

Universidade Federal de Juiz de Fora  
Pós-Graduação em Ciências Biológicas  
Mestrado em Comportamento e Biologia Animal

Guilherme Augusto da Silveira

**INFLUÊNCIA DE FATORES ESPACIAIS E AMBIENTAIS NA ESTRUTURA DA  
COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS EM NASCENTES TROPICAIS**

Juiz de Fora

2016

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Silveira, Guilherme Augusto da.

Influência de fatores espaciais e ambientais na estrutura da comunidade de invertebrados em nascentes tropicais / Guilherme Augusto da Silveira. -- 2016.

42 f.

Orientador: Roberto da Gama Alves

Coorientadora: Lidimara Souza da Silveira

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas: Comportamento Animal, 2016.

1. Mata Atlântica. 2. Teorias ecológicas. 3. Macroinvertebrados. 4. Metacomunidades. 5. Variação espacial e ambiental. I. Alves, Roberto da Gama, orient. II. Silveira, Lidimara Souza da, coorient. III. Título.

Guilherme Augusto da Silveira

**INFLUÊNCIA DE FATORES ESPACIAIS E AMBIENTAIS NA ESTRUTURA DA  
COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS EM NASCENTES TROPICAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Comportamento e Biologia Animal, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Zoologia.

Orientador: Roberto da Gama Alves

Juiz de Fora

2016

*“Não haveria criatividade sem a curiosidade que nos move e que nos põe pacientemente impacientes diante do mundo que não fizemos, acrescentando a ele algo que fazemos.”*

(Paulo Freire)

## AGRADECIMENTOS

Acima de tudo, agradeço a Jeová por ter me orientado com seus princípios, ajudando-me a me tornar quem eu sou e me ensinando o melhor modo de vida que poderia existir!

À minha família e amigos, sou grato por todo o apoio e incentivo, em especial à minha mãe, Graça, que é quem me motiva a querer sempre melhorar; a meu pai, Antonio, por deixar claro o quanto se orgulha de mim; à tia Bide que sempre esteve ao meu lado; e à Carol, pela compreensão, parceria e incentivo dado.

Ao meu orientador, Roberto da Gama Alves, agradeço pelos ensinamentos, incentivo, pelos momentos em ele mostrou ser um amigo, pela compreensão quanto às decisões tomadas e acima de tudo pelo grande profissional que é. Obrigado pela confiança depositada e por sua ensinamentos durante estes anos.

À grande amiga Lidimara Souza da Silveira por toda a ajuda concedida durante a a produção do trabalho, pelas boas risadas no laboratório e pela companhia diária nas triagens. Você é demais!

Aos amigos de laboratório: Luciana, Jenifer, Marcos, Emanuel, Pedro, Beatriz, Sheila, Luisa, Ilber, Roco e demais que passaram por aqui, agradeço por terem dividido o conhecimento, as risadas, desabafos, os momentos de descontração, a comida, o cansaço, a diversão nas coletas infundáveis... Enfim, vocês são sensacionais.

À melhor turma da Bio de todos os tempos (Bio 2010), em especial à Luciana, Lucas e Pablo, que durante este tempo foram companhias nas saídas, almoços e nas conversas diárias.

À Rosângela, pela preocupação sincera e por estar sempre por perto nos momentos de alegria.

Aos secretários Osmar e Marlú pela eficiência e disposição em ajudar sempre que preciso.

Aos professores e colegas de Mestrado por compartilharem experiências profissionais e conhecimento técnico-científico.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa e à Universidade Federal de Juiz de Fora que me acolheu nos últimos anos.

## RESUMO

Nascentes são ecossistemas estáveis, onde a conectividade aquático-terrestre e a complexidade de microhabitats que apresentam permitem que estes ambientes suportem uma fauna diversa. Considerando a importância das nascentes na manutenção da biodiversidade de organismos aquáticos e sua relevância econômica e ecológica, aliado à escassez de estudos em ambientes tropicais, o presente estudo objetivou testar os modelos das teorias de nicho e neutra, bem como quantificar a importância do espaço e das variáveis ambientais como agentes estruturadores das comunidades de invertebrados em nascentes. Foram obtidas três amostras compostas de substratos (pedras, areia e folhço) em quinze nascentes de cinco localidades no município de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. Um total de 11.239 invertebrados foram identificados. As nascentes do tipo helocreno, com área alagada difusa, e reocreno, cuja água ao sair do solo forma imediatamente um riacho apresentaram maior abundância e riqueza de invertebrados que limnocreno, nascentes que formam poça. A composição da fauna também diferiu entre os três tipos estudados, o que pode ser explicado pela heterogeneidade ambiental encontrada nestas nascentes e pelas diferenças físicas e químicas entre os diferentes tipos. Os resultados da análise de Redundância parcial mostraram que 23% da variação total da composição da fauna de invertebrados foram explicados pelas variáveis ambientais profundidade, temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, matéria orgânica e frações de areia média e areia muito fina, 4% foram explicados pela variação espacial e outros 12% pela interação entre estes fatores. Os 61% restantes corresponde à fração residual resultante de interações bióticas e outras variáveis não analisadas. Estes resultados podem ser relacionados ao efeito combinado entre os mecanismos enfatizados pela teoria de nicho e pela teoria neutra, e, portanto, estão de acordo com a abordagem de metacomunidades, seguindo o modelo de sorteamento de espécies de dinâmica de comunidades. Assim, pode-se concluir que os fatores ambientais e espaciais explicam parcialmente a estruturação da comunidade de invertebrados em nascentes, com maior importância dos filtros ambientais.

**Palavras-chave:** Mata Atlântica; teorias ecológicas; macroinvertebrados; metacomunidades; variação espacial; heterogeneidade ambiental.

## ABSTRACT

Springs are stable ecosystems, where the water-land connectivity and the complexity of microhabitats allow these environments to support a diverse fauna. Considering the importance of springs in the maintenance of biodiversity of aquatic organisms and their economic and ecological relevance and regarding with the lack of studies in tropical environments, the present study aimed to identify the influence of abiotic variables and spacial factors in the structuring of invertebrate communities in springs through a theoretical ecology approach. Three composite substrate samples (rocks, sand and litter) were obtained from 15 springs in five different areas in the city of Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil. A total of 11,239 invertebrates were identified. Helocrenes and rheocrene springs showed greater invertebrate abundance when compared to the limnocrene and the fauna composition differed between the three types of spring studied, which may be explained by the environmental heterogeneity found in helocrenes springs and physical and chemical differences between the different types. Results on the partial redundancy analysis showed that 23% of the total variation of the invertebrate fauna composition was explained through the measured environmental variables, while other 4% was explained by spatial variation; this can be related to the combined effect between mechanisms emphasized by the niche theory and neutral theory, and thus agreeing with the metacommunities approach. So, we conclude that the environmental factors and space can partially explain the structure of invertebrate communities in springs, with greater importance of the environmental filters, the remainder being possibly explained by the biotic interactions and other non-analyzed variables.

**Key-words:** Atlantic rainforest; ecological theories; macroinvertebrates; metacommunities; spatial variation; environmental heterogeneity.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	09
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	12
2.1 Área de estudo.....	12
2.2 Coleta.....	14
2.3 Análise da água.....	16
2.4 Análise granulométrica e matéria orgânica.....	16
2.5 Coleta da fauna.....	17
2.6 Análise dos dados.....	19
4. RESULTADOS.....	21
5. DISCUSSÃO.....	28
6. CONCLUSÃO.....	32
REFERÊNCIAS.....	33
ANEXO.....	42



## INTRODUÇÃO

Nascentes são ecossistemas de água doce únicos, devido à suas condições ambientais relativamente constantes, com características físico-químicas estáveis (WILLIAMS & WILLIAMS, 1997; GLAZIER, 1998). Apresentam a maioria das propriedades estruturais e funcionais encontradas em outros ambientes lóticos (WILLIAMS & WILLIAMS, 1998) e fornecem uma interface entre o meio subterrâneo (zona hipógea) e águas de superfície (zona epígea), representando locais ideais para estudar as relações entre as comunidades faunísticas e os parâmetros ambientais que influenciam sua distribuição. Além disso, são ambientes particularmente importantes para a prestação de serviços ecossistêmicos e para a conservação da biodiversidade aquática (CANTONATI et al., 2006; 2012a), abrigando 6% das espécies descritas em todos biomas (DUDGEON et al., 2006), incluindo espécies raras ou ameaçadas e até mesmo novos táxons de diferentes grupos (SHERWOOD & SHEATH, 1999; CANTONATI et al., 2010).

A conectividade aquático-terrestre, a heterogeneidade e a complexidade de microhabitats presente em seu pequeno tamanho permitem que estes habitats suportem uma fauna diversa (ERMAN & ERMAN, 1995; GATHMANN & WILLIAMS, 2006; STAUDACHER & FUREDER, 2007), com grau variado de associação com os ambientes onde são encontrados. Estes *taxa* podem ser classificados como crenobiontes, encontrados exclusivamente em nascentes, ou crenófilos, com preferência por habitats de nascente, mas que também podem ocupar em menor abundância outros habitats de água doce (BOTTAZZI et al., 2008). Assim, ecossistemas de nascentes apresentam habitat ideal para testar teorias sobre os mecanismos responsáveis pelo estabelecimento e manutenção da biodiversidade.

A teoria do nicho (HUTCHINSON, 1957), por exemplo, afirma que a disponibilidade de nichos determina a diversidade e a composição de uma comunidade, à medida que as espécies com diferentes necessidades de recursos e requisitos ambientais compartilham os seus nichos de formas variadas. Dessa forma, a competição é um fator determinante no estabelecimento das comunidades no espaço e tempo, uma vez que os melhores competidores podem levar os demais à exclusão. Entre os fatores ambientais que influenciam na composição da assembleia de invertebrados em nascentes estão, por exemplo, a hidrogeologia do local, que pode influenciar na estabilidade do habitat e qualidade da água (VAN EVERDINGEN, 1991; VAN DER KAMP,

1995), a temperatura (SMITH et al., 2003), química da água (GLAZIER, 1991; WILLIAMS et al., 1997), composição do substrato (HAHN, 2000), altitude e posição geográfica das nascentes (BARQUÍN & DEATH, 2006; DUMNICKA et al., 2007). No entanto, o estudo das relações entre a comunidade de invertebrados em nascentes e os fatores ambientais são pouco entendidos (WILLIAMS et al., 1997; HOFFSTEN & MALMQVIST, 2000), especialmente em regiões tropicais, estando à maioria dos estudos concentrados nos Estados Unidos e em países da Europa (DUMNICKA et al., 2007; BOTTAZZI et al., 2008, 2011; ILMONEN et al., 2009; GERECKE et al., 2011).

Em contrapartida à teoria do nicho, a teoria neutra pressupõe que as espécies são ecologicamente equivalentes. No entanto, as diferenças na riqueza e na composição de uma comunidade são reflexos da influência de fatores estocásticos (natalidade, mortalidade, colonização e extinção) em conjunto com fatores espaciais, como, por exemplo, a migração entre comunidades adjacentes (HUBBELL, 2001; 2005). Assim, a dispersão randômica dos excedentes populacionais é fundamental para a coexistência de espécies e compõe o principal fator atuante na determinação da composição e estruturação de comunidades biológicas. Pressupõe-se, por este motivo, que haja uma diminuição das semelhanças na composição de duas comunidades à medida que estas se distanciam geograficamente em função da limitação espacial para ocorrência de dispersão (HUBBELL, 2001).

Atualmente, quatro modelos são considerados como processos reguladores da riqueza e distribuição das espécies: i) dinâmica de manchas ou “*patch dynamics*” assume que manchas de habitats são idênticas, podendo ser ocupadas ou não, e capazes de conter populações diferentes. Pressupõe-se, assim, que a diversidade de espécies local é limitada pela dispersão e as dinâmicas espaciais são dominadas pela extinção e colonização locais (LEIBOLD et al., 2004); ii) seleção pelas espécies ou “*species-sorting*”, modelo que ressalta a importância da heterogeneidade ambiental e enfatiza o papel das variáveis ambientais nas interações locais e composição da comunidade; iii) efeito de massa ou “*mass effects*” enfatiza a dispersão (imigração e emigração) como fator determinante na dinâmica local, permitindo às espécies a possibilidade de evitar a exclusão competitiva local por migrarem para comunidades onde elas sejam boas competidoras. Segundo este modelo, a coexistência em uma metacomunidade é obtida por uma compensação regional de habilidades competitivas locais (MOUQUET & LOREAU, 2002); iv) teoria neutra ou “*neutral theory*”, paradigma que assume que todas as espécies são semelhantes em suas

capacidades competitivas, migratórias e reprodutivas e as interações entre as espécies são resultantes da movimentação aleatória entre manchas, o que altera a frequência relativa das espécies.

Algumas comunidades estão em conformidade com os processos ambientais e outras são mais influenciadas pelos processos espaciais (LEIBOLD et al., 2004; HOLYOAK et al., 2005; SIQUEIRA et al. 2012), o que evidencia que os paradigmas das teorias ecológicas representam um *continuum* de processos, vários dos quais podem operar simultaneamente em uma metacomunidade. É neste contexto que esta abordagem considera tanto os fatores determinísticos (processos ambientais) como os estocásticos (processos espaciais) na estruturação da fauna (HOLYOAK et al., 2005). As metacomunidades são formadas por um conjunto de comunidades locais conecadas pela capacidade de dispersão das múltiplas espécies. Estudos tem-se utilizado desta teoria para tentar explicar a composição taxonômica em ecossistemas de água doce (REZENDE et al., 2014; ROBINSON et al., 2014; ZHANG et al., 2015).

Considerando a importância de estudos que englobem os aspectos abordados pelas teorias ecológicas e a relevância das nascentes na manutenção da biodiversidade de organismos aquáticos, o presente estudo objetivou conhecer a influência dos fatores puramente espaciais, abordados pela teoria neutra, e a contribuição dos fatores ambientais na estruturação da comunidade de invertebrados em nascentes de diferentes localidades no município de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

Sabendo que os modelos de metacomunidades diferem em suas hipóteses no que diz respeito à importância da heterogeneidade ambiental e das interações bióticas e abióticas no ambiente, o presente trabalho pretendeu testar as seguintes hipóteses: i) a composição da fauna de invertebrados é influenciada por variações espaciais e ambientais, concomitantemente, com maior participação dos fatores ambientais na dinâmica espacial; ii) a tipologia das nascentes como fator determinante nas condições do ambiente influencia na riqueza e abundância de invertebrados.

## MATERIAL E MÉTODOS

### 2. 1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em nascentes de cinco localidades, no município de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil: 1.campus da Universidade Federal de Juiz de Fora, 2.Reserva Biológica Municipal Poço D'anta, 3.Parque da Lajinha, 4.Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora e 5.Reserva Biológica Municipal Santa Cândida (Figura 1).

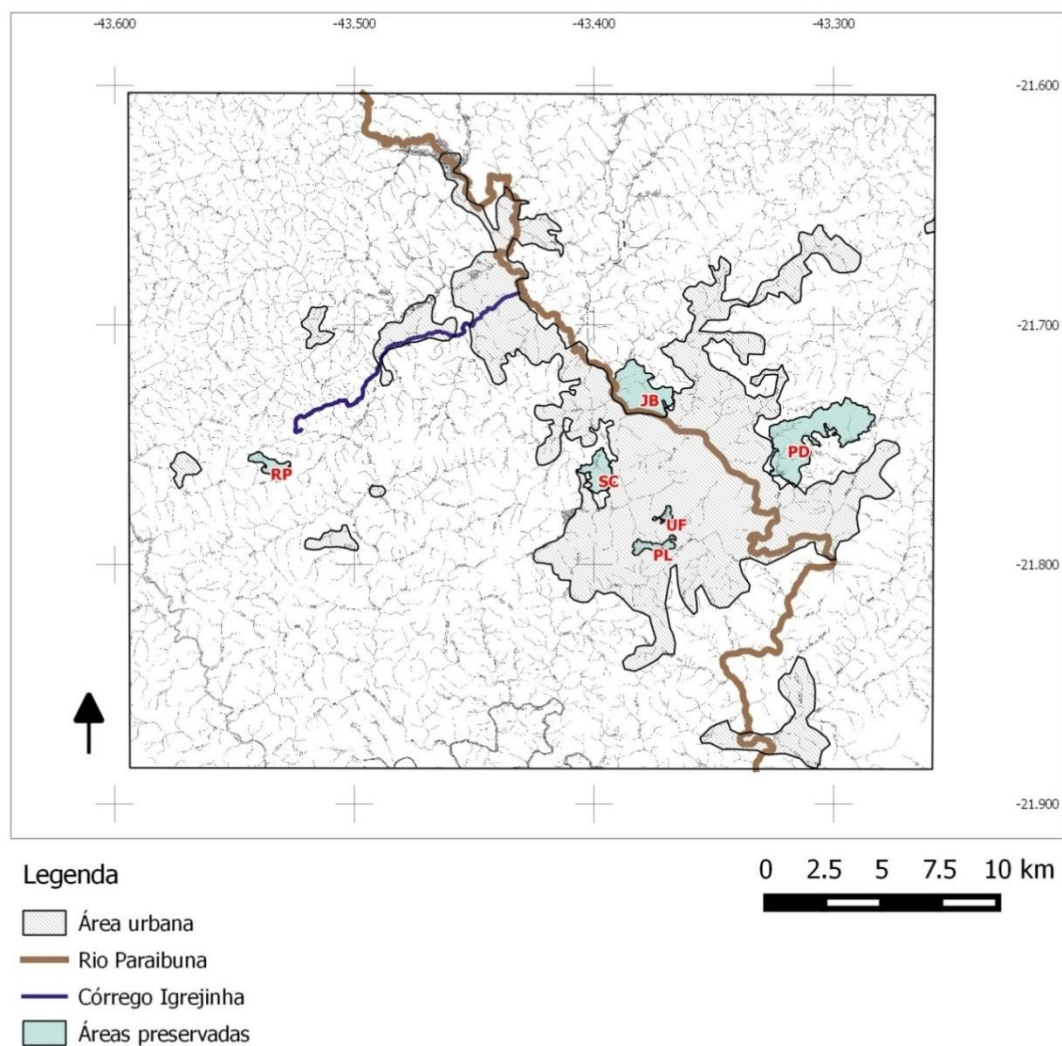


Figura 1: Áreas de estudo: campus da Universidade Federal de Juiz de Fora (UF), Reserva Biológica Municipal Poço D'anta (PD), Parque da Lajinha (PL), Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora (JB) e Reserva Biológica Municipal Santa Cândida (SC). FONTE: LOBO, 2014.

#### I. CAMPUS DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA (UF):

O campus da UFJF (21°43' S e 43°22' W) apresenta área total de aproximadamente 135 ha e altitude em torno de 850 m. Com fragmento de floresta Atlântica em processo de regeneração natural, a vegetação presente na área apresenta características de Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012). Os principais impactos são decorrentes da urbanização, como a fragmentação de habitats, e da introdução de espécies exóticas.

#### II. RESERVA BIOLÓGICA MUNICIPAL POÇO D'ANTA (PD):

A Reserva Biológica Municipal Poço D'anta (RBMPD; 21°45'S e 43°20'W) está localizada em área urbana, possui aproximadamente 277 há e altitude em torno de 840 m. É constituída por um fragmento remanescente de Mata Atlântica em estágio de sucessão secundária, sendo a maior parte da mata ocupada por Floresta Estacional Semidecidual. Os efeitos da urbanização, como a fragmentação de habitats, a poluição industrial e a extração de produtos florestais são os principais impactos antrópicos na área.

#### III. PARQUE MUNICIPAL DA LAJINHA (PL):

O Parque Municipal da Lajinha (21°47' S e 43°22' W) possui uma área estimada de 78 ha e cerca de 900 metros de altitude. A área é ocupada parcialmente por um remanescente da Mata Atlântica caracterizada como Floresta Estacional Semidecidual de Montana. Os principais impactos no Parque Municipal da Lajinha são incêndios, acúmulo de lixo e livre acesso de animais domésticos às nascentes.

#### IV. JARDIM BOTÂNICO (JB):

O Jardim Botânico (21°43' S e 43°22' W) da Universidade Federal de Juiz de Fora é um remanescente urbano de Mata Atlântica constituído por um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana (VELOSO et al., 1991). Possui uma área estimada em 87 há e cerca de 770m de altitude. Os principais impactos na área são decorrentes do contato direto com pastagens, bem como da pressão antrópica causada pela crescente urbanização, o que resulta em queimadas, cortes seletivos de madeira e introdução de espécies exóticas.

## V. RESERVA BIOLÓGICA MUNICIPAL SANTA CÂNDIDA (SC):

A Reserva Biológica Municipal Santa Cândida (RBMSC; 21°41'S e 43°20'W) é constituída por um fragmento florestal remanescente de Mata Atlântica em estágio de sucessão secundária, classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana, com aproximadamente 113 ha e altitude de cerca de 800 metros, situada em perímetro urbano. Os principais impactos são resultantes da cultura cafeeira, incêndios e utilização das suas áreas para pastagens.

### 2.2 COLETA

Em cada área foram selecionadas três nascentes para obtenção da fauna e das variáveis abióticas, totalizando 15 nascentes amostradas. As coletas foram realizadas nos meses de junho, julho, agosto e setembro de 2014, correspondentes ao período de estiagem (Figura 2).

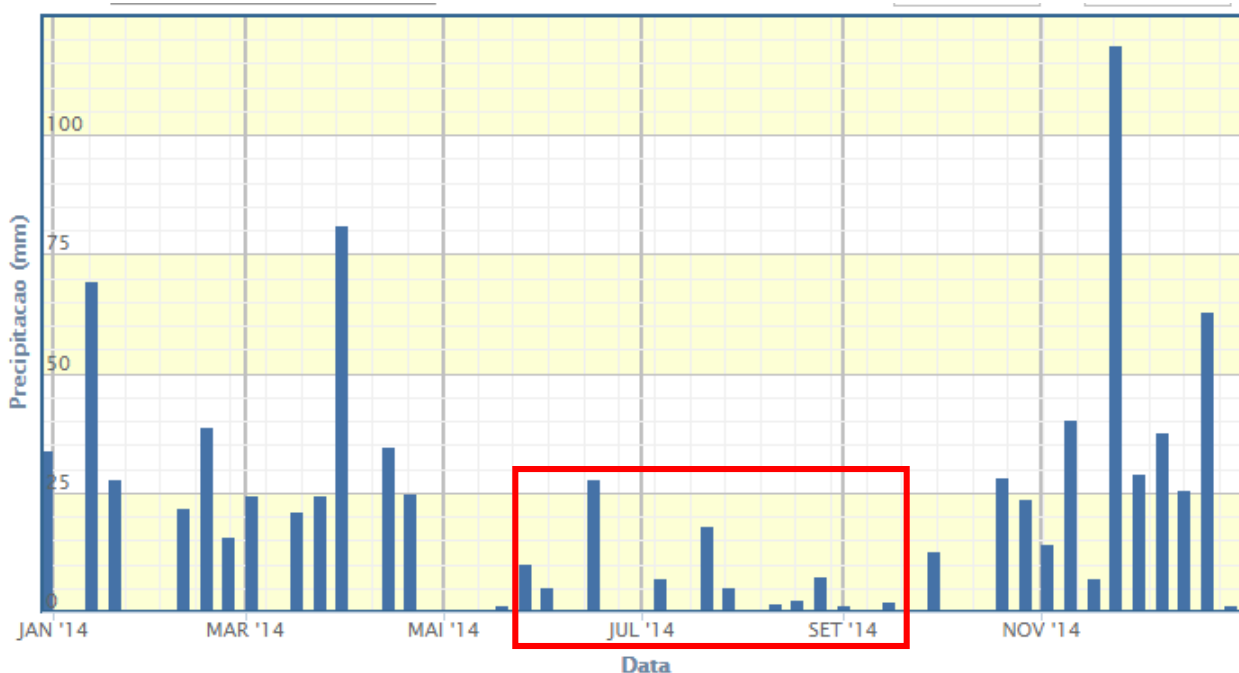


Figura 2: Valores de precipitação (mm) para os meses de 2014. Em destaque, meses de coleta correspondentes ao período de estiagem (junho, julho, agosto e setembro). Fonte: INMET, 2016.

As coordenadas geográficas e altitudes foram obtidas por GPS Garmin MAP 76CSx. Em cada nascente, realizou-se a caracterização visual dos substratos e os tipos morfológicos foram

classificados com base na definição clássica de Steinmann (1915) e Thienemann (1922): 1. Limnocreno: nascentes que formam poça, com diferentes profundidades; 2. Reocreno: nascentes cuja água ao sair do solo forma imediatamente um riacho; 3. Helocreno: área alagada difusa, onde são formados estratos de lama e detritos orgânicos sobre uma superfície horizontal, com vegetação aquática rica e abundante (Tabela I).

As nascentes foram avaliadas através do Índice de Impacto Ambiental (GOMES et al., 2005), que analisa diversos aspectos, tais como estado de preservação da mata ciliar, tipos de sedimentos na nascente, vegetação aquática, presença de lixo, espuma, sinais de uso por animais, entre outros fatores. O índice é expresso numericamente e, de acordo com a pontuação obtida, a qualidade do habitat das nascentes são classificadas em: ótimo (entre 37 a 39), bom (entre 34 a 36), razoável (entre 31 a 33), ruim (entre 28 e 30) e péssimo (abaixo de 28) (Tabela I).

Tabela I: Caracterização dos habitats das nascentes localizadas nascentes localizadas do município de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil (UF = campus da Universidade Federal de Juiz de Fora; PD = Reserva Biológica Municipal Poço D'anta; PL = Parque da Lajinha; JB = Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora; e SC = Reserva Biológica Municipal Santa Cândida).

Área e Código	Localização		Substrato	Tipo	IC*
	Latitude	Longitude			
UF N1	21°46'31.8"	43°22'10.2"	Argiloso-arenoso; pobre em vegetação.	Limnocreno	30
UF N2	21°46'36.9"	43°22'08.9"	Argiloso; pobre em vegetação.	Limnocreno	32
UF N3	21°46'51.4"	43°22'26.3"	Argiloso-arenoso + pedras; pobre em vegetação.	Limnocreno	34
PD N1	21°45'08.7"	43°18'54.5"	Argiloso-arenoso; rica em vegetação.	Helocreno	39
PD N2	21°44'33.8"	43°19'26.3"	Argiloso-arenoso; folhas e ramos.	Helocreno	36
PD N3	21°44'23.2"	43°18'47.1"	Argiloso-arenoso; rica em vegetação.	Helocreno	39
PL N1	21°47'26.8"	43°22'56.8"	Argiloso-arenoso; rica em vegetação.	Limnocreno	34
PL N2	21°47'26.8"	43°22'57.9"	Argiloso-arenoso; rica em vegetação.	Limnocreno	29
PL N3	21°47'36.9"	43°22'51.9"	Argiloso-arenoso; pobre em vegetação.	Limnocreno	33
JB N1	21°43'44.6"	43°22'18.8"	Argiloso-arenoso; folhas.	Helocreno	39
JB N2	21°43'38.7"	43°22'11.4"	Argiloso-arenoso; folhas,	Helocreno	39

			ramos e raízes.		
JB N3	21°43'46.9"	43°22'09.1"	Argiloso-arenoso; folhas, ramos e raízes.	Helocreno	39
SC N1	21°45'47.2	43°23'41.7"	Argiloso-arenoso; rica em vegetação.	Helocreno	39
SC N2	21°45'40.8"	43°23'58.4"	Argiloso-arenoso; rica em vegetação.	Helocreno	39
SC N3	21°45'18.9"	43°23'45.7"	Arenoso; rica em vegetação e briófitas.	Reocreno	39

\*IC = Índice de Impacto Ambiental

### 2.3 ANÁLISE DA ÁGUA

Três amostras de água foram coletadas em frascos de 500mL, acondicionadas, resfriadas e transportadas em caixas de isopor com bolsas térmicas geladas. Concentrações de nitrogênio e fósforo totais (WETZEL & LIKENS, 2001) e sílica (APHA, 1983) foram mensuradas. As concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono orgânico total (COT) (SLEUTEL et al., 2007) foram determinados com Analisador de Carbono Tecmar-Dohrmann modelo Phoenix 8000.

Medidas de pH (Digimed DM-22), temperatura da água (Digimed DM-3p), oxigênio dissolvido (Instrutherm MO-900), condutividade elétrica (Digimed DM-3p) e turbidez (Instrutherm TD300) foram obtidas em campo em três pontos em cada nascente (Figura 3).

### 2.4 ANÁLISE GRANULOMÉTRICA E MATÉRIA ORGÂNICA

Para caracterização granulométrica, as frações do material particulado foram separadas em peneiras de malha de 1 mm a 75 µm e classificadas em cinco frações: areia muito grossa (1 mm < x < 2 mm), areia grossa (500µm < x < 1mm), areia média (250 µm < x < 500 µm), areia fina (150 µm < x < 250 µm), areia muito fina (73 µm < x < 150 µm) e silte/argila (< 73 µm) de acordo com o procedimento recomendado pela norma técnica NBR 7181/1982 (ABNT, 1982). Parte do sedimento coletado (3 gramas) foi separado e incinerado em mufla a 550°C por 4 horas para determinação do teor de matéria orgânica através da diferença entre o peso das amostras antes e depois da queima.



## 2.5 COLETA DA FAUNA

Em cada nascente, realizou-se em um trecho de 5 metros a partir da fonte, arrastos longitudinais por um período de 10 s com uma rede em D (área 0.01 m<sup>2</sup> e malha 100 µm) para obtenção de três amostras compostas de substratos (pedras, areia e folhiço). No momento das coletas foram aferidas a profundidade e a largura dos três diferentes pontos de obtenção das amostras do substrato, em cada nascente, utilizando uma trena.

As amostras de substrato para análise da fauna foram conservadas em álcool 70°GL e levadas ao laboratório. Os substratos coletados foram lavados em peneira de malha de 100 µm de abertura e os organismos triados e identificados em microscópio estereoscópico em nível taxonômico de família para os Diptera e classe ou ordem para os demais grupos, utilizando chaves específicas (BRINKHURST & MARCHESE, 1989; BOUCHARD, 2012; CARVALHO & CALIL, 2000; DOMÍNGUEZ & FERNÁNDEZ, 2009; McCAFFERTY & PROVONSHA, 1981; MERRITT & CUMMINS, 1996; PES et al., 2005; TRIVINHO-STRIXINO, 2011).



Figura 3: Medições “in situ” de oxigênio dissolvido, pH, turbidez, temperatura, condutividade e classificação morfológica das nascentes amostradas: (A) Limnocreno; (B) Reocreno e (C) Helocreno.

## 2.6 - ANÁLISE DOS DADOS

O teste de Levene foi utilizado para testar a homogeneidade das variâncias e, quando necessário (em casos de distribuição não-paramétrica), os dados de abundância e riqueza foram transformados logaritmicamente. A estrutura da comunidade foi determinada através da abundância e riqueza (número de *taxa*). Para avaliar a diferença destas variáveis entre as nascentes de diferentes localidades, bem como entre os tipos de nascentes, foi realizada uma análise de variância (ANOVA um fator), seguida pelo teste de Tukey (ZAR, 1999) utilizando-se o software Statistica 7.0 (STATSOFT INC., 2004).

A análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) foi utilizada para avaliar o efeito das áreas estudadas e da tipologia das nascentes sobre a comunidade bentônica. A matriz de similaridade foi calculada com base na abundância transformada da fauna ( $\log x+1$ ), e utilizando o coeficiente de Bray-Curtis. Esta análise foi realizada no programa Primer 6 Version 6.1.13 (CLARKE & GORLEY, 2006) e Permanova Version 1.0.3 (MCARDLE & ANDERSON, 2001).

A Análise de Redundância parcial (RDAP) foi realizada para determinar a influência das variáveis ambientais (profundidade, temperatura da água, oxigênio dissolvido, condutividade, pH, turbidez, nitrogênio e fósforo totais, sílica, carbono orgânico dissolvido, carbono orgânico total, matéria orgânica e dados granulométricos) e espaciais (localização geográfica das nascentes), e a possível influência destes dois fatores compartilhados (variáveis preditoras) sobre a composição da fauna de macroinvertebrados (variável resposta). Para esta análise, os dados de abundância foram transformados pelo coeficiente de distância de Hellinger (RAO, 1995) com o objetivo de reduzir a influência de espécies muito comuns por meio da padronização e transformação dos dados por raiz-quadrada. Os dados das variáveis ambientais foram padronizados pelo método do desvio-padrão. Para evitar a autocorrelação espacial entre as nascentes amostradas, foi realizada uma análise de Coordenadas Principais de Matrizes vizinhas (PCNM) a partir da matriz de distância geográfica para extrair os autovetores, usados como variáveis espaciais na RDAP (BORCARD & LEGENDRE, 2002). Os resultados da RDAP foram baseados nas frações ajustadas ( $R^2$ ) da variação total explicada pela análise, sendo (i) variação atribuída unicamente às variáveis ambientais; (ii) variação atribuída unicamente às variáveis espaciais; (iii) variação compartilhada pelo espaço e ambiente e (iv) variação residual, que

consiste no total da variação não explicada por nenhuma das frações anteriores. Esta análise foi realizada no programa R (R CORE TEAM, 2012) usando funções do pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2012). O padrão de distribuição da fauna das nascentes em relação às suas tipologias foi comparado usando a técnica de ordenação nMDS (CLARKE & GORLEY, 2006), a partir de uma matriz de similaridade de índices de Bray-Curtis.



## RESULTADOS

Um total de 11.239 invertebrados foi identificado, distribuídos em 51 *taxa*. Dentre esses, 44 foram de insetos (86,27% da abundância total) e 7 (13,73% da abundância total) de outros grupos de invertebrados. Entre os insetos, o grupo mais prevalente foi representado por indivíduos da ordem Diptera, sendo Chironomidae a família mais abundante (Tabela II). As nascentes do Parque da Lajinha apresentaram menor abundância ( $gl = 4$ ;  $F = 10,085$ ;  $p < 0,001$ ) e riqueza ( $gl = 4$ ;  $F = 15,309$ ;  $p < 0,001$ ) que as demais nascentes (Figura 4; Tabela III).

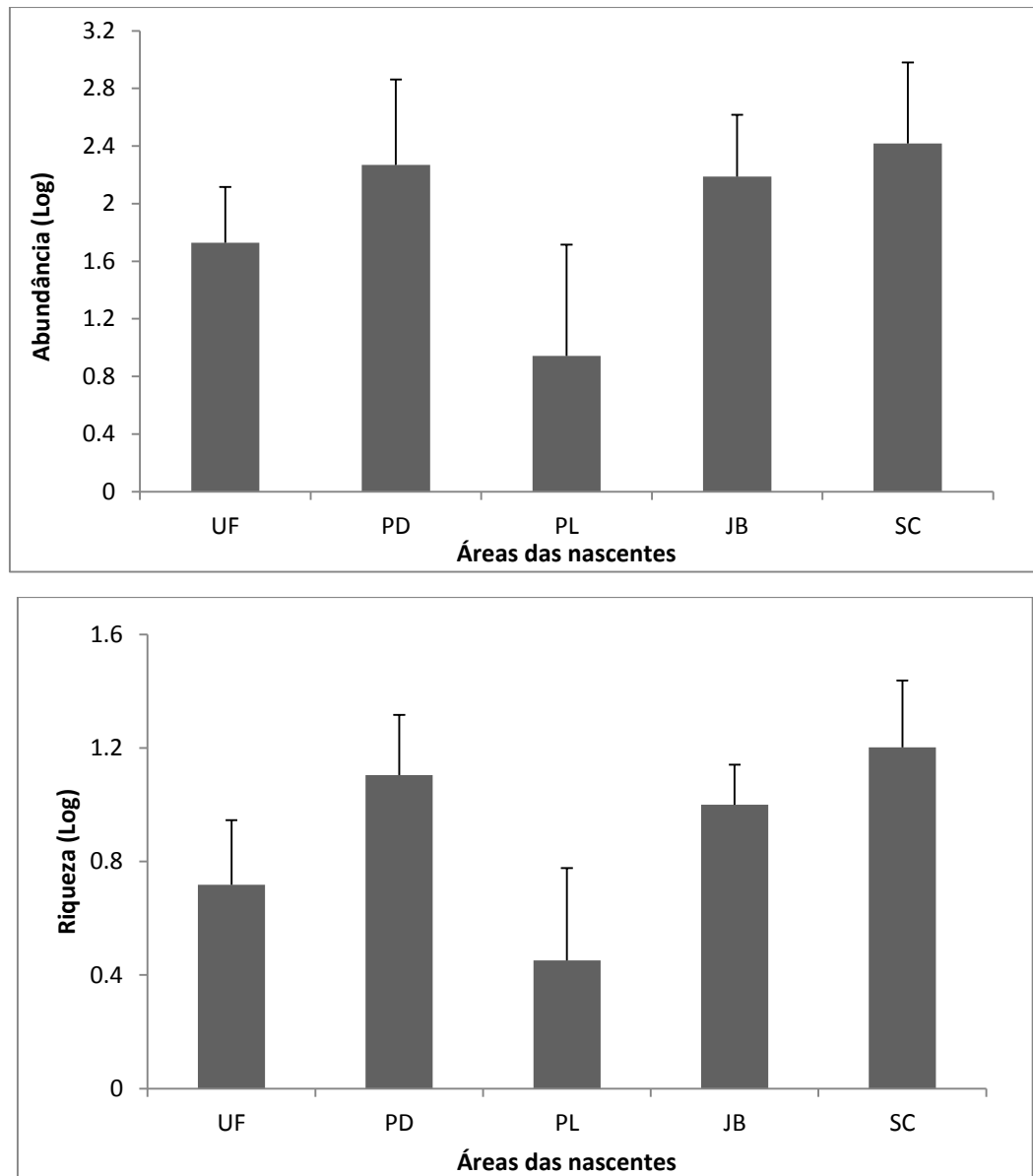


Figura 4: Abundância e riqueza médias (dados logaritmizados) para as nascentes nas cinco áreas localizadas no município de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

Quanto à tipologia, as nascentes do tipo limnocreno apresentaram menor abundância ( $gl = 2$ ;  $F = 13,225$ ;  $p < 0,001$ ) e riqueza ( $gl = 2$ ;  $F = 24,825$ ;  $p < 0,001$ ) de invertebrados que as demais (Figura 5; Tabela III).

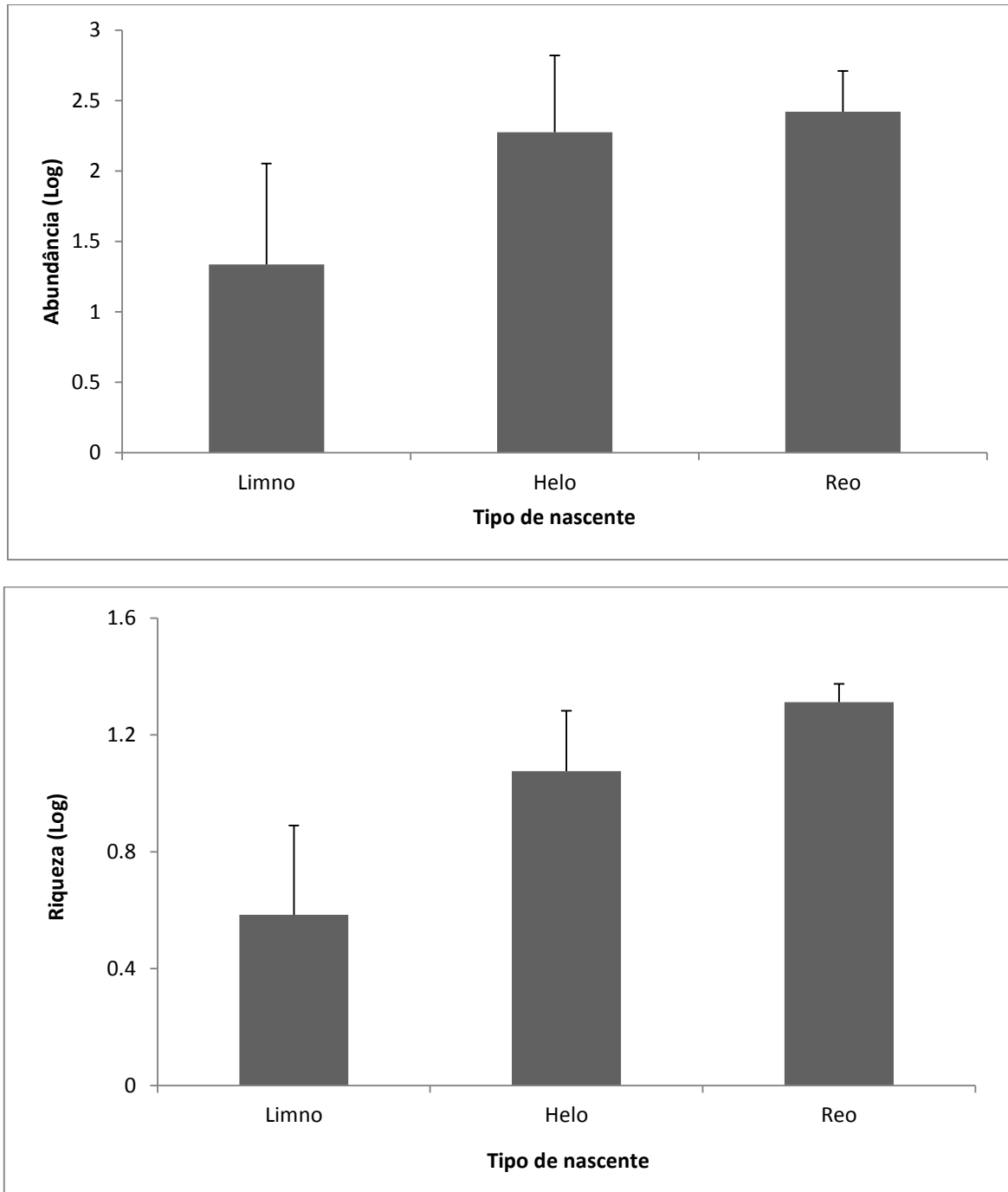


Figura 5: Abundância e riqueza média (dados logaritmizados) para os diferentes tipos de nascentes (Limno = limnocreno; Helo = helocreno; Reo = reocreno) localizadas no município de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil.

A composição da fauna de nascentes na UFJF e Parque da Lajinha foi semelhante entre si e diferente das demais nascentes (PERMANOVA:  $df = 4$ ; pseudo-F = 4,015;  $p < 0,001$ ; Tabela II). Quando considerado a tipologia das nascentes, a composição da fauna diferiu entre os três tipos estudados ( $df = 2$ ; pseudo-F = 6,001;  $p < 0,001$ ; Tabela III). O NMDS não mostrou uma separação evidente entre a fauna dos diferentes tipos de nascentes (Figura 6).

Tabela III. (1) Resultados do teste de Tukey e PERMANOVA a posteriori entre áreas e tipos de nascentes localizadas do município de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. (UF = campus da Universidade Federal de Juiz de Fora; PD = Reserva Biológica Municipal Poço D'anta; PL = Parque da Lajinha; JB = Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora; e SC = Reserva Biológica Municipal Santa Cândida).  $p$  para 9000 permutações (Monte Carlo; MC). \* $p < 0,05$ .

Comparações entre as áreas das nascentes	1. Post-hoc TUKEY		2. PERMANOVA	
	Abundância	Riqueza	t	P (MC)
UF x PD	0,273	0,010	2,247	0,002*
UF x PL	0,039*	0,137	1,454	0,083
UF x JB	0,431	0,101	1,970	0,006*
UF x SC	0,092	<0,001*	2,488	< 0,001*
PD x PL	<0,001*	<0,001*	2,282	0,003*
PD x JB	0,998	0,877	1,488	0,060
PD x SC	0,979	0,903	1,180	0,221
PL x JB	<0,001*	<0,001*	2,257	0,001*
PL x SC	<0,001*	<0,001*	2,458	0,001*
JB x SC	0,909	0,376	1,608	0,031*
Comparações entre os tipos de nascentes	Abundância	Riqueza	t	P (MC)
Limnocreno x Helocreno	<0,001*	<0,001*	2,858	< 0,001*
Limnocreno x Reocreno	0,018	<0,001*	2,352	0,001*
Helocreno x Reocreno	0,921	0,276	1,658	0,022*

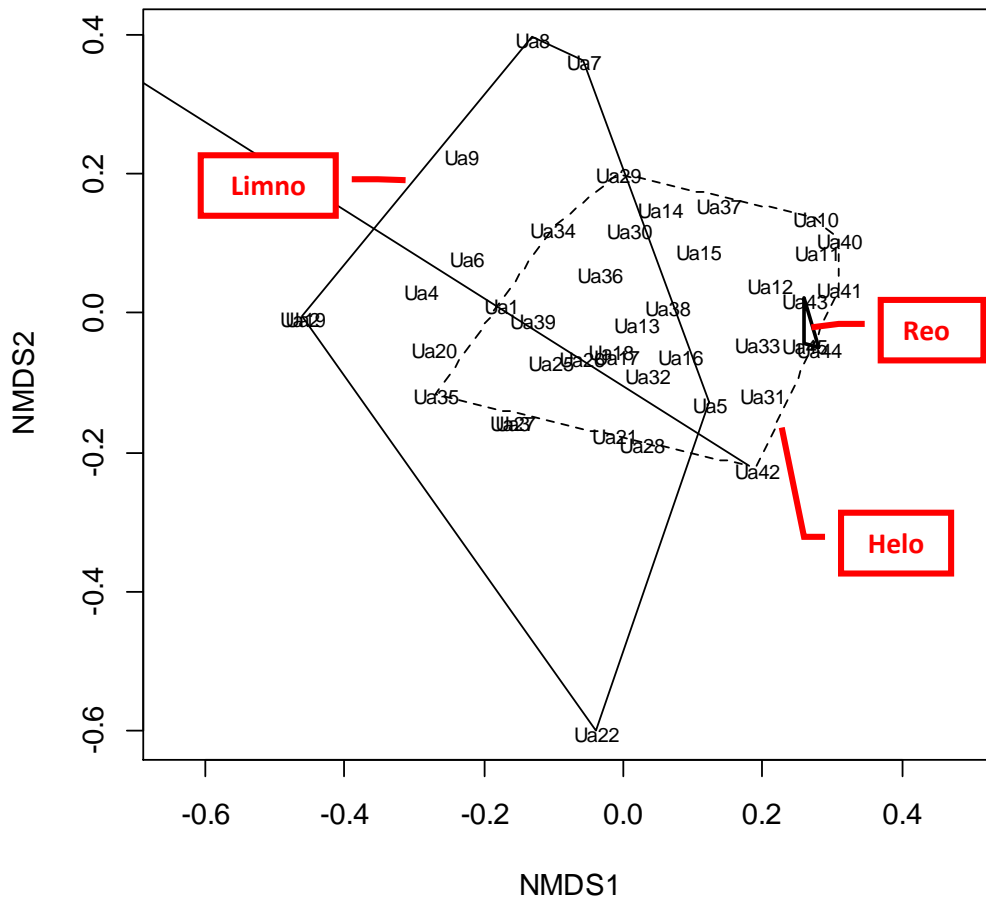


Figura 6: Ordenação multidimensional não paramétrica (nMDS) das nascentes dos locais estudados em relação à sua tipologia: reocreno (Reo), limnocreno (Limno) e helocreno (Helo).

Os resultados da análise de redundância parcial (pRDA; Figura 6) mostraram que 23% da variação total da composição da fauna de invertebrados foi explicada pelas variáveis ambientais profundidade, temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, matéria orgânica e frações de areia média e areia muito fina. Outros 4% foram explicados pela variação espacial exclusivamente e 12% foram explicados pelos dois fatores compartilhados. Os restantes 61% da variação dos dados foram explicados por variáveis não medidas (resíduo).



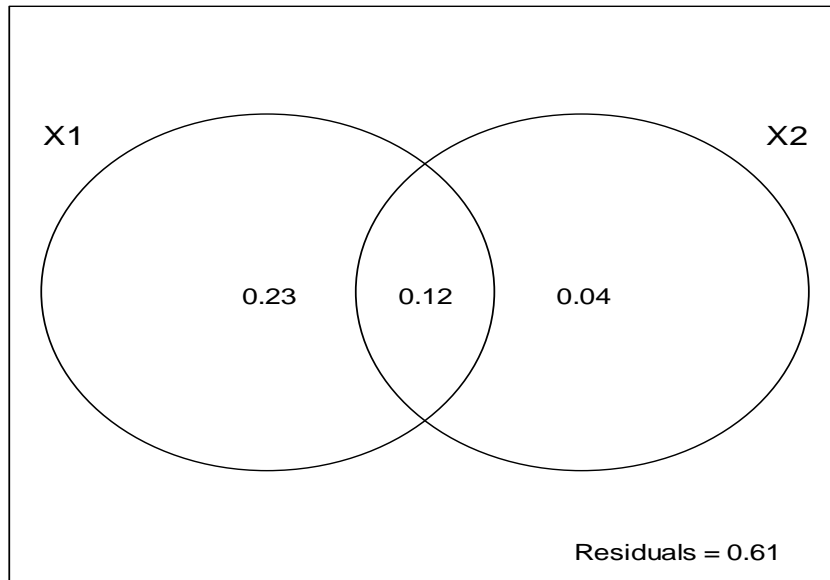


Figura 6: Resultado da análise de Redundância parcial (pRDA) mostrando a porcentagem explicada exclusivamente pelas variáveis ambientais (X1) e pelo espaço (X2), bem como pela interação entre fatores e a fração residual, não explicada pelos dois fatores analisados.

Tabela II: Abundância da fauna de invertebrados nas três nascentes do campus da Universidade Federal de Juiz de Fora (UF), Reserva Biológica Municipal Poço D'anta (PD), Parque da Lajinha (PL), Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora (JB) e Reserva Biológica Municipal Santa Cândida (SC), município de Juiz de Fora, Minas Gerais.

	UF			PD			PL			JB			SC		
	N1	N2	N3	N1	N2	N3	N1	N2	N3	N1	N2	N3	N1	N2	N3
<b>Coleoptera</b>															
Scirtidae	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	6
Curculionidae	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0
Elmidae	0	1	1	16	0	0	0	0	0	0	18	1	0	80	23
Staphylinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<b>Collembola</b>	0	0	3	16	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	5
<b>Diptera</b>															
Ceratopogonidae	14	102	0	422	25	108	14	0	7	69	112	42	54	196	52
Chironomidae	252	74	111	2331	81	157	273	0	25	49	964	348	292	1065	432
Corethrellidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	37	1
Culicidae	0	2	1	8	1	0	0	0	0	2	0	0	4	36	0
Dixidae	0	0	0	39	6	0	0	0	0	0	0	0	12	14	23
Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Dolichopodidae	0	3	0	1	6	0	0	0	0	1	1	0	1	5	2
Empididae	0	0	2	0	0	1	0	0	0	13	1	0	0	0	7
Ephydriidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	30	1	0	0	5
Muscidae	0	2	0	1	0	0	2	0	0	0	1	0	0	1	1
Psychodidae	0	0	0	53	0	2	0	0	0	0	1	0	0	1	8
Ptychopteridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sciomyzidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Syrphidae	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	0	1	0	22	2	0	0	0	0	7	1	1	0	3	0
Thaumaleidae	0	0	0	41	12	0	0	0	0	0	0	0	5	6	1
Tipulidae	0	0	0	99	14	3	5	0	1	2	9	0	6	14	30
Coleophoridae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Hemiptera</b>															
Veliidae	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Mesoveliidae	0	1	0	2	0	3	1	0	0	0	0	1	9	4	9

	UF			PD			PL			JB			SC		
	N1	N2	N3	N1	N2	N3	N1	N2	N3	N1	N2	N3	N1	N2	N3
<b>Odonata</b>															
Aeshnidae	0	0	8	5	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Coenagrionidae	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	1	0	0	10	1
Cordulidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	0	17	0	2	3	0	1	0	0	1	0	0	0	2	9
Protoneuridae	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
<b>Orthoptera</b>															
Acrididae	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Plecoptera</b>															
Gripopterygidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
Perlidae	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	3	25	0
<b>Trichoptera</b>															
Calamoceratidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	87	0	0	1	63
Hydropsychidae	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Megapodagrionidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Helichopodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Hydroptilidae	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Polycentropodidae	0	1	0	9	1	1	0	0	0	6	0	0	8	0	2
Philopotamidae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Leptoceridae	0	3	0	7	0	0	0	0	0	0	4	0	0	13	1
Odontoceridae	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	1
Sericostomatidae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
Xiphocentronidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	15	0	0	0
<b>Acari</b>	0	0	1	2	3	0	0	0	0	6	3	3	3	52	4
<b>Copepoda</b>	0	0	0	28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	816	1
<b>Hirudinae</b>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Nematoda</b>	1	30	0	73	9	16	1	1	11	1	40	4	4	71	10
<b>Oligochaeta</b>	1	10	3	318	5	33	0	0	5	13	125	24	61	229	172
<b>Ostracoda</b>	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0	0
<b>Platyhelminthes</b>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3	49
<b>TOTAL</b>	<b>268</b>	<b>252</b>	<b>133</b>	<b>3546</b>	<b>170</b>	<b>326</b>	<b>297</b>	<b>1</b>	<b>49</b>	<b>183</b>	<b>1461</b>	<b>443</b>	<b>466</b>	<b>2720</b>	<b>924</b>

## DISCUSSÃO

A maior abundância de insetos, sobretudo Chironomidae, pode estar relacionada ao seu hábito generalista e sedentário, facilidade de reprodução e dispersão, bem como ao fato de apresentarem ampla distribuição na maioria dos ecossistemas aquáticos (ABURAYA & CALLIL, 2007; ARMITAGE et al., 1995; CALLISTO & ESTEVES, 1998, FAILLA et al., 2015; GOULART & CALLISTO, 2003). Os baixos índices de abundância e riqueza de indivíduos pertencentes ao grupo dos não-insetos encontrados no presente estudo não foram inesperados, uma vez que nascentes constituem um sistema com alto grau de individualidade, isolamento e estabilidade (ERMAN, 1998; GLAZIER, 1998). Os insetos, por sua vez, apresentam uma fauna diversa e adaptada a uma maior variedade de condições ambientais devido à sua capacidade de dispersão e facilidade de colonização de novos ambientes. Os taxa amostrados neste estudo foram relatados para diferentes ecossistemas aquáticos, incluindo nascentes (BARQUIN & DEATH 2004, 2006; BOTTAZZI et al. 2008, 2011; DI SABATINO et al., 2003; DUMNICKA et al., 2007; GERECKE et al., 1998, 2011; HOFFSTEN & MALMQVIST, 2000; ILMONEN et al., 2009; ILMONEN & PAASIVIRTA, 2005).

No presente trabalho, as nascentes do Poço D'anta, Santa Cândida e Jardim Botânico, ambientes com mesma tipologia das nascentes e semelhante qualidade de seus habitats, verificada pelo índice de avaliação de impacto ambiental, apresentaram semelhanças na composição da fauna. Os macroinvertebrados aquáticos utilizam diferentes faixas de condições dentro de um gradiente ambiental contínuo e, assumindo que os efeitos locais sejam importantes, é esperado que locais com características ambientais similares tenham grupos de táxons similares (CORTEZZI et al. 2009), influenciados por fatores regionais, climáticos e ambientais específicos (BOTOSASEANU, 1998).

De maneira geral, os nossos resultados confirmam a existência de variação na composição da fauna em nascentes em relação às suas tipologias. A complexidade estrutural dos habitats, a formação de diferentes microhabitats no ambiente e a ampla disponibilidade de alimentos e substratos são fatores que criam condições para o estabelecimento de uma fauna diversa e adaptada, com alta densidade populacional (GERECKE, 1991; SCHWOERBEL, 1959). Staudacher & Fureder (2007) demonstraram que nascentes reocreno e helocreno são habitats com alta complexidade e apresentam maior abundância e riqueza de *taxa* quando comparados a

nascentes com ‘baixa’ complexidade. Hábitat de nascentes geralmente apresentam grande heterogeneidade ambiental representada pelos seus diferentes microhabitats, como folhas, ramos, pedras e briófitas. Essa variabilidade tem papel fundamental na estruturação e manutenção da diversidade de fauna de macroinvertebrados aquáticos (ERMAN & ERMAN, 1995; GATHMANN & WILLIAMS, 2006; STAUDACHER & FUREDER 2007). Neste sentido, alguns trabalhos demonstram diferenças na composição de organismos em nascentes de diferentes áreas e tipologias (GOOCH & GLAZIER, 1991; ZOOLHOFFER et al., 2000). No entanto, é importante considerar que apesar de serem classificadas quanto à sua ecomorfologia e apresentarem particularidades, as nascentes com classificações diferentes podem apresentar características semelhantes (von FUMETTI et al., 2006). Zoolhoffer, et al. (2000), por exemplo, ao avaliarem as características das variáveis de diferentes tipos de nascentes na Suíça, concluíram que nascentes limnocreno, assim como reocrenos, podem ser caracterizadas pelo acúmulo de matéria orgânica particulada fina, além de apresentarem *taxa* típicos de ambientes lênticos, como alguns Odonata e Coleoptera.

A hipótese de que os fatores ambientais apresentam maior influência que os fatores espaciais (localização das nascentes e dispersão) estruturação da comunidade de invertebrados em nascentes foi corroborada neste estudo. Os nossos resultados mostram que a variação da composição da assembleia de invertebrados é resultante da atuação em conjunto destes fatores, o que pode ser relacionada ao efeito combinado entre os mecanismos enfatizados pela teoria de nicho e pela teoria neutra (GRAVEL et al., 2006; LEIBOLD & McPEEK, 2006), e portanto, estando de acordo com a abordagem de metacomunidades. Este modelo utiliza tanto a combinação de variáveis ambientais quanto espaciais (fatores determinísticos e estocásticos, respectivamente) para explicar os mecanismos que atuam na estruturação das comunidades (HOLYOAK et al., 2005; LEIBOLD et al., 2004). Desse modo, a forma e a via de dispersão tem um grande impacto na organização das metacomunidades (LANDEIRO et al., 2011). Os insetos aquáticos, que representam o grupo mais abundante neste estudo, podem apresentar diferentes modos de dispersão, tanto pelas formas juvenis através do ambiente aquático, como através dos adultos alados na matriz terrestre (COSTA et. al., 2014), sendo esta última o principal mecanismo observado em nascentes, uma vez que estes ambientes apresentam alto grau de isolamento (ERMAN, 1998; GLAZIER, 1998). A composição da fauna de insetos aquáticos em ambientes aquáticos tem sido explicada por variáveis ambientais locais e espaciais (SHIMANO et al. 2013;

SIQUEIRA et al. 2012), que são de grande relevância na estruturação da comunidade de invertebrados em habitats de nascentes (BARQUIN & DEATH 2004, 2006; BOTTAZZI et al., 2008, 2011; DI SABATINO et al., 2003; DUMNICKA et al., 2007; GERECKE et al., 1998, 2011; HOFFSTEN & MALMQVIST, 2000; ILMONEN et al., 2009; ILMONEN & PAASIVIRTA, 2005).

Os resultados da pRDA também indicam que os fatores locais (profundidade, temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, matéria orgânica e frações de areia média e areia muito fina) apresentaram maior influência na estruturação de comunidades aquáticas (ROSENBERG & RESH, 1993 Este resultado corrobora a perspectiva “*Species sorting*” ao demonstrar que as espécies são afetadas direta ou indiretamente pelas condições ambientais (Leibold et al. 2004, Cottenie 2005), o que indica que, apesar de as espécies possuírem capacidade de dispersão entre as nascentes e mesmo entre áreas mais próximas, a existência de um gradiente ambiental no ecossistema é o fator de maior importância para o estabelecimento de espécies adaptadas à diferentes condições, o que aproxima tal modelo da teoria do nicho (LEIBOLD et al., 2004; HEINO, 2013). Assim, a coexistência de espécies é determinada pela disponibilidade de recursos em um ambiente, sendo a competição o principal determinante na estruturação de comunidades em um gradiente espacial e temporal. Em condições de escassez, os melhores competidores excluem os demais. Ambientes com condições ambientais semelhantes, por sua vez, apresentam composição de espécies similar quando em ausência de competição.

A fração residual restante, correspondente a 61% da variabilidade, pode ser explicada pela não inclusão de interações bióticas importantes para a estruturação da comunidade (SCHULZ et al., 2012; GÖTHE et al., 2013), como a existência de competição e predação, bem como de alguns fatores abióticos fundamentais, como por exemplo, cobertura vegetal e diferentes tipos de substrato. Os efeitos locais destas diferentes condições ambientais podem diminuir a autocorrelação espacial e aumentar a autocorrelação ambiental, uma vez que estes parâmetros abióticos não seguem um padrão claro em ambientes de nascentes (CORTEZZI et al., 2009; STAUDACHER & FUREDOR, 2007).

Tendo em vista que “*species sorting*” é a principal dinâmica estruturadora da metacomunidade estudada, o planejamento de propostas para preservação das nascentes nas áreas de unidades de conservação devem ser feitos levando em conta o contraste de características

ambientais presentes nos habitats de nascentes, considerando-se também, as características ambientais e a composição da fauna típica de cada região.

## CONCLUSÃO

Os resultados confirmam que habitats de nascentes são ambientes que contribuem significativamente para a biodiversidade regional, uma vez que são abundantes e ricas em espécies. Além disso, o presente estudo demonstrou que os fatores ambientais são os principais responsáveis pela estruturação da comunidade de invertebrados em nascentes, seguindo o modelo “*species sorting*” de teoria de metacomunidades. Espera-se, portanto, que os conhecimentos acerca da complexidade ambiental das nascentes e os mecanismos que atuam na estruturação das comunidades em escala regional possam ser utilizados como uma importante ferramenta nas políticas de conservação da biodiversidade.



## REFERÊNCIAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Análise granulométrica de solos**. Método NBR 7181, 1982.
- ABURAYA, F. H. & CALLIL, C. T. Variação temporal de larvas de Chironomidae (Diptera) no Alto rio Paraguai (Cáceres, Mato Grosso, Brasil). **Revista Brasileira de Zoologia**, 24 (3): 565–572, 2007.
- APHA. Standard Methods, 21st ed., Method 4500-SiO<sub>2</sub> D (2005). ASTM D 859-05, Silica in Water. **Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes**, Method 370.1, 1983.
- ARMITAGE, P. D.; CRANSTON, P. S. & PINDER, L. C. V. The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges. Chapman and Hall, London, 1995.
- BARQUÍN, J. & DEATH, R.G. Patterns of invertebrate diversity in streams and freshwater springs in Northern Spain. **Archiv fuer Hydrobiologie**, 161 (3): 329-349. 2004.
- BARQUÍN, J. & DEATH, R.G. Spatial patterns of macroinvertebrate diversity in New Zealand springbrooks and rhithral streams. **Journal of the North American Benthological Society**, 25 (4): 768-786, 2006.
- BORCARD, D., & LEGENDRE, P. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. **Ecological Modelling**, 153:51–68, 2002.
- BOTOSANEANU, L. **Studies in crenobiology**. Backhuys, Leiden, 261 p, 1998.
- BOTTAZZI, E.; BRUNO, M.C.; MAZZINI, M.; PIERI, V. & ROSSETTI, G. First report on Copepoda and Ostracoda (Crustacea) from northern Apenninic springs (N. Italy): a faunal and biogeographical account. **Journal of Limnology**, 67(1): 56-63, 2008.
- BOTTAZZI, E.; BRUNO, M.C.; PIERI, V.; DI SABATINO, A.; SILVERI, L.; CAROLLI, M. & ROSSETTI, G. Spatial and seasonal distribution of invertebrates in Northern Apennine rheocrene springs. In CANTONATI, M.; GERECKE, R.; JÜTTNER, I. & COX, E.J. (Guest Editors).

Springs: neglected key habitats for biodiversity conservation. **Journal Limnology**, 70 (1): 77-92, 2011.

BOUCHARD, J. R. W. **Guide to Aquatic Invertebrate Families of Mongolia**. Identification Manual for Students, Citizen Monitors, and Aquatic Resource Professionals. Saint Paul, Minnesota, USA, 2012.

BRINKHURST, R.O. & MARCHESE, M.R., **Guia para la indentificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica**. Asociación de Ciências Naturales del Litoral, Argentina, 1989.

CALLISTO, M. & F.A. ESTEVES. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera) em dois igarapés amazônicos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita, p. 299-309. In: NESSIMIAN, J. L. & CARVALHO, A. L. (Eds). Ecologia de insetos aquáticos. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, **Série Oecologia Brasiliensis**, v 1, 309p, 1998.

CANTONATI, M., LANGE-BERTALOT, H., SCALFI, A. & ANGELI, N. *Cymbella tridentinasp. nov.* (Bacillariophyta), a crenophilous diatom from carbonate springs of the Alps. **Journal of the North American Benthological Society**, 29 (3): 775-788, 2010.

CANTONATI, M.; GERECKE, R. & BERTUZZI, E. Springs of the Alps, sensitive ecosystems to environmental change: from biodiversity assessments to long-term studies. **Hydrobiologia**, 562: 59–96, 2006.

CANTONATI, M; ANGELI, N.; BERTUZZI, E.; SPITALE, D. & LANGE-BERTALOT H. Diatoms in springs of the Alps: spring types, environmental determinants, and substratum. In: Cantonati, M; Füreder, L; Jüttner, I & Cox EJ, editors. The Ecology of Springs, 31. **Freshwater Science**, p. 499–524, 2012a.

CARVALHO, A. L. & CALIL, E. R. Chaves de identificação para as famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos e larvas. **Papéis Avulsos de Zoologia**, 41 (15): 223-241, 2000.

- CLARKE K. R. & GORLEY R. N. **Primer v6: user manual/tutorial**. PRIMER-E, Plymouth, 2006.
- CORTEZZI, S. S.; BISPO, P. C.; PACIENCIA, G. P. & LEITE, R. C. Influência da ação antrópica sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma região de cerrado do sudoeste do Estado de São Paulo, **Iheringia**, Sér. Zool., 99 (1): 36-43, 2009.
- COSTA, L. S. M.; ZANINI BRANCO, C.C. & BISPO P.C., O Papel dos Fatores Ambientais e Espaciais Sobre a Fauna de Ephemeroptera (Insecta) em Riachos de Mata Atlântica. **EntomoBrasilis**, 7 (2): 86-92, 2014, Acessível em: <doi:10.12741/ebrasilis.v7i2.368>
- DI SABATINO, A.; CICOLANI, B. & GERECKE, R. Biodiversity and distribution of water mites (Acari, Hydrachnidia) in spring habitats. **Freshwater Biology**, 48: 2163-2173, 2003.
- DOMÍNGUEZ, E. & FERNÁNDEZ, H. R. (eds). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. **Sistemática y biología**. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina, 656 pp, 2009.
- DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A. H. & GESSNER, M. O. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Review**, 81, 163–182, 2006.
- DUMNICKA, E.; GALAS, J. & KOPERSKI, P. Benthic Invertebrates in Karst Springs: Does Substratum or Location Define Communities? **International Review of Hydrobiology** 92 (4–5): 452–464, 2007.
- ERMAN, N. A. & ERMAN, D. C. Spring permanence, Trichoptera species richness, and the role of drought. **Journal of the Kansas Entomological Society** 68(Supplement): 50-64, 1995.
- ERMAN, N.A. Invertebrate richness and Trichoptera phenology in Sierra Nevada cold springs (California, U.S.A.): sources of variation. Pp 95-108, 1998. In, L. Botosaneanu (ed.), **Studies in Crenobiology: the biology of springs and springbrooks**. Backhuys Publishers, Leiden.
- FAILLA. The ecological, economic and public health impacts of nuisance chironomids and their potential as aquatic invaders. **Aquatic Invasions**, 10 (1): 1-15, 2015.

GATHMANN, F.O. & WILLIAMS, D.D. Insect emergence in Canadian coldwater springs: spatial and temporal patterns, and species-environment relationships. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology** 42 (3): 143-156, 2006.

GERECKE R. Taxonomische, faunistische und ökologische Untersuchungen an Wassermilben aus Sizilien unter Berücksichtigung anderer aquatischer Invertebraten. **Lauterbornia**, v 7, 1–304, 1991.

GERECKE, R. & LEHMANN, E. O. Towards a long term monitoring of Central European water mite faunas (Acari: Hydrachnidia and Halacaridae) – considerations on the background of data from 1900 to 2000. **Limnologica**, 35: 45– 51, 2005.

GERECKE, R.; MEISCH, C.; STOCH, F.; ACRI, F. & FRANZ, H. Eucrenon-hypocrenon ecotone and spring typology in the Alps of Berchtesgaden (upper Bavaria, Germany). A study of Microcrustacea (Crustacea: Copepoda, Ostracoda) and water mites (Acari: Halacaridae, Hydrachnellae). p. 167-182. In Botosaneanu, L. (editor). **Studies in crenobiology**. The biology of springs and springbrooks. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 1998.

GERECKE, R.; CANTONATI, M.; SPITALE, D.; STUR, E. & WIEDENBRUG, S. The challenges of long-term ecological research in springs in the northern and southern Alps: indicator groups, habitat diversity, and medium term change. **Journal of Limnology**, 70(Supplement): 168-187, 2011.

GLAZIER, D. The fauna of North-American temperate cold springs—patterns and hypotheses. **Freshwater Biology**, 26: 527–542, 1991.

GLAZIER, D. S. Springs as model systems for ecology and evolutionary biology: a case study of *Gammarus minus* Say (Amphipoda) in mid-Appalachian springs differing in pH and ionic content. In: Botosaneanu, L. (Ed.), **Studies in crenobiology**. Blackhuys Publishers, Leiden: 251-261, 1998.

GLAZIER, D. S. Springs. in G. E. Likens (editor). *Encyclopedia of inland waters*. Elsevier, Oxford, UK, pp 734–755, 2009.

GOMES, P. M.; MELO, C. & VALE, V. S. Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de Uberlândia-MG: análise macroscópica. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, pp. 103-120, 2005.

GOOCH, J.L. & GLAZIER, D.S. Temporal and spatial patterns in Mid-Appalachian springs. In: Arthropods of springs, with particular reference to Canada (Eds. D.D. Williams & H.V. Danks), **Memoirs of the Entomological Society of Canada**, 155:29-49, 1991.

GÖTTE, E.; ANGELER, D.G. & SANDIN, L. Metacommunity structure in a small boreal stream network. **Journal of Animal Ecology**, 82: 449-458, 2013.

GOULART, M. & CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, 2 (1): 156-164, 2003.

GRAVEL, D.; CANHAM, C.D.; BEAUDET, M. & MESSIER, C. Reconciling niche and neutrality: the continuum hypothesis. **Ecology Letters** 9: 399-409, 2006.

HAHN, H. J. Studies on classifying of undisturbed springs in Southwestern Germany by macrobenthic communities. **Limnologica**, 30: 247-259, 2000.

HOFFSTEN, P. & MALMQVIST, B. The macroinvertebrate fauna and hydrogeology of springs in central Sweden. **Hydrobiologia** ,436: 91-104, 2000.

HOLYOAK, M; M.A. LEIBOLD & R.D. HOLT. **Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities**. Chicago, University of Chicago Press, 513p, 2005.

HUBBELL, S.P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton University Press, New Jersey, 2001

HUBBELL, S.P. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. **Functional Ecology**, 19:166–172, 2005.

HUTCHINSON, M. F. Concluding remarks. Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology, 22:415–427, 1957.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2ªed. IBGE, Rio de Janeiro. 271p, 2012.

ILMONEN, J. & PAASIVIRTA, L. Benthic macrocrustacean and insect assemblages in relation to spring habitat characteristics: patterns in abundance and diversity. **Hydrobiologia**, 533:99–113, 2005.

ILMONEN, J.; PAASIVIRTA, L.; VIRTANEN, R. & MUOTKA, T. Regional and local drivers of macroinvertebrate assemblages in boreal springs. **Journal of Biogeography** 36, 822-834, 2009.

LANDEIRO, V. L.; MAGNUSSON, W. E.; MELO, A.S.; ESPIRITO-SANTO, H.M.V. & BINI, L.M. Spatial eigenfunction analyses in stream networks: do watercourse and overland distances produce different results? **Freshwater Biology**, 56, 1184–1192, 2011.

LEIBOLD, M.A. & MCPEEK, M. A. Coexistence of the niche and neutral perspectives in community ecology. **Ecology**, 87: 1399-1410, 2006.

LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK; N. MOUQUET; P. AMARASEKARE; J.M. CHASE; M.F. HOOPES; R.D. HOLT; J.B. SHURIN; R. LAW; D. TILMAN; M. LOREAU & A. GONZALEZ. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters** 7 (7): 601-613, 2004.

MCARDLE, B. H. & ANDERSON, M. J. Fitting multivariate models to community data: a comment on distancebased redundancy analysis. **Ecology**, 82, 290–297, 2001.

McCAFFERTY, W. P. & PROVONSHA, A. V. **Aquatic Entomology. The Fishermen's and Ecologists. Illustrated Guide to Insects and Their Relatives**. Jones and Bartlett Publishers, inc. Boston. 1981.

MERRITT, W. & CUMMINS, K.W. **An Introduction to the aquatic insects of North America**, 3 ed. Kendall/Hunt Publishing Company, 862pp, 1996.

OKSANEN, J.; BLANCHETT, F.G.; KINDT R., LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.R; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.M. & WAGNER H. **Vegan:**

**community Ecology Package**, 2012. R Package 2.0.3 Disponível em <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan> on 9 May 2012>

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

REZENDE, R. S.; SANTOS, A. M.; HENKE-OLIVEIRA, C. & GONCALVES JR, J. F.. Effects of spatial and environmental factors on benthic a macroinvertebrate community. **Zoologia (Curitiba)**[online]. 31 (5): 426-434, 2014.

ROBINSON, C. T.; SCHUWIRTH, N.; BAUMGARTNER, S. & STAMM. C. Spatial relationships between land-use, habitat, water quality and lotic macroinvertebrates in two Swiss catchments. **Aquatic Sciences**, 76 (3): 375-392, 2014.

ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: D.M. Rosenberg and V.H. Resh, eds. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, 1993.

SCHULZ, G.; SIQUEIRA, T.; STEFAN, G. & ROQUE, F. O.. Passive and active dispersers respond similarly to environmental and spatial processes: an example from metacommunity dynamics of tree hole invertebrates. **Fundamental and Applied Limnology**, 181: 315–326, 2012.

SCHWOERBEL J. Ökologische und tiergeographische Untersuchungen über die Milben (Acari, Hydrachnellae) der Quellen und Bäche des südlichen Schwarzwaldes und seiner Randgebiete. **Archiv für Hydrobiologie**. Supplement, 24, 385–546, 1959.

SHERWOOD, A.R. & SHEATH, R.G. Seasonality of macroalgae and epilithic diatoms in spring-fed streams in Texas, USA. **Hydrobiologia** 390:73-82, 1999.

SHIMANO, Y.; JUEN L.; SALLES, F. F.; NOGUEIRA, D. S. & CABETTE, H. S. R.. Environmental and spatial processes determining Ephemeroptera (Insecta) structures in tropical streams. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, 49: 31–41, 2013.

SIQUEIRA, T.; BINI, L. M.; ROQUE, F. O.; COUCEIRO, S.R.M.; TRIVINO-STRIXINO, S. & COTTENIE, K. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. **Ecography**, 35: 183-192, 2012.

SMITH, H.; WOOD, P.J. & GUNN, J. The influence of habitat structure and flow permanence on invertebrate communities in karst spring systems. **Hydrobiologia** 510: 53-66, 2003.

STATSOFT, Inc. **STATISTICA (data analysis software system)**, v.7, 2004. Disponível em: <www.statsoft.com>

STAUDACHER, K. & FÜREDER, L. Habitat complexity and invertebrates in selected Alpine springs (Schütt, Carinthia, Austria). – **Internat. Rev. Hydrobiol.** 92: 465–479, 2007.

STEINMANN, P. Praktikum der Süßwasserbiologie 1. Teil. Die Organismen des fließenden Wassers. **Sammlung naturwiss.** Berlin (Borntraeger). 118 Abb, Praktikum, 7: 184 S. 1915.

THIENEMANN, A. Hydrobiologische Untersuchungen an Quellen (I-IV). **Archiv für Hydrobiologie** 14: 151–190, 1922.

TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae. Guia de identificação.** São Carlos, Depto Hidrobiologia/Lab. Entomologia Aquática/UFSCar. 371 pp, 2011.

van der KAMP, G. The hydrogeology of springs in relation to the biodiversity of spring fauna: a review. **Journal of the Kansas Entomological Society** 68(2): 4–17, 1995.

van EVERDINGEN, R.O. Physical, chemical, and distributional aspects of Canadian springs. **Memoirs of the Entomological Society of Canada** 155: 7–28, 1991.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R. & LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal.** Rio de Janeiro: IBGE. 124 pp, 1991.

von FUMETTI, S.; NAGEL, P.; SCHEIFHACKEN, N. & BALTES, B. Factors governing macrozoobenthic assemblages in perennial springs in north-western Switzerland. **Hydrobiologia** 568:467-475, 2006.



WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. 2nd. New York: Springer-Verlag. 391pp, 2001.

WILLIAMS, D. D.; WILLIAMS, N. E.; & CAO, Y. Spatial differences in macroinvertebrate community structure in springs in southeastern Ontario in relation to their chemical and physical environments. **Canadian Journal of Zoology** 75: 1404-1414, 1997.

WILLIAMS, D.D. & WILLIAMS, N.E. Invertebrate communities from freshwater springs: what can they contribute to pure and applied ecology? In: Botosaneanu, L. (Ed.), **Studies in crenobiology**. **Blackhuys Publishers**, Leiden: 251-261, 1998.

ZAR, J. H. **Bioestatistical Analysis**. Prentice Hall, New Jersey, 1999.

ZHANG X.; PU, Z.; LI, Y. & HAN, X. Stochastic processes play more important roles in driving the dynamics of rarer species. **J Plant Ecol**. doi: 10.1093/jpe/rtv058, 2015.

**ANEXO** - Variáveis ambientais mensuradas nas nascentes do campus da Universidade Federal de Juiz de Fora (UF), Reserva Biológica Municipal Poço D'anta (PD), Parque da Lajinha (PL), Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora (JB) e Reserva Biológica Municipal Santa Cândida (SC), município de Juiz de Fora, Minas Gerais.

Área e código	Profundidade média (cm)	Temp. água (°C) *	OD (mg.L <sup>-1</sup> )*	Cond. (µS.cm <sup>-1</sup> )*	pH	Turbidez (ntu)	NT (µg/L1)*	SiO3* (mg_L-1)	PT* (µg_L1)	TOC*	DOC*
UF N1	5.200	19.967	1.533	144.533	6.530	60.100	5719.472	1.715	79.419	3.544	12.030
UF N2	14.167	18.600	1.767	29.000	5.620	9.990	9427.404	0.724	180.360	14.360	1.839
UF N3	19.667	18.700	5.200	14.427	6.160	14.850	1716.479	1.347	52.901	1.113	1.584
PD N1	0.000	17.067	6.233	15.680	5.890	8.410	12005.670	2.957	472.812	28.780	6.312
PD N2	1.467	19.267	5.100	16.063	5.797	13.143	4061.457	3.015	135.061	3.150	1.426
PD N3	0.833	16.533	3.633	26.247	6.033	24.437	5466.540	6.191	181.365	6.196	4.102
PL N1	5.167	21.867	2.367	40.367	5.573	18.003	8976.264	2.982	78.802	7.900	5.134
PL N2	42.333	19.733	2.433	103.700	6.413	10.633	4521.178	3.902	42.721	1.601	3.131
PL N3	27.333	20.367	1.767	27.167	5.703	11.857	3343.189	3.234	36.002	2.385	2.780
JB N1	1.367	16.867	3.867	34.500	5.590	8.333	3508.954	8.983	94.748	2.844	2.887
JB N2	2.833	16.167	2.933	20.690	5.647	4.317	3389.613	6.154	162.954	4.786	4.086
JB N3	2.333	16.300	7.267	26.200	6.013	13.353	4066.352	10.593	150.444	4.388	4.786
SC N1	2.833	18.133	4.633	12.283	5.023	49.800	5759.918	2.787	225.536	5.271	1.898
SC N2	1.167	19.500	3.533	11.193	4.903	17.460	2040.530	1.032	79.163	2.706	1.566
SC N3	2.000	20.567	2.833	18.413	5.117	2.223	1315.654	4.871	26.445	1.765	1.878

\*(Temp. água: temperatura da água; OD = oxigênio dissolvido; Cond. = condutividade; NT = nitrogênio total; SiO3 = sílica; PT = fósforo total; TOC = carbono orgânica total; DOC = carbono orgânico dissolvido)