mingoti, S. (2005). *Análise de dados através de métodos de estatística multivariada*: uma abordagem aplicada. Belo Horizonte, MG: Editora UFMG. 297p.

Moerke, A.H. & Lamberti, G.A. (2004). Restoring stream ecosystems: lessons from a Midwestern State. *Restoration Ecology* 13(3):327-334.

Monteiro, I. (2008). *Macroinvertebrados bentônicos*: uma ferramenta na avaliação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG). Relatório de Pesquisa (Bolsa PIBIC/CNPQ). ICB, UFMG, Belo Horizonte, MG. 21f.

Moreno, P. (2008). *Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta na avaliação da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG)*. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação Manejo da Vida Silvestre). ICB, UFMG, Belo Horizonte, MG. 106f.

Morris, S. & Moses, T. (1999). Urban stream rehabilitation: a design and construction case study. *Environmental Management* 23(2):165-177.

Nascimento, N.O, Baptista, M.B & Kauark-Leite, L.A. (1999). Stormwater management problems in a tropical city – The Belo Horizonte case study. In: Ellis, J.B. (ed.) *Impacts of Urban Growth on Surface Water and Groundwater Quality* (pp. 299-305). Wallingford, UK: IAHS (Publication n. 259).

Nascimento, N.O., Guimarães, E., Mingoti, S., Moura, N. & Faleiro, R. (2007). Assessing public perception of flood risk and flood control measure in urban areas. In: *Switch Scientific Meeting*, 2 (pp. 1-10). Tel-Aviv, Israel: Europe Union, Unesco & University of Tel-Aviv.

NCSU – North Caroline State University Water Quality Group (2006). *Stream restoration evaluation assessment form*. NC State University, Raleigh, North Caroline. 37p. (Disponível em: <http://www.bae.ncsu.edu/bae/programs/extension/wqg/sri/cwmtf/Assessment%20Form.pdf>).

Niezgoda, S.L. & Johnson, P.A. (2005). Improving the urban stream restoration effort: identifying critical form and processes relationships. *Environmental Management* 35(5):579–592.

Northington, R.M. & Hershey, A.E. (2006). Effects of stream restoration and wastewater treatment plant effluent on fish communities in urban streams. *Freshwater Biology* 51(10):1959-1973.

Palmer, M., Allan, J.D., Meyer, J. & Bernhardt, E.S. (2007). River restoration in the Twenty-First Century: data and experiential knowledge to inform future efforts. *Restoration Ecology* 15(3):472-481.

Paul, M. & Meyer, J. (2001). Streams in urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32:333-65.

Paz, A., Moreno, P., Rocha, L. & Callisto, M. (2008). Efetividade de Áreas Protegidas na conservação da qualidade das águas e biodiversidade aquática em sub-bacias de referência no Rio das Velhas (MG). *Neotropical Biology & Conservation* 3(3):149-158.

Pesce, S.F. & Wunderlin, D.A. (2000). Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquia River. *Water Reserch* 34(11):2915-2926.

Pompêo A.C. (2000). Drenagem urbana sustentável. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 5(1):15-23.

Pompeu, P.S., Alves, C.B.M. & Callisto, M. (2005). The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the rio das Velhas basin, Brazil. *American Fisheries Society Symposium* 47:11-22.

Porath, S.L. (2004). *A Paisagem de Rios Urbanos: A presença do Rio Itajaí-Açu na cidade de Blumenau*. Dissertação (Mestrado em Arquitetura). UFSC, Florianópolis, SC. 150f.

Porto, R.L., Zahed Filho, K., Tucci, C.E.M. & Bidone, F. (2000). Drenagem urbana. In: Tucci, C.E.M. (org.) *Hidrologia: ciência e aplicação* (pp. 805-848). Porto Alegre, RS: Ed. Universidade UFRGS & ABRH. 2ª ed.

PBH – Prefeitura Municipal de Belo Horizonte (2003a). *Relatório de controle ambiental: programa Drenurbs, bacia do córrego Vilarinho, sub-bacia do córrego da avenida Baleares*. Belo Horizonte, MG: Praxis Projetos e Consultoria. 76p.

PBH – Prefeitura Municipal de Belo Horizonte (2003b). *Relatório de viabilidade sócio-ambiental do programa Drenurbs*. Belo Horizonte, MG: Prefeitura Municipal de Belo Horizonte, Secretaria Municipal de Política Urbana. 77p.

PBH – Prefeitura Municipal de Belo Horizonte (2008). *Relatório gerencial: Setembro de 2008*. Belo Horizonte, MG: Prefeitura Municipal de Belo Horizonte, Secretaria Municipal de Política Urbana. 38p.

Purcell, A.H. (2004). *A long-term post project evaluation of an urban stream restoration project* (Baxter Creek, El Cerrito, California). Water Resources Center Archives, University of California, Berkeley, 15p. (Disponível em <http://repositories.edlib.org/wrca/restoration/purcell>).

Purcell, A.H., Friedrich, C. & Resh, V.H. (2002). An assessment of a small urban stream restoration project in Northern California. *Restoration Ecology* 10(4):685-694.

Rechia, S. (2003). *Parques Públicos de Curitiba: a relação cidade-natureza nas experiências de lazer*. Tese (Doutorado em Educação Física). Unicamp, Campinas, SP. 189f.

Ribeiro, C.M. & Mól, C.R.F. (1985). Avaliação das mudanças climáticas em Belo Horizonte: análise dos parâmetros temperatura e pressão. In: *Simpósio Situação Ambiental e Qualidade de Vida na Região Metropolitana de Belo Horizonte/MG*, 1 (pp. 67-77). Belo Horizonte, MG: ABGE, IGC & UFMG.

Riley, A.L. (1998). *Restoring streams in cities: a guide for planners, policy makers, and citizens*. Washington, DC: Island Press. 423p.

Rosemberg, D.M. & Resh, V.H. (1993). Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. In: Rosemberg, D.M. & Resh, V.H. (eds.) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrate* (pp. 1-9). New York, NY: Chapman & Hall.

Ruley, J.E. & Rusch, K.A. (2002). An assessment of long-term post-restoration water quality trends in a shallow, subtropical, urban hypereutrophic lake. *Ecological Engineering* 19(4):265-280.

Scholz, G., van Laarhoven, J., Phipps, L., Favier, D. & Rixon, S. (2002). Managing for river health: integrating watercourse and community participation. *Water Science and Technology* 45(11):209-213.

Servais, P., Garcia-Armisen, T., George, I. & Billen, G. (2007). Fecal bacteria in the rivers of the Seine drainage network (France): Sources, fate and modeling. *Science of the Total Environment* 375:152:167.

Silva, A.B., Carvalho, E.T., Fantinel, L.M., Romano, A.W. & Viana, C.S. (1995). Estudos Geológicos, Hidrogeológicos, Geotécnicos e Geoambientais Integrados no Município de Belo Horizonte. (Projeto Estudos Técnicos para o levantamento da carta geológica de Belo Horizonte). *Relatório Final*. Belo Horizonte, MG: PBH, SMPL, FUNDEP, IGC, UFMG & Dep. de Geologia. 150p.

Song, M.Y., Park, Y.S., Kwak I.S, Wood, H. & Chon, T.S. (2006). Characterization of benthic macroinvertebrate communities in a restored stream by using self-organizing map. *Ecological Informatics* 1(3): 295-305.

Souza, M.L. (2006). *Mudar a cidade: uma introdução crítica ao planejamento e a gestão urbanos*. Rio de Janeiro, RJ: Bertrand Brasil. 560p. 4ª ed.

Souza, S. (2007). *Programa Drenurbs e a inserção dos cursos d'água no meio urbano: Análise a partir da Bacia do Córrego Baleares*. Monografia (Bacharelado em Geografia). IGC, UFMG, Belo Horizonte, MG. 78f.

Strickland, J.D. & Parsons, T.R. (1960). *A manual of sea water analysis*. Fisheries Research Board of Canada. Ottawa, Canada (Bulletin n. 125, 2nd ed.).

Taschner, S.P. (2006). Degradação ambiental em favelas de São Paulo. In: Torres, H. & Costa, H. (orgs.) *População e Meio Ambiente: Debates e Desafios* (pp. 271-297). São Paulo, SP: Editora Senac. 2ª ed.

Ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. (2002). *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination* (version 4.5). Ithaca, NY: Microcomputer Power. 500 p.

Torres, H. (2002). Migration and the environment: a view from Brazilian metropolitan areas. In: Hogan, D., Berquó, E. & Costa, H. (orgs.) *Population and environment in Brazil: Rio + 10* (pp. 147-166). Campinas, SP: CNPD, ABEP & NEPO.

Tucci C.E.M. (2003). Drenagem urbana. *Ciência & Cultura* 55(4): 36-37.

Udziela, M.K. & Bennett, L.L. (1997). Contingent valuation of an urban salt marsh restoration. In: Casagrande, D.G. (ed.) *Restoration of an urban salt marsh: an interdisciplinary approach* (pp. 41-61). New Haven, Connecticut: Yale School of Forestry and Environmental Studies.

Umbelino, G. & Barbieri, A. (2008). Metodologia para a compatibilização de setores censitários e perímetros urbanos entre os censos de 1991, 2000 e 2010. In: *Encontro Brasileiro de Estudos Populacionais*, 16 (pp. 1-15). Caxambu, MG: ABEP.

Vaus, D. (2002). *Survey in social research*. London, UK: Routledge. 379p. 5th ed.

Von Sperling, M. (1995). *Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte, MG: DESA & UFMG. 240p.

Wade, P.M., Large, A.R.G. & de Wall, L.C. (1998). Rehabilitation of degraded river habitat: an introduction. In: de Wall, L.C., Large, A.R.G. & Wade, P.M. (eds.) *Rehabilitation of rivers: principles and implementation* (pp. 1-10). Chichester, UK: John Wiley & Sons.

Walsh, C.J. (2000). Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. *Hydrobiologia*:107-114.

Walsh, C.J., Fletcher, R.D. & Ladson, A.R. (2005). Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems: looking to the catchment to save the stream. *Journal of the North American Benthological Society* 24(3):690-705.

Walsh, C.J., Sharpe, A.K., Breen, P.F. & Sonneman, J.A. (2001). Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46:535-551.

Wetzel, R.G. & Likens, G.E. (1991). *Limnological Analyses*. New York, NY: Springer-Verlag. 391p. 2nd ed.

Whalen, P.J., Toth, L.A., Koebel, J.W. & Strayer, P.K., (2002). Kissimmee river restoration: a case study. *Water Science and Technology* 45(11):55-62.

APÊNDICES

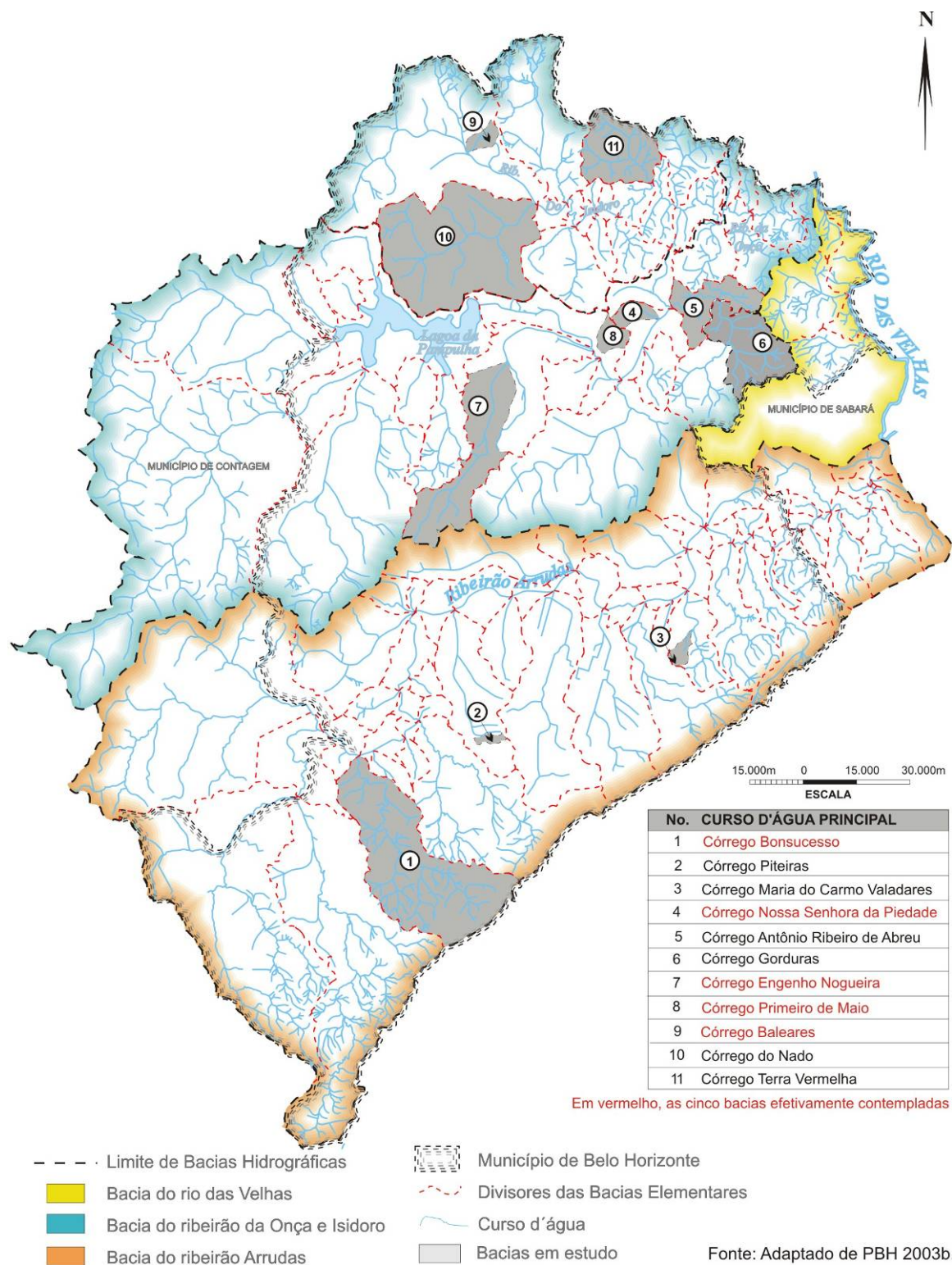


Figura A.1. Bacias hidrográficas pertencentes ao Programa Drenurbs.

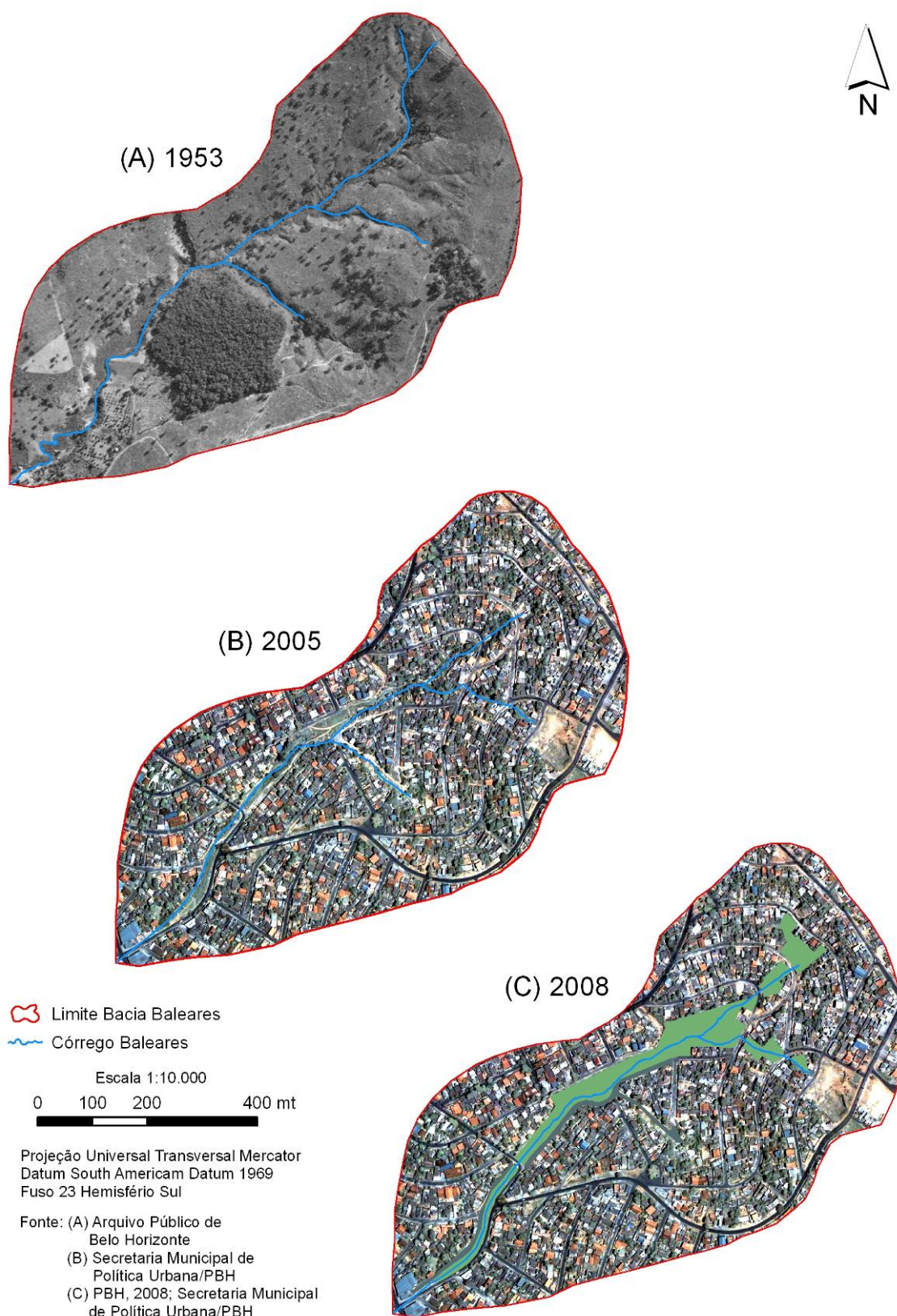


Figura A.2. Evolução da ocupação do solo na bacia do córrego Baleares.

Quadro A.1. Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas (parte 1/3) (obs.: 4 pontos – situação natural; 2 e 0 pontos – situações leve ou severamente alteradas).

Descrição do Ambiente			
Localização:			
Data de Coleta: - ___ / ___ / ___		Hora da Coleta: _____	
Tempo (situação do dia):			
Modo de coleta (coletor):			
Tipo de Ambiente: Córrego () Rio ()			
Largura do rio:			
Profundidade:			
Temperatura da água:			
PARÂMETROS	PONTUAÇÃO		
	4 pontos	2 pontos	0 ponto
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação natural	Campo de pastagem/Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Residencial/ Comercial/ Industrial
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	Ausente	Moderada	Acentuada
3. Alterações antrópicas	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	alterações de origem industrial/ urbana (fábricas, siderurgias, canalização, retificação do curso do rio)
4. Cobertura vegetal no leito	parcial	total	Ausente
5. Odor da água	nenhum	Esgoto (ovo podre)	óleo/industrial
6. Oleosidade da água	ausente	Moderada	Abundante
7. Transparência da água	transparente	turva/cor de chá-forte	opaca ou colorida
8. Odor do sedimento (fundo)	nenhum	Esgoto (ovo podre)	óleo/industrial
9. Oleosidade do fundo	ausente	Moderado	Abundante
10. Tipo de fundo	pedras/cascalho	Lama/areia	cimento/canalizado

Fonte: Callisto *et al.*, 2002.

Quadro A.2. Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas (parte 2/3) (obs.: 5 pontos – situação natural; 3, 2 e 0 pontos – situações leve ou severamente alteradas).

PARÂMETROS	PONTUAÇÃO			
	5 pontos	3 pontos	2 pontos	0 ponto
11. Tipos de fundo	Mais de 50% com habitats diversificados; pedaços de troncos submersos; cascalho ou outros habitats estáveis.	30 a 50% de habitats diversificados; habitats adequados para a manutenção das populações de organismos aquáticos.	10 a 30% de habitats diversificados; disponibilidade de habitats insuficiente; substratos freqüentemente modificados.	Menos que 10% de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.
12. Extensão de rápidos	Rápidos e corredeiras bem desenvolvidas; rápidos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio.	Rápidos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Trechos rápidos podem estar ausentes; rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.
13. Freqüência de rápidos	Rápidos relativamente freqüentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.	Rápidos não freqüentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 7 e 15.	Rápidos ou corredeiras ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 15 e 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.
14. Tipos de substrato	Seixos abundantes (prevalecendo em nascentes).	Seixos abundantes; cascalho comum.	Fundo formado predominantemente por cascalho; alguns seixos presentes.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.
15. Deposição de lama	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama.	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.
16. Depósitos sedimentares	Menos de 5% do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente como aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama. maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.

Fonte: Callisto *et al.*, 2002.

Quadro A.3 Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas (parte 3/3) (obs.: 5 pontos – situação natural; 3, 2 e 0 pontos – situações leve ou severamente alteradas).

PARÂMETROS	PONTUAÇÃO			
	5 pontos	3 pontos	2 pontos	0 ponto
18. Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" exposto.	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos.
19. Presença de mata ciliar	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de deflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; deflorestamento evidente mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal".	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa; deflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Menos de 50% da mata ciliar nativa; deflorestamento muito acentuado.
20. Estabilidade das margens	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Moderadamente instável; entre 30 e 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Instável; muitas áreas com erosão; frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100% da margem.
21. Extensão de mata ciliar	Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m; mínima influência antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica.
22. Presença de plantas aquáticas	Pequenas macrófitas aquáticas e/ou musgos distribuídos pelo leito.	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídas no rio, substrato com perifiton.	Algas filamentosas ou macrófitas em poucas pedras ou alguns remansos, perifiton abundante e biofilme.	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).

Fonte: Callisto *et al.*, 2002.

Quadro A.4. Questionário aplicado na bacia do córrego Baleares (parte 1/2).

Questionário: 	
Universidade Federal de Minas Gerais / Instituto de Geociências Sustainable Water Management Improves Tomorrow's Cities' Health Programa de Pós-Graduação em Geografia	
	
1-DADOS GERAIS	
1.1 Pesquisador: ☐ - 01 ☐ - 02 ☐ - 03	Rubrica:
1.2 Data da pesquisa: ____ / ____ / 2008	
1.3 Tabulador: ☐ - 01 ☐ - 02 ☐ - 03	Rubrica:
1.4 Data da tabulação: ____ / ____ / 2008	
2 - LOCALIZAÇÃO	
2.1 Setor: ☐ - 01 ☐ - 02 ☐ - 03 ☐ - 04 ☐ - 05	
2.2 Endereço: _____	
3 - IDENTIFICAÇÃO/DADOS SOCIODEMOGRÁFICOS DO ENTREVISTADO	
3.1 Quantos anos sua família mora nesta casa? _____ anos	
3.2 Quantos anos sua família mora neste bairro? _____ anos	
3.3 Quantas pessoas moram em sua casa? _____ pessoas	
3.4. Condição de moradia ☐ 1 - Própria ☐ 2- Alugada ☐ 3- Favor ☐ 4- Outra	
3.5 Qual é a sua idade?	
☐ 01 - De 15 a 19 anos	☐ 02 - De 20 a 24 anos
☐ 03 - De 25 a 29 anos	☐ 04 - De 30 a 34 anos
☐ 05 - De 35 a 39 anos	☐ 06 - De 40 a 44 anos
☐ 07 - De 45 a 49 anos	☐ 08 - De 50 a 54 anos
☐ 09 - De 55 a 59 anos	☐ 10 - De 60 a 64 anos
☐ 11 - De 65 a 69 anos	☐ 12 - De 70 a 74 anos
☐ 13 - De 75 a 79 anos	☐ 14 - De 80 anos ou mais
3.6 Qual a última série que você estudou/estuda?	
☐ 1 - Nenhuma	☐ 2 - Sabe ler e escrever
☐ 3 - EJA (Educ. Jov. e Adultos)	☐ 4 - 1ª a 4ª série incompleto
☐ 5 - 1ª a 4ª série completo	☐ 6 - 5ª a 8ª série incompleto
☐ 7 - 5ª a 8ª série completo	☐ 8 - 2º grau incompleto
☐ 9 - 2º grau completo	☐ 10 - Superior incompleto
4 - ARTICULAÇÃO ENTRE OS ATORES	
4.1. Você conhece ou ouviu falar sobre a Obra de Recuperação Ambiental do Córrego Baleares?	
☐ 1 - Sim ☐ 2 - Não (Caso negativo, encerrar o questionário)	
4.2. Você conhece a comissão do bairro que cuida da Obra de Recuperação Ambiental do Córrego Baleares (Comissão Drenurbs)?	
☐ 1 - Sim ☐ 2 - Não (Caso negativo, pular para questão 4.5)	
4.3. Participa?	
☐ 1 - Sim ☐ 2 - Não (Caso positivo, pular para questão 4.5)	
4.4. Porque?	
☐ 1 - Não tive interesse ☐ 2 - Não havia mais vagas ☐ 3 - Não concordo como o Programa Drenurbs ☐ 4 Outros _____	
4.5. Sua família foi informada sobre a Obra de Recuperação Ambiental do Córrego Baleares?	
☐ 1 - Sim ☐ 2 - Não (Caso negativo, pular para questão 4.7)	
4.6. Como?	
☐ 1- Vizinhos ☐ 2- Associação de Bairro ☐ 3- Reunião do Orçamento Participativo ☐ 4- Comissão Drenurbs	
☐ 5- Visista de funcionários da Prefeitura ☐ 6- Projeto Manuelzão ☐ 7- Televisão/Jornal/Rádio ☐ 8- Igreja	
☐ 9- Outros _____	
4.7. Sua família foi convidada para opinar sobre a Obra de Recuperação Ambiental do Córrego Baleares?	
☐ 1 - Sim ☐ 2 - Não (Caso positivo, pular para o item 5)	
4.8. Você gostaria de ter sido convidado para opinar sobre a Obra de Recuperação Ambiental do Córrego Baleares?	
☐ 1 - Sim ☐ 2 - Não	

Quadro A.5. Questionário aplicado na bacia do córrego Baleares (parte 2/2).

Questionário:		
5 - PERCEPÇÃO E ATITUDE		
5.1. Qual o principal objetivo da Obra de Recuperação Ambiental do Córrego Baleares?		
☐ 1- Melhorar a qualidade da água	☐ 2- Deixar o bairro mais bonito	☐ 3- Atrair animais silvestres
☐ 4- Melhorar a saúde da população	☐ 5- Controlar enchentes	☐ 6- Possibilitar a passagem de carros
☐ 7- Aumentar o IPTU	☐ 8- Construir o parque	☐ 9- Outros _____
5.2. Você pretende utilizar o parque construído?		
☐ 1 - Sim ☐ 2 - Não (Caso positivo, saltar para 5.4)		
5.3. Porque?		
☐ 1- Não gosto de parque	☐ 2- Não pratico esportes	☐ 3- Não tenho tempo
☐ 4- Tenho outras atividades melhores/mais importantes para fazer	☐ 5- Acho perigoso	
☐ 6- Outros _____		
5.4. Você acredita que a população vai conservar o parque e o córrego?		
☐ 1 - Sim ☐ 2 - Não (Caso positivo, pular para 5.6.)		
5.5. Porque?		
☐ 1- Não gostam de parque	☐ 2- Não gostaram da obra	☐ 3- Não tem educação
☐ 4- Porque é público	☐ 5- Outros _____	
5.6. Você preferiria que houvesse uma avenida sanitária tampando o córrego ao invés do parque?		
☐ 1 - Sim ☐ 2 - Não (Caso negativo, pular para 5.8)		
5.7. Porque?		
☐ 1- Só conhecia essa alternativa	☐ 2- Traria mais saúde	☐ 3- Melhoraria o acesso para os carros
☐ 4- Diminuiria ratos, baratas e outras pragas	☐ 5- Protegeria contra enchente	☐ 6- Outros _____
5.8. Obras como essa devem ser realizadas em outros córregos de Belo Horizonte?		
☐ 1 - Sim ☐ 2 - Não (Caso positivo, saltar para o item 6)		
5.9. Porque?		
☐ 1- Não resolvem os problemas do córrego	☐ 2- São muito caras	☐ 3- Avenida é melhor
☐ 4- Outros _____		
6 - SOBRE A OBRA DE RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DO CÓRREGO BALEARES		
6.1. A Obra de Recuperação Ambiental do Córrego Baleares superou suas expectativas?		
☐ 1 - Sim ☐ 2 - Não (Caso negativo, pular para o item 7)		
6.2. Porque?		
☐ 1- Acabou com lixo e esgoto no córrego	☐ 2- Deixou o bairro mais bonito	☐ 3- Atraiu animais silvestres
☐ 4- Diminuiu ratos, baratas e outras pragas	☐ 5- Controla as enchentes	☐ 6- Possibilitou a passagem de carros
☐ 7- Criou uma nova área de lazer	☐ 8- Valorizou a casa e bairro	☐ 9- Paramos de ficar doentes
☐ 10- Agora há coleta de lixo	☐ 11- Outros _____	
7 - INFORMAÇÕES ADICIONAIS		
7.1. Tem algo mais que você queira falar sobre a Obra de Recuperação Ambiental do Córrego Baleares?		