

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL-REI
COORDENADORIA DO CURSO DE GEOGRAFIA**

**Disponibilidade e qualidade de recursos tróficos basais como indicadores de
sucesso da restauração de riachos**

Edson Eduardo Expedito Júnior

Orientador: Prof. Dr. Björn Gucker

**SÃO JOÃO DEL-REI - MG
2025**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL-REI
COORDENADORIA DO CURSO DE GEOGRAFIA**

**Disponibilidade e qualidade de recursos tróficos basais como indicadores de
sucesso da restauração de riachos**

Trabalho de conclusão de curso
apresentado como requisito parcial
para a obtenção do título de Bacharel
em Geografia pela Universidade
Federal de São João del-Rei (UFSJ).

Edson Eduardo Expedito Júnior

Orientador: Prof. Dr. Björn Gucker

Dedico este trabalho aos meus pais que
sob muito sol, fizeram-me chegar até
aqui, na sombra

AGRADECIMENTOS

Agradeço, em primeiro lugar, aos meus pais, Edson Eduardo e Maria Aparecida, por fazerem o possível e o impossível para que eu tivesse tudo aquilo que eles não tiveram a chance de conquistar. Sou eternamente grato por todo o apoio que me deram para que eu chegasse até aqui.

Aos meus avós, José Expedito e Maria Camilo, por todas as palavras de apoio que me abasteceram e me incentivaram a batalhar pelo meu sonho. Agradeço a todos os meus familiares, sem exceção, pelo apoio, em especial à minha tia Fernanda, pela ajuda que me permitiu estabelecer-me em São João del-Rei.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Björn Gucker, que me ajudou de forma excepcional na realização deste e de outros trabalhos, por toda a paciência que teve comigo e por sua enorme dedicação à minha formação acadêmica.

À Profa. Dra. Iola Gonçalves, por ter me aceitado em seu laboratório e me tornado um aluno melhor. Sem essa oportunidade, jamais teria me apaixonado pela ciência.

Aos membros e ex-membros do Laboratório de Limnologia Aplicada (LabLimno), em especial ao André, Bruno, Lauren, Heloísa e Rafael, por toda a ajuda durante as coletas e pelas trocas de conhecimentos ao longo dessa jornada.

Agradeço à professora da Alemanha, Christine Anlanger, e aos alunos da Universidade de São Paulo (USP), por todo o conhecimento transmitido e pela ajuda durante as coletas em campo, essenciais para a conclusão deste trabalho.

Aos amigos e colegas de curso, por todos os momentos que vivemos juntos durante a graduação, em especial ao Gabriel, Virgílio, Neto, Karen, Ana e João Victor. Vocês tiveram um papel importante nessa etapa da minha vida. Obrigado por todo o apoio ao longo dessa jornada.

Ao DEGEO e à COGEO, bem como a todos os funcionários e professores que os compõem, agradeço por contribuírem, de forma direta e indireta, para o meu crescimento enquanto acadêmico.

À Fundação FAPEMIG, por ter financiado este trabalho por meio de iniciação científica.

À minha república Golpe Baixo e a todos os moradores e agregados que dividiram essa moradia comigo, agradeço imensamente pelos quatro anos de amizade e irmandade, em especial ao Abraão, Giovane, Daniel, Lucas e Rafael. Vocês tiveram um papel muito importante no meu crescimento.

Por fim, não posso deixar de agradecer ao meu mestre maior, Jesus Cristo, e a Maria, sua mãe, por ouvirem todas as minhas orações e choros e por me darem forças para concluir minha jornada na universidade

Diluir esgotos em rios é a forma mais perversa de desperdiçar água.
(Malu Ribeiro, Fundação SOS Mata Atlântica)

RESUMO

A restauração de riachos tem se firmado como uma ação crucial para a recuperação de ecossistemas aquáticos degradados, visando a revitalização de suas funções ecológicas e a promoção da biodiversidade. Embora sua utilização esteja aumentando, a avaliação do sucesso dessas intervenções ainda é um desafio, especialmente em relação ao restabelecimento dos serviços ecossistêmicos, como a provisão de recursos tróficos basais para a fauna aquática. A finalidade desta pesquisa foi analisar o uso da disponibilidade e qualidade dos recursos tróficos basais como indicadores do sucesso na restauração de rios e riachos. Para isso, foram examinados três riachos na região do Campo das Vertentes, Minas Gerais, que apresentaram condições ambientais específicas: um riacho recuperado através da restauração da vegetação ribeirinha, um riacho natural (controle positivo) e um riacho afetado (controle negativo). Os recursos tróficos basais avaliados incluíram algas filamentosas, macrófitas e matéria orgânica particulada. Estes foram coletados e passados por análises de massa seca, qualidade elementar (carbono e nitrogênio), além de assinaturas isotópicas.

Os resultados indicaram que o riacho restaurado apresentou estoques de carbono e nitrogênio em folhas e galhos semelhantes aos registrados no controle positivo, sinalizando avanços na restauração da funcionalidade ecológica. Contudo, a predominância de macrófitas aquáticas, os maiores estoques de alguns recursos específicos e as diferenças nas razões C:N no riacho restaurado indicam que as condições do riacho natural ainda não foram completamente replicadas. Portanto, conclui-se que, apesar dos progressos notáveis na restauração, como a recuperação parcial dos recursos tróficos basais, é fundamental investir na melhoria da hidromorfologia e nos processos ecológicos para obter um sucesso total e a restauração dos serviços ecossistêmicos.

Palavras-chave: Restauração de riachos, ecossistemas aquáticos, recursos tróficos basais, limnologia, hidromorfologia.

ABSTRACT

The restoration of streams has established itself as a crucial action for the recovery of degraded aquatic ecosystems, aiming at the revitalization of their ecological functions and the promotion of biodiversity. Although its use is increasing, the assessment of the success of these interventions is still a challenge, especially regarding the reestablishment of ecosystem services, such as the provision of basal trophic resources for aquatic fauna. The purpose of this research was to analyze the use of the availability and quality of basal trophic resources as indicators of success in the restoration of rivers and streams. To this end, three streams in the Campo das Vertentes region of Minas Gerais were examined, which presented specific environmental conditions: a stream restored through the reestablishment of riparian vegetation, a natural stream (positive control), and an affected stream (negative control). The evaluated basal trophic resources included filamentous algae, macrophytes, and particulate organic matter. These were collected and subjected to dry mass analysis, elemental quality (carbon and nitrogen), as well as isotopic signatures. The results indicated that the restored stream exhibited carbon and nitrogen stocks in leaves and branches similar to those recorded in the positive control, signaling advances in the restoration of ecological functionality. However, the predominance of aquatic macrophytes, the higher stocks of some specific resources, and the differences in C:N ratios in the restored stream indicate that the conditions of the natural stream have not yet been fully replicated. Therefore, it is concluded that, despite the notable progress in restoration, such as the partial recovery of basal trophic resources, it is essential to invest in the improvement of hydromorphology and ecological processes to achieve complete success and the restoration of ecosystem services.

Keywords: Stream restoration, aquatic ecosystems, basal trophic resources, limnology, hydromorphology.

LISTA DE FIGURAS

- **Fig. 1** - Mapa de localização da Mesorregião do Campo das Vertentes.
- **Fig. 2** - Mapa de localização dos riachos estudados.
- **Fig. 3** - Coleta de amostras no riacho impactado, Tiradentes - MG.
- **Fig. 4** - Parte da equipe responsável pelas coletas, Coronel Xavier Chaves - MG.
- **Fig. 5** - Flash HT Plus, 5 Advantage, Thermo Scientific, Alemanha, utilizado para análises de espectrometria de razões isotópicas (IRMS) de C e N.
- **Fig. 6** - Parte do processo de maceração, antes de utilizar a balança de precisão.
- **Fig. 7** - Balança de precisão (AUW-D, Shimadzu, Japão), utilizada para pesar as amostras de tróficos basais.
- **Fig. 8** - Estoques de carbono e nitrogênio por metro quadrado de leito de riacho dos recursos tróficos basais em diferentes tratamentos.
- **Fig. 9** - Porcentagem de carbono e nitrogênio na massa seca dos recursos tróficos basais em diferentes tratamentos.
- **Fig. 10** - Razão C:N molar na massa seca dos recursos tróficos basais em diferentes tratamentos.
- **Fig. 11** - Assinaturas de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio na biomassa dos recursos tróficos basais em diferentes tratamentos

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS E HIPÓTESES	12
3. ÀREA DE ESTUDO	14
4. METODOLOGIA	14
4.1 Análise de Biomassa Seca, Composição Elementar (C e N), e Isotopia	16
4.2 Análises Estatísticas	18
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	18
5.1 Estoques de carbono (C)	18
5.2 Estoques de nitrogênio (N)	20
5.3 Conteúdo de carbono (C) na massa seca	21
5.4 Conteúdo de nitrogênio (N) na massa seca	22
5.5 Razão C:N molar na massa seca	23
5.7 Assinaturas de isótopos estáveis de C e N na biomassa	23
6. CONCLUSÕES	24
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	25

1. INTRODUÇÃO

Com o passar do tempo, os humanos vêm interferindo de maneira significativa nas características hidromorfológicas naturais dos riachos e rios em todo o planeta, causando, como consequência, alterações no padrão de fluxo e nas conexões com as planícies fluviais. Essas interferências ocasionam uma diminuição da complexidade e da integridade hidromorfológica dos rios e das planícies (Peipoch et al., 2015), contribuindo coletivamente para o declínio da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos (Albert et al., 2021).

Mudanças nas comunidades bióticas e a diminuição da diversidade biológica são, por exemplo, os fatores que explicam as dificuldades enfrentadas pela maioria dos riachos europeus (EEA, 2019) e planícies aluviais (Globevnik et al., 2020) para alcançar o "bom estado ecológico" exigido pela Diretiva Quadro da Água (DQA) da União Europeia. O impacto das atividades no humano na hidromorfologia dos canais fluviais tem ocasionado perdas da funcionalidade fluvial e da biodiversidade no Brasil, o que também foi documentado (Gücker et al., 2009; Zerega et al., 2021).

Alguns dos desafios enfrentados pelos gestores ambientais que atuam na área de recursos hídricos é a restauração hidromorfológica das águas correntes. Esses desafios podem envolver uma reconfiguração dos canais através de fragmentos rochosos e até mesmo de tronco de madeira, a remoção de açudes e construção de represas, ou ainda a criação de novos canais (Morandi et al., 2017). A recuperação das matas ciliares também é uma prática frequente nessa abordagem (Kondolf & Micheli, 1995).

As premissas básicas por trás desses esforços é que, após a restauração da hidromorfologia, a biodiversidade de água doce e as funções do ecossistema continuarão (Palmer et al., 1997). Há uma vasta prova empírica de que essas premissas nem sempre se concretizam, já que a biodiversidade não responde de forma imediata às atividades de restauração e as melhorias no estado ecológico podem acabar sendo discretas (Palmer et al., 2010). A inexistência de uma relação entre a biodiversidade e hidromorfologia restaurada é surpreendente, já que os componentes específicos de uma hidromorfologia natural são conhecidos como grandes e importantes impulsionadores das comunidades biológicas (Levin et al., 1974), mas também do funcionamento do ecossistema (Cardinale et al., 2002).

Há muitas razões pelas quais a realidade ecológica não atinge às expectativas de gestão, incluindo a presença de outros estressores que podem afetar as comunidades nas áreas restauradas (Haase et al., 2013), a probabilidade reduzida de recolonização dos ecossistemas restaurados (Sundermann et al., 2011) ou a extensão inadequada das áreas restauradas (Jähnig et al., 2010). Além disso, existem evidências crescentes de que a seleção dos indicadores utilizados podem acabar influenciando a avaliação do sucesso da restauração (Jähnig et al., 2011). No entanto, ainda não está claro quais indicadores são mais adequados para representar o sucesso da restauração. A fauna aquática dos rios depende de muitos recursos alimentares naturais, incluindo algas e perifíton, plantas aquáticas e matéria orgânica particulada grossa e fina (Cross et al., 2003). Apesar dos estudos sobre a utilização desses recursos terem sido extensos, em vários grupos funcionais de invertebrados bentônicos (Cummins et al., 2005), esses recursos tróficos ainda não foram utilizados como indicadores de sucesso na recuperação de rios e riachos. O estudo apresentado neste trabalho parte da hipótese de que a presença, distribuição e qualidade desses recursos alimentares básicos estão ligadas à presença e qualidade dos principais habitats dos invertebrados aquáticos. Sendo assim, eles podem ser usados como indicadores do sucesso da revitalização de riachos e da qualidade

2. OBJETIVOS E HIPÓTESES

O objetivo deste projeto que inicialmente era somente uma iniciação científica e se tornou também um projeto de trabalho de conclusão de curso, foi testar a utilização da qualidade e disponibilidade de recursos tróficos basais como indicadores de sucesso para restauração de riachos. Para isso, foi avaliada a resposta dos recursos tróficos basais à restauração, comparando alguns trechos de riachos, impactados em sua hidromorfologia, restaurados (revitalização da mata ciliar) e naturais na região do campo das Vertentes. As seguintes hipóteses foram testadas:

H1) O riacho restaurado deve apresentar uma disponibilidade de recursos tróficos basais (variedade de diferentes recursos, bem como sua biomassa) similar àquela observada no riacho natural (C+), porém com uma maior diversidade de recursos e uma biomassa total menor do que no riacho impactado (C-).

H2) O riacho restaurado deve apresentar uma qualidade elementar (conteúdo de nitrogênio (N) e razão C:N molar da biomassa) dos recursos tróficos basais similar àquela observada no riacho natural (C+), porém com maior variabilidade na qualidade e uma qualidade média inferior ao riacho impactado (C-).

H3) As origens dos recursos tróficos basais do riacho restaurado, avaliadas por meio de análises de isótopos estáveis de C e N, deverão ser similares às do riacho natural (C+), mas diferentes das do riacho impactado (C-).

Essas hipóteses não visam apenas contribuir para o avanço científico sobre a restauração de rios e riachos, mas também para o desenvolvimento de políticas de restauração e conservação, além do entendimento da gestão dos recursos hídricos, promovendo a resiliência dos ecossistemas aquáticos.

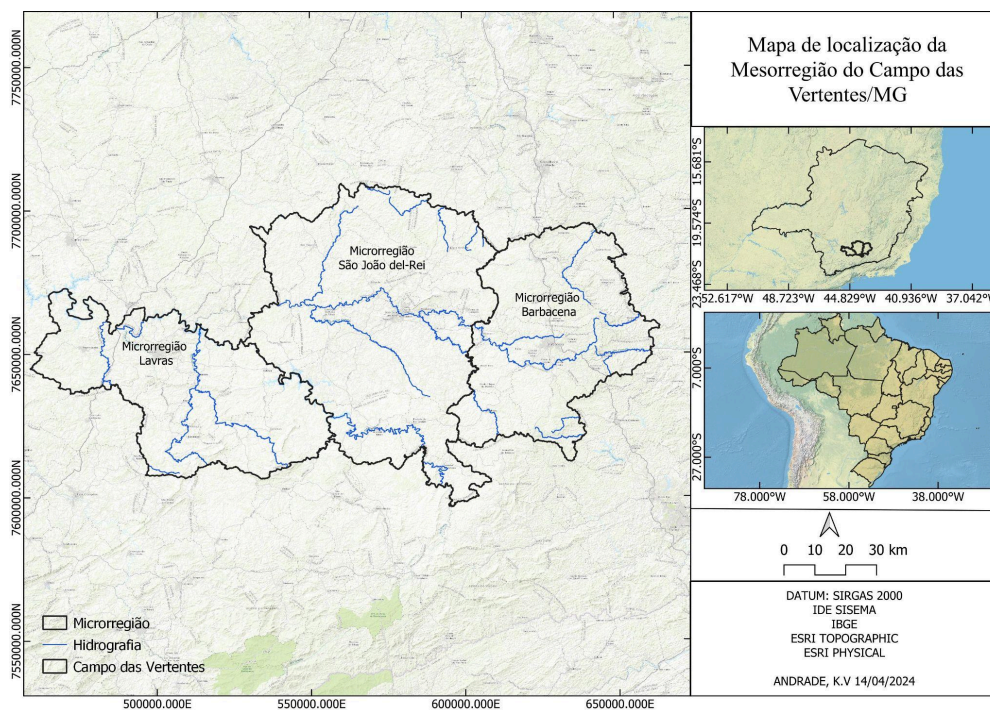


Fig. 1. Mapa de localização da Mesorregião do Campo das Vertentes, elaborado por KAREN VITÓRIA DE ANDRADE, 2024.

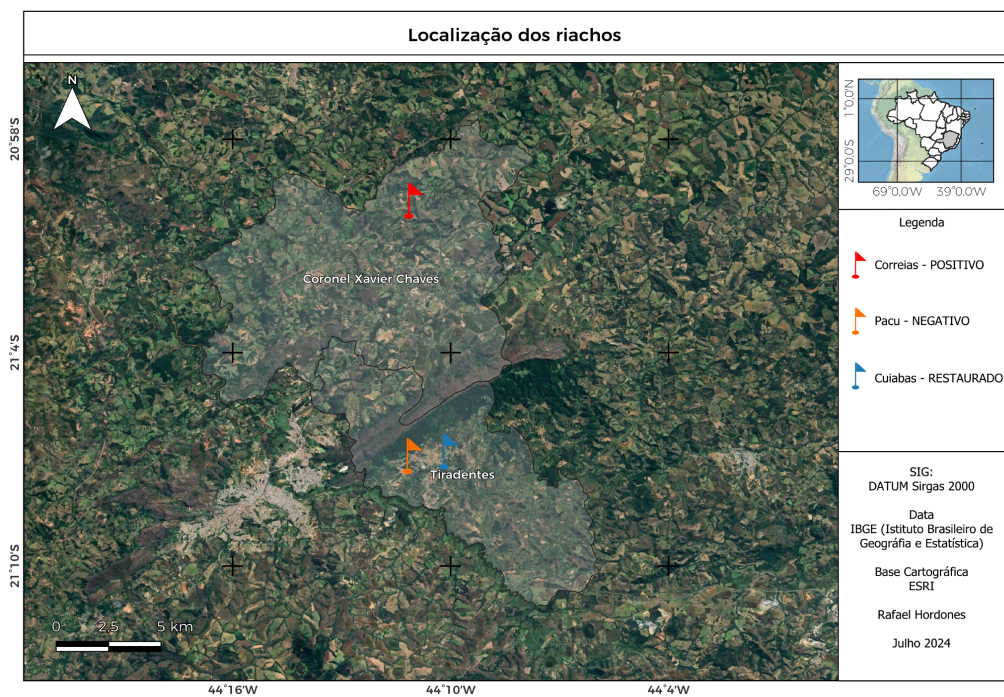


Fig. 2. Mapa de localização dos riachos estudados, elaborado por RAFAEL HORDONES, 2024.

3. ÀREA DE ESTUDO

Neste trabalho, selecionamos três riachos situados em Minas Gerais, na região do Campo das Vertentes (Fig. 1), dois riachos na cidade de Tiradentes e um riacho em Coronel Xavier Chaves (Fig. 2), todos com dimensões semelhantes, porém com condições ambientais distintas. O riacho Cuiabás foi escolhido por representar um ambiente restaurado, resultado de um projeto de reflorestamento realizado na área de preservação ambiental do condomínio residencial Terra dos Cuiabás, criado em 2005. Como controle positivo (C+), foi selecionado o riacho Correias, que reflete um ambiente com mínima interferência antrópica, localizado dentro da reserva legal de uma fazenda e considerado relativamente preservado. O riacho Pacu foi utilizado como controle negativo (C-), apresentando características de degradação típicas da região, incluindo pastagem nas proximidades, desmatamento da mata ciliar e erosão nas margens e no leito.

4. METODOLOGIA

Para realizar o estudo, foram feitas coletas de campo em trechos de riachos com comprimentos entre 25 e 120 metros, dependendo da hidrodinâmica de cada riacho, de forma a garantir condições adequadas para os demais experimentos do projeto. Os riachos foram classificados em três categorias: restaurado, natural (controle positivo, C+) e impactado (controle negativo, C-), todos localizados no estado de Minas Gerais. Esses trechos/riachos foram alvos de diversas amostragens e experimentos complementares no projeto RESTOLINK, no qual este trabalho está inserido.

O projeto teve como principais variáveis de resposta os recursos tróficos basais, tais como algas filamentosas, macrófitas, matéria orgânica particulada (MOP) de maior dimensão (como a folhagem alóctone e outros materiais vegetais) e MOP de menor dimensão (acúmulo bentônico de detritos finos). Esses recursos foram identificados nos trechos analisados com base na cobertura do leito, como descrito por Gorman & Karr (1978) e posteriormente alterado por Hauer & Lamberti (2017). A coleta quantitativa desses recursos foi feita em regiões específicas do leito dos riachos, com cinco réplicas por trecho, caso estivessem presentes nas áreas, empregando técnicas apropriadas para cada recurso, como amostradores Surber e de escova, ou colheita quantitativa colorida (Hauer & Lamberti, 2017). Após a coleta, as amostras foram refrigeradas e transportadas para o laboratório, onde foram analisadas para determinar a biomassa, qualidade e isotopia dos recursos tróficos.



Fig. 3. Coleta de amostras no riacho impactado, Tiradentes - MG,

Foto André Tallens , 2023.



Fig. 4. Parte da equipe responsável pelas coletas, Coronel Xavier Chaves- MG,
Foto Acervo pessoal, autor 2023.

4.1 Análise de Biomassa Seca, Composição Elementar (C e N), e Isotopia

Em laboratório, as amostras obtidas de recursos tróficos basais foram secas por cerca de 24 horas em uma estufa a 60 °C. Logo em seguida, elas foram pesadas para determinar a massa seca para poder relacionar essa medida e as subseqüentes medições de carbono orgânico e nitrogênio com a área de leito de riacho amostrada. Foram retiradas subamostras para serem trituradas, e, dependendo do material, entre 1 a 3 mg foram encapsuladas em cápsulas de estanho e pesadas em balança de precisão (AUW-D, Shimadzu, Japão), sendo submetidas à análise elementar para determinação das concentrações de carbono (C) orgânico e nitrogênio (N). Também foram realizadas análises de espectrometria de razões isotópicas (IRMS) de C e N, utilizando um sistema de oxidação catalítica em altas temperaturas (Flash HT Plus, 5 Advantage, Thermo Scientific, Alemanha). Todas as análises utilizadas neste estudo foram feitas no laboratório de Limnologia Aplicada, vinculado ao Departamento de Geociências da Universidade Federal de São João del-Rei (UFSJ).



Fig. 5. Flash HT Plus, 5 Advantage, Thermo Scientific, Alemanha, foi utilizado para análises de espectrometria de razões isotópicas (IRMS) de C e N. Acervo pessoal autor, 2024.



Fig. 6. Parte do processo de maceração, antes de utilizar a balança de precisão. Acervo pessoal autor, 2024.



Fig. 7. Balança de precisão (AUW-D, Shimadzu, Japão), utilizada para pesar as amostras de tróficos basais. Acervo pessoal autor, 2024.

4.2 Análises Estatísticas

Os valores das variáveis analisadas foram comparados entre os tratamentos (restaurado, controle positivo e controle negativo) utilizando um modelo completo com todos os recursos tróficos por meio de Modelos Lineares Generalizados (GLMs), seguidos por testes de Tukey-HSD para comparações múltiplas. Os dados foram previamente avaliados quanto à normalidade e à homogeneidade das variâncias. Quando constatados desvios de normalidade na distribuição dos dados e/ou heterogeneidade das variâncias, foram aplicadas transformações logarítmicas para garantir a validade das análises. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Estoques de carbono (C)

Detrito esteve presente nos três tipos de riachos (Fig. 2). No entanto, não foram encontradas diferenças significativas entre os três riachos (GLM, Tukey-HSD $p>0,05$). **Folhas** apresentaram estoques elevados tanto no controle positivo (C+) quanto no riacho restaurado, com valores semelhantes entre esses dois tipos de riachos (Fig. 8). No controle negativo (C-), no entanto, o estoque de folhas foi significativamente menor (GLM, Tukey-HSD, $p<0,05$). Isso indicou que a restauração foi eficaz em restabelecer os estoques de folhas, igualando-se ao nível do riacho natural (C+), enquanto o impacto ambiental reduziu esse recurso no riacho C-.

Algas filamentosas ocorreram apenas no riacho controle negativo (C-), onde apresentaram um estoque subdominante de C (Fig. 8). Esse padrão sugeriu que as algas filamentosas estavam associadas às condições alteradas do riacho impactado, possivelmente favorecidas por fatores como eutrofização e luz abundante devido ao desmatamento da mata ciliar.

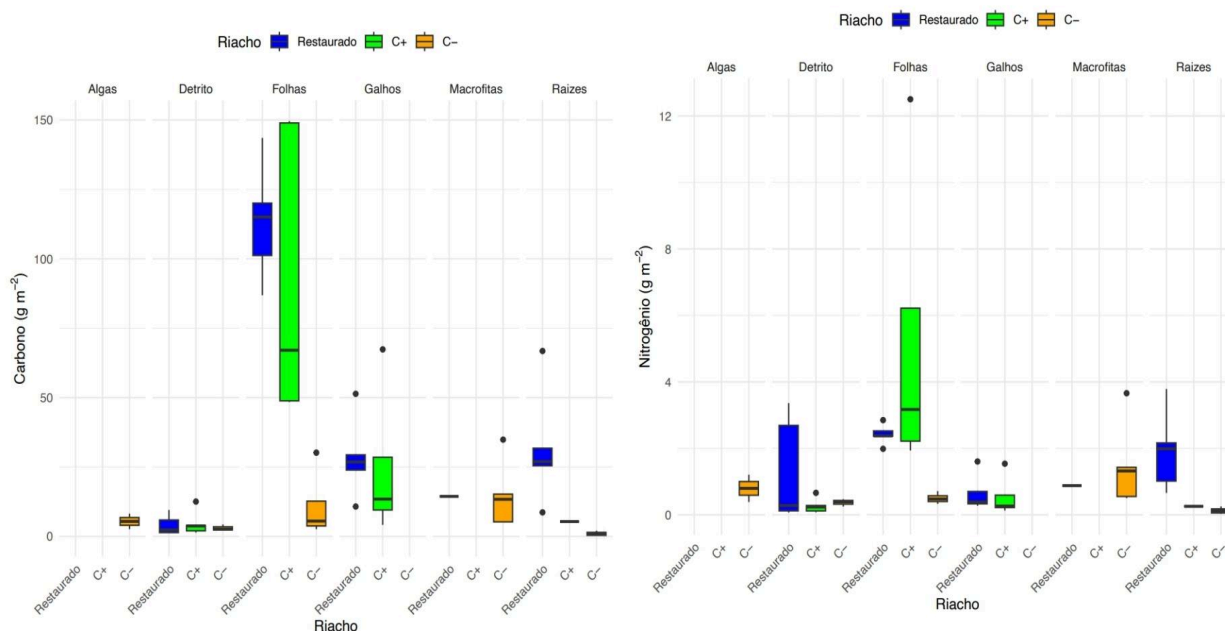


Fig. 8. Estoques de carbono e nitrogênio por metro quadrado de leito de riacho dos recursos tróficos basais (algas, detrito, folhas, galhos, macrófitas e raízes) em riachos restaurados (azul), controle positivo (C+; verde) e controle negativo (C-; laranja). Os boxplots mostram a média (barra), os percentis de 25 e 75% (caixa), os percentis de 5 e 95% (bigodes) e outliers (círculos pretos). Nem todos os recursos tróficos basais foram encontrados em todos os riachos.

Galhos seguiram um padrão semelhante ao das folhas, com o controle positivo (C+) e o riacho restaurado apresentando estoques semelhantes e elevados. No riacho controle negativo (C-), não foram encontrados galhos. **Macrófitas** ocorreram com mais frequência no controle negativo (C-), onde apresentaram um estoque significativo de C. Não houve presença de macrófitas no controle positivo (C+) e apenas em um dos cinco trechos do riacho restaurado, o que sugeriu que esse recurso estava associado a condições degradadas, como as observadas no riacho impactado. **Raízes** apareceram principalmente no riacho restaurado, com estoques elevados de C. Nos riachos controle positivo (C+) e controle negativo (C-), as raízes estiveram presentes apenas em alguns trechos. Isso indicou que a restauração da mata ciliar sem intervenções hidromorfológicas aumentou este recurso de forma excessiva.

5.2 Estoques de nitrogênio (N)

Algas ocorreram apenas no controle negativo (C-), onde exibiram um estoque de N considerável (Fig. 8). **Detrito** esteve presente nos três tipos de riachos, com algumas diferenças nos estoques de N. O controle positivo (C+) apresentou estoques de N menores do que o controle negativo (C-) (GLM, Tukey-HSD, $p < 0,05$; Fig. 2). Embora com estoques médios baixos, semelhantes ao riacho C+, o riacho restaurado mostrou em alguns trechos estoques mais altos. **Folhas** tiveram os maiores estoques de N tanto no controle positivo (C+) quanto no riacho restaurado, com valores próximos entre si. No controle negativo (C-), o estoque de N das folhas foi significativamente menor (GLM, Tukey-HSD, $p < 0,05$), refletindo o impacto negativo das condições degradadas nesse recurso. A restauração, nesse caso, pareceu ser bem-sucedida em restabelecer os estoques de N nas folhas, quase igualando-se ao riacho natural (C+). **Galhos** seguiram um padrão semelhante ao das folhas, com estoques elevados de N no C+ e no riacho restaurado. No C-, por outro lado, não foram encontrados galhos. Isso indicou que a restauração foi eficaz em recuperar esse recurso no riacho restaurado. **Macrófitas** apareceram principalmente no controle negativo (C-), onde apresentaram um estoque de N considerável. Apenas em um trecho do riacho restaurado, macrófitas representaram um estoque de N significativo, sugerindo que esse recurso está mais associado às condições degradadas do riacho impactado. **Raízes** apresentaram os maiores estoques de N no riacho restaurado, onde se destacaram de forma marcante em comparação com os outros tipos de riachos. Nos

riachos controle positivo (C+) e controle negativo (C-), as raízes estavam presentes em alguns trechos, mas com estoques de N muito menores.

5.3 Conteúdo de carbono (C) na massa seca

A porcentagem de C das **folhas** foi significativamente maior (GLM, Tukey-HSD, $p < 0,05$; Fig. 9) no riacho restaurado do que nos riachos controle positivo (C+) e controle negativo (C-), sugerindo diferenças nas espécies da mata ciliar que fornecem as folhas para os riachos ou no estado de decomposição da folhagem. A porcentagem de C do **detrito**, para o qual as folhas são a principal fonte, refletiu esse padrão (Fig. 3), com valores significativamente maiores (GLM, Tukey-HSD, $p < 0,05$) no riacho restaurado do que nos riachos controle positivo (C+) e controle negativo (C-). As **raízes** nos riachos restaurado e controle positivo (C+) apresentaram porcentagens de C relativamente semelhantes e maiores do que as do riacho controle negativo (C-), provavelmente refletindo a dominância de árvores nos riachos restaurado e C+, enquanto o riacho C- é dominado por gramíneas.

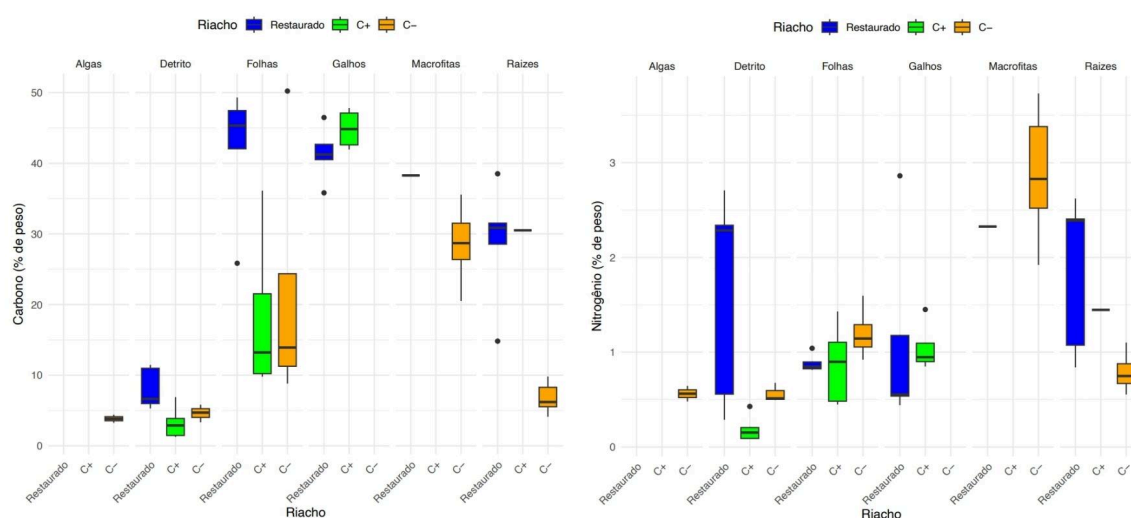


Fig. 9. Porcentagem de carbono e nitrogênio na massa seca dos recursos tróficos basais (algas, detrito, folhas, galhos, macrofitas e raízes) em riachos restaurados (azul), controle positivo (C+; verde) e controle negativo (C-; laranja). Os boxplots mostram a média (barra), os percentis de 25 e 75% (caixa), os percentis de 5 e 95% (bigodes) e outliers (círculos pretos). Nem todos os recursos tróficos basais foram encontrados em todos os riachos.

5.4 Conteúdo de nitrogênio (N) na massa seca

O **detrito** mostrou uma variação considerável entre os riachos. No riacho restaurado, o conteúdo de N foi o mais alto, com uma média se aproximando de 2,3% (Fig. 9). Já no controle positivo (C+), o conteúdo de N do detrito foi o mais baixo (GLM, Tukey-HSD, $p < 0,05$), com valores abaixo de 0,5%. As **folhas** apresentavam um padrão inverso. No riacho restaurado (azul), o conteúdo de N foi menor do que no riacho controle negativo (C-) (GLM, Tukey-HSD, $p < 0,05$), e o controle positivo (C+) mostrou valores intermediários. As **raízes** nos riachos restaurado e controle positivo (C+) apresentaram porcentagens de N relativamente semelhantes e maiores do que as do riacho controle negativo (C-) (GLM, Tukey-HSD, $p < 0,05$), provavelmente refletindo, mais uma vez, a dominância de árvores nos riachos restaurado e C+, enquanto o riacho C- é dominado por gramíneas.

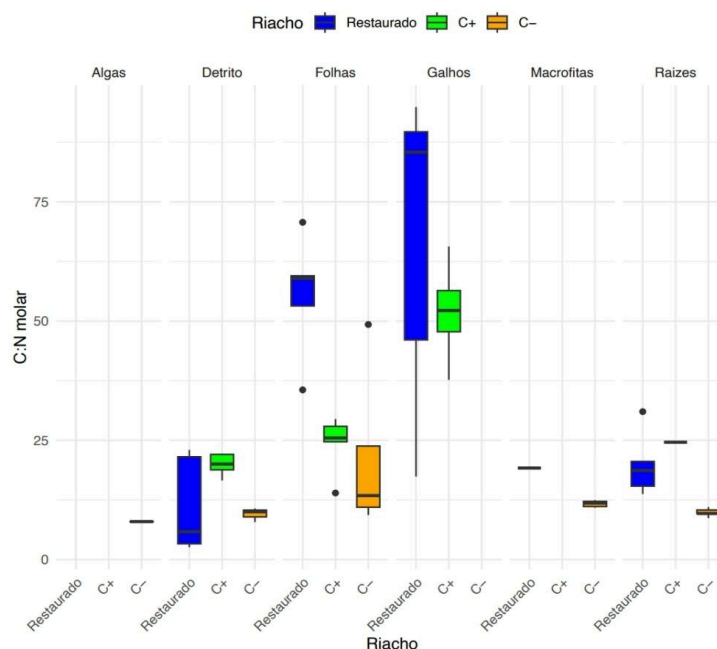


Fig. 10. Razão C:N molar na massa seca dos recursos tróficos basais (algas, detrito, folhas, galhos, macrofitas e raízes) em riachos restaurados (azul), controle positivo (C+; verde) e controle negativo (C-; laranja). Os boxplots mostram a média (barra), os percentis de 25 e 75% (caixa), os percentis de 5 e 95% (bigodes) e outliers (círculos

pretos). Nem todos os recursos tróficos basais foram encontrados em todos os riachos.

5.5 Razão C:N molar na massa seca

A razão C:N molar do detrito foi maior no controle positivo (C+) do que no C- (GLM, Tukey-HSD, $p < 0,05$), com valores médios ainda menores, mas não significativamente diferentes, no riacho restaurado (Fig. 10). A razão C:N molar das folhas foi mais alta no riacho restaurado, com valores acima de 50. No riacho C+, os valores foram menores, na faixa de 25, enquanto o C- apresentou a menor razão C (GLM, Tukey-HSD, $p < 0,05$). Esse padrão sugere que a qualidade nutricional das folhas no C+ ficou entre os dois extremos, com o controle negativo exibindo um material foliar com mais N. As raízes apresentaram a maior razão C molar no C+. No riacho restaurado, os valores foram intermediários, enquanto no C-, os valores foram menores (Fig. 10; GLM, Tukey-HSD, $p < 0,05$).

5.7 Assinaturas de isótopos estáveis de C e N na biomassa

Em geral, o riacho controle negativo (C-) apresentou os maiores valores de $\delta^{13}\text{C}$ para a maioria dos recursos tróficos, como detrito, folhas, macrófitas e raízes (Fig.11; GLM, Tukey-HSD, $p < 0,05$). Entradas de esgoto doméstico, fezes e estrume de animais, além de matéria orgânica de origem agrícola, como gramíneas, podem explicar os altos valores de $\delta^{13}\text{C}$ do material orgânico em riachos e bacias hidrográficas de uso agropecuário (Fry, 2006; Michener e Lajtha, 2008). De forma similar, o riacho controle negativo (C-) também apresentou os maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$ para a maioria dos recursos tróficos, enquanto o riacho restaurado exibiu os menores valores, e o riacho C+ apresentou valores intermediários (Fig. 11; GLM, Tukey-HSD, $p < 0,05$). Esses valores elevados em riachos e bacias hidrográficas de uso agropecuário podem resultar de aportes de esgoto doméstico, fezes e estrume de animais, assim como de fertilizantes inorgânicos ou material vegetal agrícola, como plantas de cultivo previamente adubadas. A ciclagem mais intensiva de nitrogênio em solos agrícolas, onde processos como nitrificação e desnitrificação eliminam o isótopo mais leve (^{14}N), pode ser outra explicação (Fry, 2006; Michener e Lajtha, 2008).

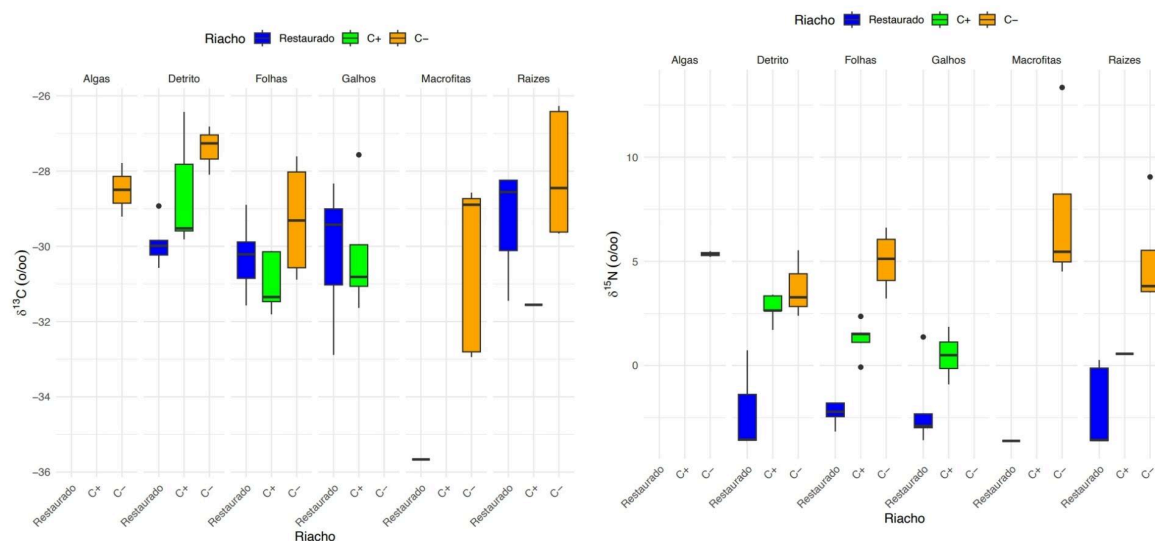


Fig. 11. Assinaturas de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio na biomassa dos recursos tróficos basais (algas, detrito, folhas, galhos, macrófitas e raízes) em riachos restaurados (azul), controle positivo (C+; verde) e controle negativo (C-; laranja). Os boxplots mostram a média (barra), os percentis de 25 e 75% (caixa), os percentis de 5 e 95% (bigodes) e outliers (círculos pretos). Nem todos os recursos tróficos basais foram encontrados em todos os riachos.

6. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos nesta pesquisa indicam que a recuperação do riacho foi parcialmente efetiva, mas ainda existem desafios na recuperação total dos recursos tróficos basais. A restauração obteve êxito no restabelecimento dos estoques de carbono e nitrogênio em folhas e galhos, cujo os valores no riacho recuperado se assemelhavam aos do riacho de controle positivo, indicando a recuperação das funções ecossistêmicas associadas à vegetação ripária. Contudo a existência de macrófitas, bem como os maiores estoques de alguns recursos no riacho restaurado indicam que certos aspectos do ambiente físico e biológico ainda diferem significativamente do riacho natural. As razões C:N mais elevadas para folhas e raízes no riacho recuperado apontam para possíveis variações na qualidade das espécies vegetais ou no processo de decomposição em comparação com os riachos naturais e impactados. Portanto, embora a restauração tenha mostrado avanços importantes, ela ainda não conseguiu replicar completamente as condições de um riacho natural em termos de recursos tróficos e conteúdos de carbono e nitrogênio.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBERT, J. S. et al. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, v. 50, p. 85-94, 2021. DOI: 10.1007/s13280-020-01318-8.

CARDINALE, B. J.; PALMER, M. A.; COLLINS, S. L. Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. *Nature*, v. 415, n. 6870, p. 426-429, 2002. DOI: 10.1038/415426a.

CROSS, W. F. et al. Consumer-resource stoichiometry in detritus-based streams. *Ecology Letters*, v. 6, p. 721-732, 2003. DOI: 10.1046/j.1461-0248.2003.00481.x.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005. DOI: 10.1080/01650520400025720.

EEA - EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. *The European environment—state and outlook 2020*. European Environment Agency, 2019. Available at: <https://www.eea.europa.eu/publications/soer-2020>.

FRY, B. *Stable isotope ecology*. New York: Springer, 2006.

GLOBEVNIK, L. et al. Assessing naturalness of European floodplain hydromorphology using remote sensing products and other consistent large-scale data. *EGU General Assembly Conference*, 2020. DOI: 10.5194/egusphere-egu2020-22039.

GORMAN, O. T.; KARR, J. R. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, v. 59, p. 507-515, 1978. DOI: 10.2307/1936581.

GÜCKER, B.; BOËCHAT, I. G.; GIANI, A. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. *Freshwater Biology*, v. 54, p. 2069-2085, 2009. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02222.x.

HAASE, P. et al. The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia*, v. 704, p. 475-488, 2013. DOI: 10.1007/s10750-012-1353-6.

HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. *Methods in stream ecology: Volume 1: Ecosystem structure*. Academic Press, 2017.

JÄHNIG, S. C. et al. A comparative analysis of restoration measures and their effects on hydromorphology and benthic invertebrates in 26 central and southern European rivers. *Journal of Applied Ecology*, v. 47, p. 671-680, 2010. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2010.01807.x.

JÄHNIG, S. C. et al. River restoration success: a question of perception. *Ecological Applications*, v. 21, p. 2007-2015, 2011. DOI: 10.1890/10-0618.1.

KONDOLF, G. M.; MICHELI, E. R. Evaluating stream restoration projects. *Environmental Management*, v. 19, p. 1-15, 1995. DOI: 10.1007/BF02471999.

LEVIN, S. A.; PAINE, R. T. Disturbance, patch formation, and community structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 71, p. 2744-2747, 1974. DOI: 10.1073/pnas.71.7.2744.

MICHENER, R.; LAJTHA, K. (Eds.). *Stable isotopes in ecology and environmental science*. John Wiley & Sons, 2008.

MORANDI, B. et al. Diverse approaches to implement and monitor river restoration: a comparative perspective in France and Germany. *Environmental Management*, v. 60, p. 931-946, 2017. DOI: 10.1007/s00267-017-0923-6.

PALMER, M. A.; MENNINGER, H. L.; BERNHARDT, E. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, v. 55, p. 205-222, 2010. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02372.x.

PEIPOCH, M. et al. Ecological simplification: human influences on riverscape complexity. *BioScience*, v. 65, p. 1057-1065, 2015. DOI: 10.1093/biosci/biv120.

R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, 2022. Available at: <https://www.R-project.org>.

SUNDERMANN, A.; STOLL, S.; HAASE, P. River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. *Ecological Applications*, v. 21, p. 1962-1971, 2011. DOI: 10.1890/10-1237.1.

ZEREGA, A.; SIMÕES, N. E.; FEIO, M. J. How to improve the biological quality of urban streams? Reviewing the effect of hydromorphological alterations and rehabilitation measures on benthic invertebrates. *Water*, v. 13, p. 2087, 2021. DOI: 10.3390/w13152087.