CONDIÇÕES DE REFERÊNCIA EM RIACHOS TROPICAIS: BASES PARA MONITORAMENTO E CONSERVAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS.

REFERENCE CONDITIONS IN TROPICAL STREAMS: BASIS FOR MONITORING AND WATER RESOURCES CONSERVATION .

JANAINA UCHOA MEDEIROS AGRA*
MARCOS CALLISTO DE FARIA PEREIRA
RAPHAEL LIGEIRO BARROSO SANTOS
*UFMG - (jana_uchoa@hotmail.com)

RESUMO

A definição de Condições de Referência visa quantificar a variabilidade natural de características ambientais e biológicas de ecossistemas minimamente perturbados por ações antrópicas. A ausência de informações sobre padrões ambientais e ecológicos em riachos tropicais em Condições de Referência tem sido um dos principais limitantes ao diagnóstico ambiental e aos planos de restauração fluvial. Riachos de cabeceira no trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG) estão inseridos em uma zona de transição, que engloba Campos Rupestres e Florestas Estacionais Semi-Desciduais, resultando em alta variabilidade ambiental e biológica. Os objetivos deste estudo foram: (i) caracterizar condições ambientais e biológicas de referência em riachos de cabeceira, com base em (a) medidas ambientais em múltiplas escalas espaciais, e (b) estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos; (ii) testar a hipótese de que a composição, riqueza e abundância de comunidades bentônicas em áreas de campos rupestres e floresta são diferentes; (iii) apontar quais variáveis ambientais melhor explicam a variação na riqueza taxonômica. Foram selecionados 21 riachos de cabeceira em áreas de mata e 10 em campos rupestres, minimamente alterados por atividades humanas. Os riachos foram caracterizados em escalas de micro-bacia de contribuição (p. ex.: altitude, litologia, área de drenagem), trecho de riacho (p. ex.: morfologia do canal, tipo de substrato e fluxo) e coluna d'água (parâmetros físicos e químicos na água). Para caracterizar os trechos de riachos foi realizada uma simplificação do protocolo de habitats físicos da Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (US-EPA). Foram coletados 19.295 macroinvertebrados classificados em 63 famílias. A composição e riqueza de macroinvertebrados foi diferente entre riachos de campos e florestas. Riachos em floresta detém maior número de taxa (29,9 ± 5,9) do que riachos de campos rupestres (23,6 ± 6,3) ($t = 2,69$; $gl = 29$; $p = 0,012$). Um modelo de regressão linear múltipla com três variáveis (condutividade elétrica, taxa de imersão no sedimento fino e concentração de nitrito) explicou 42 % da variação de riqueza entre os riachos. As medidas de condutividade elétrica e taxa de imersão apresentaram correlação positiva com a riqueza, enquanto que a concentração de nitrito foi negativamente correlacionada. O estudo apontou fatores ambientais que influenciam a estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos em riachos de cabeceira. Além disso, estes dados de referência podem ser utilizados em planos de monitoramento e restauração de riachos degradados na região do Alto Rio das Velhas, além de propor um protocolo simplificado de habitat físico que pode servir como ferramenta de monitoramento de riachos de cabeceira em bacias hidrográficas tropicais.

Palavras-chave: mata atlântica.

ABSTRACT

The definition of Reference Conditions aims to quantify the natural variability of environmental and biological features in minimally disturbed ecosystems. The lack of information about environmental and ecological patterns for tropical streams in Reference Conditions are one of the most difficulties to make environmental diagnosis and a fluvial restoration plan. The Upper Rio das Velhas basin (State of Minas Gerais, Brazil) is located in a transition zone which encompasses Rupestrian fields and Atlantic semi-deciduous forests, resulting in high environmental and biological variability. The objectives of this study were: (i) describe reference conditions of environmental and biological features in headwater streams at the Upper Rio das Velhas basin, based on (a) environmental measurements at multiple spatial scales, and (b) the structure of benthic macroinvertebrate communities; (ii) test the hypothesis that the composition, richness and abundance of benthic communities in areas of rupestrian fields and forests are different; (iii) point out which environmental variables best explain the variation in species richness of these communities. 21 headwater streams were selected in forest areas and 10 in rupestrian fields minimally altered by human activities. The streams were characterized at the micro-basin scale (e. g., altitude, lithology, drainage area), at reach scale (e. g., channel morphology, substrate type and flow) and also concerning the water chemistry. The physical habitats protocol of the US Environmental Protection Agency (US-EPA) was simplified and applied at the stream sites. We collected 19,295 macroinvertebrates, classified into 63 families. The composition and richness of macroinvertebrates were different between rupestrian fields and forests. Streams in forest have a greater number of taxa (29.9 ± 5.9) than rupestrian fiels streams (23.6 ± 6.3) ($t = 2.69$, $df = 29$, $p = 0.012$). A multiple linear regression model with three variables (electrical conductivity, embeddedness and concentration of nitrite) explained 42% of the richness variation among the streams. Electrical conductivity and embeddedness were positively correlated with taxa richness, while nitrite concentrations did the opposite. The study pointed out possible environmental factors driving the structure of macroinvertebrate communities in headwater streams. It also provides baseline data for future plans of monitoring and restoration of degraded streams, and propose a simplified protocol that can serve as an important monitoring tool for tropical headwater streams.

INTRODUÇÃO

1. INTRODUÇÃO

A interpretação de indicadores ecológicos utilizados em programas de biomonitoramento de bacias hidrográficas é realizada com base em características observadas em ecossistemas minimamente alterados por atividades humanas, as chamadas Condições de Referência (Bailey et al., 2004). Diversos estudos de biomonitoramento de bacias hidrográficas têm destacado as dificuldades em selecionar e caracterizar condições de referência, apontando estes fatores como as maiores limitações para a realização de diagnósticos adequados sobre a saúde de ecossistemas e de sua integridade ecológica (Stoddard et al., 2006). Estas caracterizações são úteis ao estabelecimento de padrões ecológicos de referência, que podem ser comparados com outros riachos (sítios teste) em avaliações ambientais, ou como metas de qualidade ambiental ("targets") em projetos de restauração de bacias hidrográficas (Feio et al., 2007).

Ecossistemas aquáticos prístinos são raros ou mesmo inexistentes em muitas bacias hidrográficas (Bailey et al., 2004). Assim, frequentemente a caracterização de condições de referência é realizada com base em ecossistemas sob a menor influência humana possível em uma determinada região - Condições de Mínimo Distúrbio ("Least Disturbed Condition" - LDC) (Stoddard et al., 2006). A caracterização dessas áreas deve englobar a mensuração de um conjunto de atributos físicos, químicos e biológicos (Bailey et al., 2004).

Segundo a abordagem de condições de referência é fundamental compreender e quantificar a variabilidade natural entre riachos em uma determinada ecoregião (Hughes et al., 1986; Bailey et al., 2004). Longe de ser um problema, a variabilidade ambiental e biológica de riachos deve ser bem caracterizada para que comparações ecologicamente relevantes possam ser realizadas sobre um determinado sítio teste na ecoregião correspondente (Bailey et al., 2004). Se o valor de algum indicador ecológico do sítio teste não for enquadrado dentro dos limites da variação natural observada em sítios de referência, considera-se que o sítio encontra-se ecologicamente impactado. Por outro lado, aqueles sítios que possuem indicadores ecológicos dentro dos limites da variabilidade natural podem ser considerados em boas condições ambientais (Figura 1).

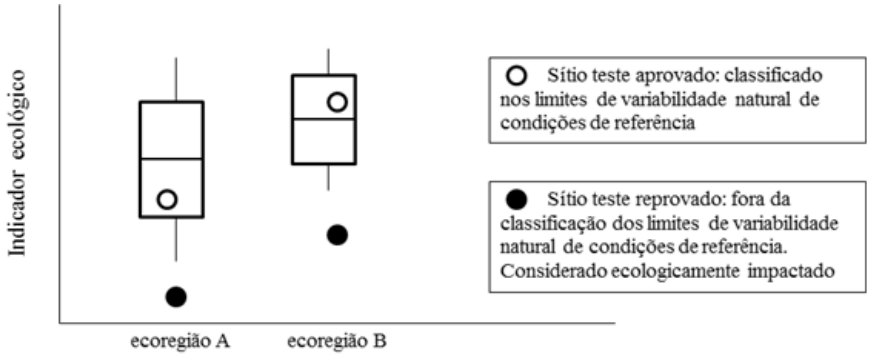

Figura 1: Variabilidade natural de um indicador ecológico em sítios de referência em duas ecoregiões distintas A e B. Esquema adaptado de Bailey et al. (2004).

Diversos programas de monitoramento de bacias hidrográficas têm destacado a necessidade de caracterizar condições de referência (p. ex.: Estados Unidos - NARS; Europa - Water Framework Directive; Inglaterra - RIVPACS; Austrália - AusRivAS). Além de garantir um diagnóstico adequado em avaliações ambientais (Stoddard et al., 2006), essas caracterizações podem subsidiar tomadas de decisões sobre áreas prioritárias para conservação de biodiversidade em bacias hidrográficas (Pardo et al., 2012).

A estrutura de comunidades biológicas em riachos de cabeceira é determinada por variáveis ambientais que atuam em diversas escalas espaciais (p. ex.: bacia hidrográfica, micro-bacia de contribuição, trecho de riacho) (Frissell et al., 1986; Allan, 2004; Goldstein et al., 2007). Assim, a caracterização de condições de referência deve considerar variáveis ambientais em escalas regional (p. ex. geomorfologia, geologia, cobertura vegetal, Hughes et al., 1986) e local (p. ex. morfologia do canal, tipos de fluxo e substratos, características físicas e químicas de coluna d'água, Barbour et al., 1999). Essa caracterização é fundamental para estabelecer relações de causa e efeito entre as comunidades aquáticas bioindicadoras e as condições ambientais (Bailey et al., 2004). A interação dessas variáveis ambientais determina a variabilidade de nichos ecológicos e o estabelecimento destes organismos (Poff, 1997).

Comunidades de macroinvertebrados bentônicos têm sido amplamente utilizadas como indicadores ecológicos em bacias hidrográficas (p. ex.: Feio et al., 2007; Villamarín et al., 2013). Estes organismos são conhecidos por refletir o estado de integridade dos ecossistemas aquáticos e por responderem às alterações ambientais tanto em escala de bacia de drenagem (Cushman & Mcgarigal, 2002), quanto em escala de trecho de riacho (Norris & Thoms, 1999). Por isso, compreender como estas comunidades são estruturadas em riachos tropicais preservados é fundamental para definir indicadores ecológicos adequados (Feio et al., 2007).

Mesmo que pertençam a uma mesma bacia hidrográfica, riachos em condições de referência podem apresentar padrões físicos, químicos e biológicos altamente distintos (Omernik & Bailey, 1997). O Rio das Velhas, considerado um dos principais rios do estado de Minas Gerais (Brasil), possui uma área de drenagem de 29.173 km2 e estende-se por 801 km de sua nascente até sua foz, no Rio São Francisco, em Barra do Guaiacuí (CBHVelhas, 2013). O trecho alto da bacia possui formação geomorfológica composta pelo Supergrupo Rio das Velhas e Supergrupo Minas, com idades e composições geológicas distintas (Monteiro & Bacellar, 2014). Parte da malha de drenagem desta bacia percorre áreas cobertas por fitofisionomias de mata atlântica e campos rupestres, um tipo fitofisionômico de Cerrado (Monteiro & Bacellar, 2014). Assim, os riachos de cabeceira na região apresentam padrões hidrogeofísicos distintos (Monteiro &

Bacellar, 2014), que podem ser responsáveis por significativas variações das condições de referência ambientais e biológicas (Sanchez-Montoya et al., 2008, Gamito et al., 2012). Além disso, a caracterização de condições de referência no Alto Rio das Velhas é um grande desafio tendo em vista a dificuldade em se encontrar áreas minimamente perturbadas nesta região (Paz et al., 2008). O alto Rio das Velhas é responsável pelo abastecimento dos domicílios de toda a Região Metropolitana de Belo Horizonte (3o mais populosa do Brasil) (IBGE, 2014) e dos pólos industriais concentrados na metrópole. Também, o Quadrilátero Ferrífero é a principal área produtora de minérios do Brasil (IBRAM, 2012).

Visando contribuir com o desenvolvimento de ferramentas de monitoramento e conservação de bacias hidrográficas, este estudo tem como objetivos:

I. Caracterizar condições ambientais e biológicas de referência em riachos de cabeceira no trecho alto da bacia do Rio das Velhas, com base em medidas de (a) variáveis ambientais em múltiplas escalas espaciais e (b) da estrutura e composição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos;

II. Testar a hipótese de que a composição, riqueza e abundância das comunidades bentônicas em áreas de campos rupestres e florestas são diferentes;

III. Apontar quais variáveis ambientais melhor explicam a variação na riqueza taxonômica destas comunidades.

MÉTODOS

2. MÉTODOS

2.1 Áreas de estudo

A unidade de conservação (UC) Área de Proteção Ambiental Estadual Cachoeira das Andorinhas (APA Cachoeira das Andorinhas) engloba os riachos de cabeceira e a nascente do Rio das Velhas. A APA Cachoeira das Andorinhas possui 18,7 mil hectares onde está inserido um mosaico de áreas preservadas e UCs de patrimônios público (Floresta Estadual Uaimii) e privado (Reservas Particulares do Patrimônio Natural - RPPNs: Quinta dos Cedros, Fazenda Capanema, Córrego Acima e Fazenda Nascer), onde é possível encontrar diversos riachos em condições de mínimo distúrbio antrópico. Por estarem localizados em uma zona de transição entre Mata Atlântica e Cerrado, os 31 riachos de cabeceira selecionados (Anexo 1) foram divididos a priori em dois ecotipos com base no tipo de fitofisionomia predominante nestes dois biomas: 21 riachos de floresta estacional semi-decidual e 10 riachos de campos rupestres (Figura 2).

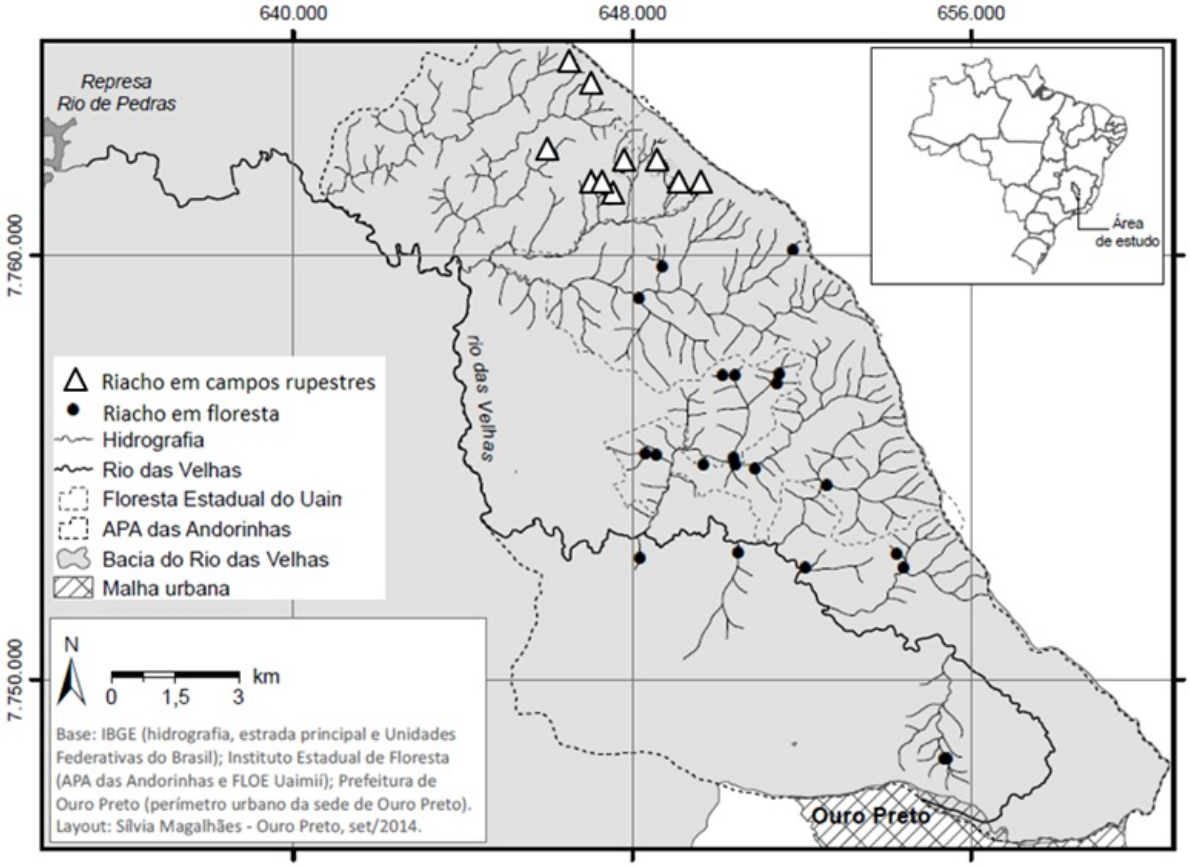

Figura 2: Sítios amostrais na Área de Proteção Ambiental Cachoeira das Andorinhas, trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG, Brasil).

A região possui um relevo acidentado (~ 1.000 a 1.500 m) e o clima é caracterizado por invernos secos com temperaturas médias anuais entre 13,5ºC e 15,5ºC (junho a agosto) e verões chuvosos com temperaturas médias entre 20ºC e 21ºC (novembro a janeiro). Durante o período chuvoso a precipitação varia entre a mínima de 1.300 mm e máxima de 1.900 mm.

2.2. Ecotipos: riachos de campos rupestres e de floresta estacional semi-decidual

Os riachos de campos rupestres estão localizados na Serra do Espinhaço sobre as cristas quartizíticas do Supergrupo Minas (Monteiro & Bacellar, 2014). Os campos rupestres ocorrem em afloramentos rochosos de Cerrado e Caatinga (Alves et al., 2014), sendo considerados um complexo vegetacional azonal endêmico do Brasil. Este tipo de fisionomia ocupa áreas de afloramentos rochosos e solos rasos (máx. 3 m), ácidos, pobres em nutrientes e compostos basicamente por areias brancas (Alves et al., 2014). Apesar dos baixos níveis nutricionais no solo, os campos rupestres apresentam elevada riqueza de espécies de plantas e altas taxas de endemismos (Negreiros et al., 2009). As formas vegetacionais são, em sua maioria, esclerófilas e herbáceas, enquanto outras assumem formas arbusculares. As famílias Eriocaulacea, Velloziaceae e Xyridaceae são dominantes (Alves et al., 2014).

Os riachos de floresta estacional semi-decidual estão localizados no Supergrupo geomorfológico Rio das Velhas, mais especificamente no Grupo Nova Lima (Monteiro & Bacellar, 2014). Os riachos estão localizados em áreas de colinas, com litologia predominante do tipo xisto, que desenvolve latossolos vermelho e amarelo (Monteiro & Bacellar, 2014). Estes tipos de solo são mais profundos, de textura média/argilosa, com maior potencial erosivo e geralmente associado a florestas tropicais (IBGE, 2007). As florestas estacionais semi-deciduais constituem 85 % da área original da Mata Atlântica do Estado de Minas Gerais (Scolforo & Carvalho, 2006). Estas possuem árvores de médio e grande portes que, caracteristicamente, perdem parte das folhas na estação seca. São compostas, predominantemente, por gêneros de espécies de plantas amazônicas de ampla distribuição (p. ex.: Parapiptadenia, Peltophorum, Cariniana, Lecythis,

Handroanthus, Astronium) (IBGE, 2012).

2.3. Seleção de sítios de referência

A escolha de riachos de referência foi realizada através de uma análise criteriosa de toda a APA Cachoeira das Andorinhas a fim de identificar áreas sob mínimo distúrbio antrópico, partindo da escala de bacia até a escala de trecho de riacho, como sugerido por Hughes et al. (1986). A análise em escala de bacia foi realizada com o auxílio de mapa digital (escala 1:50.000), através do Sistema de Informações Georeferenciadas (SIG) (Software SPRING, versão 5.2) e bases cartográficas de hidrografia, curvas de nível, sistema viário, limites municipais (fonte: Instituto Brasileiro de Geografia - IBGE) e perímetros das UCs (fonte: Instituto Estadual de Florestas - IEF). A busca se restringiu aos riachos de zona crenon e hipocrenon, em trechos que variam de 1a a 4a ordens.

Para definir os sítios de referência foram considerados os 20 critérios propostos por Sánchez-Montoya et al. (2008) onde são estabelecidos os limites máximos de fontes poluidoras na área de micro-bacia de contribuição de cada riacho (p. ex.: < 0,7 % zonas urbanas; < 3 % fazendas irrigadas; > 80 % cobertura natural) (Anexo 2). Após a seleção via SIG foram realizadas campanhas de reconhecimento em campo para avaliar a validade dos sítios selecionados e a acessibilidade da equipe para realizar as amostragens subseqüentes.

2.4. Caracterização ambiental dos riachos em Condições de Referência

As campanhas de amostragens foram realizadas durante a estação seca, nos meses de agosto e setembro de 2013. A caracterização ambiental dos sítios de referência foi baseada no levantamento de variáveis ambientais divididas em duas escalas espaciais: micro-bacia de contribuição (escala regional) e trecho de riacho (escala local), além da mensuração de variáveis físicas e químicas de coluna d'água (Tabela 1). Variáveis em escala local foram subdividas em cinco categorias para viabilizar os procedimentos de análise de dados.

Escala regional	Cota altimétrica (m) Ordem do riacho (Strahler) Área da micro-bacia de contribuição (ha) Proporção de tipo litológico dominante (%) Uso e ocupação do solo (%)
Escala local - categorias	Morfologia do canal Características de substrato Características de fluxo Cobertura de dossel Abrigo para macroinvertebrados
Coluna d'água	Temperatura (°C) pH Oxigênio Dissolvido (mg/L) Condutividade elétrica (µS/cm) Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L) Turbidez (UNT) Alcalinidade total (mEq/L CO2) Nitrogênio total (mg/L); Fósforo total (µg/L); Ortofosfato (µg/L); Nitrito (µg/L)

Tabela 1: Variáveis ambientais selecionadas para caracterizar condições de referência em riachos de cabeceira no trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG, Brasil).

Os perímetros das micro-bacias de contribuição foram delimitados visualmente seguindo as curvas de nível de maior cota (com eqüidistância de 20 metros), correspondendo ao divisor de águas (fonte: IBGE). Dados de geologia foram obtidos através do Projeto de Geologia do Quadrilátero Ferrífero. Para avaliar o uso e ocupação de solo em cada micro-bacia foram utilizadas imagens de Quickbird, fornecidas pela Prefeitura Municipal de Ouro Preto (2008).

Utilizando uma sonda multiparâmetros (650 MDS probe 6920; Yellow Springs, Ohio), foram mensuradas variáveis físicas e químicas de coluna d'água: temperatura, pH, sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica. Amostras de água foram conduzidas ao laboratório de Ecologia de Bentos na UFMG para mensuração dos teores de oxigênio dissolvido, turbidez, alcalinidade total, nitrogênio total e fósforo total, ortofosfato e nitrito.

2.5. Simplificação do protocolo de habitats físicos de Peck et al. (2006)

Para o levantamento das variáveis em escala local foi utilizada uma simplificação do protocolo de avaliação de habitats físicos utilizado pela Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (US-EPA) (Peck et al., 2006). Neste protocolo a extensão do trecho de riacho a ser avaliado é estabelecida através da fórmula: média da largura do riacho x 40. O protocolo indica ainda um comprimento mínimo de trecho de sítio amostral de 150 metros mesmo para riachos com largura média menor que 3,75 metros.

No entanto, os riachos de cabeceira estudados possuem dimensões reduzidas (p. ex.: sítios amostrais localizados a menos de 50 m de sua nascente, largura do canal ~50 cm e profundidade ~10 cm - Figura 3). Essas características morfológicas limitariam a aplicação do protocolo da US-EPA, demandando sua simplificação.

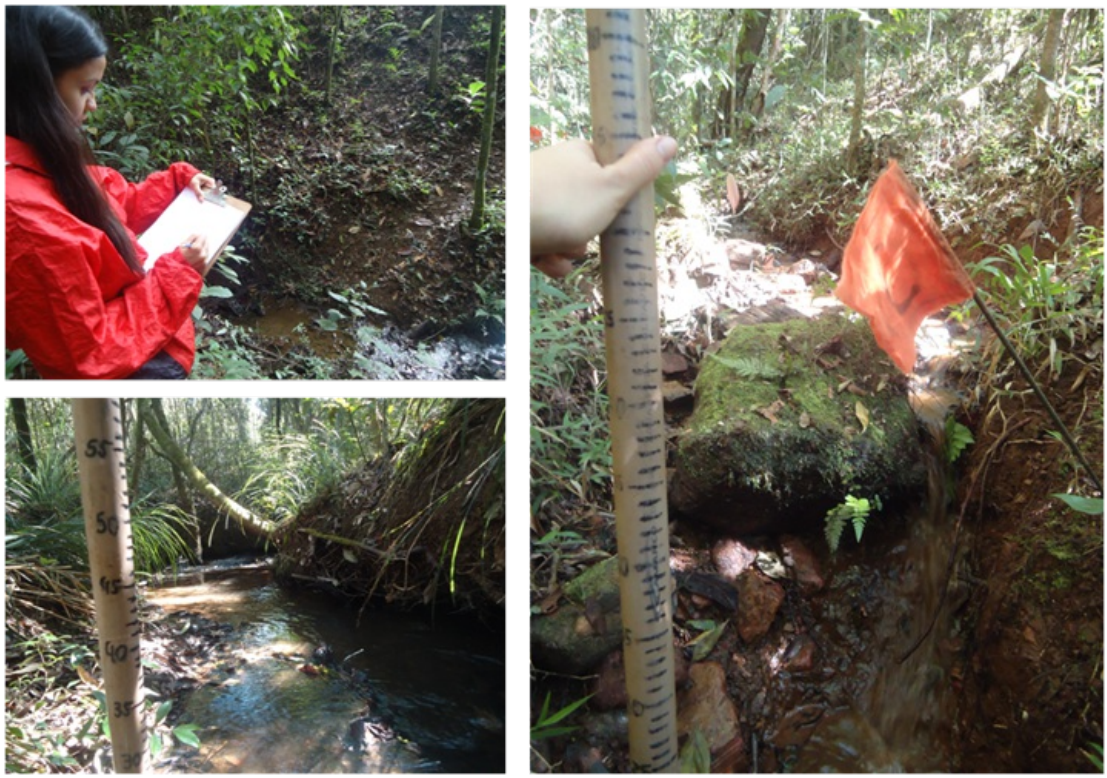

Figura 3: Riachos de cabeceira no trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG, Brasil).

A simplificação do protocolo proposto (Anexo 3) esteve baseada em resultados de estudos que utilizaram o protocolo da US-EPA em riachos tropicais (p. ex.: Callisto et al., 2014; Macedo et al., 2014). Foram eliminadas as medidas de caracterização de componentes do habitat físico (seção 7, Peck et al., 2006): acúmulo de grandes pedaços de madeira ("woody debris tally"), afunilamento do canal ("channel constraint") e número de detritos torrenciais ("debris torrents"). Além disso, foram eliminadas as medidas de abrigo para peixes e a seção dedicada à coleta de perifíton, visto que não eram objetivos deste estudo. Para mensurar a vazão dos riachos foi adotada apenas o método do "objeto flutuante", com a redução do número de medidas de profundidade em cada transecto de 20 para 5.

O sítio amostral foi definido como um trecho longitudinal de 25 metros onde foram estabelecidos seis transectos equidistantes perpendiculares ao eixo longitudinal, marcados de "A" a "F" de jusante a montante (Figura 4).

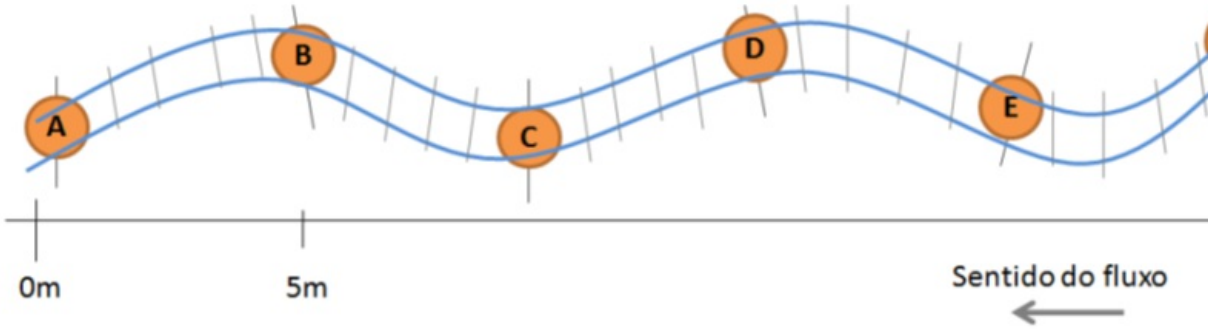

Figura 4: Desenho esquemático dos transectos de amostragens em cada sítio amostral.

Para a aplicação do protocolo simplificado em campo foram necessárias entre três a quatro pessoas e um esforço amostral médio de três horas por trecho. A partir destas medidas em campo foi possível calcular 165 métricas quantitativas de habitats físicos de acordo com Kaufmann et al. (1999).

2.6. Caracterização de comunidades bentônicas em riachos em Condições de Referência

Uma amostra de sedimento para o estudo de macroinvertebrados foi coletada em cada transecto, totalizando seis amostras por sítio amostral (riacho). Utilizou-se o método "kicking-net" com uma rede em formato "D" de malha 500 µm e área de abertura de captura 0,09 m2 (área total de 0,54m2). Os organismos foram identificados até nível de família (exceto Oligochaeta, Bivalvia, Hirudinea, Hydracarina, Nematoda e Collembola) com o auxílio de uma lupa (32x)

e de chaves taxonômicas específicas. Após a identificação os macroinvertebrados foram depositados na Coleção de Referência de Macroinvertebrados Bentônicos do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais.

2.7. Análise de dados

Foi realizada uma análise de Regressão Linear Múltipla (RLM) para certificar que as métricas de distúrbio antrópico (% de uso e ocupação do solo na micro-bacia de contribuição e presença de influência humana na margem/zona ripária) não teriam influência sobre a riqueza e abundância de macroinvertebrados. Após comprovar que os riachos selecionados não estão sob a influência de nenhum gradiente de distúrbio antrópico, estas métricas foram eliminadas das análises subsequentes. Métricas ambientais que apresentaram valores iguais a zero em mais de 90% dos riachos amostrados também foram eliminadas das análises.

Para selecionar as métricas ambientais candidatas a explicar a variação da riqueza e abundância de macroinvertebrados, as categorias de métricas de habitats físicos-escala local (Tabela 1) foram submetidas a uma matriz de correlação de Pearson, objetivando eliminar variáveis com alto índice de correlação ($r > |0,80|$). Para as métricas em escala regional e de coluna d'água as correlações foram realizadas sem categorização. Dentre as variáveis com alto índice de correlação foram escolhidas aquelas com maior relevância ecológica para comunidades de macroinvertebrados e as mais facilmente calculáveis (Little et al., 1999). Posteriormente, foram realizadas Análises de Componentes Principais (PCA) em cada categoria de métricas de habitat físico selecionando as métricas que mais se dispersaram no plano multivariado (1o e 2o eixo da PCA) (Little et al., 1999). Ao final foram selecionadas 31 métricas. Os valores de cada métrica em riachos de campos rupestres e florestas foram comparados através de um test-T de Student ($p < 0,05$) para apontar quais medidas eram significativamente diferentes.

Para testar se a estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos foi diferente entre os ecotipos campos rupestres e florestas, medidas de número de indivíduos e riqueza taxonômica média foram comparadas através de um test-T de Student ($p < 0,05$). Para comparar os dados de composição de famílias entre os ecotipos, realizou-se um Análise Multivariada Permutacional de Variância (PERMANOVA), utilizando os índices de Gower (abundância relativa) e Jaccard (presença e ausência). As similaridades entre as assembléias foram graficamente representadas por uma análise de escalonamento métrico multidimensional (MDS).

Para definir um conjunto de variáveis ambientais que melhor explicaria a variação de riqueza de macroinvertebrados foi realizada uma análise RLM com os conjuntos de variáveis ambientais regionais, locais e de coluna d'água. Modelos foram gerados utilizando o procedimento de melhores subconjuntos (best-subsets) com um número limite de três variáveis explanatórias, que representam 10 % do número total de riachos amostrados. A escolha dos melhores modelos foi baseada nos valores corrigidos do Critério de Informação Akaike (AICc). De acordo com o princípio da parcimônia, entre modelos com igual poder percentual (deltaAICc ≤ 2), deve-se optar pelo modelo com menor número de variáveis.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Variabilidade ambiental de riachos em Condições de Referência

O conjunto de dados de caracterização de condições de referência em riachos de cabeceira no Alto Rio das Velhas reflete a alta diversidade de padrões hidrogeofísicos descritos por Monteiro & Bacellar (2014). Estas caracterizações indicam diferenças claras em termos de características ambientais em múltiplas escalas espaciais para riachos em campos rupestres e florestas, reforçando a idéia de que os riachos de cabeceira em condições de referência numa mesma bacia podem apresentar padrões distintos (Omernik & Bailey, 1997; Bailey et al, 2004; Sanchez-Montoya et al., 2007).

A divisão da bacia em dois "ecotipos" permitiu descrever condições de referência de modo mais refinado, reduzindo a amplitude de variabilidade natural de métricas ambientais e biológicas em cada ecotipo. Esta estratégia de definição também foi aplicada por Sánchez-Montoya et al. (2008, 2012) em bacias hidrográficas no mediterrâneo e Villamarín et al. (2013) em riachos andinos, por apresentarem características hidrogeofísicas e climáticas bem distintas.

A partir da caracterização de uso e ocupação do solo nas micro-bacias de contribuição dos riachos, constatou-se a ocorrência de mínimos distúrbios antrópicos. A presença de estradas não pavimentadas foi o tipo de distúrbio mais freqüente, observado em 45,2 % das micro-bacias avaliadas. Solo exposto foi o segundo tipo de distúrbio mais observado, presente em 29 % das micro-bacias. Também foram identificadas construções de pequenas represas em três micro-bacias em áreas de floresta, e em duas destas também havia a presença de uma linha férrea. A variabilidade das métricas ambientais em escalas de micro-bacia, trecho de riacho e coluna d'água foram descritas de modo comparativo entre riachos inseridos em áreas de floresta e campos rupestres (Tabela 2).

		Campos Rupestres	
	Valores de referência (resolução CONAMA 357/2005 Classe 1)	Média	(±SD

Variáveis físicas e químicas de coluna d'água			
Temperatura (°C)	-	16,28	1,16
PH	6 a 9	5,83	0,79
Condutividade elétrica (µS/cm)	-	4,68	1,41
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	≤ 500 mg/L	0,00	0,00
Turbidez (UNT)	≤ 40 NTU	2,24	2,37
Alcalinidade total (mEq/L CO_2)	-	47,44	70,0
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	≥ 6 mg/L	8,20	1,00
Nitrogênio Total (mg/L)	-	0,06	0,02
Fósfoto Total (µg/L)	≤100 µg/L	11,28	10,8
Ortofosfato (µg/L)	-	10,91	4,35
Nitrito (µg/L)	≤ 1000 µg/L	28,29	25,6
Variáveis em escala regional			
Altitude (m)		1119,00	118,3
Área da micro-bacia de contribuição (ha)		27,09	22,1
Ordem do riacho (Strahler)		1ª	-
Proporção de quartzo (%)		66,00	28,0
Proporção de xisto (%)		34,00	28,0
Variáveis em escala local	Código das variáveis (Kaufmann et al., 1999)		
Morfologia do canal			
Profundidade média (cm)	*xdepth_s*	13,58	5,74
Largura molhada média (m)	*Xwidth*	1,01	0,29
Largura média do leito sazonal (m)	*cbkf_w*	3,04	1,02
Altura média do leito sazonal (m)	*xbkf_h*	0,94	0,20
Declividade (%)	*xslope*	10,17	8,84
Sinuosidade (m/m)	*Sinu*	1,29	0,49
Características de substrato			
Taxa de imersão no sedimento fino (%)	*xembed*	42,83	27,0
Rochas lisas e rugosas (%)	*pct_bdrk*	31,55	30,0
Cascalho fino (%)	*pct_gf*	20,90	20,1
Presença de sedimento fino no *talweg* (%)	*pctrsed*	39,20	30,3
Características de fluxo			
% Quedas + cascatas + rápidos + corredeiras	*pct_fast*	40,47	27,0
% Piscinas	*pct_pool*	30,90	27,8
Características do dossel			
% Média de cobertura de dossel	*xcdenmid*	40,86	8,38
Tipos de abrigo			

% Pedaços pequenos de madeira	*xfc_brs*	14,84	9,96
% Bancos de folhas	*xfc_leb*	20,70	11,6

Tabela 2: Definição de variabilidade ambiental de riachos em condições de referência no trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG, Brasil).

A fase de seleção e caracterização de riachos minimamente perturbados foi fundamental para apontar os principais tipos de estressores humanos que ocorrem nas micro-bacias de contribuição destes riachos, sendo eles: estradas não-pavimentadas e solo exposto. Apesar de ainda não existir um critério que delimite a densidade máxima de estradas que possam ocorrer em áreas de referência (Kosnicki et al., 2014), é sabido que a construção de estradas afeta significativamente as condições ecológicas de riachos (Jones et al., 2000) e sua biota aquática (Benton et al., 2008). Considerando que grande parte dos riachos está localizada em UCs públicas e particulares, estas questões devem ter destaque em cursos de capacitação de técnicos florestais. Desse modo, espera-se difundir as tecnologias e as vantagens da manutenção de áreas preservadas e de reflorestamento de áreas com solo exposto, bem como evitar a abertura de novas estradas dentro das UCs ou estabelecer limites ao trânsito de veículos em estradas existentes (Jones et al., 2000).

Destaca-se o importante papel da UC Floresta Estadual do Uamii e as RPPNs inseridas na APA Cachoeira das Andorinhas, que têm garantido melhor estado de conservação dos cursos d'água da região. Além disso, a primeira etapa de seleção de riachos apontou indícios de que esta região deve abrigar um maior número de riachos em condições de mínimo distúrbio ou em condições de maior integridade ambiental (sensu Minimally Disturbed Condition - MDS, Stoddard et al., 2006), mas que não foram amostrados devido à sua localização em áreas com terreno muito acidentado e/ou de mata fechada, de difícil acesso.

Apesar da variação dos dados mensurados na coluna d'água oscilarem dentro dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005 para águas de Classe 1, as medidas de condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, alcalinidade total e oxigênio dissolvido foram significativamente diferentes entre os dois ecotipos de riachos. Riachos em florestas detém maiores valores médios de todas estas variáveis em comparação aos riachos em campos rupestres. Estas diferenças naturais dos parâmetros físicos e químicos podem estar relacionadas às características da litologia predominante, declividade do terreno, cobertura vegetal (Macedo et al., 2014).

Ao caracterizar as variáveis regionais das micro-bacias de contribuição, observou-se dois tipos de litologia predominantes: xistos e quartzitos. As áreas de micro-bacias inseridas em floresta são freqüentemente dominadas pelo tipo litológico xisto (81 %), enquanto que 60% dos riachos em áreas de campos rupestres apresentaram formação litológica dominante do tipo quartzito. Formações geológicas dos tipos canga, itabirito, diabásico e metarenito apresentaram ocorrências menores que 10% nas micro-bacias avaliadas, portanto, não foram incluídas como métricas nas análises.

A morfologia do canal não foi diferente entre os dois ecotipos. Os riachos, em sua maioria, foram rasos 14,90 cm (± 7,10 cm) com largura média de 1,10 m (± 0,50 m). O fundo foi predominantemente formado por sedimentos finos (52 ± 26 %). Riachos em campos rupestres apresentaram caracteristicamente maior percentual médio de rochas ao longo do trecho avaliado (32%), enquanto que nos trechos de riachos em floresta esse percentual foi menor que 2 %. A ocorrência de cascatas foi observada em 50% dos riachos inseridos em campos rupestres, enquanto que em áreas de floresta essa frequência não passou dos 30 % dos riachos amostrados. Todos os riachos possuíam mata ripária bem preservada. A Figura 5 exemplifica as principais características de habitats físicos de riachos inseridos em campos rupestres e florestas.

Estas diferenças intrínsecas ao trecho alto da bacia do Rio das Velhas devem ser consideradas em avaliações ambientais e em futuras definições de limites estabelecidos pelas agências ambientais brasileiras, assim como já vem sendo realizado na América do Norte (p. ex.: US -Environmental Protection Agency) e Europa (p. ex.: Water Framework Directive).

Figura 5: Riachos de cabeceira em condições de referência em áreas de campos rupestres (A, B, C) e floresta estacional semi-decidual (D, E, F), no trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG, Brasil).

Diferente do que foi observado na mensuração de parâmetros físicos e químicos na coluna d'água, onde cinco variáveis foram significativamente distintas entre os dois ecotipos, apenas três das 14 métricas de habitat físico apresentaram valores distintos. Objetivando definir a melhor ferramenta para a detecção de variação ambiental causada por pressões antrópicas, a mensuração de métricas de habitat físico apresenta-se como a melhor alternativa para o conjunto de riachos de cabeceira de bacias hidrográficas tropicais. Por exemplo, valores abaixo da variabilidade natural detectada para os percentuais de cobertura de dossel e banco de folhas apontam indícios de alterações antrópicas, ou ainda, o aumento de sedimentos finos no talweg ao longo do trecho amostrado (Peck et al., 2006). Além disso, a simplificação do protocolo US-EPA (Peck et al., 2006) também se apresenta como uma alternativa para o cálculo de métricas de habitats físicos em riachos com dimensões reduzidas (em torno de 1 m de largura). Além disso, a redução do tempo de esforço amostral (entre 8,5 h e 11,5 h, segundo Peck et al., 2006) para aproximadamente 3 h possibilita a extrapolação do uso do protocolo para fins de educação ambiental e treinamentos do corpo técnico de UCs.

3.2. Variabilidade de comunidades de macroinvertebrados bentônicos

Foram identificados 19.295 macroinvertebrados bentônicos distribuídos em 63 taxa. A família Chironomidae (Diptera) foi a mais abundante (35,8 %), seguida pelas famílias Leptophlebidae e Leptohyphidae (Ephemeroptera) com 7,7 % e 7,0 % respectivamente (Anexo 4).

Os riachos inseridos em florestas apresentaram maior riqueza taxonômica (29,9 ± 5,9) quando comparados aos riachos em campos rupestres (23,6 ± 6,3) ($t = 2,69$; $gl = 29$; $p = 0,012$). No entanto, a abundância de indivíduos não variou significativamente entre os dois ecotipos ($t = -1,70$; $gl = 29$; $p = 0,10$). Em riachos de florestas o número de taxa variou de 21 a 40 e a abundância de 105 a 1.557 indivíduos por riacho. Em campos rupestres a riqueza variou de 11 a 32 taxa e a abundância de 76 a 1009 organismos por riacho (Figura 6).

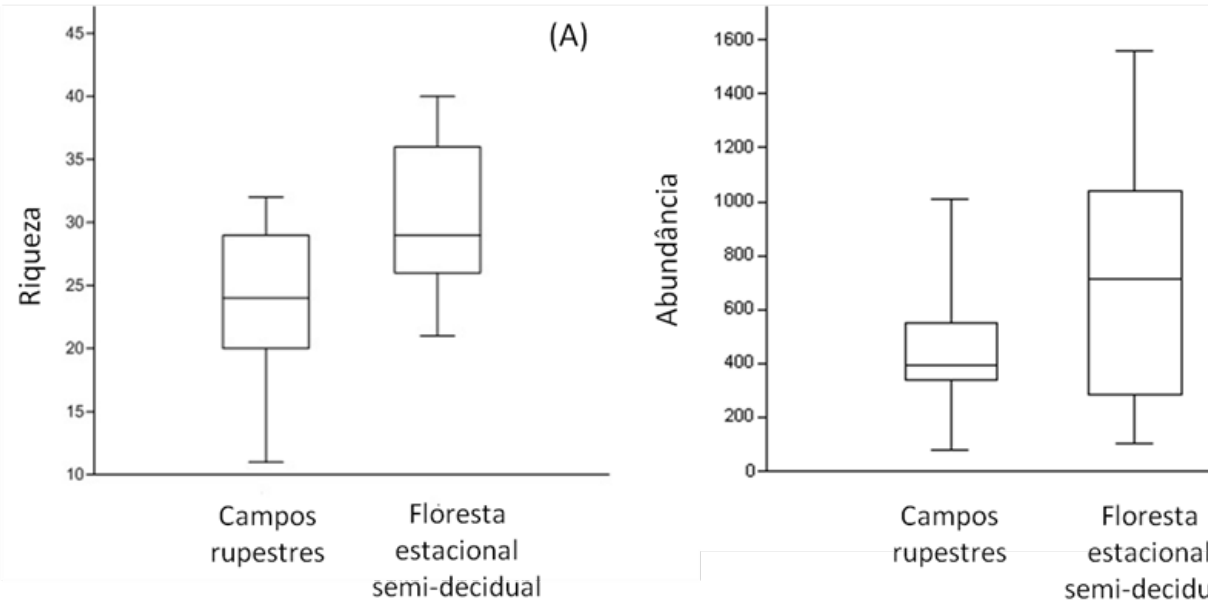

Figura 6: Variação de riqueza (A) e abundância (B) de macroinvertebrados bentônicos em riachos em campos rupestres e floresta estacional semi-decidual no trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG, Brasil).

A composição de famílias de macroinvertebrados em riachos inseridos em campos rupestres e florestas foi diferente, considerando a abundância relativa ($p < 0.001$) e a presença-ausência de taxa ($p < 0.001$) (Figura 7). Os riachos em florestas apresentaram 12 taxa exclusivos: Psychodidae (Diptera); Leptohyphidae, Caenidae (Ephemeroptera); Ecnomidae (Trichoptera); Staphylinidae (Coleoptera); Pleidae, Helotrephidae, Belostomatidae (Hemiptera); Hyallelidae; Bivalvia; Hydracarina e Hirudinea. Em riachos em campos rupestres foram identificados apenas dois taxa exclusivos neste ecotipo: Noteridae e Mesoveliidae (Hemiptera).

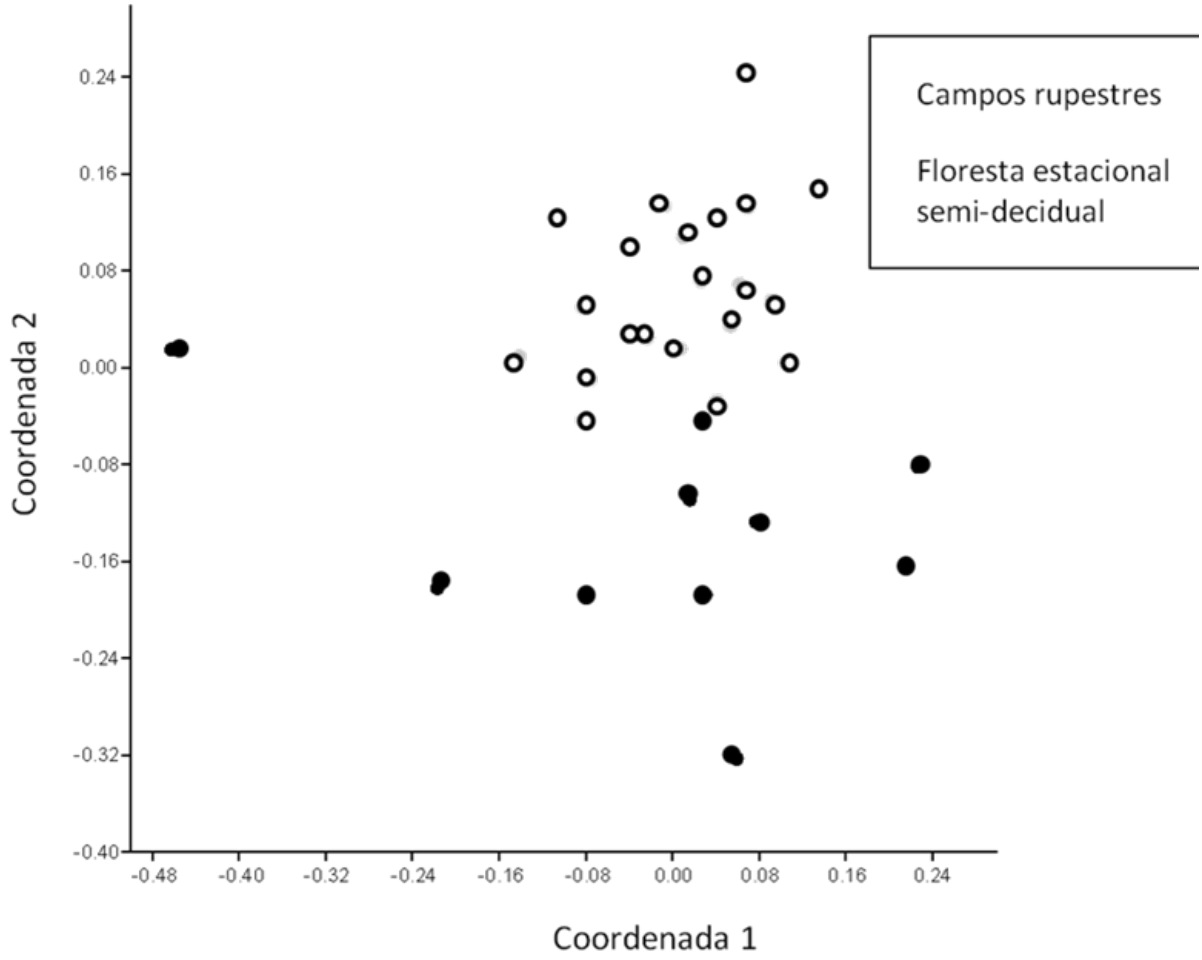

Figura 7: Análise de escalonamento dimensional (MDS) entre riachos em campos rupestres e floresta estacional semi-decidual, no trecho alto da bacia do rio das Velhas (MG, Brasil).

Os dados de riqueza e composição de macroinvertebrados corroboram a hipótese de que as comunidades são distintas entre os ecotipos campos rupestres e florestas. No entanto as diferenças ambientais dos ecotipos não atuam significativamente sobre a abundância destes organismos. Riachos de cabeceira em condições de referência em áreas de campos rupestres tendem a abrigar menor riqueza de macroinvertebrados do que riachos em áreas de florestas. Portanto, futuros programas de monitoramento baseados na comparação de métricas biológicas de "sítios teste" e "sítios de referência" (Bailey et al., 2004) devem, necessariamente, considerar estas diferenças naturais entre os ecotipos.

Riachos em campos rupestres apresentaram maior percentual (48 %) de organismos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em comparação aos riachos em florestas (34 %). A família Chironomidae foi o segundo grupo com maior abundância total em ambos os ecotipos (Figura 8).

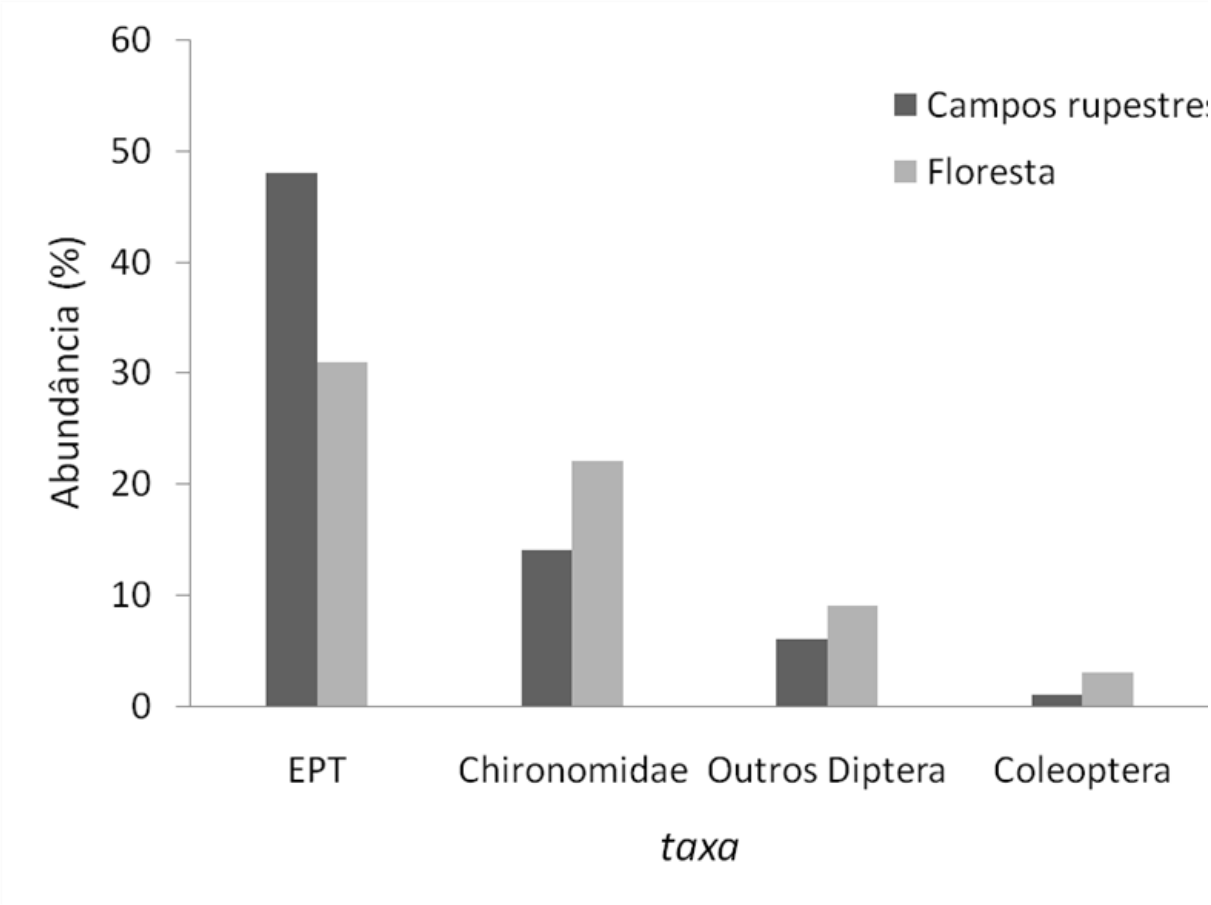

Figura 8: Abundância relativa dos principais grupos de macroinvertebrados bentônicos observados em riachos de cabeceira no trecho alto da bacia do Rio das Velhas (MG, Brasil).

Apesar da riqueza taxonômica ser menor em riachos em campos rupestres, a proporção de organismos das ordens EPT, reconhecidamente sensíveis a distúrbios ambientais (Cushman & Mcgarigal, 2002), foi maior nestes riachos. Considerando que este ecotipo apresenta maior percentual de rochas e cascalhos finos associados à litologia quartzítica e à declividade acentuados, as comunidades bentônicas que habitam estes riachos devem ser mais sensíveis a impactos causados por erosão. Em riachos tropicais que apresentam caracteristicamente maior percentual de rochas e cascalhos, a deposição de sedimentos finos leva, provavelmente, ao soterramento e à morte rápida de macroinvertebrados nestes riachos (Connolly & Pearson, 2007). Combinado a este fator de risco, diversos autores (p. ex.: Jacobi & Carmo, 2008) ressaltam a necessidade de programas de conservação específicos para os campos rupestres no Quadrilátero Ferrífero, pois estes ecossistemas possuem altos níveis de endemismos florísticos e sofrem intensa pressão de atividades mineradoras.

3.3. Variáveis ambientais e comunidades de macroinvertebrados bentônicos

Com base no valor de AICc (199,9) foi possível selecionar um modelo que combinou apenas métricas ambientais na escala de trecho de riachos e de coluna d'água: condutividade elétrica, nitrito e taxa de imersão no sedimento fino, com poder explicativo R2 de 42 % da variância da riqueza de macroinvertebrados ($F_{3,27} = 6,52$; $p <$

0,005). As métricas condutividade elétrica (β = 0,48) e taxa de imersão (β = 0,47) influenciaram positivamente a riqueza de macroinvertebrados. A métrica nitrito apresentou correlação negativa (β = -0,46) com a variação das comunidades de macroinvertebrados.

A menor riqueza de taxa encontrada em riachos de campos rupestres pode estar relacionada aos baixos valores de condutividade elétrica observados na água. Em ecossistemas preservados, a condutividade é relacionada à produtividade do ecossistema (Dodds, 2002), afetando a estrutura de comunidades biológicas, como observaram Kefford (1998) sobre a composição e Miserendino (2001) em relação à abundância de macroinvertebrados.

No que se refere à segunda variável explanatória, taxa de imersão no sedimento fino, era esperado uma relação negativa com a riqueza taxonômica, uma vez que o aumento de seus valores reduz a área disponível para abrigo e nidificação de comunidades de macroinvertebrados (Peck et al., 2006). Macedo et al. (2014) constataram esta relação negativa em duas outras bacias no Cerrado do Estado de Minas Gerais (Brasil). A relação positiva observada neste estudo pode ser explicada pelo fato de que riachos de floresta, detentores de maior riqueza, localizam-se em áreas de latossolo, com maior potencial erosivo (IBGE, 2007). Nestes riachos foram encontrados 12 taxa exclusivos, dentre os quais alguns possuem atributos funcionais que são favorecidos em condições de aumento de sedimento fino como respiração tegumentar, modo de vida escavador (Psychodidae e Hirudinea) (Larsen et al., 2011) e hábitos alimentares do tipo raspador (Caenidae), coletor-catador (Leptohyphidae) e filtrador (Bivalvia) (Shimano et al., 2012).

7. ANEXOS

Anexo 1: Localização geográfica dos sítios amostrais e características de escala regional levantadas durante a etapa de seleção de sítios de referência.

Sítio	Coordenadas		Fitofisionomia	Cota altimétrica (m)	Área da bacia (ha)
SB01	43° 34' 08" S	20° 14' 17" E	campo	1100	34,8
SB02	43° 35' 21" S	20° 14' 17" E	campo	1130	10,1
SB03	43° 34 38" S	20° 14' 07" E	campo	1250	25,2
SB04	43° 32' 48" S	20° 15' 01" E	floresta	1260	19,5
SB06	43° 36' 05" S	20° 13' 50" E	campo	1000	50,1
SB08	43° 31' 21" S	20° 18' 53" E	floresta	1040	10,6
SB09	43° 35' 08" S	20° 14' 02" E	campo	1030	76,3
SB14	43° 35' 49" S	20° 12' 39" E	campo	1070	4,6
SB15	43° 35' 34" S	20° 12' 58" E	campo	1160	11,3
SB16	43° 35' 31" S	20° 14' 10" E	campo	1030	25,4
SB17	43° 32' 36" S	20° 19' 04" E	floresta	1040	25,1
SB18	43° 33' 30" S	20° 18' 53" E	floresta	1140	239,4
SB20	43° 34' 38" S	20° 17' 39" E	floresta	1110	99,8
SB21	43° 30' 39" S	20° 21' 30" E	floresta	1160	66,6
SB22	43° 30' 41" S	20° 21' 30" E	floresta	1060	39,2
SB23	43° 35' 17" S	20° 14' 24" E	campo	1040	8,4
SB24	43° 31' 16" S	20° 19' 04" E	floresta	1030	219,0
SB25	43° 33' 00" S	20° 16' 44" E	floresta	1020	15,1
SB26	43° 33' 35" S	20° 17' 41" E	floresta	1070	368,5
SB27	43° 33' 59" S	20° 17' 47" E	floresta	1100	22,8
SB28	43° 32' 58" S	20° 16' 36" E	floresta	1260	19,8
SB29	43° 34' 53" S	20° 15' 40" E	floresta	1240	371,9
SB30	43° 34' 47" S	20° 17' 39" E	floresta	1180	36,7
SB31	43° 34' 34" S	20° 13' 58" E	campo	1380	24,7
SB32	43° 33' 34" S	20° 16' 37" E	floresta	1180	13,9
SB33	43° 34' 35" S	20° 15' 15" E	floresta	1200	39,5
SB34	43° 33' 45" S	20° 16' 38" E	floresta	1200	11,2
SB35	43° 33' 17" S	20° 17' 49" E	floresta	1040	47,7
SB36	43° 35' 09" S	20° 18' 57" E	floresta	1080	17,5
SB37	43° 32' 18" S	20° 18' 00 E	floresta	1120	466,5
SB38	43° 33' 33" S	20° 17' 46" E	floresta	1320	679,5

Anexo 2: Tradução e adaptação dos critérios definidos por Sánchez-Montoya et al. (2008) para selecionar riachos em condições de referência.

Elementos	Critérios
Zona de vegetação	1. Cobertura e composição típicas à localização geográfica do riach

ripária	
	2. Conectividade lateral entre riacho e corredor da zona riparia deve (ausência de áreas de cultivo significantes em zona ripária
Espécies exóticas	3. Nenhum dano significativo causado por plantas ou animais exóti espécies autóctones
Fontes poluidoras diretas	4. Nenhum despejo de efluentes urbanos
	5. Nenhum despejo de efluentes industriais
	6. Ausência de canais de drenagem advindos de áreas agrícolas
Fonte difusa de poluição e uso do solo	7. Agricultura não irrigada < 20 % da área de drenagem do riacho. A conexão com a zona ripária.
	8. Agricultura de irrigação intensiva < 3 % da área de drenagem. Au com a zona ripária
	9. Áreas urbanas < 0,7 % da área de drenagem do riacho
	10. Vegetação queimadas < 7 % da área de drenagem do riachos. A queimadas há pelo menos sete anos e sem conexão com a zona ripá
	11. Sem evidências de uso do tipo pecuária intensiva
	12. Cobertura natural > 80 % da área da drenagem do riacho
Morfologia do riacho e condições do habitat	13. Diversidade de materiais do substrato característicos do tipo de
	14. Ausência de canalização (fundo e laterais do riacho sem alteraç
	15. Ausência de barramentos
	16. Ausência de extração de areia e cascalho do riacho
Condições hidrológicas e de regulação	17. Ausência de captação de água para irrigação e outros fins
	18. Ausência de alteração da hidrografia e regime de descarga natur reservatórios, hidroelétricas...)
	19. Ausência de águas advindas de transposição
	20. Proximidade do nível natural do aquífero (ausência de efeitos ca exploração de água)

Anexo 3: Protocolo simplificado (página 1). Formulário para identificação do sítio amostral, enumeração de etiquetas de bentos e cálculo de direção (sinuosidade), declividade e descarga do riacho. Utiliza-se uma cópia por sítio amostral.

Identificação do ponto: _____				
Coordenadas	Seção:	Zona:	Coord. Leste (X)	
UTM:				
Geográficas				
Equipe:				

PROTOCOLO DE COLETA DE BENTOS								
Transecto:	A		B		C		D	
N° da etiqueta								
Caracterização do substrato	Tipo	% folha	Tipo	% folha	Tipo	% folha	Tipo	% folha
Tipo de fluxo								

CÓDIGO DAS CLASSES DO TAMANHO DO SUBSTRATO		
RL = Rocha lisa	CG = Cascalho grosso	MO = Matéria orgânica particulada
RR = Rocha rugosa	CF = Cascalho fino	MA = Macrófitas
CO = Concreto/asfalto	AR = Areia	MU = Musgo
ML = Matacão largo	ST = Silte/Argila/Lama	AL= Algas
MT = Matacão	AC = Argila consolidada	RZ = Raízes finas de mata ciliar
SX = Seixo	BF = Banco de folha	MD = Madeira

CÓDIGO % F	
0	Ausente (
1	Esparso (<
2	Médio (10
3	Denso (40
4	Muito de

PROTOCOLO - DECLIVIDADE & DIREÇÃO					
Seção do riacho	Declividade (cm)	Direção (0° - 359°)	Proporção (%)	Suplementar (0° - 359°)	Prop. (%)
E -> F					
D -> E					
C -> D					
B -> C					
A -> B					
Observações:					

PROTOCO	
Método - (	
Comprimento	
Medidas	
Largura (m)	
Profundidade 1 (cm	
Prof. 2	
Prof. 3	
Prof. 4	

	Prof. 5
	Tempo de flutuação

Anexo 3: Continuação - Protocolo simplificado (página 2). Formulário para cálculo de morfologia do canal, tipo de substrato, percentual de imersão e cobertura de dossel por transecto. Utiliza-se uma cópia em cada transecto (de A a F).

ID Ponto: _____ Transecto: A B C D E F Da

Protocolo de habitat físico - Seção transversal do canal / zona ripária

INFORMAÇÃO DO SUBSTRATO NA SEÇÃO					MEDIDAS	
	Prof. (cm)	Substrat	Imersão	OBS.	Largura molhada (m)	
Esquerda					Largura do leito sazonal (m)	
Centro Esquerda*					Altura do leito sazonal (m)	
Centro						
Centro Direita*						
Direita						

MEDIDAS DE COBERTURA DE DOSSEL			
Densiômetro (0 - 17 Max)			
Centro a montante		Centro a esquerda	
Centro a jusante		Centro a direita	
Esquerda*		Direita*	

CÓDIGO DE CLASSES - TAMAN
RL = Rocha lisa (mais larga que um carr
RR = Rocha rugosa (mais larga que um c
CO = Concreto/asfalto
ML = Matacão largo
MT = Matacão
SX = Seixo (bola de tênis até bola de ba
CG = Cascalho grosso (jabuticaba a bol
CF = Cascalho fino (joaninha até jaboti
AR = Areia
ST = Silte/Argila/Lama
AC = Argila consolidada
BF = Banco de folhas (e galhos pequeno
MO = Matéria orgânica particulada
MA = Macrófitas
MU = Musgo
AL = Algas
RZ = Raízes finas da mata ciliar
MD = Madeira (qualquer tamanho)
OT = Outros

*Para riachos com largura

Observações:

Anexo 3: Continuação - Protocolo simplificado (página 3). Formulário para cálculo de tipo de substrato, morfologia do canal, estrutura da zona ripária e refúgio para bentos entre dois transectos (seção). Utiliza-se uma cópia por seção (A-B; B-C; C-D; D-E; E-F).

ID Ponto: _____ Seção: A-B B-C C-D D-E E-F Dat

Protocolo de habitat físico - Seção transversal do canal / zona ripária

PERFIL LONGITUDINAL						
Transecto	Profundidade do talveg (cm)	Sedimentos finos < cascalho	Código da unidade do canal	Substrato 2*	Esquerda	Centro
0		S N		OBS.:		
1		S N				
2*		S N				
3		S N				
4		S N				

ESTIMATIVAS VISUAIS DA ZONA RIPÁRIA	0 = ausente (0%) 1 = esparso (<10%) 2 = médio (10-40%) 3 = denso (40-75%) 4 = muito denso (>75%)	CÓDIGO DE TIPO DE PI = piscina GL = fluxo suave

Cobertura veget. da zona ripária	Margem esquerda	Margem direita	REFÚGIO PARA
Dossel (>5 m altura)			Algas filamentosas
Árvores GRANDES (DAP>0,3m)	0 1 2 3 4	0 1 2 3 4	Plantas aquáticas
Árvores PEQUENAS (DAP<0,3m)	0 1 2 3 4	0 1 2 3 4	Pedaços de madeira
Sub-bosque (0,5 até 5 m de altura)			Árvores vivas/raízes
Arbustos lenhosos e mudas	0 1 2 3 4	0 1 2 3 4	Banco de folhas
Ervas sem tronco lenhoso e gramíneas	0 1 2 3 4	0 1 2 3 4	Margem escavada
Vegetação rasteira (<0,5 m altura)			Seixo
Arbustos lenhosos e mudas	0 1 2 3 4	0 1 2 3 4	Estruturas artificiais

Ervas sem tronco lenhoso e gramínea	0	1	2	3	4	0	1	2	3	4
Solo sem cobertura ou serrapilheira	0	1	2	3	4	0	1	2	3	4
INFLUÊNCIA HUMANA	0 = ausente	P = dist >10 m	C = dist <10 m	B = margem						
	Margem esquerda					Margem direita				
Muro / dique / canalização / barramento	0	P	C	B		0	P	C	B	
Construções	0	P	C	B		0	P	C	B	
Estrada calçada ou cascalhada	0	P	C	B		0	P	C	B	
Rodovia/ferrovia	0	P	C	B		0	P	C	B	
Canos (captação/descarga)	0	P	C	B		0	P	C	B	
Plantações	0	P	C	B		0	P	C	B	
Pastagens/campo de feno	0	P	C	B		0	P	C	B	
Silvicultura/desmatamento	0	P	C	B		0	P	C	B	
Lixo	0	P	C	B		0	P	C	B	

CÓDIGO DAS CLASSES DO TAMANHO DO SUBSTRATO			
RL = Rocha lisa	CG = Cascalho grosso	MO = Matéria orgânica particulada	
RR = Rocha rugosa	CF = Cascalho fino	MA = Macrófitas	
CO = Concreto/asfalto	AR = Areia	MU = Musgo	
ML = Matacão largo	ST = Silte/Argila/Lama	AL = Algas	

Anexo 4: Composição, riqueza e abundância de macroinvertebrados bentônicos em riachos de cabeceira em condições de referência no alto trecho do rio das Velhas (MG, Brasil).

Florestas estacional semidecidual			
Diptera		Scirtidae	44
Chironomidae	4724	Hydrophilidae	30
Tipulidae	502	Dryopidae	23
Simuliidae	462	Dytiscidae	17
Ceratopogonidae	245	Psephenidae	17
Tabanidae	41	Staphylinidae	4
Empididae	25	Gyrinidae	1
Dixidae	20	Odonata	
Psychodidae	3	Coenagrionidae	120
Culicidae	2	Megapodagrionidae	113
Muscidae	1	Gomphidae	104
Ephemeroptera		Libellulidae	80
Leptohyphidae	1351	Calopterigidae	66
Leptophlebiidae	815	Aeshnidae	18
Baetidae	427	Corduliidae	14
Caenidae	167	Perilestidae	7
Euthyplociidae	59	Hemiptera	
Plecoptera		Veliidae	27
Perlidae	459	Pleidae	20
Gripopterygidae	402	Naucoridae	14
Trichopetera		Helotrephidae	9
Calamoceratidae	332	Belostomatidae	7
Hydropsychidae	330	Notonectidae	2
Leptoceridae	285	Lepidoptera	
Polycentropodidae	242	Pyralidae	17
Odontoceridae	148	Megaloptera	
Helicopsychidae	80	Corydalidae	56
Philopotamidae	61	Hyallelidae	542
Glossosomatidae	12	Oligochaeta	507
Hydrobiosidae	5	Bivalvia	369
Ecnomidae	1	Planariidae	63
Coleoptera		Hydracarina	21
Elmidae	1069	Collembola	10
Lutrochidae	98	Hirudinea	2
Ptylodactylidae	73		
Riqueza total: 60		Riqueza média: 29,9 (sd = 5,9)	
Número total de indivíduos: 14.765		Número médio de indivíduos: 703,1 (sd = 425,2)	

CONCLUSÃO

4. CONCLUSÕES

A caracterização de condições ambientais de referência no trecho alto da bacia do Rio das Velhas aponta que há um maior número de variáveis ambientais na escala de micro-bacia e coluna d'água que são significamente diferentes entre riachos de campos rupestres e florestas. Enquanto, as métricas de habitat físico pouco diferem entre os ecotipos.

A riqueza taxonômica e a composição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos em riachos de cabeceira em condições de referência na bacia é diferente entre os dois ecotipos. Riachos em campos rupestres abrigam menor riqueza taxonômica (23 ± 6,3) em relação aos riachos de floresta (29,9 ± 5,9). A abundância não varia entre os ecotipos.

Medidas de condutividade elétrica e taxa de imersão no sedimento fino estão correlacionadas positivamente com a riqueza de macroinvertebrados bentônicos, enquanto que os teores de nitrito apresentam correlação negativa. Este modelo explanatório explicou 42 % da variação da riqueza taxonômica de macroinvertebrados bentônicos.

Os dados deste estudo, que consideram o conceito de condições de mínimo distúrbio antrópico, são importantes targets para futuros programas de monitoramento ambiental realizados no trecho alto da bacia do rio das Velhas. A partir destes dados, sugere-se a caracterização de variáveis físicas, químicas e biológicas em riachos de

cabeceira no trecho alto da bacia do Rio das Velhas em diferentes níveis de distúrbio antrópico, para desenvolver modelos preditivos para este trecho da bacia.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

6. REFERNCIAS

Allan,J.D., 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. Annual Review of Ecology and Systematics 35:257–284.

Alves,R.J.V, N.G.Silva, N.G.Oliveira, & D.Medeiros, 2014. Circumscribing campo rupestre – megadiverse Brazilian rocky montane savanas. Brazilian Journal of Biology 74:355–362.

Bailey,R.C., R.H,Norris, & T.B. Reynoldson, 2004. Bioassessment of freshwater ecosystems: using the Reference Condition Approach. 170p.

Benton,P.D., W.E.Ensign, & B.J.Freeman, 2008. The effect of road crossings on fish movements in small etowah basin streams. Southeastern Naturalist 7:301–310.

Callisto, M.C.B.M. Alves, J.M. Lopes, & M.A. Castro, 2014. (Org.) Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos 1ed. Companhia Energética de Minas Gerais. Belo Horizonte. 264p.

Connolly,N.M., & R.G.Pearson, 2007. The effect of fine sedimentation on tropical stream macroinvertebrate assemblages: a comparison using flow-through artificial stream channels and recirculating mesocosms. Hydrobiologia 592:423–438.

Cushman, S.A., & K.Mcgarigal, 2002. Hierarchical multi-scale decomposition of species-environment relationships. Landscape Ecology 17: 637–646.

Dodds, W.K., 2002. Freshwater ecology: concepts and environmental applications. Academic press. San Diego, London. 569p.

Feio, M.J., T.B.Reynoldson, V. Ferreira, & M.A.S.Graça, 2007. A predictive model for freshwater bioassessment (Mondego River, Portugal). Hydrobiologia 589:55-68.

Frissell, C.A., W.J.Liss, C.E.Warren, & M.D.Hurley, 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. Environmental Management 10:199–214.

Goldstein, R.M., D.M. Carlisle, M.R. Meador, & T.M.Short, 2007. Can basin land use effects on physical characteristics of streams be determined at broad geographic scales? Environmental Monitoring and Assessment 130:495–510.

Hughes, R.M., D.P.Larsen, & J.M.Omernik, 1986. Regional Reference Sites: a method for assessing stream potentials. Environmental Management 10:629–635.

IBGE, 2012. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro. 247p.

IBGE, 2007. Manual técnico de pedologia. Rio de Janeiro. 316p.

IBRAM, 2012. Informações e análises da economia mineral Brasileira. Rio de Janeiro, 68p.

Jacobi, C.M., & F.F. Carmo, 2008. The contribution of ironstone outcrops to plant diversity in the Iron Quadrangle, a threatened Brazilian landscape. Ambio 37: 324–326.

Jones,J.A., F.J.Swanson, B.C.Wemple, & K.U.Snyder, 2000. Effects of roads on hydrology, geomorphology and disturbance patches in stream networks. Conservation Biology 14:76–85.

Kaufmann, P.R., Levine, P., Robison, E.G., Seeliger, C., & Peck, D.V., 1999. Quantifying physical habitat in wadeable streams. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Kefford, B.J., 1998. The relationship between electrical conductivity and selected macroinvertebrate communities in four river systems of south-west Victoria, Australia. International Journal of Salt Lake Research 7:153–170.

Larsen, S., G.Pace, & S.J.Ormerod, 2011. Experimental effects of sediment deposition on the structure and function of macroinvertebrate assemblages in temperate streams. River Research and Aplications 27:257–267.

Macedo, D. R., R. M. Hughes, R. Ligeiro, W. R. Ferreira, M. a Castro, N. T. Junqueira, D. R. Oliveira, K. R. Firmiano, P. R. Kaufmann, P. S. Pompeu, & M. Callisto, 2014. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in Cerrado biome streams. Landscape Ecology 29:1001–1016.

Monteiro, J.C., & L.de A.P. Bacellar, 2014. Influência dos Fatores Geológicos, Geomorfológicos e Antrópicos da Produção de Fluxo de Base em Pequenas Bacias Hidrográficas nas APA Cachoeira das Andorinhas, Ouro Preto (MG). Revista Brasileira de Geomorfologia 15:173–189.

Norris, R.H., & M.C. Thoms, 1999. What is river health? Freshwater Biology 41: 197–209.

O'Neill, R.V., A.R. Johnson, & A.W.King, 1989. A hierarchical framework for the analysis of scale. Landscape Ecology 3:193–205.

Omernik,J.M., & R.G.Bailey, 1997. Distinguishing between watersheds and ecoregions. Journal of the American Water Resources Association 33: 935–949.

Peck, D.V, A.T.Herlihy, B.H.Hill, R.M.Hughes, P.R.Kaufmann, D.J.Klemm, J.M.Lazorchak, F.H.McCormick, S.A.Peterson, P.L.Ringold, T.Magee, & M.R.Cappaert, 2006. Field Operations Manual for Weadlable Streams. Washington, D.C. 332p.

Poff, N.L., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. Journal of the North American Benthological Society 16: 391–409.

Sánchez-Montoya, M. D. M., M. I. Arce, M. R. Vidal-Abarca, M. L. Suárez, N. Prat, & R. Gómez, 2012. Establishing physico-chemical reference conditions in Mediterranean streams according to the European Water Framework Directive. Water Research 46: 2257–2269.

Sánchez-Montoya, M.M., M.R. Vidal-Abarca, T.Puntí, J.M.Poquet, N.Prat, M.Rieradevall, J.Alba-Tercedor, C.Zamora-Muñoz, M.Toro, S.Robles, M.Álvarez, & M.L.Suárez, 2008. Defining criteria to select reference sites in Mediterranean streams. Hydrobiologia 619: 39–54.

Shimano, Y., F.F.Salles, L.R.R.Faria, H.S.R.Cabette, & D.S. Nogueira, 2012. Distribuição espacial das guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Insecta) em córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil. Iheringia, Série Zoologia, Porto Alegre, 102(2):187-196.

Stoddard, J. L., D. P. Larsen, C. P. Hawkins, R. K. Johnson, & R. H. Norris, 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. Ecological Applications 16: 1267–1276.

Villamarín, C., M.Rieradevall, M. J. Paul, M.T.Barbour, & N.Prat, 2013. A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. Ecological Indicators 29: 79–92.

AGRADECIMENTOS

5. AGRADECIMENTOS

Agradecemos a CAPES e a Pós-Graduação de Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre (UFMG) pelo apoio financeiro e infraestrutural para a execução deste estudo. Além disso, agradecemos todo o apoio dado pelos gestores da Floresta Estadual do Uamii e seu corpo técnico e aos proprietários das RPPNs da região do Alto Rio das Velhas.