

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS – UFG
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTU SENSU* EM ECOLOGIA E
EVOLUÇÃO

**Ecologia de insetos aquáticos em córregos do Cerrado: do nicho
hutchinsoniano ao distúrbio intermediário**

Aluno: Bruno Spacek Godoy

Orientador: Dr. Leandro Gonçalves Oliveira

Co-orientador: Dr. Alexandre Siqueira Guedes Coelho

Tese apresentada ao Programa de Pós-
graduação em Ecologia e Evolução para a
obtenção do título de Doutor em Ecologia

Goiânia – Goiás

2010

Ecologia de insetos aquáticos em córregos do Cerrado: do nicho hutchinsoniano
ao distúrbio intermediário

Banca Examinadora

Prof. Dr. Leandro Gonçalves Oliveira

Prof. Dr. Fábio de Oliveira Roque

Prof. Dr. Pitágoras da Conceição Bispo

Prof. Dr. Luis Maurício Bini

Prof. Dr. Rafael Dias Loyola

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
GPT/BC/UFG**

Godoy, Bruno Spacek.
G589e Ecologia de insetos aquáticos em córregos do Cerrado
[manuscrito]: do Nicho Hutchinsoniano ao distúrbio
intermediário / Bruno Spacek Godoy. - 2010.
119 f. : figs, tabs.

Orientador: Prof. Dr. Leandro Gonçalves de Oliveira;
Co-orientador: Prof. Dr. Alexandre Siqueira Guedes Coelho
Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Goiás,
Instituto de Ciências Biológicas, 2010.
Bibliografia.

1. Inferência Bayesiana 2. EPT 3. Impactos ambientais.
4. Almas, Rio – Goiás (Estado). I.Título

CDU: 595.7:504.11(817.3)

“Cândido só se demorou em Bordéus o necessário para vender algum cascalho do Eldorado e adquirir uma boa liteira de dois lugares, pois não mais podia passar sem o seu filósofo Martinho. Sentiu apenas separar-se de seu carneiro, que doou à Academia de Ciências de Bordéus, a qual propôs para tese do concurso daquele ano a explicação do estranho pêlo do referido animal; e o prêmio foi entregue a um sábio do Norte, que demonstrou por A mais B, menos C, dividido por Z, que o carneiro devia ser vermelho e morrer de sarna.”

François Marie Arouet (Voltaire), Cândido

“A obra de nossa espécie é construir o templo da ciência, e esta ciência abrange o homem e a natureza. Ora a verdade se revela a todos, hoje a Newton e a Pascal, ao pastor no vale, ao operário na oficina. Cada um coloca sua pedra no edifício e, sua tarefa feita desaparece. A eternidade nos precede, a eternidade nos segue: entre dois infinitos, que é o lugar de um mortal para que o século nele se informe.”

Pierre Joseph Proudhon, A propriedade é um roubo

Sumário

Agradecimentos	i
Resumo	iii
Abstract	iv
Introdução geral	1
<i>Referências bibliográficas</i>	12
Capítulo 1: <i>Relações ambientais e estrutura espacial das comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em córregos de Cerrado do Brasil Central</i>	16
<i>Introdução</i>	16
<i>Materiais e Métodos</i>	18
<i>Resultados</i>	22
<i>Discussão</i>	28
<i>Referências bibliográficas</i>	33
Capítulo 2: <i>A importância de gêneros raros nos padrões de aninhamento e modularidade em córregos impactados</i>	39
<i>Introdução</i>	39
<i>Metodologia</i>	41
<i>Resultados</i>	45
<i>Discussão</i>	50
<i>Referências bibliográficas</i>	54

Capítulo 3: Relação do impacto ambiental na substituição de gêneros de insetos aquáticos em córregos do Cerrado: um modelo Bayesiano baseado nas probabilidades de ocorrências 59

Introdução 59

Metodologia 62

Amostragem..... 63

Resultados 67

Discussão 72

Referências bibliográficas..... 76

Capítulo 4: Utilização de índices de integridade de habitat junto a índices saprobióticos para o monitoramento ecológico de córregos: Estudo de caso da bacia do Rio das Almas..... 81

Introdução 81

Materiais e Métodos 83

Resultados 87

Discussão 91

Referências bibliográficas..... 95

Conclusões..... 98

Anexos 100

Anexo I: Estrutura matemática e algoritmo para o cálculo das riquezas potenciais e observadas 100

Anexo II: Sobre a função beta..... 107

Referências bibliográficas..... 109

Agradecimentos

O ato de reconhecer as pessoas que auxiliaram durante uma caminhada, talvez seja a atitude mais nobre que uma pessoa pode ter, ao mesmo tempo complicada. Mas vou tentar, e espero ter englobado todos que foram importantes.

Agradeço a Deus, Shiva, Tupã, Alá, Zeus, Júpiter, Ogum, Iémanjá e muitas outras entidades, visto que é possível que exista o Deus cristão, assim com é possível que existam os deuses do Olimpo, do Egito antigo ou da Babilônia. Mas nenhuma dessas hipóteses é mais provável do que a outra: residem fora da região do conhecimento provável e, portanto não há razão para considerar qualquer uma delas. Mas por via das dúvidas citei os mesmos.

Agradeço minha mãe, minha irmã por sempre estarem ao meu lado nas horas que mais necessitei. Agradeço a Sara, acho que conviver comigo não deve ser uma tarefa muito fácil, mas creio que tem válido a pena. Agradeço ao Roberto, pela amizade e a constante troca de livros.

Tive muitos mestres nessa caminhada, por isso começo agradecendo ao Professor Leandro, que antes de tudo, foi um grande amigo, sendo o mesmo importante para minha estadia em Goiânia. Agradeço ao Professor Alexandre Siqueira que me apresentou ao WinBugs e salvou minha pele no momento que mais precisava, na hora da estruturação do modelo. Agradeço aos professores do programa ECOEVOL, principalmente ao Luis Maurício Bini e Ina.

Aproveito e mando um salve para os estudantes do Programa ECOEVOL, sendo que muitos se tornaram amigos, especialmente a turma de mestrado e doutorado de 2007. Agradeço aos amigos do LAMARH, Luisinho, Juliana, Kleber, Jennifer, Jhonathan, Lukinha, Felipe e Evilla. Agradeço também ao povo das algas Bárbara, Watson e Fred.

No período que passei por Goiânia estive em vários lares, por isso agradecerei em ordem cronológica. Agradeço assim ao Neander, Delano, Dilermando, Leandro, Ismael, Fábio, Fred, Lukas, Samuel, Murilo, Dani (cabeça), Paulina, Marina e Miriam. Valeu pela força pessoal.

Agradeço a oportunidade de poder lecionar na UFG como professor substituto, servindo para reforçar meu desejo de tornar professor. Devo lembrar também do CNPq que disponibilizou a verba para execução do meu projeto, através do Edital Universal de 2007. E por último, mas não menos importante agradeço a Capes pela bolsa de estudos.

Resumo

A região do Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro abrangendo cerca de 22% do território nacional. Devido a facilidades que o mesmo apresenta para manejo e cultivo do solo, o Cerrado vem sofrendo uma intensa mudança na sua paisagem, aumentando o impacto em todos os seus sistemas naturais. Através de uma coleta sistematizada em 101 córregos na região da bacia do rio das Almas, centro goiano, pode ser observado como essa mudança na paisagem altera a comunidade de insetos aquáticos bentônicos. Em um primeiro momento não observamos mudanças no número de gêneros para diferentes tamanhos de rios. O aumento do impacto, principalmente na região ripária, leva a uma redução no número de gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. Comunidades em localidades impactadas são compostas de subconjuntos das comunidades em locais preservados, apresentando um padrão de aninhamento. Apesar da redução do número de gêneros em locais impactados a riqueza esperada pelo somatório das probabilidades de ocorrência dos gêneros em um determinado valor de integridade se mostra maior tanto em locais conservados como degradados. Assim a taxa de substituição de gêneros tende a ser maior em localidades muito impactadas e bem preservadas. A matriz ambiental no Cerrado é composta em grande parte por áreas já impactadas, o que explicaria essa grande quantidade de gêneros que vivem em locais degradados, através do simples efeito de área. Por último comparamos os resultados de dois índices usados para monitoramento ecológico de córregos, que visam observar tipos de impactos diferentes no ambiente. Não houve relação entre o Índice de Integridade de Habitat e um índice que mensura teor de poluição na água (BMWP'), indicando que existe a necessidade do uso dos dois em conjunto para um monitoramento efetivo.

Abstract

The Cerrado region is the second largest biome in Brazil, covering nearly 22% of the national territory. Due to a facility provided this biome for handling and cultivating the soil, the Cerrado has been suffering an intense change in its landscape, increasing the impact in all its natural systems. Through a systemized sampling of 101 streams in the Rio das Almas River Basin region, center of Goiás, it was observed how such change in landscape changes the community of benthonic water insects. Initially it was not observed changes in the number of genres for different river sizes. Impact raise, especially in the riparian zone leads to a reduction in the number of genres of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera. The communities in impacted streams are subsets of communities in pristine localities, showed a nestedness pattern. Despite the number of genres reduction in impacted locations, the expected richness expressed by the sum of the probability of genre occurrence in certain integrity value, is larger in preserved and degraded locations. Therefore, the genre substitution rate tends to be larger in very impacted and well preserved areas. The environmental matrix of the Cerrado is composed largely of already impacted areas, which explains this large number of genres that live in degraded locations through simple area effect. Ultimately, we compared the results of two indexes used for ecological monitoring purposes of streams, that aim to observe different impacts in the environment. There was no relation between the Index of Habitat Integrity and an index that measures the pollution in the water (BMPW'), indicating that there is a need to use the two together for an effective monitoring.

Introdução geral

“... Como todos os termos que são definidos o são por meio de outros termos, é claro que o conhecimento humano deve sempre se contentar em aceitar alguns termos como inteligíveis sem definição, de maneira a ter um ponto de partida.”

Russel, *Introdução à filosofia matemática*

Quando falamos de diversidade trabalhamos com o conceito de diferença, e diferença é um aparato mental que busca distinguir homogeneidade e heterogeneidade, alta e baixa entropia respectivamente (Vieira 2006). Por ser um exercício mental, o termo diversidade se torna complicado para ser compreendido e utilizado em sistemas que apresentam organismos vivos. A dificuldade repousa na premissa evolucionista darwiniana, que assume ancestralidade igual para todos os indivíduos, não existindo assim limites naturais entre as unidades de trabalho. Para contornar esse problema, a história natural utiliza como unidade, agrupamentos de indivíduos denominados espécie, apresentando morfologia e ancestralidade próxima (Simpson 1951).

A utilização do conceito de espécie gera reflexos na compreensão da diversidade em sistemas naturais. O processo de observação da diversidade é dividido em três etapas, a fenomenológica, a mensurativa e a mecanista (Shimida & Wilson 1985). Cada etapa corresponde a um grau de intimidade que a ciência ou o pesquisador possui com os padrões de interesse.

A etapa fenomenológica é caracterizada pela diferenciação dos componentes do sistema, como a distribuição das espécies nas comunidades tanto espacial como

temporalmente. Além do conhecimento da composição das comunidades outro aspecto importante é a visualização de padrões menos elaborados, tais como estrutura espacial e possíveis arranjos diferentes de espécies entre localidades distintas (Arita & Rodriguez 2004). Ultimamente, na ecologia vêm sendo elaboradas e testadas muitas ferramentas que visam observar tal faceta do fenômeno diversidade, entre elas as ordenações multivariadas e modelos que identificam e controlam estruturas espaciais nas relações ecológicas através da análise de possíveis correlações espaciais de resíduos (Diniz-Filho 2003). Procedimentos como esses permitem análises exploratórias mais consistentes e vêm demonstrado padrões antes não percebidos nos estudos da distribuição de espécies (Bini *et al.* 2009).

Após observar como é a disposição da diversidade, em um segundo momento ocorre a sumarização dos dados extraídos, onde a quantidade de espécies observadas se torna o alvo de inferências (Shimida & Wilson 1985). Nessa etapa, chamada de mensurativa, busca-se a compreensão dos padrões relacionados à contagem de unidades de trabalho, tais como riqueza de espécies. Entretanto, a contagem de espécies sofre influência do tamanho da unidade amostral (Preston 1948, Nekola 1999), sendo necessária uma clara distinção da escala de trabalho. A escala espacial influencia, pois as espécies com tamanhos distintos se diferem na detecção e utilização do espaço (MacArthur & Pianka 1966) criando padrões de ocorrências das espécies distintos (Jurasinski *et al.* 2009).

Os usos diferenciados pelas espécies geram padrões espaciais na distribuição da riqueza entre as comunidades (Patterson & Atmar 1986). Entre esses padrões, o aninhamento de comunidades vem sendo alvo de estudos cada vez mais intensivos. Padrões como aninhamento são inclusos na geometria fractal, pois existe a repetição do

padrão mesmo quando se muda a escala espacial (Mandelbrot 1982), necessitando a comparação entre escalas distintas.

A elaboração de hipóteses e teorias a respeito dos mecanismos que determinam os aspectos da diversidade se encontra na etapa mecanista. Nessa etapa as medidas contabilizadas anteriormente são relacionadas entre si, gerando interpretações e possíveis predições (Chalmers 1993). Nesse momento são criados modelos, tanto empíricos como teóricos, que buscam elucidar a distribuição dos organismos no espaço físico (Kingsland 1985, Ricklefs & Schluter 1993). Tal pensamento é a pedra chave da ecologia, já que essa ciência se iniciou norteadada na busca da compreensão dos padrões da distribuição dos diferentes tipos de organismos e mecanismos responsáveis por esses padrões (Grinnell 1924).

A ecologia busca uma teoria abrangente que possa descrever e prever de forma clara a distribuição de diversidade biológica. A criação do conceito do nicho multidimensional, e sua formulação a um conceito mais abstrato (Hutchinson 1957), possibilitaram definir a distribuição das espécies como resposta a condições eco-fisiológicas. As condições ambientais seriam representadas por um espaço n -dimensional, onde cada eixo se relaciona a um recurso ou condição. Através desse pensamento as espécies presentes em uma comunidade estariam relacionadas a processos determinísticos (Tuomisto *et al.* 2003), sendo assim um axioma para teorias dedutivas (Murray-Jr 2001).

Os sistemas naturais apresentam uma grande gama de espécies se interagindo, de forma que a ecologia necessitou de ferramentas que solucionassem o manejo dessa complexidade, sendo a modelagem matemática uma das alternativas viáveis. Na segunda metade do século XX a modelagem matemática em ecologia possuía duas grandes vertentes, uma de estilo livre (*free-style*), e outra orientada em explicações de

padrões. As duas possuem diferenças marcantes, principalmente na parte de previsão das teorias ecológicas, onde a primeira não leva em consideração escalas ou a testabilidade de suas predições, e a segunda busca apenas elucidar padrões observados empiricamente, totalmente dependentes de escalas. Como a última possuía grande potencial preditivo, mesmo com limitada generalidade, foi muito empregada para estudos ecológicos (El-Hani 2006).

A visão mais determinista para os modelos de ecologia de comunidades começa a surgir no início da década de 80. Essa nova visão buscava explicar os padrões através de processos ecológicos subjacentes e restrições dos organismos, tanto morfológicas como fisiológicas (Slobodkin 2001). Com a união das duas correntes de pensamento, determinista e a de padrões combinou-se os modelos teóricos com dados observados em campo, possibilitando uma maior generalização dos resultados. Porém processos contingentes, como as relações da diversidade local e regional, ainda são tratados de forma empírica devido a processos históricos que influenciam tanto na distribuição como nas interações entre os organismos (El-Hani 2006).

Nessa linha de raciocínio se encaixam as relações de espécie-área e de substituição de espécies entre locais distintos. Os estudos sobre esses temas acabam apenas voltando a linha de raciocínio fenomenológico (ou observação de padrões) impossibilitando a criação de estimativas para diversidade local e a sua mudança entre localidades. Hubbell (2001) com sua teoria unificada de diversidade e biogeografia propõem mecanismos que explicariam a diversidade e a manutenção da mesma em regiões observando a diversidade local. Sua teoria se tornou inovadora, visto que utilizou poucos parâmetros como migração e taxas demográficas das comunidades locais para modelar a diversidade regional. Entretanto, presume que a ocorrência das

espécies e, por conseguinte a composição da comunidade seria dependente apenas de processos estocásticos de colonização e mortalidade (Hubbell 1997).

Sua teoria é muito debatida, pois assume que as espécies de uma comunidade possuem uma mesma taxa de natalidade e mortalidade, o que as tornariam equivalentes ecológicos (Whitfield 2002, Pueyo 2006a, Pueyo 2006b). Caso seja assumida tal premissa, hipóteses que levem em consideração relações eco-fisiológicas entre organismos e o meio físico tornam-se secundárias para explicação de padrões da distribuição e abundância das espécies. Contudo, Hubbell assume que essa equivalência é *per capita* para as comunidades, já que os muitos organismos possuem requerimentos ambientais distintos, e o das diferenças específicas é zero. Outro ponto negativo da sua teoria unificada é o encaixe das distribuições das espécies utilizando apenas critérios matemáticos, com pouca definição de como os parâmetros estão relacionados à teoria ecológica vigente. Outra forma de explicar a distribuição de diversidade é a repartição da mesma entre diversidade local e sua mudança entre pontos distintos (Whittaker 1957). Como a teoria de Hubbell essa maneira de observar a distribuição dos organismos possui o problema de ser apenas um ajuste de uma equação para os bancos de dados biológicos, sem possuir claramente um relacionamento com a teoria ecológica.

Por apresentar baixa previsibilidade relacionado a alternância de espécies, a ecologia passa por um momento de questionamento profundo a respeito da utilidade, habilidade de previsão e fundamentos epistemológicos de suas teorias (Kingsland 1985, Weiner 1995). Esses questionamentos são comuns em qualquer ciência, e é vista como um amadurecimento e readequação de seus postulados a novas hipóteses (Chalmers 1993). Entretanto o episódio corrente de questionamento coincide com o rápido aumento de impactos ambientais, tanto em escalas locais, regionais e globais (Myers *et al.* 2000). Os estimadores ecológicos devem ser guiados por critérios claros e

inteligíveis para respostas de populações, comunidades e ecossistemas sob adversidades antropogênicas (Ellison 1996).

Muitos motivos são atribuídos a crise da ecologia, como a falta de recursos para pesquisas e coletas (Hilborn & Mangel 1997), um lapso na comunicação entre ecólogos teóricos e práticos (Kingsland 1985), ou mesmo a pouca adesão dos modelos teóricos com os dados coletados em campo (Hilborn & Mangel 1997). Os primeiros fatores se relacionam tanto a atividade científica como processos sociais inerentes a tal atividade dificultando a aquisição de financiamentos necessários (Kingsland 1985). A precária adequação dos modelos ecológicos e dados observados em campo podem ser explicados pela postura filosófico-analítica em que a ecologia foi pautada. A ecologia utiliza do método hipotético-dedutivo na construção de seu conhecimento e de suas possíveis predições, permitindo que os resultados de experimentos possam ser confrontados ao conhecimento a respeito do assunto (Hilborn & Mangel 1997).

O pensamento hipotético-dedutivo possui em sua estrutura o princípio que durante a formulação do conhecimento científico algumas lacunas são criadas, onde padrões sem explicações ainda não obtiveram explicações plausíveis à luz do argumento lógico (Bennet 1990). Tais lacunas devem ser preenchidas utilizando o conhecimento previamente concebido em outras circunstâncias, gerando-se assim hipóteses baseadas na teoria vigente. Cabe aqui lembrar que mesmo sendo uma ferramenta poderosa, a criação de hipóteses é relacionado ao estado do conhecimento anterior ao estudo, fundamentado em axiomas da teoria em questão, que por sua vez foram criadas por observações, testes ou mesmo aceitação como óbvia durante a construção de uma determinada ciência (Broad 1918). Entretanto, a biologia busca explicar padrões de complexa estrutura, dificultando a elaboração de conceitos simples e precisos (Shimida & Wilson 1985), de maneira que seus axiomas sejam corriqueiramente baseados em

observações. A complexidade dos sistemas biológicos pode ser explicada pelo enunciado de Taylor (Thomaz & Finney 1996), no qual qualquer sistema com múltiplas variáveis interdependentes possui padrões de trajetórias de fase complexos (por exemplo, tamanhos populacionais), inserindo um componente estocástico em relações determinísticas. O componente estocástico apresentaria a característica de ser proporcional a complexidade do sistema, onde muitas vezes pode possuir mesma escala do componente determinístico. Nesse contexto, o mecanismo hipotético-dedutivo torna-se de extrema importância, servindo de filtro para postulados errôneos, minimizando o componente de incerteza (de Finetti 1974).

O sistema mais difundido no método hipotético-dedutivo é a falseabilidade de Popper (Popper 1979). Nesse método, uma vez definida a hipótese para explicação da lacuna do conhecimento é necessário por a mesma a prova, visando corroborar sua consistência lógica. Tal procedimento deve ser usado de maneira que cada hipótese deva ser testada separadamente, não permitindo o teste de múltiplas hipóteses. A ferramenta analítica gerada para esse método foi a estatística Freqüentista, onde a hipótese é comparada a valores extremos que os dados podem apresentar caso a sua estrutura esteja relacionada à fatores quaisquer que não a hipótese de trabalho, ou mesmo a nenhum (Cohen & Sackrowitz 2003). O nome Estatística Freqüentista foi cunhado, pois o conceito de probabilidade assumido é restrita a fenômenos que podem ser medidos através frequências relativas (Kinas & Andrade 2008). O paradigma freqüentista (ou convencional) dominou as análises estatísticas na maior parte do século XX, onde grande parte desse avanço se deu por parte de brilhantes matemáticos e estatísticos que desenvolveram tanto seus conceitos teóricos e práticos.

A dinâmica freqüentista para o teste de uma hipótese começa com a estimativa do efeito e a intensidade que a proposição terá na estrutura de dados coletados, caso a

mesma esteja correta. Assim, cada hipótese é representada como um valor fixo na estimativa de parâmetros de um modelo matemático representativo da distribuição dos dados (Zar 1999). Entretanto, como dito anteriormente, o grau de precisão em ciências biológicas, principalmente na ecologia é proporcional a incerteza que os dados podem gerar, muitas vezes impossibilitando o cálculo preciso do valor para o parâmetro que cada hipótese possuiria. A maneira encontrada para essa imprecisão do parâmetro de interesse é adoção da metodologia da hipótese nula “zero” (McCarthy 2007), que consiste em testar se o parâmetro relacionado à hipótese de trabalho é distinto de zero, não importando qual valor ele possa assumir.

Entretanto tal postura coloca em questionamento a utilidade da hipótese nula, pois seu conceito prediz que a mesma deve ser construída através da teoria vigente. A falsificação da hipótese de trabalho tem uma importante consequência lógica do conhecimento até então formulado, não sendo somente uma atividade corriqueira (Underwood 1997). A utilização de hipóteses nulas “zero”, então, deve ser encarada não como testes a teoria, e sim testes a distribuição dos dados obtidos em experimentos frente ao acaso probabilístico (Johnson 1999, Anderson *et al.* 2000).

A fragilidade apresentada pela dinâmica Popperiana no fazer da ciência, principalmente vinculado ao atrelamento entre a teoria e os testes de suas hipóteses, induziu aos programas pensarem em outras maneiras para a atividade científica. Paralelamente a Popper, outros filósofos propuseram outras maneiras de pensar e entender como a ciência funciona tanto no sentido social como operacional. Entre eles destacamos Polanyi com sua “república da ciência” e Lakatos usando os programas de pesquisa científica (Hilborn & Mangel 1997). A principal característica da proposta desses pensadores é a geração de múltiplas hipóteses de trabalho competidoras. Segundo Feynman, a ciência é o processo para o aprendizado sobre a natureza onde

idéias competem sobre como o mundo funciona são comparadas contra observações (Feynman 1965, 1985).

No método de múltiplas hipóteses deve haver muitas explicações para os fenômenos observados e a escolha deve ser pautada na consistência com os dados. Lakatos argumenta que o valor de uma teoria deve ser medido na habilidade de gerar novas predições e prover com explicações elegantes e simples o conhecimento (Lakatos 1978). Seguindo esse raciocínio, a rejeição de uma hipótese só pode ser aceita quando existe outra que possa assumir o seu lugar, normalmente, sendo escolhida aquela com melhor poder explicativo (Chamberlain 1890).

O contexto de múltiplas hipóteses torna o pensamento Freqüentista frágil e com dinâmica pouco aplicável. Como forma de manusear um sistema com múltiplas perguntas a inferência Bayesiana vem se mostrando eficiente (Gelman *et al.* 1995). Na abordagem Bayesiana as hipóteses são testadas através de respostas diretas aos questionamentos, calculando-se as probabilidades de proposições alternativas, à luz de todas as informações disponíveis (Paulino *et al.*, 2003). Assim, a hipótese com maior valor de probabilidade relativo a adesão do modelo inferencial com os dados é considerada como aquela mais plausível para o fenômeno em questão.

O uso da inferência Bayesiana vem sendo ampliada na ecologia devido à singularidade que essa ciência apresenta na estimação de parâmetros justamente pelo grande número de interações (Gelman *et al.* 1995 e Kinas & Andrade 2010). Os dois pontos principais que justificam o uso desse paradigma estatístico diz respeito as características que estudos ecológicos observacionais possuem que não se enquadram a inferência clássica da estatística: Probabilidade do fenômeno e Replicabilidade do experimento. Na abordagem Freqüentista a probabilidade é um atributo intrínseco e intuitivo do fenômeno, algo difícil de mensurar ou mesmo que elaborar

matematicamente quando o sistema em questão é fruto de relações interativas e possui elementos contingenciais, dificultando a construção de distribuições de probabilidades referenciais (Gelman *et al.* 1995). Como na abordagem clássica a probabilidade é entendida como atributo, a mesma pode ser verificada quando o experimento é repetido inúmeras vezes, outra prerrogativa de difícil aplicabilidade em problemas ecológicos, pois é impossível repetir 1000 vezes as condições idênticas aos fenômenos em questão (Andrade & Kinas 2008).

Além da vantagem do teste múltiplo de hipóteses existe na inferência Bayesiana a possibilidade de incorporação de toda a informação previamente estabelecida, o que estabelece uma ligação forte entre a teoria vigente com os testes de hipóteses. A estatística Freqüentista em contraste, os métodos forçam a ignorar qualquer informação relevante além dos contidos nos dados (McCarthy 2007). A flexibilidade da inferência Bayesiana principalmente nas relações não-lineares facilita o seu uso no teste dos modelos matemáticos voltados para a ecologia. Os resultados na inferência Bayesiana também apresentam resultados que naturalmente atinge a assíntota nas suas distribuições, algo normalmente não observado na estatística Freqüentista (McCarthy 2007). Assim, o uso da inferência Bayesiana permite os testes diretos das hipóteses estabelecidas pelas teorias, sem necessitar de outros mecanismos indiretos para apoiar ou não um determinado conceito (Andrade & Kinas 2008). A flexibilidade, resposta direta e estável as perguntas são características que facilitam o uso da inferência Bayesiana na modelagem matemática em ecologia (Roque *et al.* 2007).

A tese aqui apresentada possui enfoque na distribuição da diversidade de insetos aquáticos em córregos no Cerrado. Para elucidar questões inerentes aos padrões observados foram utilizados métodos de modelagem linear como não-lineares, usando assim a inferência Bayesiana. A tese foi dividida em quatro trabalhos, sendo todos

apresentando independência na sua elaboração, mas podem ser visualizados como fragmentos que quando juntos descrevem com clareza a estrutura das comunidades estudadas. O primeiro consiste em uma análise exploratória dos dados, onde será observada a estrutura espacial de ocorrência das espécies. No segundo trabalho será testada a influência da modificação do ambiente sobre a estrutura da assembléia na escala de córregos, focado em escala local. Em um terceiro trabalho busca-se relacionar o impacto ambiental com a taxa de substituição de espécies entre os córregos, sendo assim trabalhada em uma escala espacial maior. E por último, relacionamos os valores encontrados com outros índices de qualidade de água realizados na região, de forma observar se a metodologia é complementar a trabalhos de monitoramento.

O Cerrado é a segunda maior formação vegetal brasileira, e corresponde a uma área de aproximadamente 22% do território nacional (Ribeiro & Valter 1998), com área de 196.776.853 ha., sendo responsável por 5% da biodiversidade mundial (Oliveira & Marquis 2002). Em virtude dessa riqueza, e da alta pressão antrópica a que vem sendo submetido, o Cerrado é um dos hotspots mundiais de biodiversidade (Myers *et al.* 2000). Dentre as principais ameaças à biodiversidade estão duas atividades econômicas: a monocultura de grãos, como a soja e a pecuária extensiva (Duarte & Theodoro 2002).

Segundo Shuvartz & Antunes (2006), apenas 2,8% da área core do Cerrado está protegida em forma de unidades de conservação federais. A conservação *in situ* desse Bioma possui 20 unidades de proteção integral e 131 de uso sustentável, embora saibamos que estes números representam pouco na conservação da vasta biodiversidade do Cerrado. No que se refere às unidades de conservação de âmbito estadual, Goiás possui aproximadamente 3,06% de áreas protegidas. Somando-se as unidades de conservação federais e estaduais, tem-se que 4,79% (0,92% como área de proteção

integral e 3,87% como uso sustentável) do Cerrado goiano são demarcados oficialmente como unidades de conservação (Baldino & Oliveira 2006).

Referências bibliográficas

- Anderson D.R., Burnham K.P. & Thompson W.L. (2000) Null hypothesis testing: problems, prevalence and an alternative. *Journal of Wildlife Management*, **64**, 912-23.
- Andrade H.A. & Kinas P.G.(2008) Inferência em ecologia: comentários e um exemplo. *Atlântica*, **30**, 147-160.
- Arita, H.T., & Rodriguez P. (2004) Local-regional relationships and the geographical distribution of species. *Global Ecology and Biogeography* **13**, 15-21.
- Baldino J.M. & Oliveira L.G. (2006) *I Conferência Estadual de Meio Ambiente. Cerrado: Preservação e Desenvolvimento*. Goiânia, GS Gráfica.
- Bennet J.H. (1990) *Statistical inference and analysis selected correspondence of R. A. Fisher*. Oxford: Oxford University Press.
- Bini L.M., Diniz-Filho J.A.F., Rangel T.F.L.V.B., Akre T.S.B., Albaladejo R.G., Albuquerque F.S., Aparicio A., Araújo M.B., Baselga J.B., Bellocq M.I., Böhning-Gaese K., Borges P.A.V., Castro-Parga I., Chey V.K., Chown S.L., De Marco P., Dobkin D.S., Ferrer-Castán D., Field R., Filloy J., Fleishman E., Gómez J.F., Hortal J., Iverson J.B., Kerr J.T., Kissling W.D., Kitching I.J., León-Cortés J.L., Lobo J.M., Montoya D., Morales-Castilla I., Moreno J.C., Oberdorff T., Olalla-Tárraga M.A., Pausas J.G., Qian H., Rahbek C., Rodrigues M.A., Rueda M., Ruggiero A., Sackmann P., Sanders N.J., Terribile L.C., Vetaas O.R. & Hawkins B.A. (2009) Coefficient shifts in geographical ecology: an empirical evaluation of spatial and non-spatial regression. *Ecography*, **32**, 193-204.
- Broad C. (1918) On the relation between induction and probability. *Mind*, **27**, 398-404.
- Chalmers A. F. (1993) *O que é ciência afinal?* 1º edição. Editora Brasiliense, Brasília.
- Chamberlain T.C. (1890) The method of multiple working hypothesis. *Science*, **15**, 92-103.
- Cohen A. & Sackrowitz H.B. (2003) Methods of reduction loss of efficiency due to discreteness of distributions. *Statistical Methods in Medical Research*, **12**, 23-36.
- de Finetti B.D. (1974) *Theory of probability (Volume 1)*. Chichester: Wiley.
- Diniz-filho J.A.F., Bini L.M. & Hawkins B.A. (2003) Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global Ecology & Biogeography*, **12**, 53-64.
- Duarte L.M.G., & Theodoro S.H. (2002) *Dilemas do Cerrado*. Rio de Janeiro, Garamound
- El-Hani C.N. (2006) Generalizações ecológicas. *Oecologia Brasiliensis*, **10**, 17-68.
- Ellison A.M. (1996) An introduction to Bayesian inference for ecological research and environmental decision-making. *Ecological Applications*, **6**, 1036-1046.
- Feynman R.P. (1965) *The character of physical laws*. MIT press, Massachusetts.

- Feynman R.P. (1985) *Surely you're joking Mr. Feynman*. W. W. Norton and Sons, New York.
- Gelman A., Carlin J.B., Stern H.S. & Rubin D.B. (1995) *Bayesian data analysis*. Chapman & Hall, London.
- Grinnell J. (1924) Geography and evolution. *Ecology*, **5**, 225-229.
- Hilborn R. & Mangel M. (1997) *The ecological detective*. Monographs in Population Biology. Princeton University Press, New Jersey.
- Hubbell S.P. (1997) A unified theory of biogeography and relative species abundance and its application to tropical rain forests and coral reefs. *Coral Reefs*, **16**, S9-S21.
- Hubbell S.P. (2001) *The unified neutral theory of Biodiversity and Biogeography*. 1^o edição. Princeton University Press, Princeton and Oxford.
- Hutchinson G.E. (1957) Population Studies - Animal ecology and demography - Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, **22**, 415-427.
- Jurasinski G., Retzer V. & Beierkuhnlein C. (2009) Inventory, differentiation, and proportional diversity: a consistent terminology for quantifying species diversity. *Oecologia*, **159**, 15-26.
- Johnson D.H. (1999). The insignificance of statistical significance testing. *Journal of Wildlife Management*, **63**, 763-772.
- Kingsland S.E. (1985) *Modeling nature: episodes in the history of population ecology*. 1^o edição. University of Chicago Press, Illinois.
- Kinas P.G. & Andrade H.A. (2010) *Introdução à análise bayesiana (com R)*. maisQnadapress, Porto Alegre.
- Lakatos I. (1978) *The methodology of scientific research programmes*. Cambridge University Press, New York.
- MacArthur R.H. & Pianka E.R. (1966) On optimal use of a patchy environment. *American Naturalist*, **100**, 603-620.
- Mandelbrot B. (1982) *The fractal geometry of nature*. W. H. Freeman. San Francisco.
- McCarthy M.A. (2007) *Bayesian methods for ecology*. Cambridge press, New York.
- Murray Jr B.G. (2001) Are ecological and evolutionary theories scientific? *Biological Review*, **76**, 255-289.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B. & Kent J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853-858.
- Nekola J.C. & White P.S. (1999) The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, **26**, 867-878.
- Oliveira P.S. & Marquis R.J. (2002) *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. Columbia University Press, New York.
- Patterson B.D. & Atmar W. (1986) Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagoes. *Biological Journal of the Linnean Society*, **28**, 65-82.
- Paulino C.D., Turkman M.A.A. & Murteira B. (2003) *Estatística bayesiana*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.

- Popper K. (1979) *Objective knowledge*. Cambridge University Press, New York.
- Preston F.W. (1948) The commonness and rarity of species. *Ecology*, **29**, 254-283.
- Pueyo S. (2006a) Diversity: between neutrality and structure. *Oikos*, **112**, 392-405.
- Pueyo S. (2006b) Self-similarity in species-area relationship and in species abundance distribution. *Oikos*, **112**, 156-162.
- Ribeiro J.F. & Valter B.M. (1998) Fitofisionomia do Bioma Cerrado, pp 89-152. In: Sano S.M. & Almeida S.P. (eds.) *Cerrado: ambiente e flora*. Embrapa Cerrados, Planaltina.
- Ricklefs R.E. & Schluter D. (1993) Species diversity: regional and historical influences, pp 350-363. In Ricklefs R.E. & Schluter D. (eds.) *Species diversity in ecological communities. Historical and geographical perspectives*. University of Chicago Press, Chicago.
- Roque F.O, Trivinho-Strixino S., Milan L. & Leite J.G. (2007) Chironomid species richness in low-order streams in the Brazilian Atlantic Forest: a first approximation through a Bayesian approach. *Journal of North American Benthological Society*, **26**, 221-231.
- Shmida A. & Wilson M.V. (1985) Biological Determinants of Species-Diversity. *Journal of Biogeography*, **12**, 1-20.
- Shuvartz M. & Antunes E.C. (2006) Cerrado: unidades de conservação federais, PP 133-152. In: Guimarães L.D., Silva M.A.D. & Anacleto, T.C. (eds.) *Natureza viva Cerrado: caracterização e conservação*. Editora UCG, Goiânia.
- Simpson G.G. (1951) The Species Concept. *Evolution*, **5**, 285-298.
- Slobodkin L.B. (2001) The good, the bad and the reified. *Evolutionary Ecology Research*, **3**, 1-13.
- Thomas Jr G.B. & Finney R.L. (1996) *Calculus and Analytic Geometry*. Addison Wesley, New York.
- Tuomisto H., Ruokolainen K. & Yli-Halla M. (2003) Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forests. *Science*, **299**, 241-244.
- Underwood A.J. (1997) *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Vieira J A. (2006) Complexidade e conhecimento científico. *Oecologia Brasiliensis*, **10**, 10-16.
- Weiner J. (1995) On the Practice of Ecology. *Journal of Ecology*, **83**, 153-158.
- Whitfield J. (2002) Ecology: Neutrality versus the niche. *Nature*, **417**, 480-481.
- Whittaker R.H. (1957) Recent evolution of ecological concepts in relation to the eastern forests of North-America. *American Journal of Botany*, **44**, 197-206.
- Zar J.H. (1999) *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey.

Capítulo escrito com referências nas normas da revista Freshwater Biology

Capítulo 1: *Relações ambientais e estrutura espacial das comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em córregos de Cerrado do Brasil Central*

“(...) Nessa medida, a primeiridade é presente e imediata, ela é inicialmente original, espontânea e livre, precedendo toda síntese e diferenciação.”

Primeiro princípio da semiótica

Introdução

Observar a estrutura espacial de comunidades biológicas é de fundamental importância para se compreender fenômenos ecológicos (Gaston, 2000). Ao desconsiderar a relação existente entre a ocorrência dos organismos e distância geográfica, um estudo pode indicar conclusões errôneas (Bini *et al.*, 2009). Em corpos de água doce corrente, as teorias predizem que a estrutura espacial das comunidades biológicas está relacionada ao tamanho do rio, uma vez que a entrada de energia no sistema é alterada com o aumento do canal (Leopold & Maddock, 1953), pois a estrutura de comunidades é fortemente determinada por variações energéticas do sistema (Vannote *et al.* 1980).

Em córregos de menor tamanho (e.g. córregos de cabeceira) a entrada de energia ocorre basicamente pelo aporte de matéria orgânica oriunda da vegetação ripária. Por outro lado, a maior parte da energia presente em rios grandes é proveniente da produção primária decorrente da maior incidência de luz no corpo de água (Kaushik & Hynes, 1971; Fisher, 1977). A variação na forma com que a energia é disponibilizada induz a uma substituição de espécies de produtores secundários, pois diferentes formas de energia são processadas e manipuladas por mecanismos espécie-específicos distintos (Vannote *et al.*, 1980).

Indivíduos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT, Insecta) têm grande destaque em estudos ecológicos de córregos, pois apresentam um amplo espectro de espécies adaptadas a condições ambientais distintas (e.g. formas de energia disponível, tamanho do corpo d'água, integridade de habitat; Merritt & Cummins, 1996; Poff, 1997; Bispo *et al.*, 2004; Barquin & Death, 2006; Hawkins *et al.*, 1997; Vinson & Hawkins, 2003; McCreadie & Adler, 2006). De tal forma é esperado encontrar mudanças na composição e na riqueza de espécies das assembléias frente a diferentes estruturas de habitat.

Entretanto, a distribuição das espécies de insetos aquáticos é determinada não somente pela maneira como a energia entra no sistema, mas principalmente por gradientes ambientais (Poff, 1997; Vinson & Hankins, 1997). Tais gradientes podem ser em escalas locais, como variações nos valores de parâmetros físico-químicos (Poff, 1997; Bispo *et al.*, 2004; Barquin & Death, 2006), da integridade ambiental (Petersen, 1992; Buss *et al.*, 2004; Silveira *et al.*, 2005; Baptista *et al.*, 2007), ou de escalas geográficas maiores, como bacias de drenagem com solos distintos (Hawkins *et al.*, 1997; Vinson & Hawkins, 2003; McCreadie & Adler, 2006).

Os gradientes ambientais se relacionam fortemente com o arranjo espacial em que as comunidades se encontram, e em uma rede de drenagem segue o modelo hortoniano de bacias hidrográficas (Langbein & Leopold, 1966), com o decréscimo do porte dos canais em função geométrica do número de canais no sistema. O modelo estabelece que a proximidade média entre os canais de mesmo tamanho tende a aumentar junto ao incremento de seu porte (Klink, 1981), de maneira que córregos menores tendem a serem mais próximos entre si quando comparados a rios grandes. Assim, pela proximidade geográfica, córregos menores teriam uma maior probabilidade

de trocas de indivíduos, quando comparados a rios maiores, o que implica em uma maior similaridade entre as suas comunidades (Hall *et al.*, 1980).

Utilizando tais premissas testamos hipóteses relacionadas à distribuição dos gêneros de EPT em córregos do Cerrado brasileiro, relacionando-as ao tamanho do canal, à posição geográfica e ao grau de impacto antrópico nos córregos. As hipóteses principais são: 1) córregos com a mesma largura de canal, em média possuem uma mesma quantidade de gêneros; 2) a riqueza de gêneros em um córrego é relacionada a variáveis físico-químicas e quantidade de impactos a qual o córrego está submetido; e por último 3) as mudanças nas comunidades de insetos aquáticos ocorrem de maneira similar entre as suas ordens representantes. As hipóteses apresentadas possuem um forte componente espacial, e como a distribuição dos córregos é naturalmente estruturada no espaço, foi necessária a utilização de filtros na detecção de estruturas espaciais nos dados.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado em 101 córregos na bacia do Rio das Almas, localizadas na região central do estado de Goiás, Brasil (Figura 1). Essa bacia hidrográfica apresenta áreas degradadas, com predomínio de intensas atividades agrícolas e de pecuária, elevado índice de desmatamento e assoreamento, e áreas com pouca ação antrópica (Anjos, 2008). De acordo com a classificação de Köppen, o clima na região de estudo é tropical Aw, e apresenta um período seco com duração de cinco meses (maio a setembro), com temperaturas médias anuais variando de 24 a 28°C, com máximas entre 29 e 33°C e mínimas variando de 18 a 22°C. A precipitação pluviométrica na região varia entre 1650 e 1850mm (INMET, 2011).

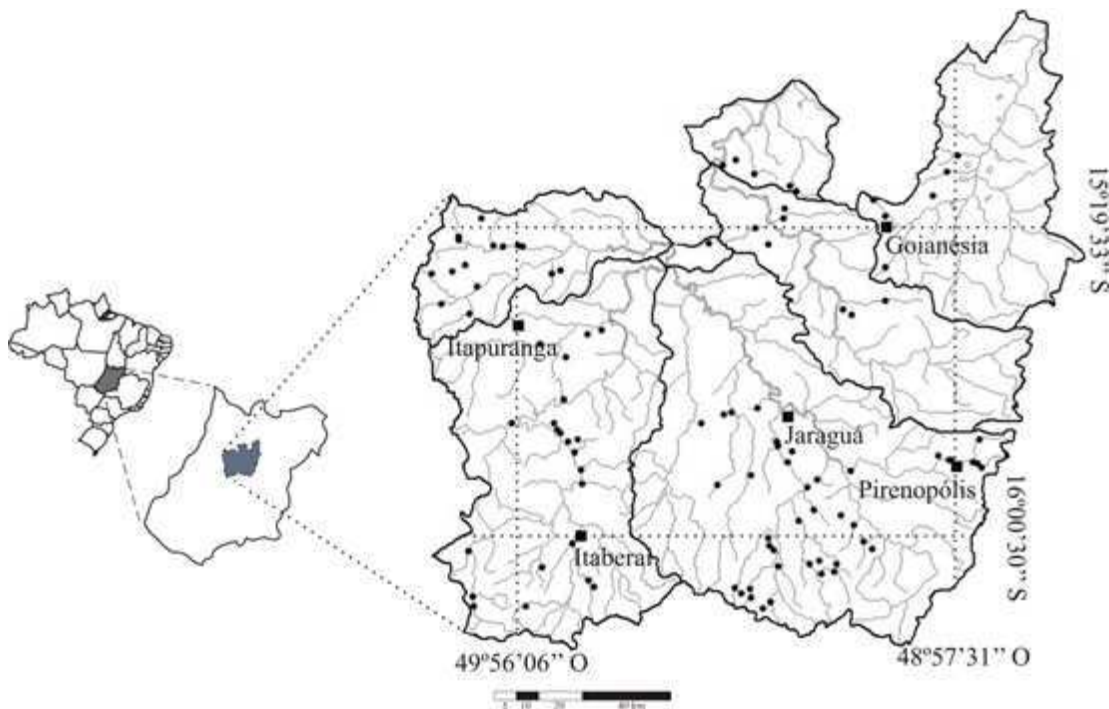


Figura 1 – Pontos amostrais para insetos aquáticos na bacia do Rio das Almas no Estado de Goiás, no período de agosto a outubro de 2008.

Amostragem

A entomofauna bentônica, caracterizada pelas ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), foi coletada no período de agosto a outubro de 2008, em quatro micro-habitats distintos: vegetação marginal, pedras, folhiço de fundo e areia. Uma peneira de 0,025 mm de abertura foi utilizada por 15 minutos para cada micro-habitat, totalizando uma hora por ponto. Esse método de amostragem foi escolhido por não apresentar desvio na composição da comunidade frente a processos de amostragem mais exaustivos (Chiasson, 2009). Para caracterizar os corpos d'água amostrados, as seguintes variáveis ambientais foram obtidas por local: pH, condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$) e vazão do canal (m^3/s).

Caracterização do uso da terra e integridade de habitat

Os pontos amostrados foram caracterizados quanto ao uso da terra e à integridade de habitat através do protocolo de Nessimian *et al.* (2008), que propõe 12

parâmetros capazes de refletir as condições ambientais do córrego e do seu entorno. Esse protocolo pode ser adaptado a diferentes biomas e possibilita uma análise rápida e eficaz do ambiente. Para o desenvolvimento desse estudo, foi necessário adaptar o parâmetro F1 (ver Nessimian, 2008) para largura da mata ciliar, pois o bioma Cerrado apresenta naturalmente vegetação ripária menor quando comparada à da região amazônica (Ab'Sáber, 2003). Seguindo o protocolo proposto, foram obtidos valores com variação de 0 a 1, onde 1 indica pouca alteração de habitat e 0 muita alteração. Esses valores constituem o Índice de Integridade de Habitat (IIH).

Análise de dados

Neste trabalho utilizamos inferência Bayesiana como uma forma de evitar a elevada probabilidade de encontro de erro tipo II, inerente à realização de múltiplos testes de hipóteses, quando utilizado o paradigma clássico (Dunnett, 1955; Shaffer, 1995). Calculamos intervalos de credibilidade (IC; 95%) dos parâmetros de interesse, usando a re-amostragem por relevância. Segundo o teorema de Monte Carlo, a dualidade entre parâmetros calculados por amostragem e estimados a partir de uma distribuição, prediz que os valores encontrados para o IC correspondam a um intervalo de alta probabilidade de encontrar o valor real do parâmetro de interesse (Andrade & Kinas, 2008). Isso permite a inferência segura de um parâmetro estocástico de interesse em modelos destinados a testes de hipóteses (Gelman *et al.*, 1995).

Para estimar a riqueza de gêneros de EPT, utilizamos variáveis ambientais (IIH, pH, condutividade e largura do canal, e estrutura espacial) como preditoras, e a variável abundância total amostrada em cada ponto como co-fator de amostragem. Padronizamos as variáveis preditoras em uma distribuição com média 0 e desvio padrão 1 (z), de modo que todas influenciaram o modelo igualmente. Utilizamos o método de coordenadas principais para matrizes de vizinhança (PCNM, também conhecido como filtros

espaciais baseados em vetores) para avaliar a estrutura espacial e criar preditores espaciais em pequena e em larga escala (Griffith & Peres-Neto, 2006). A PCNM extrai auto-vetores (chamados filtros) capazes de descrever todas as diferentes estruturas espaciais que os dados podem apresentar em diferentes escalas (Diniz-Filho & Bini, 2005).

Reduzimos o número de variáveis preditoras em dois momentos para evitar a inflação do ajuste de um modelo que é acompanhada por um aumento na complexidade da interpretação dos resultados quando inserimos mais variáveis preditoras em sua estrutura analítica (Hilborn & Mangel, 1997). No primeiro momento, reduzimos as variáveis através de uma PCA, resumindo os valores de pH e condutividade, e no segundo, na seleção da quantidade de filtros espaciais a serem usados. Utilizamos os escores do primeiro eixo da PCA como a variável representativa das condições físico-químicas do córrego. Selecionamos o número de filtros a serem usados para representar a estrutura espacial através de modelos lineares nos quais utilizamos os filtros como preditores para a riqueza de gêneros tanto para EPT como para as ordens separadamente, e também para as variáveis ambientais. Utilizamos nas análises os filtros com parâmetros lineares importantes nessas relações.

Testamos dois modelos lineares, com as variáveis padronizadas e os filtros selecionados, para estimar da riqueza de EPT. Elaboramos o primeiro modelo com as variáveis IIIH, largura de canal, o primeiro eixo da PCA, a abundância local, e os filtros espaciais. O segundo modelo elaboramos com as mesmas variáveis do primeiro, porém com a inserção da interação entre o IIIH e abundância. Como utilizamos diferentes modelos para explicar a riqueza de gêneros, foi necessária a comparação entre os dois para identificar o mais fidedigno aos dados e simples no número de parâmetros (Akaike, 1974). Para essa comparação o Critério Informativo Bayesiano (BIC) foi usado, pois

esse critério apresenta flexibilidade de utilização e resultados satisfatórios assintóticos (Schwarz, 1978). Os valores de R^2 dos modelos foram calculados a fim de verificar o grau de explicação dos dados pelos parâmetros estimados, visualizando o ajuste dos modelos (Nagelkerke, 1991).

Separamos as matrizes de abundância dos gêneros de EPT por ordens e calculamos a distância biótica pelo índice de Sorensen (Faith *et al.*, 1987) para estimar as mudanças na composição das faunas entre locais. Como a ocorrência de gêneros da ordem Plecoptera foi limitada a 70% dos locais amostrados, excluímos esse componente de EPT, pois as estimativas do índice se tornariam pouco confiáveis. Os valores dos índices de Sorensen representam a proporção não compartilhada da comunidade (Krebs, 1999), e varia entre os valores de 0 a 1, necessitando ser transformados através da função Logit em valores que vão de menos infinito a mais infinito (McCarthy, 2007). Após a transformação estabelecemos um modelo linear entre as matrizes de similaridade de Ephemeroptera e Trichoptera. Uma crítica a respeito de modelos baseados em matrizes de distâncias é a falta de independência entre as amostras estatísticas, reduzindo o poder de inferência (Manly, 2008). Entretanto, o método de estimativas de IC's diminui esse problema, pois calculamos os valores dos intervalos do parâmetro de interesse com base em distribuições a priori, e não no número de observações (Kinas & Andrade, 2010).

Resultados

A abundância de insetos aquáticos variou de 0 a 279 ($93,72 \pm 55,48$) indivíduos por córrego, e a riqueza média de 0 a 25 ($14,36 \pm 5,40$) gêneros por ponto. Amostramos um total de 16.464 indivíduos coletados em 78 gêneros, sendo Ephemeroptera representado por 43, Trichoptera 31 e Plecoptera 4 gêneros. A variável largura de rio foi a que mais variou, seguida da condutividade (Tabela 1). O IHH apresentou valores

medianamente variáveis e o pH apresentou valores mais constantes (Tabela 1). O primeiro eixo da PCA utilizada para sintetizar as variáveis pH e condutividade compreendeu 81% da variância, servindo de um bom substituto para as mesmas.

Tabela 1 – Valores médios e coeficiente de variação das variáveis ambientais amostrada em Agosto a Outubro de 2008, em 101 córregos na bacia do Rio das Almas, Goiás, Brasil.

Variável	Média	Coefficiente de Variação
Largura de canal (m)	3,20	1,04
Condutividade ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	86,64	0,57
PH	0,54	0,41
pH	7,40	0,08

Selecionamos os dois primeiros filtros do PCNM para representar dois padrões distintos de estrutura espacial (Figura 2). O primeiro filtro atribuiu valores similares a pontos próximos e refletiu uma estrutura espacial em pequena escala. O segundo eixo atribuiu valores similares a pontos mais distantes e assim construiu uma estrutura espacial em larga escala. Os dois filtros representam fidedignamente padrões espaciais esperados, pois local amostrado não apresentou nenhum tipo de gradiente claramente observado, por estar inserido em um único Bioma e por apresentar pouca variação de altitude (Anjos, 2008).

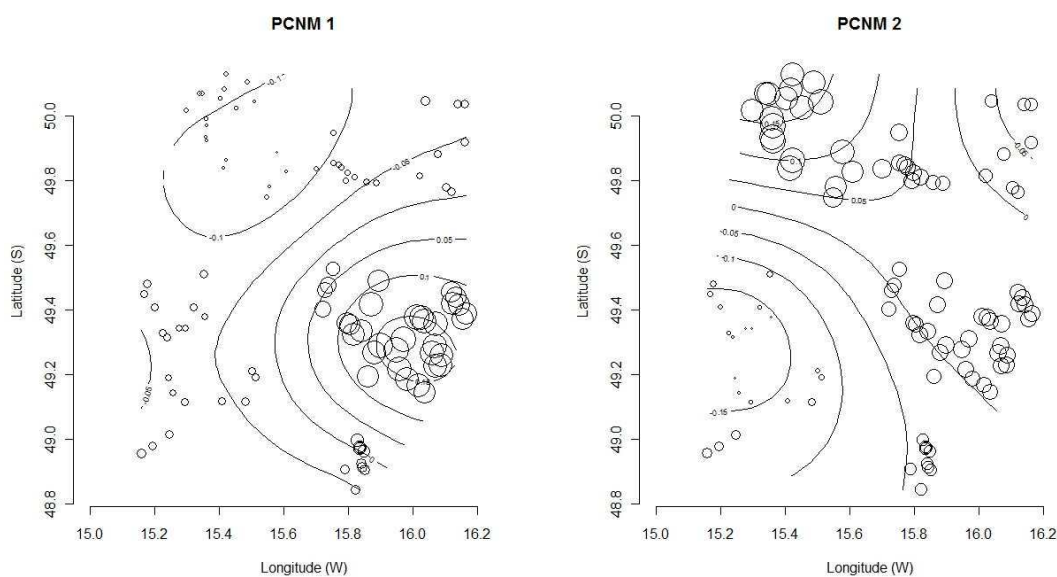


Figura 2 – Digramas demonstrativos dos padrões gerados pelos eixos (filtros) 1 e 2 do PCNM para os pontos amostrais na bacia do Rio das Almas. Tamanhos dos círculos correspondem à proximidade estipulada para os pontos no eixo.

Observando os IC's das variáveis utilizadas para a estimativa do número de gêneros da comunidade de EPT, percebe-se que o primeiro filtro espacial foi importante (IC diferente de zero), padrão similar encontrado para os gêneros de Ephemeroptera isoladamente (Tabela 2). Para toda a comunidade (EPT) e para Ephemeroptera, o poder explicativo do modelo foi muito baixo ($R^2 = 0,07$ e $0,072$, respectivamente) apesar das relações com o eixo 1 demonstrarem que a distribuição dos gêneros está atrelada a padrões espaciais em pequena escala. O número de gêneros de Trichoptera e Plecoptera não exibiu associação com os padrões espaciais. As variáveis largura de canal, IIIH e variações físico-químicas, foram constantes mesmo a distâncias elevadas (Tabela 3). A falta de estrutura dos parâmetros ambientais permite sua utilização nos modelos para predição do número de gêneros sem perda do poder de inferência estatística.

Tabela 2 – Quartis dos parâmetros entre a riqueza de gêneros e os filtros geográficos em diferentes unidades da comunidade de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera na bacia do Rio das Almas.

Parcela da comunidade	Parâmetro	2,5%	Média	97,5%	R ²
Total	Intercepto	13,316	14,337	15,359	0,070
	PCNM1*	-23,573	-13,169	-2,764	
	PCNM2	-4,445	5,984	16,413	
Ephemeroptera	Intercepto	7,096	7,750	8,405	0,072
	PCNM1*	-14,381	-7,933	-1,485	
	PCNM2	-1,867	4,650	11,168	
Trichoptera	Intercepto	5,156	5,614	6,072	0,035
	PCNM1	-8,783	-4,115	0,553	
	PCNM2	-3,004	1,679	6,364	
Plecoptera	Intercepto	0,728	0,842	0,956	0,024
	PCNM1	-1,740	-0,584	0,571	
	PCNM2	-1,843	-0,692	0,458	

* Valores de parâmetros probabilisticamente diferentes de zero

Tabela 3 – Quartis dos parâmetros da relação das variáveis ambientais com os filtros geográficos para a bacia do Rio das Almas

Variável	Parâmetro	2,5%	Média	97,5%	R ²
Largura de canal	Intercepto	2,575	3,187	3,800	0,012
	PCNM1	-4,778	1,529	7,836	
	PCNM2	-9,343	-3,152	3,038	
IIH	Intercepto	0,509	0,552	0,596	0,035
	PCNM1	-0,732	-0,301	0,129	
	PCNM2	-0,724	-0,283	0,158	
FQ	Intercepto	-10,213	0,092	10,398	0,041
	PCNM1	-61,445	44,354	150,154	
	PCNM2	-204,285	-99,785	4,715	

IIH – Índice de integridade de habitat; FQ – Primeiro eixo da PCA com pH e condutividade

O número de gêneros de toda a comunidade de EPT foi melhor modelado utilizando a interação entre a abundância de indivíduos coletados e a integridade de habitat (Tabela 4). Convém ressaltar que o parâmetro da interação entre abundância e IIH apresentou um valor negativo, demonstrando uma relação antagonista entre essas duas variáveis. Quando as variáveis ambientais foram introduzidas no modelo para explicar a quantidade de gêneros, a importância do primeiro filtro espacial foi perdida, e a variação físico-química da água não teve importância nesse modelo (tabela 4).

Tabela 4 – Seleção do melhor modelo para o número de gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera nos córregos da bacia do Rio das Almas

Modelo	Parâmetro	2,5%	Média	97,5%	R ²	BIC
2	Intercepto	13,808	14,598	15,388	0,492	594,762
	PCNM1	-15,315	-7,199	0,915		
	IIH*	0,379	1,274	2,169		
	FQ	-0,009	0,007	0,023		
	LC	-0,895	-0,104	0,685		
	Abundância*	1,916	2,781	3,645		
	IIH X Abundância*	-2,122	-1,274	-0,426		
1	Intercepto	13,542	14,339	15,136	0,445	598,997
	PCNM1	-15,965	-7,454	1,056		
	IIH*	0,234	1,133	2,033		
	FQ	-0,013	0,003	0,020		
	LC	-0,784	0,044	0,874		
	Abundância*	2,058	2,954	3,851		

* Valores de parâmetros probabilisticamente diferentes de zero.

IIH – Índice de integridade de habitat; FQ – Primeiro eixo da PCA com pH e condutividade; PCNM1 – Primeiro filtro espacial; LC – Largura do córrego.

O padrão encontrado para toda comunidade de EPT foi observado também para as ordens Trichoptera e Plecoptera separadas (Tabelas 5 e 6), entretanto o coeficiente da

interação entre abundância e IIIH apresentou uma reduzida importância para o modelo. Apesar da diferença dos valores de BIC entre os dois modelos ser pequena, tanto no modelo da comunidade inteira como nas ordens Trichoptera e Plecoptera, escolhemos o segundo modelo, no qual os valores de R^2 foram melhores. Isso indica um ajuste mais correto aos dados coletados. Entretanto, observamos a queda do valor de R^2 nos modelos quando as ordens foram analisadas separadamente, comparadas ao valor do modelo com a comunidade de EPT (Tabelas 4, 5, 6 e 7). Tal padrão complexo pode ser resultado de repostas distintas dos gêneros que compõem as comunidades.

Tabela 5 – Seleção do melhor modelo para o número de gêneros de Trichoptera nos córregos da bacia do Rio das Almas

Modelo	Parâmetro	2,5%	Média	97,5%	R^2	BIC
2	Intercepto	5,350	5,747	6,143	0,349	449,333
	IIIH*	0,244	0,672	1,099		
	FQ	-0,001	0,006	0,014		
	LC	-0,630	-0,232	0,166		
	Abundância*	0,584	1,000	1,415		
	IIIH X Abundância*	-1,027	-0,617	-0,207		
1	Intercepto	5,204	5,612	6,021	0,289	453,549
	IIIH*	0,255	0,701	1,147		
	FQ	-0,002	0,005	0,013		
	LC	-0,566	-0,152	0,261		
	Abundância*	0,453	0,887	1,320		

* Valores de parâmetros probabilisticamente diferentes de zero.

IIIH – Índice de integridade de habitat; FQ – Primeiro eixo da PCA com pH e condutividade; PCNM1 – Primeiro filtro espacial; LC – Largura do córrego.

Tabela 6 – Seleção do melhor modelo para o número de gêneros de Plecoptera nos córregos da bacia do Rio das Almas

Modelo	Parâmetro	2,5%	Média	97,5%	R^2	BIC
2	Intercepto	0,802	0,902	1,002	0,392	157,167
	IIIH*	0,059	0,169	0,278		
	FQ*	-0,004	-0,002	-0,001		
	LC	-0,140	-0,047	0,045		
	Abundância*	0,111	0,235	0,360		
	IIIH X Abundância*	-0,252	-0,149	-0,046		
1	Intercepto	0,747	0,841	0,935	0,336	161,279
	IIIH*	0,094	0,203	0,312		
	FQ*	-0,004	-0,002	-0,001		
	LC	0,120	-0,022	0,074		
	Abundância*	0,026	0,131	0,237		

* Valores de parâmetros probabilisticamente diferentes de zero.

IIIH – Índice de integridade de habitat; FQ – Primeiro eixo da PCA com pH e condutividade; PCNM1 – Primeiro filtro espacial; LC – Largura do córrego.

A ordem Ephemeroptera apresentou o menor valor de BIC para o modelo sem interação entre abundância e IIIH, indicando-o como melhor modelo a ser selecionado (Tabela 7). Nesse modelo os coeficientes relacionados ao IIIH e à abundância apresentaram valores positivos. Entretanto, o coeficiente da abundância apresentou valores próximos ao dobro do relacionado ao IIIH, indicando um possível efeito de amostragem. O primeiro modelo, apesar de ter sido selecionado como o melhor, apresenta uma queda no poder explicativo, visto que o valor de ajuste (R^2) apresentou uma queda quanto comparado ao segundo modelo.

Tabela 7 – Seleção do melhor modelo para o número de gêneros de Ephemeroptera nos córregos da bacia do Rio das Almas

Modelo	Parâmetro	2,5%	Média	97,5%	R^2	BIC
1	Intercepto	7,183	7,750	8,316	0,327	525,900
	PCNM1	-10,133	-4,254	1,624		
	IIIH*	0,055	0,669	1,282		
	FQ	-0,008	0,003	0,014		
	LC	-0,386	0,184	0,756		
	Abundância*	1,094	1,679	2,264		
2	Intercepto	7,171	7,738	8,305	0,347	527,419
	PCNM1	-9,983	-4,296	1,390		
	IIIH*	0,379	1,274	2,169		
	FQ	-0,009	0,007	0,023		
	LC	-0,895	-0,104	0,685		
	Abundância*	1,916	2,781	3,645		
	IIIH X Abundância*	-2,122	-1,274	-0,426		

* Valores de parâmetros probabilisticamente diferentes de zero.

IIIH – Índice de integridade de habitat; FQ – Primeiro eixo da PCA com pH e condutividade; PCNM1 – Primeiro filtro espacial; LC – Largura do córrego.

A similaridade entre as composições das ordens Ephemeroptera e Trichoptera apresentaram-se relacionadas, de maneira que localidades que compartilham os mesmos gêneros de uma ordem possuem uma alta probabilidade de compartilhar gêneros da outra ordem (Coeficiente de relação=0,480, $IC_{superior}$ =0,503; $IC_{inferior}$ =0,456 e R^2 =0,241). A relação entre as similaridades das ordens foi não-linear, onde os extremos (valores próximos a zero e a um) apresentaram ou uma queda acelerada ou aumento rápido na similaridade das comunidades (Figura 3). Os IC estimados para localidades com baixos valores do índice de Sorensen foram maiores em comparação ao restante do modelo,

representando uma maior variação entre a possibilidade de similaridade ou não dos gêneros das ordens distintas.

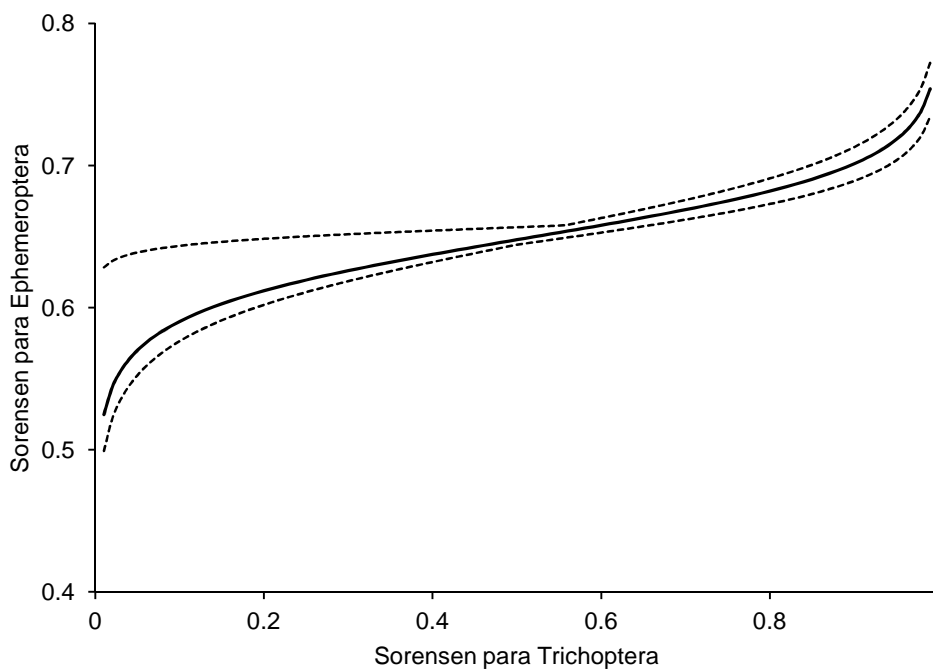


Figura 3 – Relação entre os valores dos índices de similaridade das comunidades de Ephemeroptera e Trichoptera coletadas na bacia do Rio das Almas. A linha sólida representa a média estimada no modelo e as linhas tracejadas os intervalos de credibilidade inferior e superior para 95%.

Discussão

O número de gêneros de insetos aquáticos, em um primeiro momento, apresentou distribuição espacialmente estruturada, e foi relacionado principalmente à pequenas distâncias entre os córregos na região central do Cerrado brasileiro. Tal padrão é normalmente esperado para estudos sobre distribuição da diversidade em unidades amostrais que permitem troca de indivíduos entre si (Diniz-Filho *et al.*, 2003). Entretanto, a estrutura espacial apresentou uma baixa importância na predição da distribuição dos gêneros de EPT, visto o baixo valor de ajuste do modelo e consecutiva perda de importância do seu parâmetro, quando as variáveis ambientais foram introduzidas como preditoras do número de gêneros.

A observação de como as variáveis ambientais se comportam no espaço é de extrema importância na ecologia, pois a utilização de parâmetros estruturados espacialmente leva à perda de informação das amostras no modelo. Isso altera de maneira prejudicial à adesão dos valores estimados aos observado, o que por sua vez modifica a verossimilhança para o teste de hipóteses (Edwards, 1972). Nenhum dos filtros espaciais selecionados para análise não estruturam as variáveis ambientais, evidenciando uma possível falta de gradiente ou mesmo de auto-correlação espacial para os dados utilizados. A falta de auto-correlação é importante em estudos onde o espaço pode ser uma fonte de estruturação, pois a distância espacial entre os pontos amostrais entraria no modelo como uma fonte “silenciosa” de ruído no ajuste, interferindo no poder de inferência do mesmo (Legendre *et al.*, 2008).

O número de gêneros da comunidade de EPT não apresentou relação com a largura do canal, mesmo quando cada ordem foi analisada separadamente. Tal resultado é similar ao encontrado em córregos de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro (Baptista *et al.*, 1998). Por outro lado, a relação entre a integridade de habitat e o número de gêneros foi clara, denotando importância no estado de preservação da vegetação ripária em córregos para a conservação da entomofauna aquática no Cerrado brasileiro. O aumento de sedimentação, bem como a redução na quantidade da entrada de matéria orgânica proveniente da vegetação ripária ocasionado por impactos antrópicos reduzem a quantidade de micro-habitats disponíveis e também a quantidade de energia a ser processada no córrego (Vannote *et al.*, 1980). Tais processos levam a uma menor heterogeneidade do habitat ou até mesmo podem gerar locais com habitats impróprios à sobrevivência das espécies (Wood & Armitage, 1997; Nerbone & Vondracek, 2001; Sparovek & Schnug, 2001; Zweig & Rabeni, 2001; Davies *et al.*, 2005).

Os melhores modelos para toda a comunidade (EPT) e apenas os gêneros das ordens Trichoptera e Plecoptera foram aqueles que introduziam uma relação entre a integridade de habitat e a abundância total de indivíduos coletados. A abundância de indivíduos é relacionada à produtividade aproveitável de um sistema. Por exemplo, grande parte dos gêneros tropicais de Ephemeroptera e Trichoptera utilizam matéria orgânica grossa (Tomanova *et al.*, 2006), material predominante em córregos prístinos de cabeceira. Entretanto, quando a principal fonte de impactos é a perda de cobertura vegetal a produtividade primária aumenta em consequência do aumento da entrada de luz solar (Caissie, 2006). O aumento na produtividade primária normalmente é acompanhado da elevação na abundância numérica e de biomassa no córrego (Rosenzweig, 1995), podendo permitir a coexistência de um maior número de *taxa*.

A interação foi importante no modelo, pois o valor negativo de coeficiente indica que localidades onde a integridade é boa o número de espécies tende a ser alto. Entretanto, se a localidade possuir um grande número de indivíduos, a ocupação por novos gêneros é dificultada, por não existirem espaços ambientais ou físicos disponíveis. Assim a colonização por novos *taxa* é reduzida. O grande número de interações ou mesmo a possibilidade que todos habitats já estejam ocupados, pode ser um dos processos relacionados a essa dificuldade na ocupação de novos gêneros.

Os riachos analisados nesse trabalho estão enquadrados em sistemas lóticos de 1ª a 4ª ordem e possuem uma forte influência e dependência da energia proveniente de matéria alóctone. Segundo o conceito de Continuum fluvial (RCC) (Vannote *et al.*, 1980), em bacias de drenagem sob condições naturais os valores de riqueza de espécies podem ser descritos por uma curva normal, onde seu pico se encontra em trechos médios. Tal hipótese descreve de maneira coerente sistemas lóticos de regiões temperadas no hemisfério norte (Statzner & Higler, 1985). Entretanto não observamos

alteração no número de gêneros analisados, indicando um desvio dos pressupostos do RCC, assim como mostra outros trabalhos realizados em sistemas do hemisfério sul, principalmente na Nova Zelândia e Nova Guiné (Winterborn *et al.*, 1981; Dudgeon, 1994; Johnson *et al.*, 1995). A história evolutiva distintas dos principais grupos que compõem as comunidades nos hemisférios norte e sul (Boyero *et al.*, 2009), junto a características ambientais diferentes, e.g. uma maior predominância da região tropical no sul (Moulton, 2010), pode gerar a diferença entre os padrões da estrutura da comunidade de insetos aquáticos.

O tamanho do rio pode não expressar de maneira confiável o ambiente físico circundante (Statzner & Higler, 1985), fator esse confirmado nesse estudo. Deve ainda ser considerada as condições particulares de sua morfologia, como litologia e inclinação, e características de estresse hídrico decorrentes da geomorfologia da rede hidrográfica. O nível de impacto antrópico na região da bacia hidrográfica também é considerado um importante fator na estrutura de comunidades (Karr, 1999), visto que mudanças na paisagem levam a alterações nas ciclagens de matéria e fluxos de energia (Caissie, 2006). O conceito de RCC é fortemente vinculado ao fluxo de energia em um sistema lótico, onde a ocorrência de vegetação ripária fechada em córregos de cabeceira é essencial. Entretanto, a bacia do Rio das Almas apresenta uma heterogeneidade de ambientes, ocorrendo desde ambientes preservados até localidades impactadas, favorecendo que o padrão de distribuição espacial dos gêneros apresente um desvio do previsto pelo RCC.

As teorias propostas para a distribuição das espécies de insetos aquáticos possuem visões opostas sobre os processos estabilizadores (Reice, 1994). Uma das visões prediz que as comunidades são fortemente estruturadas por interações bióticas de acordo com as variações ambientais e temporais, o que formariam comunidades bem

estabelecidas e independentes. Por outro lado, a biota seria um agrupamento de espécies oportunistas, sobrevivendo e aumentando suas populações à medida que condições favoráveis estão disponíveis. O RCC funciona como um elo entre as duas teorias, pois estabelece que as espécies aproveitem ambientes favoráveis quando os mesmos estão disponíveis. Entretanto, a distribuição desses ambientes se dá de forma estruturada espacialmente de acordo com a dinâmica do processamento da energia.

Alguns trabalhos anteriores na região de Cerrado (Bispo & Oliveira, 1998) e Mata Atlântica (Baptista *et al.*, 1998) observaram essa adequação das comunidades bentônicas ao gradiente de aumento de largura dos canais, corroborando um dos pressupostos do RCC. Entretanto, tais trabalhos foram feitos em localidades bem conservadas, onde a influência antrópica foi mínima, diferente do presente trabalho, fortalecendo o argumento que mudanças ambientais levam a mudanças tanto na estrutura da comunidade bem como na maneira que a mesma utiliza o ambiente.

As bacias hidrográficas impactadas possuem dinâmicas energéticas e ciclos de matéria alterados (Karr, 1997; Karr, 1999), onde a principal mudança é a perda relativa da importância que o material alóctone tem em córregos de cabeceira, favorecendo que componentes distintos das comunidades inseridas nesses sistemas tenham padrões similares em sua relação com o ambiente. As ordens Ephemeroptera e Trichoptera apresentaram mudanças de comunidades concordantes entre locais distintos. Os mecanismos propostos para a explicação de concordância entre duas comunidades são: respostas similares aos gradientes ambientais ou interações bióticas entre as comunidades concordantes (Grenouillet *et al.*, 2008). Os estudos sobre a concordância entre peixes e aves demonstraram que essas comunidades respondem similarmente a fatores ambientais, tais como profundidade e posição geográfica do lago, e não sobre processos de interações bióticas em si (Paszkowski & Tonn, 2000). Muitos organismos

aquáticos mostram padrões de distribuição geográfica similar correspondendo a variações climáticas ao longo dos gradientes de latitude e longitude em ambientes temperados (Heino, 2002).

A comunidade de EPT na bacia do rio das Almas foi relacionada a alterações na integridade física dos córregos, como o estado de conservação da mata ciliar e grau de mudança no leito do córrego, e não a fatores tradicionalmente observados em ecologia de insetos aquáticos (e.g. variáveis físico-químicas e localização geográfica). Esse resultado surge como um desvio em relação ao esperado pelos modelos vigentes em ecologia de sistemas lóticos, principalmente relacionado à riqueza de gêneros. O desvio pode ter sido gerado pelos impactos que esses sistemas sofrem, ou porque ambientes tropicais podem funcionar de maneiras distintas de regiões temperadas onde essas teorias foram criadas. Entretanto, a mudança ocorre de maneira similar em todas as ordens, visto a concordância dos gêneros que as compõem. Os padrões encontrados no trabalho reforçam o argumento criado nessa última década, que sugere uma mudança nos modelos existentes para a distribuição de organismos aquáticos de ambientes lóticos de maneira a incluir sistemas lóticos de regiões tropicais (Boyero *et al.*, 2009; Moulton, 2010).

Referências bibliográficas

- Ab'Sáber A. (2003). *Os domínios de natureza no Brasil: Potencialidades paisagísticas*. Ateliê Press, São Paulo.
- Akaike H. (1974) A new look at the statistical model identification. *IEEE TransactionsonAutomaticControl*, **19**, 716-723.
- Andrade H.A. & Kinas P.G.(2008) Inferência em ecologia: comentários e um exemplo. *Atlântica*, **30**, 147-160.
- Anjos H.O. (2008) *Riscos ambientais na delimitação de áreas potenciais para corredores ecológicos na sub-bacia hidrográfica do Rio das Almas (Goiás)*. PHD Thesis. DEF/UnB, Brasília.

- Baptista D.F., Buss D.F., Dorvillé L.F.M. & Nessimian J.L. (1998) O conceito de continuidade de rios é válido para rios de mata atlântica do sudeste do Brasil? *Oecologia Brasiliensis*, **5**, 209-222.
- Baptista D.F., Buss D.F., Egler M., Giovanelli A., Silveira M.P. & Nessimian J.L. (2007) A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, **575**, 83-94.
- Barquin J. & Death R.G. (2006) Spatial patterns of macroinvertebrate diversity in New Zealand springbrooks and rithral streams. *Journal of the North American Benthological Society*, **25**, 768-786.
- Bini L.M., Diniz-Filho J.A.F., Rangel T.F.L.V.B., Akre T.S.B., Albaladejo R.G., Albuquerque F.S., Aparicio A., Araújo M.B., Baselga J.B., Bellocq M.I., Böhning-Gaese K., Borges P.A.V., Castro-Parga I., Chey V.K., Chown S.L., De Marco P., Dobkin D.S., Ferrer-Castán D., Field R., Filloy J., Fleishman E., Gómez J.F., Hortal J., Iverson J.B., Kerr J.T., Kissling W.D., Kitching I.J., León-Cortés J.L., Lobo J.M., Montoya D., Morales-Castilla I., Moreno J.C., Oberdorff T., Olalla-Tárraga M.A., Pausas J.G., Qian H., Rahbek C., Rodrigues M.A., Rueda M., Ruggiero A., Sackmann P., Sanders N.J., Terribile L.C., Vetaas O.R. & Hawkins B.A. (2009) Coefficient shifts in geographical ecology: an empirical evaluation of spatial and non-spatial regression. *Ecography*, **32**, 193-204.
- Bispo P.C. & Oliveira L.G. (1998) Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. *Oecologia Brasiliensis*, **5**, 175-189.
- Bispo P.C., Oliveira L.G., Crisci-Bispo V.L. & Sousa K.G. (2004) Environmental factors influencing distribution and abundance of trichopteran larvae in central Brazilian mountain streams. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **39**, 233-237.
- Boyero L., Ramírez A., Dudgeon D. & Pearson R.G. (2009) Are tropical streams really different? *Journal of the North American Benthological Society*, **28**, 397-403.
- Buss D.F., Baptista D.F., Nessimian J.L. & Egler M. (2004) Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia*, **518**, 179-188.
- Caissie D. (2006) The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, **51**, 1389-1406.
- Chiasson A. (2009) Bootstrapping to investigate the effect of number of macroinvertebrate samples on confidence limits of the mean. *Environmental Monitoring and Assessment*, **149**, 53-59.
- Davies P.E., McIntosh P.D., Wapstra M., Bunce S.E.H., Cook L.S.J., French B. & Munks S.A. (2005) Changes to headwater stream morphology, habitats and riparian vegetation recorded 15 years after pre-Forest Practices Code forest clearfelling in upland granite terrain, Tasmania, Australia. *Forest Ecology and Management*, **217**, 331-350.
- Diniz-Filho J.A.F., Bini L.M. & Hawkins B.A. (2003) Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global Ecology and Biogeography*, **12**, 53-64.

- Diniz-Filho J.A.F. & Bini L.M. (2005) Modelling geographical patterns in species richness using eigenvector-based spatial filters. *Global Ecology and Biogeography* **14**, 177–185.
- Dudgeon D. (1994) The influence of riparian vegetation on macroinvertebrate community structure and functional organization in six New Guinea streams. *Hydrobiologia*, **294**, 65-85.
- Dunnett, C.W. (1955) A multiple comparisons procedure for comparing several treatments with a control. *Journal of the American Statistical Association*, **50**, 1096-1121.
- Edwards A.W.F. (1972) *Likelihood*. The John Hopkins university press, London.
- Faith D.P, Minchin P.R. & Belbin, L. (1987) Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio*, **69**, 57–68.
- Fisher S.G. (1977) Organic matter processing by a stream-segment ecosystem: Fort River, Massachusetts, U.S.A. *International Review of Hydrobiologia*, **62**, 701-727.
- Gaston K.J. (1994) *Rarity*. Chapman & Hall, Londres.
- Gaston K.J. (2000) Global patterns in biodiversity. *Nature*, **405**, 220-227.
- Gelman A., Carlin J.B., Stern H.S. & Rubin D.B. (1995) *Bayesian data analysis*. Chapman & Hall, London.
- Grenouillet G., Brosse S., Tudeque L., Lek S., Baraille Y. & Loot G. (2008) Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. *Diversity and Distributions*, **14**, 592–603.
- Griffith D.A. & Peres-Neto P.R. (2006) Spatial modeling in ecology: the flexibility of eigenfunction spatial analyses. *Ecology*, **87**, 2603–2613.
- Hall R.J., Waters T.F. & Cook E.F. (1980) The role of drift dispersal in production ecology of a stream mayfly (*Trichorythodes atratus*). *Ecology*, **61**, 37-43.
- Hawkins C.P., Hogue J.N., Decker L.M. & Feminella J.W. (1997) Channel morphology, water temperature, and assemblage structure of stream insects. *Journal of the North American Benthological Society*, **16**, 728-749.
- Heino J. (2002) Concordance of species richness patterns among multiple freshwater taxa: a regional perspective. *Biodiversity and Conservation*, **11**, 137-147.
- Hilborn R. & Mangel M. (1997) *The ecological detective*. Monographs in Population Biology. Princeton University Press, New Jersey.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Normais Climatológicas. (2011) www.inmet.gov.br.
- Johnson B.L., Richardson W.B. & Naimo T.J. (1995) Past, present and future concepts in large river ecology. *BioScience*, **45**, 134-141.
- Karr J.R. (1997) Biological monitoring: essential foundation for ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*, **3**, 993-1004.
- Karr J.R. (1999) Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, **41**, 221-234.
- Kaushik N.K. & Hynes H.B.N. (1971) The fate of dead leaves that fall into streams. *Archives of Hydrobiologia*, **68**, 465-515

- Kinas P.G. & Andrade H.A. (2010) *Introdução à análise bayesiana (com R)*. maisQnadapress, Porto Alegre.
- Krebs C.J. (1999) *Ecological Methodology*. Addison Wesley Longman.
- Klink H.J. (1981) *Geoecologia e regionalização natural*. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Langbein W.B. & Leopold L.B. (1966) River meanders – theory of minimum variance. *U.S. Geological Surv. Prof. Pap.*, **422**, 1-15.
- Legendre P., Bordard D. & Peres-Neto P. (2008) Analyzing or explaining beta diversity? Comment. *Ecology*, **89**, 3238–3244.
- Leopold L.B. & Maddock JrT. (1953) The hydraulic geometry of streams channels and some physiographic implications. *U.S. Geological Surv. Prof. Pap.*, **252**, 1-57.
- Manly B.J.F. (2008) *Métodos estatísticos multivariados: uma introdução*. Artmed press, Porto Alegre.
- McCarthy M.A. (2007) *Bayesian methods for ecology*. Cambridge press, New York.
- McCreadie J.W. & Adler P.H. (2006) Ecoregions as predictors of lotic assemblages of blackflies (Diptera: Simuliidae). *Ecography*, **29**, 603-613.
- Merritt R.W. & Cummins K.W. (1996) *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall / Hunt Publishing Company, Dubuque.
- Moulton T.P. (2010) Tropical stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, **29**, 773-774.
- Nagelkerke N.J.D. (1991) A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika*, **78**, 691-692.
- Nerbonne B.A. & Vondracek B. (2001) Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates, and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. *Environmental Management*, **28**, 87-99.
- Nessimian J.L., Venticinque E.M., Zuanon J., De Marco P., Gordo M., Fidelis L., Batista J.D. & Juen L. (2008) Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, **614**, 117-131.
- Paszkowski C.A. & Tonn W.M. (2000) Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canada: the relative importance of environmental and biotic factors. *Freshwater Biology*, **43**, 421-437.
- Petersen R.C. (1992) The RCE - a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology*, **27**, 295-306.
- 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.
- Reice S.R. (1994) Nonequilibrium determinants of biological community structure. *American Scientist*, **82**, 424-435.
- Resh V.H., & Rosenberg D.M. (1984) *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publish., NY.
- Rosenzweig M.L. (1995) *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

- Schwarz G. (1978) Estimating the dimension of a model. *The annals of statistics*, **6**, 461-464.
- Shaffer, J.P. (1995) Multiple Hypothesis Testing. *Annual Review of Psych*, **46**, 561-584.
- Silveira M.P., Baptista D.F., Buss D.F., Nessimian J.L. & Egler M. (2005). Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, **101**, 117-128.
- Sparovek G. & Schnug E. (2001) Temporal erosion-induced soil degradation and yield loss. *Soil Science Society of America Journal*, **65**, 1479-1486.
- Statzner B. & Higler B. (1985) Questions and comments on the River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **42**, 1038-1044.
- Tomanova S., Goitia E. & Helesic J. (2006) Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, **556**, 251-264.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., & Cushing C.E. (1980) River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**, 130-137.
- Vinson M.R. & Hawkins C.P. (2003) Broad-scale geographical patterns in local stream insect genera richness. *Ecography*, **26**, 751-767.
- Winterbourn M.J., Rounick J.S. & Cowie B. (1981) Are New Zealand stream ecosystem really different? *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **15**, 321-328
- Wood P.J. & Armitage P.D. (1997) Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, **21**, 203-217.
- Zweig L.D. & Rabeni C.F. (2001) Biomonitoring for deposited sediment using benthic invertebrates: a test on 4 Missouri streams. *Journal of the North American Benthological Society*, **20**, 643-657.

*Capítulo escrito com referências nas normas da revista Insect Conservation and
Diversity*

Capítulo 2: A importância de gêneros raros nos padrões de aninhamento e modularidade em córregos impactados

“Secundidade é quando o sujeito lê com compreensão e profundidade o conteúdo da ocorrência de um fenômeno.”

Segundo princípio da semiótica

Introdução

Entender como os impactos antrópicos modificam padrões de organização de comunidades biológicas é imperativo para entender e minimizar as atuais taxas de perda de espécies e habitats no mundo atual. O impacto ambiental ocasionado pela ação humana normalmente leva a extinções locais de populações, principalmente de espécies bionomicamente suscetíveis a “stress” ambiental (Valle, 1995; Wang *et al.*, 2001; Munzbergova, 2006). Assim, medidas relativas às comunidades presentes, como riqueza de espécies e curvas de distribuição de abundância refletem o *stress* ambiental (Poff, 1997; Hawkins *et al.*, 1997; Vinson & Hawkins, 2003; Bispo *et al.*, 2004; Barquin & Death, 2006; McCreadie & Adler, 2006).

Pouco se sabe quais efeitos das alterações ambientais em medidas estruturais de comunidades, apesar de o assunto ser muito estudado e debatido (Bonada *et al.* 2006). Padrões como aninhamento e modularidade são fortemente relacionados a características ecológicas das espécies e por isso refletem fatores aos qual a comunidade está sujeita (Wright & Reeves 1992; Almeida-Neto *et al.* 2008). O aumento do impacto em sistemas naturais normalmente é acompanhado por uma redução na riqueza de espécies, e sobrevivência de *taxa* resistentes o *stress* ambiental (Petersen, 1992; Buss *et al.*, 2004; Silveira *et al.*, 2005; Baptista *et al.*, 2007). A seletividade de espécies frente a um impacto, teoricamente gerará um padrão aninhado em escalas regionais, pois as

comunidades sob grandes impactos ambientais serão subconjuntos de comunidades em locais íntegros (Patterson, 1986; Patterson & Atmar, 1986).

Por outro lado, impactos ambientais podem não se mostrar claros em uma menor escala espacial (Strogatz, 2001), pois mudanças na integridade ambiental interferem na seleção do habitat pelas espécies (Ward, 1992). Em localidades bem preservadas, a separação distinta dos habitats cria subunidades na comunidade, pois as espécies estarão espacialmente distribuídas de acordo com as suas preferências ecológicas (Olesen *et al.*, 2007). A ocorrência de distúrbios localmente levaria a uma redução na modularidade da comunidade, pois os distúrbios afetam com menor intensidade espécies com maior amplitude de nicho (Guimerà & Amaral, 2005).

Estruturas interativas como aninhamento e modularidade são determinadas pelo número de espécies em uma comunidade e a quantidade de relações que elas apresentam (Newman, 2003). As relações entre as espécies são reflexos de características da história natural das espécies, já que essas características interferem diretamente na escolha de habitat pelo *taxon* (Southwood, 1977). A raridade de uma espécie é reflexo de sua utilização do ambiente (Gaston, 1994; Gaston *et al.*, 2000), sendo a parcela rara importante na estrutura de comunidades (Marchant, 2002; McCreadie & Adler 2008; Siqueira *et al.*, 2011). Entretanto, apesar da importância e serem comumente observadas, poucos estudos buscaram identificar a influência que as espécies raras têm em padrões como aninhamento e modularidade.

Utilizando a comunidade das formas imaturas das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), amostradas em córregos da bacia do Rio das Almas na região central do Cerrado brasileiro, testamos hipóteses relacionadas aos padrões de aninhamento e modularidade encontrados. A comunidade de EPT foi escolhida por apresentar duas características adequadas a estudos relativos a impactos antrópicos,

sensibilidade a distúrbios (Barquin & Death, 2006), e espécies com alta especificidade ao tipo de substrato onde ocorrem (Petren *et al.*, 1993). A primeira hipótese testada é a ocorrência de um padrão aninhado das comunidades de EPT em córregos do Cerrado, onde as comunidades sob influência de impactos antrópicos são subconjuntos de comunidades em córregos preservados. A segunda hipótese é relacionada à distribuição dos gêneros de EPT na escala do córrego, na qual a perda de integridade de habitats leva a redução da modularidade encontrada entre os habitats presentes. Devido à importância que os *taxa* raros podem possuir na estrutura da comunidade, as duas hipóteses foram testadas com ou sem os gêneros raros.

Metodologia

Área de estudo

O estudo foi realizado em 101 córregos na bacia do Rio das Almas, localizadas na região central do estado de Goiás, Brasil (Figura 1). Essa bacia hidrográfica apresenta áreas degradadas, com predomínio de intensas atividades agrícolas e de pecuária, elevado índice de desmatamento e assoreamento, e áreas com pouca ação antrópica (Anjos, 2008). De acordo com a classificação de Köppen, o clima na região de estudo é tropical Aw, e apresenta um período seco com duração de cinco meses (maio a setembro), com temperaturas médias anuais variando de 24 a 28°C, com máximas entre 29 e 33°C e mínimas variando de 18 a 22°C. A precipitação pluviométrica na região varia entre 1650 e 1850mm (INMET, 2011).

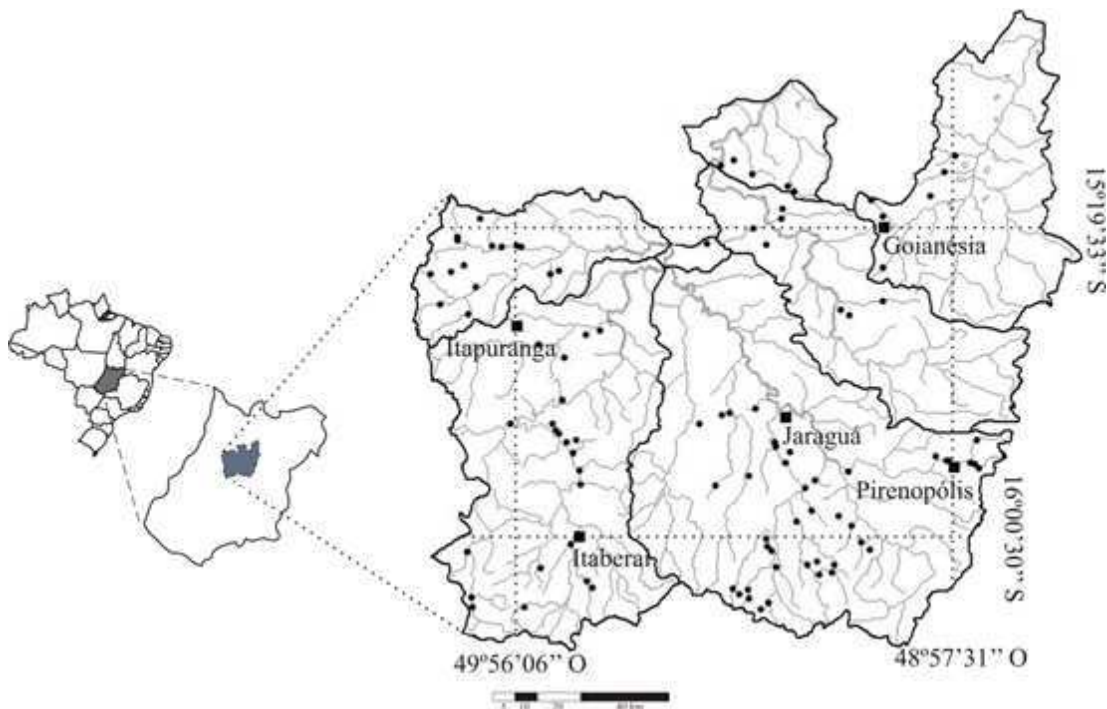


Figura 1 – Pontos amostrais para insetos aquáticos na bacia do Rio das Almas no Estado de Goiás, no período de agosto a outubro de 2008.

Amostragem

A entomofauna bentônica, caracterizada pelas ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), foi coletada no período de agosto a outubro de 2008, em quatro micro-habitats distintos: vegetação marginal submersa (composta por raízes e plantas aquáticas), pedras, folhiço de fundo e areia. Uma peneira de 0,025 m² de abertura com malha de 0,2 mm foi utilizada por 15 minutos para cada micro-habitat, totalizando uma hora por ponto. Esse método de amostragem foi escolhido por não apresentar desvio na composição da comunidade frente a processos de amostragem mais exaustivos (Chiasson, 2009).

Caracterização do uso da terra e integridade de habitat

Os pontos amostrados foram caracterizados quanto ao uso da terra e à integridade de habitat através do protocolo de Nessimian *et al.* (2008), que propõe 12 parâmetros capazes de refletir as condições ambientais do córrego e do seu entorno.

Esse protocolo pode ser adaptado a diferentes biomas e possibilita uma análise rápida e eficaz do ambiente. Para o desenvolvimento desse estudo, foi necessário adaptar o parâmetro F1 (ver Nessimian, 2008) para largura da mata ciliar, pois o bioma Cerrado apresenta naturalmente vegetação ripária menor quando comparada à da região amazônica (Ab'Sáber, 2003). Seguindo o protocolo proposto, foram obtidos valores com variação de 0 a 1, onde o maior valor indica pouca alteração de habitat. Esses valores constituem o Índice de Integridade de Habitat (IIH).

Análise de dados

As duas hipóteses elaboradas nesse trabalho utilizaram contabilizando ou não os gêneros raros, sendo necessário então, estabelecer o quão raro é um gênero. A definição de gêneros raros é um critério muitas vezes subjetivo em trabalho de ecologia, por isso utilizamos um critério relativo a nossa amostragem, no qual o gênero é considerado raro quando aparece em menos de 10% dos córregos (Gaston, 1994). Esse critério enquadra o gênero de acordo com a distribuição geográfica do sem o efeito da abundância, eliminando o efeito de falhas amostrais na classificação da raridade para um *taxon*.

A inferência bayesiana foi utilizada nesse trabalho no testes das hipóteses, já que seu uso na ecologia vem crescendo devido à singularidade que essa ciência apresenta na estimação de parâmetros (ver Gelman *et al.* 1995 e Andrade & Kinas 2008). Os intervalos de credibilidade (IC; 95%) para os parâmetros de interesse foram calculados usando a re-amostragem por relevância, servindo de um teste direto as hipóteses (Paulino *et al.*, 2003). Segundo o teorema de Monte Carlo os valores encontrados para o IC correspondam a um intervalo de alta probabilidade que abrange o valor real do parâmetro de interesse (Gelman *et al.*, 1995, Andrade & Kinas, 2008). O ajuste dos modelos aos dados foi estimado através do cálculo do R^2 generalizado, (Nagelkerke, 1991), que apresenta a seguinte estrutura:

$$(1) R^2 = 1 - \left(\frac{L(0)}{L(\theta)} \right)^{2/n};$$

onde $L(0)$ e $L(\theta)$ são os valores de verossimilhança utilizando somente a média e utilizando os parâmetros estimados respectivamente, e n o tamanho da amostra.

O aninhamento foi calculado através do índice de NODF (Almeida-Neto *et al.*, 2008), uma medida que capta o grau de aninhamento de uma matriz tanto entre as linhas como colunas. Entretanto, para observar a influência do impacto ambiental sobre o aninhamento das comunidades, os córregos foram ordenados pelos valores decrescentes de III. Os intervalos de credibilidade para o NODF foram estimados pela variância do índice, dado por:

$$(2): \delta_{NODF} = \frac{\Sigma(N_{paired} - NODF)^2}{\left[\frac{n-(n-1)}{2} \right] + \left[\frac{m-(m-1)}{2} \right]},$$

no qual N_{paired} é o grau aninhamento pareado entre colunas ou linhas, n e m são as dimensões da matriz.

A família conjugada Normal-Gamma (DeGroot & Schervish, 2002) foi utilizada para estimar a distribuição *a posteriori* de NODF. Nesse caçulo usamos uma priori não informativa e o tamanho amostral igual a quantidade de córregos. A distribuição normal é caracterizada por dois parâmetros, média e desvio padrão, de forma que sua distribuição *a posteriori* é bidimensional. Assim, para o cálculo da distribuição de interesse, no caso a média do NODF, necessitamos primeiramente estimar a distribuição conjugada bidimensional $p(\mu, \sigma|x)$ para logo após obter a distribuição marginal $p(\mu|x)$. Utilizando a distribuição *posteriori* marginal da média do NODF, testamos o aninhamento da comunidade, observando se os IC estimados são diferentes de 50. O valor de 50 para NODF foi extraído da Tabela 2 apresentada no artigo original do NODF (Almeida-Neto *et al.*, 2008) e indica uma matriz aleatoriamente estruturada.

Para estimar a modularidade nas comunidades de EPT encontradas nos córregos, usamos o índice de M baseado no algoritmo de simulação de anelamento (AS; ver Guimerà & Amaral, 2005). O índice M mede o quanto cada espécie possui mais ligações com seu módulo do que o esperado pelo acaso. Modelos lineares foram empregados para observar se existe mudança nos valores do índice M com variação do IIIH, tanto para todos os gêneros de EPT quanto para a riqueza de cada ordem em separado. Com as diferenças entre os valores do índice M calculados para toda a comunidade e com a parcela sem os gêneros raros, utilizamos também uma distribuição Normal-Gamma, observando se a inclusão dos gêneros raros interfere na estimativa do índice.

Resultados

A abundância de insetos aquáticos variou de 0 a 279 ($93,72 \pm 55,48$) e riqueza média de 0 a 25 ($14,36 \pm 5,40$) gêneros por córrego. Coletamos um total de 16.464 indivíduos divididos em 78 gêneros, sendo 43, 31 e 4 gêneros de Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera respectivamente. A quantidade de gêneros raros por ponto amostral foi baixo, variando de zero a cinco ($1,48 \pm 1,36$), entretanto 44 (56,41%) dos gêneros encontrados foram considerados raros (Figura 2). O IIIH variou de 0,06 a 0,95 (média de 0,54 e coeficiente de variação de 0,41).

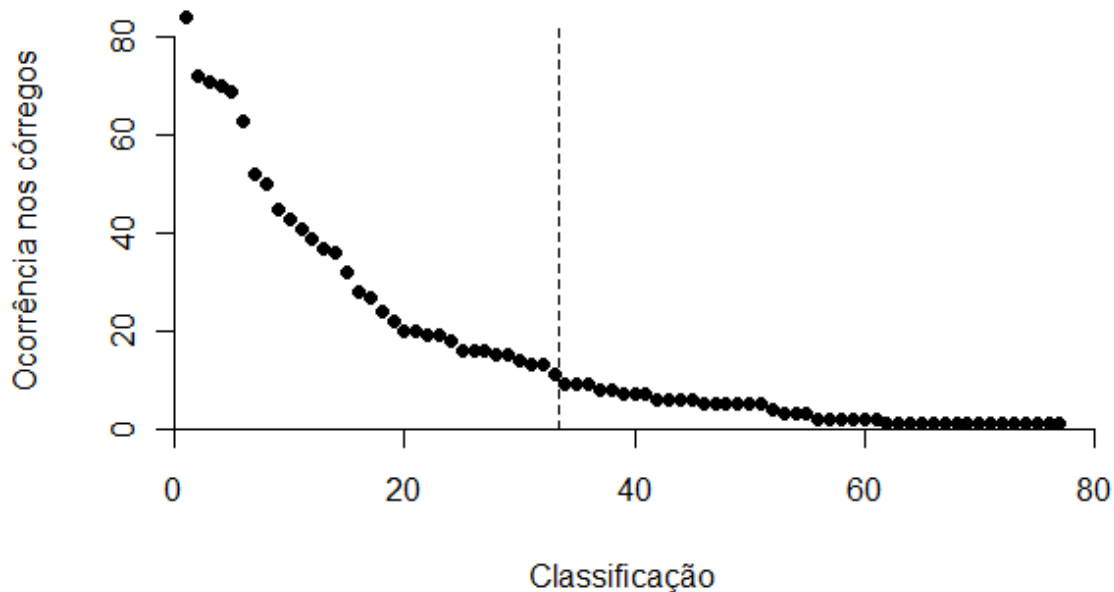


Figura 2 – Ordenação dos gêneros de EPT amostrados no Rio das Almas, Goiás, de agosto a outubro de 2008 de acordo com a quantidade de ocorrências nos córregos. A linha pontilhada representa o limite entre gêneros raros e comuns.

Os valores para as médias das distribuições *a posteriori* do índice NODF para a comunidade de EPT e para as ordens em separados foram diferentes de 50, quando os gêneros raros foram usados na análise (Tabela 1). Entretanto, quando as comunidades foram analisadas sem os *taxa* raros, as distribuições marginais do índice englobaram ou ficaram próximos do valor de 50, ressaltando a possibilidade de não haver o padrão aninhado. Foram encontrados apenas quatro gêneros da ordem Plecoptera, sendo três classificados como raros, impossibilitando o cálculo do índice NODF para a referida ordem sem os *taxa* raros.

Tabela 1 – Percentis de distribuição de probabilidades *a posteriori* para as médias e os desvios padrão para os valores de NODF encontrados para distintas parcelas da comunidade de EPT, na bacia do Rio das Almas, Goiás, de agosto a outubro de 2008

Parcela da comunidade	Parâmetro	2,5%	50%	97,5%
EPT	Média	40,34	42,17	43,99
	Desvio Padrão	8,14	9,29	10,75
EPT sem raros	Média	51,74	53,22	54,71
	Desvio Padrão	6,63	7,57	8,75
Ephemeroptera	Média	43,39	45,53	47,66
	Desvio Padrão	9,51	10,86	12,57
Ephemeroptera sem raros	Média	48,41	50,61	52,82
	Desvio Padrão	9,81	11,21	12,96
Trichoptera	Média	38,20	40,43	42,66
	Desvio Padrão	9,92	11,33	13,10
Trichoptera sem raros	Média	44,33	47,19	50,06
	Desvio Padrão	12,76	14,57	16,86
Plecoptera	Média	5,53	6,77	8,02
	Desvio Padrão	5,53	6,14	7,31

A única ordem na qual a distribuição marginal *a posteriori* do NODF continha o valor de 50 foi Ephemeroptera. Entretanto, a probabilidade do valor ser encoberto pela distribuição foi baixo ($P[NODF_{Ephemeroptera} > 50] < 0.01$). O valor proposto para NODF não foi observado nas distribuições marginais das outras ordens e para EPT ($P[NODF > 50] = 0$, para todos os componentes da comunidade). Por apresentarem um grande número de gêneros, as ordens Ephemeroptera e Trichoptera influenciaram o valor de NODF observando toda a comunidade (Figuras 3a, b, c, d). A ordem Plecoptera apresentou o menor valor de NODF, inclusive valor próximo a estruturas aninhadas com matrizes mínima ou maximamente preenchidas (Almeida-Neto *et al.*, 2008, Tabela 2), indicando um padrão forte nessa parcela da comunidade (Figura 3D).

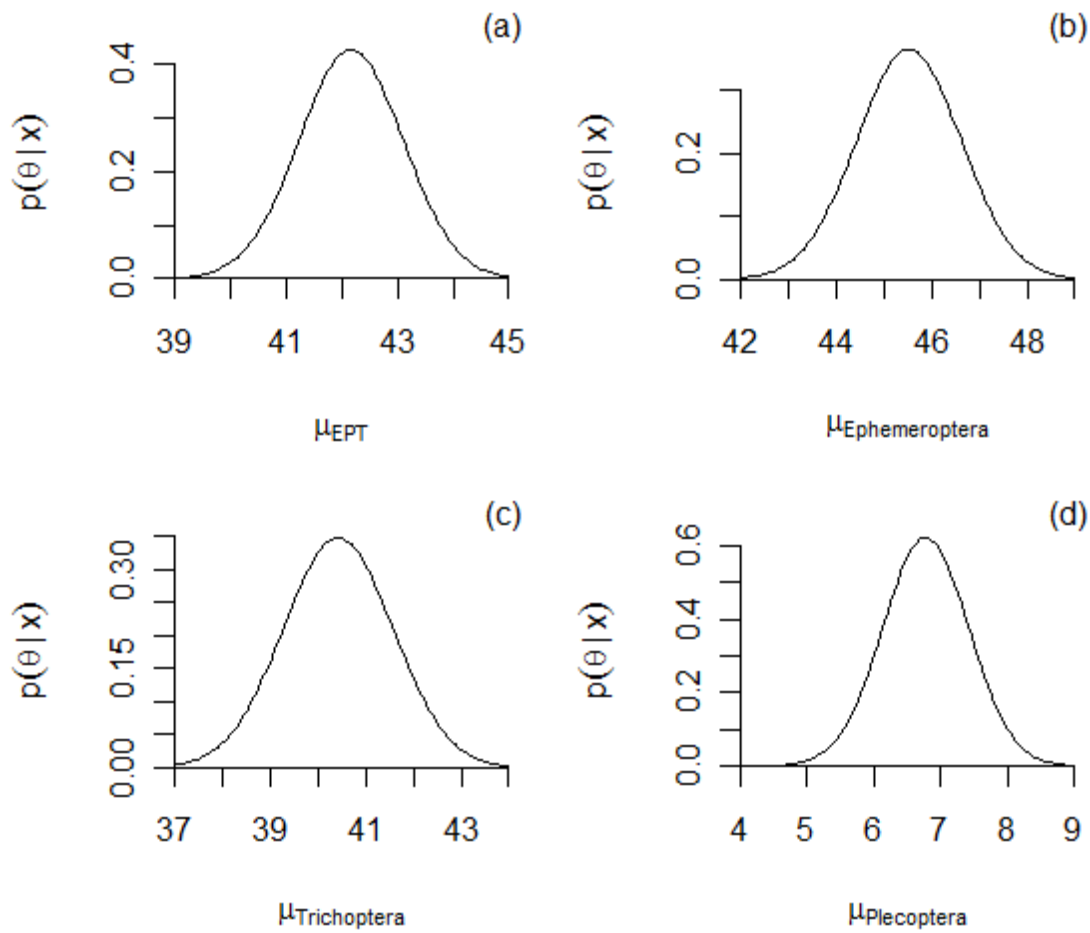


Figura 3 – Distribuições marginais *a posteriori* da média de NODF encontrada para as parcelas da comunidade de EPT amostrada, com a contabilização dos gêneros raros.

O valor do índice M foi constante com as variações na integridade física de habitat, aqui representado pelo IIIH (Tabela 2). A falta de relação foi observada tanto para comunidade completa, como para a parcela comum dos gêneros. O valor baixo do coeficiente de determinação nos dois modelos indica a baixa relação eficácia dos modelos para compreender a relação. Não foram utilizadas as ordens em separado, pois tal procedimento reduziria muito os pontos amostrais possíveis de serem utilizados, diminuindo o poder de inferência para as análises.

Tabela 2 – Percentis para os parâmetros da relação entre a modularidade da comunidade de EPT e a integridade de habitat na bacia do Rio das Almas, Goiás, de agosto a outubro de 2008.

Parcela da comunidade	Parâmetro	2,5%	Média	97,5%	R ²
Total	Intercepto	0,36	0,36	0,42	0,01
	IIIH	-0,12	-0,04	0,05	
Sem raros	Intercepto	0,30	0,37	0,43	0,01
	IIIH	-0,13	-0,03	0,06	

A diferença entre os índices M calculados com e sem os gêneros raros apresentou um valor negativo, indicando que a modularidade calculada com toda a comunidade é maior que a calculada usando somente o componente comum (Tabela 3 e Figura 4). A probabilidade que a diferença não se assemelhe a zero é baixa, $P(\mu < 0) = 0,999$, corroborando o argumento anteriormente citado. Entretanto, a diferença deve ser observado com cautela visto o baixo valor para a média da distribuição marginal (Tabela 3).

Tabela 3 – Percentis de distribuição de probabilidades *a posteriori* para a média e o desvio padrão da diferença entre os valores do índice M com ou sem gêneros raros de EPT na bacia do Rio das Almas, Goiás, de agosto a outubro de 2008.

Percentil	Média	Desvio
2,5%	-0,007	0,007
50%	-0,004	0,009
97,5%	-0,002	0,011

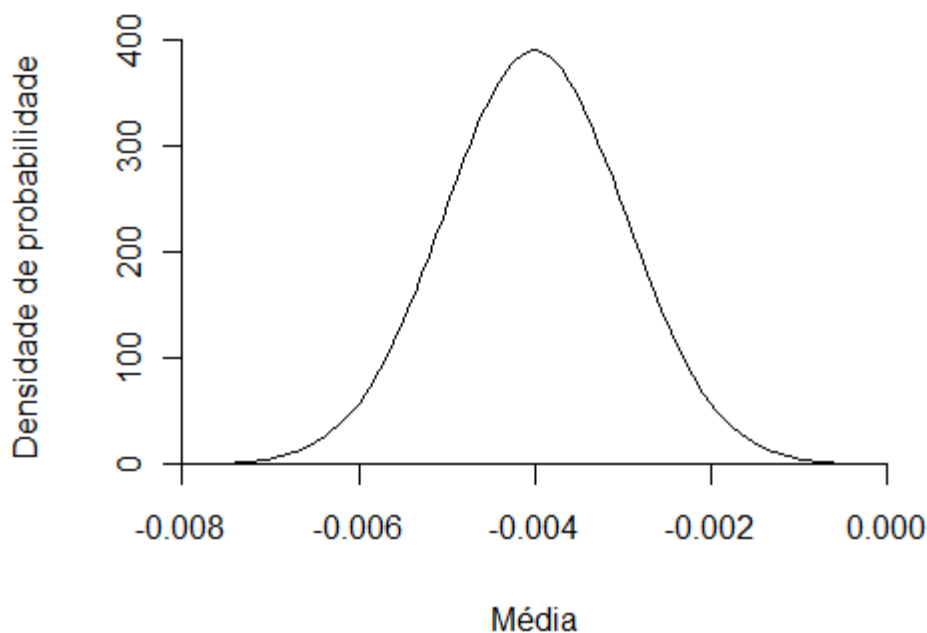


Figura 4 – Distribuição marginal *a posteriori* dos valores da diferença dos índices *M* calculados usando ou não os gêneros raros de EPT na bacia do Rio das Almas, Goiás, de agosto a outubro de 2008.

Discussão

As respostas que comunidades tropicais de insetos aquáticos frente a impactos antrópicos pontuais são consideradas bastante previsíveis, na qual normalmente existe o padrão de perda de espécies (Bonada *et al.* 2006). Entretanto, os impactos difusos, como os observados nesse trabalho, não apresentam respostas tão claras, tanto funcionais como numéricas por parte da comunidade. Em nosso estudo, três padrões distintos foram detectados: i) as comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera presentes em córregos impactados, são subconjuntos das comunidades localizadas em córregos mais preservados, apresentando um padrão de aninhamento em escala regional; ii) o aumento no impacto ambiental não altera a quantidade de espécies exclusivas para diferentes micro-habitats em um córrego, não havendo então, relação entre a integridade ambiental e a modularidade da comunidade; iii) a parcela da comunidade composta pelos gêneros raros é um componente importante para a observação das respostas das comunidades frente a impactos ambientais.

A quantidade gêneros raros localmente foi baixo, representando 10,3% ($\pm 9,4\%$) do número de gêneros por córrego. Entretanto, a quantidade regional dos gêneros raros é grande, englobando 50% de todos *taxa* amostrados, sendo assim, um padrão esperado para comunidades tropicais (Gaston, 1994). Importante ressaltar os gêneros *Macrogynoplax* e *Kempnya* (Perlidae: Plecoptera) que ocorreram em poucas localidades (5 e 0,9% dos córregos coletados, respectivamente), todos com mais de 700 metros de altitude, denotando a restrição natural desses gêneros por águas frias e límpidas (Bispo & Oliveira, 2007), o que os tornaria mais suscetíveis à extinção regional, pelo somatório das probabilidades de extinção demográfica (raridade natural) e ambiental (efeito de impactos antrópicos).

A ordem Plecoptera foi o componente taxonômico que apresentou o menor valor de NODF, indicando uma forte estrutura de aninhamento nas comunidades de córregos distintos, sendo a estrutura de aninhamento com menor preenchimento de matriz. Nessa estrutura apenas um ponto apresenta todos os grupos taxonômicos, e os restantes teriam apenas uma única espécie da comunidade mais rica. O único ponto amostral com todos os gêneros de Plecoptera foi uma área de preservação ambiental, local com elevado grau de preservação, boa cobertura vegetal, e próxima ao Parque Estadual da Serra dos Pirineus. A elevação é considerada intermediária (745m), permitindo assim a migração tanto de gêneros de regiões elevadas ou baixas. O gênero *Anacroneuria* (Perlidae) apresentou-se em grande parte dos pontos amostrados (77%), sendo assim um gênero que tolera impactos no córrego, e possivelmente um importante componente de córregos de fundos de vales.

A utilização dos gêneros raros foi importante para a observação dos padrões de aninhamento, tanto da comunidade total de EPT como para as ordens Ephemeroptera e Trichoptera em separado. Os valores de NODF próximos a 50 principalmente para a

ordem Ephemeroptera ressaltam a possibilidade que esses componentes da comunidade não apresentem uma estrutura de aninhamento bem definida. Esse padrão indica que somente parte dos gêneros que compõem a comunidade, nesse caso os raros, tem relação direta de ocorrência local e o grau de integridade de habitat. A não observação de aninhamento quando os gêneros raros foram excluídos da análise leva a duas predições: i) a perda de espécies comuns é um processo aleatório frente a um gradiente de impacto ambiental; e ii) a utilização de *taxa* raros é importante para a observação da estrutura de comunidades. A segunda predição vem em encontro à prática já comumente utilizada de retirada de *taxa* raros, principalmente em análises multivariadas (Marchant, 1999; Marchant, 2002).

O aninhamento em comunidades de insetos aquáticos vem sendo documentado ultimamente, mas como sendo resposta a gradientes ambientais ou diferenças na história natural dos grupos. Em regiões boreais os padrões de aninhamento estão relacionados principalmente as categorias funcionais dentro da comunidade de insetos aquáticos, no qual as guildas de fragmentadores e coletores apresentam uma moderada estrutura aninhada, em detrimento as guildas de predadores, coletores e rapadores, sem estrutura aninhada (Heino, 2009). Outra característica é que a comunidade nesses rios boreais apresenta uma relação entre as características ambientais (e.g. variáveis físico-químicas) com a intensidade que o padrão de aninhamento possui (Heino *et al.*, 2010). Por outro lado, já foi observado que a ocorrência de aninhamento relaciona-se tanto a forma de dispersão dos organismos, o estado do ciclo de vida (Florencio *et al.*, 2011) e também ao corte espacial da bacia hidrográfica (Beketov, 2009). Entretanto, nenhum trabalho até o momento demonstrou os efeitos diretos do impacto ambiental e da raridade dos *taxa* sobre a estrutura aninhada em comunidades de insetos aquáticos.

A separação das análises em ordens distintas foi importante, pois o resultado observado para o aninhamento da comunidade foi distinto quando as ordens foram analisadas separadamente. A mudança do padrão observado quando compartimentos distintos da mesma comunidade foram analisados reforça o argumento que estudos em comunidades devem ser feitas em escalas, unidades e agrupamentos taxonômicos complementares (Slobodkin, 2001). Apesar do paradigma corrente para a análise em ecologia de comunidades prima pela observação dos padrões utilizando todo o agrupamento de interesse, a análise em distintos componentes separados pode gerar respostas diferentes, e com isso conclusões substancialmente discrepantes quando comparados aos padrões gerais (Resh, 2008).

A falta de relação entre a modularidade e a integridade de habitat indica que o impacto ambiental não altera os subconjuntos da comunidade, principalmente relacionados a seus *taxa* compartilhados (Guimerà & Amaral, 2005). Como esse padrão se manteve constante quando analisadas as comunidades sem os gêneros raros, podemos prever que as modificações nos padrões de estruturação das comunidades frente a impactos ambientais não são dependentes da proporção de *taxa* raros que as compõe. A congruência entre os componentes raro e não-raros de uma comunidade pode ser sustentada, uma vez que as respostas desses componentes apresentam-se similares frente a processos espaciais e ambientais quando observados em uma dinâmica de metacomunidades (Siqueira *et al.* 2011).

Comparado o grau de modularidade desconsiderando o impacto ambiental, verifica-se o aumento nos valores do índice utilizado para tal característica, quando a parcela rara da comunidade é usada na análise. Tal resultado é indicativo que os gêneros raros podem apresentar uma maior tendência formar subconjuntos distintos entre micro-habitats, resultado tanto de seletividade de ambiente como de interações bióticas. Uma

comunidade que apresenta modularidade consiste em módulos interconectados de grupos de espécies, as quais são mais intimamente ligadas entre si do que com espécies de outros módulos, sejam através de co-ocorrência ou mesmo interações (Olesen *et al.*, 2007). Entretanto, o valor observado para a diferença dos índices M calculados com ou sem os gêneros raros foi pequena, indicando uma pequena influência desse grupo para o padrão geral encontrado, provavelmente como resultado da pequena parcela de gêneros raros nas comunidades locais.

O grande número de gêneros raros regionalmente, entretanto, com pouca representação nos locais, leva a uma grande substituição e imprevisibilidade sobre qual organismo ocorre em um córrego. Como os *taxa* com baixa abundância são os mais suscetíveis a extinção local, essa falta de previsibilidade leva a um padrão aleatório da perda de espécies de acordo com o *continuum* de integridade de habitat. Esse padrão não possibilitaria um agrupamento aninhado entre as comunidades de diferentes córregos com valores de IHH distintos. A ocorrência desse processo de perda de espécies raras leva assim, a uma redução na diferença de diversidade entre córregos, visto que as espécies que permanecem em locais degradados são comuns a todos. Como a diversidade total de uma região é o somatório da riqueza local com a alternância das espécies entre locais (Veech *et al.* 2002), a perda da diversidade entre locais é relacionada a uma conseqüente redução na diversidade total.

Referências bibliográficas

- Ab'Sáber A. (2003). *Os domínios de natureza no Brasil: Potencialidades paisagísticas*. Ateliê Press, São Paulo.
- Andrade, H.A. & Kinas, P.G. (2008) Inferência em ecologia: comentários e um exemplo. *Atlântica*, **30**, 147-160.
- Anjos, H.O. (2008) *Riscos ambientais na delimitação de áreas potenciais para corredores ecológicos na sub-bacia hidrográfica do Rio das Almas (Goiás)*. PHD Thesis. DEF/UnB, Brasília.

- Almeida-Neto, M., Guimaraes, P., Guimaraes, P.R., Loyola, R.D. & Ulrich, W. (2008) A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*, **117**, 1227-1239.
- Baptista, D.F., Buss, D.F., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M.P. & Nessimian, J.L. (2007) A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, **575**, 83-94.
- Barquin, J. & Death, R.G. (2006) Spatial patterns of macroinvertebrate diversity in New Zealand springbrooks and rhithral streams. *Journal of the North American Benthological Society*, **25**, 768-786.
- Beketov, M.A. (2009) The Rapoport effect is detected in a river system and is based on nested organization. *Global Ecology and Biogeography*, **18**, 498-506.
- Bispo, P.C., Oliveira, L.G., Crisci-Bispo, V.L. & Sousa, K.G. (2004) Environmental factors influencing distribution and abundance of trichopteran larvae in central Brazilian mountain streams. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **39**, 233-237.
- Bispo, P.C. & Oliveira, L.G. (2007) Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **24**: 283-293.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H. & Statzner, B. (2006) Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, **51**, 495-523.
- Buss, D.F., Baptista, D.F., Nessimian, J.L. & Egler, M. (2004) Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia*, **518**, 179-188.
- Chiasson, A. (2009) Bootstrapping to investigate the effect of number of macroinvertebrate samples on confidence limits of the mean. *Environmental Monitoring and Assessment*, **149**, 53-59.
- DeGroot, M.H. & Schervich, M.J. (2002) *Probability and statistic*. 3rd Ed. Addison Wesley, New York.
- Florencio, M., Díaz-Paniagua, C., Serrano, L. & Bilton, D.T. (2011) Spatio-temporal nested patterns in macroinvertebrate assemblage across a pond network with a wide hydroperiod range. *Oecologia*, **166**, 469-483.
- Gaston, K.J. (1994) *Rarity*. Chapman & Hall, Londres.
- Gaston, K.J., Blackburn, T.M., Greenwood, J.J.D., Gregory, R.D., Quinn, R.M. & Lawton, J.H. (2000) Abundance-occupancy relationships. *Journal of Applied Ecology*, **37**, 39-59.
- Gelman, A., Carlin, J.B., Stern, H.S. & Rubin, D.B. (1995) *Bayesian data analysis*. Chapman & Hall, London.
- Guimerà R. & Amaral L.A.N. (2005) Cartography of complex networks: modules and universal rules. *Journal of Statistical Mechanics: Theory and Experiment*. Art n° P02001.
- Hawkins, C.P., Hogue, J.N., Decker, L.M. & Feminella, J.W. (1997) Channel morphology, water temperature, and assemblage structure of stream insects. *Journal of the North American Benthological Society*, **16**, 728-749.

- Heino, J. (2009) Species co-occurrence, nestedness and guild-environment relationships in stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, **59**, 1947-1959.
- Heino, J., Mykrä, H. & Rintala, J. (2010) Assessing patterns of nestedness in stream insect assemblage along environmental gradients. *Ecoscience*, **17**, 345-355.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Normais Climatológicas. www.inmet.gov.br.
- Marchant, R. (1999) How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? A comment on the conclusions of Cao et al. *Limnology and Oceanography*, **44**, 1840-1841.
- Marchant, R. (2002) Do rare species have any place in multivariate analysis for bioassessment? *Journal of the North American Benthological Society*, **21**, 311-313.
- McCreadie, J.W. & Adler, P.H. (2006) Ecoregions as predictors of lotic assemblages of blackflies (Diptera:Simuliidae). *Ecography*, **29**, 603-613.
- McCreadie, J.W. & Adler, P.H. (2008) Spatial distribution of rare species in lotic habitats. *Insect Conservation and Diversity*, **1**, 127-134.
- Munzbergova, Z. (2006) Effect of population size on the prospect of species survival. *Folia Geobotanica*, **41**, 137-150.
- Nagelkerke, N.J.D. (1991) A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika*, **78**, 691-692.
- Nessimian, J.L., Venticinque, E.M., Zuanon, J., De Marco, P., Gordo, M., Fidelis, L., Batista, J.D. & Juen, L. (2008) Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, **614**, 117-131.
- Newman, M.E.J. (2003) The structure and function of complex networks. *SIAM Review*, **45**, 167-256.
- Olesen J.M., Bascompte J., Dupont Y.L. & Jordano P. (2007) The modularity of pollination networks. *Proceedings of National Academy of Sciences*, **104**, 19891-19896.
- Patterson, B.D. (1986) Species loss. *Science*, **234**, 1311.
- Patterson, B.D. & Atmar, W. (1986) Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagoes. *Biological Journal of the Linnean Society*, **28**, 65-82.
- Paulino C.D., Turkman, M.A.A. & Murteira, B. (2003) *Estatística bayesiana*. 1st Ed. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
- Petersen, R.C. (1992) The RCE - a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology*, **27**, 295-306.
- Petren, K., Bolger, D.T. & Case, T.J. (1993) Mechanisms in the competitive success of an invading sexual *Gecko* over an asexual native. *Science*, **259**, 354-358.
- 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.

- Resh, V.H. (2008) Which group is best? Attributes of differential biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environment Monitoring Assessment*, **138**, 131-138.
- Silveira, M.P., Baptista, D.F., Buss, D.F., Nessimian, J.L. & Egler, M. (2005) Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, **101**, 117-128.
- Siqueira T., Bini, L.M., Roque, F.O., Couceiro, S.R.M., Trivinho-Strixino, S., Cottenie, K. (2011) Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography*, **34**, 001-010.
- Slobodkin, L.B. (2001) The good, the bad and the reified. *Evolutionary Ecology Research*, **3**, 1-13.
- Southwood, T.R.E. (1977) Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology*, **46**: 337-365.
- Strogatz, S.H. (2001) Exploring complex networks. *Nature*, **410**, 268-276.
- Valle, C.A. (1995) Effective Population-Size and Demography of the Rare Flightless Galapagos Cormorant. *Ecological Applications*, **5**, 601-617.
- Veech, J.A., Summerville, K.S., Crist, T.O. & Gering, J.C. (2002) The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. *Oikos*, **99**, 3-9.
- Vinson, M.R. & Hawkins, C.P. (2003) Broad-scale geographical patterns in local stream insect genera richness. *Ecography*, **26**, 751-767.
- Wang, G.M., Edge, W.D. & Wolff, J.O. (2001) Demographic uncertainty in ecological risk assessments. *Ecological Modeling*, **136**, 95-102.
- Ward J.V. (1992) *Aquatic insects ecology: Biology and habitat*. 1st edition. John Wiley & Sons, New York.
- Wright, D.H. & Reeves. J.H. (1992) On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia*, **92**, 416-428.

*Capítulo escrito com referências nas normas da revista Journal of the North American
Benthological Society*

Capítulo 3: *Relação do impacto ambiental na substituição de gêneros de insetos aquáticos em córregos do Cerrado: um modelo Bayesiano baseado nas probabilidades de ocorrências*

“A terceridade, a síntese intelectual, laboração cognitiva, está ligada a nossa capacidade de previsão de futuras ocorrências, já que não só conhecemos o acontecimento na medida da possibilidade natural, como já o vimos em ação, e como tal, já nos é intrínseco.”

Terceiro princípio da semiótica

Introdução

Um processo bem comum na construção de conhecimento em uma ciência é a visita de conceitos anteriormente debatidos e a adequação de idéias recentes a teoria vigente (Maturama 2001). Um exemplo atual é redescoberta da importância do estudo das taxas de alternâncias de espécies (Veech et al. 2002, Anderson et al. 2010). Como alternância de espécies, definimos a taxa ou magnitude de mudança na composição de espécies ao longo de um gradiente ambiental ou espacial pré-definido (Vellend 2001). A década passada foi marcada pelo aumento dos números de estudos relacionados a diferenças entre comunidades de localidades distintas (Jurasinski et al. 2009). Normalmente, esses estudos são voltados para o debate da controvérsia sobre quais fatores estruturariam as comunidades, processos determinísticos (MacArthur and Levins 1967), ou estocásticos (Whittaker 1957, Veech et al. 2002, Jurasinski et al. 2009).

A compreensão sobre a alternância de espécies possibilita testes de modelos baseados em nicho ou por dinâmicas neutras (Tuomisto et al. 2003, Legendre et al. 2005), além de fácil aplicação na biologia da conservação (Cucherousset et al. 2008).

Os métodos utilizados para visualização da alternância de espécies se baseiam na diferença na composição (tanto qualitativa com quantitativa) entre os locais (Chao et al. 2005, Anderson et al. 2010). Tal metodologia apresenta pontos fortes e falhos para a construção da teoria ecológica. Um ponto positivo é a observação da mudança em comunidades quando ordenadas por gradientes ambientais. Entretanto, esses métodos não visualizam a mudança nas comunidades como resultado das limitações eco-fisiológicas de cada espécie frente a mudanças ambientais (Hutchinson 1957, Leps et al. 2006). Um segundo problema, é a impossibilidade de observação da mudança na comunidade entre locais com ambientes similares, produto de colonizações distintas (Hanski 1992).

É esperado encontrar mudanças em comunidades entre localidades com ambientes semelhantes, mesmo com os métodos atuais não captando essa diferença. Quando as mudanças ambientais são resultados de alterações antrópicas nos sistemas naturais, existe uma redução na quantidade espécies capazes de habitar o local junto a redução da integridade de habitat (Heino et al. 2003, Godoy 2007). Em contrapartida, a relação normalmente observada em estudos relacionados a impactos ambientais é de uma maior riqueza em locais medianamente alterados, apresentando uma relação modal entre a riqueza e o impacto (Huston 1979, Thorp and Cothran 1984). Ao juntar o resultado teórico com as observações podemos observar que as riquezas de um local, a observada, e aquela composta por espécies que potencialmente podem colonizar o ambiente, são diferentes (Figura 1a). Essa diferença é maior nos locais mais bem preservados, indicando uma maior taxa de substituição de espécies entre esses locais (Figura 1b), pois são locais suscetíveis a colonização por muitas espécies e já possuem grande parte dos seus habitats já ocupados (Giacomini 2007a).

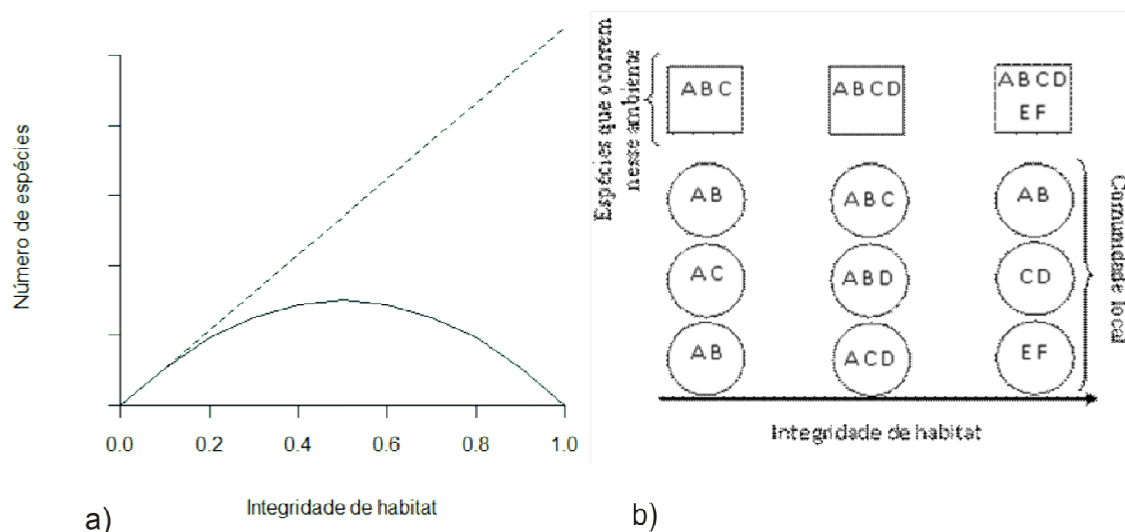


Figura 1 – Relação da substituição de espécies com o aumento da integridade de habitat. (a) União das curvas de aumento de espécies potenciais (linha descontinua) e quantidade de espécies encontradas em localidades (linha contínua). (b) Desenho esquemático para a substituição. Os quadrados representam as espécies que podem colonizar determinado ambiente, e os círculos representam as comunidades locais.

Apesar de não ser usualmente feito, observar separadamente as respostas das espécies frente aos gradientes ambientais pode gerar resultados e conclusões mais acertadas sobre como as comunidades se comportam no ambiente (Royle & Dorazio 2008). A identificação de espécies mais suscetíveis a mudanças ambientais é uma das vantagens da separação das respostas. Entretanto, a maior dificuldade para análises baseadas em grupos taxonômicos operacionais é o grande número de parâmetros e relações a serem trabalhadas (Giacomini 2007b). Nesse sentido, o uso da inferência bayesiana, através de modelos hierárquicos torna-se uma ferramenta fundamental, possibilitando reduzir o trabalho computacional e inferencial. O método de Cadeia de Markov em Monte Carlo (MCMC) vem se mostrando uma metodologia eficiente para análises com múltiplas relações e parâmetros (Kinas and Andrade 2010).

As ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) é um grupo muito utilizado em estudos de ecologia de riachos. As principais características dessas ordens

são: (1) grande número de espécies; (2) baixo custo para amostragem; (3) relação da estrutura da comunidade com o ambiente (Marchant 2007); e (4) ciclo de vida relativamente longo (Reynolds 1998, Cereghino et al. 2003). Por apresentarem tais características bionômicas, o grupo de EPT é ideal para o teste de hipóteses baseadas em alternância de diversidade moderadas por alterações ambientais.

Utilizando da comunidade de EPT, testamos duas hipóteses relacionadas à alternância de espécies em localidades que possuam ambientes similares. A primeira hipótese é que córregos com menor intensidade de distúrbios em seu entorno possuem uma maior alternância de *taxa* entre si. Caso exista essa relação da alternância com a integridade de habitat, testaremos se essa mudança é diferenciada de acordo com o grupo de organismos, sendo maior em Trichoptera, devido seu potencial de vôo em relação a Plecoptera e Ephemeroptera. Junto aos testes de hipóteses observamos como a abundância dos gêneros se altera com modificações na integridade ambiental.

Metodologia

Área de estudo

O estudo foi realizado em 101 córregos na bacia do Rio das Almas, localizadas na região central do estado de Goiás, Brasil (Figura 2). Essa bacia hidrográfica apresenta áreas degradadas, com predomínio de intensas atividades agrícolas e de pecuária, elevado índice de desmatamento e assoreamento, e áreas com pouca ação antrópica (Anjos 2008). De acordo com a classificação de Köppen, o clima na região de estudo é tropical Aw, e apresenta um período seco com duração de cinco meses (maio a setembro), com temperaturas médias anuais variando de 24 a 28°C, com máximas entre 29 e 33°C e mínimas variando de 18 a 22°C. A precipitação pluviométrica na região varia entre 1650 e 1850mm (INMET 2011).

Amostragem

A entomofauna bentônica, caracterizada pelas ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), foi coletada no período de agosto a outubro de 2008, em quatro micro-habitats distintos: vegetação marginal, pedras, folhiço de fundo e areia. Uma peneira de 0,025 mm de abertura foi utilizada por 15 minutos para cada micro-habitat, totalizando uma hora por ponto. Esse método de amostragem foi escolhido por não apresentar desvio na composição da comunidade frente a processos de amostragem mais exaustivos (Chiasson 2009). Para caracterizar os corpos d'água amostrados, as seguintes variáveis ambientais foram obtidas por local: pH, condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$) e vazão do canal (m^3/s).

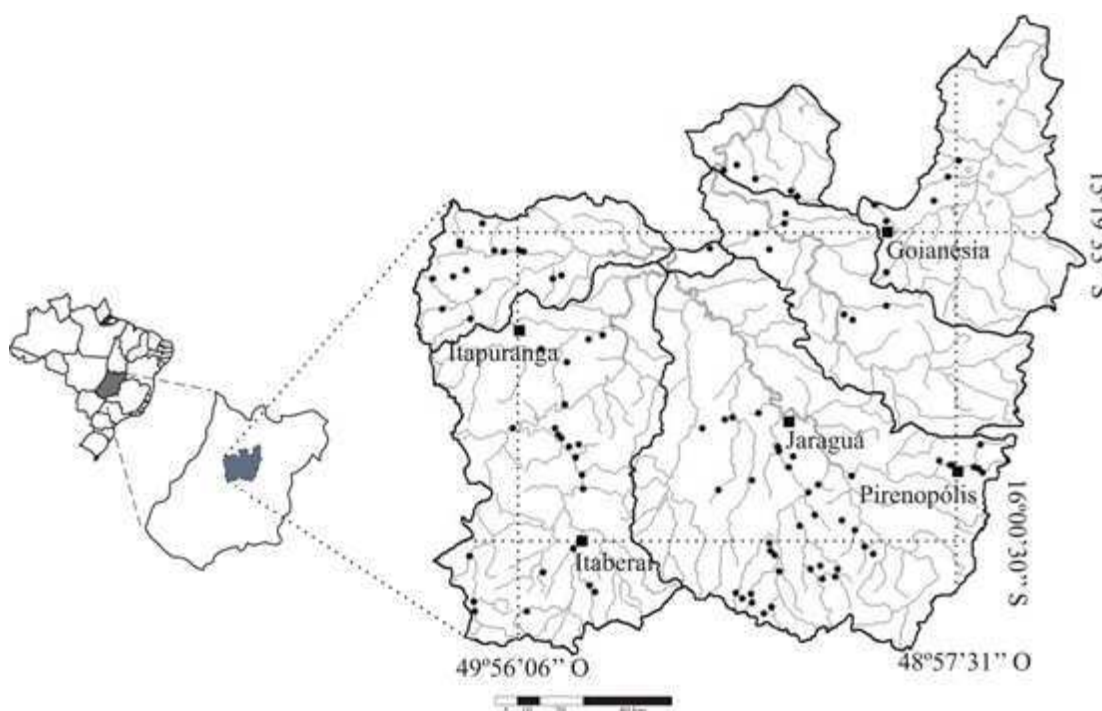


Figura 2 – Pontos amostrais para insetos aquáticos na bacia do Rio das Almas no Estado de Goiás no período de agosto a outubro de 2008.

Caracterização do uso da terra e integridade de habitat

Os pontos amostrados foram caracterizados quanto ao uso da terra e à integridade de habitat através do protocolo de Nessimian et al. (2008), que propõe 12

parâmetros capazes de refletir as condições ambientais do córrego e do seu entorno. Esse protocolo pode ser adaptado a diferentes biomas e possibilita uma análise rápida e eficaz do ambiente. Para o desenvolvimento desse estudo, foi necessário adaptar o parâmetro F1 (ver Nessimian et al. 2008) para largura da mata ciliar, pois o bioma Cerrado apresenta naturalmente vegetação ripária menor quando comparada à da região amazônica (Ab'Sáber 2003). Seguindo o protocolo proposto, foram obtidos valores com variação de 0 a 1, onde 1 indica pouca alteração de habitat e 0 muita alteração. Esses valores constituem o Índice de Integridade de Habitat (IIH).

Análise de dados

A inferência bayesiana foi usada nos testes das hipóteses, já que seu uso na ecologia vem crescendo devido à singularidade que essa ciência apresenta na estimação de parâmetros (ver Gelman et al. 1995 e Andrade and Kinas 2008). Os intervalos de credibilidade (IC; 95%) para os parâmetros de interesse foram calculados através da metodologia de Monte Carlo com Cadeias de Markov (MCMC), servindo como teste direto as hipóteses (Paulino et al 2003). O método de MCMC é útil em problemas complexos que possui elevado número de parâmetros, e as convergências de seus resultados podem ser usadas com confiança como distribuições *a posteriori* (Gelman et al 1995; Andrade and Kinas 2008). Utilizamos 10 cadeias de Markov independentes com 10000 iterações com amostragem a cada 50. Os programas R (R Development Core Team 2011) e OpenBUGS (Lunn et al. 2009) foram utilizados para as análises, usando o pacote R2OpenBUGS (Sturtz et al. 2005).

Para testar a hipótese que a alternância de gêneros é maior em córregos menos impactados no cerrado, utilizamos um modelo hierárquico não linear (ver o Anexo I para o desenvolvimento teórico da relação). A não linearidade do modelo é resultado das relações de ocorrência dos gêneros com o ambiente. O modelo é baseado na

diferença entre o somatório das probabilidades de ocorrência de todos os gêneros dado o valor de IIIH com a quantidade de gêneros coletados nos córregos. O sistema analítico para o teste da hipótese é:

$$S_i \sim \text{Pois}(\theta_i)$$

$$n_i = \log(\theta_i)$$

$$n_i = \left(\sum_{j=1}^t 1 - e^{-\mu_{i,j}} \right) - B(\alpha, \beta, IIIH_i)$$

$$N_{i,j} \sim \text{Pois}(\mu_{i,j})$$

$$\mu_{i,j} = B(a_j, b_j, IIIH_i)$$

$$\alpha \sim \text{Gamma}(0.001, 0.001)$$

$$\beta \sim \text{Gamma}(0.001, 0.001)$$

$$a_j \sim \text{Gamma}(0.001, 0.001)$$

$$b_j \sim \text{Gamma}(0.001, 0.001)$$

onde S_i é a riqueza observada no córrego i , $N_{i,j}$ a abundância do gênero j no local i , $B(\alpha, \beta, IIIH_i)$ a função beta da alternância de gêneros para o valor determinado de IIIH e $B(a_j, b_j, IIIH_i)$ a função não linear entre a abundância da espécie j com a integridade de habitat (ver função beta no Anexo II). A última função beta ($B(a_j, b_j, IIIH_i)$) possui os parâmetros a_j e b_j gênero dependente. O componente $1 - e^{-\mu}$ é probabilidade da ocorrência do gênero determinado pelo valor de IIIH no córrego. O valor da ocorrência é a parte complementar da probabilidade de nenhum indivíduo ser encontrado em uma distribuição Poisson com parâmetro μ .

O teste da hipótese de alternância dos gêneros foi feito observando os valores a *posteriori* de α e β da função beta. Observamos os valores desses parâmetros, utilizando todos os gêneros, e com os gêneros separados por ordem. Como os dois parâmetros são necessários para a relação da alternância e o IIIH foi necessário visualizar a distribuição bivariada conjunta. Na distribuição bivariada observamos a probabilidade que os dois parâmetros tenham o valor de um, pois nessas condições a função beta apresenta-se

como uma distribuição uniforme. A relação apresentando-se como uniforme indica nenhuma relação entre a alternância e a integridade de habitat.

Os valores dos parâmetros a e b das funções beta para cada gênero foram retidos para observar a relação das abundâncias com o gradiente de integridade de habitat. Categorizamos os gêneros em cinco tipos de respostas a variação ambiental: Sem relação; Generalista; Sensível a impactos; Ruderal e Oportunista. A categorização foi feita através dos parâmetros de a e b (Tabela 1).

Tabela 1 – Categorias de acordo com os parâmetros alfa e beta da função Beta de distribuição de abundância dos indivíduos dos gêneros de insetos aquáticos, Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, coletados na bacia do Rio das Almas no período de agosto a outubro de 2008.

Condição	Categoria do Gênero	Código
$a = b \approx 1$	Não existe relação (uniforme)	1
$1 > a$ e b	Generalista (unimodal negativa)	2
$1 < a > b$	Sensível a impactos (relação positiva)	3
$1 \ll a \approx b$	Ruderal (unimodal positiva)	4
$1 < a < b$	Oportunista (relação negativa)	5

Com o agrupamento estimamos a proporção que cada categoria representa no conjunto total de gêneros nas ordens em separado. Usando uma distribuição multinomial, já que a categoria que cada gênero pode apresentar é apenas uma, elaboramos o seguinte modelo para o cálculo das distribuições *a posteriori* das proporções:

$$T_i(x_1, x_2, x_3, x_4, x_5) \sim \text{Multinomial}(P_i[\gamma_1, \gamma_2, \gamma_3, \gamma_4, \gamma_5])$$

$$P_i[\gamma_1, \gamma_2, \gamma_3, \gamma_4, \gamma_5] \sim \text{Dirichlet}(c_1, c_2, c_3, c_4, c_5)$$

$$c_1 \sim \text{Gamma}(0,001, 0,001)$$

$$c_2 \sim \text{Gamma}(0,001, 0,001)$$

$$c_3 \sim \text{Gamma}(0,001, 0,001)$$

$$c_4 \sim \text{Gamma}(0,001, 0,001)$$

$$c_5 \sim \text{Gamma}(0,001, 0,001)$$

onde T_i é o vetor com o número de gêneros em cada uma das cinco categorias na ordem i , e P_i o vetor de proporções resultantes. Todas as análises foram feitas com *prioris* não informativas.

Resultados

A abundância de insetos aquáticos variou de 0 a 279 ($93,72 \pm 55,48$) indivíduos por córrego, e a riqueza média de 0 a 25 ($14,36 \pm 5,40$) gêneros por ponto. Amostramos um total de 16.464 indivíduos coletados em 78 gêneros, sendo Ephemeroptera representado por 43, Trichoptera 31 e Plecoptera 4 gêneros. O IHH apresentou valores medianamente variáveis (0,54 e 0,41 de CV).

A alternância de gêneros para todos os componentes da comunidade de EPT tiveram relação com a integridade de habitat dos córregos. Todos os parâmetros α e β das funções Beta apresentaram baixa probabilidade de serem igual a um conjuntamente (Figura 3).

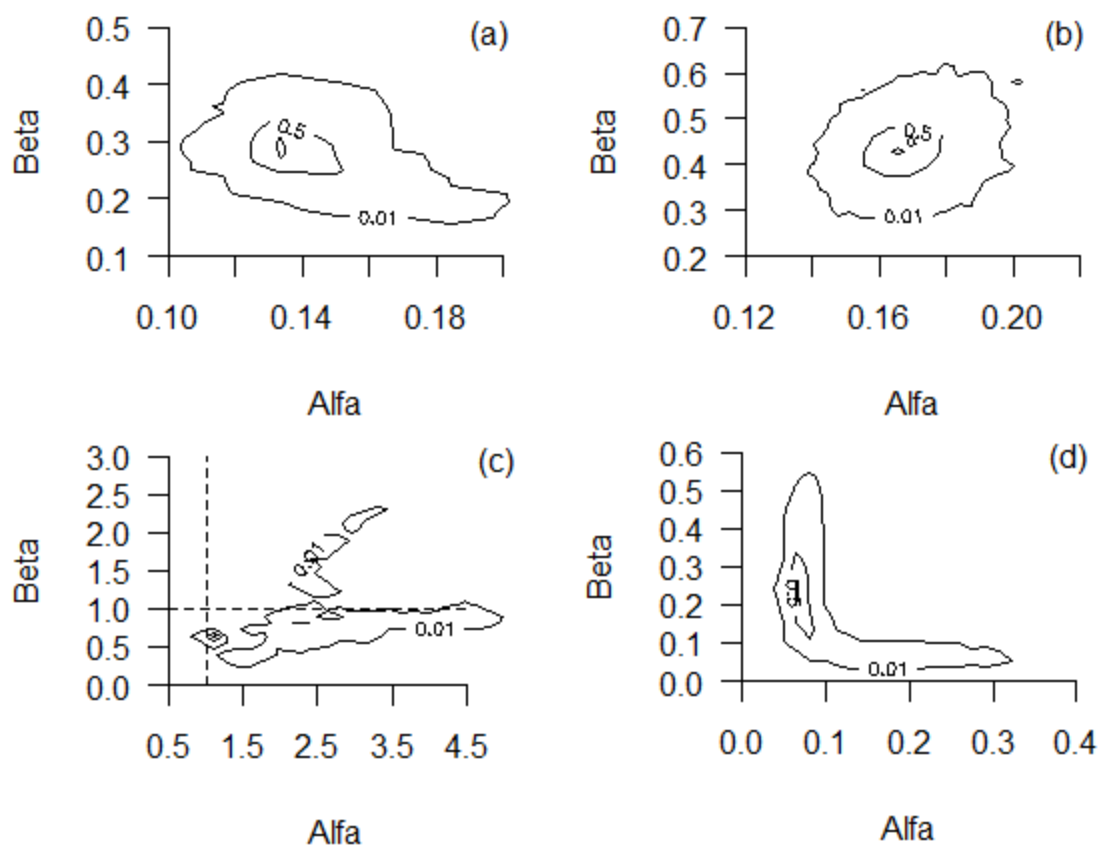


Figura 3 – Distribuição *a posteriori* conjunta para os parâmetros α e β para a função Beta de substituição de gêneros. As linhas de contorno correspondem a probabilidade equivalentes a 0.01, 0.5 e 0.95 da máxima frequência observada. (a) Toda a comunidade, (b) Ephemeroptera, (c) Plecoptera, e (d) Trichoptera. Linhas tracejadas representam os valores de um conjuntamente para os parâmetros.

As distribuições *a posteriori* dos parâmetros da distribuição Beta para a alternância de gêneros apresentaram valores abaixo de um, com exceção de Plecoptera (Tabela 2). No caso da ordem Plecoptera os valores de α e β apresentaram grande dispersão comparado aos outros componentes da comunidade. Entretanto, apesar dessa elevada dispersão, a densidade de probabilidade é pequena para valores distantes da média (Figura 3c), dando suporte a análises com esses valores. Os parâmetros estimados para Toda a comunidade e a ordem Ephemeroptera foram parecidos (Tabela 2). O número de gêneros de Ephemeroptera é maior comparado as outras duas ordens, indicando a importância desse componente na estrutura dessa comunidade.

Tabela 2 – Quartis dos parâmetros α e β para a função beta de alternância de gêneros para diferentes unidades da comunidade de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera na bacia do Rio das Almas

Parcela da comunidade	Parâmetro	2,5%	Média	97,5%
Total	α	0,13	0,14	0,16
	β	0,21	0,30	0,39
Ephemeroptera	α	0,15	0,17	0,19
	β	0,34	0,44	0,54
Plecoptera	α	1,08	2,53	4,69
	β	0,35	0,78	1,90
Trichoptera	α	0,06	0,09	0,21
	β	0,07	0,22	0,42

A relação da função Beta para a alternância de gêneros relacionada ao IIIH apresentou dois padrões distintos. Nos componentes Ephemeroptera, Trichoptera e toda a comunidade a alternância apresentou dois picos distintos, um em cada extremo dos valores de IIIH (Figura 4a, b, d). O segundo padrão observado foi para a ordem Plecoptera, com maior valor de alternância para locais mais preservados (Figura 4c). O comportamento da ordem Plecoptera foi idêntico ao esperado pela hipótese do trabalho, o que não ocorreu para os outros componentes da comunidade testados.

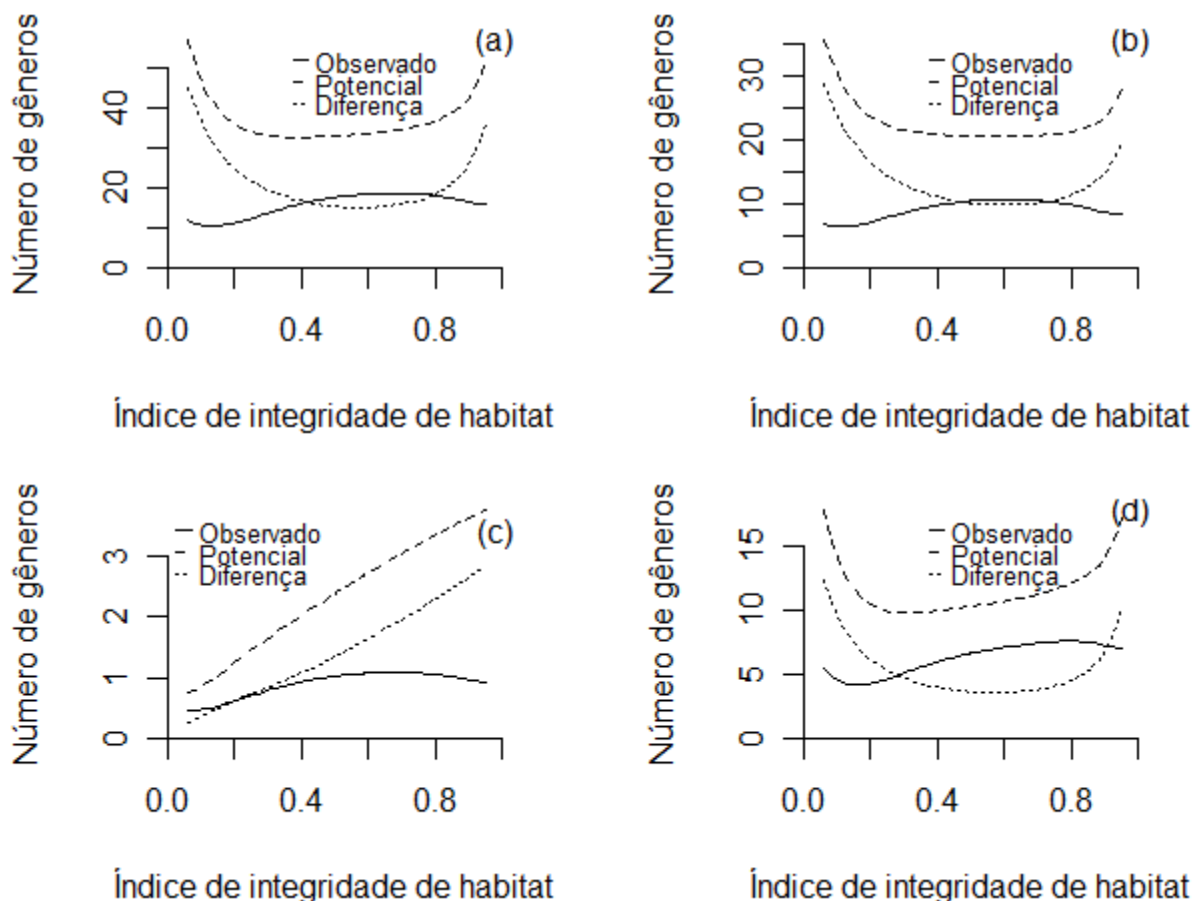


Figura 4 – Relação entre o índice de integridade de habitat com os números de gêneros, observados, potenciais e a diferença (alternância de diversidade entre os locais) para insetos aquáticos bentônicos, coletados em agosto a outubro de 2008, na bacia do Rio das Almas. (a) toda a comunidade, (b) Ephemeroptera, (c) Plecoptera, (d) Trichoptera.

A maioria dos gêneros apresentou um maior tamanho populacional em locais mais preservados (maiores valores de IIH, Tabela 3). A categoria de gêneros sensíveis a impactos foi a que apresentou a maior proporção em todas as ordens (Figura 5). Não foi observado nenhum gênero sem relação com o IIH, demonstrando que o índice consegue descrever satisfatoriamente o ambiente. As outras categorias obtiveram valores semelhantes para as ordens Ephemeroptera e Trichoptera (Tabela 3 e Figura 5). Na ordem Plecoptera todos os gêneros apresentaram relação positiva com o IIH.

Tabela 3 – Parâmetros a e b para a função Beta da relação da abundância de gêneros de insetos aquáticos bentônicos coletados com o Índice de Integridade de Habitat, na bacia do Rio das Almas no período de agosto a outubro de 2008

Ephemeroptera				Trichoptera				Plecoptera			
Gênero	Alfa	Beta	Cat.*	Gênero	Alfa	Beta	Cat.	Gênero	Alfa	Beta	Cat.
Acerpenna	1,81	0,82	3	Alisotrichia	2,43	0,17	3	Anacroneuria	3,29	1,62	3
Adebrotus	0,53	0,51	2	Anchitrichia	4,79	0,57	3	Enderleina	1,48	0,13	3
Americabaetis	2,09	2,47	4	Arctopsyche	2,20	0,13	3	Kempnya	2,59	0,54	3
Apobaetis	1,07	0,41	3	Austrotinotes	0,41	0,37	2	Macrogynoplax	1,64	0,18	3
Aturbina	1,42	0,16	3	Barypenthus	4,56	2,18	3				
Baetodes	3,63	2,14	3	Cernotina	0,29	0,39	2				
Brasilocaenis	0,25	0,48	2	Chimarra	3,17	1,54	3				
Camelobaetidius	1,17	0,26	3	Culoptila	1,00	0,07	2				
Cercobrachys	0,25	0,54	2	Cyrnellus	0,10	0,69	2				
Callibaetis	1,20	1,20	4	Dicaminus	0,21	2,82	5				
Cloeodes	1,82	2,19	5	Grumichella	1,89	0,70	3				
Cryptonympha	0,37	1,21	3	Helicopsyche	4,73	3,00	4				
Demoulinellus	0,18	0,91	2	Hydroptilidae	0,19	1,42	5				
Ecuaphlebiia	1,23	0,16	4	Itaura	4,53	0,14	3				
Farrodes	2,65	1,79	3	Leptonema	2,50	1,64	3				
Gen.Ind.4	2,33	0,34	3	Marilia	3,45	0,14	3				
Gen.Ind.5	1,37	0,19	3	Macronema	2,91	2,26	4				
Guajirolus	3,06	0,09	3	Macrostemum	1,58	0,85	3				
Hermanella	0,75	2,46	5	Matrioptila	2,21	0,15	3				
Hydrosmilidon	3,03	0,15	3	Nectopsyche	3,04	1,76	3				
Leentvaaria	0,27	1,46	5	Neotrichia	0,53	0,77	2				
Leptohyphes	2,28	1,97	3	Phylloicus	3,43	2,17	4				
Leptohyphodes	0,26	0,80	2	Ochrotrichia	0,55	1,58	5				
Macunahyphes	0,31	4,45	5	Oecetis	0,84	0,23	2				
Miroculis	1,13	0,26	3	Oxyethiria	0,95	3,51	5				
Needhamella	0,38	1,50	5	Polypsectropus	0,68	0,13	2				
Paracloeodes	0,99	2,59	5	Protoptila	0,21	0,39	2				
Paramaka	1,49	0,12	3	Smicridea	2,64	2,06	4				
Penaphlebia	0,07	2,59	5	Triaenodes	2,01	0,17	3				
Rivudiva	0,77	2,24	5	Triplectides	0,87	0,26	2				
Simothraulopsis	3,29	0,25	3	Zumatrichia	0,38	2,52	5				
Terpides	1,72	1,36	4								
Thraulodes	2,48	2,06	4								
Tikuna	0,76	2,63	5								
Traverella	2,23	0,14	3								
Traveryphes	1,90	1,87	4								
Tricorythodes	2,10	2,29	4								
Tricorytopsis	2,63	0,21	3								
Ulmeritoides	4,20	3,02	4								
Ulmeritus	1,59	0,19	3								
Waltzoyphius	2,81	2,36	4								
Wormaldia	0,65	1,99	5								
Zelusua	1,50	0,14	3								

*Cat. = categoria

A ordem Trichoptera apresentou uma proporção significativa de generalistas, enquanto Ephemeroptera possuiu muitos gêneros oportunistas (Figura 5). O número elevado de gêneros em outros grupos diferentes da categoria de sensíveis a impactos que gerou o padrão observado para essas duas ordens (Figura 4b, d).

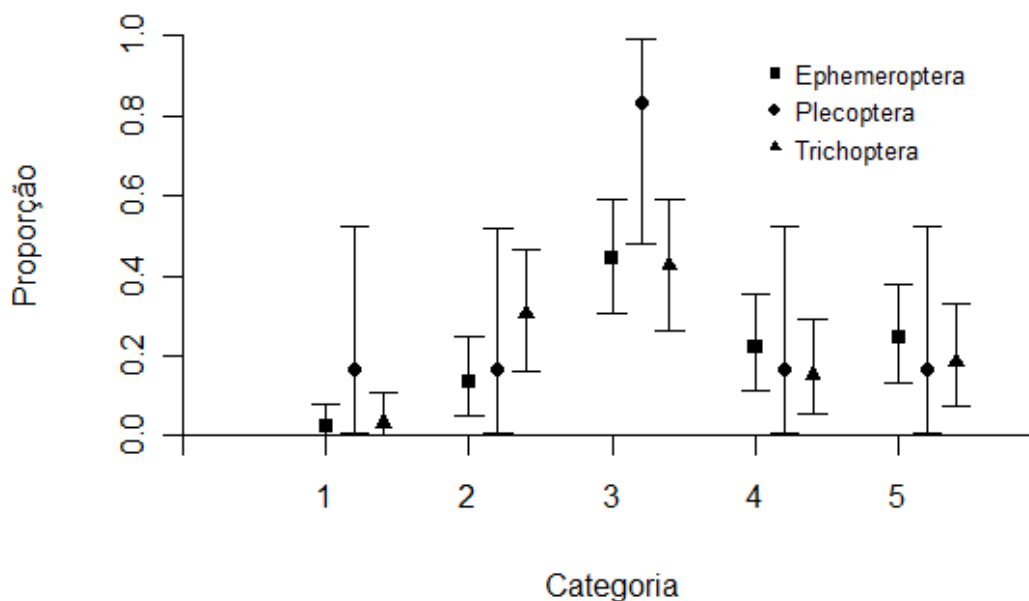


Figura 5 – Freqüências relativas e intervalo de credibilidade (95%) dos gêneros nas cinco categorias propostas no trabalho dividida nas ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera coletados na bacia do Rio das Almas no período de agosto a outubro de 2008.

Discussão

O tema alternância de espécies entre localidades distintas, tanto por fatores ambientais como históricos vêm sendo debatido exaustivamente pela ecologia (Veech 2002, Jurasinski et al. 2009). Apesar de ter se tornado um lugar comum na ecologia, o grande desafio não é mais o uso e a comparação entre métodos distintos para examinar os padrões observados, mas sim o desenvolvimento de mecanismos robustos capazes de identificar os processos fundamentais (Anderson et al. 2010). A compreensão do fenômeno só se dará por completo quando mecanismos de análises de abundâncias conjuntas dos grupos taxonômicos explorados possam servir de instrumentos para explicitar os mecanismos que estruturam a mudança de diversidade (Tuomisto 2010a, b).

A alternância de gêneros teve um comportamento complexo com relação ao IIIH, sendo necessário compreender o contexto da área de trabalho. Grande parte da área de trabalho apresenta-se modificada por práticas agrícola, onde a maioria dos córregos se

encontra em uma matriz impactada. A atividade agrícola tem como principal fonte de impacto a retirada de mata ciliar e assoreamento, e não a emissão de poluentes. A relação de Arrenius (Preston 1948) prediz uma redução na quantidade de tipos funcionais e morfológicos quando reduzimos a área. Assim, esperaríamos uma maior quantidade de gêneros em locais degradados em detrimento de locais preservados, somente pelo efeito de área. Como o modelo proposto calcula a ocorrência potencial dos gêneros essa maior riqueza regional elevaria a riqueza potencial. Entretanto esse incremento seria resultado de uma maior quantidade de córregos impactados, e não por uma maior quantidade de gênero aclimatados as condições adversas.

O número de gêneros potenciais no estudo apresentou dois momentos de maior valor, em locais impactados, devido ao efeito da área, e em locais bem preservados, pois as condições ambientais são menos adversas permitindo a sobrevivência de um maior número de espécies. Entretanto, a riqueza observada possui uma relação de sino com a IHH, com maiores valores em localidade medianamente impactadas. O resultado é semelhante encontrados em córregos na Nova Zelândia, onde os impactos são ocasionados por cheias e aumento de vazão (Townsend et al. 1997a, Townsend et al. 1997b), e instabilidade do habitat (Death and Winterbourn 1995). Nos estudos transcorridos na Nova Zelândia os distúrbios foram discretos temporalmente, diferente desse trabalho, onde a adversidade nos córregos são constantes.

Apesar do resultado demarcado de maior riqueza em locais com níveis intermediários, existem críticas ao modelo do distúrbio intermediário (Tokeshi 1999, Giacconinni 2007). A redução nas forças interativas entre as espécies devido aos distúrbios não necessariamente levaria a redução nas taxas de exclusão competitiva (Chesson and Huntly 1997), o que refutaria o principal argumento da hipótese do distúrbio intermediário. Entretanto, os modelos testados para essas conclusões são

puramente teóricos e espacialmente implícitos. Assim o efeito da disposição espacial das comunidades, bem como a dispersão não tem efeitos na estrutura das comunidades. O efeito de massa é algo corriqueiro em sistemas ecológicos (Kunin 1998, Robson and Chester 1999), onde locais com maior riqueza taxonômica e/ou abundância por efeito de migração forneceriam indivíduos a lugares mais pobres em diversidade. Assim localidades com níveis intermediários de adversidade podem apresentar uma maior riqueza por estarem recebendo propágulos provenientes, tanto de locais impactados como de locais preservados.

A observação direta das relações dos gêneros com o gradiente ambiental permite compreender como se dá o processo de alternância em locais distintos e explicar o seu comportamento complexo. Os coeficientes da função Beta para cada gênero, indica uma quantidade grande de gêneros sensíveis à impactos no habitat dos córregos. Entretanto, cerca de 20% de todos os gêneros possui uma relação inversa com o habitat, além de outros 17% apresentarem picos de abundância em locais com níveis intermediários de impacto. Tal configuração de proporções de grupos de respostas influencia na alternância de gêneros entre localidades com grau de impacto distintos, indicando a existência de uma fauna específica para cada modificação ambiental.

Os gêneros que apresentaram tolerância ao aumento da adversidade são aquelas das ordens Ephemeroptera e Trichoptera, não possuindo nenhum representante em Plecoptera. A ordem Plecoptera também apresenta uma menor quantidade de tipos morfológicos e taxonômicos entre os insetos aquáticos na região neotropical (Vinson and Hawkins 2003, Tomanova et al. 2006). Os representantes de Plecoptera possuem exigência grande por águas correntes frias e bem oxigenadas, limitando o espectro de ocorrência das espécies (Ward 1992). O grau de tolerância restrito somado a uma baixa

diversidade taxonômica e funcional leva aos gêneros de Plecoptera a terem uma relação forte com a integridade de habitat.

O modelo testado nesse trabalho apresenta características interessantes e essenciais a estudos sobre alternância de diversidade entre locais. A principal vantagem é a relação direta das limitações ecológicas ou fisiológicas dos grupos taxonômicos com as taxas de substituições em um gradiente ambiental. As taxas encontradas pelo modelo são respostas diretas das flutuações dos tamanhos populacionais dos gêneros dos córregos, sendo assim, geradas pelos processos determinantes da alternância de diversidade, e não apenas uma imagem transcrita do padrão observado. As curvas relativas a quantidade de gêneros, observado, potencial e diferencial, são geradas explicitamente por processos ecológicos, respondem de maneira direta as perguntas elaboradas no trabalho.

A desvantagem que o modelo apresentou é relativa ao tempo de demandando para as interações do MCMC. A necessidade de um tempo relativamente grande para a estimação de parâmetros através desse método já é divulgado (Sturtz et al. 2005), principalmente quando o número de parâmetros é elevado. Apesar dessa limitação, o custo-benefício é pequeno, já que a quantidade de informações extraídas sobre os padrões de alternância de gêneros, e também sobre a história natural dos grupos trabalhados é grande.

Um resultado importante e preocupante do trabalho está relacionado a conservação da diversidade de insetos aquáticos no Cerrado. A quantidade de córregos em bom estado de conservação vem se tornando cada vez menor em escala global (Caissie 2006), e o Cerrado não se mostra como exceção. Entretanto, a quantidade de gêneros que um córrego individual bem conservado pode apresentar tanto potencialmente como observado é maior que aqueles impactados. Assim se torna

urgente a delimitação de práticas que visem manter a integridade de habitats nos córregos do Cerrado. Essa medida, além de melhorar os córregos já alvos de adversidades por atividades antrópicas, possibilita a manutenção da diversidade, tanto local como regional de insetos aquáticos.

Referências bibliográficas

- AB'SÁBER, A. 2003. Os domínios de natureza no Brasil: Potencialidades paisagísticas. Ateliê Press, São Paulo, Brazil.
- ANDERSON, M. J., T. O. CRIST, J. M. CHASE, M. VELLEND, B. D. INOUE, A. L. FREESTONE, N. J. SANDERS, H. V. CORNELL, L. S. COMITA, K. F. DAVIES, S. P. HARRISON, N. J. B. KRAFT, J. C. STEGEN AND N. G. SWEENSON. 2010. Navigation the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14:19-28.
- ANDRADE, H. A. AND P. G. Kinas. 2008. Inferência em ecologia: comentários e um exemplo. *Atlântica* 30:147-160.
- ANJOS, H. O. 2008. Riscos ambientais na delimitação de áreas potenciais para corredores ecológicos na sub-bacia hidrográfica do Rio das Almas (Goiás). PHD Thesis. DEF/UnB, Brasília, Brazil.
- CAISSIE, D. 2006. The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology* 51:1389-1406.
- CEREGHINO, R., Y. S. PARK, A. COMPIN AND S. LEK. 2003. Predicting the species richness of aquatic insects in streams using a limited number of environmental variables. *Journal of the North American Benthological Society* 22:442-456.
- CHAO, A., R. L. CHAZDON, R. K. COLWELL AND T. J. SHEN. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8:148-159.
- CHESSON, P. AND N. HUNTLY. 1997. The roles of harsh and fluctuating conditions in the dynamics of ecological communities. *The American Naturalist* 150: 520-553.
- CHIASSON, A. 2009 Bootstrapping to investigate the effect of number of macroinvertebrate samples on confidence limits of the mean. *Environmental Monitoring and Assessment* 149:53-59.
- CUCHEROUSSET, J., F. SANTOULA, J. FIQUEROLA, AND R. CEREGHINO. 2008. How do biodiversity patterns of river animals emerge from the distributions of common and rare species? *Biological Conservation* 141:2984-2992.
- DEATH, R. G., AND M. J. WINTERBOURN. 1995. Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities - the influence of habitat stability. *Ecology* 76:1446-1460.
- GELMAN, A., J. B. CARLIN, H. S. STERN AND D. B. RUBIN 1995 Bayesian data analysis. Chapman & Hall, London, UK.

- GIACOMINI, H. C. 2007a. Os mecanismos de coexistência de espécies como vistos pela teoria ecológica. *Oecologia Brasiliensis* 11:521-543.
- GIACOMINI, H. C. 2007b. Sete motivações teóricas para o uso da modelagem baseada no indivíduo em ecologia. *Acta Amazonica* 37:431-446.
- GODOY, B. S. 2007. *Estrutura da assembléia de Gerromorpha (Heteroptera) em igarapés dos municípios de Rio Preto da Eva e Manaus, Amazonas*. Msc Thesis Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brazil.
- HANSKI, I. 1992. Inferences from Ecological Incidence Functions. *American Naturalist* 139:657-662.
- HEINO, J., T. MUOTKA AND R. PAAVOLA. 2003. Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. *Journal of Animal Ecology* 72:425-434.
- HISTON, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist* 113:81-101.
- HUTCHINSON, G. E. 1957. Population Studies - Animal ecology and demography - Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:415-427.
- INMET. 2010. Instituto Nacional de Meteorologia. Normais Climatológicas. www.inmet.gov.br.
- JURASINSKI, G., V. RETZER AND C. BEIERKUHNLIN. 2009. Inventory, differentiation, and proportional diversity: a consistent terminology for quantifying species diversity. *Oecologia* 159:15-26.
- KINAS, P. G. AND H. A. ANDRADE 2010. *Introdução à análise bayesiana (com R)*. maisQnada Press, Porto Alegre, Brazil.
- KUNIN, W. E. 1998. Biodiversity at the edge: A test, of the importance of spatial "mass effects" in the Rothamsted Park Grass experiments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 95:207-212.
- LEGENDRE, P., D. BORCARD AND P. R. PERES-NETO. 2005. Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs* 75:435-450.
- LEPS, J., F. de BELLO, S. LAVOREL AND S. BERMAN. 2006. Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. *Preslia* 78:481-501.
- LUNN, D., D. SPIEGELHALTER, A. THOMAS AND N. BEST. 2009. The BUGS project: Evolution, critique, and future directions. *Statistics in Medicine* 28:3049-3067.
- MACARTHUR, R. H. AND R. LEVINS. 1967. Limiting similarity convergence and divergence of coexisting species. *American Naturalist* 101:377-385.
- MARCAHNT, R. 2007. The use of taxonomic distinctness to assess environmental disturbance of insect communities from running water. *Freshwater Biology* 52:1634-1645.
- MATURAMA H. 2001. *Cognição, ciência e vida cotidiana*. UFMG Press, Belo Horizonte, Brazil.

- NESSIMIAN, J. L., E. M. VENTICINQUE, J. ZUANON, P. De MARCO, M. GORDO, L. FIDELIS, J. D. BATISTA AND L. JUEN. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614:117-131.
- PAULINO, C. D., M. A. A. TURKMAN AND B. MURTEIRA. 2003. *Estatística bayesiana*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, Portugal.
- PRESTON, F. W. 1948. The commonness and rarity of species. *Ecology* 29:254-283.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- REYNOLDS, C. 1998. The state of freshwater ecology. *Freshwater Biology* 39:741-753.
- ROBSON, B. J. AND E. T. CHESTER. 1999. Spatial patterns of invertebrate species richness in a river: the relationship between riffles and microhabitats. *Australian Journal of Ecology* 24:599-607.
- ROYLE, J. A. AND R. M. DORAZIO. 2008. Hierarchical modeling and inference in ecology: the analysis of data from population and communities. Academic Press, San Diego, USA.
- STURTZ, S., U. LIGGES, AND A. GELMAN. 2005. R2WinBUGS: A Package for Running WinBUGS from R. *Journal of Statistical Software* 12:1-16.
- THORP, J. H. AND M. L. COTHRAN. 1984. Regulation of freshwater community structure at multiple intensities of dragonfly predation. *Ecology* 65:1546-1555.
- TOKESHI, M. 1999. *Species coexistence: ecological and evolutionary perspectives*. Blackwell Science, Oxford, USA.
- TOMANOVA, S., E. GOITIA AND J. HELESIC. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556:251-264.
- TOWNSEND, C. R., M. R. SCARSBROOK AND S. DOLEDEC. 1997a. Quantifying disturbance in streams: alternative measures of disturbance in relation to macroinvertebrate species traits and species richness. *Journal of the North American Benthological Society* 16:531-544.
- TOWNSEND, C. R., M. R. SCARSBROOK AND S. DOLEDEC. 1997b. The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. *Limnology and Oceanography* 42:938-949.
- TUOMISTO, H. 2010a. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33:2-22.
- TUOMISTO, H. 2010b. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 2. Quantifying beta diversity and related phenomena. *Ecography* 33:23-45.
- TUOMISTO, H., K. RUOKOLAINEN AND M. YLI-HALLA. 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forests. *Science* 299:241-244.

- VEECH, J. A., K. S. SUMMERVILLE, T. O. CRIST AND J. C. GERING. 2002. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. *Oikos* 99:3-9.
- VELLEND, M. 2001. Do commonly used indices of β -diversity measure species turnover? *Journal of Vegetation Science* 12:545-552.
- VINSON, M. R. AND C. P. HAWKINS. 2003. Broad-scale geographical patterns in local stream insect genera richness. *Ecography* 26:751-767.
- WARD J. V. 1992. *Aquatic insects ecology: Biology and habitat*. John Wiley & Sons Press, New York, USA.
- WHITTAKER, R. H. 1957. Recent evolution of ecological concepts in relation to the eastern forests of North-America. *American Journal of Botany* 44:197-206.

Capítulo escrito com referências nas normas da revista Journal of Ecology and Natural Environment

Capítulo 4: Utilização de índices de integridade de habitat junto a índices saprobióticos para o monitoramento ecológico de córregos: Estudo de caso da bacia do Rio das Almas

“Biomonitoring is now recognized as one of the most valuable tools available in the arsenal of environmentalists... Thus biomonitoring has the secondary benefit of inspiring and stimulating individuals, especially the young, toward science and the study of nature. Few disciplines exist in which the study of nature can offer so much direct benefit toward the preservation of the very habitat being studied.”

Mandaville 2002

Introdução

O aumento da ocupação humana na região do Cerrado brasileiro é assunto em pauta, visto que esse bioma é classificado como “hotspots” para conservação da biodiversidade (Myers, 2000). No Cerrado, as principais fontes de impactos em sistemas lóticos são a degradação de cobertura vegetal marginal, construção de barragens e despejo de esgoto doméstico (Duarte and Theodoro, 2002). Observar o impacto causado em ecossistemas aquáticos continentais é importante, pois as informações disponíveis até o momento demonstram que o declínio na diversidade nesse sistema é mais acentuado do que suas contrapartes terrestres e marinhas (Chapman, 1999; Cucherousset et al., 2008; Dudgeon et al., 2006). Nos últimos anos a integridade biológica e ecológica dos rios tornou-se um assunto crescente no meio científico e político, fomentando vários pesquisadores e agências ambientais a direcionarem seus esforços para fornecerem informações para um biomonitoramento efetivo (Metcalf, 1989).

O monitoramento dos ecossistemas usando a biota aquática pode ser uma boa estimativa de impactos nestes ambientes principalmente pelo seu baixo custo para a

detecção da poluição dos sistemas hídricos (Thorne and Williams, 1997). Diversos organismos são utilizados para esse fim, sendo que cada grupo apresenta peculiaridades positivas ou negativas (Resh, 2008). Entretanto, vários autores afirmam que macro-invertebrados bentônicos são os mais indicados por apresentarem respostas mais assertivas frente à impactos ambientais (Barbour et al., 1999; Hauer and Lamberti, 2007). A preferência por esse grupo em grande parte é relacionado a características biológicas favoráveis para o biomonitoramento. Entre essas características podemos citar ciclo de vida longo, elevada diversidade biológica, metodologias de coleta simples e de baixo custo, identificação facilitada, além de ser um elo importante na dinâmica ecossistêmica (Rosenberg and Resh, 1993; Callisto, 2002).

Um dos índices mais utilizados no mundo utilizando macro-invertebrados é o BMWP (Biological Monitoring Working Party) criado na Grã-Bretanha em 1976, atualmente implementado na Grã-Bretanha, Espanha e Holanda (Metcalf, 1989; Tolkamp, 1985; Tercedor and Ortega, 1988). A primeira adaptação do BMWP no Brasil foi feita para Bacia do Rio das Velhas em Minas Gerais (Junqueira et al., 2000), seguido para a Bacia do rio Meia Ponte em Goiás (Monteiro et al., 2008). As modificações ocorridas nos índices bióticos retratam as necessidades da adaptação as condições locais/regionais, uma vez que os processos de alteração ambiental são reflexos do histórico de ocupação humana na bacia hidrográfica em estudo (Monteiro et al., 2008). Além disso, tais adaptações são necessárias devido aos padrões de distribuição de espécies numa comunidade serem dependentes de processos ecológicos, filogenéticos e biogeográficos, localizados localmente ou regionalmente (Webb *et al.* 2002). Portanto, para que os índices bióticos sejam adaptados para uma nova localidade, é necessário estabelecer as valências das espécies locais (Junqueira & Campos 1998).

Apesar da sua popularização e ampla implementação, os índices saprobióticos sofrem muitas críticas, principalmente quanto a sua restrita aplicação regional e a suposta capacidade de medir somente impactos orgânicos (Baptista et al., 2007; Baptista, 2008). A principal crítica aos índices saprobióticos afirma que a alteração da estrutura do habitat é um dos maiores estressores dos sistemas aquáticos (Karr et al., 1999). Assim um habitat descaracterizado, em comparação a um ambiente prístino, pode obscurecer efeitos de toxicidade e/ou poluição (Barbour et al., 1999). Tendo em vista essa deficiência do BMWP é necessário então observar as relações desse índice com outros tipos de impactos antrópicos além de carga orgânica.

O objetivo do trabalho é verificar se os valores do índice BMWP respondem a alterações distintas ao lançamento de esgoto em córregos na região central do Brasil. Tais impactos como desflorestamento e uso impróprio de solo próximo a esses córregos é comum no estado de Goiás dentro do Cerrado Brasileiro, já que são protegidos somente 3,06% dessa área (Diniz et al., 2008a; Diniz et al., 2008b). Caso o índice não responder de maneira satisfatória, será necessária a elaboração de um novo método de observar e avaliar os impactos ambientais, possibilitando medidas mais simples e rápidas, porém eficientes, para biomonitoramento.

Materiais e Métodos

Área de Estudo:

O estudo foi realizado em 101 córregos na bacia do Rio das Almas, localizadas na região central do estado de Goiás, Brasil (Figura 1). Essa bacia hidrográfica apresenta áreas degradadas, com predomínio de intensas atividades agrícolas e de pecuária, elevado índice de desmatamento e assoreamento, e áreas com pouca ação antrópica (Anjos, 2008). De acordo com a classificação de Köppen, o clima na região de

estudo é tropical Aw, e apresenta um período seco com duração de cinco meses (maio a setembro), com temperaturas médias anuais variando de 24 a 28°C, com máximas entre 29 e 33°C e mínimas variando de 18 a 22°C. A precipitação pluviométrica na região varia entre 1650 e 1850mm (INMET, 2011).

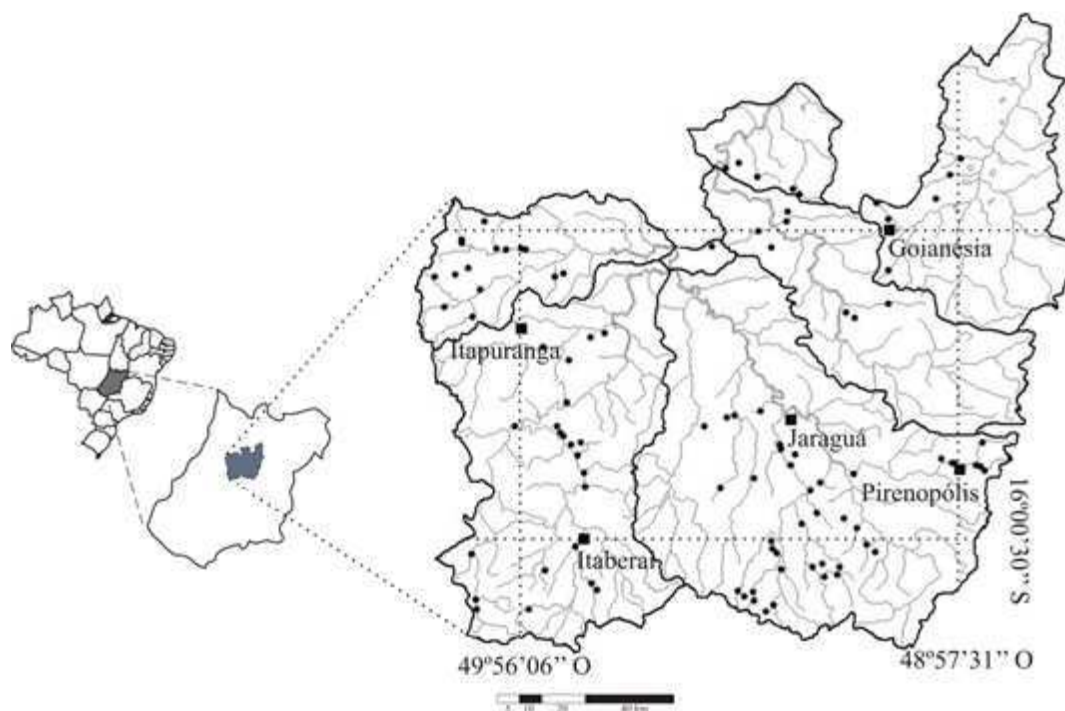


Figura 1 – Pontos amostrais para insetos aquáticos na bacia do Rio das Almas no Estado de Goiás, no período de agosto a outubro de 2008.

Amostragem

A entomofauna bentônica foi coletada no período de agosto a outubro de 2008, em quatro micro-habitats distintos: vegetação marginal, pedras, folhiço de fundo e areia. Uma peneira de 0,025 mm de abertura foi utilizada por 15 minutos por micro-habitat, totalizando uma hora por ponto. Esse método de amostragem foi escolhido por não apresentar desvio na composição da comunidade frente a processos de amostragem mais exaustivos (Chiasson, 2009).

O índice BMWP foi calculado para todos os pontos amostrais segundo o protocolo adaptado para a bacia do rio Meia Ponte feito por Monteiro et al. (2008). Não

fizemos uma nova adaptação do índice BMWP para a bacia do Rio das Almas, pois assumimos que a proximidade e estar no mesmo Bioma do rio Meia Ponte possibilita a similaridade biológica, geográfica e climática entre as duas bacias.

Caracterização do uso da terra e integridade de habitat

Os pontos amostrados foram caracterizados quanto ao uso da terra e à integridade de habitat através do protocolo de Nessimian et al. (2008), que propõe 12 parâmetros capazes de refletir as condições ambientais do córrego e do seu entorno. Esse protocolo pode ser adaptado a diferentes biomas e possibilita uma análise rápida e eficaz do ambiente. Para o desenvolvimento desse estudo, foi necessário adaptar o parâmetro F1 (ver Nessimian et al., 2008) para largura da mata ciliar, pois o bioma Cerrado apresenta naturalmente vegetação ripária menor quando comparada à da região amazônica (Ab'Sáber, 2003). Seguindo o protocolo proposto, foram obtidos valores com variação de 0 a 1, onde 1 indica pouca alteração de habitat e 0 muita alteração. Esses valores constituem o Índice de Integridade de Habitat (IIH).

Análises de dados

A inferência bayesiana foi utilizada nesse trabalho no testes das hipóteses, já que seu uso na ecologia vem crescendo devido à singularidade que essa ciência apresenta na estimação de parâmetros (ver Gelman et al., 1995 e Andrade and Kinas, 2008). Os intervalos de credibilidade (IC; 95%) para os parâmetros de interesse foram calculados usando a re-amostragem por relevância, servindo de um teste direto à hipóteses (Paulino et al., 2003). Segundo o teorema de Monte Carlo os valores encontrados para o IC correspondam a um intervalo de alta probabilidade que abrange o valor real do parâmetro de interesse (Gelman et al., 1995; Andrade and Kinas, 2008).

Os valores do índice BMWP são obtidos através de somatório dos escores das famílias de macro-invertebrados presentes no local amostrado, apresentando apenas valores reais positivos. Por apresentar tal característica, o valor de BMWP foi modelado através de uma regressão Poisson (Gelman et al., 1995) com o índice IIH como variável preditora. O modelo Poisson é definido pelo conjunto de equações:

$$BMWP' = Pois(\mu_i)$$

$$n_i = \log(\mu_i)$$

$$n_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot IIH_i$$

os valores de beta (β_0, β_1) representam o intercepto e o coeficiente da relação entre o IIH com o BMWP. O ajuste do modelo foi observado de duas maneiras, através da interpolação entre os valores preditos e estimados pela regressão Poisson, e pela estimativa R^2 da regressão.

A importância do IIH na variação da saprobidade foi observada através da distribuição da diferença entre os valores estimados para o máximo valor de IIH (1) e o menor valor para tal índice (0). Essa distribuição permite uma medida direta do quanto a variação explicada pelo modelo tem importância para o fenômeno em questão (DeGroot and Schervich, 2002).

Elaboração de um novo modelo para observação de impactos antrópicos em córregos

Elaboramos um método para observar e monitorar o tipo de impacto ocorrido no córrego usando ambos os índices de integridade e de saprobidade (IIH e BMWP). O método consiste em interpolar os valores de IIH e de BMWP em um eixo cartesiano, entretanto com os valores dos índices padronizados entre -0,5 e 0,5. Nesse gráfico, duas circunferências foram inseridas, uma com um raio de 0,25 e a outra com 0,45 em relação à origem. Tais circunferências correspondem aos valores de 50 e 90% da distribuição dos dois índices em conjunto.

Esse método permite observar o tipo de impacto mais vigente nas localidades, bem como a magnitude que o mesmo apresenta. Os pontos amostrais localizados no primeiro quadrante do plano cartesiano são áreas bem preservadas, com altos valores de IHH e de BMWP; os localizados no segundo quadrante são áreas com altos valores de IHH, mas com baixos valores de BMWP. Os pontos localizados no terceiro quadrante são áreas muito degradadas, apresentando baixos valores de IHH e BMWP e os pontos localizados no quarto quadrante são áreas com baixo valor de IHH, mas, com altos valores de BMWP. O 2^a e 4^a quadrantes são áreas que provavelmente apresentam apenas um tipo de impacto, orgânico ou desflorestamento.

Resultados

Relação entre a integridade de habitat e índice saprobiótico

Coletamos um total de 26.910 indivíduos distribuídos em 149 gêneros. A abundância de insetos aquáticos variou de 0 a 507 ($203,86 \pm 108,98$) indivíduos por córrego, e a riqueza entre 0 a 53 ($31,53 \pm 9,18$) gêneros. O IHH variou de 0,06 a 0,95 (média de 0,54 e coeficiente de variação de 0,41), já os valores de BMWP estiveram compreendidos entre 18 a 143. Seguindo a classificação de Monteiro e colaboradores (2008) 56 pontos (55%) foram considerados com boa qualidade da água, 36 (35%) satisfatórios, seis (5%) ruins e três (2%) com qualidade excelente.

As distribuições *a posteriori* dos dois parâmetros da regressão Poisson (β_0 , β_1) apresentaram apenas valores positivos (Tabela 1, Figura 2), ressaltando a importância da integridade de habitat na determinação da saprobidade em um córrego. Entretanto, ao compararmos os valores de β_0 e β_1 vemos que a relação entre o IHH e o BMWP possui intensidade baixa. O argumento de relação fraca é sustentado também pelo baixo valor encontrado para o coeficiente de determinação ($R^2 = 0,08$).

Tabela 1 – Valores dos quartis para os coeficientes do modelo usado para estimar o BMWP para os córregos da bacia do Rio das Almas no período de agosto a outubro de 2008.

Parâmetro	2,5%	Média	97,5%
Intercepto (β_0)	80,08	82,71	85,33
IIH (β_1)	0,29	0,36	0,43

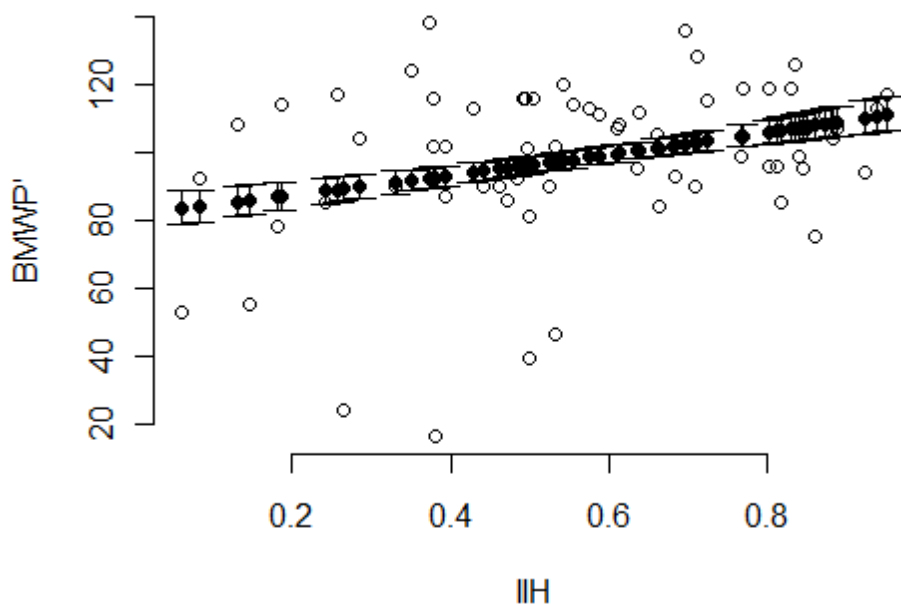


Figura 2 – Relação entre o Índice de Integridade Biótica (IIH) e o Índice Saprobiótico (BMWP) para os córregos amostrados na bacia do Rio das Almas, GO, no período de agosto a outubro de 2008. Os círculos preenchidos representam os valores estimados pelo modelo de regressão Poisson, e as barras os Intervalos de Credibilidade de 95%.

A interpolação entre os valores observados e preditos pelo modelo apresentou uma grande dispersão quando comparada a uma relação perfeita (Figura 3). Os pontos com maiores e menores valores de BMWP foram os que apresentaram uma maior distância entre valores estimados e esperados. A diferença mais acentuada para baixos valores de BMWP indica que o modelo de regressão Poisson necessita de outras variáveis além da integridade de habitat para se ajustar à saprobidade no córrego.

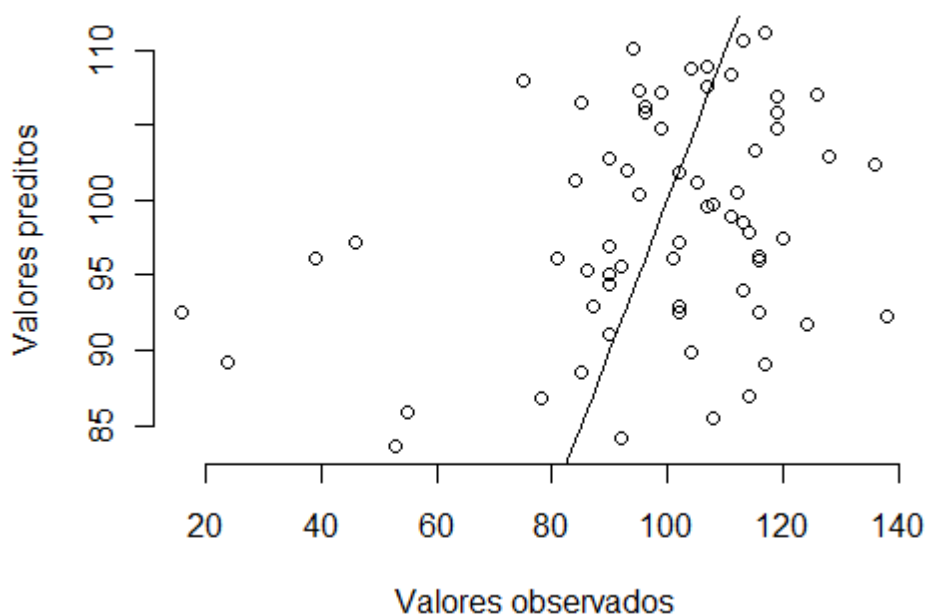


Figura 3 – Ajuste do modelo de regressão Poisson para os valores de BMWP, nos córregos da bacia do Rio das Almas no período de agosto a outubro de 2008. A linha simboliza uma relação perfeita entre os valores preditos e observados.

A diferença entre a estimativa do BMWP utilizando os valores máximo e mínimo de IHH ($\mu = 30,21$ e $\sigma = 5,37$; Figura 4) reforça o argumento de uma relação fraca entre a integridade de habitat e a saprobidade do córrego. A diferença dos valores estimados é pequena quando comparada ao espectro total que o BMWP apresentou na amostragem (125), equivalendo a 24,16% de sua variância. Por representar uma porcentagem baixa da variação total do índice BMWP, o modelo não possui uma boa predição para a relação.

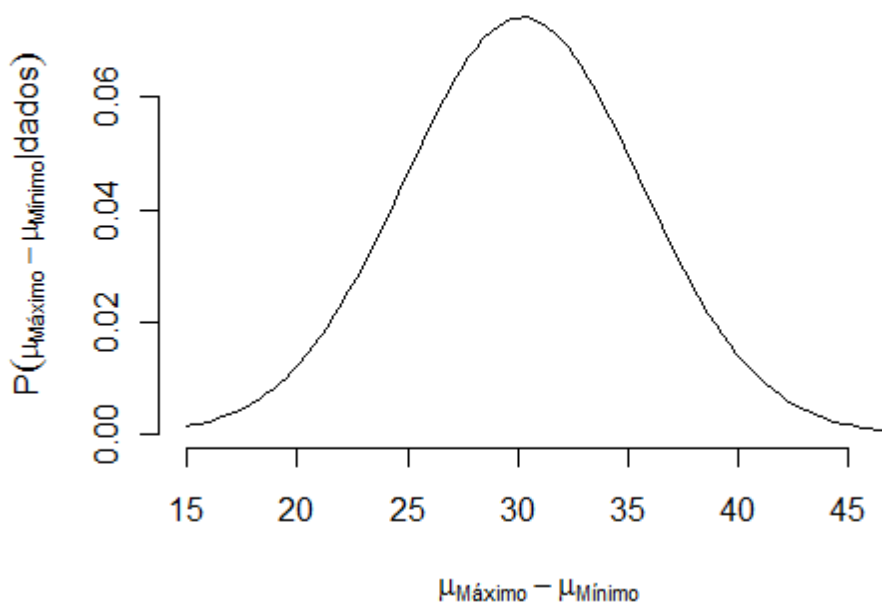


Figura 4 – Distribuição *a posteriori* da diferença entre os BMWP estimados com os valores máximos ($\mu_{\text{Máximo}}$) e mínimos ($\mu_{\text{Mínimo}}$) de IIH.

Exploração visual dos impactos ambientais

A interpolação dos dados de BMWP e IIH colocou a maioria dos pontos amostrais nos quadrantes com altos valores de BMWP, demonstrando baixo teor de poluição nos corpos aquáticos coletados (Figura 5). Os valores para integridade de habitat possuem um espectro maior, indicando que os pontos amostrais variaram de localidades preservadas até locais impactadas. Grande parte dos pontos amostrais ficou alocada na região de altos valores de BMWP e IIH. Logo em seguida, o quadrante com alto valor de BMWP e baixos de IIH apresentaram valor mediano de pontos, seguido do quadrante onde os dois índices apresentam valores baixos. O quadrante menos representado foi com o conjunto de BMWP baixo e valores de IIH alto.

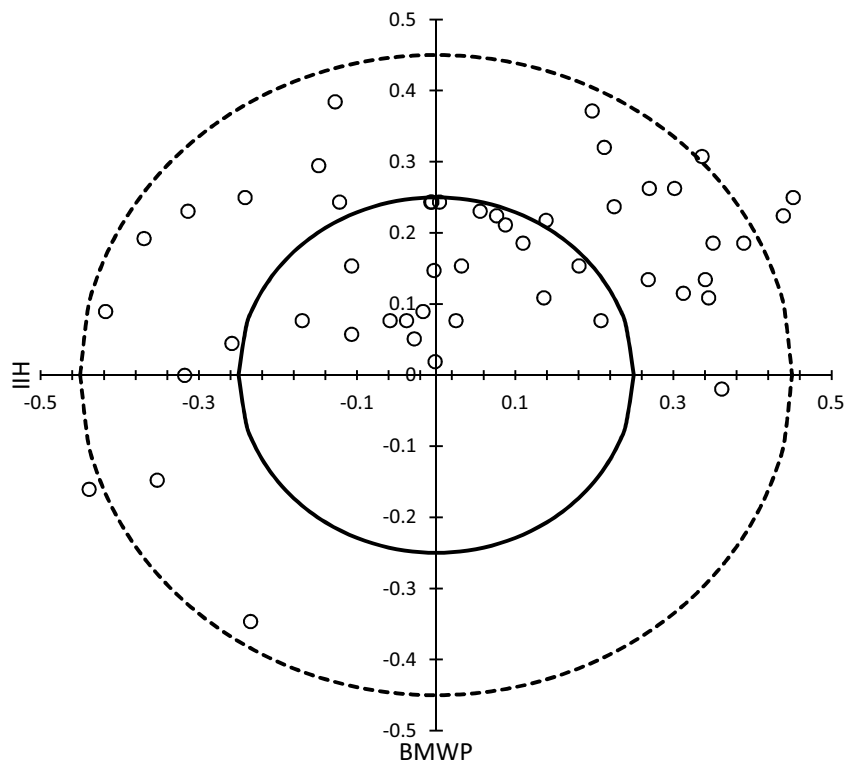


Figura 5 – Metodologia de interpolação dos índices de integridade de habitat e índice saprobiótico (BMWP), visualizando tipos de impactos antrópicos e sua magnitude, para os córregos amostrados na bacia do Rio das Almas, GO, no período de agosto a outubro de 2008.

Discussão

O índice biótico BMWP respondeu de maneira fraca aos impactos causados pelo desmatamento da floresta ripária. A fraca relação dos dois índices (IIH e BMWP) demonstra que as duas metodologias são compatíveis, não apresentando resultados redundantes. A importância dos dois índices apresentarem resultados complementares é que cada um indica um tipo distinto de impacto ao córrego, os quais exercem diferentes pressões fisiológicas as espécies (Gücker et al., 2009).

A prática de biomonitoramento é baseada no conceito de *habitat-templet* (Southwood, 1977), no qual todas as espécies possuem características ecológicas distintas, que são refletidas na resposta funcional das abundâncias frente a um gradiente ambiental. O conceito original propõe que tais características evoluíram como

consequência das pressões seletivas exercidas pelo ambiente sobre os organismos. Assim a imagem funcional da comunidade pode potencialmente ser utilizada como uma ferramenta geral para manejo ecologicamente orientado de rios e outros ecossistemas (Towsend and Hildrew, 1994; Statzner et al., 2001). Como as comunidades biológicas apresentam uma variedade de espécies, na qual cada uma possui respostas funcionais distintas, protocolos que objetivam o monitoramento devem possuir mais de um parâmetro.

Um conceito importante que justifica o esforço de realizar procedimentos de biomonitoramento de ecossistemas aquáticos é o estado ecológico da qualidade de água, que se tornou diretriz orientadora na compreensão ecológica da “saúde ambiental” (Karr, 1999). Tal conceito relaciona-se diretamente a um desvio “das condições de referência” do ecossistema alvo, sendo um ponto operacional de interesse crítico (Karr and Chu, 2000; Bailey et al., 1998) para aplicação do monitoramento biológico com qualquer organismo indicador. A condição de referência nos remete a um tipo de *status* prístino que é um conceito de difícil entendimento e registro, pois, localidades ditas “prístinas” geralmente não são encontradas na maioria das regiões (Stoddard et al., 2006).

A complementaridade dos dois índices serviria então como uma correção ao índice biótico BMWP. Uma das críticas relacionadas a esse índice seria a sua capacidade de identificar somente impactos relacionados ao lançamento de esgoto nos córregos, tornando o índice deficiente para trabalhos de biomonitoramento (Baptista, 2008). Assim, monitoramento baseados em uma única métrica apresentariam o problema da não observação de todos os possíveis efeitos de alterações antrópicas no sistema.

A união dos impactos orgânicos e de desmatamento torna os trabalhos de biomonitoramento mais efetivos e práticos, não necessitando de muitos recursos, grande número de amostras e o teste de várias métricas. A caracterização mais abrangente e eficaz, utilizando tanto métricas da comunidade (no caso BMWP) e de integridade física (IIH), permite uma visão mais completa do estado ecológico de um determinado ecossistema aquático, possibilitando atingir a meta dos programas de monitoramento ambiental (Karr, 1999).

A relação encontrada entre o IIH e o BMWP deve ser observada com cuidado, mesmo apresentando pequenos valores de ajuste e intensidade. A possível relação não seria um processo de causa e efeito e sim seria fruto de uma relação indireta entre os índices, na qual a integridade determinaria a riqueza de gêneros em um córrego e o número de gêneros afetaria os valores do BMWP. Por apresentarem relacionamento indireto a utilização conjunta dos dois índices torna-se mais eficiente, pois capta variações que são intrínsecas a cada índice.

O método proposto de interpolação entre os dois índices demonstra-se uma alternativa viável e prática para monitoramento de córregos. A eficiência desse método é sua rápida implementação, resultados simples e a possibilidade de acompanhar possíveis respostas do estado ecológico frente a ações de restauração de córregos. Essas características são essenciais a programas de monitoramento, por permitir não somente demarcar o estado atual de um sistema, mas também orientar quais medidas deve ser postas em prática e medir o sucesso das ações (Hering et al., 2006).

Na bacia do Rio das Almas observamos que a alteração do habitat nos córregos é a maior fonte de impactos a esses sistemas. Dessa forma, as ações para melhoria da qualidade do estado ecológico nessa bacia é a restauração da mata ciliar e do leito dos córregos. Entretanto, ao analisarmos a interpolação, observamos que existem pontos

com elevados valores de BMWP, mas baixos de IIH. Caso esses pontos fossem analisados somente pelo BMWP, com o intuito de indicar possíveis áreas para conservação, estaríamos mascarando a realidade do local e tomaríamos como referência uma área degradada por desmatamento.

É necessário frisar que os córregos amostrados se encontram em zona rural, local que grande parte da mudança causada por influência humana é por desmatamento e alterações na morfologia do canal (Duarte and Theodoro, 2002). A amostragem conseguiu captar um gradiente de locais conservados a impactados, atendendo um pré-requisito importante para estudos de monitoramento biológico (Hering et al., 2006). Estudos prévios observaram que a riqueza de gêneros das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) possui relação com a integridade do habitat e não a características físico-químicas em córregos do cerrado (Capítulo 1). Essa relação pode ter sérias influências no BMWP, pois esse índice constitui-se do somatório de pontuações das famílias que ocorrem no local.

A busca por métodos mais eficientes para quantificar o estado ecológico de rios deve ser um objetivo comum para biólogos, tanto nas áreas de ciência básica como em suas aplicações. A comunicação entre biólogos, tomadores de decisão e gestores deve ser facilitada, principalmente pela adoção de métodos simples e que possam ser permeados entre esses meios distintos. A utilização dos dois índices feito nesse trabalho, BMWP e IIH, permitiu a visualização simplificada do estado que os córregos da bacia do Rio das Almas apresentam. A restauração desses sistemas deve ser norteadas por indicadores chaves e de simples utilização, como a interpolação dos dois índices. A falha em conseguir detectar e propagar o estado ecológico de um rio é em última instância falhar com a saúde da própria sociedade.

Referências bibliográficas

- Ab'Sáber A (2003). Os domínios de natureza no Brasil: Potencialidades paisagísticas. Ateliê Press, São Paulo.
- Andrade HA, Kinas PG (2008) Inferência em ecologia: comentários e um exemplo. *Atlântica*. 30: 147-160.
- Anjos HO (2008) Riscos ambientais na delimitação de áreas potenciais para corredores ecológicos na sub-bacia hidrográfica do Rio das Almas (Goiás). PHD Thesis. DEF/UnB, Brasília.
- Bailey RC, Kenned MG, Dervish MZ, Taylor RM (1998) Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. *Freshwater Biology*. 39: 765-774.
- Baptista DF, Buss DF, Egler M, Giovanelli A, Silveira MP, Nessimian JL (2007) A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*. 575: 83-94.
- Baptista DF (2008) Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*. 12: 425-441.
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB (1999) Rapid bioassessment protocol for use in streams and wadable rivers: Periphyton, Benthic macroinvertebrates and Fish. EPA 841-B-99-002. Washington D.C.: Environment Protection Agency.
- Callisto M, Gonçalves J (2002) A vida nas águas das montanhas. *Ciência hoje*. 31: 68-71.
- Chapman MG (1999) Are there adequate data to assess how well theories of rarity apply to marine invertebrates? *Biodiversity and Conservation*. 8: 1295-1318.
- Chiasson A (2009) Bootstrapping to investigate the effect of number of macroinvertebrate samples on confidence limits of the mean. *Environmental Monitoring and Assessment*. 149: 53-59.
- Cucherousset J, Santoula F, Fiquerola J, Cereghino R (2008) How do biodiversity patterns of river animals emerge from the distributions of common and rare species? *Biological Conservation*. 141: 2984-2992.
- DeGroot MH, Schervisch MJ (2002) Probability and statistics. Addison Wesley, New York. 816p.
- Diniz JAF, Bini LM, Pinto MP, Terribile LC, de Oliveira G, Vieira CM, Blamires D, Barreto BD, Carvalho P, Rangel TFLV, Torres NM, Bastos RP. (2008a) Conservation planning: a macroecological approach using the endemic terrestrial vertebrates of the Brazilian Cerrado. *Oryx*. 42: 567-577.

- Diniz JAF, Bini LM, Vieira CM, Blamires D, Terribile LC, Bastos RP, de Oliveira G, Barreto BD (2008b) Spatial patterns of terrestrial vertebrate species richness in the Brazilian Cerrado. *Zoological Studies*. 47: 146-157.
- Duarte LMG, Theodoro SH (2002) *Dilemas do Cerrado*. Rio de Janeiro, Garamound press.
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata ZI, Knowler DJ, Leveque C, Naiman RJ, Prieur-Richard AH, Soto D, Stiassny MLJ, Sullivan CA (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*. 81: 163-182.
- Gelman A, Carlin JB, Stern HS, Rubin DB (1995) *Bayesian data analysis*. Chapman & Hall, London.
- Gücker B, Boëchat IG, Giani A (2009) Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. *Freshwater Biology*. 54: 2069-2085.
- Hauer FR, Lamberti GA (2007) *Methods in Stream Ecology*. Elsevier, Londres.
- Hering D, Feld CK, Moog O, Ofenböck T (2006) Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*. 566: 311-324.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Normais Climatológicas. (2011) www.inmet.gov.br.
- Junqueira VM, Campos SCM (1998) Adaptation of the "BMWP" method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*. 10: 125-135.
- Junqueira VM, Amarante MC, Dias CFS (2000) Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do alto Rio das Velhas através de macroinvertebrados. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 12: 73-87.
- Karr JR (1999) Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*. 41: 221-234.
- Karr JR, Chu EW (2000) Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*. 423: 1-14.
- Metcalf JL (1989) Biological water quality assessment of running water based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. *Environment Pollution*. 60: 101-139.
- Monteiro TR, Oliveira LG, Godoy BS (2008) Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP' à bacia do rio Meia Ponte - GO. *Oecologia Brasiliensis* 12: 553-563.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403: 853-858.

- Nessimian JL, Venticinque EM, Zuanon J, De Marco P, Gordo M, Fidelis L, Batista JD, Juen L (2008) Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*. 614: 117-131.
- Paulino C D, Turkman MAA, Murteira B (2003) *Estatística bayesiana*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
- Resh VH (2008) Which group is best? Attributes of differential biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environment Monitoring Assessment*. 138: 131-138.
- Rosemberg DM, Resh VH (1993) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, Londres.
- Southwood TRE (1977) Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology*. 46: 337-365.
- Statzner B, Bis B, Dolédec S, Ussegliopolatera P (2001) Perspectives for biomonitoring at large scale: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology*. 2: 73-85.
- Stoddard JL, Larsen DP, Hawkins CP, Johnson RK, Norris RH (2006) Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. *Ecological Application*. 16: 1267-1276.
- Tercedor JA, Ortega AS (1988) Un metodo rapido y simple para evaluar la calidad biologica de las aguas corrientes baseado en el de Hellawell (1978). *Limnetia*. 4: 51-56.
- Thorne RJ, Williams P (1997) The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology*. 37: 671-686.
- Tolkamp HH (1985) Biological assessment of water quality in running water using macroinvertebrates: a case study for Limburg, The Netherlands. *Water Science and Technology*. 17: 867-878.
- Townsend CRM, Hildrew AC (1994) Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31: 265- 275.
- Webb CO, Ackerly DD, McPeck MA, Donoghue MJ (2002) Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematic*. 33: 475-505.

Conclusões

“... Portanto, nada é uma explicação em si mesma, e é a pessoa que aceita uma resposta explicativa quem especifica a resposta como explicação.”

Maturana, *Cognição, ciência e vida cotidiana*

Os resultados encontrados no trabalho demonstram a falta de relação da fauna de EPT com o tamanho do canal. Não ocorre modificação no número de gêneros com a mudança de ordem de rio, resultado contrário do esperado pelo conceito de continuidade de rios. Entretanto as mudanças nas comunidades ocorrem de maneira similar aos representantes da família Ephemeroptera e Trichoptera, indicando uma similaridade nas respostas funcionais para os componentes desses grupos.

Foi observado também que existe uma relação entre o número de gêneros de EPT e o grau de impacto antrópico no entorno de córregos de pequeno porte no Cerrado. Além da redução do número de gêneros o impacto ambiental transforma as comunidades mais impactadas em subconjuntos das comunidades em locais mais preservados. Esse padrão de aninhamento é visível somente quando os gêneros raros são utilizados nas análises. Tal resultado indica que somente parte dos gêneros que compõem a comunidade, nesse caso os raros, tem relação direta de ocorrência local e o grau de integridade de habitat.

A alternância de gêneros entre os córregos apresentou um comportamento diferente do esperado pela hipótese de trabalho. Córregos bem preservados e seu contraponto, impactados, apresentaram uma maior alternância nos gêneros que compõem as comunidades, menos para ordem Plecoptera, onde seus gêneros foram

exclusivamente relacionados a localidades preservadas. Apesar dessa igualdade na alternância de espécies é necessário frisar a perda das espécies raras em locais impactados, sobrando apenas gêneros comuns nessas localidades. Os locais impactados então apresentam uma alta alternância de gêneros diferente da alternância nos locais menos impactados, uma vez que os gêneros que são substituídos são comuns, representados também em locais preservados. Assim apesar de possuírem uma riqueza potencial equiparável, a diversidade em localidades menos impactadas é composta de gêneros mais raros, e por sua vez mais sensíveis a processos de extinção.

Em um panorama mais abrangente, o número de córregos preservados vem reduzindo a cada dia, principalmente em regiões consideradas *hot spots*, devido a grande pressão antrópica por áreas cultiváveis e recursos naturais. Essa redução grande do número de córregos bem preservados diminui áreas propícias para a ocorrência de gêneros mais raros e sensíveis de insetos aquáticos das ordens Ephemeroptera, Trichoptera e principalmente Plecoptera. O grande problema é que além da perda direta da riqueza de gêneros devido ao impacto antrópico, há uma redução adicional, porém em escala regional, com a perda das espécies raras, seletivas a locais preservados. De maneira que elaboramos um protocolo com finalidade de observar mudanças na estrutura do habitat de córregos, usando tanto um índice biótico como um índice saprobiótico, fornecendo uma nova ferramenta para o manejo de recursos hídricos.

Anexos

Anexo I: Estrutura matemática e algoritmo para o cálculo das riquezas potenciais e observadas

De acordo com o conceito do nicho multidimensional a distribuição das espécies é uma resposta as condições eco-fisiológicas em um espaço n -dimensional, onde cada eixo representaria um recurso ou condição. Através desse pensamento as espécies presentes em uma comunidade estariam relacionadas a processos determinísticos (May & MacArthur 1972, Tuomisto & Ruokolainen 2006), sendo assim uma lei generalista e um axioma para teorias dedutivas (Murray Jr. 2001). Para melhor compreender a estrutura de uma comunidade de organismos, Hutchinson propõe a seguinte equação:

$$(1) \quad B_t = \sum_{i=1}^S N_i B_i \Delta,$$

onde B_t é o volume total (volume no nicho multidimensional) da comunidade, S o número de espécies que a comunidade apresenta, N_i é abundância da espécie i , B_i o volume de cada individuo da espécie i e Δ a moda da similaridade de nicho entre as espécies. Como cada espécie possui um requerimento ambiental distinto, a sua ocorrência pode ser descrita através da função:

$$(2) \quad o(s_i) = \frac{\exp(x_1 \beta_1, x_2 \beta_2, \dots, x_n \beta_n)}{\exp(x_1 \beta_1, x_2 \beta_2, \dots, x_n \beta_n) + 1},$$

sendo $o(s_i)$ a ocorrência da espécie i , (x_1, x_2, \dots, x_n) as n variáveis ambientais do local e $(\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n)$ as limitações eco-fisiológicas que a espécie i pode suportar. Por definição tautológica, a abundância da espécie só pode existir quando a mesma ocorrer no local, assim, acoplando (2) em (1), temos:

$$(3) \quad B_t = \sum_{i=1}^S o(s_i) \phi_i B_i \Delta,$$

onde ϕ_i é a função que determina a abundância da espécie i de acordo com as variáveis ambientais.

Assumindo $O = (o_1, o_2, \dots, o_m)$ a família que compreende as funções de ocorrência de m espécies em um determinado tipo de ambiente, e que as espécies possuam requerimentos ambientais distintos em pelo menos uma dimensão ($o_i \neq o_j$, sendo $i > j$ e $i, j = 1, 2, \dots, m$). Portanto, quando ocorre uma alteração nas variáveis do ambiente, as respostas serão diferenciadas pelas espécies, o que leva a uma substituição das mesmas através da alteração ambiental. Assim, podemos observar um *continuum* de faunas associadas que se alternam seguindo um gradiente de integridade. A integridade ambiental do sistema aquático é aqui definida como as condições físicas dos corpos d'água, como vegetação ribeirinha, tipo de sedimento dentre outras características hidromorfológicas.

A distribuição de espécies obedeceria então a dois processos hierárquicos: a) localmente, onde o fator determinante seria a interação do organismo com o meio, e b) entre locais, ou regional, onde os processos demográficos agiriam de forma decisiva. Os processos dispersivos possibilitariam às espécies chegarem ao local, enquanto que os processos de seleção de habitat ou de interações bióticas serviriam como filtros para quais espécies iriam se estabelecer no local (Heino *et al.* 2003, Godoy 2007). No modelo proposto em (1), os processos interativos são representados pela moda da similaridade de nicho entre as espécies (Δ).

A adversidade ambiental está relacionado ao conjunto (x_1, x_2, \dots, x_n) da equação (2), onde o seu aumento, em consequência da redução da integridade, levaria a uma redução da quantidade de espécies que possam suportar, devido às suas limitações dadas por $(\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n)$. A redução dessa adversidade, entretanto ocasiona aumento

na quantidade de indivíduos em cada espécie devido a ϕ_i . Em um modelo onde o valor de Δ é um, demonstrando nenhuma relação entre as interações das espécies com a ocupação do ambiente, temos um aumento linear da riqueza de espécies com o aumento da integridade ambiental (Figura 1a).

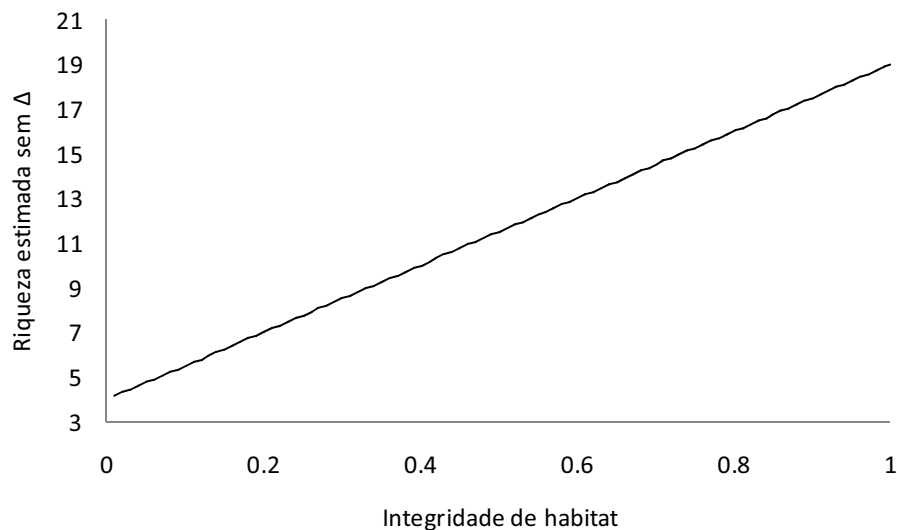


Figura 1a – Aumento do número de espécies estimadas que podem habitar as localidades com o aumento da integridade ambiental (dada em proporção).

Em contrapartida, quando o valor de Δ é maior que um, em locais com alta integridade, a função relacionada ao aumento de indivíduos (ϕ_i) atinge o seu valor máximo. De forma que mesmo havendo uma grande quantidade de espécies que possam colonizar o local, as interações entre os organismos tornam-se um fator preponderante na quantidade de espécies. Mantendo valor de B_t constante para fins analíticos, esse aumento de indivíduos por espécies só pode ser suportado por uma redução no número de espécies por local (figura 2a).

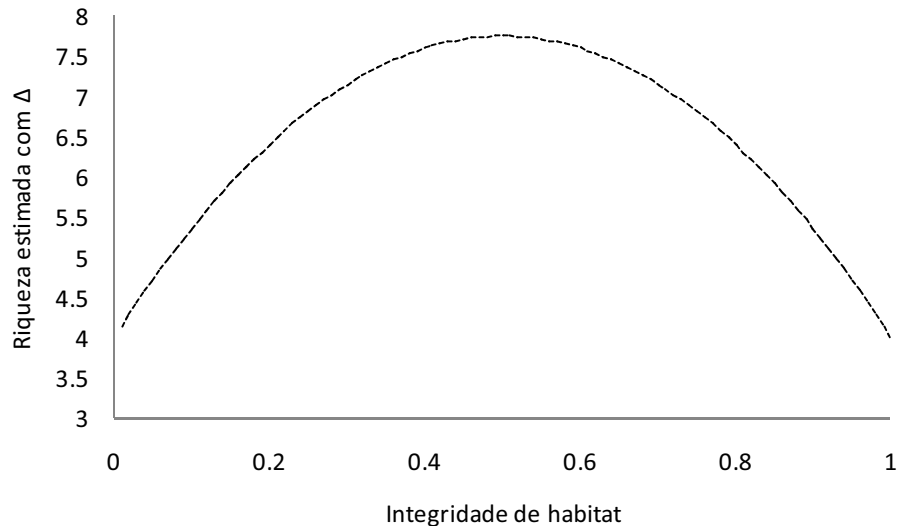


Figura 2a – Quantidade estimada de espécies locais quando o parâmetro Δ está inserido no modelo de acordo com o aumento da integridade ambiental (dada em proporção).

Ao juntar as curvas de riquezas estimadas com e sem Δ vemos um excedente de quantidade de espécies que podem habitar locais mais preservados, quando comparado ao número que se encontram no local. De tal maneira *a substituição de espécies em locais mais preservados é maior*, aumento a complementaridade das espécies entre locais (Sepkoski Jr 1988, Balvanera *et al.* 2002, Arita & Rodriguez 2002, Arita & Rodriguez 2004, Stendera & Johnson 2005).

Esse raciocínio cria um resultado próximo ao conceito do distúrbio intermediário, onde a maior riqueza de espécies se encontra em localidades que possuam uma quantidade razoável de distúrbio ambiental (Connell 1978, Huston 1979, Fox 1979). A diferença entre esses dois modelos se encontra na escala temporal, uma vez que distúrbio é definido como “um evento discreto no tempo que muda a estrutura de um ecossistema, comunidade ou população, mudando recursos, disponibilidade de substrato ou ambiente físico” (White & Pickett 1985). Adversidade, por sua vez, seria “a alta frequência de redução populacional ou condições que resultam em queda nas taxas de crescimento de populações” (Huston 1979), podendo ser considerado como

uma série ininterrupta de distúrbios. Assim o espectro de variação para a adversidade compreenderia a intensidade dos distúrbios e não a sua frequência de ocorrência, sendo que o aumento nessa assiduidade leva a uma redução na riqueza, abundância de comunidades de ambientes lóticos (Death & Winterbourn 1995).

Dois problemas são encontrados no modelo de distúrbio intermediário, sendo primeiro a relação linear positiva entre produtividade primária e a diversidade local, e o fato da mobilidade dos organismos reduzir a exclusão competitiva, o segundo, dificultando a compreensão e teste dessa hipótese (Death 2002). Esses mesmos problemas também ocorreriam no modelo proposto aqui, pois o mesmo é uma extrapolação da hipótese do distúrbio intermediário. Como existe uma carência de informações sobre biologia dos organismos bentônicos, resolvi optar por continuar o raciocínio com esses processos estáticos, podendo assim trabalhar com apenas com a variação na integridade. Porém a compreensão dessa interferência pode auxiliar no entendimento do padrão observado.

A diferença entre as áreas das curvas de riquezas estimadas com e sem Δ representará então a mudança da alternância de espécies, quando relacionado a uma redução na integridade do local. Dessa forma, a diferença teórica é calculada através de:

$$(5) \quad \frac{d_{\beta}}{d_{in}} = \int_0^1 \sum_{i=1}^S o(s_i) d_{in} - \int_0^1 \sum_{i=1}^S o(s_i) \phi_i B_i \Delta d_{in} ,$$

onde $\frac{d_{\beta}}{d_{in}}$ é a alternância de diversidade em relação a variação da integridade do habitat

(*in*), a primeira integral a riqueza potencial e a segunda a riqueza observada localmente.

Entretanto existe um problema analítico, pois a riqueza de espécies é dada por uma distribuição em Poisson de acordo com o impacto antrópico no córrego. Valores negativos não podem ser modelados por essa distribuição, assim flutuações muito

extremas nas distribuições *a priori* das riquezas potencial e observada, podem apresentar valores improváveis.

Como forma de resolver os problemas a equação analítica para o teste da hipótese se torna:

$$(7) \quad \sum_{i=1}^S 1 - e^{-\mu} = Poiss(S_x) + Beta(x|\alpha, \beta).$$

Essa equação mede a alternância de riqueza pontualmente, com o valor da integridade de habitat estático (aqui representado por x). Como estamos interessados na mudança da composição em um gradiente ambiental, x se torna um parâmetro contínuo (entre 0 e 1, pelo valor do IIIH), alterando a equação para:

$$(8) \quad \sum_{i=1}^S 1 - e^{-Beta(x_j|a_i, b_i)} = Poiss(S_{x_j}) + Beta(x_j|\alpha, \beta),$$

onde a_i e b_i são os parâmetros da função beta para o gênero i , já que cada *taxa* responde de maneira distinta ao gradiente ambiental, e x_j é o valor do IIIH no córrego j .

Computacionalmente, o algoritmo que utilizamos no programa OpenBUGS foi:

```
Modelo{
for(j in 1:M){
a[j]~dunif(0,5)
b[j]~dunif(0,5)
for(i in 1:N){
mu[i,j]<-pow(x[i],a[j]-1)*pow(1-x[i],b[j]-1)*exp(loggam(a[j]+b[j])-
loggam(a[j])-loggam(b[j]))
p[i,j]<-1-exp(-mu[i,j])
muC[i,j]<-mu[i,j]+delta[i]
y[i,j]~dpois(muC[i,j])
pC[i,j]<-1-exp(-muC[i,j])}}
for(i in 1:N){
delta[i]<-pow(x[i],alfa-1)*pow(1-x[i],beta-
1)*exp(loggam(alfa+beta)-loggam(alfa)-loggam(beta))
somaC[i]<-sum(pC[i,])
soma[i]<-sum(p[i,])
riqueza[i]~dpois(soma[i])}
```

```

alfa~dunif(0,5)
beta~dunif(0,5)}

```

com a representação gráfica:

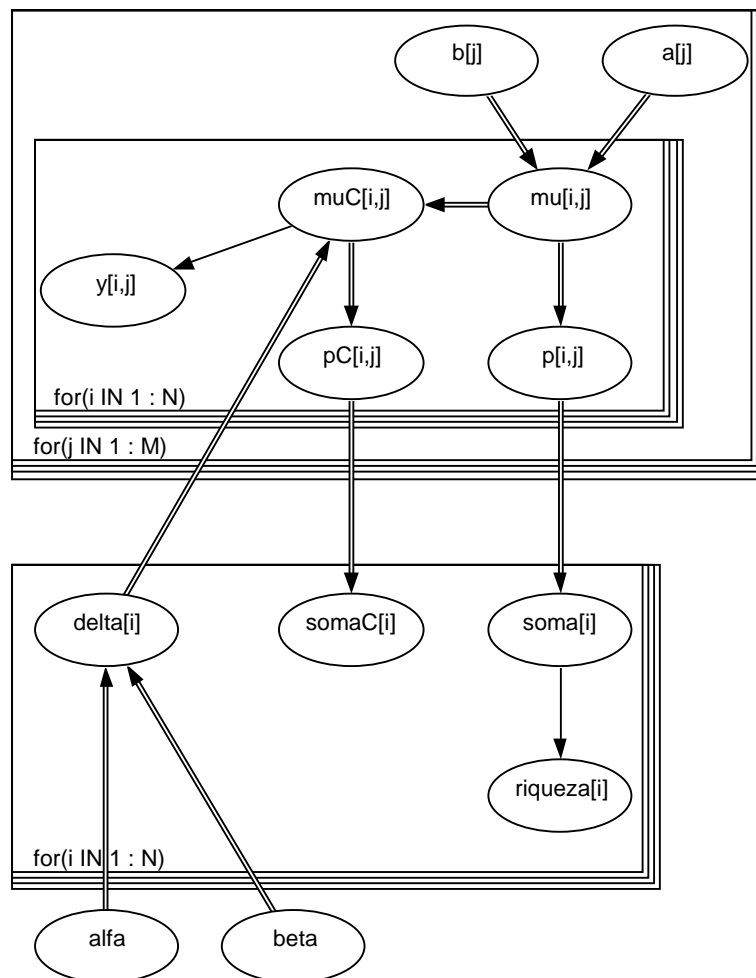


Figura 3a – Representação gráfica do algoritmo de cálculo para alternância de riqueza de *taxa* em um gradiente amostrado.

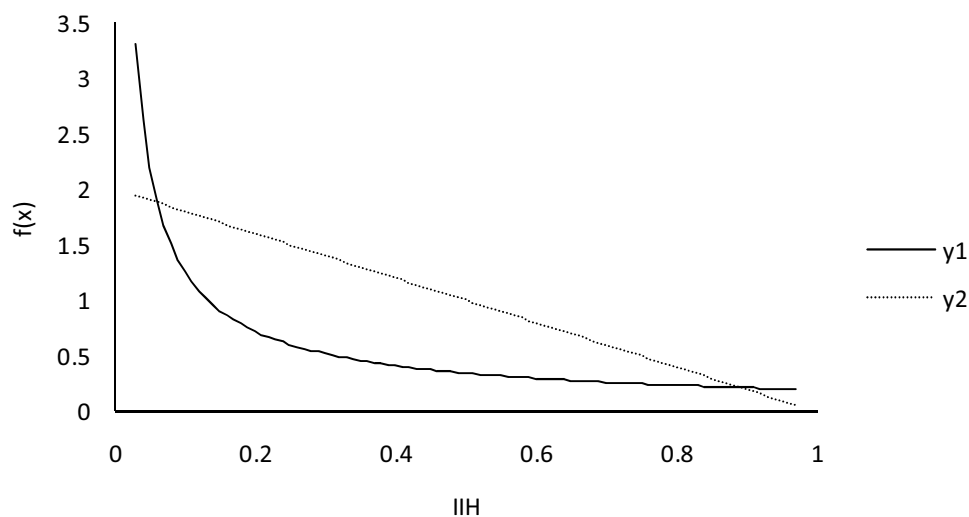
Anexo II: Sobre a função beta

Em estatística a distribuição beta representa uma distribuição de probabilidade contínua com dois parâmetros a e b que apresenta a função densidade probabilística para valores de $0 < x < 1$:

$$(A2) \quad f(y) = \frac{\Gamma(a+b)}{\Gamma(a)\Gamma(b)} y^{a-1} (1-y)^{b-1},$$

onde Γ é a função gama. Na presente equação, o valor de y representa a probabilidade do evento $f(y)$. Entretanto no trabalho aqui realizado, substituímos o valor de probabilidade por x , sendo $x \in X$, onde X vetor ordenado de valores do IHH, onde $f(x)$ é a abundância dos gêneros de acordo com a variação ambiental.

Escolhemos a função beta devido a sua plasticidade para modelagem de valores, pois a mesma pode assumir uma infinidade de formatos, de acordo com os parâmetros utilizados para a e b (figura 1b).



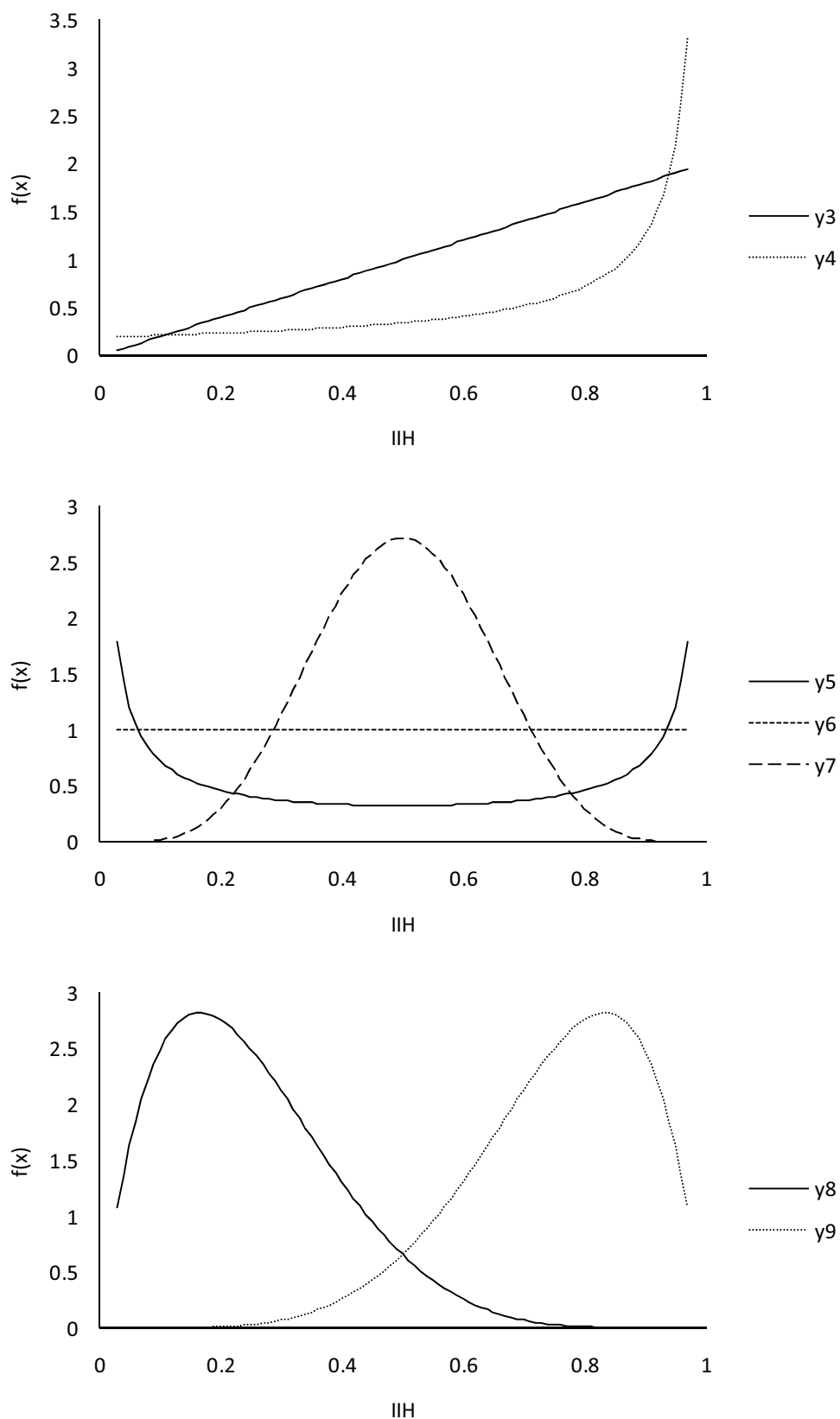


Figura 1b – Distribuições assumidas pela função beta quando alteramos os parâmetros a e b . y_1 $a=0,2$ e $b=1$; y_2 $a=1$ e $b=2$; y_3 $a=2$ e $b=1$; y_4 $a=1$ e $b=0,2$; y_5 $a=0,2$ e $b=0,2$; y_6 $a=1$ e $b=1$; y_7 $a=6$ e $b=6$; y_8 $a=2$ e $b=6$; y_9 $a=6$ e $b=2$.

Referências bibliográficas

- Arita H.T. & P. Rodriguez. 2002. Geographic range, turnover rate and the scaling of species diversity. *Ecography* **25**:541-550.
- Arita H.T. & P. Rodriguez. 2004. Local-regional relationships and the geographical distribution of species. *Global Ecology and Biogeography* **13**:15-21.
- Balvanera P., E. Lott, G. Segura, C. Siebe & A. Islas. 2002. Patterns of beta diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science* **13**:145-158.
- Connell J.H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* **199**:1302-1310.
- Death R.G. 2002. Predicting invertebrate diversity from disturbance regimes in forest streams. *Oikos* **97**:18-30.
- Death R.G. & M.J. Winterbourn. 1995. Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities - the influence of habitat stability. *Ecology* **76**:1446-1460.
- Fox J. F. 1979. Intermediate disturbance hypothesis. *Science* **204**:1344-1345.
- Godoy B.S. 2007. *Estrutura da assembléia de Gerromorpha (Heteroptera) em igarapés dos municípios de Rio Preto da Eva e Manaus, Amazonas*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.
- Heino J., T. Muotka & R. Paavola. 2003. Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. *Journal of Animal Ecology* **72**:425-434.
- Huston M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist* **113**:81-101.
- May R.M. & R.H. MacArthur. 1972. Niche overlap as a function of environmental variability. *Proceedings of National Academy of Sciences of USA* **69**:1109-1113.
- Murray Jr. 2001
- Sepkoski Jr J.J. 1988. Alpha, beta or gamma: Where does all the diversity go? *Paleobiology* **14**:221-234.
- Stendera S.E.S. & R.K. Johnson. 2005. Additive partitioning of aquatic invertebrate species diversity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* **50**:1360-1375.
- Tuomisto H. & K. Ruokolainen. 2006. Analyzing or explaining beta diversity? Understanding the targets of different methods of analysis. *Ecology* **87**:2697-2708.
- White P.S. & S.T.A. Pickett. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction, pp 3-13 in S.T.A. Pickett & P.S.C.P. White (eds). *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Inc. NY.