

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida
Silvestre

BEATRIZ FERREIRA DA GRAÇA PEGO

**POTENCIAL E LIMITAÇÕES DE USO DO TAMANHO CORPORAL COMO
TRAÇO FUNCIONAL PARA BIOAVALIAÇÃO DE RIACHOS TROPICAIS.**

Belo Horizonte

2025

BEATRIZ FERREIRA DA GRAÇA PEGO

**POTENCIAL E LIMITAÇÕES DE USO DO TAMANHO CORPORAL COMO
TRAÇO FUNCIONAL PARA BIOAVALIAÇÃO DE RIACHOS TROPICAIS.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Solar

Coorientador: Prof. Dr. Marcos Callisto

Belo Horizonte

2025

043

Pego, Beatriz Ferreira da Graça.

Potencial e limitações de uso do tamanho corporal como traço funcional para bioavaliação de riachos tropicais [manuscrito] / Beatriz Ferreira da Graça Pego. – 2025.

71 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Solar. Coorientador: Prof. Dr. Marcos Callisto.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

1. Ecologia. 2. Biomarcadores Ambientais. 3. Fauna Bentônica. I. Solar, Ricardo Ribeiro de Castro. II. Callisto, Marcos. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU: 502.7



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE



Ata da Defesa de Dissertação

Nº 488
Entrada: 2023/2

Beatriz Ferreira da Graça Pego

No dia 24 de novembro de 2025, às 14:00 horas, por videoconferência, teve lugar a defesa de dissertação de mestrado no Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, de autoria do(a) mestrando(a) Beatriz Ferreira da Graça Pego, orientando(a) do Professor Ricardo Ribeiro de Castro Solar, intitulada: **“Potencial e limitações de uso do tamanho corporal como traço funcional para bioavaliação de riachos tropicais”**. Abrindo a sessão, o(a) Presidente da Comissão, Doutor(a) Ricardo Ribeiro de Castro Solar, após dar a conhecer aos presentes o teor das normas regulamentares do trabalho final, passou a palavra para o(a) candidato(a) para apresentação de seu trabalho. Estiveram presentes a Banca Examinadora composta pelos Doutores: Frederico Falcão Salles (UFV), Tathiana Guerra Sobrinho (UFES) e demais convidados. Seguiu-se a arguição pelos examinadores, com a respectiva defesa do(a) candidato(a). Após a arguição, apenas os senhores examinadores permaneceram no recinto para avaliação e deliberação acerca do resultado final, sendo a decisão da banca pela:

Aprovação da dissertação, com eventuais correções mínimas e entrega de versão final pelo orientador diretamente à Secretaria do Programa, no prazo máximo de 30 dias;

Reprovação da dissertação (marcar se é a primeira ou segunda reprovação): *primeira reprovação segunda reprovação

*Conforme o disposto no Artigo 80 da Resolução Complementar do CEPE/UFMG Nº 02/2017, de 04 de julho de 2017, caso seja a primeira reprovação, poderá ser concedido, a critério do Colegiado de Curso, um prazo para a realização de nova defesa de tese.

Nada mais havendo a tratar, o Presidente da Comissão encerrou a reunião e lavrou a presente ata, que será assinada por todos os membros participantes da Comissão Examinadora.

Belo Horizonte, 24 de novembro de 2025.

Assinaturas dos Membros da Banca Examinadora



Documento assinado eletronicamente por **Tathiana Guerra Sobrinho, Usuária Externa**, em 05/02/2026, às 09:54, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

Documento assinado eletronicamente por **Frederico Falcão Salles, Usuário Externo**, em



06/02/2026, às 08:52, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ricardo Ribeiro de Castro Solar, Professor do Magistério Superior**, em 25/02/2026, às 10:06, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **4934117** e o código CRC **14355FAA**.

Aos que partiram, mas nunca deixarão
de viver, pois cultivaram amor.

AGRADECIMENTOS

Agradeço pela vida e pelos acontecimentos que me trouxeram até aqui.

Agradeço à Universidade Federal de Minas Gerais e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre (PPG-ECMVS) pela oportunidade de desenvolver este trabalho e pela formação oferecida. Agradeço também à equipe do Projeto IBI-Furnas-UFMG e à Eletrobras, pelo apoio institucional e financeiro que viabilizou a realização desta pesquisa.

Ao meu orientador e coorientador, pela confiança e pelas oportunidades de aprendizado ao longo desta trajetória, pelas valiosas sugestões e pelo apoio constante. Suas contribuições foram essenciais para o amadurecimento deste trabalho e para meu crescimento pessoal e profissional. Deixo também meus sinceros reconhecimentos a todos os professores e pesquisadores que contribuíram com o aprimoramento do estudo. Foi uma grande honra aprender com vocês.

Ao Centro de Síntese Ecológica e Conservação (CSEC) e ao Laboratório de Ecologia de Bentos (LEB), pelo acolhimento, pela estrutura física disponibilizada para o desenvolvimento das atividades laboratoriais, pelas oportunidades de capacitação e pelas discussões enriquecedoras. Ao Museu de Entomologia da Universidade Federal de Viçosa, pelo apoio técnico e científico durante o estágio de identificação dos insetos aquáticos.

Estendo meus agradecimentos a todos os colegas de equipe - de campo, laboratório e disciplinas - pelos ensinamentos, pela convivência, pela troca de conhecimentos e experiências, e pelo companheirismo em cada etapa do caminho. Vocês tornaram o processo divertido mesmo em meio às dificuldades.

Às amizades construídas no PPG-ECMVS, pela parceria, pelas boas memórias compartilhadas, pela atmosfera de trabalho acolhedora e colaborativa, e por me apresentarem às riquezas afetivas e culturais de Belo Horizonte. Também agradeço aos colegas dos tempos de graduação que seguiram fazendo parte da minha vida e, estando perto ou longe, continuam me acompanhando, incentivando e mostrando que o lado mais importante não é aquele que se vê, mas sim aquele que se sente.

À minha mãe e às minhas irmãs, que são o sustento do meu viver, pelo amor profundo e incondicional, pela paciência e incentivo em todos os momentos, pelas orações e cuidados de sempre. Sou muito grata por tê-las como minha base e pela

certeza de que a distância física não pode nos separar. Agradeço também a todos os familiares que sempre me deram apoio e acreditaram nesta realização. Cada vitória até aqui só foi possível graças ao apoio e dedicação de vocês para comigo.

Por fim, a todos que, de alguma forma, contribuíram direta ou indiretamente para que esta etapa fosse concluída com dedicação, aprendizado e afeto, deixo o meu sincero agradecimento.

“Look at the stars [...] So, whenever you feel alone, just remember that those kings will always be there to guide you, and so will I.”

— Mufasa, in *The Lion King* (1994).

Resumo

A degradação de ecossistemas aquáticos, impulsionada por modificações nos usos do solo e pressões antrópicas, compromete a biodiversidade e a integridade dos rios. Macroinvertebrados bentônicos dulcícolas, pela sua diversidade e variabilidade de tolerância a distúrbios, são amplamente utilizados como bioindicadores da qualidade ambiental. O tamanho corporal destes organismos é um atributo funcional promissor para avaliar o efeito de perturbações antrópicas sobre a biota aquática. Este estudo investigou o efeito de variáveis de habitat físico e qualidade ambiental sobre o tamanho de formas imaturas de efemerópteros, plecópteros, tricópteros, odonatos e megalópteros. Esperávamos encontrar organismos com tamanho médio maior em riachos em condição ecológica mais bem preservados e resposta diferencial para diferentes variáveis entre organismos distintos. O estudo foi realizado na unidade hidrológica do reservatório de Furnas, Rio Grande, Minas Gerais, Brasil. Foram amostrados 40 riachos em um gradiente de condições ecológicas. Os indivíduos foram identificados ao nível de gênero, fotografados e medidos com auxílio do *software* ImageJ. Os dados foram analisados por pré-seleção de variáveis, modelagem Random Forest com avaliação de efeitos locais acumulados (ALE) e Modelos Aditivos Generalizados Mistos (GAMM). Os modelos indicaram que a variação no tamanho médio dos organismos estudados é explicada principalmente pela identidade taxonômica e pelo sítio de amostragem. Isso revela que o tamanho é um traço intrínseco dos organismos, controlado por fatores biológicos e filogenéticos, e seu uso como indicador ecológico deve considerar a variabilidade entre táxons e o contexto ambiental local. Nossos resultados sugerem que distúrbios locais moderados podem favorecer organismos maiores. Em análises individualizadas, efemerópteros e odonatos responderam a variáveis de distúrbios ambientais, enquanto plecópteros, tricópteros e megalópteros mostraram padrões biológicos mais estáveis. Recomendamos que estudos preditivos semelhantes incorporem identificação taxonômica refinada e seleção de preditores táxon-específicos. Embora o tamanho corporal seja uma métrica funcional promissora, sua aplicação exige abordagens multifatoriais e integrativas para avaliar a estrutura e a saúde de comunidades aquáticas.

Palavras chave: Bioindicadores, Macroinvertebrados bentônicos, Gradiente de distúrbios.

Abstract

Aquatic ecosystem degradation, driven by land use changes and anthropogenic pressures, compromises biodiversity and riverine integrity. Freshwater benthic macroinvertebrates, due to their high diversity and variable tolerance to disturbances, are widely used as bioindicators of environmental quality. Body size in these organisms is a promising functional trait for assessing the effects of anthropogenic disturbances on aquatic biota. This study investigated the effects of physical habitat and environmental quality variables on the body size of immature forms of mayflies, stoneflies, caddisflies, dragonflies, and fishflies. We expected larger mean body sizes in streams with better ecological condition and differential responses to environmental variables among taxonomic groups. The study was conducted in the hydrological unit of the Furnas Reservoir, Rio Grande basin, Minas Gerais, Brazil. Forty streams were sampled along a gradient of ecological conditions. Individuals were identified to the genus level, photographed, and measured using ImageJ software. Data analyses included variable preselection, Random Forest modeling with Accumulated Local Effects (ALE) evaluation, and Generalized Additive Mixed Models (GAMM). The models indicated that variation in mean body size among the studied organisms was primarily explained by taxonomic identity and sampling site. This suggests that body size is an intrinsic trait, largely controlled by biological and phylogenetic factors, and its use as an ecological indicator should consider taxon-specific variability and local environmental context. Our results further suggest that moderate local disturbances may favor larger organisms. In taxon-specific analyses, mayflies and dragonflies responded to environmental disturbance variables, while stoneflies, caddisflies, and fishflies exhibited more stable biological patterns. We recommend that similar predictive studies incorporate refined taxonomic identification and taxon-specific predictor selection. Although body size is a promising functional metric, its application requires multifactorial and integrative approaches to properly assess the structure and health of aquatic communities.

Keywords: Bioindicators, Benthic macroinvertebrates, Disturbance gradient.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Mapa da Área de Estudo.....	19
Figura 2: Importância relativa das variáveis na modelagem Random Forest para o modelo geral.....	24
Figura 3: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos organismos em relação ao LDI (Índice de Distúrbio Local), CDI (Índice de Distúrbio da Bacia Hidrográfica) e IDI (Índice de Distúrbio Integrado).....	25
Figura 4: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos organismos em relação ao IQA (Índice de Qualidade da Água) e da Vegetação (Cobertura Vegetal Média sobre o canal)	25
Figura 5: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos organismos em relação ao Grupo Funcional Alimentar (GFA) e à Sensibilidade a ocorrência de distúrbios ambientais	26
Figura 6: Efeitos parciais suavizados das variáveis contínuas sobre o Tamanho médio dos macroinvertebrados	27
Figura 7: Tamanho médio estimado para os níveis das variáveis categóricas fixas.	27
Figura 8: Importância relativa das variáveis na modelagem Random Forest para o Ephemeroptera.....	28
Figura 9: Efeitos parciais suavizados das variáveis contínuas sobre o tamanho médio de Ephemeroptera	29
Figura 10: Importância Relativa das Variáveis na modelagem Random Forest para Plecoptera	30
Figura 11: Importância Relativa das Variáveis na modelagem Random Forest para Trichoptera	31
Figura 12: Tamanho médio estimado para os níveis da variável categórica fixa GFA de Trichoptera	31
Figura 13: Efeitos parciais suavizados das variáveis contínuas sobre o tamanho médio de Trichoptera	32
Figura 14: Importância Relativa das Variáveis na modelagem Random Forest para Odonata	33
Figura 15: Tamanho médio estimado para os níveis das variáveis categóricas	

fixas de Odonata	33
Figura 16: Efeitos parciais suavizados das variáveis contínuas sobre o tamanho médio de Odonata	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Relação das variáveis utilizadas	23
---	-----------

SUMÁRIO

1 Introdução	16
2 Materiais E Métodos	18
2.1 Área de Estudo	18
2.2 Delineamento Amostral.	19
2.3 Campanhas de Coleta.	20
2.4 Análises estatísticas.....	21
3 Resultados	23
3.1 Ephemeroptera	28
3.2 Plecoptera.....	29
3.3 Trichoptera	30
3.4 Odonata	32
3.5-Megaloptera.....	34
4 Discussão	34
4.1 Ephemeroptera	35
4.2 Plecoptera.....	36
4.3 Trichoptera	36
4.4 Odonata	36
4.5 Megaloptera.....	37
5 Conclusão	38
Referências	39
Apêndice	44

1 Introdução

O histórico de exploração e a falta de manejo adequado dos ambientes aquáticos ao longo dos processos de ocupação humana levanta preocupações sobre a segurança hídrica dos povos e a sustentabilidade dos cursos d'água (França & Callisto, 2019). Os diferentes tipos de uso da terra, fatores ambientais e a densidade das populações humanas podem afetar a saúde de rios e causar prejuízos aos organismos que habitam esses ecossistemas (Allan, 2004; Amaral et al., 2015; Liyanage & Yamada, 2017). Dentre as principais ameaças para espécies de água doce estão a degradação de habitats, poluição das águas e a modificações dos cursos d'água (Dudgeon et al., 2006; Reid et al., 2019).

Conter o declínio das populações e extinções locais de espécies de água doce depende da ampliação e fortalecimento de estratégias de conservação dos ecossistemas dulcícolas, visando a proteção efetiva dos ambientes e seus organismos (Acreman et al., 2020; Dudgeon et al., 2006; Leal et al., 2020). Para que isso seja possível é preciso conservar a qualidade física, química e biológica destes ambientes (Custodio & Peñaloza, 2019). Portanto, uma conservação efetiva depende de conhecer os organismos e compreender os processos ecológicos que ocorrem nos ambientes (Silver et al., 1996; Tews et al., 2004; Tickner et al., 2020).

Em ambientes aquáticos, os macroinvertebrados são um grupo importante de organismos bioindicadores, devido ao fato de alguns serem muito sensíveis a mudanças no habitat (Brasil et al., 2022; Valente-Neto et al., 2018). Além disso, o grupo é altamente diverso, incluindo organismos com diferentes níveis de tolerância a distúrbios e contaminações (Alba-Tercedor, 1996; Ligeiro et al., 2014), e que respondem de formas distintas a alterações nas condições ambientais (Akamagwuna et al., 2019; Custodio & Peñaloza, 2019; Edegbene et al., 2020; Linares et al., 2025).

A íntima relação do ciclo de vida dos macroinvertebrados aquáticos com os corpos d'água permite que suas comunidades sejam capazes de fornecer informações sobre a saúde destes ecossistemas e dos impactos que acometem seu entorno (Callisto et al., 2001; Clemente et al., 2019; Martins et al., 2017; Resh & Jackson, 1993). Por isso, os macroinvertebrados bentônicos têm sido amplamente utilizados em programas de biomonitoramento hídrico ao redor do mundo, reforçando sua importância como indicadores ecológicos (Bonada et al., 2006).

Em um contexto de riachos de cabeceira a estrutura das comunidades bentônicas pode ser influenciada por diversas variáveis. Características da matriz de uso do solo, por exemplo, influencia a entrada de nutrientes, sedimentos e luz nos sistemas aquáticos (Castro et al., 2017; Lenat & Crawford, 1994; Silva et al., 2025). Uma maior cobertura florestal oferece maior sombreamento e menor aporte de sedimentos no canal, propiciando condições ecológicas mais estáveis (Allan, 2004).

Em contra partida, trechos desflorestados e/ou próximos a pastagens, cultivos agrícolas e áreas urbanizadas alteram as condições originais e afetam a biodiversidade aquática e os processos ecológicos (Allan, 2004; Dala-Corte et al., 2020; Valente-Neto et al., 2015). Além disso, diferentes tipos de substrato (areia, cascalho, detritos, etc.) e regimes de fluxo (piscina, lento, rápido, etc.) alteram micro habitats e disponibilidade de abrigos, o que pode ter efeito seletivo sobre a ocorrência dos organismos (Amaral et al., 2025; Castro et al., 2017). Desta forma, a ocorrência de distúrbios e alterações nas características dos ambientes podem ser diagnosticadas através da estrutura e dinâmica das comunidades (Benítez-Malvido et al., 2016).

O tamanho e tempo de vida dos organismos são importantes componentes da produtividade de um ecossistema (Barrios-O'Neill et al., 2019; Cusson & Bourget, 2005). A abundância dos macroinvertebrados nos ecossistemas aquáticos faz do grupo um importante contribuinte para os fluxos de energia nos sistemas, atuando como decompositores, consumidores intermediários além de fonte de alimento para níveis tróficos superiores (Cummins et al., 2022; Wallace & Webster, 1996). Em um cenário de alterações antrópicas, espécies maiores têm uma maior propensão a serem perdidas de uma teia alimentar do que espécies pequenas (Edegbene et al., 2020; Woodward et al., 2005).

Estudos sobre a estrutura e produção das comunidades também contribuem para avaliações do estado de degradação dos sistemas de água doce (Benke & Huryn, 2010). Ambientes mais íntegros tendem a possuir uma maior variedade de recursos e condições mais estáveis, o que favorece cadeias tróficas mais complexas e maior diversidade funcional (Arenas-Sánchez et al., 2021; Castro et al., 2016). Nesse contexto, investigar como as características de tamanho dos macroinvertebrados se relaciona com a qualidade ambiental pode contribuir como ferramenta de avaliação da qualidade e conservação de ecossistemas aquáticos.

O tamanho corporal é um atributo que se destaca por ser de simples

mensuração e comparabilidade em Ecologia. Para macroinvertebrados aquáticos, este atributo vem sendo apontado como um descritor promissor da saúde dos ecossistemas aquáticos, uma vez que a distribuição de tamanhos na comunidade tende a variar conforme gradientes de perturbação (Basset et al., 2004; Townsend & Thompson, 2007).

Neste estudo nosso objetivo foi investigar o efeito de variáveis físicas de habitat (cobertura vegetal e tipos de substrato e fluxo) e de qualidade ambiental (via índices de distúrbio e índice de qualidade da água) sobre o tamanho corporal de macroinvertebrados bentônicos ao longo de um gradiente de condições ambientais em riachos. Trabalhamos as hipóteses de que o tamanho médio dos macroinvertebrados seria maior em riachos com melhores condições ambientais, e que grupos taxonômicos distintos apresentariam respostas diferenciadas para diferentes variáveis, dada a variabilidade de níveis de tolerância a distúrbios e diferentes classes e hábitos comportamentais e alimentares entre os organismos (Abdul Hamid & Md Rawi, 2011; Santos et al., 2024; Silva et al., 2021).

2 Material e métodos

2.1 Área de estudo

A área de estudo compreende a bacia de drenagem da unidade hidrológica do reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas (UHE-Furnas), situado na bacia do Rio Grande, no sudoeste de Minas Gerais, Brasil (Figura 1 (Reproduzido de Linares et al., 2025)). A barragem da usina se localiza entre os municípios de São José da Barra e São João Batista do Glória, às coordenadas: -20.670075, -46.316863. O reservatório se estende banhando cerca de 34 municípios do estado, dentre eles Capitólio (-20.614589, -46.052372), Alfenas (-21.424998, -45.949832) e Boa Esperança (-20.089656, -45.569328).

A paisagem dessa região está sob influência de diversas pressões antrópicas associadas à presença do reservatório da UHE-Furnas, como rápido e desordenado crescimento das cidades e intensificação dos processos de mudança no uso da terra (Branquinho & Vieira, 2020; Silva et al., 2022). Estes fatores agravam os impactos sobre a biodiversidade e a dinâmica da paisagem local. Além disso, a conversão de

áreas naturais em áreas urbanas ou de cultivo provoca sérios prejuízos para a conservação de corpos d'água e dinâmica de bacias hidrográficas (Mello et al., 2020).



Figura 1: Mapa da Área de Estudo. Os pontos correspondem aos riachos amostrados (Reproduzido de Linares et al., 2025).

2.2 Delineamento amostral

A definição dos pontos e amostragem da área foi realizada pela equipe do projeto “Impacto Líquido Positivo: Integridade Biótica e Monitoramento Participativo para Conservação de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos na Usina Hidrelétrica de Furnas” (IBI UFMG & Eletrobrás), financiado pela Axia Energia. A seleção dos riachos e pontos de amostragem foi realizada de forma balanceada através de probabilidades, seguindo a metodologia da Agência de Proteção Ambiental do Estados Unidos (US-EPA) (Olsen & Peck, 2008), adaptado para região

neotropical por Macedo et al. (2014). Foi delimitado um buffer de 35km a montante da barragem, a partir das margens de cada braço do reservatório, listados todos os riachos de 1^a, 2^a e 3^a ordem inseridos nesta área e sorteados 80 pontos (40 principais e 40 reservas). Dentre os pontos sorteados, após uma etapa de reconhecimento de campo e validação, foram definidos os 40 pontos para amostragem.

2.3 Campanhas de Coleta

A amostragem dos 40 riachos foi realizada em duas campanhas de coleta, sendo uma em julho de 2023 (14 pontos), e a outra em setembro de 2023 (26 pontos). Foram delimitados seis transectos em uma seção de 75 metros de cada riacho, na qual foi realizada:

- (i) Coleta de amostras e mensuração de parâmetros físicos e químicos de qualidade de água (Tabela S3 em Material Suplementar (MtS)). Os dados obtidos foram utilizados para calcular o Índice de Qualidade da Água (IQA) para cada riacho.
- (ii) Amostragem das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Em cada transecto foi realizada a coleta de uma amostra do substrato de fundo do leito, totalizando seis amostras por riacho. A amostragem foi feita utilizando rede em D (abertura de 30cm, malha de 500 μ m) e o material coletado foi fixado, em campo, com álcool 70%. Em laboratório, as amostras foram lavadas sobre peneiras de malha de 0,5 mm e triadas a olho nu.

Para testar as hipóteses levantadas neste trabalho foram selecionados os organismos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata e Megaloptera. Os indivíduos foram identificados a nível de gênero, utilizando microscópio estereoscópico e com o auxílio de chaves taxonômicas presentes na literatura (Domínguez et al., 2006; Hamada et al., 2018; Mugnai et al., 2010). Na sequência as amostras foram fotografadas, utilizando câmera de alta resolução acoplada a lupa estereoscópica (Leica Microsystems). A partir das fotografias, o comprimento corporal dos indivíduos foi medido com auxílio do software ImageJ (Schneider et al., 2012). Foram desconsiderados da última etapa exemplares danificados de forma que não fosse possível realizar a medida precisa do comprimento corporal. Os gêneros identificados foram

classificados quanto ao seu grupo alimentar funcional a partir de dados da literatura (Merritt & Cummins, 1996; Oliveira & Nessimian, 2010; Santos et al., 2024). Para a sensibilidade às alterações de hábitat físico e pressões antrópicas, quando não encontrada informação à nível de gênero, foi utilizada a classificação da família.

As amostras foram preservadas em etanol 70% e depositados na Coleção de Referência de Macroinvertebrados Bentônico do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais.

- (iii) Aplicação do Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US-EPA) adaptado e validado para riachos tropicais por Callisto et al. (2014). O protocolo inclui a mensuração de características físicas do ecossistema, como estrutura e cobertura da vegetação ripária do entorno, tamanho e tipos de substratos, presença, tipo e intensidade de influências antrópicas, entre outros. Com os dados obtidos, para cada riacho, foi calculado o Índice de Distúrbio Local (LDI), desenvolvido por Ligeiro et al. (2013). Este índice mede os impactos diretos no curso d'água, como alterações no leito e fontes de poluição, entre outras pressões de origem antrópicas.

Para cada ponto também foi realizado o levantamento das características de uso da terra da microbacia de cada riacho (a montante do ponto amostrado), via georreferenciamento remoto. Com isso foram obtidas as porcentagens de tipo de uso da terra (por exemplo áreas urbanas, de vegetação nativa e agricultura) com influência sobre o ponto amostrado. Este levantamento permitiu o cálculo do Índice de Distúrbio da Microbacia Hidrográfica (CDI) (Ligeiro et al., 2013) para cada ponto. Este índice avalia impactos em uma escala mais ampla, considerando a área de drenagem e o acúmulo de distúrbio que afetam indiretamente o local. De posse do LDI e do CDI, foi possível o cálculo do Índice de Distúrbio Integrado (IDI), que combina as métricas dos outros dois índices em um único índice composto (Ligeiro et al., 2013).

2.4 Análises estatísticas

Os dados obtidos foram analisados em ambiente R (R Core Team, 2025). Analisamos os dados de todos os macroinvertebrados conjuntamente e de forma

individualizada. Com isso, em um primeiro momento, buscamos por um padrão geral, depois avaliamos cada ordem separadamente para identificar efeitos característicos de cada grupo. Em ambos os casos foi adotada a mesma sequência de análises. Utilizamos como variável resposta o tamanho médio dos organismos. As variáveis preditoras selecionadas para testar nossas hipóteses estão listadas na Tabela 1.

Inicialmente fizemos uma pré-seleção de variáveis, utilizando o algoritmo de Seleção de Atributos do pacote ‘boruta’ (Kursa & Rudnicki, 2010), para identificar o conjunto mínimo e mais relevante de variáveis preditoras para a variável resposta. Este algoritmo utiliza um classificador Random Forest para avaliar a importância das variáveis. Ele se baseia na criação de variáveis aleatórias (*shadow features*), e na comparação de sua importância com a importância das variáveis reais. Isso permite realizar um teste de significância robusto que verifica se a importância de uma variável é significativamente maior do que a importância das variáveis aleatórias geradas pelo algoritmo. Este processo resultou na confirmação ou na rejeição das variáveis.

Após a pré-seleção, as variáveis confirmadas foram utilizadas em uma modelagem *Random Forest* (RF), através do pacote “ranger” (Wright & Ziegler, 2017). Os modelos foram ajustados com 100.000 árvores, para garantir uma boa robustez, e o desempenho dos modelos foram avaliados internamente pelo erro *Out-of-Bag*. A importância das variáveis nos modelos RF foi quantificada pelo método de permutação e visualizadas com o pacote ‘vip’ (Greenwell & Boehmke, 2020). A transparência e a compreensão do funcionamento do modelo foram verificadas utilizando a estrutura de interpretabilidade do pacote ‘iml’ (Molnar, 2018) e construção de gráficos de Efeito Acumulado Local (ALE) para cada um dos preditores confirmados, isolando o efeito de cada variável e removendo vieses de correlação entre elas. As variáveis taxonômicas, ordem e gênero, e do sítio amostrado foram incluídas na pré-seleção e modelagem RF apenas no modelo geral.

Os efeitos dos preditores selecionados também foram investigados utilizando Modelos Aditivos Generalizados Mistos (GAMMs), ajustados com o pacote ‘mgcv’ (Wood, 2017). Utilizamos ajustes com Gamma e função de ligação log. As preditoras contínuas foram modeladas por funções suavizadas não paramétricas, utilizando *splines* cúbicas penalizadas para capturar relações não-lineares. As preditoras categóricas foram tratadas como um efeito paramétrico, e a variância dentro dos grupos por sítio de coleta e gênero taxonômico foram incorporadas como efeitos

aleatórios. A estimação foi realizada via Máxima Verossimilhança Restrita (REML). Nos modelos individualizados, variáveis categóricas de nível único foram excluídas do modelo.

3 Resultados

Foram medidos 3428 indivíduos de 4081 identificados, representantes de 81 gêneros de 26 famílias (Tabela S6 em Material Suplementar (MtS)). Na análise com todo o conjunto de dados, a pré-seleção de atributos pelo pacote 'boruta' confirmou 12 das 13 variáveis utilizadas (Figura S1 em MtS), apenas a variável de tipo de fluxo foi rejeitada. O modelo RF explicou 38% da variância do tamanho médio e a hierarquização das variáveis, após a modelagem, corroborou a pré-seleção de atributos (Figura 2), mostrando quais variáveis apresentam maior peso preditivo sobre o modelo. As variáveis biológicas, ordem, GFA (grupo alimentar funcional) e gênero, tiveram maior peso em relação às demais. As variáveis de qualidade ambiental CDI, LDI e IDI, juntamente com a variável sítio compuseram o bloco subsequente, também de peso preditivo alto. Em seguida, com peso preditivo menor, vieram as variáveis IQA, sensibilidade e cobertura vegetal média (vegetação), seguidas pelo tipo de substrato e o período de coleta, que foram as variáveis com menor poder explicativo para o modelo). Os padrões de resposta do tamanho médio dos organismos em relação a cada variável podem ser observados nos gráficos de Efeito Acumulado Local (ALE) das Figuras 3 a 5, e S2 A S5 em MtS).

Tabela 1: Relação das variáveis utilizadas. S indica variáveis incluídas na pré-seleção, R indica variáveis incluídas na modelagem Random Forest e G indica variáveis incluídas na modelagem GAMM.

Variável	Modelo Geral	Modelos individualizados				
		E	P	T	O	M
Ordem	S, R, G	G	G	G	G	-
Gênero	S, R, G	G	G	G	G	-
Sítio	S, R, G	G	G	G	G	-
LDI	S, R, G	S, R, G	S, R, G	S, R, G	S, R, G	S
CDI	S, R, G	S, R, G	S, R, G	S, R, G	S, R, G	S
IDI	S, R, G	S, R, G	S, R, G	S, R, G	S, R, G	S
IQA	S, R, G	S, R, G	S, R, G	S, R, G	S, R, G	S
GFA	S, R, G	S	S, R, G	S, R, G	- *	- *

Sensibilidade	S, R, G	S	- **	S, R, G	S, R, G	S
Vegetação	S, R, G	S	S, R, G	S, R, G	S, R, G	S
Substrato	S, R, G	S	S	S, R, G	S, R, G	S
Fluxo	S	S	S	S, R, G	S, R, G	S
Coleta	S, R, G	S	S, R, G	S, R, G	S, R, G	S

* Variável excluída dos modelos por apresentarem apenas um nível dentro do grupo.

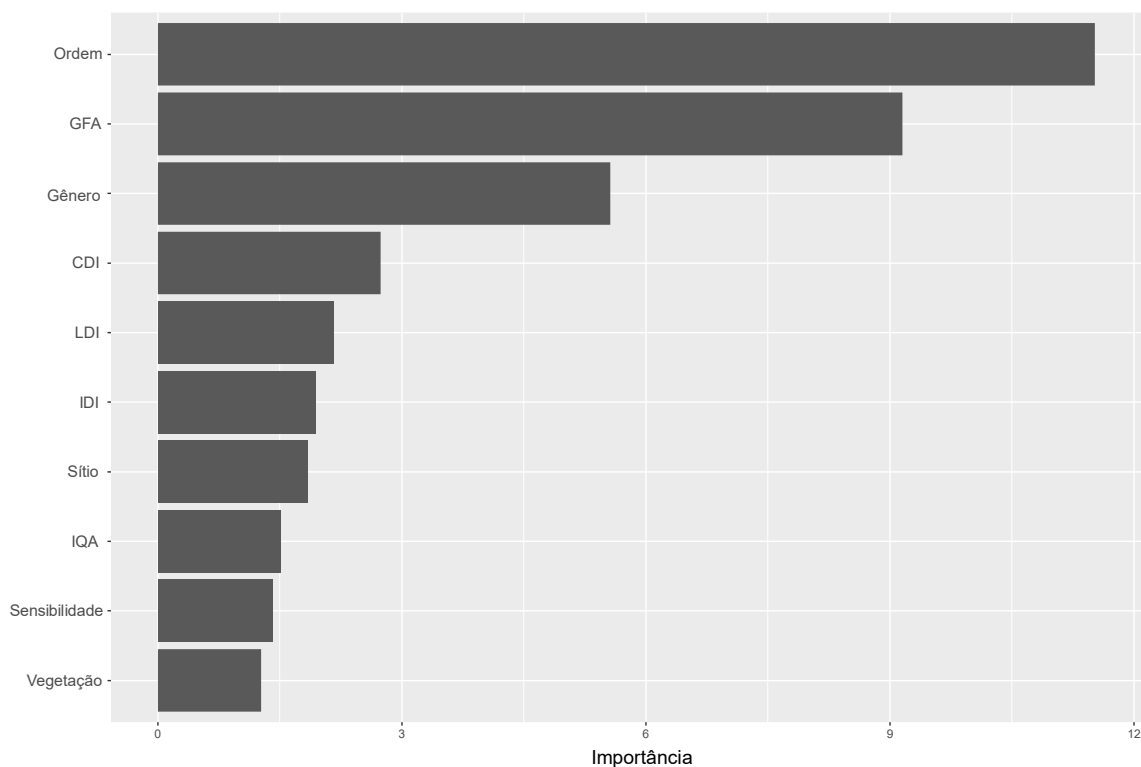


Figura 2: Importância relativa das variáveis na modelagem Random Forest para o modelo geral. O eixo x exibe o peso preditivo das variáveis, listadas no eixo y, sobre o tamanho médio dos organismos avaliados. Barras maiores indicam maior peso preditivo.

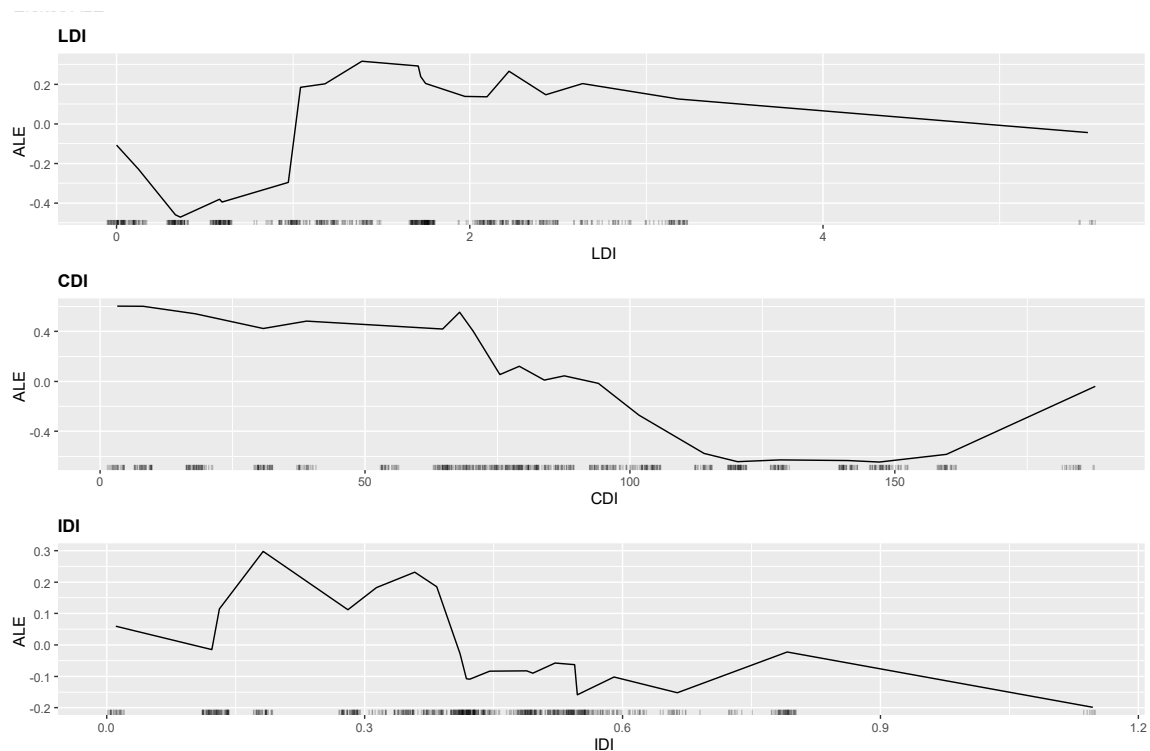


Figura 3: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos organismos em relação ao LDI (Índice de Distúrbio Local), CDI (Índice de Distúrbio da Bacia Hidrográfica) e IDI (Índice de Distúrbio Integrado). As linhas mostram como a mudança no valor dos índices (eixos x) influencia a previsão do modelo. A linha horizontal em 0 representa o efeito neutro (previsão média) e o movimento das linhas indica a relação entre o índice e ALE do tamanho médio. O aumento nos valores dos índices (em x) indica aumento de distúrbios antrópicos. Os riscos verticais na base representam a distribuição das observações.

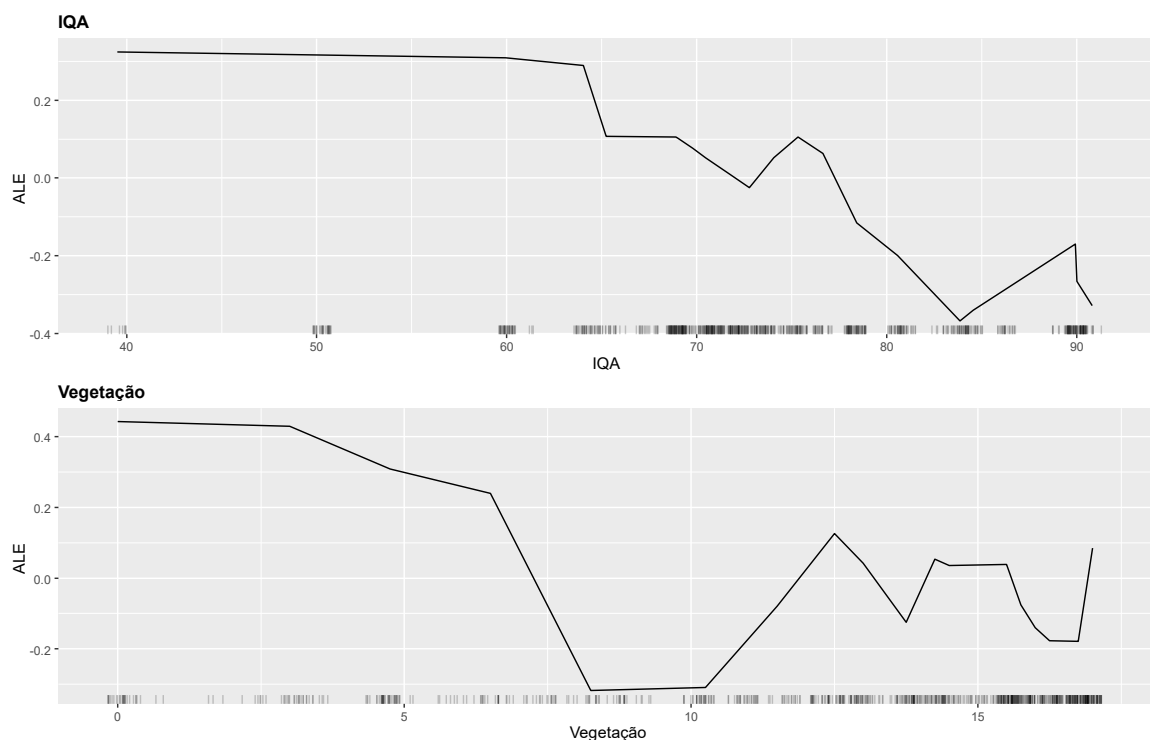


Figura 4: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos organismos em relação ao IQA (Índice de Qualidade da Água) e da Vegetação (Cobertura Vegetal Média sobre o canal). As linhas

mostram como a mudança no valor do IQA e Vegetação (eixo X) influencia a previsão do modelo. A linha horizontal em 0 representa o efeito neutro (previsão média) e o movimento da linha indica a relação entre as variáveis e o ALE do tamanho médio. O aumento dos valores no eixo x indicam melhores níveis de qualidade da água e maior cobertura vegetal, respectivamente. Os riscos verticais na base representam a distribuição das observações.

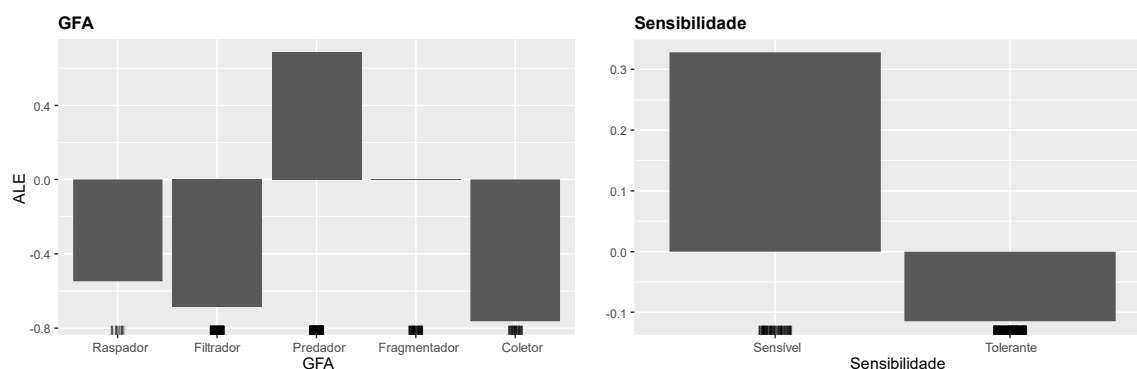


Figura 5: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos organismos em relação ao Grupo Funcional Alimentar (GFA) e à Sensibilidade a ocorrência de distúrbios ambientais. Os gráficos exibem os efeitos de cada categoria das variáveis sobre a previsão do modelo Random Forest. Barras acima de 0 indicam as categorias associadas a previsões de tamanho médio maior que a média geral e as barras abaixo de 0 indicam as categorias associadas a previsões de tamanho médio menor que a média geral. Barras pequenas na base mostram a distribuição e frequência dos dados para cada categoria.

A modelagem GAMM explicou 61.2% da *deviance* total, com um r^2 ajustado de 0.54. A maior parte da variância no tamanho médio foi explicada pelas variáveis taxonômicas, gênero ($F=4,50$, $p<0,001$) e ordem ($F=785,87$, $p<0,001$), seguidas pela variável aleatória sítio ($F=0,87$, $p<0,02$). Como esperado, estes resultados demonstram que a identidade dos agrupamentos é importante para a predição do tamanho médio, especialmente em nível taxonômico mais fino, e que o local de amostragem também possui um efeito importante, por considerar os efeitos interativos das variáveis.

Dos índices ambientais testados, o tamanho médio demonstrou uma relação estatisticamente significativa apenas com o LDI ($F=1,25$, $p=0,04$). O termo suavizado do LDI no modelo GAMM mostrou-se praticamente linear ($edf = 0,94$). Em contraste, CDI ($F \approx 0$; $p = 0,62$), IDI ($F \approx 0$; $p = 0,81$), IQA ($F \approx 0$; $p = 0,95$) e cobertura vegetal ($F \approx 0$; $p = 0,94$) não foram significativos, todos com $edf \approx 0$, indicando que não contribuíram de forma substancial para explicar a variância do tamanho médio (ver Figura 6). Em relação às demais variáveis, encontramos efeito apenas para GFA (Figura 7), onde houve efeito para organismos raspadores ($\beta=-0,74$, $t=-3,98$, $p<0,001$) e coletores ($\beta=-0,54$, $t=631$, $p=0,005$), e sensibilidade, com efeito para organismos tolerantes ($\beta=-0,30$, $t=-2,51$, $p<0,01$).

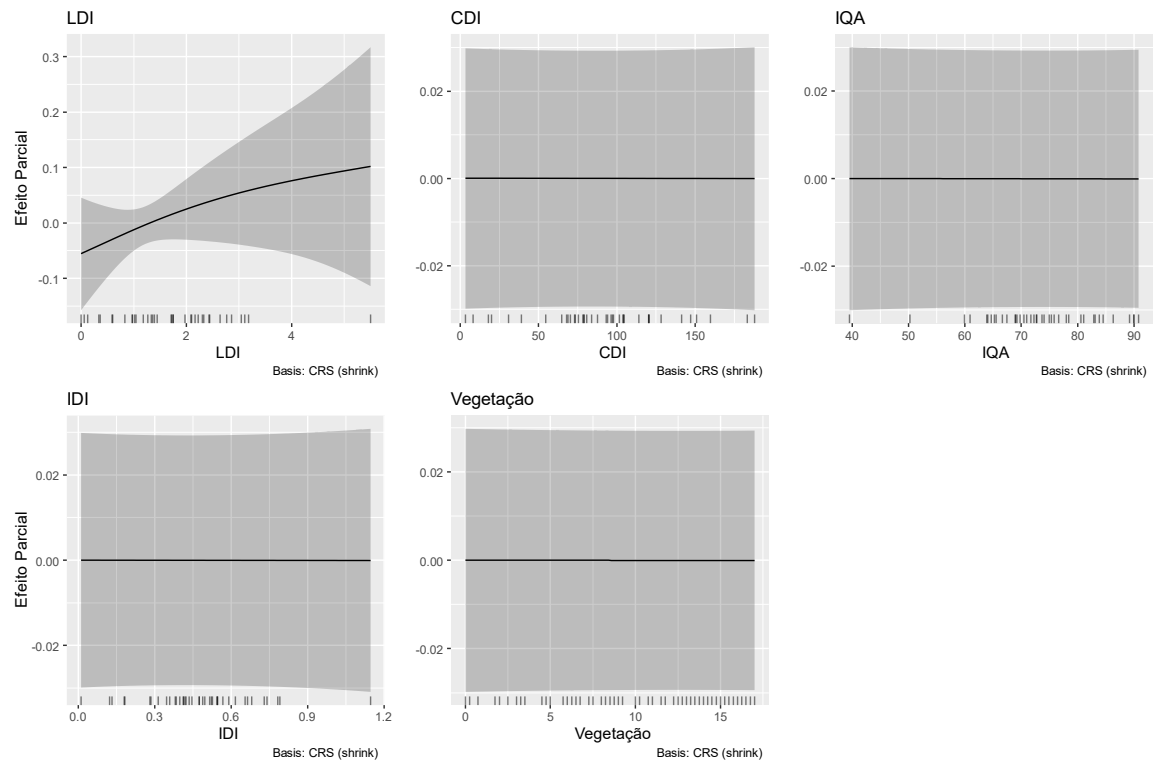


Figura 6: Efeitos parciais suavizados das variáveis contínuas sobre o Tamanho médio dos macroinvertebrados. Cada painel exibe a relação entre o preditor contínuo (Eixo X) e o Efeito Parcial (Eixo Y), medido na escala do link logarítmico do modelo Gamma. A linha representa a estimativa do efeito parcial e a área cinza o intervalo de confiança de 95%. O zero no Eixo Y indica nenhum efeito. Os riscos na base indicam a distribuição das observações.

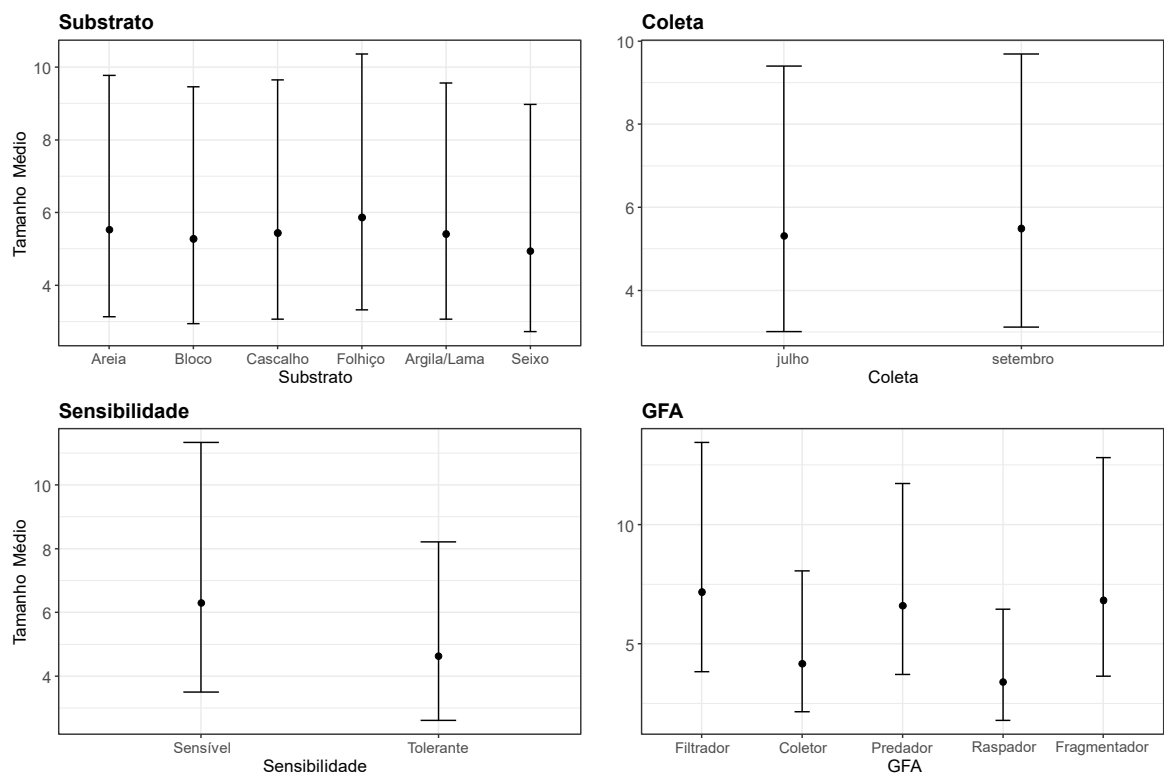


Figura 7: Tamanho médio estimado para os níveis das variáveis categóricas fixas. O gráfico exibe

as médias marginais estimadas para o tamanho médio (eixo Y) para cada nível das variáveis (eixo X). O ponto central representa a média e as barras verticais o erro padrão.

3.1 Ephemeroptera

A pré-seleção de atributos para Ephemeroptera resultou na confirmação apenas das variáveis de qualidade ambiental (LDI, CDI, IDI e IQA) (Figura S6 MtS). O modelo RF não mostrou um bom desempenho ($r^2 = -0,09$) e a hierarquização das variáveis após a modelagem mostrou a variável IDI com uma importância mais expressiva do que as demais (Figura 8). Em contrapartida, a modelagem GAMM (r^2 ajustado = 0,46 e *deviance* = 55,3%) mostrou significância para as variáveis de efeito aleatório, sendo gênero aquela que teve maior poder explicativo ($F = 9,21$, $p < 0,001$) seguida de sítio ($F = 0,84$, $p = 0,04$). A única variável fixa com efeito significativo foi CDI ($F = 3,85$, $p = 0,01$) (Figura 9), contrariando a hierarquização das variáveis. Apesar do IQA mostrar uma tendência, seu efeito não foi comprovado pelo resultado do teste estatístico ($F = 0,96$, $p = 0,06$). Os plots ALE mostram o padrão de resposta não lineares que podem ser observados nas Figuras S7 e S8 em MtS.

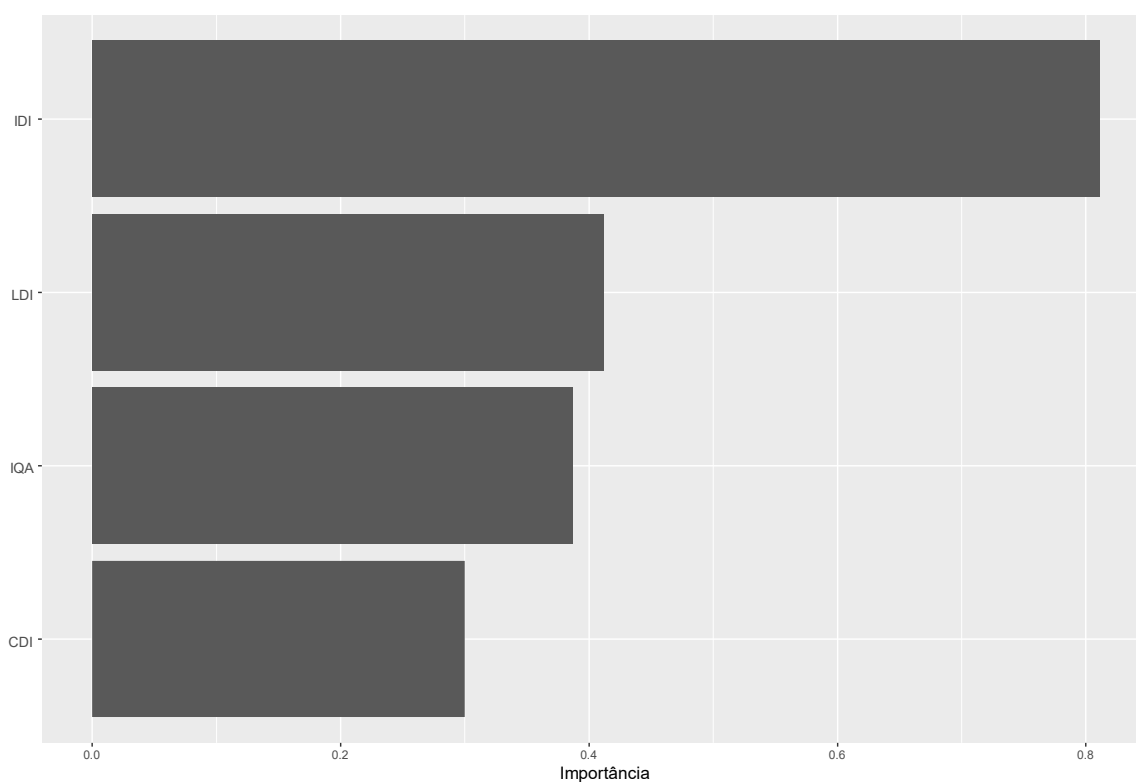


Figura 8: Importância relativa das variáveis na modelagem Random Forest para o Ephemeroptera. O eixo x exibe o peso preditivo das variáveis, listadas no eixo y, sobre o tamanho médio dos gêneros de Ephemeroptera. Barras maiores indicam que a variável tem um peso preditivo maior.

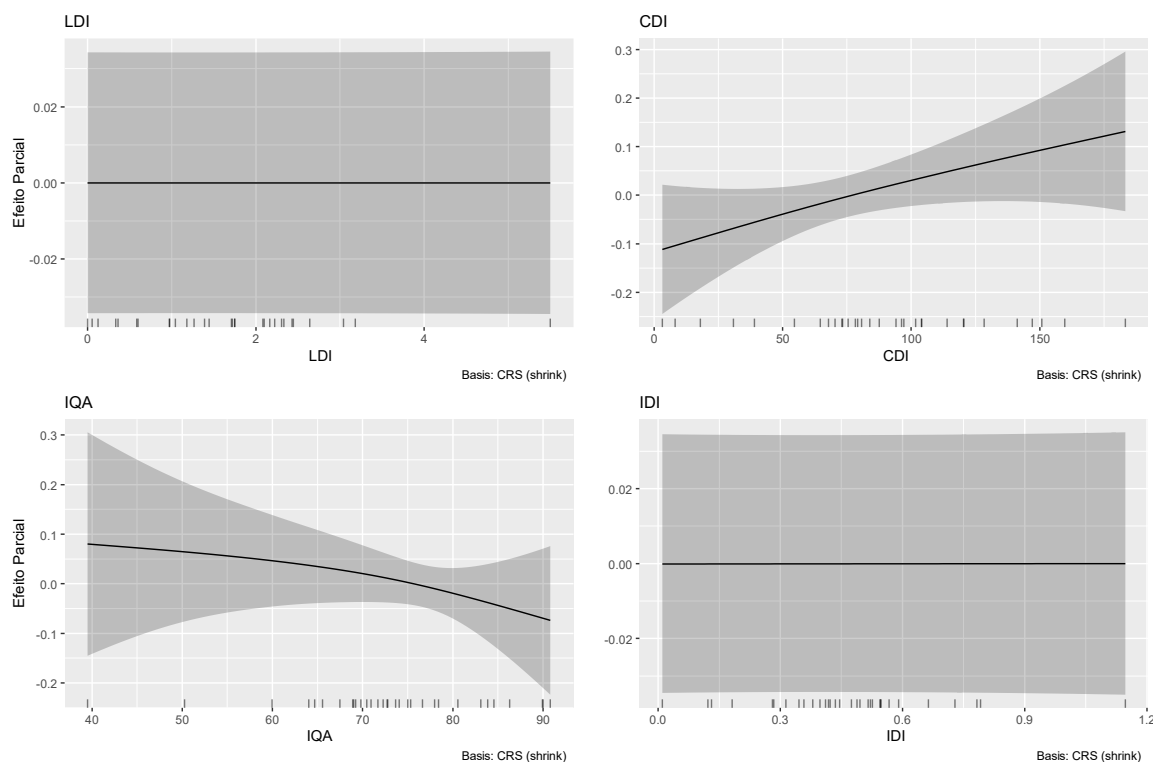


Figura 9: Efeitos parciais suavizados das variáveis contínuas sobre o tamanho médio de Ephemeroptera. Cada painel exibe a relação não-linear entre o preditor contínuo (Eixo X) e o Efeito Parcial (Eixo Y), medido na escala do link logarítmico do modelo Gamma. A linha representa a estimativa do efeito parcial e a área cinza o intervalo de confiança de 95%. O zero no Eixo Y indica nenhum efeito. Os riscos na base indicam a distribuição das observações.

3.2 Plecoptera

Para os Plecoptera a seleção de atributos confirmou sete dos nove atributos testados: IDI, CDI, IDI, IQA, cobertura vegetal, GFA e coleta (Figura S9 em MtS). O ranqueamento das variáveis após a modelagem RF ($r^2=0,23$), expresso na Figura 10, mostra que CDI, IDI e IQA apresentaram maiores importâncias e que o período de coleta foi o menos importante. Os plots ALE mostram padrões de resposta não lineares para as variáveis quantitativas (Figuras S10 a S12 em MtS), confirmados pelos resultados da modelagem GAMM (r^2 ajustado =0,65, *deviance* =68,1%), onde apenas o efeito aleatório da variável gênero foi estatisticamente significativo ($F=67,9$, $p=0,01$) (Figuras S13 e S14 em MtS).

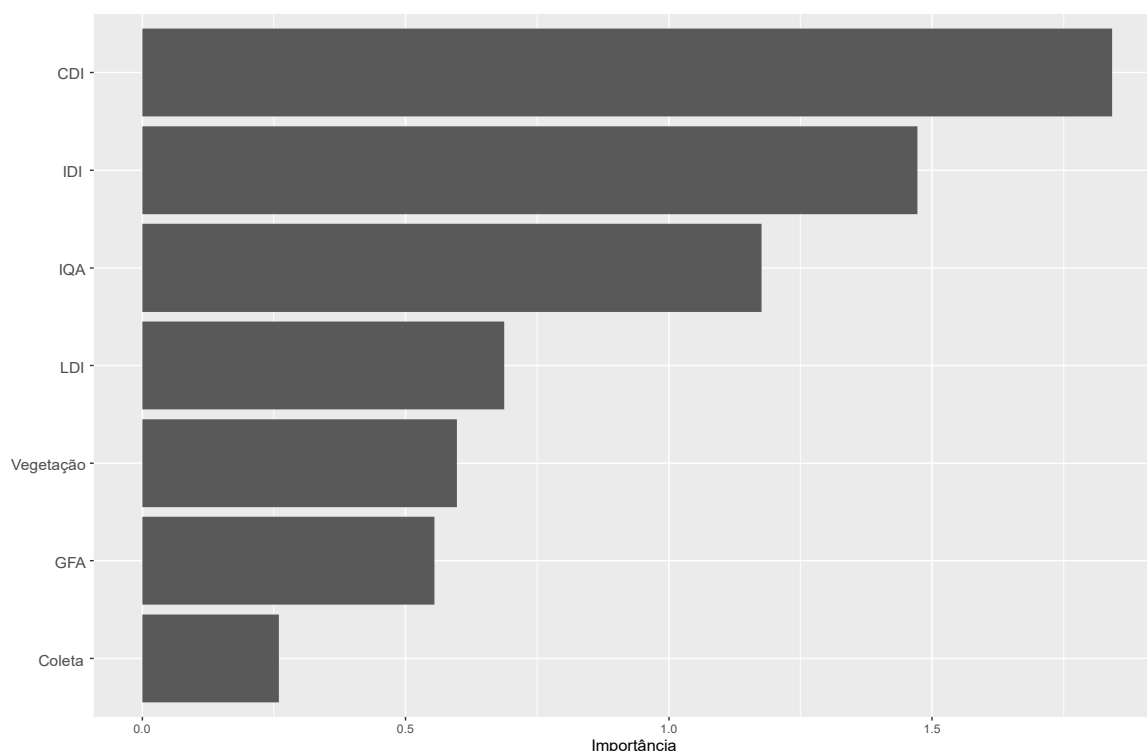


Figura 10: Importância Relativa das Variáveis na modelagem Random Forest para Plecoptera. O eixo x exibe o peso preditivo das variáveis, listadas no eixo y, sobre o tamanho médio dos gêneros de Plecoptera. Barras maiores indicam que a variável tem um peso preditivo maior.

3.3 Trichoptera

Seis das 9 variáveis utilizadas foram confirmados na pré-seleção de atributos para o Trichoptera (Figuras S15 em MtS), sendo elas: LDI, CDI, IDI, IQA, GFA e vegetação. CDI e IDI mostraram maior peso preditivo, seguidas por IQA, LDI, GFA e vegetação (Figuras 11). A modelagem GAMM (r^2 ajustado =0,43, *deviance* =52,7%) mostrou efeito apenas para gênero ($F=3,94$, $p<0,001$) e GFA, onde os organismos raspadores ($\beta=-0,98$, $t=-3,33$, $p=0,001$) e coletores ($\beta=-1,14$, $t=-2,28$, $p=0,02$) foram significativamente menores do que os filtradores, fragmentadores e predadores (Figura 12). A variável sítio e as variáveis quantitativas LDI, CDI, IDI e IQA (apesar das tendências visualizadas na Figura 13) não mostraram efeito significativo, sustentados pelos gráficos ALE, que mostram a não linearidade das relações (Figuras S16 a S18 em MtS).

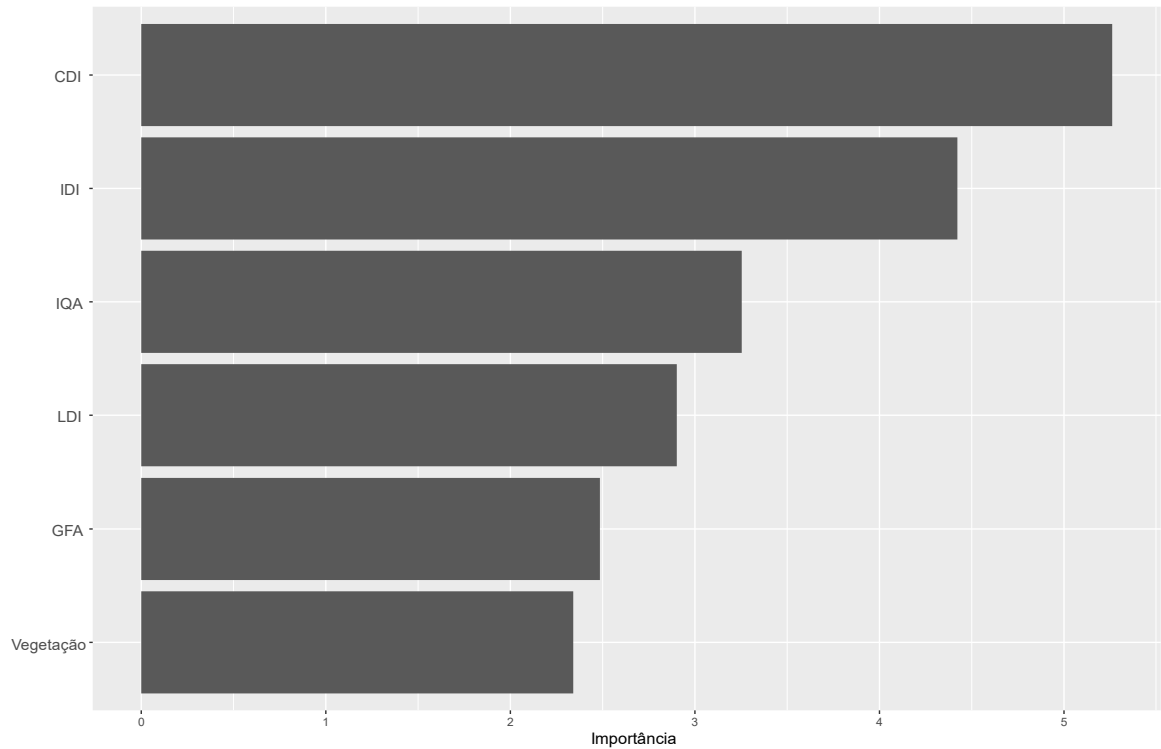


Figura 11: Importância Relativa das Variáveis na modelagem Random Forest para Trichoptera. O eixo x exibe o peso preditivo das variáveis, listadas no eixo y, sobre o tamanho médio dos gêneros de Trichoptera. Barras maiores indicam que a variável tem um peso preditivo maior.

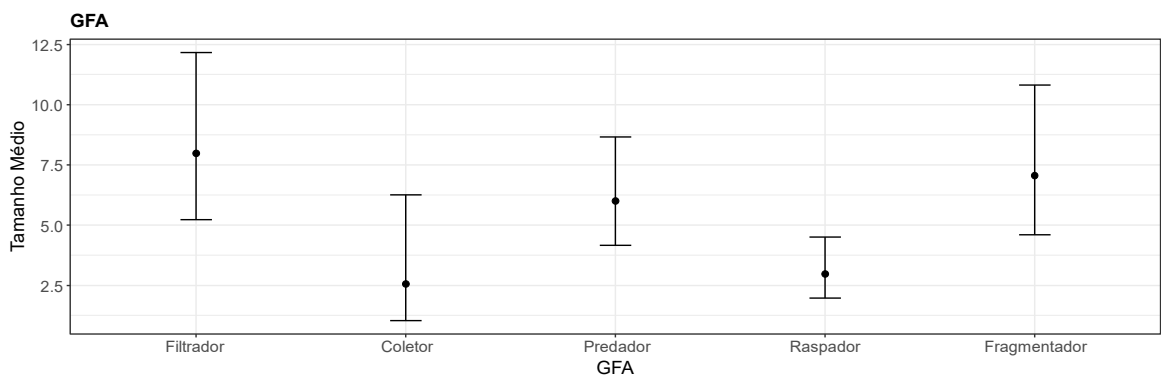


Figura 12: Tamanho médio estimado para os níveis da variável categórica fixa GFA de Trichoptera. O gráfico exibe as médias marginais estimadas de tamanho médio (Eixo Y) para cada nível dos fatores (Eixo X). O ponto central representa a média e as barras verticais o erro padrão.

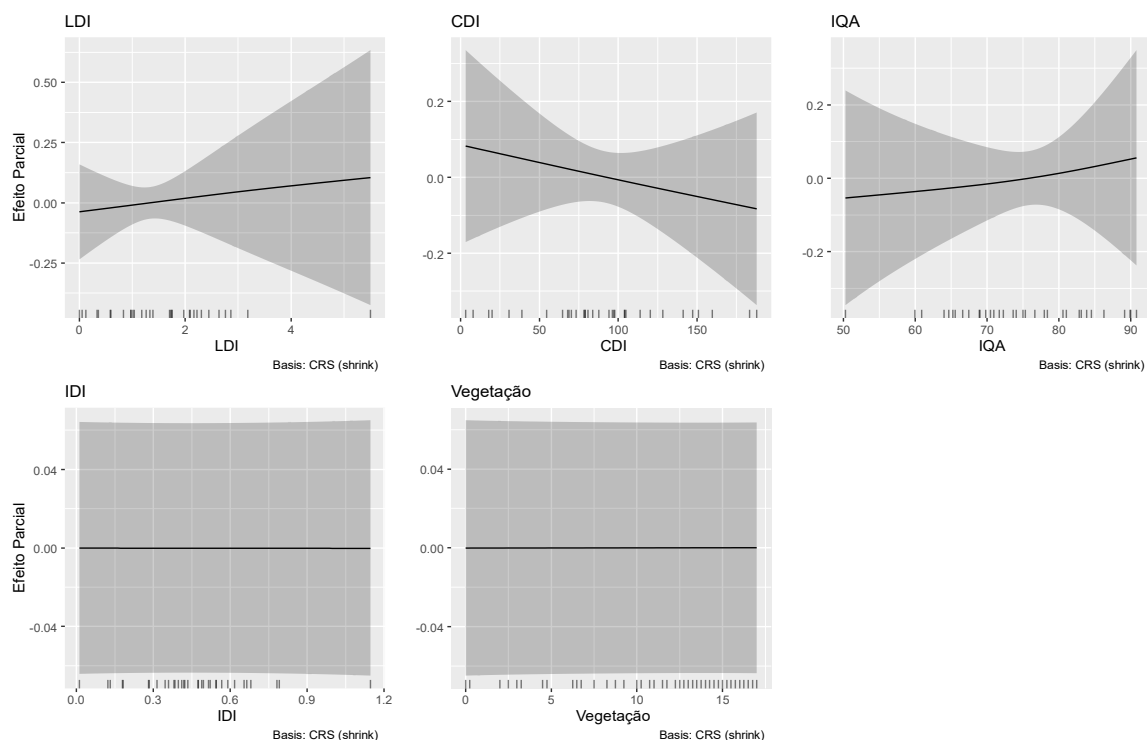


Figura 13: Efeitos parciais suavizados das variáveis contínuas sobre o tamanho médio de Trichoptera. Cada painel exibe a relação não-linear entre o preditor contínuo (Eixo X) e o Efeito Parcial (Eixo Y), medido na escala do link logarítmico do modelo Gamma. A linha representa a estimativa do efeito parcial e a área cinza o intervalo de confiança de 95%. O zero no Eixo Y indica nenhum efeito. Os riscos na base indicam a distribuição das observações.

3.4 Odonata

A seleção de atributos para Odonata confirmou todas as 8 variáveis (Figura S19 em MtS). O ranqueamento após a modelagem RF ($r^2=0,06$) mostrou que, com exceção do tipo de fluxo, todas as variáveis mostraram importância elevada para o modelo (Figura 14). A modelagem GAMM (r^2 justado =0,45, *deviance* =52,6%) mostrou efeito significativo para as variáveis de efeito aleatório (sendo $F=3,84$ e $p<0,001$ para gênero e $F=1,10$ e $p=0,01$ para sítio), para LDI ($F=1,39$, $p=0,05$) e para o período de coleta 'set' ($\beta=0,24$, $t=2,55$, $p=0,01$) (Figuras 15 e 16). As variações de ALE para cada variável estão expressas nas Figuras S20 a S22 em MtS.

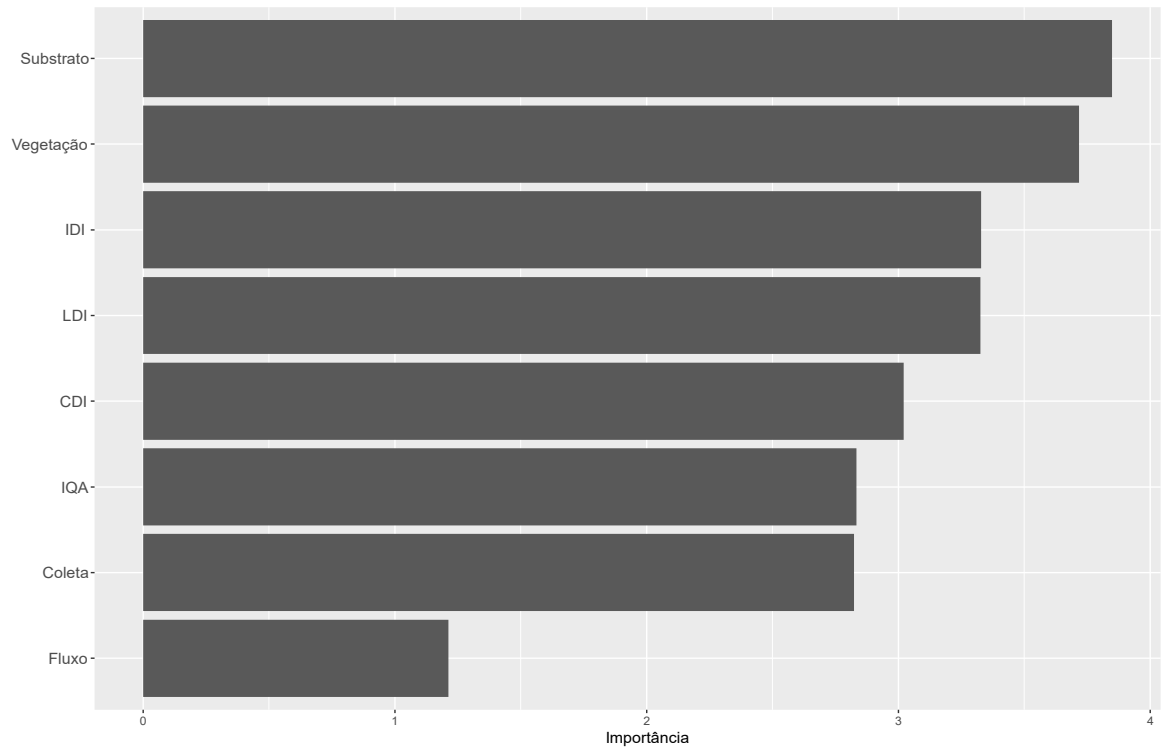


Figura 14: Importância Relativa das Variáveis na modelagem Random Forest para Odonata. O eixo x exibe o peso preditivo das variáveis, listadas no eixo y, sobre o tamanho médio dos gêneros de Odonata. Barras maiores indicam que a variável tem um peso preditivo maior.

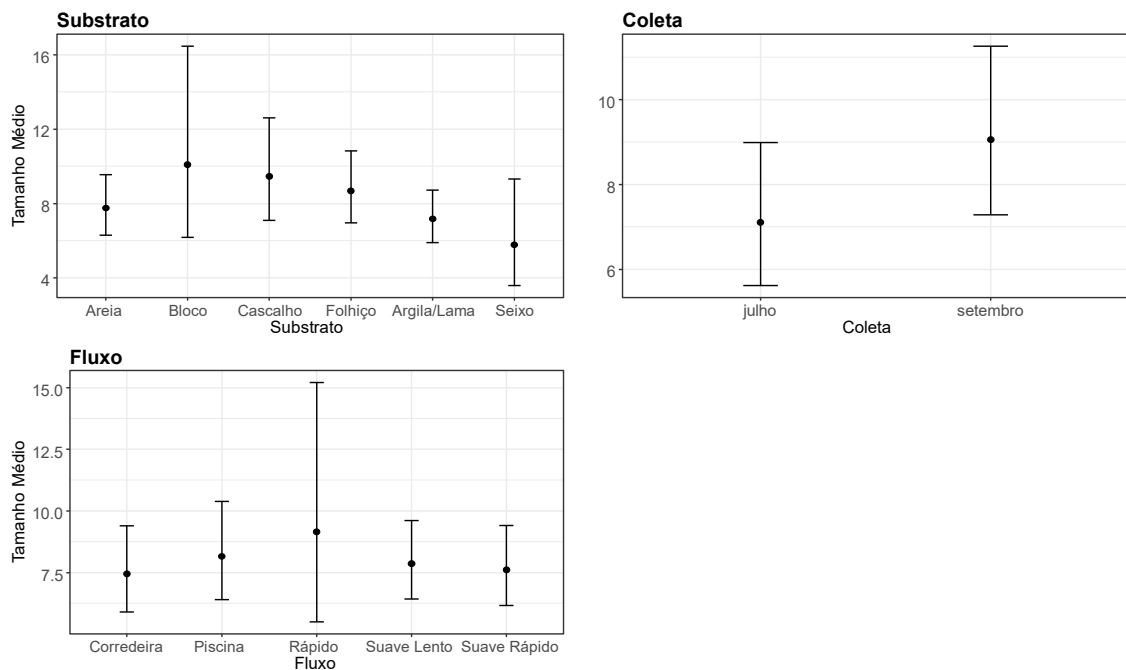


Figura 15: Tamanho médio estimado para os níveis das variáveis categóricas fixas de Odonata. O gráfico exibe as médias marginais estimadas de tamanho médio (eixo Y) para cada nível dos fatores (eixo X). O ponto central representa a média e as barras verticais o erro padrão.

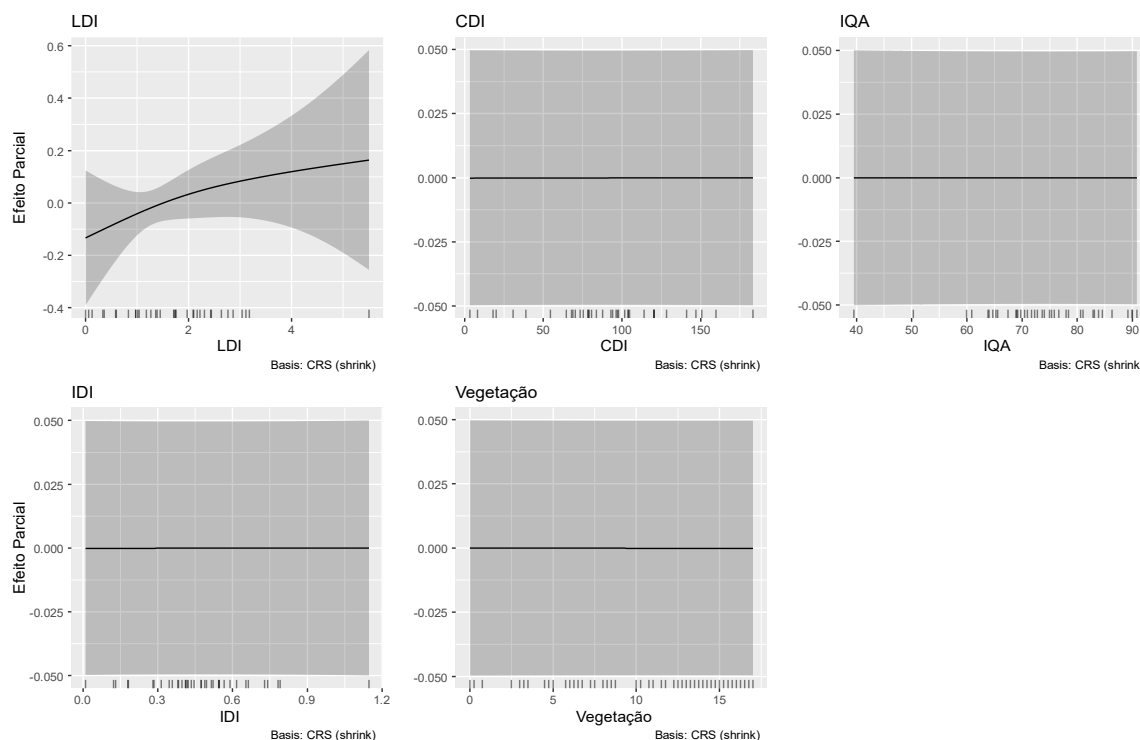


Figura 16: Efeitos parciais suavizados das variáveis contínuas sobre o tamanho médio de Odonata. Cada painel exibe a relação não-linear entre o preditor contínuo (Eixo X) e o Efeito Parcial (Eixo Y), medido na escala do link logarítmico do modelo Gamma. A linha representa a estimativa do efeito parcial e a área cinza o intervalo de confiança de 95%. O zero no Eixo Y indica nenhum efeito. Os riscos na base indicam a distribuição das observações.

3.5 Megaloptera

Por fim, o modelo ajustado para o grupo Megaloptera rejeitou todas as variáveis utilizadas, indicando que nenhuma delas apresenta efeito explicativo sobre o tamanho médio dos organismos (Figura S23 em MtS).

4 Discussão

A análise geral com todo o conjunto de dados confirmou que a variação no tamanho médio dos macroinvertebrados é explicada predominantemente pela estrutura biológica e de amostragem, e, as variáveis ambientais e físicas avaliadas mostraram pouca influência. O GAMM mostrou que grande parte da variação foi capturada pelos efeitos de gênero, sítio de amostragem e ordem. Isso sugere que o tamanho dos organismos é, em grande medida, uma característica intrínseca e específica de cada táxon (ligada à identidade taxonômica e ao local de ocorrência),

em vez de uma resposta uniforme aos fatores ambientais considerados. Esse achado está de acordo com Méthot et al. (2012), que encontraram menores porcentagens de variância nas relações tamanho-massa corporal com um maior refinamento taxonômico.

Entre os preditores categóricos testados, o GFA foi o fator mais influente no tamanho médio. Observamos que os organismos raspadores e coletores foram significativamente menores (Figura 7). O tamanho corporal é frequentemente uma restrição adaptativa relacionada ao nicho alimentar (Emmerson & Raffaelli, 2004). Grupos que utilizam detritos finos ou que raspam superfícies podem ser limitados em tamanho, dada a necessidade de lidar com partículas muito pequenas (Schmera et al., 2022). Desta maneira, maiores tamanhos médios de filtradores podem estar associados a identidade dos organismos ou às dimensões de sedimentos disponíveis (Akamagwuna & Odume, 2020).

Nossos resultados mostram que organismos tolerantes foram significativamente menores do que os organismos sensíveis. Isso pode estar relacionado com a uma maior capacidade de resistência e rápida recuperação, características de espécies de pequeno porte (Edegbene et al., 2020).

Entre os preditores fixos quantitativos apenas o LDI mostrou efeito significativos ($p < 0.05$) com tendência de efeito positivo no aumento de tamanho dos organismos (Figura 6). O cálculo deste índice incluí variáveis físicas do canal e seu entorno (Ligeiro et al., 2013), logo, o resultado sugere que perturbações locais de baixa magnitude podem ter um efeito positivo no aumento de tamanho dos organismos. O gráfico de efeito ALE para o LDI (Figura 3) mostra efeitos mais expressivos em valores intermediários de distúrbio, ao passo que perde precisão em valores mais elevados (que caracterizam ambientes com maior perturbação local). Possivelmente isso ocorre pela baixa ocorrência de organismos nesses estratos. Em riachos amazônicos o impacto de atividades agrícolas afetou macroinvertebrados de todas as classes de tamanho (Liberal et al., 2025) e, em rios urbanos, organismos maiores se mostraram mais sensíveis à poluição urbana (Edegbene et al., 2020).

Os demais índices de qualidade e distúrbio testados (CDI, IDI e IQA) e a Cobertura Vegetal não apresentaram relações detectáveis, sendo seus termos suaves encolhidos para zero pelo algoritmo de seleção do modelo (Figura 6).

4.1 Ephemeroptera

Na análise de Ephemeroptera, embora os quatro índices de qualidade ambiental tivessem sido confirmados pelo 'boruta', o RF treinado com estas *features* obteve um r^2 negativo, indicando uma incapacidade de prever o tamanho médio para Ephemeroptera. Apesar disso, a modelagem GAMM mostrou o CDI como uma variável importante para o grupo, mesmo com o efeito aleatório do Gênero sendo o *driver* mais forte. O aumento do CDI indica maior influência antrópica na bacia, com possível incremento na erosão e aporte de sedimentos nos cursos d'água (Ligeiro et al., 2013). Como Ephemeroptera é um grupo sensível à degradação de qualidade da água e assoreamento (Akamagwuna & Odume, 2020; Callisto et al., 2001) esperava-se uma relação negativa entre o CDI e o grupo. No entanto, gêneros mais tolerantes podem dominar em ambientes moderadamente perturbados, mascarando o padrão de sensibilidade típico da ordem (Souza et al., 2024).

4.2 Plecoptera

Para os Plecoptera, embora o 'boruta' tenha mostrado que os índices ambientais foram melhores que o ruído, eles não detêm poder explicativo sobre o tamanho dos organismos quando confrontados com o efeito da identidade taxonômica, evidenciada pelo GAMM. Nossos resultados sugerem que o tamanho corporal para este grupo é uma característica biológica (Méthot et al., 2012), e não uma resposta direta e detectável do estado atual da qualidade ambiental. Neste caso, a qualidade do ambiente atua principalmente como uma pressão determinante para a ocorrência do grupo, sustentada pela sua alta sensibilidade às alterações ambientais (Souza et al., 2024).

4.3 Trichoptera

O baixo poder preditivo do RF para Trichoptera sugere que as variáveis explicam uma porção insignificante da variação real do tamanho dos organismos. Isso é evidenciado pelos resultados do GAMM, que classifica a identidade do gênero como *driver* mais relevante. Isso sugere que, assim como o observado para Plecoptera, o tamanho dos organismos se relaciona principalmente a uma característica biológica (Méthot et al., 2012). Além da identidade do gênero, a única variável significativa no GAMM foi o GFA, especificamente para os grupos raspadores e coletores.

4.4 Odonata

No caso de Odonata, mesmo com a confirmação de todas as variáveis pelo RF, o GAMM também pontou as variáveis taxonômicas como sendo mais importantes, além da variável sítio. O LDI como único preditor quantitativo significativo, sugere aumento no tamanho de Odonata em situações de pressão antrópica moderadas. O efeito para o período de coleta mostra que os indivíduos coletados em setembro foram maiores. Esse achado pode refletir diferenças ontogenéticas e de fenologia do grupo, sugerindo crescimento sazonal (Benke, 1976), possivelmente relacionado a estágios de desenvolvimento que avançam ao longo do inverno para a primavera (Benke, 1976). Ainda assim, o gênero permaneceu como o principal controle, indicando que a identidade taxonômica é o filtro final que determina o tamanho em Odonata.

4.5 Megaloptera

A análise de regressão RF focada na Ordem Megaloptera revelou uma completa ausência de poder preditivo do conjunto de variáveis ambientais e biológicas testadas. O algoritmo Boruta rejeitou todas as oito variáveis.

A análise comparativa do tamanho médio entre as ordens de macroinvertebrados revelou um padrão heterogêneo, onde um único denominador foi comum: a estrutura taxonômica. Em todas as ordens, o efeito aleatório do gênero, ou seja, a identidade taxonômica do organismo, emergiu como o preditor mais expressivo, indicando que o tamanho médio é uma característica da identidade do organismo, e não uma resposta direta e uniforme aos fatores ambientais testados. Contudo, a sensibilidade ambiental variou criticamente entre os táxons. A Ordem Ephemeroptera foi a única a demonstrar uma relação significativa com o CDI, e a ordem Odonata com LDI. Este resultado pode estar relacionado com a variabilidade entre organismos sensíveis e tolerantes destes grupos. Odonata mostrou-se sensível a fatores temporais de coleta, sugerindo que o tamanho deste grupo, embora dominado pela ontogenia, é modulado pela sazonalidade (Benke, 1976). Plecoptera e Trichoptera foram os menos responsivos, com seus modelos (GAMMs) falhando em encontrar significância nas variáveis ambientais testadas. Para estes grupos, o tamanho médio parece ser mais um filtro taxonômico rígido, que não é facilmente perturbado ou previsto pelas variáveis de habitat na escala utilizada. A ordem Megaloptera, por sua vez, não respondeu a nenhum dos testes realizados.

A cobertura vegetal, os tipos de fluxo e substrato não tiveram influência sobre

o tamanho dos organismos. Estas variáveis podem estar mais associadas a presença dos organismos em si, sem efeito sobre o *trait* tamanho corporal. Por exemplo, EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) são indicadores eficientes para monitoramento de perda de vegetação (Valente-Neto et al., 2018). Em Odonata adultos a densidade de cobertura vegetal tem influência sobre a composição das comunidades, modulando a ocorrência das subordens, sendo Anisoptera característica de ambientes mais abertos, e Zygoptera com preferência por ambientes mais fechados (Silva et al., 2021). O tipo de fluxo influencia a escolha de locais para deposição dos ovos em Odonata (Siva-Jothy et al., 1995), enquanto para EPT as características de fluxo e substrato estão relacionadas a preferências de habitat (Abdul Hamid & Md Rawi, 2011; Braccia et al., 2023).

5 Conclusões

Em síntese, o fator mais crítico na determinação do tamanho médio dos macroinvertebrados bentônicos não foram as variáveis ambientais consideradas, mas sim a identidade taxonômica, a localidade de coleta e a sensibilidade dos organismos a distúrbios antrópicos. Assim, sugerimos que estudos preditivos sobre tamanho corporal em comunidades de insetos aquáticos devem incorporar identificação taxonômica refinada. Os baixos valores de R^2 obtidos em todos os modelos, apesar da criteriosa seleção de variáveis, sugerem que a variação residual em tamanho médio provavelmente é explicada por outros fatores que não foram capturados nestas análises (por exemplo, pressões bióticas, história de vida ou aspectos não mensurados do habitat). Ademais, para investigações futuras, recomendamos que a escolha de preditores seja feita de forma táxon-específica, visto que índices ambientais úteis para prever o tamanho em um grupo mostraram-se irrelevantes para outros. Isso indica que não existe um conjunto universal de preditores válido para explicar variações de tamanho em todos os grupos de macroinvertebrados; ao contrário, cada grupo taxonômico pode responder a diferentes aspectos do ambiente de forma particular. Por fim, nossos resultados indicam que o tamanho corporal é uma métrica funcional promissora, mas reforçamos que é importante considerar abordagens multifatoriais e integrativas para

o estudo e monitoramento de comunidades e ecossistemas aquáticos (Bonada et al., 2006).

Referências

- Abdul Hamid, S., & Md Rawi, C. S. (2011). Influence of substrate embeddedness and canopy cover on the distribution of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) in tropical rivers. *Aquatic Insects*, 33(4), 281–292. <https://doi.org/10.1080/01650424.2011.640940>
- Acreman, M., Hughes, K. A., Arthington, A. H., Tickner, D., & Dueñas, M. (2020). Protected areas and freshwater biodiversity: A novel systematic review distils eight lessons for effective conservation. *Conservation Letters*, 13(1), e12684. <https://doi.org/10.1111/conl.12684>
- Akamagwuna, F. C., Mensah, P. K., Nnadozie, C. F., & Odume, O. N. (2019). Evaluating the responses of taxa in the orders Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) to sediment stress in the Tsitsa River and its tributaries, Eastern Cape, South Africa. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(11), 664. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7846-9>
- Akamagwuna, F. C., & Odume, O. N. (2020). Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) functional feeding group responses to fine grain sediment stress in a river in the Eastern Cape, South Africa. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(4), 214. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8187-4>
- Alba-Tercedor, J. (1996). MACROINVERTEBRADOS ACUATICOS Y CALIDAD DE LAS AGUAS DE LOS RIOS1. *IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA)*, 2, 203–213.
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Amaral, P. H. M. do, Castro, D. M. P. de, Linares, M. S., Hughes, R. M., Van Den Berg, E., & Callisto, M. (2025). Small hydropower dam alters the functional structure of macroinvertebrate assemblages in a Neotropical savanna river. *Hydrobiologia*, 852(12), 3137–3154. <https://doi.org/10.1007/s10750-024-05720-1>
- Amaral, P. H. M. D., Silveira, L. S. D., Rosa, B. F. J. V., Oliveira, V. C. D., & Alves, R. D. G. (2015). Influence of Habitat and Land Use on the Assemblages of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera in Neotropical Streams. *Journal of Insect Science*, 15(1), 60–60. <https://doi.org/10.1093/jisesa/iev042>
- Arenas-Sánchez, A., Dolédec, S., Vighi, M., & Rico, A. (2021). Effects of anthropogenic pollution and hydrological variation on macroinvertebrates in Mediterranean rivers: A case-study in the upper Tagus river basin (Spain). *Science of The Total Environment*, 766, 144044. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144044>
- Barrios-O'Neill, D., Kelly, R., & Emmerson, M. C. (2019). Biomass encounter rates limit the size scaling of feeding interactions. *Ecology Letters*, 22(11), 1870–1878. <https://doi.org/10.1111/ele.13380>
- Basset, A., Sangiorgio, F., & Pinna, M. (2004). Monitoring with benthic macroinvertebrates: Advantages and disadvantages of body size descriptors. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14(S1), S43–S58. <https://doi.org/10.1002/aqc.649>
- Benítez-Malvido, J., Dáttilo, W., Martínez-Falcón, A. P., Durán-Barrón, C., Valenzuela, J., López, S., & Lombera, R. (2016). The Multiple Impacts of Tropical Forest Fragmentation on Arthropod Biodiversity and on their Patterns of Interactions with Host Plants. *PLOS ONE*, 11(1), e0146461. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0146461>
- Benke, A. C. (1976). Dragonfly Production and Prey Turnover. *Ecology*, 57(5), 915–927.

- <https://doi.org/10.2307/1941057>
- Benke, A. C., & Hurn, A. D. (2010). Benthic invertebrate production—Facilitating answers to ecological riddles in freshwater ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 264–285. <https://doi.org/10.1899/08-075.1>
- 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(1), 495–523. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>
- Braccia, A., Lau, J., Robinson, J., Croasdaile, M., Park, J., & Parola, A. (2023). Macroinvertebrate assemblages from a stream-wetland complex: A case study with implications for assessing restored hydrologic functions. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(3), 394. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-10983-7>
- Branquinho, E. D. S., & Vieira, N. D. S. (2020). A paisagem e a produção do espaço no entorno do lago de Furnas no sul de Minas Gerais. *Geopauta*, 4(4), 113–139. <https://doi.org/10.22481/rg.v4i4.6943>
- Brasil, L. S., Oliveira-Junior, J. M. B., Shimano, Y., Dias-Silva, K., & Juen, L. (2022). INSETOS AQUÁTICOS BIOINDICADORES DE MUDANÇAS DE USO DA TERRA NO PARÁ, BRASIL: EVIDÊNCIAS E PERSPECTIVAS. *Oecologia Australis*, 26(03), 424–444. <https://doi.org/10.4257/oeco.2022.2603.03>
- Callisto, M., Alves, C. B. M., Lopes, J. de M., & Casto, M. A. de (Org.). (2014). *Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos (V. 1)*. Cemig.
- Callisto, M., Goulart, M., & Moretti, M. (2001). Macroinvertebrados Bentônicos Como Ferramenta Para Avaliar a Saúde de Riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6(1), 71–82. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v6n1.p71-82>
- Castro, D. M. P. D., Carvalho, D. R. D., Pompeu, P. D. S., Moreira, M. Z., Nardoto, G. B., & Callisto, M. (2016). Land Use Influences Niche Size and the Assimilation of Resources by Benthic Macroinvertebrates in Tropical Headwater Streams. *PLOS ONE*, 11(3), e0150527. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150527>
- Castro, D. M. P. de, Dolédec, S., & Callisto, M. (2017). Landscape variables influence taxonomic and trait composition of insect assemblages in Neotropical savanna streams. *Freshwater Biology*, 62(8), 1472–1486. <https://doi.org/10.1111/fwb.12961>
- Clemente, L. Z., Nakagaki, J. M., & Lima-Junior, S. E. (2019). BENTHIC MACROINVERTEBRATES AS BIOINDICATORS OF ENVIRONMENTAL QUALITY IN THREE STREAMS OF THE AMAMBAI RIVER BASIN, UPPER PARANÁ RIVER, BRAZIL. *Oecologia Australis*, 23(04), 951–960. <https://doi.org/10.4257/oeco.2019.2304.18>
- Cummins, K. W., Wilzbach, M., Kolouch, B., & Merritt, R. (2022). Estimating Macroinvertebrate Biomass for Stream Ecosystem Assessments. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(6), 3240. <https://doi.org/10.3390/ijerph19063240>
- Cusson, M., & Bourget, E. (2005). Global patterns of macroinvertebrate production in marine benthic habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 297, 1–14. <https://doi.org/10.3354/meps297001>
- Custodio, M., & Peñaloza, R. (2019). Influence of Water Quality on the Variation Patterns of the Communities of Benthic Macroinvertebrates in the Lakes of the Central Highlands of Peru. *Open Journal of Marine Science*, 09(01), 1–17. <https://doi.org/10.4236/ojms.2019.91001>
- Dala-Corte, R. B., Melo, A. S., Siqueira, T., Bini, L. M., Martins, R. T., Cunico, A. M., Pes, A. M., Magalhães, A. L. B., Godoy, B. S., Leal, C. G., Monteiro-Júnior, C. S., Stenert, C., Castro, D. M. P., Macedo, D. R., Lima-Junior, D. P., Gubiani, É. A., Massariol, F. C., Teresa, F. B., Becker, F. G., ... Roque, F. D. O. (2020). Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology*, 57(7), 1391–1402. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657>
- Domínguez, E., Molineri, C., Pescador, M. I., Hubbard, M. D., & Nieto, C. (2006). *Ephemeroptera of South America (V. 2)*. Joachim Adis, Jorge R. Arias, Guillermo Rueda-Delgado & Karl Matthias Wantzen.

- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, *81*(2), 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Edegbene, A. O., Arimoro, F. O., & Odume, O. N. (2020). How does Urban Pollution Influence Macroinvertebrate Traits in Forested Riverine Systems? *Water*, *12*(11), 3111. <https://doi.org/10.3390/w12113111>
- Emmerson, M. C., & Raffaelli, D. (2004). Predator–prey body size, interaction strength and the stability of a real food web. *Journal of Animal Ecology*, *73*(3), 399–409. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8790.2004.00818.x>
- França, J. S., & Callisto, M. (2019). *Monitoramento participativo de rios urbanos por estudantes-cientistas* (1° ed.). Juliana Silva França. <https://doi.org/10.17648/ufmg-monitoramento2019>
- Greenwell, B., M., & Boehmke, B., C. (2020). Variable Importance Plots—An Introduction to the vip Package. *The R Journal*, *12*(1), 343. <https://doi.org/10.32614/RJ-2020-013>
- Hamada, N., Thorp, J. H., & Rogers, D. C. (2018). *Keys to Neotropical Hexapoda* (4° ed., V. 3). Academic Press.
- Kursa, M. B., & Rudnicki, W. R. (2010). Feature Selection with the **Boruta** Package. *Journal of Statistical Software*, *36*(11). <https://doi.org/10.18637/jss.v036.i11>
- Leal, C. G., Lennox, G. D., Ferraz, S. F. B., Ferreira, J., Gardner, T. A., Thomson, J. R., Berenguer, E., Lees, A. C., Hughes, R. M., Mac Nally, R., Aragão, L. E. O. C., De Brito, J. G., Castello, L., Garrett, R. D., Hamada, N., Juen, L., Leitão, R. P., Louzada, J., Morello, T. F., ... Barlow, J. (2020). Integrated terrestrial-freshwater planning doubles conservation of tropical aquatic species. *Science*, *370*(6512), 117–121. <https://doi.org/10.1126/science.aba7580>
- Lenat, D. R., & Crawford, J. K. (1994). Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia*, *294*(3), 185–199. <https://doi.org/10.1007/BF00021291>
- Liberal, M. E. C., Leão, C. P., Oliveira, J. S. D., Valente-Neto, F., & Godoy, B. S. (2025). Environmental impacts shape the density-size relationship of benthic macroinvertebrates in Amazonian streams (Serra dos Carajás, Pará, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, *37*, e18. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x8924>
- Ligeiro, R., Ferreira, W., Castro, D., Firmiano, K. R., Silva, D., & Callisto, M. (2014). Macroinvertebrados bentônicos em riachos de cabeceira: Múltiplas abordagens de estudos ecológicos em bacias hidrográficas. Em *Condições Ecológicas em Bacias Hidrográficas de Empreendimentos Hidrelétricos* (1° ed., V. 1, p. 127–160).
- Ligeiro, R., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Macedo, D. R., Firmiano, K. R., Ferreira, W. R., Oliveira, D., Melo, A. S., & Callisto, M. (2013). Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators*, *25*, 45–57. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.004>
- Linares, M. S., Macedo, D. R., Marques, J. C., Hughes, R. M., & Callisto, M. (2025). Biodiversity spatial distribution of benthic macroinvertebrate assemblages is influenced by anthropogenic disturbances at multiple spatial extents. *Science of The Total Environment*, *960*, 178365. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178365>
- Liyanage, C., & Yamada, K. (2017). Impact of Population Growth on the Water Quality of Natural Water Bodies. *Sustainability*, *9*(8), 1405. <https://doi.org/10.3390/su9081405>
- Macedo, D. R., Pompeu, P., Morais, L. de, Castro, M., Alves, C. B. M., Sanches, B. de O., Agra, J. U. M., & Callisto, M. (2014). Sampling site selection, land use and cover, field reconnaissance, and sampling. Em *Ecological conditions in hydropower basins*. (1° ed., p. 61–83). Marcos Callisto, Robert Mason Hughes, João de Magalhães Lopes, Miriam Aparecida de Castro.
- Martins, R. T., Couceiro, S. R. M., Melo, A. S., Moreira, M. P., & Hamada, N. (2017). Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecological Indicators*, *73*, 480–491. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.013>

- Mello, K. D., Taniwaki, R. H., Paula, F. R. D., Valente, R. A., Randhir, T. O., Macedo, D. R., Leal, C. G., Rodrigues, C. B., & Hughes, R. M. (2020). Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 270, 110879. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>
- Méthot, G., Hudon, C., Gagnon, P., Pinel-Alloul, B., Armellin, A., & Poirier, A.-M. T. (2012). Macroinvertebrate size–mass relationships: How specific should they be? *Freshwater Science*, 31(3), 750–764. <https://doi.org/10.1899/11-120.1>
- Molnar, C. (2018). iml: An R package for Interpretable Machine Learning. *Journal of Open Source Software*, 3(26), 786. <https://doi.org/10.21105/joss.00786>
- Mugnai, R., Nessimian, J. L., & Baptista, D. F. (2010). *MANUAL DE IDENTIFICAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO* (1° ed.). TECHNICAL BOOKS.
- Olsen, A. R., & Peck, D. V. (2008). Survey design and extent estimates for the Wadeable Streams Assessment. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(4), 822–836. <https://doi.org/10.1899/08-050.1>
- R Core Team. (2025). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. [Programa de computador]. <https://www.R-project.org/>
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Resh, V. H., & Jackson, J. K. (1993). Rapid Assessment Approaches to Biomonitoring Using Benthic Macroinvertebrates. Em *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates* (p. 195–233). Rosenberg, D. M.; Resh, V. H.
- Santos, N. B. B., Cruz, G. M., Monteles, J. S., de Faria, A. P. J., Firmino, V. C., Shimano, Y., Ferreira, V. R. S., Luiza-Andrade, A., Salles, F. F., Castro, D. M. P., Quinteiro, F. B., Lima, L. R. C., Dias, L. G., Pes, A. M. O., Hamada, N., & Juen, L. (2024). Database of immature stage traits of Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera (EPT) genera for the Amazon. *Aquatic Sciences*, 86(2), 35. <https://doi.org/10.1007/s00027-024-01051-4>
- Schmera, D., Heino, J., & Podani, J. (2022). Characterising functional strategies and trait space of freshwater macroinvertebrates. *Scientific Reports*, 12, 12283. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-16472-0>
- Schneider, C. A., Rasband, W. S., & Eliceiri, K. W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 9(7), 671–675. <https://doi.org/10.1038/nmeth.2089>
- Silva, A. C., Meireles, E., & Ribeiro Carvalho, R. D. C. (2022). CRESCIMENTO URBANO, TURISMO E IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS: AS CONTRADIÇÕES DE CAPITALISMO. *Revista Baru - Revista Brasileira de Assuntos Regionais e Urbanos*, 8. <https://doi.org/10.18224/baru.v8i1.12692>
- Silva, L. F. R., Castro, D. M. P., Juen, L., Callisto, M., Hughes, R. M., & Hermes, M. G. (2021). Functional responses of Odonata larvae to human disturbances in neotropical savanna headwater streams. *Ecological Indicators*, 133, 108367. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108367>
- Silva, M. S. G. M. E., Figueiredo, R. D. O., Pazianotto, R. A. A., & Zuccari, M. L. (2025). Influence of land use on benthic macroinvertebrate assemblages in headwater streams of the Jaguari River Basin, Brazil. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 20, 1–17. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.3044>
- Silver, W. L., Brown, S., & Lugo, A. E. (1996). *Effects of Changes in Biodiversity on Ecosystem Function in Tropical Forests*. 10(1), 17–24.
- Siva-Jothy, M. T., Gibbons, D. W., & Pain, D. (1995). Female oviposition-site preference and egg hatching success in the damselfly *Calopteryx splendens xanthostoma*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 37(1), 39–44. <https://doi.org/10.1007/BF00173897>
- Souza, N. F., Leal, J. S., Tourinho, L., Farjalla, V. F., Rocha, D. S. B., & Vale, M. M. (2024). Bioindicator aquatic insects at risk from climate change in a biodiversity hotspot.

- Science of The Total Environment*, 948, 174824.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174824>
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31(1), 79–92. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>
- Tickner, D., Opperman, J. J., Abell, R., Acreman, M., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Cooke, S. J., Dalton, J., Darwall, W., Edwards, G., Harrison, I., Hughes, K., Jones, T., Leclère, D., Lynch, A. J., Leonard, P., McClain, M. E., Muruven, D., Olden, J. D., ... Young, L. (2020). Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. *BioScience*, 70(4), 330–342. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa002>
- Townsend, C. R., & Thompson, R. M. (2007). Body size in streams: Macroinvertebrate community size composition along natural and human-induced environmental gradients. Em A. G. Hildrew, D. G. Raffaelli, & R. Edmonds-Brown (Org.), *Body Size: The Structure and Function of Aquatic Ecosystems* (1^o ed., p. 77–97). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511611223.006>
- Valente-Neto, F., Koroiva, R., Fonseca-Gessner, A. A., & Roque, F. de O. (2015). The effect of riparian deforestation on macroinvertebrates associated with submerged woody debris. *Aquatic Ecology*, 49(1), 115–125. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9510-y>
- Valente-Neto, F., Rodrigues, M. E., & Roque, F. de O. (2018). Selecting indicators based on biodiversity surrogacy and environmental response in a riverine network: Bringing operationality to biomonitoring. *Ecological Indicators*, 94, 198–206. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.066>
- Wallace, J. B., & Webster, J. R. (1996). The Role of Macroinvertebrates in Stream Ecosystem Function. *Annual Review of Entomology*, 41(1), 115–139. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.41.010196.000555>
- Wood, S. N. (2017). *Generalized Additive Models: An Introduction with R* (2^o ed.). Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9781315370279>
- Woodward, G., Ebenman, B., Emmerson, M., Montoya, J., Olesen, J., Valido, A., & Warren, P. (2005). Body size in ecological networks. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(7), 402–409. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.005>
- Wright, M. N., & Ziegler, A. (2017). ranger: A Fast Implementation of Random Forests for High Dimensional Data in C++ and R. *Journal of Statistical Software*, 77(1). <https://doi.org/10.18637/jss.v077.i01>

APÊNDICE – Material Suplementar

1 Tabelas de Resultados

Tabela S1: Resultados dos Modelos Random Forest (RF) e dos Modelos Aditivos Generalizados Mistos (GAMM).

Métrica	Modelo geral	Ephemeroptera	Plecoptera	Trichoptera	Odonata
RF					
R ² OOB	0,38	-0,09	0,23	0,01	0,06
Erro de previsão	11,63	2,25	5,60	20,65	17,66
GAMM					
R ² (adj)	0,54	0,46	0,65	0,43	0,45
Dev. explained	61,2%	55,3%	68,1	52,7%	52,6

Tabela S2: Resumo comparativo do desempenho e dos preditores do Modelo Aditivo Generalizado Misto (GAMM) para o Tamanho Médio (MeanSize) dos macroinvertebrados.

Preditor		Modelo geral	Ephemeroptera	Plecoptera	Trichoptera	Odonata
LDI	Edf	9,41 ⁻¹	9,69 ⁻⁵	2,74 ⁻⁵	4,86 ⁻¹	1,03
	Ref.df	14	14	14	14	14
	F	1,25	0	0	0,15	1,39
	p-value	0,04 *	0,99	0,97	0,18	0,05 *
CDI	Edf	8,10 ⁻⁴	1,03	3,77 ⁻⁵	6,32 ⁻¹	1,09 ⁻⁴
	Ref.df	14	14	14	14	14
	F	0	3,85	0	0,30	0
	p-value	0,62	0,01 **	0,99	0,12	0,66
IDI	edf	4,36 ⁻⁴	1,75 ⁻⁴	2,60 ⁻⁵	2,74 ⁻⁴	5,93 ⁻⁵
	Ref.df	14	14	14	14	14
	F	0	0	0	0	0
	p-value	0,81	0,54	0,97	0,77	0,57
IQA	Edf	5,36 ⁻⁴	9,61 ⁻¹	3,77	5,67 ⁻¹	1,88 ⁻⁴
	Ref.df	14	14	14	14	14
	F	0	0,96	0	0,17	0
	p-value	0,95	0,06	0,98	0,19	0,91
Vegetação	edf	6,06 ⁻⁴	NA	3,15 ⁻⁵	4,86 ⁻⁴	1,19 ⁻⁴
	Ref.df	14	NA	14	14	14
	F	0	NA	0	0	0
	p-	0,94	NA	0,77	0,52	0,61

	value					
Ornem	edf	3,66	NA	NA	NA	NA
	Ref.df	4	NA	NA	NA	NA
	F	785,87	NA	NA	NA	NA
	p-value	2,65 ⁻⁵ ***	NA	NA	NA	NA
Gênero	edf	5,28 ¹	1,43 ¹	1,80	1,32 ¹	2,27 ¹
	Ref.df	75	18	2	18	32
	F	4,50	9,21	67,86	3,84	3,84
	p-value	< 2 ⁻¹⁶ ***	< 2 ⁻¹⁶ ***	0,01 *	< 2 ⁻¹⁶ ***	< 2 ⁻¹⁶ ***
Sítio	edf	1,40 ¹	1,03 ¹	1,15 ¹	1,06 ¹	1,50 ¹
	Ref.df	39	31	16	33	36
	F	0,87	0,84	7,17	0,57	1,10
	p-value	0,02 *	0,04 *	0,16	0,09	0,01 **
GFA: Coletor	β	-0,54	NA	NA	-1,14	NA
	Std. Error	0,34	NA	NA	0,50	NA
	t value	6,31	NA	NA	-2,28	NA
	Pr (> t)	4,85 ⁻¹⁰ ***	NA	NA	0,02 *	NA
GFA: Raspador	β	-0,74	NA	NA	-0,98	NA
	Std. Error	0,19	NA	NA	0,30	NA
	t value	-3,98	NA	NA	-3,33	NA
	Pr (> t)	7,51 ⁻⁵ ***	NA	NA	0,001 **	NA
GFA: Fragmentador	β	NA	NA	-0,12	-0,12	-0,12
	Std. Error	NA	NA	0,34	0,30	0,34
	t value	NA	NA	30,36	-0,41	30,36
	Pr (> t)	NA	NA	0,72	0,68	0,72
GFA: demais níveis				Não significativo		
Sensibilidade: Tolerante	β	-0,31	NA	NA	NA	NA
	Std. Error	0,12	NA	NA	NA	NA
	t value	-2,51	NA	NA	NA	NA
	Pr (> t)	0,01 *	NA	NA	NA	NA
Sensibilidade: Sensível				Não significativo		

Substrato:		Não significativo				
todos os níveis						
Fluxo:		Não significativo				
todos os níveis						
Coleta: setembro	β	NA	NA	0,18	NA	0,24
	Std. Error	NA	NA	0,34	NA	0,10
	t value	NA	NA	0,55	NA	2,55
	Pr (> t)	NA	NA	0,58	NA	0,01 *
Coleta: julho		Não significativo				

* $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$.

2 Figuras Suplementares

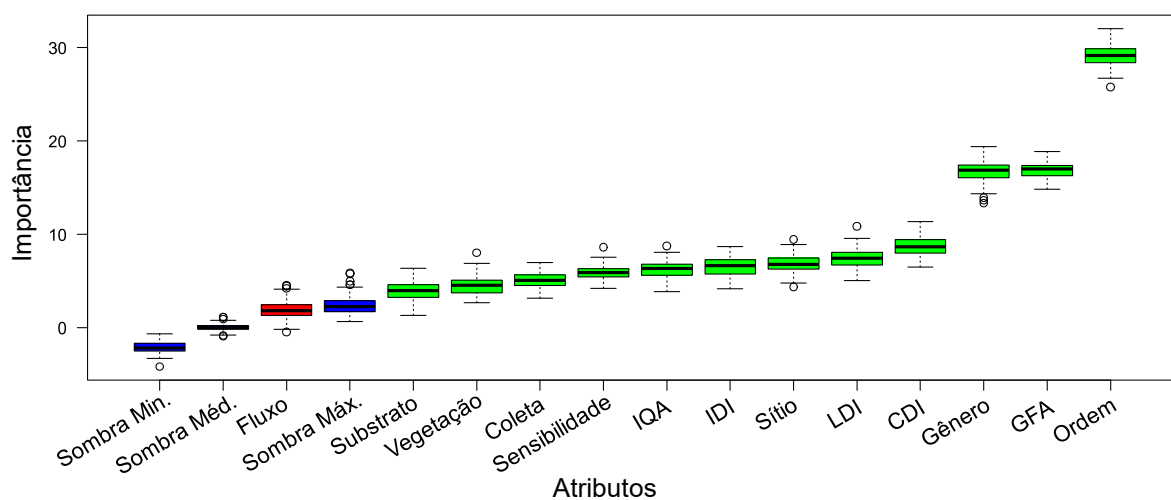


Figura S1: Importância das variáveis para a predição do modelo geral. O gráfico exibe a distribuição do Z-Score de importância de cada variável, conforme determinado pelo algoritmo 'boruta'. Caixas verdes indicam variáveis confirmadas, caixas vermelhas variáveis rejeitadas e caixas azuis variáveis tentativas.

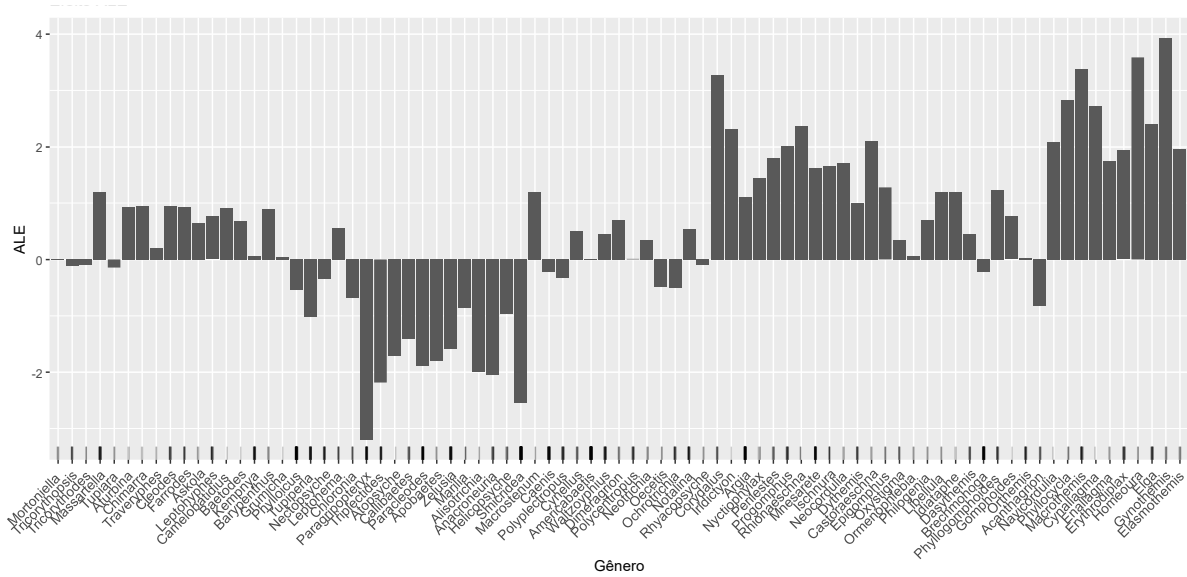


Figura S2: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos organismos em relação ao Gênero taxonômico. O gráfico exibe o efeito de cada gênero sobre a previsão do modelo Random Forest. A barras acima de 0 indicam gêneros associados a previsões de tamanho médio maior que a média geral e a barras abaixo de 0 indicam os gêneros associados a previsões de tamanho médio menor que a média geral. Barras pequenas na base mostram a distribuição e frequência dos dados para cada gênero.

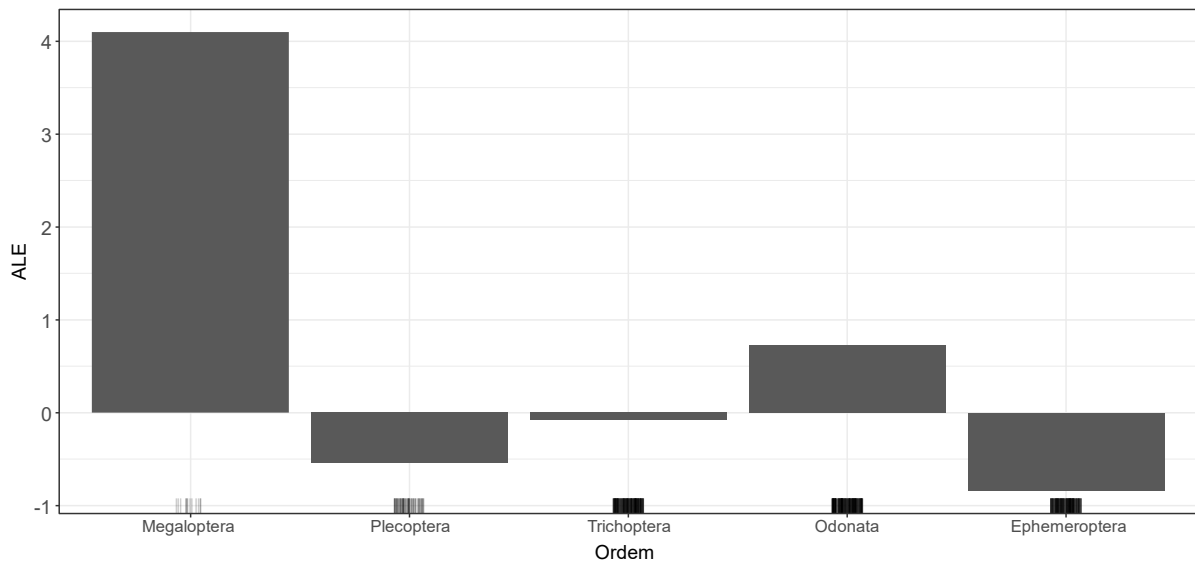


Figura S3: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos organismos em relação a Ordem taxonômica. O gráfico exibe o efeito de cada ordem sobre a previsão do modelo Random Forest. A barras acima de 0 indicam gêneros associados a previsões de tamanho médio maior que a média geral e a barras abaixo de 0 indicam ordens associados a previsões de tamanho médio menor que a média geral. Barras pequenas na base mostram a distribuição e frequência dos dados para cada gênero.

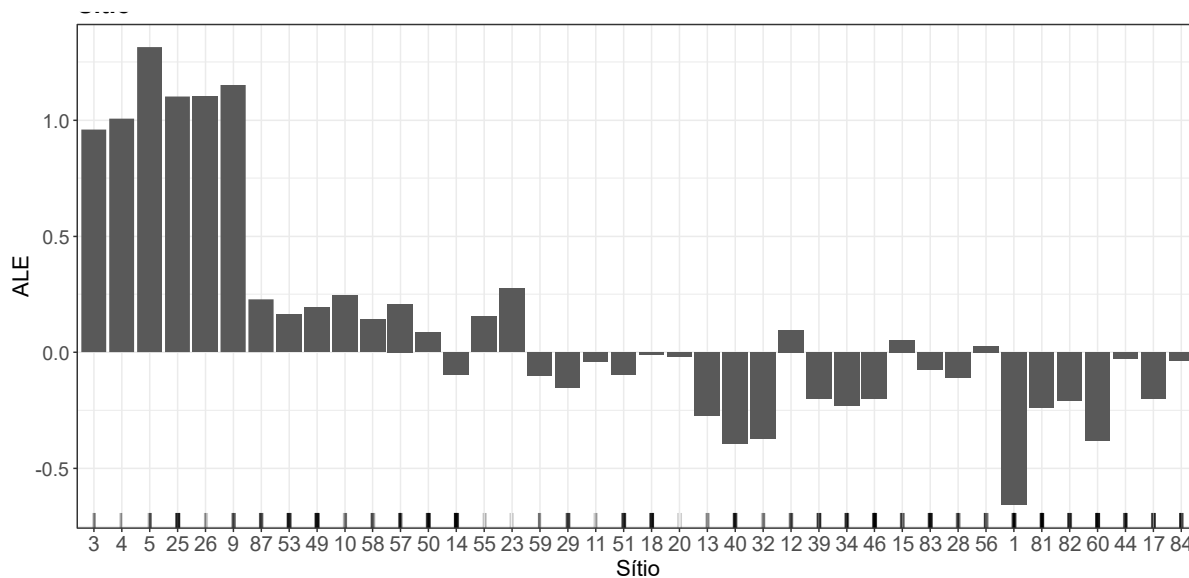


Figura S4: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos organismos em relação ao Sítio de amostragem. O gráfico exibe o efeito de cada sítio amostrado sobre a previsão do modelo Random Forest. As barras acima de 0 indicam sítios associados a previsões de tamanho médio maior que a média geral e as barras abaixo de 0 indicam os gêneros associados a previsões de tamanho médio menor que a média geral. Barras pequenas na base mostram a distribuição e frequência dos dados para cada gênero.

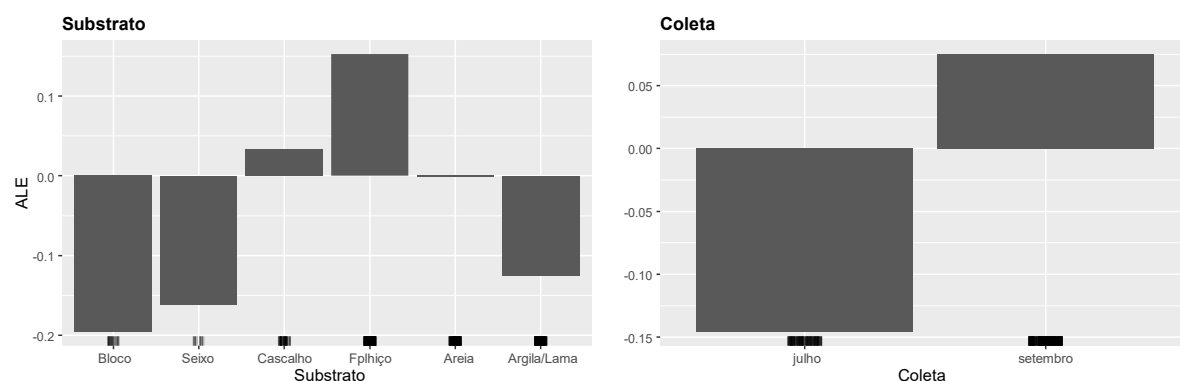


Figura S5: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos organismos em relação ao tipo de Substrato e ao período de Coleta. Os gráficos exibem os efeitos de cada categoria das variáveis sobre a previsão do modelo Random Forest. Barras acima de 0 indicam as categorias associadas a previsões de tamanho médio maior que a média geral e as barras abaixo de 0 indicam as categorias associadas a previsões de tamanho médio menor que a média geral. Barras pequenas na base mostram a distribuição e frequência dos dados para cada categoria.

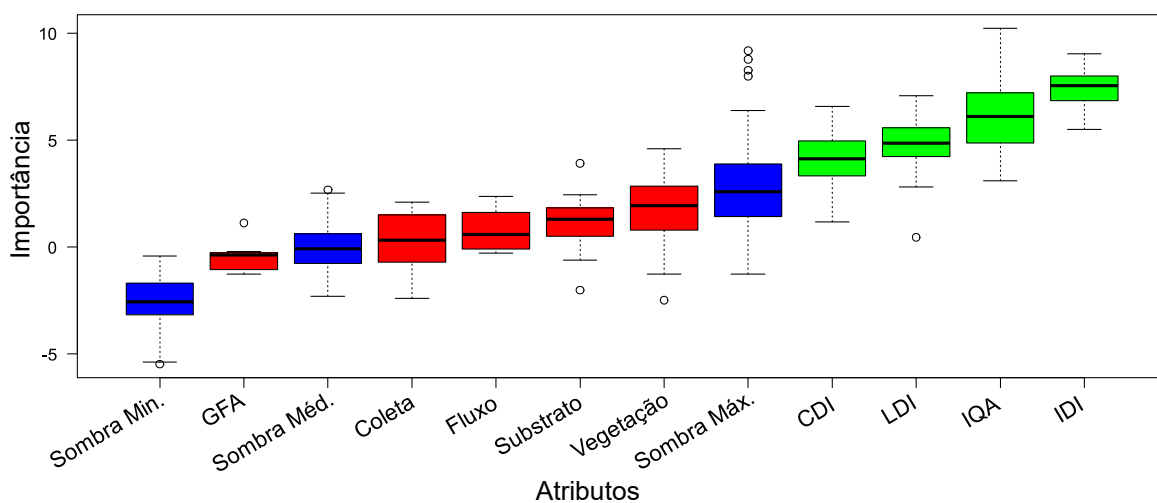


Figura S6: Importância das variáveis para a predição do modelo Ephemeroptera. O gráfico exibe a distribuição do Z-Score de importância de cada variável, conforme determinado pelo algoritmo 'boruta'. Caixas verdes indicam variáveis confirmadas, caixas vermelhas variáveis rejeitadas e caixas azuis variáveis tentativas.

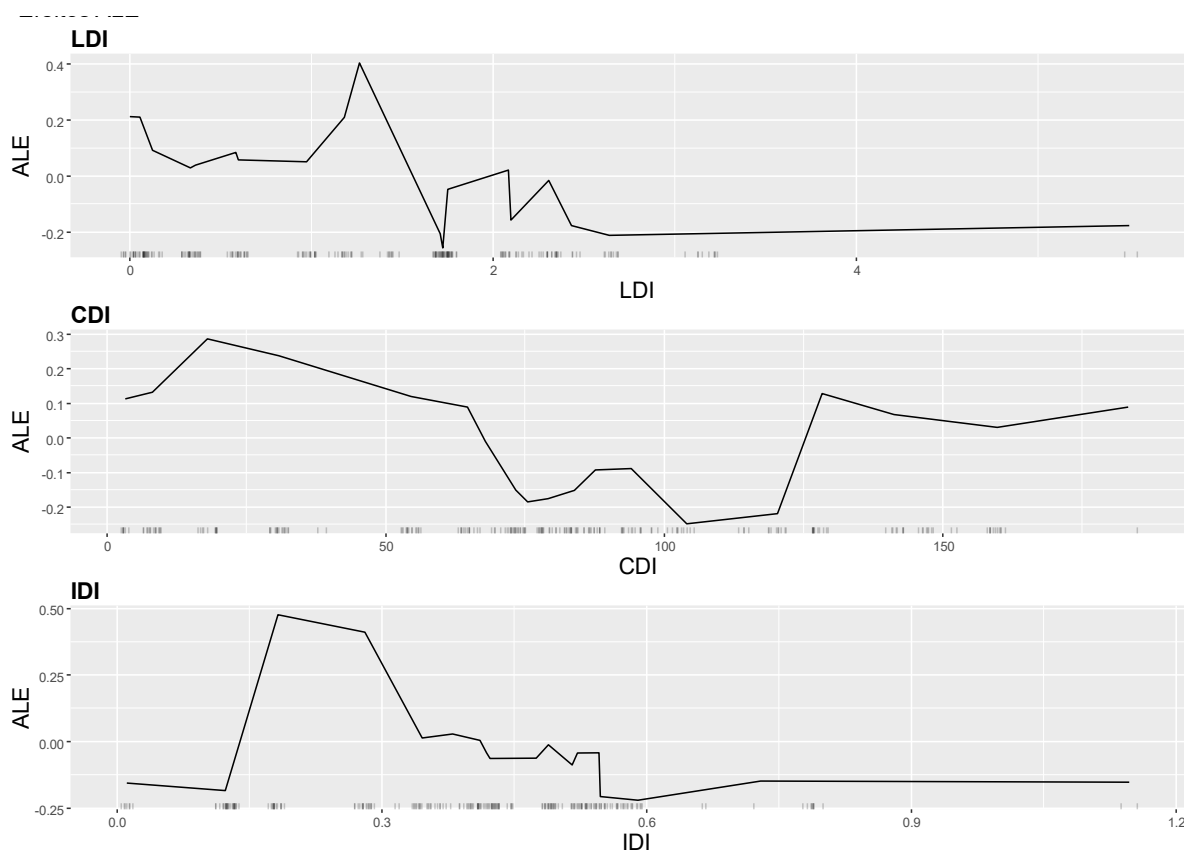


Figura S7: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos Ephemeroptera em relação ao LDI (Índice de Distúrbio Local), CDI (Índice de Distúrbio da Bacia Hidrográfica) e IDI (Índice de Distúrbio Integrado). As linhas mostram como a mudança no valor dos índices (eixos x) influencia a previsão do modelo. A linha horizontal em 0 representa o efeito neutro (previsão média) e o movimento das linhas indica a relação entre o índice e ALE do tamanho médio. O aumento nos valores dos índices (em x) indica aumento de distúrbios antrópicos. Os riscos verticais na base representam a distribuição das observações.

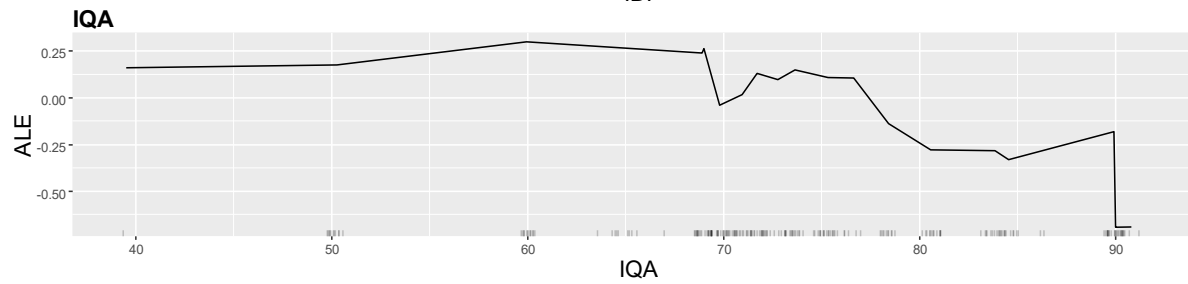


Figura S8: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos Ephemeroptera em relação ao IQA (Índice de Qualidade da Água). As linhas mostram como a mudança no valor do IQA (eixo X) influencia a previsão do modelo. A linha horizontal em 0 representa o efeito neutro (previsão média) e o movimento da linha indica a relação entre as variáveis e o ALE do tamanho médio. O aumento dos valores no eixo x indicam melhores níveis de qualidade da água. Os riscos verticais na base representam a distribuição das observações.

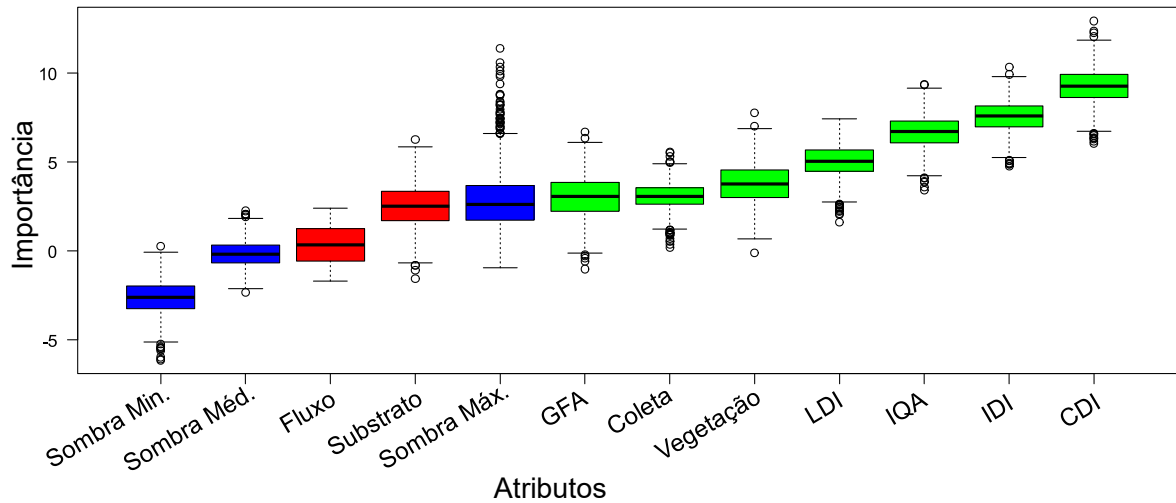


Figura S9: Importância das variáveis para a previsão do modelo Plecoptera. O gráfico exibe a distribuição do Z-Score de importância de cada variável, conforme determinado pelo algoritmo 'boruta'. Caixas verdes indicam variáveis confirmadas, caixas vermelhas variáveis rejeitadas e caixas azuis variáveis tentativas.

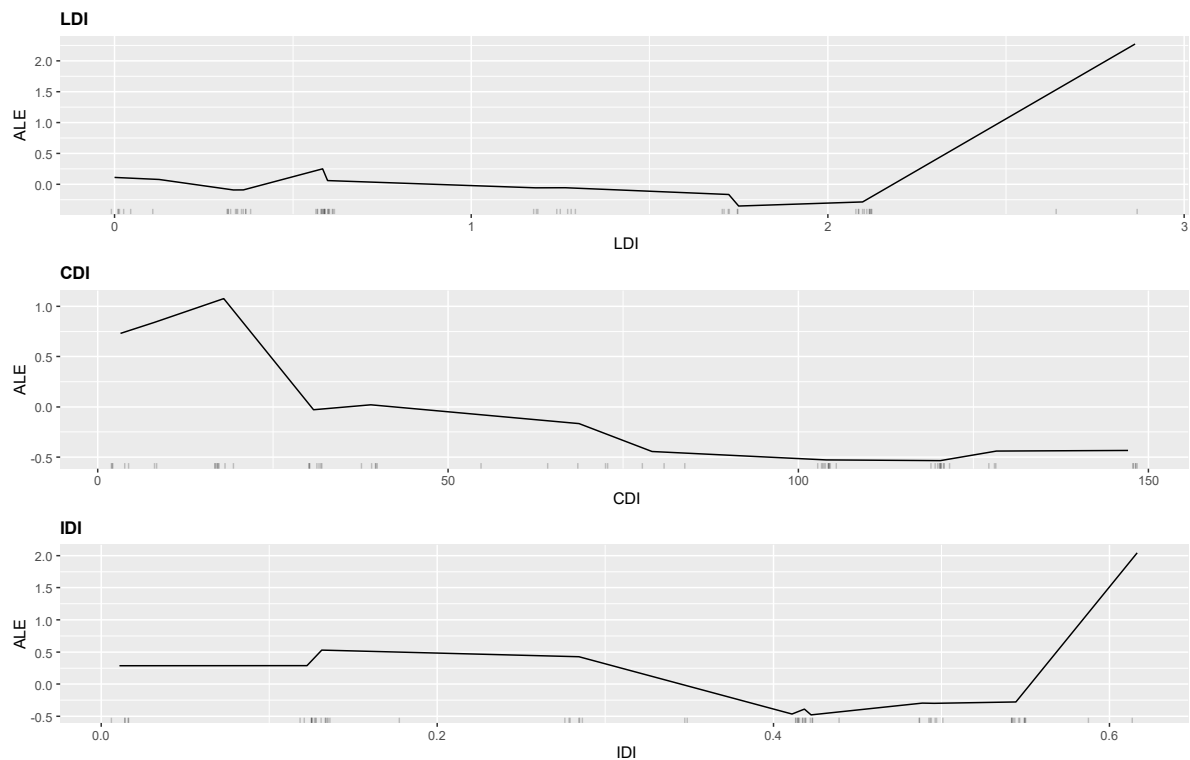


Figura S10: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos Plecoptera em relação ao LDI (Índice de Distúrbio Local), CDI (Índice de Distúrbio da Bacia Hidrográfica) e IDI (Índice de Distúrbio Integrado). As linhas mostram como a mudança no valor dos índices (eixos x) influencia a previsão do modelo. A linha horizontal em 0 representa o efeito neutro (previsão média) e o movimento das linhas indica a relação entre o índice e ALE do tamanho médio. O aumento nos valores dos índices (em x) indica aumento de distúrbios antrópicos. Os riscos verticais na base representam a distribuição das observações.

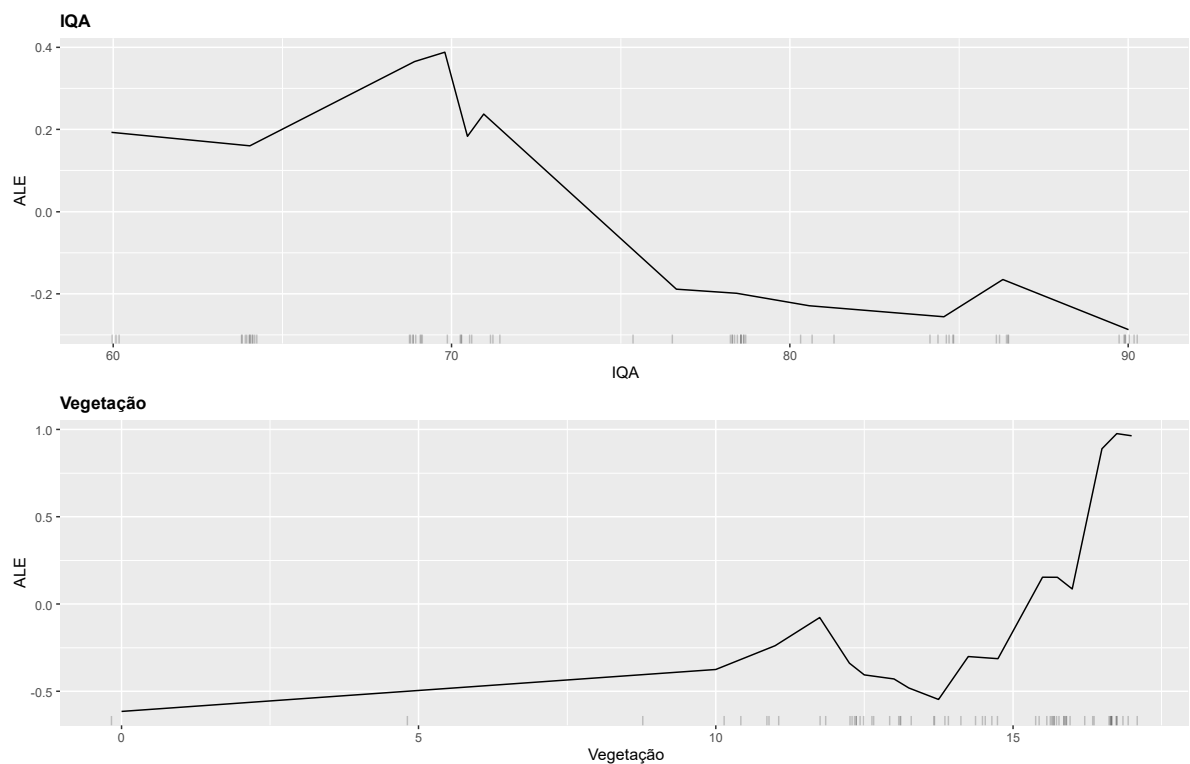


Figura S11: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos Plecoptera em relação ao IQA

(Índice de Qualidade da Água) e da Vegetação (Cobertura Vegetal Média sobre o canal). As linhas mostram como a mudança no valor do IQA e Vegetação (eixo X) influencia a previsão do modelo. A linha horizontal em 0 representa o efeito neutro (previsão média) e o movimento da linha indica a relação entre as variáveis e o ALE do tamanho médio. O aumento dos valores no eixo x indicam melhores níveis de qualidade da água e maior cobertura vegetal, respectivamente. Os riscos verticais na base representam a distribuição das observações.

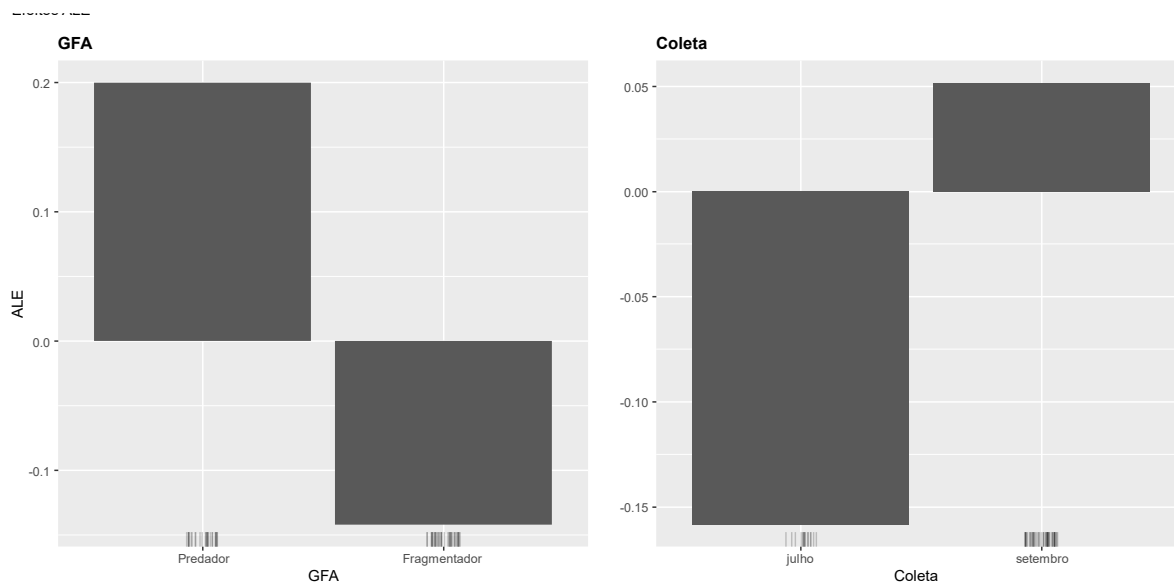


Figura S12: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos Plecoptera em relação ao Grupo Funcional Alimentar (GFA) e ao período de coleta. Os gráficos exibem os efeitos de cada categoria das variáveis sobre a previsão do modelo Random Forest. Barras acima de 0 indicam as categorias associadas a previsões de tamanho médio maior que a média geral e as barras abaixo de 0 indicam as categorias associadas a previsões de tamanho médio menor que a média geral. Barras pequenas na base mostram a distribuição e frequência dos dados para cada categoria.

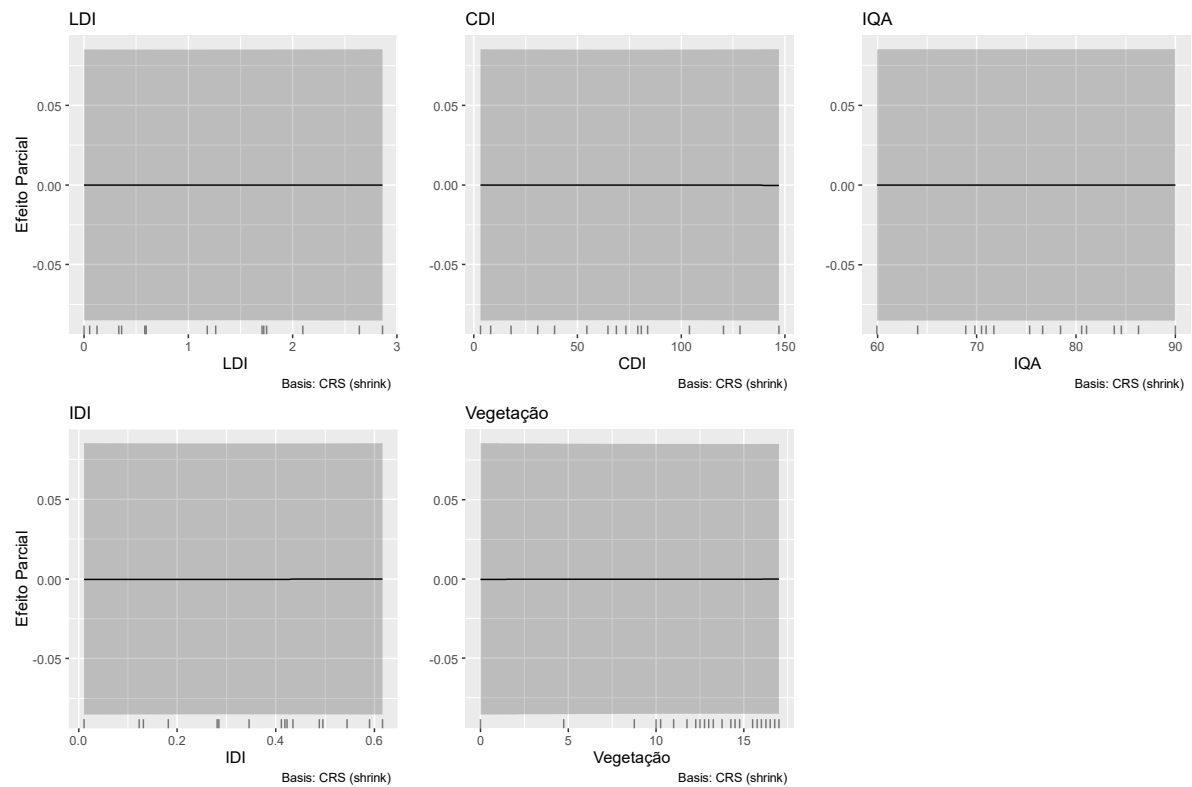


Figura S13: Efeitos parciais suavizados das variáveis contínuas sobre o tamanho médio de Plecoptera. Cada painel exibe a relação não-linear entre o preditor contínuo (Eixo X) e o Efeito Parcial (Eixo Y), medido na escala do link logarítmico do modelo Gamma. A linha representa a estimativa do efeito parcial e a área cinza o intervalo de confiança de 95%. O zero no Eixo Y indica nenhum efeito. Os riscos na base indicam a distribuição das observações.

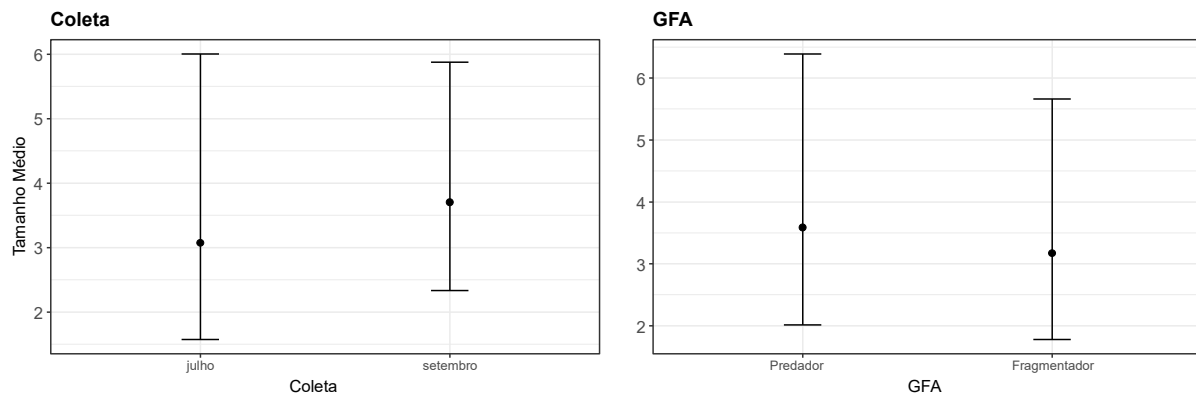


Figura S14: Tamanho médio estimado para os níveis das variáveis categóricas fixas de Plecoptera. O gráfico exibe as médias marginais estimadas de tamanho médio (eixo Y) para cada nível dos fatores (eixo X). O ponto central representa a média e as barras verticais o erro padrão.

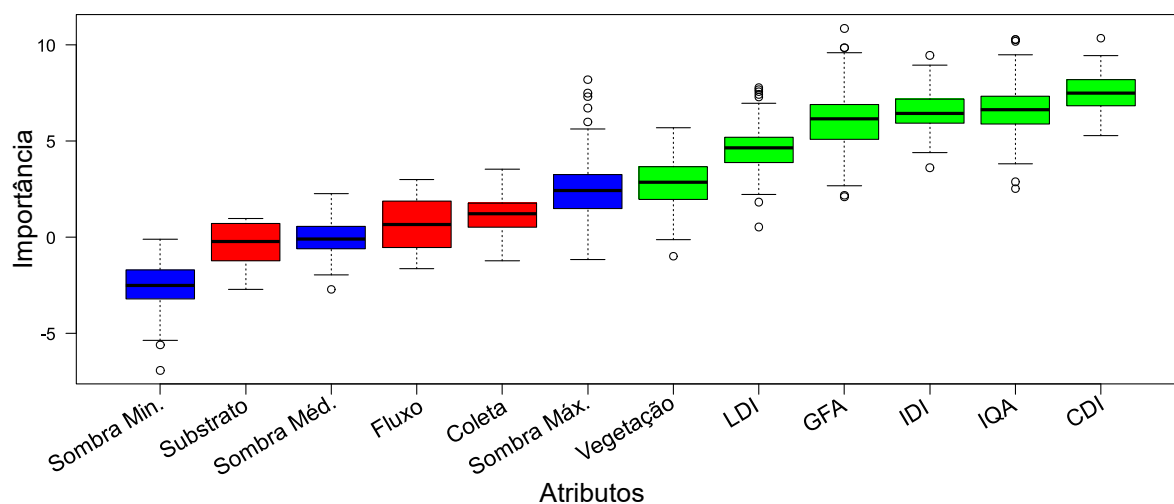


Figura S15: Importância das variáveis para a predição do modelo Trichoptera. O gráfico exibe a distribuição do Z-Score de importância de cada variável, conforme determinado pelo algoritmo 'boruta'. Caixas verdes indicam variáveis confirmadas, caixas vermelhas variáveis rejeitadas e caixas azuis variáveis tentativas.

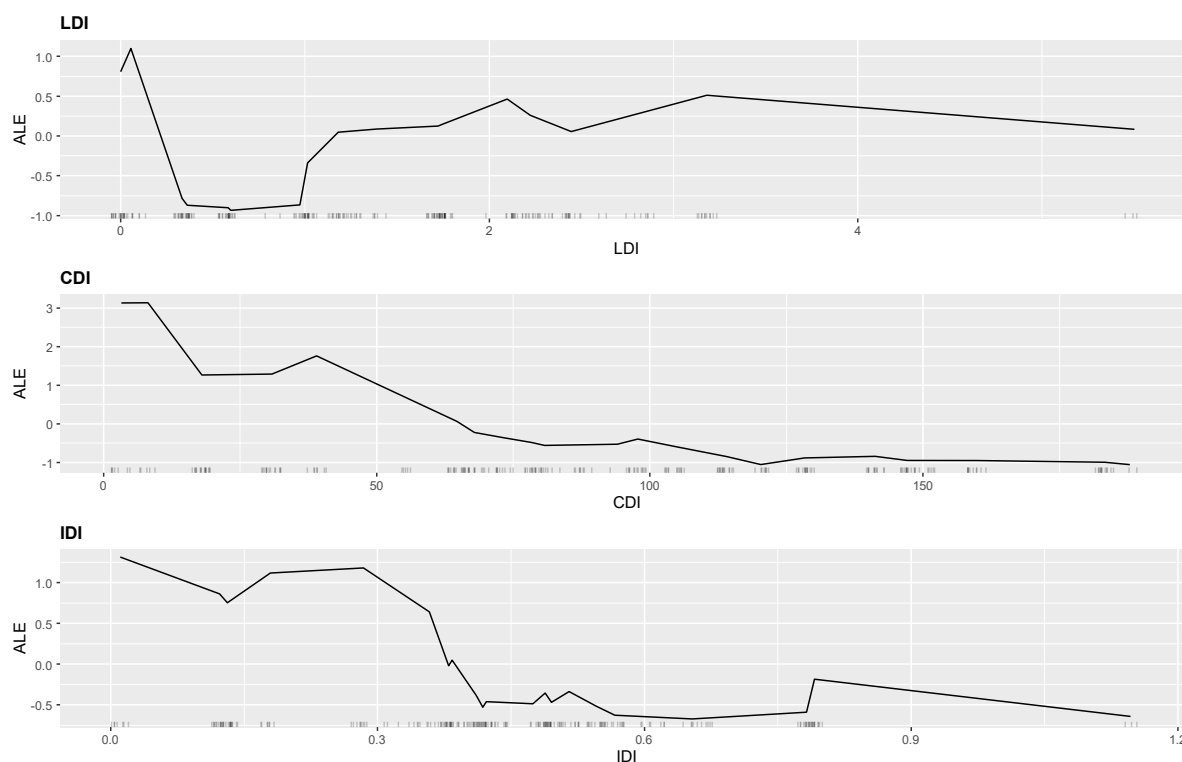


Figura S16: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos Trichoptera em relação ao LDI (Índice de Distúrbio Local), CDI (Índice de Distúrbio da Bacia Hidrográfica) e IDI (Índice de Distúrbio Integrado). As linhas mostram como a mudança no valor dos índices (eixos x) influencia a previsão do modelo. A linha horizontal em 0 representa o efeito neutro (previsão média) e o movimento das linhas indica a relação entre o índice e ALE do tamanho médio. O aumento nos valores dos índices (em x) indica aumento de distúrbios antrópicos. Os riscos verticais na base representam a distribuição das observações.

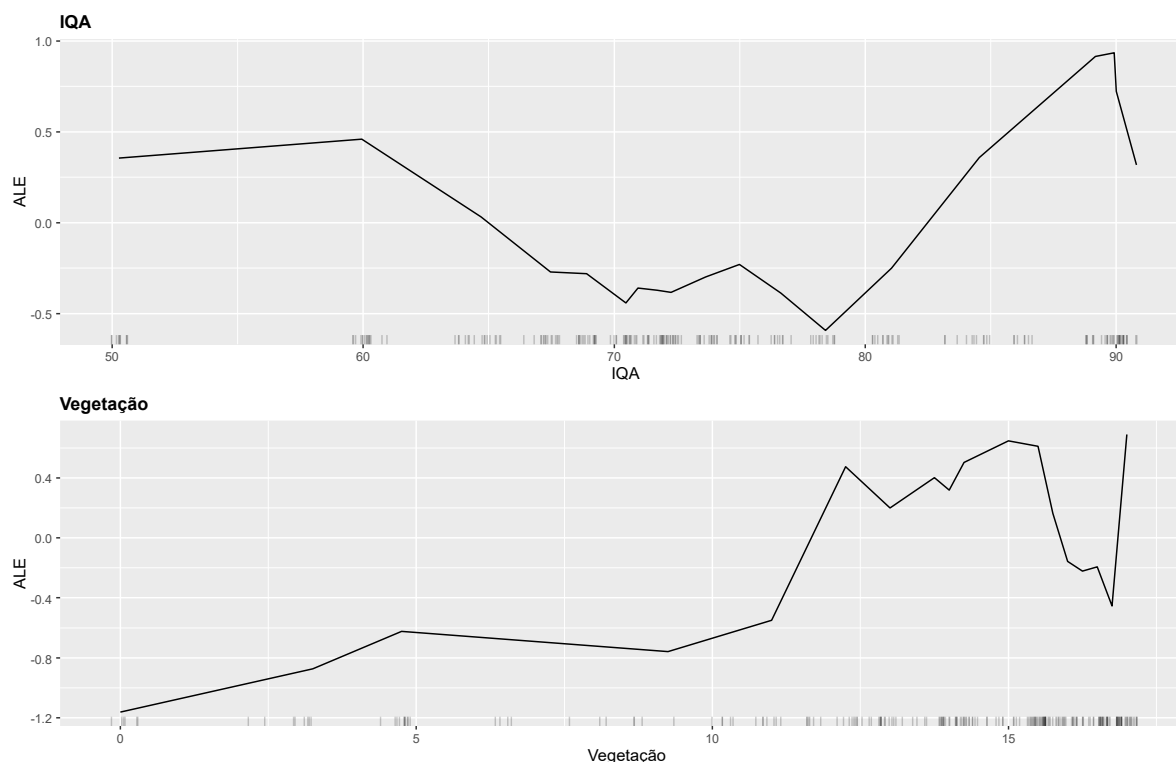


Figura S17: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos Trichoptera em relação ao IQA (Índice de Qualidade da Água) e da Vegetação (Cobertura Vegetal Média sobre o canal). As linhas mostram como a mudança no valor do IQA e Vegetação (eixo X) influencia a previsão do modelo. A linha horizontal em 0 representa o efeito neutro (previsão média) e o movimento da linha indica a relação entre as variáveis e o ALE do tamanho médio. O aumento dos valores no eixo x indicam melhores níveis de qualidade da água e maior cobertura vegetal, respectivamente. Os riscos verticais na base representam a distribuição das observações.

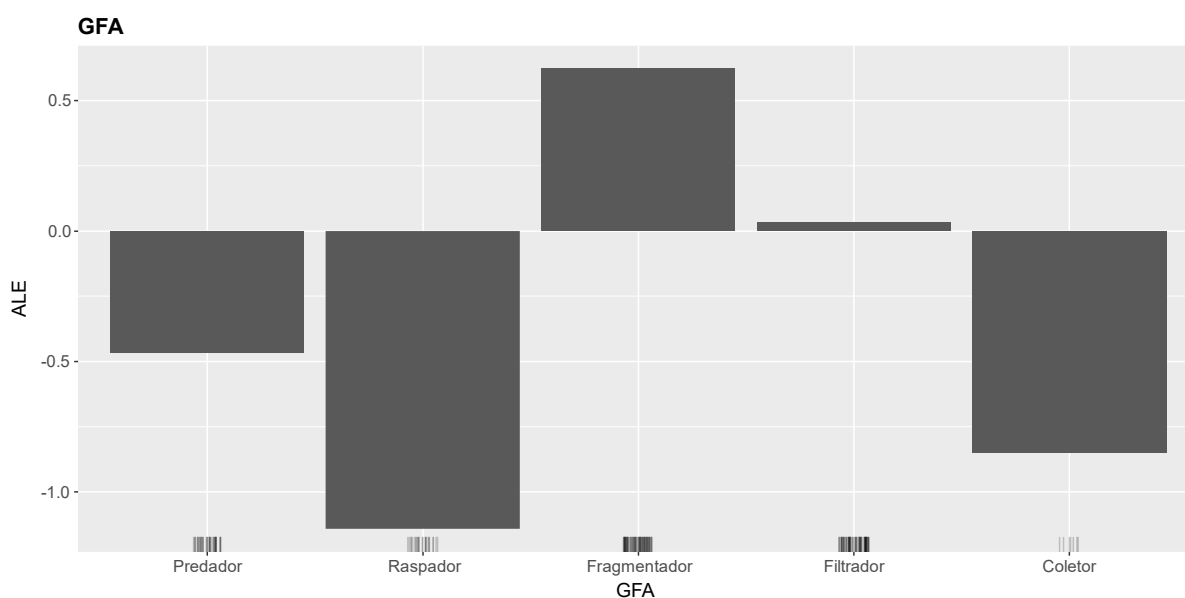


Figura S18: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos Trichoptera em relação ao Grupo Funcional Alimentar (GFA). Os gráficos exibem os efeitos de cada categoria de GFA sobre a previsão do modelo Random Forest. Barras acima de 0 indicam as categorias associadas a previsões de tamanho médio maior que a média geral e as barras abaixo de 0 indicam as categorias associadas a previsões de tamanho médio menor que a média geral. Barras pequenas na base mostram a distribuição e frequência dos dados para cada categoria.

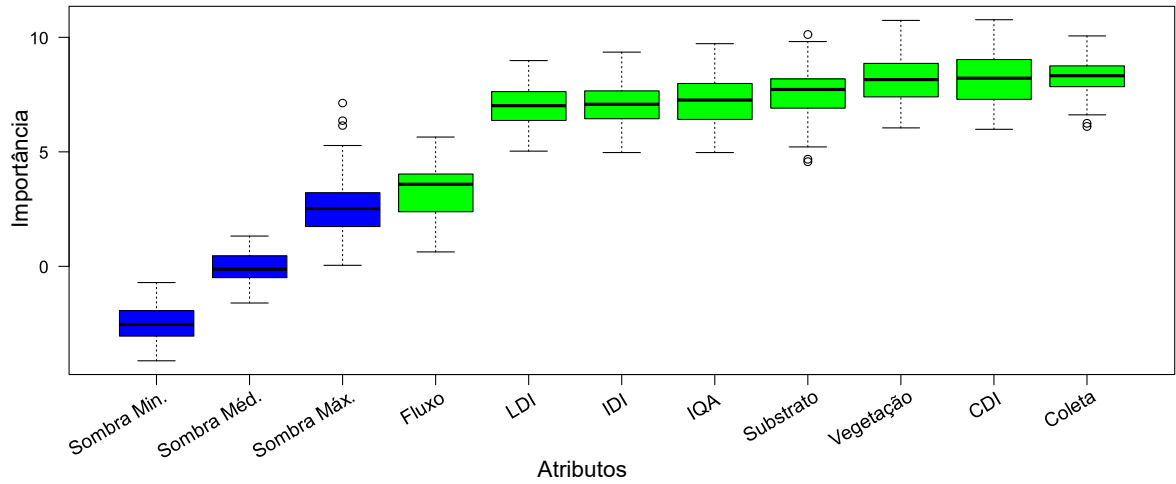


Figura S19: Importância das variáveis para a predição do modelo Odonata. O gráfico exibe a distribuição do Z-Score de importância de cada variável, conforme determinado pelo algoritmo 'boruta'. Caixas verdes indicam variáveis confirmadas e caixas azuis variáveis tentativas.

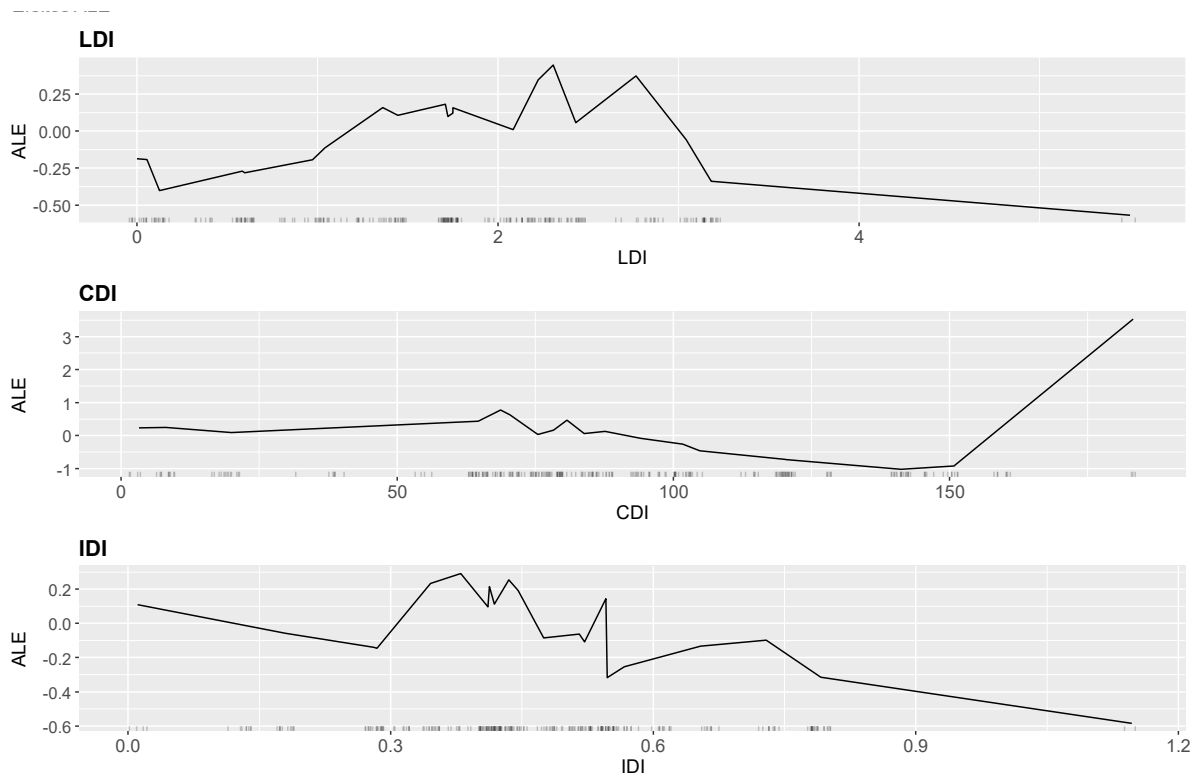


Figura S20: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos Odonata em relação ao LDI (Índice de Distúrbio Local), CDI (Índice de Distúrbio da Bacia Hidrográfica) e IDI (Índice de Distúrbio Integrado). As linhas mostram como a mudança no valor dos índices (eixos x) influencia a previsão do modelo. A linha horizontal em 0 representa o efeito neutro (previsão média) e o movimento das linhas indica a relação entre o índice e ALE do tamanho médio. O aumento nos valores dos índices (em x) indica aumento de distúrbios antrópicos. Os riscos verticais na base representam a distribuição das observações.

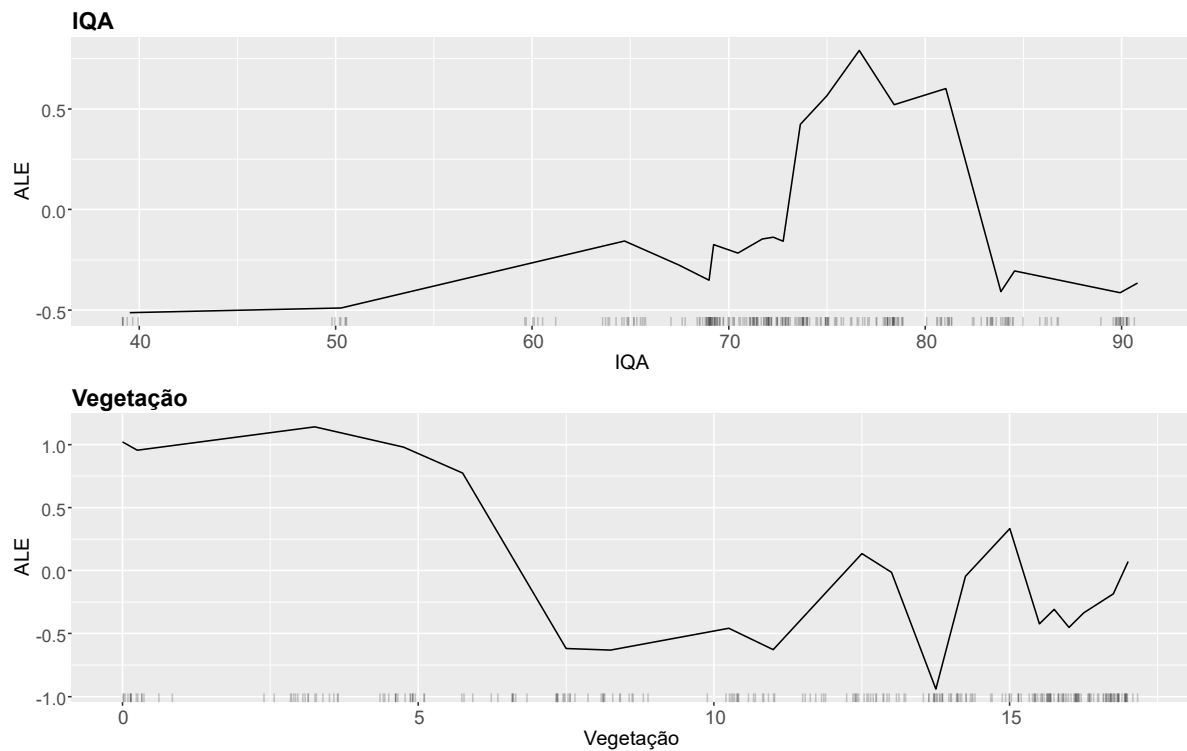


Figura 21: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos Odonata em relação ao IQA (Índice de Qualidade da Água) e da Vegetação (Cobertura Vegetal Média sobre o canal). As linhas mostram como a mudança no valor do IQA e Vegetação (eixo X) influencia a previsão do modelo. A linha horizontal em 0 representa o efeito neutro (previsão média) e o movimento da linha indica a relação entre as variáveis e o ALE do tamanho médio. O aumento dos valores no eixo x indicam melhores níveis de qualidade da água e maior cobertura vegetal, respectivamente. Os riscos verticais na base representam a distribuição das observações.

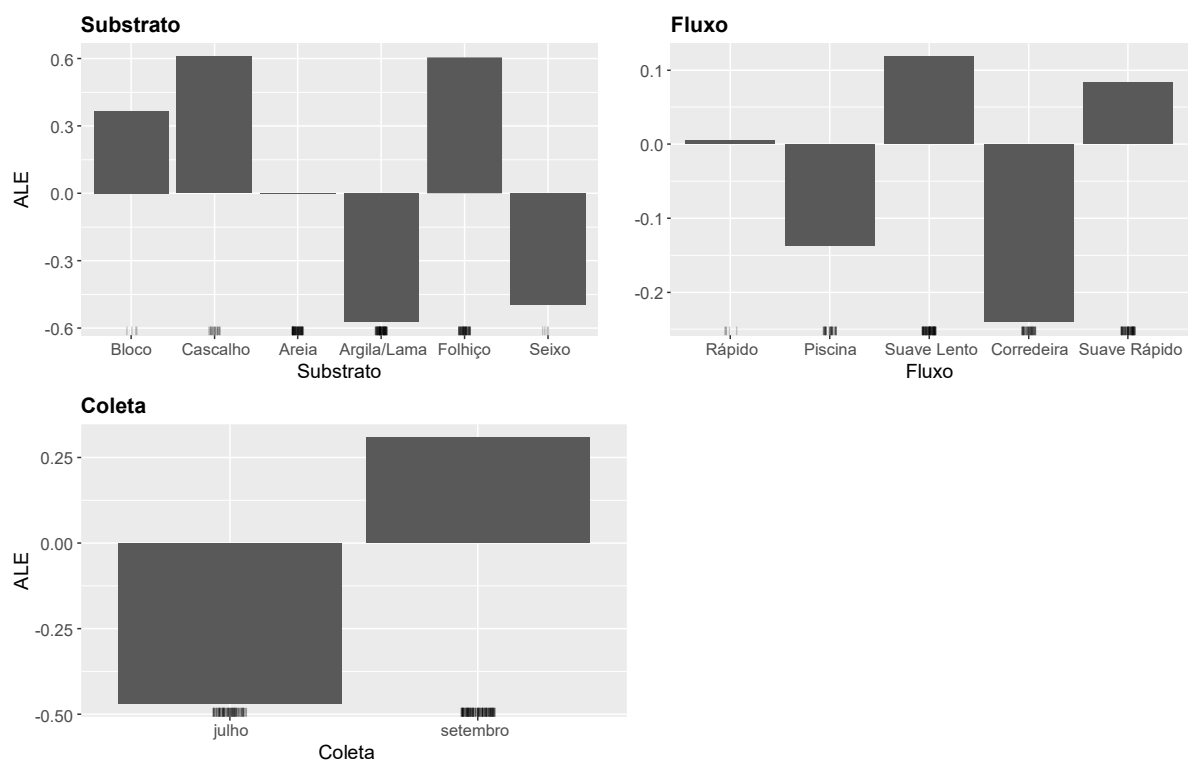


Figura 22: Efeito Acumulado Local (ALE) do tamanho médio dos organismos em relação tipo de

Substrato, ao tipo de Fluxo e ao período de Coleta. Os gráficos exibem os efeitos de cada categoria das variáveis sobre a previsão do modelo Random Forest. Barras acima de 0 indicam as categorias associadas a previsões de tamanho médio maior que a média geral e as barras abaixo de 0 indicam as categorias associadas a previsões de tamanho médio menor que a média geral. Barras pequenas na base mostram a distribuição e frequência dos dados para cada categoria.

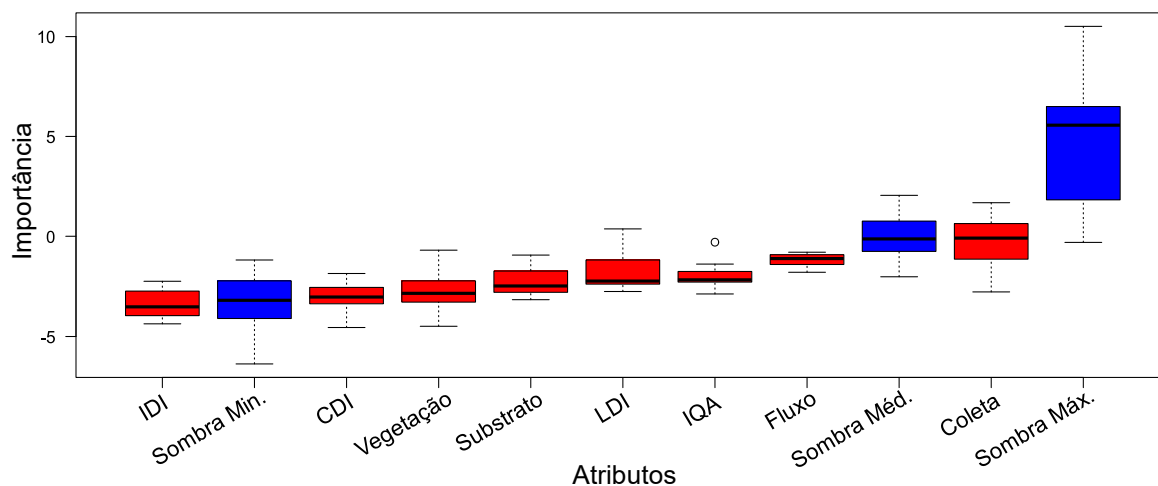


Figura S23: Importância das variáveis para a previsão do modelo Megaloptera. O gráfico exibe a distribuição do Z-Score de importância de cada variável, conforme determinado pelo algoritmo 'boruta'. Caixas caixas vermelhas indicam variáveis rejeitadas e caixas azuis variáveis tentativas.

3 Tabelas de Dados Brutos

Tabela S3: Índices de qualidade ambiental.

ID_Site	CDI	LDI	IDI	IQA
1	147,1	0,36125	0,495628	70,468143
3	78,8	1,9725833	0,473959	82,84836
4	104,78	2,7643333	0,653949	60,893216
5	97,79	1,0143333	0,383939	89,176287
9	150,8	2,16675	0,663676	74,058327
10	103,99	0,9725833	0,397481	90,811945
11	96,21	1,7501667	0,474733	83,101756
12	68,71	2,8615833	0,616444	81,052487
13	97,09	5,5005833	1,146732	65,551036
14	120,3	0,5973333	0,418418	78,421783
15	79,13	2,6390833	0,590054	69,800134
17	104,02	2,0976667	0,544272	64,037133
18	87,62	2,3056667	0,545845	73,646979
20	187,84	1,3336667	0,68058	66,63383
23	93,06	1,3615	0,412761	75,857786
25	159,74	0,9726667	0,56689	50,268129
26	73,05	2,3335833	0,526419	72,6945

28	183,25	2,4449167	0,782446	67,463255
29	101,7	1,4451667	0,44549	69,232661
32	19,96	0,8335833	0,179502	65,236755
34	114	0	0,38	72,267512
39	78,29	2,2225833	0,51546	74,992592
40	73,33	1,7223333	0,42238	80,570454
44	54,53	0,0555833	0,182106	75,331524
46	64,66	1,75	0,411041	71,711002
49	141,21	3,181	0,791397	89,92466
50	128,31	1,1806667	0,488555	59,945816
51	94,05	2,08375	0,521501	68,999501
53	83,85	0,125	0,280616	83,854014
55	120,34	3,1116667	0,74041	63,845032
56	67,86	1,3895833	0,358335	64,699115
57	80,73	1,7083333	0,434915	76,643605
58	70,4	1,0418333	0,313823	77,968064
59	120,48	3,0421667	0,729022	39,514815
60	30,8	0,3333333	0,122413	90,007354
81	17,98	0,5835	0,13119	68,903139
82	3,24	0	0,0108	84,549927
83	8,11	1,7223333	0,345526	70,948627
84	38,98	1,264	0,284237	86,294064
87	75,46	2,43075	0,547367	72,772027

ID_Site: Sítio amostrado/riacho, CDI: Índice de Distúrbio da Bacia Hidrográfica, LDI: Índice de Distúrbio Local, IDI: Índice de Distúrbio Integrado, IQA: Índice de Qualidade da Água.

Tabela S4: Cobertura vegetal média.

ID_Site	Sub_A	MeanVegCover
Str01	SA1	15.5
Str01	SA2	14.25
Str01	SA3	14.25
Str01	SA4	13.75
Str01	SA5	13.75
Str01	SA6	16
STtr03	SA1	17
STtr03	SA2	17
STtr03	SA3	17
STtr03	SA4	16.75
STtr03	SA5	15.5
STtr03	SA6	10.75
Str04	SA1	15.25
Str04	SA2	14.75
Str04	SA3	16.5
Str04	SA4	10.75
Str04	SA5	0
Str04	SA6	0
Str05	SA1	16.25
Str05	SA2	15.5

Str05	SA3	15.5
Str05	SA4	15.25
Str05	SA5	16.75
Str05	SA6	15.75
Str09	SA1	16.75
Str09	SA2	17
Str09	SA3	17
Str09	SA4	16.75
Str09	SA5	17
Str09	SA6	17
Str10	SA1	15.5
Str10	SA2	15.5
Str10	SA3	15.75
Str10	SA4	16.25
Str10	SA5	15.75
Str10	SA6	15
Str11	SA1	17
Str11	SA2	1.75
Str11	SA3	4.75
Str11	SA4	3
Str11	SA5	2.5
Str11	SA6	0
Str12	SA1	15
Str12	SA2	11.5
Str12	SA3	10.75
Str12	SA4	11.75
Str12	SA5	13.25
Str12	SA6	4.25
Str13	SA1	8.75
Str13	SA2	14
Str13	SA3	16.25
Str13	SA4	13.75
Str13	SA5	12.75
Str13	SA6	14
Str14	SA1	12.5
Str14	SA2	14.75
Str14	SA3	16.5
Str14	SA4	16.75
Str14	SA5	15.75
Str14	SA6	16.25
Str15	SA1	4.5
Str15	SA2	8.75
Str15	SA3	14.5
Str15	SA4	14
Str15	SA5	9
Str15	SA6	14.5
Str17	SA1	13
Str17	SA2	13.25
Str17	SA3	13.75
Str17	SA4	12.75

Str17	SA5	11
Str17	SA6	12.5
Str18	SA1	0
Str18	SA2	4.75
Str18	SA3	3.25
Str18	SA4	3
Str18	SA5	6.75
Str18	SA6	6.25
Str20	SA1	0
Str20	SA2	0
Str20	SA3	0
Str20	SA4	1.25
Str20	SA5	2
Str20	SA6	0
Str23	SA1	14
Str23	SA2	15.75
Str23	SA3	15.75
Str23	SA4	16.5
Str23	SA5	15.75
Str23	SA6	15.5
Str25	SA1	16.75
Str25	SA2	17
Str25	SA3	16.25
Str25	SA4	16
Str25	SA5	16.75
Str25	SA6	14.75
Str26	SA1	0.25
Str26	SA2	0.5
Str26	SA3	4.75
Str26	SA4	10
Str26	SA5	11.5
Str26	SA6	8
Str28	SA1	13.75
Str28	SA2	17
Str28	SA3	14.75
Str28	SA4	15
Str28	SA5	16.5
Str28	SA6	16
Str29	SA1	8.5
Str29	SA2	10.75
Str29	SA3	12.75
Str29	SA4	10.25
Str29	SA5	11.75
Str29	SA6	10.5
Str32	SA1	0.25
Str32	SA2	2
Str32	SA3	3
Str32	SA4	7.5
Str32	SA5	8.75
Str32	SA6	8.25

Str34	SA1	14.25
Str34	SA2	13
Str34	SA3	11.75
Str34	SA4	14
Str34	SA5	13.75
Str34	SA6	14.25
Str39	SA1	14.5
Str39	SA2	16.25
Str39	SA3	15.75
Str39	SA4	12.75
Str39	SA5	12.5
Str39	SA6	8.75
Str40	SA1	17
Str40	SA2	1.75
Str40	SA3	4.75
Str40	SA4	3
Str40	SA5	2.5
Str40	SA6	0
Str44	SA1	14
Str44	SA2	7.5
Str44	SA3	6
Str44	SA4	12.25
Str44	SA5	15.25
Str44	SA6	10
Str46	SA1	11
Str46	SA2	16.25
Str46	SA3	10.25
Str46	SA4	15.5
Str46	SA5	6.5
Str46	SA6	8.25
Str49	SA1	14.25
Str49	SA2	6.75
Str49	SA3	7.25
Str49	SA4	0.25
Str49	SA5	12.75
Str49	SA6	15.5
Str50	SA1	17
Str50	SA2	17
Str50	SA3	17
Str50	SA4	17
Str50	SA5	17
Str50	SA6	17
Str51	SA1	8
Str51	SA2	9.25
Str51	SA3	15.25
Str51	SA4	4.5
Str51	SA5	3
Str51	SA6	5.75
Str53	SA1	16.25
Str53	SA2	16

Str53	SA3	16.25
Str53	SA4	16.25
Str53	SA5	16.5
Str53	SA6	16.75
Str55	SA1	0.5
Str55	SA2	4
Str55	SA3	1.25
Str55	SA4	2.5
Str55	SA5	2
Str55	SA6	5
Str56	SA1	14.25
Str56	SA2	15.75
Str56	SA3	14
Str56	SA4	15
Str56	SA5	13.75
Str56	SA6	14
Str57	SA1	15.75
Str57	SA2	16
Str57	SA3	12.25
Str57	SA4	10
Str57	SA5	4.75
Str57	SA6	4.75
Str58	SA1	12
Str58	SA2	7.25
Str58	SA3	13.75
Str58	SA4	16.25
Str58	SA5	13
Str58	SA6	17
Str59	SA1	0.75
Str59	SA2	0
Str59	SA3	0
Str59	SA4	0
Str59	SA5	0
Str59	SA6	0
Str60	SA1	11
Str60	SA2	15.75
Str60	SA3	14.5
Str60	SA4	14.5
Str60	SA5	15.75
Str60	SA6	15.5
Str81	SA1	16.5
Str81	SA2	16.5
Str81	SA3	16.75
Str81	SA4	16.75
Str81	SA5	16
Str81	SA6	16.75
Str82	SA1	15.75
Str82	SA2	15.75
Str82	SA3	16
Str82	SA4	15

Str82	SA5	15.75
Str82	SA6	16
Str83	SA1	11.75
Str83	SA2	13.5
Str83	SA3	13
Str83	SA4	16.75
Str83	SA5	13
Str83	SA6	14
Str84	SA1	12.25
Str84	SA2	14
Str84	SA3	13.75
Str84	SA4	12.25
Str84	SA5	12.5
Str84	SA6	13
Str87	SA1	10.25
Str87	SA2	7.5
Str87	SA3	7.5
Str87	SA4	2.5
Str87	SA5	0.25
Str87	SA6	3.5

ID_Site: Sítio amostrado/riacho, Sub_A: Código da subamostra, MeanVegCover: Média dos valores de cobertura vegetal sobre canal obtidos para cada subamostra (% de cobertura em densiômetro)

Tabela S5: Tipos de substratos e tipos de fluxo.

ID_Site	Sub_A	Substrate	Flow_type
Str01	SA1	F	SR
Str01	SA2	A	SR
Str01	SA3	A	SR
Str01	SA4	A	SL
Str01	SA5	A	SR
Str01	SA6	A	SL
Str03	SA1	L	PI
Str03	SA2	L	SR
Str03	SA3	L	SR
Str03	SA4	L	SR
Str03	SA5	L	PI
Str03	SA6	L	PI
Str04	SA1	L	SL
Str04	SA2	F	PI
Str04	SA3	L	PI
Str04	SA4	L	PI
Str04	SA5	L	SR
Str04	SA6	L	SL
Str05	SA1	C	RA
Str05	SA2	C	RA
Str05	SA3	L	CO
Str05	SA4	NA	SL
Str05	SA5	L	SL
Str05	SA6	L	SL
Str09	SA1	F	SR

Str09	SA2	F	SL
Str09	SA3	A	SL
Str09	SA4	C	SR
Str09	SA5	A	CO
Str09	SA6	B	RA
Str10	SA1	L	SL
Str10	SA2	L	SL
Str10	SA3	L	SL
Str10	SA4	L	SL
Str10	SA5	F	SL
Str10	SA6	F	SL
Str11	SA1	A	CO
Str11	SA2	L	SL
Str11	SA3	A	SL
Str11	SA4	A	SL
Str11	SA5	A	SR
Str11	SA6	A	SR
Str12	SA1	F	SL
Str12	SA2	L	SR
Str12	SA3	L	SR
Str12	SA4	F	SR
Str12	SA5	A	SR
Str12	SA6	L	SL
Str13	SA1	A	CO
Str13	SA2	A	SL
Str13	SA3	F	PI
Str13	SA4	A	CO
Str13	SA5	A	CO
Str13	SA6	A	SL
Str14	SA1	A	SR
Str14	SA2	A	SR
Str14	SA3	C	SR
Str14	SA4	F	SL
Str14	SA5	A	SR
Str14	SA6	C	SR
Str15	SA1	A	CO
Str15	SA2	F	CO
Str15	SA3	L	SL
Str15	SA4	S	CO
Str15	SA5	L	SL
Str15	SA6	L	CO
Str17	SA1	A	SR
Str17	SA2	C	SR
Str17	SA3	A	SR
Str17	SA4	B	CO
Str17	SA5	B	SR
Str17	SA6	A	SR
Str18	SA1	L	SL
Str18	SA2	L	SL
Str18	SA3	L	SL

Str18	SA4	L	SL
Str18	SA5	L	SL
Str18	SA6	C	SL
Str20	SA1	L	CO
Str20	SA2	L	SL
Str20	SA3	L	SL
Str20	SA4	L	PI
Str20	SA5	L	SR
Str20	SA6	L	SR
Str23	SA1	L	SL
Str23	SA2	L	SL
Str23	SA3	A	CO
Str23	SA4	F	CO
Str23	SA5	A	SL
Str23	SA6	A	CO
Str25	SA1	L	PI
Str25	SA2	F	PI
Str25	SA3	L	PI
Str25	SA4	L	RA
Str25	SA5	L	SL
Str25	SA6	L	CO
Str26	SA1	A	SR
Str26	SA2	A	CO
Str26	SA3	A	CO
Str26	SA4	A	SR
Str26	SA5	A	SR
Str26	SA6	A	NA
Str28	SA1	L	SL
Str28	SA2	L	CO
Str28	SA3	L	SL
Str28	SA4	A	CO
Str28	SA5	F	SL
Str28	SA6	F	CO
Str29	SA1	L	PI
Str29	SA2	L	SL
Str29	SA3	L	SL
Str29	SA4	L	SR
Str29	SA5	L	SL
Str29	SA6	L	SL
Str32	SA1	C	SR
Str32	SA2	F	PI
Str32	SA3	F	SL
Str32	SA4	F	SL
Str32	SA5	C	SL
Str32	SA6	C	SL
Str34	SA1	F	SL
Str34	SA2	F	SR
Str34	SA3	L	SL
Str34	SA4	L	SL
Str34	SA5	L	SL

Str34	SA6	F	SR
Str39	SA1	F	SL
Str39	SA2	F	SR
Str39	SA3	L	SL
Str39	SA4	L	SR
Str39	SA5	F	SL
Str39	SA6	A	SR
Str40	SA1	L	SL
Str40	SA2	L	SL
Str40	SA3	L	RA
Str40	SA4	L	SL
Str40	SA5	C	SL
Str40	SA6	L	RA
Str44	SA1	F	PI
Str44	SA2	F	SL
Str44	SA3	F	PI
Str44	SA4	B	RA
Str44	SA5	F	PI
Str44	SA6	F	SR
Str46	SA1	A	CO
Str46	SA2	L	SL
Str46	SA3	F	CO
Str46	SA4	F	SL
Str46	SA5	F	SL
Str46	SA6	A	PI
Str49	SA1	F	SL
Str49	SA2	A	CO
Str49	SA3	L	CO
Str49	SA4	L	CO
Str49	SA5	L	CO
Str49	SA6	L	CO
Str50	SA1	B	CO
Str50	SA2	S	SR
Str50	SA3	B	CO
Str50	SA4	B	SL
Str50	SA5	L	SL
Str50	SA6	C	SL
Str51	SA1	L	SL
Str51	SA2	L	CO
Str51	SA3	L	PI
Str51	SA4	L	CO
Str51	SA5	L	CO
Str51	SA6	L	SL
Str53	SA1	A	CO
Str53	SA2	A	PI
Str53	SA3	A	CO
Str53	SA4	B	CO
Str53	SA5	A	CO
Str53	SA6	L	CO
Str55	SA1	L	SL

Str55	SA2	L	SL
Str55	SA3	L	SL
Str55	SA4	L	SL
Str55	SA5	L	SL
Str55	SA6	L	PI
Str56	SA1	F	PI
Str56	SA2	L	PI
Str56	SA3	L	PI
Str56	SA4	F	SL
Str56	SA5	L	PI
Str56	SA6	A	SL
Str57	SA1	S	PI
Str57	SA2	F	PI
Str57	SA3	A	PI
Str57	SA4	L	CO
Str57	SA5	L	SR
Str57	SA6	C	SR
Str58	SA1	A	SR
Str58	SA2	A	SR
Str58	SA3	A	SR
Str58	SA4	C	SR
Str58	SA5	A	SR
Str58	SA6	A	SR
Str59	SA1	L	PI
Str59	SA2	L	SR
Str59	SA3	L	SR
Str59	SA4	L	SR
Str59	SA5	L	PI
Str59	SA6	L	PI
Str60	SA1	S	SR
Str60	SA2	C	SR
Str60	SA3	F	SR
Str60	SA4	C	CO
Str60	SA5	B	SL
Str60	SA6	F	SR
Str81	SA1	F	SL
Str81	SA2	F	SL
Str81	SA3	F	CO
Str81	SA4	F	PI
Str81	SA5	F	SL
Str81	SA6	F	PI
Str82	SA1	C	SR
Str82	SA2	C	SL
Str82	SA3	C	SR
Str82	SA4	C	SL
Str82	SA5	C	PI
Str82	SA6	B	CO
Str83	SA1	A	SL
Str83	SA2	A	SL
Str83	SA3	A	SL

Str83	SA4	A	CO
Str83	SA5	F	CO
Str83	SA6	A	SL
Str84	SA1	F	SL
Str84	SA2	A	PI
Str84	SA3	S	SL
Str84	SA4	F	CO
Str84	SA5	C	SR
Str84	SA6	C	SL
Str87	SA1	A	SR
Str87	SA2	A	SR
Str87	SA3	A	SR
Str87	SA4	A	SR
Str87	SA5	A	CO
Str87	SA6	A	SR

ID_Site: Sítio amostrado/riacho, Sub_A: Código da subamostra, Substrate: Tipo de substrato em que amostra foi coletada (L = Silte, argila ou lama; A = Areia; C = Cascalho; S = Seixo; B = Bloco; F = Banco de folhas), Flow_type: Tipo de fluxo no trecho do canal em que amostra foi coletada (PI = Piscina; SL = Suave lento; SR = Suave rápido; CO = Corredeira; RA = Rápido).

Tabela S6: Gêneros e Grupo Funcional Alimentar (GFA).

Ordem	Família	Gênero	GFA
Ephemeroptera	Baetidae	Americabaetis	Filtering-Collectors
Ephemeroptera	Baetidae	Apobaetis	Scrapers
Ephemeroptera	Baetidae	Aturbina	Filtering-Collectors
Ephemeroptera	Baetidae	Baetodes	Scrapers
Ephemeroptera	Baetidae	Callibaetes	Filtering-Collectors
Ephemeroptera	Baetidae	Camelobaetidius	Filtering-Collectors
Ephemeroptera	Baetidae	Cleodes	Filtering-Collectors
Ephemeroptera	Baetidae	Paracleodes	Filtering-Collectors
Ephemeroptera	Baetidae	Tupiara	Scrapers
Ephemeroptera	Baetidae	Waltzoyphius	Filtering-Collectors
Ephemeroptera	Baetidae	Zelusia	Filtering-Collectors
Ephemeroptera	Caenidae	Caenis	Gathering-Collectors
Ephemeroptera	Leptohyphidae	Leptohyphes	Gathering-Collectors
Ephemeroptera	Leptohyphidae	Traveryphes	Gathering-Collectors
Ephemeroptera	Leptohyphidae	Tricorythodes	Gathering-Collectors
Ephemeroptera	Leptohyphidae	Tricorythopsis	Gathering-Collectors
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Askola	Gathering-Collectors
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Farrodes	Gathering-Collectors
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Massartella	Gathering-Collectors
Plecoptera	Gripopterygidae	Paragripopteryx	Shredders
Plecoptera	Gripopterygidae	Tupiperla	Shredders
Plecoptera	Perlidae	Anacroneuria	Predator
Plecoptera	Perlidae	Kempnya	Predator
Trichoptera	Calamoceratidae	Phylloicus	Shredders
Trichoptera	Glossomatidae	Mortoniela	Scrapers

Trichoptera	Helicopsychidae	Helicopsyche	Gathering-Collectors
Trichoptera	Hidrobiosidae	Atopsyche	Predator
Trichoptera	Hidropsychidae	Leptonema	Filtering-Collectors
Trichoptera	Hidropsychidae	Macrostenum	Filtering-Collectors
Trichoptera	Hidropsychidae	Smicridea	Filtering-Collectors
Trichoptera	Hidroptilidae	Alisotrichia	Scrapers
Trichoptera	Hidroptilidae	Neotrichia	Scrapers
Trichoptera	Hidroptilidae	Ochrotrichia	Gathering-Collectors
Trichoptera	Hidroptilidae	Rhyacopsyche	Gathering-Collectors
Trichoptera	Leptoceridae	Nectopsyche	Shredders
Trichoptera	Leptoceridae	Notalina	Shredders
Trichoptera	Leptoceridae	Oecetis	Predator
Trichoptera	Leptoceridae	Triplectides	Shredders
Trichoptera	Odontoceridae	Barypenthus	Predator
Trichoptera	Odontoceridae	Marilia	Predator
Trichoptera	Philopotamidae	Chimarra	Filtering-Collectors
Trichoptera	Polycentropodidae	Cynellus	Filtering-Collectors
Trichoptera	Polycentropodidae	Nictiophylax	Predator
Trichoptera	Polycentropodidae	Polycentropus	Predator
Trichoptera	Polycentropodidae	Polyplectropus	Predator
Trichoptera	Sericostomatidae	Grumicha	Scrapers
Odonata	Aeshnidae	Castoraeschina	Predator
Odonata	Aeshnidae	Rionaeschna	Predator
Odonata	Calopterygidae	Iridictyon	Predator
Odonata	Calopterygidae	Mnesarete	Predator
Odonata	Calopterygidae	Ormenoplebia	Predator
Odonata	Coenagrionidae	Acanthagion	Predator
Odonata	Coenagrionidae	Argia	Predator
Odonata	Coenagrionidae	Cynallagma	Predator
Odonata	Coenagrionidae	Enallagma	Predator
Odonata	Coenagrionidae	Homeoura	Predator
Odonata	Coenagrionidae	Ischnura	Predator
Odonata	Cordulidae	Nnavicordulia	Predator
Odonata	Cordulidae	Neocordulia	Predator
Odonata	Gomphidae	Epigomphus	Predator
Odonata	Gomphidae	Gomphoides	Predator
Odonata	Gomphidae	Phyllocycla	Predator
Odonata	Gomphidae	Phyllogamphoides	Predator
Odonata	Gomphidae	Progomphus	Predator
Odonata	Libellulidae	Breachmohoga	Predator
Odonata	Libellulidae	Dasythemis	Predator
Odonata	Libellulidae	Dythemis	Predator
Odonata	Libellulidae	Elasmothemis	Predator
Odonata	Libellulidae	Elga	Predator
Odonata	Libellulidae	Erythrodiplax	Predator

Odonata	Libellulidae	Gynothemis	Predator
Odonata	Libellulidae	Idiataphe	Predator
Odonata	Libellulidae	Libellula	Predator
Odonata	Libellulidae	Macrothemis	Predator
Odonata	Libellulidae	Orthemis	Predator
Odonata	Megapodagrionidae	Dimeragrion	Predator
Odonata	Megapodagrionidae	Oxystigma	Predator
Odonata	Megapodagrionidae	Philogenia	Predator
Odonata	Perilestidae	Perilestes	Predator
Megaloptera	Corydalidae	Chloronia	Predator
Megaloptera	Corydalidae	Corydalus	Predator

Filtering-Collectors: Filtradores; Gathering-Collector: Coletor Predator: Predador; Scraper: Raspador; Shredder: Fragmentador.

Tabela S7: Tamanho dos Macroinvertebrados.

Disponível em: <https://docs.google.com/spreadsheets/d/1brp7yjFRNc-xkoAXMRPMxzlL4OFCreh2/edit?usp=sharing&oid=108972830271179649954&rtpof=true&sd=true>