



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

ANA PAULA DOS SANTOS BERTONCIN

Padrões de diversidade beta de macroinvertebrados bentônicos frente ao gradiente de recuperação ambiental em riachos temperados acidificados

Maringá
2022

ANA PAULA DOS SANTOS BERTONCIN

Padrões de diversidade beta de macroinvertebrados bentônicos frente ao gradiente de recuperação ambiental em riachos temperados acidificados

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ecologia e Limnologia.

Área de concentração: Ecologia e Limnologia

Orientador: Prof. Dr. Roger Paulo Mormul

Maringá- PR
2022

"Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

B547p Bertoncin, Ana Paula dos Santos, 1993-
Padrões de diversidade beta de macroinvertebrados bentônicos frente ao gradiente de recuperação ambiental em riachos temperados acidificados / Ana Paula dos Santos Bertoncin. -- Maringá, 2022.
55 f. : il. color.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2022.
Orientador: Prof. Dr. Roger Paulo Mormul.

1. Macroinvertebrados bentônicos de água doce - Riachos acidificados - Diversidade beta - País de Gales. 2. Recuperação ambiental - Riachos acidificados - País de Gales. 3. Acidificação ambiental - Chuva ácida - Riachos - País de Gales. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -592.176409429

ANA PAULA DOS SANTOS BERTONCIN

Padrões de diversidade beta de macroinvertebrados bentônicos frente ao gradiente de recuperação ambiental em riachos temperados acidificados

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ecologia e Limnologia e aprovada pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Roger Paulo Mormul
Universidade Estadual de Maringá (UEM) (Presidente)

Dr.^a Janet Higuti
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Dr.^a Cláudia Bonecker
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Dr.^a Bia de Arruda Almeida
Estación Biológica de Doñana – Sevilla - Espanha

Dr.^a Leidiane Pereira Diniz
Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP)

Aprovada em: 31 de agosto de 2022.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Sandra e Gilnei, minhas irmãs Mari e Nati e minhas sobrinhas amores da minha vida, por todo amor, incentivo, formação do meu caráter e pela compreensão nesse momento tão delicado da minha formação. Ao meu namorado e companheiro de vida Mateus, por tanto apoio, cuidado e carinho nessa jornada, principalmente nos últimos meses.

Aos meus queridos amigos, que estiveram sempre presentes durante os anos de pós graduação, compartilhando tantos momentos bons e servindo de apoio nos momentos difíceis. Fico imensamente grata pelos caminhos que se cruzaram. Em especial, um agradecimento à Dra. Danielle Petsch, que compartilhou comigo tantos aprendizados, oportunidades e me ajudou muito na elaboração da tese. Assim como o Dr. Fernando Lansac-Toha, sempre disponível para ajudar nas análises de trabalhos (mesmo que sem disponibilidade).

Aos meus amigos do laboratório de Zoobentos, por toda parceria no dia a dia.

Ao Prof. Dr. Roger Paulo Mormul, por ter aceitado me orientar e desde o TCC até o doutorado, ter me acolhido, ajudado e dado tantas oportunidades.

Aos membros da banca, Claudia Bonecker, Janet Higuti, Leidiane Diniz, Bia Almeida, e as suplentes Louizi e Camila, que aceitaram participar e contribuir nesse momento tão importante, compondo uma banca de mulheres cientistas.

Ao Nupélia, PEA e a todos que fazem parte da sua história, pela infra-estrutura e recursos oferecidos para realização deste trabalho. Aos meus professores, que contribuíram para meu avanço profissional e formação pessoal.

Ao professor Steve Ormerod, da Cardiff University, que me recebeu em seu laboratório durante meu doutorado sanduiche, me coorientou durante esse período, e resultou em parceria com compartilhamento de dados e desenvolvimento da minha tese.

À CAPES, pela bolsa de doutorado sanduiche (PDSE), que possibilitou a parceria com laboratório do professor Steve Ormerod, no Reino Unido.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelo apoio financeiro e concessão da bolsa de estudo durante o doutorado.

Padrões de diversidade beta de macroinvertebrados bentônicos frente ao gradiente de recuperação ambiental em riachos temperados acidificados

RESUMO

O avanço industrial da Europa entre os séculos XIX e XX resultou em grandes impactos ambientais. Dentre esses impactos, destaca-se a deposição de compostos ácidos através da chuva ácida, e tal fenômeno levou à acidificação de corpos d'água. Contudo, a partir da década de 1980, com a aplicação de normas ambientais mais rígidas, teve início uma recuperação gradual dos parâmetros abióticos, incluindo os valores de pH, que começaram a retornar para faixas menos ácidas. Investigou-se as respostas da comunidade bentônica diante da recuperação gradual das variáveis abióticas após anos de intensa acidificação, analisando mudanças na estrutura da comunidade e, especificamente, as variações da diversidade beta. Os estudos foram desenvolvidos com dados de riachos do País de Gales, coletados e cedidos por dois projetos de pesquisas galeses que monitoram os corpos aquáticos da região, sendo os riachos classificados de acordo com as características abióticas e da vegetação do entorno (*Acid Forest*, *Acid Moorland* e *Circumneutral Moorland*). Na primeira abordagem, analisou-se a comunidade de 69 riachos, testando se (i) a composição das comunidades difere entre os tipos de ambientes e anos analisados; e se (ii) nos anos iniciais a diversidade beta entre os riachos foi menor do que nos anos mais recentes, assim como nos riachos de uma categoria mais ácida. As amostras foram coletadas em 1984, 1995 e 2012, sendo o ano mais antigo sob maior influência da acidificação. Observou-se uma segregação na composição da biota entre 1984 e os demais anos, e essa diferença na composição da comunidade entre os anos sugere que a recuperação ambiental com ascensão nos valores de pH, permitiu a entrada e estabelecimento de novas espécies de macroinvertebrados nos riachos. O menor valor de diversidade beta também foi observado em 1984, indicando homogeneização biótica neste período e aumento da dissimilaridade das comunidades com o tempo. Na segunda abordagem, investigou-se a hipótese de que ocorre um aumento gradativo nos valores de diversidade beta temporal (TBI) ao longo do tempo. Para tanto, foram amostrados oito riachos no País de Gales no período entre 1985 e 2018, e comparado a diversidade beta dos riachos entre o ano referência 1985 com todos os demais anos. Houve um aumento dos valores de TBI ao longo dos anos para todos ambientes, mostrando indícios de recuperação biológica concomitante com o restabelecimento dos valores abióticos. Os resultados contribuíram para o entendimento de que a comunidade biótica também responde à recuperação ambiental. Sendo a diversidade beta uma das formas de se avaliar tal processo. E ressalta-se a importância de pesquisas de longa duração para que tais respostas bióticas possam ser monitoradas.

Palavras-chave: Chuva ácida. Similaridade biótica. Acidificação ambiental. Recuperação biótica

Beta diversity patterns of benthic macroinvertebrate across a gradient of environmental restoration in acidified temperate streams

ABSTRACT

The industrial advance of Europe between the 19th and 20th centuries resulted in major environmental impacts. Among these impacts, the deposition of acid compounds through acid rain stands out, and this phenomenon led to the acidification of water bodies. However, from the 1980s on, with the application of stricter environmental regulations, a gradual recovery of abiotic parameters began, including pH values, which began to return to less acidic ranges. Thus, we investigated the responses of the benthic community to the gradual recovery of abiotic variables after years of intense acidification, analyzing changes in community structure and, specifically, variations in beta diversity. The study was developed with data from streams in Wales, collected and provided by two research projects that monitor the region's water bodies. The streams were classified according to abiotic characteristics and the surrounding vegetation (Acid Forest, Acid Moorland and Circumneutral Moorland). In the first approach, the community of 69 streams was analyzed, testing whether (i) the composition of macroinvertebrate communities differed among the types of environments and years analyzed; and whether (ii) in early years beta diversity among streams was lower than in more recent years, as well as in streams of a more acidic category. Samples were collected in 1984, 1995, and 2012, with the earliest year under the greatest influence of acidification. A segregation in macroinvertebrate composition was observed between 1984 and the other years, and this difference in community composition between the years suggests that environmental recovery with rising pH values, allowed the entry and establishment of new macroinvertebrate species in the streams. The lowest beta diversity value was also observed in 1984, indicating biotic homogenization in this period and an increase in community dissimilarity over time. In the second approach, we investigated the hypothesis that a gradual increase in temporal beta diversity (TBI) values occurs over time. This was done by sampling eight streams in Wales over the period 1985 to 2018, and comparing beta diversity between the reference year 1985 with all other years. There was an increase in TBI values over the years for all environments, showing evidence of biological recovery concomitant with restoration of abiotic values. The results contributed to the understanding that the biotic community also responds to environmental recovery, and there are different ways to evaluate this process, such as beta diversity. The importance of long-term research is emphasized so that such changes can be monitored.

Keywords: Acid rain. Biotic similarity. Environmental acidification. Biologic recovery.

Tese elaborada e formatada conforme as normas das publicações científicas:

1. *Aquatic Sciences*. Disponível em: <https://www.springer.com/journal/27/submission-guidelines>
2. *Freshwater Biology*. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/page/journal/13652427/homepage/forauthors.html?&1>

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| 1 INTRODUÇÃO GERAL..... | 7 |
| REFERÊNCIAS..... | 9 |
| 2 A ACIDIFICAÇÃO DE RIACHOS GALESES CAUSOU HOMOGENEIZAÇÃO BIÓTICA DOS MACROINVERTEBRADOS.... | 12 |
| RESUMO..... | 12 |
| ABSTRACT..... | 13 |
| 2.1 Introdução..... | 14 |
| 2.2 Metodologia..... | 16 |
| 2.2.1 Área de estudo..... | 16 |
| 2.2.2 Coleta de dados..... | 17 |
| 2.2.3 Análise de dados | 18 |
| 2.3 Resultados..... | 19 |
| 2.4 Discussão..... | 23 |
| REFERÊNCIAS..... | 26 |
| APÊNDICE A - Tabela 1. Resultado teste de post-hoc | 30 |
| APÊNDICE B - Tabela 2. Resultados da análise par a par..... | 31 |
| 3 AUMENTO DA DIVERSIDADE BETA TEMPORAL DE MACROINVERTEBRADOS COMO RESPOSTA À RECUPERAÇÃO AMBIENTAL EM RIACHOS ACIDIFICADOS NO PAÍS DE GALES..... | 32 |
| RESUMO..... | 32 |
| ABSTRACT..... | 33 |
| 3.1 Introdução..... | 34 |
| 3.2 Metodologia..... | 36 |
| 3.2.1 Área de estudo..... | 36 |
| 3.2.2 Coleta de dados..... | 37 |
| 3.2.3 Análise de dados..... | 38 |
| 3.3 Resultados..... | 39 |
| 3.3.1 Variação temporal do pH e da riqueza taxonômica de macroinvertebrados bentônicos..... | 39 |
| 3.3.2 Padrões de variação do índice de diversidade beta temporal (TBI)..... | 41 |
| 3.4 Discussão..... | 46 |
| REFERÊNCIAS..... | 49 |
| 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS..... | 53 |
| ANEXO – TRABALHOS DESENVOLVIDOS DURANTE O DOUTORADO..... | 55 |

1 INTRODUÇÃO GERAL

Grande parte da Europa foi marcada por um período de avanços das inovações técnicas no setor industrial, com relevância entre os séculos XIX e XX, e pela incorporação de novas fontes de energia para ampliar a capacidade das fábricas, como, por exemplo, o petróleo (McGuire, 2020). Este cenário de desenvolvimento acelerado foi acompanhado pela emissão de gases poluentes atmosféricos, e todo esse processo, com o tempo, acarretou em danos ao meio ambiente, devido à elevada deposição de ácidos no solo, que se deu, em grande parte, por causa das chuvas ácidas recorrentes na região (Dwivedi, Tripathi, 2007; Bouwman et al., 2002; Wilmot, 1998).

O conceito de chuva ácida é amplamente utilizado para descrever possíveis maneiras dos compostos químicos presentes na atmosfera serem depositados no ambiente através da precipitação, e isso inclui chuva, neblina, granizo e neve. O fenômeno da chuva ácida se dá pela combinação de óxidos de enxofre, nitrogênio e outros constituintes associados ao vapor d'água na atmosfera, que acabam produzindo substâncias que causam danos ambientais através da acidificação do meio (Wagh et al., 2006). Além da deposição úmida, há também a deposição seca de ácidos, situação onde os compostos químicos podem transformar-se em sais no solo, ocorrendo geralmente perto do ponto de emissão, enquanto a deposição úmida pode ocorrer a milhares de quilômetros da fonte original de emissão (Singh e Agrawal, 2007).

Esse processo atinge não só os solos, como também os corpos aquáticos da região, afetando as características limnológicas e impactando uma ampla variedade de organismos. A acidificação aquática promove efeitos diretos sobre o valor de pH e, diante tal distúrbio, apenas espécies resistentes a sua redução conseguem se manter e se estabelecer no local, levando a alterações nas estruturas populacionais (Lake 2003, Ledger et al. 2013). Entre a biota aquática, está a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, a qual se destaca por sua elevada diversidade e abundância, apresentando grande potencial para análise de impactos ambientais na diversidade e composição de espécies (Iwasaki e Ormerod 2012) e funcionando como importantes indicadores da qualidade do meio em que se encontram (Wilhm e Dorris 1968, Baptista et al. 2014). Nesse cenário, a comunidade bentônica acaba sendo fortemente impactada com o processo de acidificação da água, sofrendo alteração na

diversidade e composição de espécies, pois uma comunidade mais rica e diversa pode sofrer alteração em sua estrutura e apresentar menor riqueza e elevada dominância de poucos grupos, devido a existência de espécies sensíveis e espécies tolerantes à alteração de pH (Ormerod e Durance, 2009).

Com o passar dos anos e a percepção da comunidade científica a respeito dos danos causados pela elevada emissão de gases poluentes, foram realizados diversos debates e convenções entre entidades internacionais no início da década de 80, na tentativa de amenizar, controlar e reduzir a poluição do ar em escala continental (Hettelingh, 2001). A partir destas, foram elaborados protocolos visando ações mais sustentáveis para alcançar determinados objetivos, como a redução de emissão de gases poluentes dentro das três décadas seguintes (UNECE, 1994); tal meta mesmo foi alcançada dentro do tempo estabelecido, com notável redução na emissão de dióxido de enxofre (SO₂) na Europa (EMEP, 1999; Likens et al., 2001).

Atualmente diversas pesquisas ecológicas acompanham a evolução temporal das condições dos ecossistemas, e demonstram mudanças nas variáveis abióticas ao longo dos anos ao comparar os valores obtidos na década de 80 com os valores atuais (Whelan et al., 2022; Ormerod e Durance, 2008; Skjelkvåle et al., 2003; Skjelkvåle et al., 2001; Reynolds et al., 1999). Esses estudos evidenciam que alguns componentes químicos dos corpos aquáticos, estão respondendo à redução na deposição dos ácidos, como por exemplo o aumento gradativo nos valores de pH desde 1980 até o presente. Nesse sentido, há evidências de recuperação da acidificação nas variáveis abióticas dos ambientes aquáticos ao longo dos anos. Porém, ainda não é possível estabelecer um padrão em relação à biota, pois evidências de recuperação biológica são irregulares, estocásticas e não acompanham um padrão linear de reestruturação ambiental (Tipping et al., 2002). Nesse sentido, monitoramentos temporais permitem observar a tendência das condições ecossistêmicas a longo prazo, auxiliando na tomada de decisões que envolvem conservação e restauração desses ambientes.

Dois projetos de pesquisa de longa duração desenvolvidos no País de Gales (Reino Unido) estão relacionados com os trabalhos que serão apresentados. O primeiro trabalho foi desenvolvido com dados obtidos pelo projeto que monitora as águas ácidas do País de Gales, chamado de *Welsh Acid Waters Surveys* (WAWS), que abrange diversos riachos distribuídos

por toda região norte e central do país, com coletas realizadas em intervalos grandes de tempo, envolvendo os anos de 1984, 1995 e 2012. Os riachos são categorizados quanto ao tipo de ambiente em que estão inseridos (floresta ou pastagem) e quanto ao nível de acidez do ambiente (ácido ou circumneutro), gerando três tipos de categorias: *Acid Forest*, *Acid Moorland* e *Circumneutral Moorland*. Com isso, o primeiro trabalho tem como objetivo avaliar as respostas da comunidade bentônica de riachos acidificados diante a recuperação gradual das condições ambientais ao longo dos anos, observando a resposta da diversidade beta espacial dos ambientes ao longo dos anos, além de analisar mudanças na composição de espécies entre os riachos ao longo dos anos e entre os tipos de ambientes dentro de um mesmo ano.

O segundo trabalho foi desenvolvido utilizando dados coletados pelo projeto de pesquisa de longa duração da região de Llyn Brienne, que integra o projeto WAWS, porém é restrito a região central do País de Gales, que fica localizada a montante do reservatório de Llyn Brienne e envolve riachos da região amostrados todos os anos durante mais de três décadas (1985 até o presente). Neste trabalho é explorada a variação do pH, assim como a riqueza dos locais associada aos valores de pH ao longo dos anos. O objetivo principal foi avaliar a tendência do índice de diversidade beta temporal ao longo do tempo para cada riacho, comparando a comunidade do ano referência (1985) com todos os demais anos subsequentes, e analisar se há um aumento na diversidade beta conforme aumenta o intervalo de tempo analisado.

REFERÊNCIAS

- Baptista, V. A., Antunes, M. B., Martello, A. R., Figueiredo, N. S. B., Amaral, A. M. B., Secretti, E., Braun, B. (2014). Influence of environmental factors on the distribution of families of aquatic insects in rivers in southern Brazil. *Ambiente e Sociedade* 17, 153-174.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51, 495-523.
- Bouwman, A.F., Van Vuuren, D.P., Derwent, R.G., Posch, M. (2002). A global analysis of acidification and eutrophication of terrestrial ecosystem. *Water Air Soil Pollution* 141, 349-382.
- Dwivedi, A.K., Tripathi, B.D. (2007). Pollution tolerance and distribution pattern of plants in surrounding area of coal-fired industries. *Journal of Environmental Biology* 28, 257-263.

- EMEP. (1999). Transboundary Acid Deposition in Europe. EMEP Emission Data. Status Report 1999 of the European Monitoring and Evaluation Programme. EMEP/MS-CHEM Report.
- Hettelingh, J.P., Posch, M., De Smet, P. (2001). Multi-effect critical loads used in multi-pollutant reduction agreements in Europe. *Water, Air & Soil Pollution* 130, 1133–1138.
- Iwasaki, Y., Ormerod, S.J. (2012). Estimating safe concentrations of heavy metals from inter-continental field data on river macroinvertebrates. *Environmental Pollution* 166, 182-166.
- Lake, P.S. (2003). Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology* 48, 1161-1172.
- Ledger, M.E., Brown, L.E., Edwards, F.K., Hudson, L.N., Milner, A.M., Woodward, G. (2013). Extreme climatic events alter aquatic food webs: a synthesis of evidence from a mesocosm drought experiment, 343-395. In: G. Woodward e E. J.O’Gorman (eds). *Advances in Ecological Research: Global change in multispecies systems*. Elsevier Academic Press Inc. Londres.
- Likens, G.E., Buttler, T.J., Buso, D.C. (2001). Long- and short-term changes in sulfate deposition: effects of the 1990 clean air act amendments. *Biogeochemistry* 52 (1), 1-11.
- McGuire, S.A. (2020). Products of industry: pollution, health, and England’s industrial revolution. In: Tremblay, L.A., Reedy, S. (eds) *The Bioarchaeology of Structural Violence*. Bioarchaeology and Social Theory. Springer, Cham.
- Ormerod, S.J., Durance, I. (2009). Restoration and recovery from acidification in upland Welsh streams over 25 years. *Journal of Applied ecology* 46 (1), 164-174.
- Reynolds, B., Lowe, J.A.H., Smith, R.I., Norris, D.A., Fowler, D., Bell, S.A., Stevens, P.A., Ormerod, S.J. (1999). Acid deposition in Wales: the results of the 1995 Welsh Acid Waters Survey. *Environmental pollution* 105 (2), 251-266.
- Singh, A., Agrawal, M. (2007). Acid rain and its ecological consequences. *Journal of Environmental Biology* 29 (1), p. 15.
- Skjelkvåle, B.L., Stoddard, J.L., Andersen, T. (2001). Trends in surface water acidification in Europe and North America (1989-1998). *Water, Air, and Soil Pollution* 130, 787–792.
- Skjelkvåle, B.L., Evans, C., Larssen, T, Hindar, A, Raddum, G.G. (2003). Recovery from acidification in European surface waters: a view to the future. *Ambio* 32(3), 170-175.
- UNECE. (1994). Protocol to the 1979 Convention on Long Range Transboundary Air Pollution on Further Reductions of Sulphur Emissions, Document ECE/EB.AIR/40. UNECE: New York and Geneva.
- Wagh, N.D., Shukla, P.V., Tambe, S.B., Ingle, S.T. (2006). Biological monitoring of roadside plants exposed to vehicular pollution in Jalgaon city. *Journal of Environmental Biology* 27, 419-421.
- Whelan, M.J., Linstead, C., Worrall, F., Ormerod, S.J., Durance, I., Johnson, A.C., Johnson, D., Owen, M., Wiik, E., Howden, N.J.K., Burt, T.P., Boxall, A., Brown, C.D., Oliver, D.M., Tickner, D. (2022). Is water quality in British rivers “better than at any time since the end of the Industrial Revolution”? *Science of the Total Environment* 843.

Wilhm, J.L., Dorris, T.C. (1968). Biological parameters for water quality criteria. *BioScience* 18, 477–481.

Wilmot, S. (1998). Pollution and Public Concern: Response of the Chemical Industry in Britain to Emerging Environmental Issues, 1860–1901. In: Homburg *et al.* *Chemical Industry in Europe 1850-1914: Industrial Growth, Pollution, and Professionalization*. Eds. Ernst Homburg, Anthony S. Travis & Harm G. Schröter. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

2 A ACIDIFICAÇÃO DE RIACHOS GALESES CAUSOU HOMOGENEIZAÇÃO BIÓTICA DOS MACROINVERTEBRADOS

RESUMO

Chuvas ácidas, registradas durante o século XX, causaram elevada deposição de ácidos no ambiente, levando à acidificação de riachos no País de Gales, alterando as condições ambientais e, conseqüentemente, afetando a comunidade aquática. Desde a década de 1980, verificou-se declínio na emissão de poluentes, com queda na deposição de ácidos. Pesquisas indicam que os fatores abióticos vêm sendo restabelecidos gradualmente, com aumento do pH ao longo do tempo. Avaliou-se as respostas da comunidade de macroinvertebrados diante da recuperação ambiental. Durante os anos 1984, 1995 e 2012, foram amostrados 69 riachos, classificados de acordo com as características abióticas e do entorno em *Acid Forest*, *Acid Moorland* e Circumneutral Moorland. Foi investigado se a composição das comunidades difere entre os tipos de ambientes e entre os anos, através de uma PERMANOVA; também avaliou-se a diversidade beta espacial para cada tipo de ambiente em cada ano, utilizando a PERMDISP. Os dados mostraram uma segregação da composição de espécies entre 1984 e os demais anos para os três tipos de ambientes, assim como diferença na composição de espécies entre *Acid Forest* e Circumneutral Moorland nos três anos. Os menores valores de diversidade beta foram encontrados em 1984, enquanto os maiores foram observados em 2012, indicando um aumento da dissimilaridade das comunidades com o tempo e sugerindo uma composição de espécies mais homogênea em períodos de maior acidificação, com aumento da variabilidade entre os riachos ao longo dos anos.

Palavra-chaves: Chuva ácida; similaridade biótica; diversidade beta; espécies ácido-tolerantes; espécies ácido-sensíveis;

ABSTRACT

Acid rainfall during the 20th century caused high acid deposition in the environment, leading to the stream's acidification in Wales, with changes in environmental conditions and also in the aquatic community. Since the 1980s, there has been a decline in the emission of pollutants, decreasing acid deposition. Research indicates that abiotic factors are gradually being restored, with pH increasing over time. The aim of this study was to evaluate the responses of the macroinvertebrate community to environmental recovery. During 1984, 1995 and 2012, 69 streams were sampled, classified according to abiotic and surrounding characteristics into Acid Forest, Acid Moorland and Circumneutral Moorland. We investigated whether community composition differs between environments and between years, using a PERMANOVA; we also assessed spatial beta diversity for each environments in each year, using PERMDISP. The results showed a segregation of species composition between 1984 and the other years for all three environments, as well as a difference in species composition between Acid Forest and Circumneutral Moorland in all three years. The lowest beta diversity values were found in 1984, while the highest were observed in 2012, indicating an increase in community dissimilarity over time and suggesting a more homogeneous species composition in periods of intensified acidification, with increased variability among streams over the years.

Keywords: Acid rain; biotic similarity; beta diversity; acid-tolerant species; acid-sensitive species

2.1 Introdução

Grande parte do território europeu foi exposto a elevadas taxas de poluição atmosférica durante o século XIX e XX, as quais estão relacionadas com o desenvolvimento acelerado e queima de combustíveis fósseis em larga escala (Hettelingh e Hordijk 1986). As emissões regionais de compostos de enxofre (S) e nitrogênio (N), por exemplo, chegaram a atingir $280 \text{ mmol m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ desde a Segunda Guerra Mundial até 1980 (Kopáček et al. 2001). Tamanho aumento na concentração de poluentes na atmosfera, associados ao vapor d'água, acarretou na formação de compostos ácidos que atingiram a superfície através das chuvas ácidas. Esse fenômeno ocorreu com grande intensidade em regiões da Europa e América do Norte e, devido à deposição de compostos ácidos em áreas onde o solo proporciona uma baixa capacidade de amortecimento das chuvas e neutralização desses ácidos, causou a acidificação dos ambientes (Marnicio et al. 1986).

A deposição de ácidos também afeta os corpos aquáticos, os quais demonstram claros sinais de acidificação e apresentam menor probabilidade de tamponar a entrada desses compostos quando comparadas aos solos e às plantas (Singh e Agrawal 2008; Hornung et al. 1995). No Reino Unido, os planaltos do País de Gales contêm as cabeceiras dos principais sistemas fluviais galeses e constituem um importante recurso para o abastecimento de água doce da região. Esses corpos d'água estão situados em regiões compostas por rochas antigas, com baixa proporção de minerais (principalmente cálcio e magnésio) e cobertas por solos pobres em nutrientes, com pastagens e plantações florestais com características ácidas. Assim, há registros de muitos corpos aquáticos do País de Gales que sofreram efeito da acidificação por consequência das taxas de precipitação com deposição ácida somada à baixa capacidade de neutralização do solo (Donald e Gee 1992).

De uma perspectiva geral, as emissões antropogênicas de compostos de enxofre e nitrogênio cresceram de maneira lenta até 1950 e apresentaram um crescimento acelerado entre 1950 e 1980, quando atingiram o ápice com 380 e $180 \text{ mmol m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente (Kopáček e Veselý 2005; Vrba et al. 2003). Com a percepção dos danos causados pela emissão desenfreada de gases poluentes na atmosfera, representantes das áreas da ciência, política e economia, estabeleceram, na década de 1980, protocolos visando a redução da poluição para as décadas seguintes (UNECE 1994). Com o passar dos anos, os

objetivos começaram a ser alcançados, sendo possível observar redução nas emissões dos gases.

Durante as últimas décadas, diversas pesquisas têm sido realizadas para monitorar a emissão e deposição de poluentes e as condições dos corpos aquáticos. Os estudos comparam dados desde a década de 1980 até o momento atual, e evidenciam declínios perceptíveis na emissão de poluentes ao longo dos anos, com queda de até 80% e 30% na emissão dos compostos de enxofre e nitrogênio, respectivamente, durante a década de 1990 (Kopáček et al. 2001; Kopáček et al. 2002). Consequentemente, foram registradas quedas na deposição de ácidos nos corpos aquáticos e aumento no valor de pH com o passar dos anos (Ormerod e Durance 2009; Skjelkvale et al. 2003; Reynolds et al. 1999; Gee e Stoner 1989). A acidificação se destaca em algumas regiões do Reino Unido, o qual apresenta clima classificado como oceânico Cfb, de acordo com o sistema de Köppen, o que, neste cenário, contribuiu para intensificar a acidificação dos ambientes devido à elevada taxa de pluviosidade registrada ao longo de todo o ano (Reynolds et al. 1999; Rodda 1970). No entanto, os dados das pesquisas do País de Gales indicam o potencial de recuperação dos ecossistemas aquáticos, em que os fatores abióticos estão sendo restabelecidos gradualmente (Reynolds et al. 2004; Davies et al. 2005) e sugerem que, atualmente, menos de um terço dos seus corpos aquáticos devam estar impactados (Hall et al. 2004). Contudo, as evidências de recuperação biológica ainda são provisórias e não seguem um padrão estabelecido (Bradley e Ormerod 2002; Tipping et al. 2002).

A acidificação pode resultar em diferentes respostas na comunidade biótica (Lake 2000), pois o desenvolvimento das populações frente a estressores ambientais depende de características intrínsecas das espécies que possibilitam suportar tal distúrbio (Williams 1996). Nesse cenário, a acidificação em corpos aquáticos pode promover alteração na diversidade e composição de espécies da comunidade (Stevens et al. 2009; Lambdon et al. 2008; Smart et al. 2006), onde espécies mais tolerantes a essa nova condição tendem a ser favorecidas e as mais sensíveis, extintas localmente (Arscott et al. 2010). Nesse sentido, consequências mais complexas do que alteração na densidade e riqueza da comunidade podem ser observadas, visto que pode emergir um padrão de dominância na comunidade, onde poucas espécies com maior tolerância à acidez são favorecidas em detrimento de

espécies que não toleram tamanha intensidade de acidez (Elton 1958; McKinney e Lockwood 1999; Olden et al. 2004). Esse processo é refletido na redução das métricas de diversidade beta (i.e., variabilidade entre as comunidades), tornando a composição de espécies nas comunidades ácidas mais similares entre si em um processo conhecido como homogeneização biótica (revisado em Petsch 2016; Olden et al. 2011; Olden e Rooney 2006).

Diante disso, o objetivo deste trabalho é avaliar as respostas da comunidade de macroinvertebrados diante da recuperação das condições ambientais ao longo dos anos de 69 riachos galeses que sofreram o processo de acidificação. Investigamos as hipóteses de que (i) a composição das comunidades de macroinvertebrados deve diferir entre os tipos de ambientes e anos analisados, pois as condições ambientais distintas entre um ambiente mais ácido (*Acid Forest*) e um ambiente mais neutro (*Circumneutral*), sustentam comunidades biológicas também diferentes, e dentro de cada tipo de ambiente, essa comunidade também deve se alterar ao longo dos anos, visto a recuperação das variáveis abióticas observadas; e (ii) nos anos iniciais, onde a acidificação foi mais intensificada, a diversidade beta (distância ao centroide) entre os riachos deve ser menor do que nos anos mais recentes bem como entre os riachos de uma categoria mais ácida (*Acid Forest*) comparada à uma categoria neutra (*Circumneutral*) devido às condições ambientais mais restritivas.

2.2 Metodologia

2.2.1 Área de estudo

O País de Gales está localizado no sudoeste da Grã-Bretanha e apresenta um território de 20.779 km². Foram amostrados riachos ao longo da região norte e central do País de Gales, os quais são monitorados frequentemente pelo projeto de pesquisa de longa duração chamado *Welsh Acid Waters Survey* (WAWS). Os riachos amostrados são classificados em três categorias de acordo com suas características abióticas e do entorno. A categoria *Acid Forest* envolve riachos com elevadas taxas de compostos ácidos, pH reduzido (pH médio = $5,64 \pm 0,36$) e estão inseridos em uma região de floresta composta predominantemente por espécies de árvores coníferas. A *Acid Moorland* envolve riachos localizados em uma área com plantas rasteiras, predominando ervas e arbustos, similar a áreas de pastagem; tal área apresenta

elevada taxa de compostos ácidos, com valores de pH baixos (pH médio = $5,8 \pm 0,45$). Por fim, a *Circumneutral Moorland* é a classificação dos riachos presentes em uma região com mesma estrutura da anterior, porém com características limnológicas diferentes, apresentando valores de pH mais elevados (pH médio = $6,48 \pm 0,23$), próximos ao neutro.

2.2.2 Coleta de dados

Foram realizadas coletas de macroinvertebrados bentônicos em 69 riachos através do projeto WAWS durante três períodos distintos: 1984, 1995 e 2012 (Fig. 1). Deste total de riachos, seguindo a divisão em categorias de ambientes, 18 riachos eram do tipo *Acid Forest*, 21 riachos do tipo *Acid Moorland* e 30 riachos *Circumneutral Moorland*. As amostras foram obtidas utilizando rede de mão (0,9mm malha; 230 x 255mm) seguindo o método padronizado de *kick-samples* durante um total de 3 minutos (2 min na região central somado à 1 min na região marginal, sendo essas amostras combinadas) (Bradley e Ormerod 2002). Os organismos coletados foram preservados em álcool 70% e identificados em sua maioria a nível específico, exceto Diptera (família) e Oligochaeta (classe). Nos mesmos locais também foram mensuradas variáveis abióticas, com medidas de pH realizadas semanalmente em todos os meses, resultando em um valor da média anual para cada local.

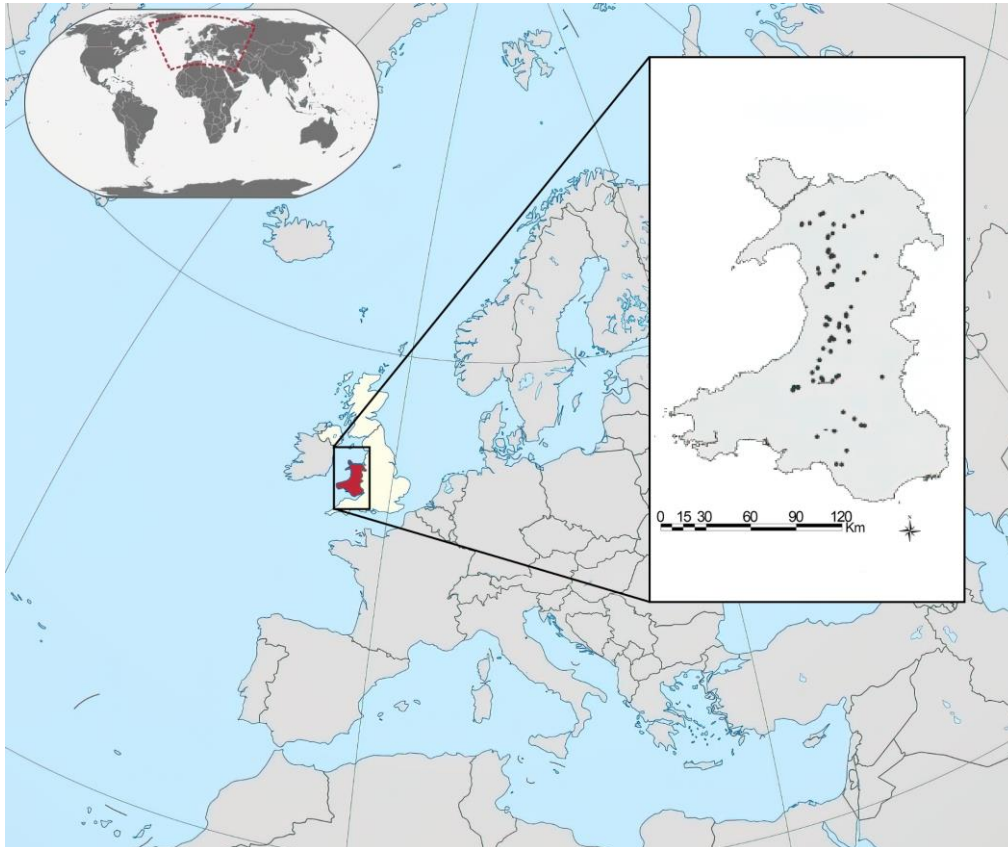


Figura 1. Mapa indicando a localização geográfica do País de Gales, com destaque para a área do país e pontos representando a área de estudo dos 69 riachos amostrados, através do projeto *Welsh Acid Water Surveys (WAWS)*.

2.2.3 Análise de dados

Mesmo com os dados de pH ao longo dos anos registrados em outros trabalhos, valores de pH de cada local foram sumarizados para cálculo da média de pH por categoria de ambiente em cada ano amostrado. A riqueza de *taxa* foi calculada a partir da riqueza média dos locais classificados para cada um dos três tipos de ambiente, para cada ano amostrado. A riqueza foi padronizada utilizando a curva de acumulação de espécies, para que pudesse ser comparada entre ambientes com números amostrais diferentes. Foi realizado um teste de análise das variâncias (ANOVA) bifatorial para avaliar diferenças significativas na riqueza de *taxa* entre os ambientes e entre os anos, seguido de um teste *post-hoc* de Tukey.

Para avaliar os efeitos do distúrbio e recuperação da acidificação sobre a composição da comunidade de invertebrados foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) obtida de dissimilaridades calculadas a partir dos valores de abundância. A análise foi realizada com o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis, no software estatístico R (R Development Core Team 2019), com a utilização do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2017). Para testar mudanças na composição das comunidades, foi realizada uma análise de variância multivariada permutacional PERMANOVA (Anderson et al. 2008), considerando a dissimilaridade das comunidades entre os ambientes e os anos amostrados. Complementar a isso, foi utilizado uma análise par-a-par para verificar quais pares de ambientes e anos apresentam diferença significativa na composição de espécies.

Para avaliar a diversidade beta espacial, foram obtidos os valores da diversidade beta entre os riachos amostradas de cada categoria para cada ano. Assim, os valores da diversidade beta de cada ambiente e de cada ano foram utilizados para gerar uma média das distâncias ao centroide em um espaço multidimensional de uma PCoA, procedimento conhecido como PERMDISP (Anderson et al. 2006). Foi realizada uma ANOVA bifatorial para avaliar diferenças significativas na distância ao centroide, seguido de um teste *post-hoc* de Tukey. As análises foram realizadas no software estatístico R (R Development Core Team 2019)

2.3 Resultados

Os valores obtidos de pH médio para cada categoria de ambientes indicaram uma diferença significativa entre *Circumneutral Moorland* e os ambientes *Acid Forest/Acid Moorland* em cada ano analisado ($F=59,59$; $p < 0,05$). O valor médio de pH para o ambiente *Circumneutral* foi maior nos três anos, quando comparados aos outros dois ambientes classificados como ácido. A diferença entre os anos não foi significativa para os ambientes, no entanto nota-se a tendência de aumento gradativo nos valores para os três tipos de ambientes (Figura 2).

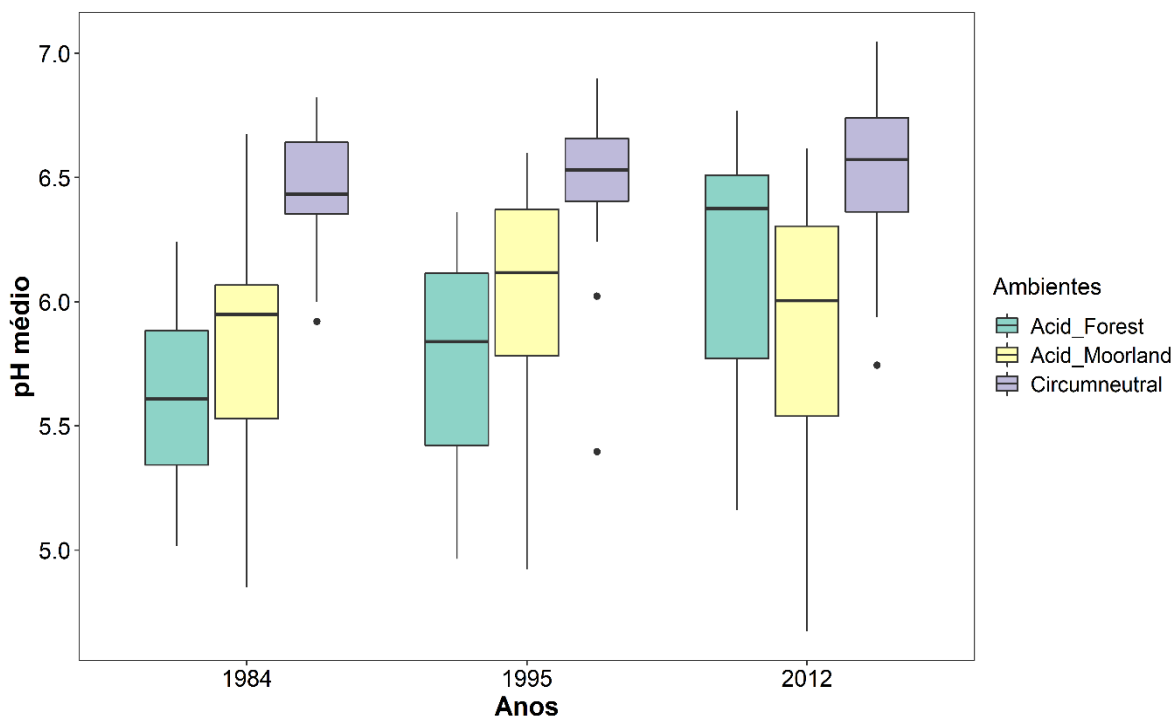


Figura 2: Boxplot com valores de mediana, 1º e 3º quartil, máximo e mínimos de pH dos 69 riachos classificados nos três tipos de ambientes (*Acid Forest*, *Acid Moorland* e *Circumneutral Moorland*) nos anos 1984, 1995 e 2012 no País de Gales.

Um total de 45.872 indivíduos, distribuídos em 102 *taxa*, foram encontrados nos ambientes ao longo dos anos coletados. A riqueza de táxon apresentou uma tendência de aumento ao longo dos anos, para os três tipos de ambientes analisados, com valores de média de 14,44; 19,14 e 23,0 no ano 1984 para os ambientes *Acid Forest*, *Acid Moorland* e *Circumneutral Moorland*, respectivamente, enquanto que para o ano de 2012 os valores aumentaram para 16,95; 20,62 e 27,13. Os locais classificados como *Circumneutral* apresentaram maiores valores de riqueza quando comparados aos outros dois tipos (*Acid Forest* e *Acid Moorland*), e esse padrão foi observado para os três anos analisados (Figura 3). Foi observado diferença significativa dos valores de riqueza entre os locais ($F= 24,01$ e $p<0,001$) e diferença significativa entre os anos ($F= 3,28$ e $p= 0,03$). O teste *post-hoc* de Tukey mostrou que os ambientes *Circumneutral* e *Acid Forest* diferem entre si em todos os anos analisados ($p<0,01$) (APÊNDICE A - Tabela 1).

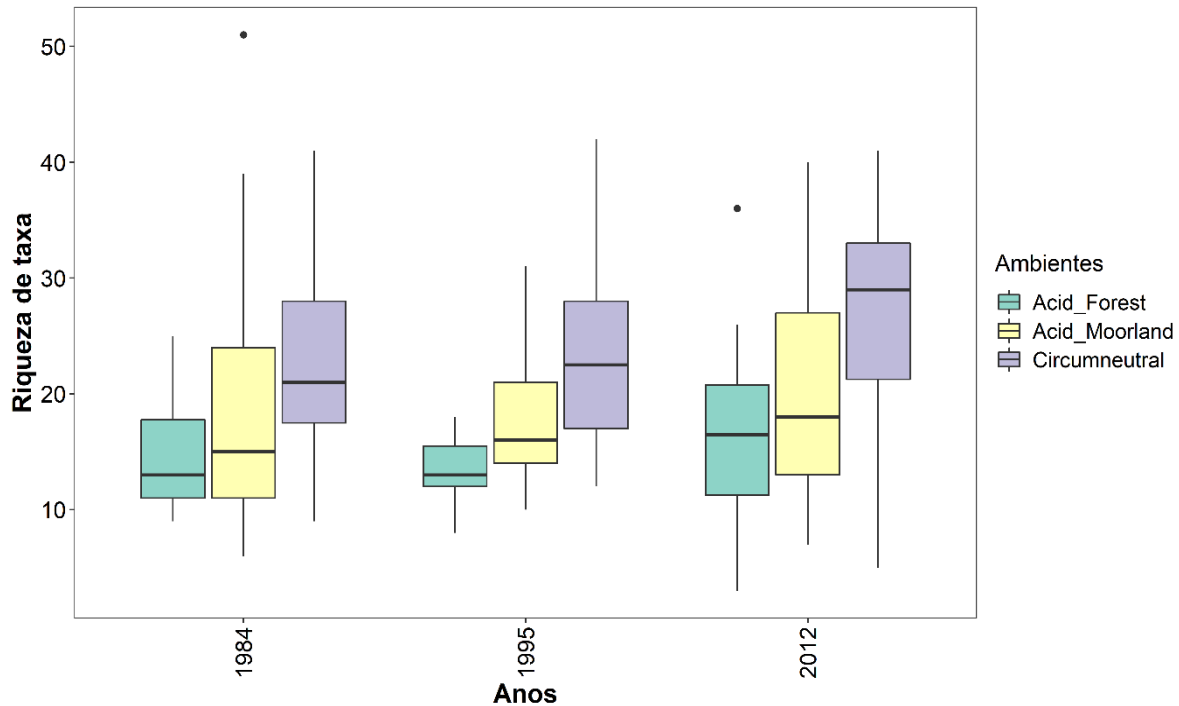


Figura 3. Boxplot com valores de riqueza de *taxa* para as três categorias de 69 riachos nos 1984, 1995 e 2012 do País de Gales.

Foi possível observar uma segregação entre a composição de espécies do ano 1984 com os demais anos para os três tipos de classificação de ambientes. No gráfico (Figura 4), é possível observar que os riachos amostrados em 1984 não se sobrepõem no ambiente multidimensional com os demais anos. O teste da PERMANOVA indicou diferença significativa para a composição de espécies entre os ambientes (pseudo-F=5,025; R2= 0,0354; $p < 0,001$), entre os anos (pseudo-F= 33,68; R2= 0,2374; $p < 0,001$) e para interação entre ambos (pseudo-F=2,080; R2= 0,0293; $p < 0,001$). A análise de comparação de composição de espécies feita aos pares mostrou que, para os pares de ambientes, o ambiente *Acid Forest* diferiu significativamente de *Circumneutral Moorland* para os três anos analisados. Para os pares de anos analisados dentro de cada ambiente, foi possível observar diferença significativa entre todas as combinações de 1984 com 1995/2012, sendo que para o *Acid Forest* o ano 1995 também diferiu de 2012 (ver tabela 2 no APÊNDICE B para mais detalhes).

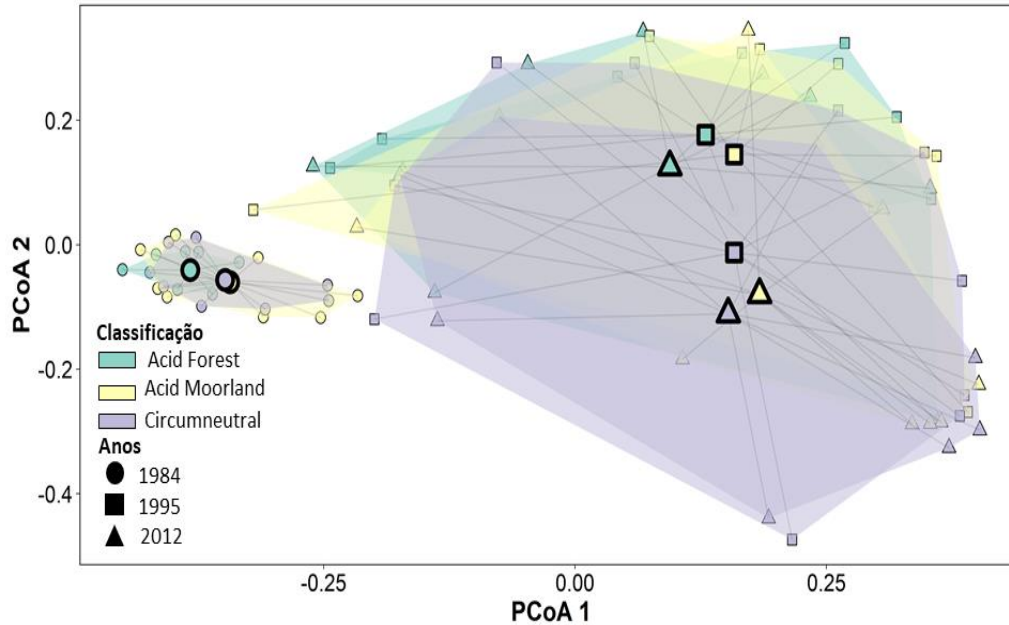


Figura 4. Diagrama de ordenação da PCoA baseado nas dissimilaridades de Bray-Curtis para as três categorias de 69 riachos amostrados nos 1984, 1995 e 2012 no País de Gales

Em relação à diversidade beta, os menores valores da distância média ao centroide dos locais foram encontrados para os três tipos de ambientes nos anos de 1984 (*Acid Forest* = 0,3466; *Acid Moorland* = 0,4077; *Circumneutral* = 0,3543), enquanto os maiores valores foram observados no ano de 2012 (*Acid Forest* = 0,5150; *Acid Moorland* = 0,5340; *Circumneutral* = 0,5007), indicando um aumento da distância ao centroide entre os riachos da categoria ao longo do tempo (Figura 5). Essa menor distância observada nos ambientes para o ano de 1984, se comparada aos anos de 2012, indica que os locais de cada tipo de ambiente apresentavam uma composição mais homogênea entre si nos anos onde as condições ambientais eram mais ácidas, e os mesmos foram se tornando mais heterogêneos, com maior variabilidade entre os locais com o passar dos anos.

A ANOVA mostrou diferenças significativas para os valores de distância ao centroide apenas entre os anos amostrados ($F= 53,40$; $p<0,001$). O teste de *post-hoc* indicou que o ambiente *Acid Forest* apresentou diferença significativa entre os pares de anos 1984-1995 e

1984-2012; o ambiente *Acid Moorland* diferiu nos anos 1984-2012; enquanto o ambiente *Circumneutral Moorland* mostrou diferença significativa entre os anos 1984-1995 e 1984-2012.

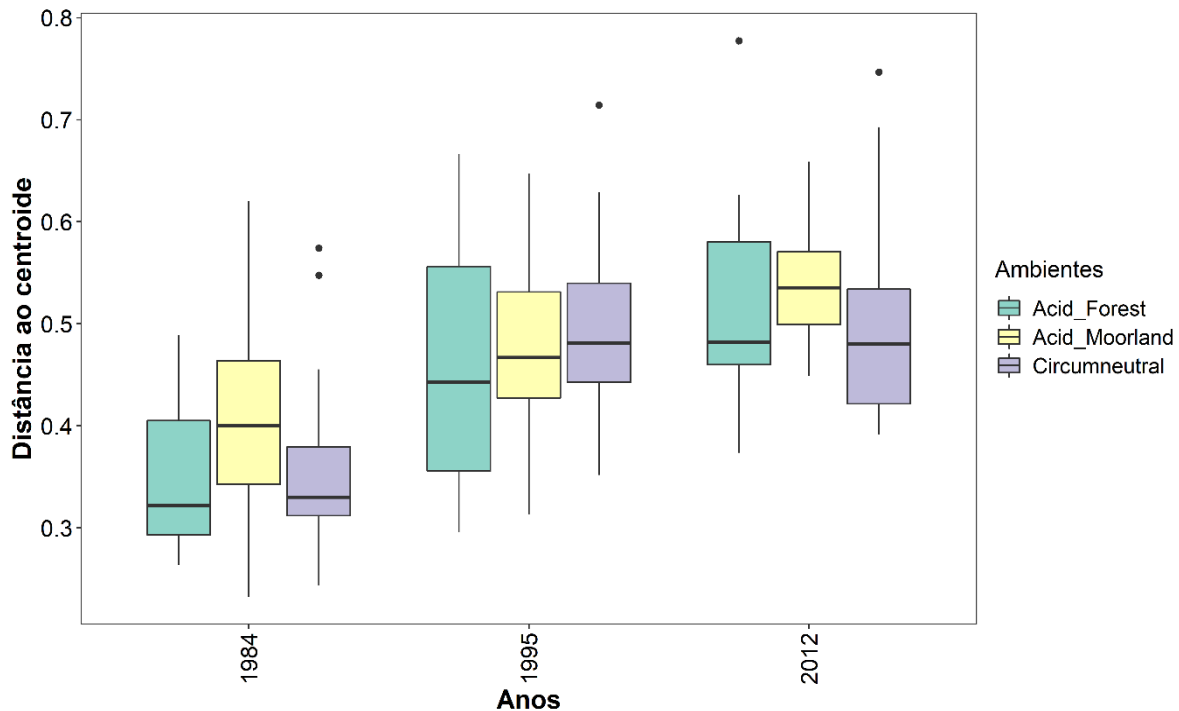


Figura 5. Boxplot com os valores de distância ao centroide para para as três categorias dos 69 riachos amostrados nos anos 1984, 1995 e 2012 no País de Gales.

2.4 Discussão

A hipótese inicial, de que a composição das comunidades difere entre os tipos de ambientes e anos analisados, foi corroborada para comparações entre os ambientes *Acid Forest* e *Circumneutral*, os quais apresentaram composições diferentes nos três anos amostrados, e também para as comparações entre os anos, com diferenças significativas observadas entre 1984 e 1995/2012 para os três tipos de ambientes, e também 1995-2012 para o *Acid Forest*. Ademais, a hipótese de que a diversidade beta é menor nos anos iniciais também foi corroborada, com os menores valores de distância ao centróide observados no ano 1984, e os maiores valores em 2012 para todos os ambientes. Notou-se também uma tendência de aumento na riqueza de espécies ao longo dos anos (embora não-significativa) e

maior riqueza nos riachos categorizados como *Acid Forest* comparados ao *Circumneutral* em todos os anos amostrados. O mesmo foi encontrado para os dados de pH dos ambientes classificados, o qual mostrou diferença significativa entre os ambientes *Circumneutral* e os demais. No entanto, o aumento nos valores de pH ao longo dos anos não foi significativo, demonstrando ser leve e gradativo.

A diferença na riqueza de *taxa* observada entre *Acid Forest* e *Circumneutral Moorland* está relacionada com as distintas condições ambientais dessas categorias, visto que os locais de *Circumneutral* apresentam valores de pH mais elevados, mesmo em anos onde a acidificação foi intensa, quando comparado aos *Acid Forest*, que apresentam valores que, mesmo diante a recuperação ambiental gradual, são menores que os encontrados em *Circumneutral* em todos os anos. Esses resultados corroboram com o que foi encontrado por Stoner et al. (1984), que detectaram diferenças na acidez e concentração de alumínio entre riachos de região de floresta e região aberta (plantas rasteiras e arbustos - *Moorland*), visto que árvores coníferas (principais representantes da *Acid Forest*) em elevadas altitudes e em clima moderadamente poluído, como é o caso do País de Gales, aumentam a captura de ânions ácidos (Fowler et al. 1989), e acabam liberando estes no ambiente aquático com certa frequência, por exemplo, quando suas folhas caem. Assim, mesmo com o registro geral da queda na deposição de ácidos, é improvável que a deposição tenha diminuído nos ambientes de floresta da mesma maneira e rapidez que nos ambientes abertos, como *Circumneutral Moorland* (Ormerod et al. 1989).

As características intrínsecas do habitat afetam as espécies que conseguem se desenvolver nos locais, possibilitando que o ambiente *Circumneutral* suporte uma comunidade mais rica em todos os anos se comparado com *Acid Forest*, pois as condições ambientais do primeiro facilitam o estabelecimento de uma maior gama de espécies, enquanto o último favorece apenas as espécies tolerantes. O resultado encontrado condiz com dados de outras pesquisas, os quais apontam essa diferença de riqueza entre os tipos de ambientes, independente do ano analisado (Ormerod e Durance 2005; Petersen et al. 2004; Bradley e Ormerod 2002). O aumento nos valores de pH contribuiu para os maiores valores de riqueza de *taxa* ao longo dos anos, mesmo que essas diferenças não tenham sido

estatisticamente significativas, mas a tendência de maior diversidade alfa pode ser observada devido às melhorias na condição ambiental.

A alteração na composição da comunidade entre os anos de 1984 e os demais anos para todos os ambientes sugere que a recuperação ambiental observada, com ascensão nos valores de pH, permitiu a entrada e estabelecimento de novas espécies de macroinvertebrados nos riachos. As condições propícias para desenvolvimento de espécies mais generalistas em detrimento das espécies ácido-tolerantes no período mais recente pode ter resultado em disputa por recursos, e até extinção local, ocasionando uma substituição das espécies entre os anos. O mesmo foi observado para a composição da comunidade entre *Acid Forest* e *Circumneutral Moorland*, visto que as condições ambientais são naturalmente diferentes entre estes, com ambientes mais ácidos (*Acid Forest*) contendo uma comunidade formada por espécies ácido-tolerantes, enquanto ambientes mais neutros (*Circumneutral Moorland*) suportam uma comunidade mais generalista e com espécies ácido-sensíveis, resultando na alteração da composição dos ambientes.

Os menores valores da variabilidade da composição de espécies representados pelas distâncias médias ao centroide foram observados no início do estudo em 1984, período em que a acidificação dos ambientes aquáticos foi maior. A junção dos menores valores de variabilidade e elevados valores de acidificação no ambiente são indicativos de um processo de homogeneização biótica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos promovida pela acidificação. A homogeneização biótica em ambientes aquáticos promove um aumento da similaridade taxonômica entre as comunidades e pode ser promovida por diversos fatores, tais como mudanças climáticas, inundações, eventos de seca, produtividade e mudanças em variáveis limnológicas (Petsch 2016). Aqui, foi mostrado que a redução do pH atua como um filtro ambiental, pois o pH ácido tem efeitos tóxicos que restringem a ocorrência de muitos invertebrados bentônicos sensíveis (e.g., Oligochaeta, Ostracoda e Gastropoda) que não suportam tais condições, permanecendo apenas espécies tolerantes ou que possuem adaptações (Sommer e Horwitz 2001). Ainda nesse sentido, o pH ácido pode influenciar em outras variáveis ambientais que estruturam a comunidade de macroinvertebrados (e.g., oxigênio dissolvido). Esse processo de filtragem de espécies provavelmente ocorreu nesses ambientes, proporcionando uma composição de espécies de invertebrados adaptadas às

condições de acidificação e conseqüentemente promovendo a homogeneização biótica da comunidade de macroinvertebrados no ano de 1984. Isso é preocupante porque esse processo de homogeneização biótica pode levar a redução da diversidade funcional, genética e taxonômica (Petsch 2016), além de perdas de funções ecossistêmicas.

Em suma, os riachos do País de Gales apresentam diferentes condições ambientais relacionadas ao pH e possuem diferente composição de macroinvertebrados. Em condições ambientais mais ácidas, as comunidades são mais pobres e homogêneas entre si. Ademais, os riachos são menos ácidos nos anos mais recentes, com maior riqueza e maior variabilidade quando comparados ao período mais ácido. Embora a acidificação tivesse afetado os riachos, atualmente há evidências de reversão dos dados químicos (Fowler et al. 2001; Harriman et al. 2001; Folster e Wilander 2002), e mostramos evidências de recuperação dos macroinvertebrados, demonstrando que não só a riqueza mas também a diversidade beta espacial tem aumentando ao longo dos anos. Sendo assim, manutenção das pesquisas de monitoramento a longo prazo foram fundamentais para encontrar esses padrões de resposta da comunidade frente aos distúrbios ambientais. Por isso, ressalta-se a importância da continuidade de estudos dessa magnitude frente aos cenários de mudanças globais vivenciados hoje e para que se possa prever e verificar possíveis cenários futuros relativos a essas mudanças.

REFERÊNCIAS

- Anderson MJ, Ellingsen KE, McArdle BH (2006) Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecol Lett* 9:683–693.
- Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR (2008). *Permanova For Primer: Guide to Software and Statistical Methods*. Plymouth, Primer-E Ltd.
- Arscott DB, Larned S, Scarsbrook MR, Lambert P (2010) Aquatic invertebrate community structure along an intermittence gradient: Selwyn River, New Zealand. *J North Am Benthol Soc* 29:530-545. <http://dx.doi.org/10.1899/08-124.1>
- Bradley DC, Ormerod SJ (2002) Long-term effects of catchment liming on invertebrates in upland streams. *Freshw Biol* 47:161–171. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00770.x>

Davies JLL, Jenkins A., Monteith DT, Evans CD, Cooper DM (2005) Trends in surface water chemistry of acidified UK freshwaters, 1988–2002. *Environ Pollut* 137:27–39.

Donald AP, Gee AS (1992) Acid waters in upland Wales: causes, effects and remedies. *Environ Pollut* 78:141-148. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(92\)90022-3](https://doi.org/10.1016/0269-7491(92)90022-3)

Elton CS (1958) *The ecology of invasions by animals and plants*. University of Chicago Press, Chicago.

Folster J, Wilander A (2002) Recovery from acidification in Swedish forest streams. *Environ Pollut* 117:379-389 [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00201-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00201-9)

Fowler D, Cape JN, Unsworth MH (1989). Deposition of atmospheric pollutants on forests. *Philos Trans R Soc Lond, B, Biol Sci* 324:247-265. <https://doi.org/10.1098/rstb.1989.0047>

Fowler D, Coyle M, ApSimon HM et al (2001) Transboundary air pollution: acidification, eutrophication and ground-level ozone in the UK. DEFRA, Edinburgh.

Gee AS, Stoner JH (1989) A review of the causes and effects of acidification of surface waters in Wales and potential mitigation techniques. *Arch Environ Contam Toxicol* 18:121–130. <https://doi.org/10.1007/BF01056196>

Hall J, Ullyett J, Heywood L, Broughton R (2004) *The status of UK critical loads, critical loads methods, data and maps*. UK National Focal Centre, CEH Monks Wood.

Harriman R, Watt AW, Christie AEG, Collen P, Moore DW, McCartney AG, Taylor EM, Watson J (2001) Interpretation of trends in acidic deposition and surface water chemistry in Scotland during the past three decades. *Hydrol Earth Syst Sci* 5:407–420

Hettelingh JP, Hordijk L (1986) Environmental conflicts: the case of acid rain in Europe. *Ann Reg Sci* 20:38-52. <http://dx.doi.org/10.1007/bf01285807>

Hornung M, Bull KR, Cresser M, Ullyet J, Hall JR, Langan SJ, Loveland PJ, Wilson MJ (1995) The sensitivity of surface waters of Great Britain to acidification predicted from catchment characteristics. *Environ Pollut* 87:207-214. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)P2608-C](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)P2608-C)

Kopáček J, Veselý J, Stuchlík E (2001) Sulphur and nitrogen fluxes and budgets in the Bohemian Forest and Tatra Mountains during the Industrial Revolution (1850-2000). *Hydrol Earth Syst Sci* 5:391-406. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-5-391-2001>.

Kopáček J, Stuchlík E, Veselý J, Schaumburg J, Anderson IC, Fott J, Hejzlar J, Vrba J (2002) Hysteresis in reversal of central european mountain lakes from atmospheric acidification. *Water Air Soil Pollut Focus* 2:91–114. <https://doi.org/10.1023/A:1020190205652>

Kopáček J, Veselý J (2005) Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. *Atmos Environ* 39:2179-2188. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.01.002>

Lake PS (2000) Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *J North Am Benthol Soc* 19:573-592. <http://dx.doi.org/10.2307/1468118>.

Lambdon PW, Lloret F, Hulme PE (2008) Do non-native species invasions lead to biotic homogenization at small scales? The similarity and functional diversity of habitats compared for alien and native components of Mediterranean floras. *Divers Distrib* 14: 774–785. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00490.x>

Marnicio RJ, Rubin ES, Small MJ, Henrion M (1986) The acid deposition assessment model: an integrated framework for benefit and cost analysis, paper presented at the Seventh World Clean Air Congress e Exhibition, Sydney, Australia.

McKinney ML, Lockwood JL (1999) Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol Evol* 14:450-453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)

Oksanen J, Blanchet G, Friendly M, et al (2017). *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-4. Disponível em: <https://CRAN.Rproject.org/package=vegan>.

Olden JD, Poff NL, Douglas MR, Douglas ME, Fausch KD (2004) Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends Ecol Evol* 19:18-24. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>

Olden JD, Rooney TP (2006) On defining and quantifying biotic homogenization. *Glob Ecol Biogeogr* 15:113-120. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x>

Olden JD, Lockwood JL, Parr CL (2011) Biological Invasions and the Homogenization of Faunas and Floras. In: Whittaker RJ, Ladle RJ (ed) *Conservation biogeography*. Wiley-Blackwell, Oxford, Inglaterra, pp 224-243

Ormerod SJ, Donald AP, Brown SJ (1989) The Influence of Plantation Forestry on the pH and Aluminium Concentration of Upland Welsh Streams: A Re-examination. *Environ Pollut* 62:47-62. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(89\)90095-X](https://doi.org/10.1016/0269-7491(89)90095-X)

Ormerod SJ, Durance I (2009) Restoration and recovery from acidification in upland Welsh streams over 25 years. *J Appl Ecol* 46:164 - 174. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01587.x>

Petsch DK (2016) Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *Int Rev Hydrobiol* 101:113-122. <http://dx.doi.org/10.1002/iroh.201601850>.

- Petersen I, Masters Z, Hildrew AG, Ormerod SJ (2004) Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. *J Appl Ecol* 41:934-950. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00942.x>
- R Core Team (2019) R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.r-project.org/>. Acessado em: 08/07/2022
- Reynolds B, Lowe JAH, Smith RI, Norris DA, Fowler D, Bell SA, Stevens PA, Ormerod SJ (1999) Acid deposition in Wales: the results of the 1995 Welsh Acid Waters Survey. *Environ Pollut* 105:251-266. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00218-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00218-8)
- Reynolds B, Stevens PA, Brittain SA, Norris DA, Hughes S, Woods C (2004) Long-term changes in precipitation and stream water chemistry in small forest and moorland catchments at Beddgelert Forest, north Wales. *Hydrol Earth Syst Sci.* 8:436-448. <https://doi.org/10.5194/hess-8-436-2004>
- Rodda JC (1970) Rainfall excesses in the United Kingdom. *Trans Inst Br Geogr* 49:49-60. <https://doi.org/10.2307/621640>
- Singh A, Agrawal M (2007) Acid rain and its ecological consequences. *J Environ Biol* 29:15-24.
- Skjelkvåle BL, Evans C, Larssen T, Hindar A, Raddum GG (2003) Recovery from Acidification in European Surface Waters: A View to the Future. *Ambio* 32:170-175. <http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447-32.3.170>
- Sommer B, Horwitz P (2001) Water quality and macroinvertebrate response to acidification following intensified summer droughts in a Western Australian wetland. *Mar Freshw Res* 52:1015-1021. <https://doi.org/10.1071/MF00021>
- Stevens CJ, Maskell LC, Smart SM, Caporn SJM, Dise NB, Gowing DJG (2009) Identifying indicators of atmospheric nitrogen deposition impacts in acid grasslands. *Biol Conserv* 142:2069-2075. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.002>
- Stoner JH, Wade KR, Gee AS (1984) The effects of acidification on the ecology of streams in the upper Tywi catchment in west Wales. *Environ Pollut* 35:125-57. [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(84\)90135-1](https://doi.org/10.1016/0143-1471(84)90135-1)
- Smart SM, Thompson K, Marrs RH, Le Duc MG, Maskell LC, Firbank LG (2006) Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. *Proc Royal Soc B* 273:2659-2665. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3630>
- Tipping E, Bass JAB, Hardie D, Haworth EY, Hurlle MA, Wills G (2002) Biological responses to the reversal of acidification in surface waters of the English Lake District. *Environ Pollut* 116:137-146. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00197-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00197-X)

UNECE (1994) Protocol to the 1979 Convention on Long Range Transboundary Air Pollution on Further Reductions of Sulphur Emissions, Document ECE/EB.AIR/40. UNECE: New York and Geneva. <https://unece.org/sites/default/files/2021-10/1985.Sulphur.e.pdf>. Acessado em: 15/07/2022

Vrba J, Kopáček J, Fott J, Kohout L, Nedbalova L, Pražáková M et al (2003) Long-term studies (1871–2000) on acidification and recovery of lakes in the Bohemian Forest (central Europe). *Sci Total Environ* 310:73-85. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00624-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00624-1)

Williams DD (1996) Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *J North Am Benthol Soc* 15:634–650. <http://dx.doi.org/10.2307/1467813>

APÊNDICE A - **Tabela 1.** Resultado teste de post-hoc entre riqueza de espécies. Valores em negrito indicam diferenças significativas.

| | diff | p adj |
|--|----------|-----------------|
| Acid_Moorland:1984-Acid_Forest:1984 | 4.698413 | 0.695567 |
| Circumneutral:1984-Acid_Forest:1984 | 9.055556 | 0.008519 |
| Circumneutral:1984-Acid_Moorland:1984 | 4.357143 | 0.639809 |
| Acid_Moorland:1995-Acid_Forest:1995 | 4.492064 | 0.74505 |
| Circumneutral:1995-Acid_Forest:1995 | 9.577778 | 0.003984 |
| Circumneutral:1995-Acid_Moorland:1995 | 5.085714 | 0.426315 |
| Acid_Moorland:2012-Acid_Forest:2012 | 3.674603 | 0.899827 |
| Circumneutral:2012-Acid_Forest:2012 | 10.18889 | 0.001552 |
| Circumneutral:2012-Acid_Moorland:2012 | 6.514286 | 0.126311 |

APÊNDICE B - Tabela 2. Resultados da análise par a par da composição de espécies entre os tipos de ambientes e os anos amostrados. (*) indica diferença significativa entre os pares.

| PAIRWISE ADONIS | | | | | | | |
|----------------------------|----|----------------------------|-----------|----------------|-------------------|---------------|----|
| pares locais 1984 | | F.Model | R2 | p.value | p.adjusted | Signif | |
| Acid_Forest_1984 | vs | Acid_Moorland_1984 | 2.852833 | 0.071584 | 0.013 | 0.468 | ns |
| Acid_Forest_1984 | vs | <i>Circumneutral</i> _1984 | 6.473392 | 0.123365 | 0.001 | 0.036 | * |
| Acid_Moorland_1984 | vs | <i>Circumneutral</i> _1984 | 2.552134 | 0.049506 | 0.013 | 0.468 | ns |
| pares locais 1995 | | | | | | | |
| Acid_Forest_1995 | vs | Acid_Moorland_1995 | 2.888912 | 0.072424 | 0.002 | 0.072 | ns |
| Acid_Forest_1995 | vs | <i>Circumneutral</i> _1995 | 5.37602 | 0.104641 | 0.001 | 0.036 | * |
| Acid_Moorland_1995 | vs | <i>Circumneutral</i> _1995 | 1.470099 | 0.029128 | 0.112 | 1 | ns |
| pares locais 2012 | | | | | | | |
| Acid_Forest_2012 | vs | Acid_Moorland_2012 | 1.951328 | 0.050097 | 0.015 | 0.54 | ns |
| Acid_Forest_2012 | vs | <i>Circumneutral</i> _2012 | 3.563479 | 0.071897 | 0.001 | 0.036 | * |
| Acid_Moorland_2012 | vs | <i>Circumneutral</i> _2012 | 1.969634 | 0.038643 | 0.02 | 0.72 | ns |
| pares Acid Forest | | | | | | | |
| Acid_Forest_1984 | vs | Acid_Forest_1995 | 19.98216 | 0.370162 | 0.001 | 0.036 | * |
| Acid_Forest_1984 | vs | Acid_Forest_2012 | 14.171 | 0.294181 | 0.001 | 0.036 | * |
| Acid_Forest_1995 | vs | Acid_Forest_2012 | 3.053276 | 0.082402 | 0.001 | 0.036 | * |
| pares Acid Moorland | | | | | | | |
| Acid_Moorland_1984 | vs | Acid_Moorland_1995 | 15.89528 | 0.284376 | 0.001 | 0.036 | * |
| Acid_Moorland_1984 | vs | Acid_Moorland_2012 | 12.97871 | 0.24498 | 0.001 | 0.036 | * |
| Acid_Moorland_1995 | vs | Acid_Moorland_2012 | 1.784075 | 0.042697 | 0.049 | 1 | ns |
| pares Circumneutral | | | | | | | |
| <i>Circumneutral</i> _1984 | vs | <i>Circumneutral</i> _1995 | 24.30159 | 0.295275 | 0.001 | 0.036 | * |
| <i>Circumneutral</i> _1984 | vs | <i>Circumneutral</i> _2012 | 28.62935 | 0.330481 | 0.001 | 0.036 | * |
| <i>Circumneutral</i> _1995 | vs | <i>Circumneutral</i> _2012 | 2.840705 | 0.046691 | 0.002 | 0.072 | ns |

3 AUMENTO DA DIVERSIDADE BETA TEMPORAL DE MACROINVERTEBRADOS COMO RESPOSTA À RECUPERAÇÃO AMBIENTAL EM RIACHOS ACIDIFICADOS NO PAÍS DE GALES

RESUMO

A elevada deposição de íons ácidos no ambiente resultou em um processo de intensa acidificação ambiental, afetando corpos aquáticos em grande parte da Europa no século XX. Esse processo teve sua intensidade reduzida a partir da década de 1980, seguido de indícios de recuperação abiótica gradativa ao longo dos anos. Foram investigadas respostas da comunidade de macroinvertebrados bentônicos diante da recuperação ambientais. Investigou-se a hipótese de que ocorre um aumento gradativo nos valores de diversidade beta temporal (TBI) ao longo dos anos, comparando a comunidade de ano referência (1985) com os anos seguintes (até 2018). Espera-se uma maior variação na comunidade para comparações em intervalos maiores de tempo, e que esse aumento seja mais pronunciado em locais onde as características pristinas eram mais ácidas. Para testar o aumento do TBI com aumento do intervalo de tempo, foi calculado um modelo de regressão quadrática. Foram amostrados oito riachos no País de Gales, num período de 32 anos, categorizados de acordo com as características químicas e do entorno em ambientes *Acid Forest*, *Acid Moorland* e *Circumneutral Moorland*. Houve um aumento nos valores de diversidade beta temporal ao longo dos anos para os três tipos de ambientes, refletindo que as mudanças na comunidade entre os anos é maior em comparações de anos onde o intervalo de tempo é maior, pois de maneira geral as respostas ambientais frente à recuperação da acidificação são graduais, assim, as características químicas apresentam-se mais diferentes conforme aumenta o intervalo de tempo. Ainda, os maiores valores observados do TBI foram referentes ao ambiente *Acid Moorland*, com um crescimento mais acelerado ao longo do tempo. Assim, há indícios de recuperação biológica, mesmo que não na mesma intensidade do que o ambiental, e monitoramentos de longa duração são necessários para perceber tais mudanças.

Palavras-chave: Llyn Brianne, dissimilaridade biótica; riachos temperados; TBI; Acidificação ambiental

ABSTRACT

The high deposition of acid ions in the environments resulted in intense environmental acidification, and affected European aquatic ecosystems in last century. Since 1980s, the intensity of acidification has decreased, resulting in gradual abiotic recovery over time. Here we investigated responses of the benthic macroinvertebrate community to environmental recovery. We investigated the hypothesis that a gradual increase in temporal beta diversity index (TBI) occurs over the years, comparing the community from reference year (1985) with the following years (until 2018). Higher variation in the community should occur in comparisons over longer time intervals, and the increase in values should be more prominent at sites where the pristine characteristics were more acidic. A quadratic regression model was used to test the increase rate of TBI through time. Eight streams in Wales were sampled over a 32-year period, categorized according to chemical and surrounding characteristics into Acid Forest, Acid Moorland and Circumneutral Moorland environments. The result indicated an increase in temporal beta diversity values over the years for all of the environments, reflecting that changes in the community between years is greater in comparisons of longer interval of years, because in general, environmental responses to acidification recovery are gradual, thus the abiotic dissimilarity is higher for comparison of longer interval of years. Also, the highest TBI values were observed for the Acid Moorland environment. Thus, there are indications of biological recovery over time, even if not at the same intensity as the environmental one, and long-term monitoring for different environments is needed to realize such community changes.

Key-words: Llyn Brianne; biotic dissimilarity; temperate streams; TBI; Environmental acidification

3.1 Introdução

Em meados do século XX, a intensa acidificação em regiões da Europa, em razão das elevadas taxas de emissão de poluentes atmosféricos, que resultaram em deposição de íons ácidos no ambiente através das chuvas ácidas (Rothschild, 2019; Grennfelt et al., 2020), ocasionou mudanças ecológicas marcantes em águas superficiais (Fleischer et al., 1993). A intensa acidificação aquática desencadeou alterações em diversas comunidades bióticas, como nas algas (Hirst et al., 2004), macrófitas (Ormerod et al., 1987), invertebrados (Weatherley & Ormerod, 1987; Rundle & Ormerod, 1991), peixes de importância econômica, como salmão e truta (Milner & Varallo, 1990) e aves aquáticas (Ormerod et al., 1991). Ainda, a acidificação desencadeou uma série de alterações nas funções ecossistêmicas, como, por exemplo, a decomposição (Merrix et al., 2006).

Com a redução significativa da emissão dos principais poluentes atmosféricos entre a década de 1980-1990, devido a acordos estabelecidos entre comunidade científica e política de diversos países, foi possível notar indícios de recuperação abiótica gradativa nos corpos aquáticos ao longo dos anos (Skjelkvale et al., 2000; Davies et al., 2005). Com as evidências de recuperação ambiental, observadas a partir da década de 1980, os valores de pH, por exemplo, mostraram-se gradativamente maiores nos riachos, até então, acidificados. Consequentemente, a redução desse impacto ambiental refletiu novamente na biota aquática.

A recuperação das características abióticas dos corpos aquáticos ao longo dos anos pode resultar no aumento na riqueza de espécies. Isso ocorre porque a acidez atua como um forte filtro ambiental, selecionando apenas as espécies mais tolerantes às condições de baixo pH (Vellend et al., 2007; Pound et al., 2018). Com a recuperação do pH, as espécies mais sensíveis a condições ácidas podem colonizar os ambientes. Além do aumento na riqueza, também é possível esperar alteração na composição de espécies ao longo dos anos de recuperação ambiental. A variação na composição de espécies de um mesmo local entre períodos de tempo pode ser mensurada pelo índice de diversidade beta temporal (TBI), proposto por Legendre (2019). Esse índice permite, além de medir a mudança total na composição da comunidade ao longo do tempo, decompor a diversidade beta nos componentes perda e ganho de espécies, e verificar qual destes contribui mais para as variações na composição de espécies. Por exemplo, uma vez que as novas condições

abióticas podem favorecer o estabelecimento de novas espécies, até então limitadas pelas condições ácidas dos ambientes, poderá haver ganho de espécies sensíveis ao baixo pH ao longo do tempo. Em contrapartida, a perda de espécies pode ocorrer pela eliminação das espécies mais bem adaptadas aos baixos níveis de pH, por filtro ambiental ou por competição com as novas espécies colonizadoras.

A recuperação das características abióticas em locais que sofreram o processo de acidificação no passado ascendeu o interesse na comunidade científica, resultando em investigações ecológicas que relacionam as tendências químicas e biológicas (Ormerod et al., 1990; Kowalik et al., 2007; Ormerod & Durance, 2009; Hesthagen et al., 2011; Helliwell et al., 2014). Vários trabalhos são resultantes de dados obtidos por projetos de monitoramento ecológico e pesquisas de longa duração. Dentre esses, o projeto Llyn Brienne se destaca pela sua extensa série temporal, englobando pesquisas em riachos da região central do País de Gales por mais de três décadas, os quais apresentam padrão de recuperação ambiental da acidificação. Esses riachos são categorizados em três tipos de ambientes, de acordo com as condições abióticas e do entorno. Dentre as comunidades acompanhadas, os macroinvertebrados bentônicos constituem um dos principais grupos de água doce utilizados no monitoramento de rios e riachos (Bonada et al., 2006), pois permitem detectar variações nas condições ambientais, como poluição e acidificação (Simpson et al., 2009; Murphy et al., 2013).

O objetivo deste trabalho foi analisar se a recuperação das condições ambientais está relacionada com alterações na diversidade de macroinvertebrados bentônicos em oito riachos galeses amostrados num período de 32 anos. Foi investigado tendências temporais da riqueza média dos macroinvertebrados e do gradiente de pH dos locais. Também foi avaliado a variação do índice de diversidade beta temporal (TBI) de macroinvertebrados bentônicos dos riachos, comparando a comunidade do primeiro ano amostrado (1985 – maior efeito da acidificação), com os anos seguintes (até 2018). Assim, investigou-se a hipótese de que ocorre um aumento gradativo nos valores de diversidade beta temporal ao longo dos anos, de forma que conforme aumenta o intervalo de tempo em relação ao ano referência, maior será a variação na composição da comunidade. Além disso, é esperado que esse aumento seja mais pronunciado em locais onde as características pristinas eram mais ácidas, pois o

processo de recuperação será mais acentuado nesses locais. Analisando os componentes do TBI, presume-se que ambos (ganho e perda de espécies) contribuirão para a variação total da comunidade ao longo do tempo.

3.2 Metodologia

3.2.1 Área de estudo

A região de Llyn Brianne, localizada no centro do País de Gales ($52^{\circ}8'N$ $3^{\circ}45'W$) e com área de 300 km², pertence às regiões monitorada pelo projeto WAWS (*Welsh Acid Water Surveys*), porém é particularmente estudada pelo projeto de monitoramento Llyn Brianne. Os riachos dessa região, classificados como 2^a e 3^a ordem e situados nas bacias dos rios Camddwr e Tywy, drenam para o reservatório de Llyn Brianne e foram amplamente descritos (Weatherley & Ormerod, 1987; Rutt et al., 1989). Os riachos são agrupados e classificados de acordo com as condições ambientais do entorno e as características químicas. Assim, os riachos da região de Camddwr, que estão localizados sob área aberta, com vegetação arbustiva e pastagem, conhecida como *Moorland*, e apresentam características abióticas mais ácidas, são classificados como ambientes *Acid Moorland*. Parte dos riachos da bacia de Tywi são situados sob uma floresta de coníferas, e apresentam como característica águas ácidas, sendo assim, classificados como *Acid Forest*. Por fim, os demais riachos apresentam vegetação arbustiva e pastagem no entorno, e as variáveis limnológicas mostram características próximas ao valor neutro, assim são classificados como *Circumneutral Moorland* (Figura 1).

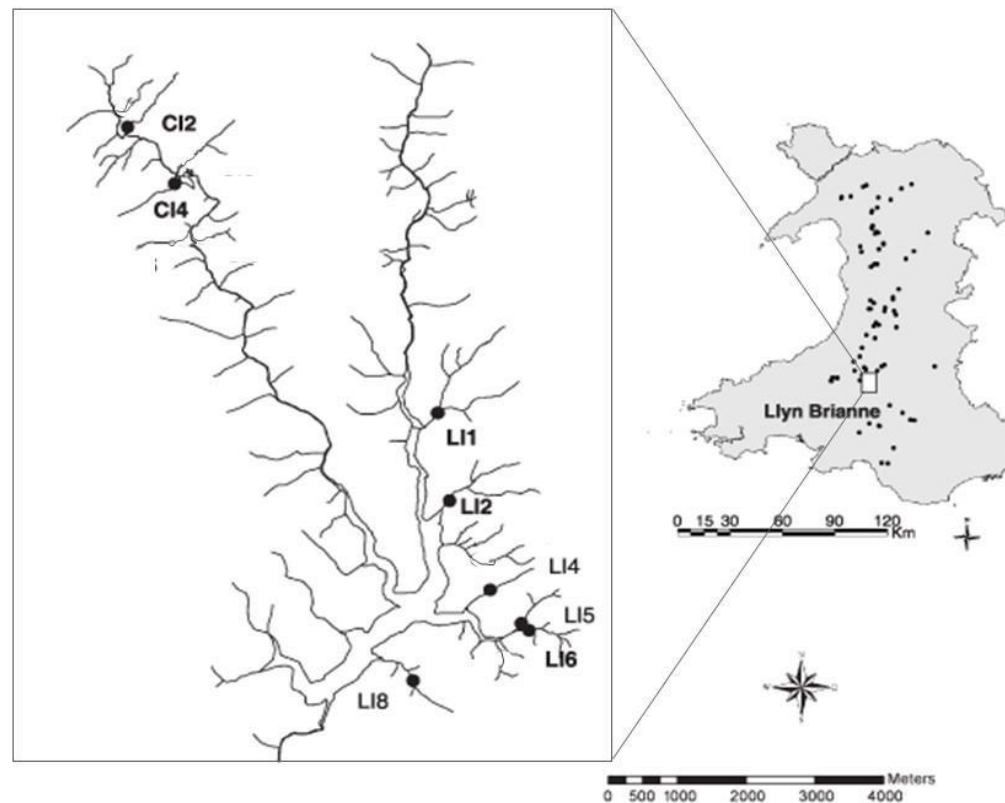


Figura 1. Mapa da área de estudo, destacando a localização região de Llyn Brianne no País de Gales em meio aos pontos de coleta do projeto WAWS. O destaque na região Llyn Brianne indica os pontos dos 8 riachos amostrados. C2 e C4 = *Acid Moorland*; L1, L2; L4 e L8 = *Acid Forest*; L5 e L6 = *Circumneutral Moorland*.

3.2.2 Coleta de dados

Foram realizadas coletas de macroinvertebrados bentônicos em oito riachos através do projeto Llyn Brianne. Os locais foram amostrados anualmente entre os anos de 1985 e 2018 (exceto 1991 e 1994 por falta de recurso), mas vale ressaltar que nem todos os locais foram amostrados em todos os anos. As amostras foram obtidas utilizando rede de mão (0,9mm malha; 230 x 255mm) através do método padronizado de *kick-samples* durante um total de 3 minutos. Também foram mensuradas variáveis abióticas nos locais, com valores de pH obtidos mensalmente. As coletas foram realizadas seguindo métodos idênticos às coletas realizadas pelo projeto WAWS (ver seção 2.2.2 do Capítulo I para mais detalhes).

3.2.3 Análise de dados

Foi realizada uma análise exploratória dos valores médios de pH para cada tipo de ambiente, para observar separadamente as tendências de variação do pH ao longo dos anos. Também foi realizada uma análise com os valores de desvio padrão do pH entre todos os locais por ano, com o objetivo de verificar a variação de valores entre os locais ao longo dos anos. Também foi conduzida uma análise exploratória da riqueza de *taxa* de cada riacho, relacionando com o valor de pH deste, em cada ano amostrado. Afim de explorar como o conjunto de dados se comportou em relação à média da riqueza geral por ano, avaliou-se o pH dos locais ao longo dos anos e a riqueza de cada local de acordo com o nível de acidez.

Foi calculado o índice de diversidade beta temporal (TBI) separadamente para cada um dos riachos amostrados, comparando a variação da comunidade entre o primeiro ano de coleta (1985 – maior acidez) com todos os outros anos seguintes. O TBI é um índice de dissimilaridade que mede a mudança na composição da comunidade de um local num determinado tempo comparando o mesmo no tempo subsequente (Legendre, 2019). Esse índice varia de zero (quando as composições das comunidades em dois momentos são exatamente as mesmas) a um (quando as comunidades não têm espécies compartilhadas). Assim, calculou-se o TBI de cada riacho entre o ano 1985 com todos os outros anos seguintes (até o 2018), utilizando o índice de dissimilaridade de Sørensen a partir de dados de presença e ausência das espécies. A análise foi repetida separadamente para cada riacho. O índice, além de apresentar o valor total da diversidade beta temporal, também é decomposto em perdas e ganhos de espécies entre as comparações, permitindo assim descrever como esses componentes contribuem ao longo do tempo (Legendre, 2019). Para o cálculo do TBI, foi utilizada a função *TBI* do pacote “adespatial” (Dray et al., 2018). Para testar se existe um aumento do TBI com aumento do intervalo de tempo em relação ao ano referência, foi calculado um modelo de regressão quadrática, em função do ano e da classificação dos ambientes, utilizando a função *lm* do pacote “stats”. Todas as análises e gráficos foram desenvolvidos com auxílio do *software* R (R Core Team, 2019).

3.3 Resultados

3.3.1 Variação temporal do pH e da riqueza taxonômica de macroinvertebrados bentônicos

Ao analisar temporalmente os valores de pH, é possível observar valores mais reduzidos nos primeiros anos, com uma ascensão ao longo do tempo para todos os ambientes. Esse aumento gradativo foi mais sutil para os riachos pertencentes à categoria de ambiente *Circumneutral Moorland*, enquanto uma maior inclinação da reta foi observada para os ambientes *Acid Forest* e *Acid Moorland*. Contudo, mesmo nos anos iniciais, característico pelas condições mais ácidas, o *Circumneutral Moorland* apresentou valores mais elevados de pH do que os demais ambientes. (Figura 2A). Durante os anos iniciais, essa diferença de valores de pH entre os ambientes é mais discrepante, devido os valores de *Circumneutral* serem naturalmente mais elevados, enquanto os demais ambientes apresentam pH mais ácido. Contudo, com o passar dos anos e a recuperação mais abrupta dos ambientes *Acid Moorland* e *Acid Forest*, essa diferença reduziu, resultando em uma queda no desvio padrão do pH entre todos os locais amostrados (Figura 2B).

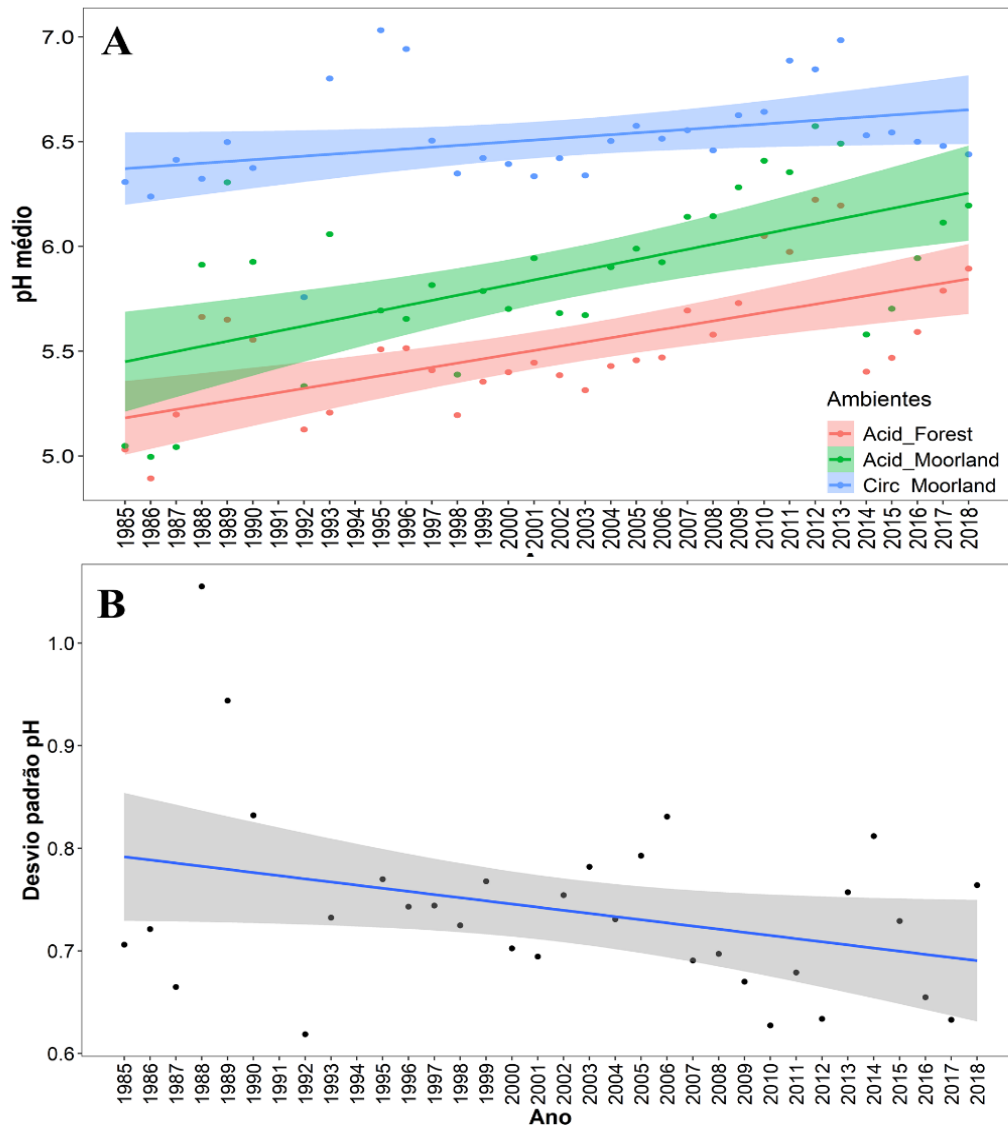


Figura 2. **A)** Valores médios de pH observados para os locais categorizados nos três tipos de ambientes (*Acid Forest*; *Acid Moorland* e *Circumneutral Moorland*). **B)** Desvio padrão dos valores de pH obtidos entre todos os locais amostrados por ano.

Os valores de riqueza taxonômica encontrados foram menores nos locais onde o pH era mais reduzido. Também é possível observar uma maior dominância de riachos com pH mais ácido (vermelho) na primeira metade da série temporal, com diminuição destes na segunda metade, demonstrando que nos anos mais recentes há poucos riachos com características extremas de pH (Figura 3).

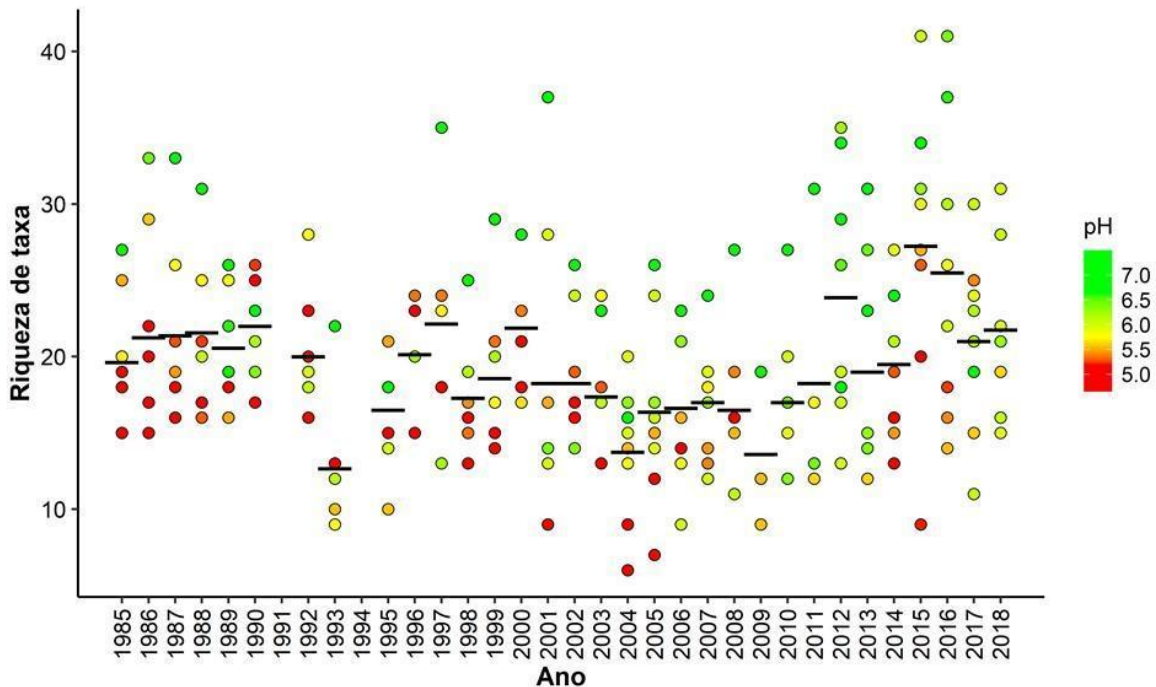


Figura 3. Valores de riqueza de macroinvertebrados em cada riacho amostrado (○), com o respectivo valor de pH do local (degradê de cores), apontando o valor médio da riqueza (–) para cada ano amostrado.

3.3.2 Padrões de variação do índice de diversidade beta temporal (TBI)

A diversidade beta temporal, demonstrada aqui através do índice de TBI, apresentou uma relação polinomial quadrática ao longo dos anos, ou seja, os resultados evidenciam que, como passar dos anos, a composição de espécies se tornou cada vez mais dissimilar daquela encontrada no período de 1985, mas não de forma linear (Figura 4; Tabela 1). O modelo de regressão mostrou grande poder preditivo, explicando aproximadamente 42% da variação do TBI ao longo do tempo (R^2 ajustado = 0,423; $p < 0,01$). Quando analisado cada tipo de ambiente, é possível perceber que o valor do TBI é significativamente maior para o *Acid Moorland*, além do mesmo apresentar uma maior inclinação da curva, com um aumento quase linear da diversidade beta (Figura 4; Tabela 1). Enquanto isso, *Acid Forest* se mostrou sem aumento do TBI nos primeiros anos, com um aumento de valores sendo observado na

segunda metade do período amostrado. O ambiente *Circumneutral Moorland* seguiu as mesmas tendências do *Acid Forest*, porém com um crescimento mais discreto no final do segundo período (Figura 4).

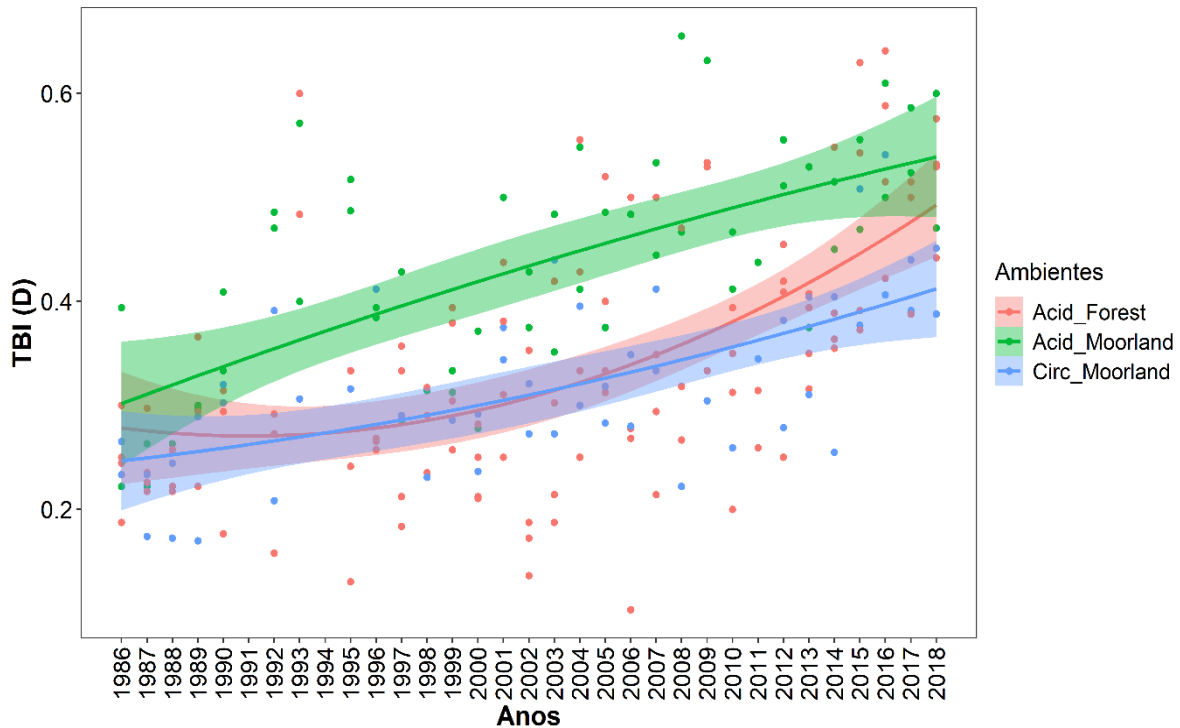


Figura 4. Relação dos valores da diversidade beta temporal (TBI) no gradiente temporal, mostrando as mudanças na dissimilaridade composicional da comunidade de invertebrados bentônicos de cada riacho entre o ano 1985 e os subsequentes. Dados de riachos categorizados nos três tipos de ambientes: *Acid Forest*, *Acid Moorland* e *Circumneutral Moorland*.

Quando analisada a contribuição dos ganhos de espécies para diversidade beta temporal, também foi possível observar uma relação polinomial quadrática ao longo dos anos, com reduzidos valores nos anos iniciais, com crescimento observado na segunda metade do período (Figura 5A; Tabela 1). O modelo de regressão explicou aproximadamente 32% da variação dos valores de ganhos de espécie ao longo do tempo (R^2 ajustado = 0,324; $p < 0,01$). Nota-se que na primeira metade do período há uma estabilidade na curva dos ambientes *Acid Moorland* e *Circumneutral Moorland*, com os valores mantendo-se constantes e próximos, enquanto *Acid Forest* apresentou inicialmente uma queda nos valores de ganho de espécies. A partir da segunda metade do período, nota-se uma mudança na tendência da curva, com aumento nos valores de contribuição de ganhos de espécies para os três ambientes, porém, com uma maior inclinação da curva para *Acid Forest* (Fig. 5A; Tabela 1).

Ao analisar a relação das perdas de espécies para diversidade beta temporal, obteve-se um modelo quadrático com variação significativa ao longo do tempo, com explicação de aproximadamente 21% (R^2 ajustado = 0,214; $p < 0,01$). Nota-se que a média obtida no primeiro tempo é positiva, com ascensão da curva, porém a mesma apresenta inflexão, com os valores do segundo tempo negativos (Figura 5B; Tabela 1). A média obtida para *Acid Moorland* é maior do que para os demais ambientes, os quais apresentaram um aumento moderado dos valores ao longo dos anos, tendendo a alcançar uma estabilidade da curva nos anos finais, enquanto *Acid Moorland* exibiu um rápido aumento dos valores de perda de espécies nos anos iniciais, seguido de um declínio após a metade do período (Figura 5B; Tabela 1).

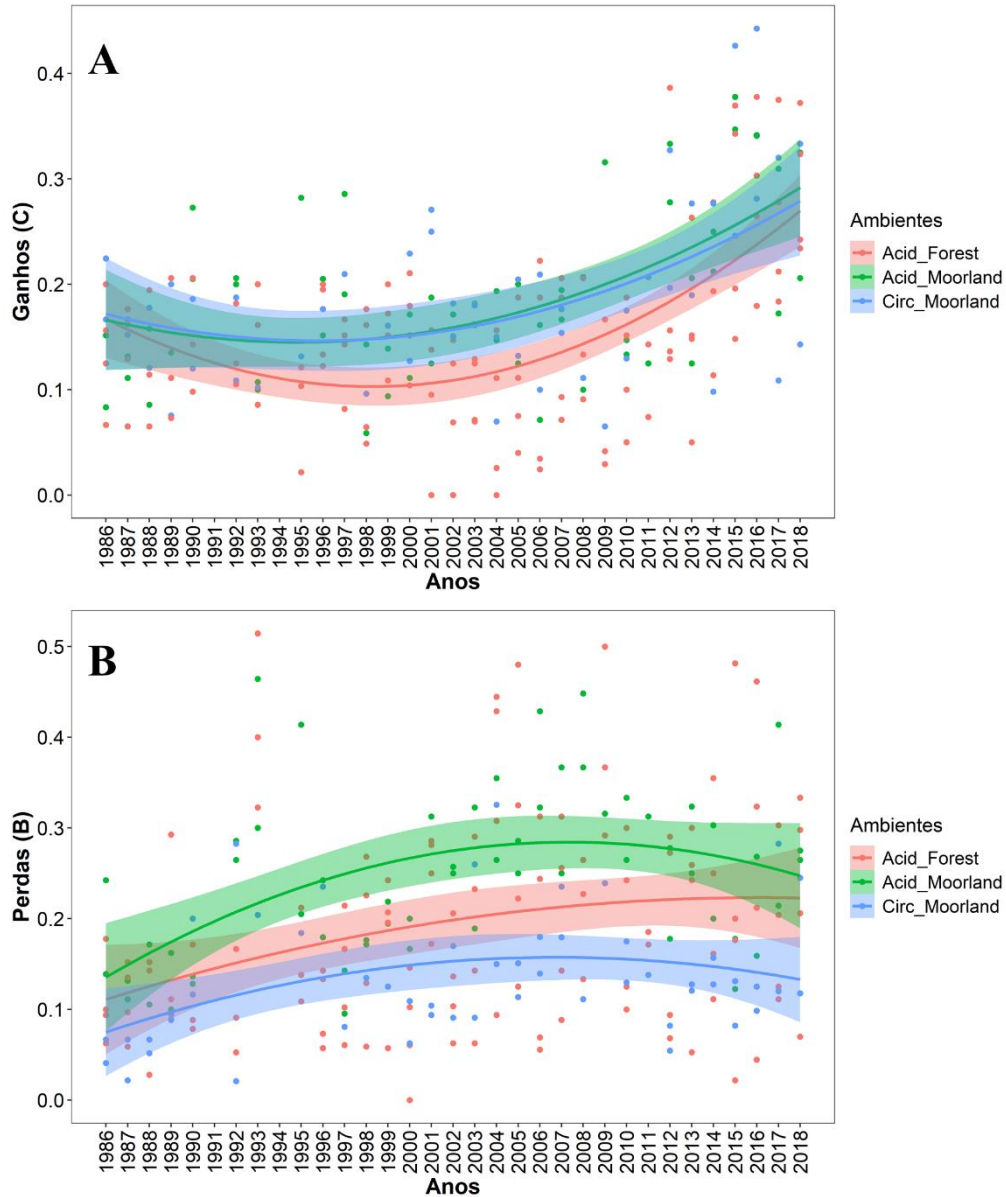


Figura 5. Gráficos dos componentes do índice da diversidade beta temporal (TBI) entre os pares de anos (1985 comparado com cada ano subsequente). **A)** Contribuição de ganho de espécies (C). **B)** Contribuição de perda de espécies (B). Os riachos estão classificados de acordo com o tipo de ambiente: *Acid Forest*, *Acid Moorland* e *Circumneutral*. Curvas dos valores dos ambientes realizadas através de regressão quadrática.

Tabela 1. Resultados da análise de regressão quadrática para os valores do índice de diversidade temporal (TBI) ao longo do tempo. Valores de *p* significativos destacados em negrito.

| | Estimativa | Erro padrão | Valor de T | <i>p</i> |
|------------------------------|-------------------|--------------------|-------------------|----------------------|
| TBI TOTAL (D) | | | | |
| Intercepto | 623,30 | 278,70 | 2,236 | 0,026* |
| Ano | -0,628 | 0,2784 | -2,258 | 0,024 * |
| Ano ² | 0,0001 | 0,00006 | 2,282 | 0,023 * |
| Acid Moorland | 0,0942 | 0,0142 | 6,596 | <0,002 |
| Circumneutral Moorland | -0,0201 | 0,014 | -1,352 | 0,177 |
| GANHO DE ESPÉCIES (C) | | | | |
| Intercepto | 1392 | 213,5 | 6,520 | <0,001 *** |
| Ano | -1,394 | 0,213 | -6,536 | <0,001*** |
| Ano ² | 0,0003 | 0,00005 | 6,553 | <0,001*** |
| Acid Moorland | 0,036 | 0,010 | 3,332 | <0,001** |
| Circumneutral Moorland | 0,030 | 0,0112 | 2,890 | 0,004 ** |
| PERDA DE ESPÉCIES (B) | | | | |
| Intercepto | -768,8 | 296,9 | -2,590 | 0,010240 * |
| Ano | 0,765 | 0,296 | 2,580 | 0,010521 * |
| Ano ² | -0,0001 | 0,00007 | -2,570 | 0,010829 * |
| Acid Moorland | 0,057 | 0,0152 | 3,796 | <0,001 *** |
| Circumneutral Moorland | -0,053 | 0,015 | -3,348 | <0,001 *** |

3.4 Discussão

A hipótese testada, de que ocorre um aumento gradativo nos valores de diversidade beta temporal ao longo dos anos em riachos galeses que sofreram o processo de acidificação, foi corroborada, sendo que, dos três tipos de ambientes, o *Acid Moorland* apresentou os maiores valores. Ambos os componentes do TBI (ganho e perda de espécies) contribuíram de forma complementar para a variação total da comunidade no tempo, com aumento da contribuição de ganho na segunda metade do período, enquanto a contribuição da perda foi crescente na primeira metade do período amostral.

A análise exploratória do pH no tempo ajuda a explicar a variação do TBI, pois indicou um aumento de valores para os três tipos de ambientes, seguindo o padrão esperado diante na recuperação das características ambientais. Com os maiores valores de pH observados no ambiente *Circumneutral Moorland* durante todo o período, fica evidente que as condições naturais desses locais apresentam valores de pH mais próximos ao neutro, mesmo diante da influência da acidificação. Em compensação, os outros dois ambientes, *Acid Moorland* e *Acid Forest*, apresentam características mais ácidas, com os valores mais reduzidos de pH nos anos iniciais, indicando que a acidificação foi mais intensa nesses locais. Contudo, vale ressaltar que os menores valores são referentes ao *Acid Forest*, e esse resultado constata que as florestas de coníferas podem ser decisivas nas características químicas dos riachos da região, como também relatado por Hildrew (2009). A discrepância observada dos valores de pH entre os tipos de ambientes é maior nos anos iniciais do período, quando o efeito da acidificação era mais intenso, do que no final do período. Isso porque as características entre os ambientes diferem naturalmente e, mesmo diante da recuperação gradativa para os três tipos de ambientes, nota-se um aumento moderado dos valores de pH para *Circumneutral Moorland*, enquanto *Acid Forest* e *Acid Moorland* apresentaram um aumento mais repentino, demonstrando com a maior inclinação da reta, uma maior e mais rápida recuperação das características ao longo dos anos, aproximando-os do ambiente mais neutro. Essas diferenças entre o pH dos locais também são reveladas com o gráfico do desvio padrão do pH geral, podendo observar um declínio no desvio padrão do pH ao longo do

tempo, evidenciando grandes variações entre os valores de pH dos locais amostrados nos anos iniciais, e uma redução na variação com o passar dos anos pela recuperação ambiental.

As menores riqueza de macroinvertebrados bentônicos foram observados nos locais com reduzidos valores de pH, pois em locais onde as condições ácidas são mais extremas, o número de espécies tolerantes capaz de se manter é reduzido se comparado aos locais que oferecem condições mais amenas. Esse resultado condiz com outras pesquisas, que relatam uma relação entre a diversidade alfa e valores de pH, com menores valores de riqueza de espécies registrados em pH mais ácido (Herrmann et al., 1993; Murphy et al., 2014). Ademais, há uma dominância observada de riachos com pH mais ácido na primeira metade da série temporal, com transição no segundo período para prevalência de riachos com valores maiores de pH, mostrando poucos riachos no tempo mais recente com características extremas de pH baixo, representando o efeito da acidificação seguido da recuperação ambiental.

A tendência crescente de diversidade beta temporal ao longo dos anos, para os três tipos de ambientes, sugere que mudanças na composição da comunidade estejam ocorrendo entre os pares de tempo, e que essas mudanças são maiores conforme aumenta a distância do intervalo de tempo, com maior variação na composição da comunidade de um local comparando o ano inicial - 1985, com os anos finais - 2018. Isso porque, as condições ambientais tornam-se mais dissimilares entre esses anos, pois as variáveis abióticas atingiram um maior nível de recuperação nos anos finais, contribuindo com características mais distintas entre os anos do início (1985) e do final do período (Ormerod & Durance, 2009). Esse padrão de aumento da diversidade beta temporal foi observado para os três tipos de ambientes, contudo observou-se um crescimento mais acelerado para o ambiente *Acid Moorland*, destacando-o em relação aos valores dos outros dois ambientes. Essa mudança repentina na comunidade observada em *Acid Moorland* entre intervalos curto de tempo (comparações com anos iniciais), pode estar relacionado com o fato de um dos riachos de *Acid Moorland* ter passado por um processo artificial de neutralização do pH, através da adição de carbonato de cálcio (CaCO_3) em pó nos corpos aquáticos nos anos 1987/1988 (Bradley & Ormerod, 2002). Esse incremento de sais na água, com registro de até 20 toneladas de $\text{CaCO}_3 \text{ ha}^{-1}$ adicionadas ao riacho, possibilitou criar novas condições abióticas

em um curto período de tempo, resultando em uma comunidade biótica diferente àquela encontrada no período anterior (Ormerod et al., 1990). A elevada quantidade de sais adicionados no ambiente favorece o tamponamento dos corpos d'água ácidos, mas, devido ao limite de saturação da água, parte desses sais são dissolvendo na água e transportado pelo fluxo, enquanto outra quantidade se deposita no sedimento, permanecendo no ambiente e trazendo efeitos ao longo do tempo (Melani, 2015). Contudo, os efeitos da adição de CaCO_3 são não permanentes, durando poucos anos, e outras pesquisas afirmam que essa prática nem sempre traz benefícios para a diversidade (Poléo et al., 1994; McClurg et al., 2007).

Confrontando as diferenças observadas para *Acid Moorland* em relação aos outros ambientes, essa adição de carbonato nos anos 1987/1988 pode refletir no aumento da perda de espécie na primeira metade do período para este ambiente, pois essa mudança abiótica abrupta afetou a comunidade, até então, dominada por espécies adaptada à um ambiente ácido, resultando na perda das espécies ácido-tolerantes. Posteriormente, favoreceu o estabelecimento de novas espécies, aumentando o ganho de espécies. Nesse cenário de alteração na comunidade por mudanças abióticas, a coexistência de espécies pode levar a competição e extinção local, onde espécies restritas às condições menos ácidas passam a competir com as aquelas que eram tolerantes à acidez. Essa situação pode representar um evento de trade-off, onde a espécie melhor competidora é menos tolerante a uma condição ambiental (Moretti et al., 2016).

Algumas pesquisas que avaliam a resposta da comunidade biológica frente às mudanças ambientais no tempo, relatam que a recuperação biótica não segue a mesma intensidade da abiótica (Murphy et al., 2013; Battarbee et al., 2014). Entretanto, é possível observar que a comunidade está caminhando para essa recuperação, mostrando uma tendência crescente nas alterações entre as comunidades ao longo do tempo. A restauração química pode ocorrer em um curto período de tempo, porém há um atraso na resposta biológica (Herricks & Cairns, 1974). Mudanças no padrão de recuperação biótica podem ser observado, visto que alguns eventos esporádicos têm potencial para afetar a comunidade, como degelo em áreas montanhosas, chuvas ácidas, variação climática pela Oscilação do Atlântico Norte (Kowalik & Ormerod, 2006; Kowalik et al., 2007), e a magnitude de um episódio pode retardar a recuperação biótica.

Tendo em vista que a resposta pode variar de acordo com a comunidade analisada, o tipo de ecossistema e o tipo de uso de solo da região (Monteith et al., 2005, Ormerod & Durance, 2009), os programas de monitoramento e pesquisas de longa duração abordando diferentes comunidades são de extrema importância. Tais monitoramentos trazerem percepções, muitas vezes não perceptíveis em pesquisas relativamente mais curtas, sobre as mudanças nas condições ambientais, como efeitos da acidificação, além de permitirem, atualmente, revelar considerações sobre a extensão da recuperação biológica (Ledger & Hildrew, 2005; Monteith et al., 2005). Ademais, torna-se necessário a utilização de diferentes ferramentas e abordagens, para captar respostas efetivas da recuperação da comunidade, auxiliando na tomada de decisão a respeito de restauração ecológica. Assim, foi demonstrado que, além da clássica riqueza de espécies, o índice de diversidade beta temporal (TBI) é uma ferramenta para auxiliar na avaliação da recuperação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos que sofreu um processo de acidificação.

REFERÊNCIAS

- Battarbee, R. W., Shilland, E. M., Kernan, M., Monteith, D. T., & Curtis, C. J. (2014). Recovery of acidified surface waters from acidification in the United Kingdom after twenty years of chemical and biological monitoring (1988–2008). *Ecological Indicators*, 37, 267-273. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.10.011
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495-523. DOI: 10.1146/annurev.ento.51.110104.151124
- Bradley, D. C., & Ormerod, S. J. (2002). Long-term effects of catchment liming on invertebrates in upland streams. *Freshwater Biology*, 47(1), 161-171. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00770.x
- Davies, J. J. L., Jenkins, A., Monteith, D. T., Evans, C. D., & Cooper, D. M. (2005). Trends in surface water chemistry of acidified UK Freshwaters, 1988–2002. *Environmental Pollution*, 137(1), 27-39. DOI: 10.1016/j.envpol.2004.12.029
- Dray, S., Blanchet, G., Borcard, D., Guenard, G., Jombart, T., Larocque, G., ... Dray, M. S. (2018). Package ‘adespatial’. R Package, 2018, 3-8.

- Fleischer, S., Andersson, G., Brodin, Y., Dickson, W., Herrmann, J., & Muniz, I. (1993). Acid Water Research in Sweden: Knowledge for Tomorrow?. *Ambio*, 22(5), 258-263.
- Grennfelt, P., Engleryd, A., Forsius, M., Hov, Ø., Rodhe, H., & Cowling, E. (2020). Acid rain and air pollution: 50 years of progress in environmental science and policy. *Ambio*, 49(4), 849-864. DOI: 10.1007/s13280-019-01244-4
- Helliwell, R. C., Wright, R. F., Jackson-Blake, L. A., Ferrier, R. C., Aherne, J., Cosby, B. J., ... Schöpp, W. (2014). Assessing recovery from acidification of European surface waters in the year 2010: evaluation of projections made with the MAGIC model in 1995. *Environmental science & technology*, 48(22), 13280-13288. DOI: 10.1021/es502533c
- Herrmann, J., Degerman, E., Gerhardt, A., Johansson, C., Lingdell, P. E., & Muniz, I. P. (1993). Acid-stress effects on stream biology. *Ambio*, 22(5), 298-307.
- Hesthagen, T., Fjellheim, A., Schartau, A. K., Wright, R. F., Saksgård, R., & Rosseland, B. O. (2011). Chemical and biological recovery of Lake Saudlandsvatn, a formerly highly acidified lake in southernmost Norway, in response to decreased acid deposition. *Science of the Total Environment*, 409(15), 2908-2916. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.04.026
- Hildrew, A. G. (2009). Sustained research on stream communities: a model system and the comparative approach. *Advances in Ecological Research*, 41, 175-312. DOI: 10.1016/S0065-2504(09)00404-8
- Hirst, H., Chaud, F., Delabie, C., Jüttner, I., & Ormerod, S. J. (2004). Assessing the short-term response of stream diatoms to acidity using inter-basin transplantations and chemical diffusing substrates. *Freshwater Biology*, 49(8), 1072-1088. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2004.01242.x
- Kowalik, R. A., & Ormerod, S. J. (2006). Intensive sampling and transplantation experiments reveal continued effects of episodic acidification on sensitive stream invertebrates. *Freshwater Biology*, 51(1), 180-191. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2005.01476.x
- Kowalik, R. A., Cooper, D. M., Evans, C. D., & Ormerod, S. J. (2007). Acidic episodes retard the biological recovery of upland British streams from chronic acidification. *Global Change Biology*, 13(11), 2439-2452. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2007.01437.x
- Ledger, M. E., & Hildrew, A. G. (2005). The ecology of acidification and recovery: changes in herbivore-algal food web linkages across a stream pH gradient. *Environmental Pollution*, 137(1), 103-118. DOI: 10.1016/j.envpol.2004.12.024
- Legendre, P. (2019). A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space–time surveys. *Ecology and Evolution*, 9(6), 3500-3514. DOI: 10.1002/ece3.4984

- McClurg, S. E., Petty, J. T., Mazik, P. M., & Clayton, J. L. (2007). Stream ecosystem response to limestone treatment in acid impacted watersheds of the Allegheny Plateau. *Ecological Applications*, 17(4), 1087-1104. DOI: 10.1890/06-0392
- Melani, L. H. (2015). Caracterização petrofísica de reservatório carbonático. PhD thesis, Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Mecânica e Instituto de Geociências, Brazil.
- Merrix, F. L., Lewis, B. R., & Ormerod, S. J. (2006). The effects of low pH and palliative liming on beech litter decomposition in acid-sensitive streams. *Hydrobiologia*, 571(1), 373-381. DOI: 10.1007/s10750-006-0269-y
- Milner, N. J., & Varallo, P. V. (1990). Effects of acidification on fish and fisheries in Wales. In *Acid waters in Wales*. Springer, Dordrecht.
- Monteith, D. T., Hildrew, A. G., Flower, R. J., Raven, P. J., Beaumont, W. R. B., Collen, P., ... Winterbottom, J. H. (2005). Biological responses to the chemical recovery of acidified fresh waters in the UK. *Environmental Pollution*, 137(1), 83–101. DOI: 10.1016/j.envpol.2004.12.026
- Moretti, M., Dias, A. T., De Bello, F., Altermatt, F., Chown, S. L., Azcárate, F. M., ... Berg, M. P. (2017). Handbook of protocols for standardized measurement of terrestrial invertebrate functional traits. *Functional Ecology*, 31(3), 558-567. DOI: 10.1111/1365-2435.12776
- Murphy, J. F., Davy-Bowker, J., McFarland, B., & Ormerod, S. J. (2013). A diagnostic biotic index for assessing acidity in sensitive streams in Britain. *Ecological Indicators*, 24(1), 562-572. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.08.014
- Murphy, J. F., Winterbottom, J. H., Orton, S., Simpson, G. L., Shilland, E. M., & Hildrew, A. G. (2014). Evidence of recovery from acidification in the macroinvertebrate assemblages of UK fresh waters: a 20-year time series. *Ecological Indicators*, 37(part B), 330-340. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.07.009
- Ormerod, S. J., Wade, K. R., & Gee, A. S. (1987). Macro-floral assemblages in upland Welsh streams in relation to acidity, and their importance to invertebrates. *Freshwater Biology*, 18(3), 545-557. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1987.tb01339.x
- Ormerod, S. J., Weatherley, N. S., Merrett, W. J., Gee, A. S., & Whitehead, P. G. (1990). Restoring acidified streams in upland Wales: a modelling comparison of the chemical and biological effects of liming and reduced sulphate deposition. *Environmental Pollution*, 64(1), 67-85. DOI: 10.1016/0269-7491(90)90096-U
- Ormerod, S. J., O'halloran, J., Gribbin, S. D., & Tyler, S. J. (1991). The ecology of dippers *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in upland Wales: breeding performance, calcium physiology and nestling growth. *Journal of Applied Ecology*, 28(2), 419-433. DOI: 10.2307/2404559

- Ormerod, S. J., & Durance, I. (2009). Restoration and recovery from acidification in upland Welsh streams over 25 years. *Journal of Applied ecology*, 46(1), 164-174. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2008.01587.x
- Poléo, A. B. S., Lydersen, E., Rosseland, B. O., Kroglund, F., Salbu, B., Vogt, R. D., & Kvellestad, A. (1994). Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water, Air, and Soil Pollution*, 75(3), 339-351. DOI: 10.1007/BF00482945
- Pound, K. L., Lawrence, G. B., & Passy, S. I. (2019). Beta diversity response to stress severity and heterogeneity in sensitive versus tolerant stream diatoms. *Diversity and Distributions*, 25(3), 374-384. DOI: 10.1111/ddi.12865
- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.r-project.org/>.
- Rothschild, R. E. (2019). *Poisonous Skies: Acid Rain and the Globalization of Pollution*. University of Chicago Press.
- Rundle, S. D., & Ormerod, S. J. (1991). The influence of chemistry and habitat features on the microcrustacea of some upland Welsh streams. *Freshwater Biology*, 26(3), 439-451. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1991.tb01411.x
- Rutt, G. P., Weatherley, N. S., & Ormerod, S. J. (1989). Microhabitat availability in Welsh moorland and forest streams as a determinant of macroinvertebrate distribution. *Freshwater Biology*, 22(2), 247-261. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1989.tb01098.x
- Simpson, G. L., Turner, S., Brooks, S., Greenwood, M., Yang, H., Monteith, D., & Patrick, S. (2009). Acid Waters macroInvertebrate Status Tool. Report to Scottish Environment Protection Agency Project WFD60a Environmental Change Research Centre, UCL, London, UK.
- Skjelkvåle, B. L., Andersen, T., Halvorsen, G. A., Raddum, G., Heegaard, E., & Stoddard, J. (2000). The 12-year report: Acidification of Surface Water in Europe and North America Trends, biological recovery and heavy metals (ICP Waters report 52/2000).
- Vellend, M. A. R. K., Verheyen, K. R. I. S., Flinn, K. M., Jacquemyn, H. A. N. S., Kolb, A., Van Calster, H., ... & Hermy, M. (2007). Homogenization of forest plant communities and weakening of species–environment relationships via agricultural land use. *Journal of Ecology*, 95(3), 565-573. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2007.01233.x
- Weatherley, N. S., & Ormerod, S. J. (1987). The impact of acidification on macroinvertebrate assemblages in Welsh streams: towards an empirical model. *Environmental Pollution*, 46(3), 223-240. DOI: 10.1016/0269-7491(87)90079-0

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Investigou-se de maneira geral, as respostas da comunidade bentônica diante da recuperação gradual das variáveis abióticas após anos de intensa acidificação, analisando mudanças na estrutura da comunidade e, especificamente, as variações da diversidade beta. Os estudos foram resultantes de parceria estabelecida durante o doutorado sanduiche, com a Cardiff University. Para o desenvolvimento dos estudos foram utilizados dados de riachos do País de Gales, coletados e cedidos por dois projetos de pesquisa diferentes, que monitoram corpos aquáticos da região (*Welsh Acid Waters Surveys* e *Llyn Brianne*).

Na primeira abordagem, analisou-se a resposta da comunidade bentônica de riachos que sofreram acidificação e foram amostrados em 3 períodos distintos. A segregação na composição de espécies observada entre 1984 e os outros dois anos, sugeriu que a recuperação abiótica, com aumento nos valores de pH, permitiu a entrada e estabelecimento de diferentes espécies, alterando a composição da comunidade de um ano para outro. Quando analisado a diversidade beta espacial entre os riachos, os menores valores foram encontrados em 1984 e os maiores valores em 2012. Esse aumento nos valores da diversidade beta (distância ao centroide) ao longo dos anos, sugere que nos anos onde as condições ambientais apresentam-se fortemente impactadas pela acidificação, há um efeito homogeneizador na comunidade. Como os efeitos causados pela acidificação podem impactar toda a estrutura do ecossistema, pois o processo de homogeneização pode reduzir a diversidade funcional, genética e taxonômica, acarretando em perdas de funções ecossistêmicas, ressalta-se a importância de acompanhar as condições ambientais e captar repostas efetivas de diferentes comunidades biológicas. Para isso, é necessário recorrer à diferentes abordagens e grupos bióticos, visto que cada comunidade responde de uma maneira particular às variações abióticas, e a utilização de uma única abordagem pode restringir as respostas da comunidade.

Na segunda abordagem, onde analisou-se a resposta do índice da diversidade beta temporal (TBI) ao longo do tempo, foi encontrado que há um aumento nos valores do TBI ao longo dos anos, além dos maiores valores serem observados para um dos ambientes de característica mais ácidas. Como as maiores mudanças na comunidade ocorrem entre pares de tempos mais distantes, é possível inferir que as condições ambientais se tornam mais

dissimilares conforme aumenta o intervalo entre os anos. Foi possível identificar tais resultados pelo fato de o banco de dados ser robusto e apresentar uma grande série temporal. Porém, estudos que abordam um curto intervalo de tempo, possivelmente não seriam capazes de identificar tais padrões, enfatizando a importância de programas de monitoramento de longa duração, para controle das condições ambientais e reconhecimento da resposta das comunidades, possibilitando contribuir com ferramentas que auxiliam no equilíbrio e recuperação ambiental.

ANEXO - TRABALHOS DESENVOLVIDOS DURANTE O PERÍODO DO DOUTORADO:

Trabalhos publicados:

- Bertoincin, A.P.S.; Pinha, G.D.; Baumgartner, M.T.; Mormul, R.P. 2019. Extreme drought events can promote homogenization of benthic macroinvertebrate assemblages in a floodplain pond in Brazil. *Hydrobiologia*
- Oliveira, M.V.C.; Dainez-Filho, M.S.; Bertoincin, A.P.S.; Muniz, C.M.; Meurer, T.; Figueiredo, B.R.S.; Thomaz, S.M.; Fávoro, S.L.; Mormul, R.P. 2019. Native snails choose an invasive macrophyte over a native macrophyte as a food resource. *Canadian Journal of Zoology*.
- Petsch, D.K.; Bertoincin, A.P.S.; Gentilin-Avanci, C., Favro, González-Trujillo, J.D., Pinha, G.D. 2020 High water flow velocity reduces beta diversity and leads to a distinct composition of Oligochaeta in Neotropical lotic ecosystems. *Limnology*
- Petsch, D.K.; Bertoincin, A.P.S.; Ortega, J.C.G.; Thomaz, S.M. 2022. Non-native species drive biotic homogenization, but it depends on the realm, beta diversity facet and study design: a meta-analytic systematic review . *Oikos*
- Bertoincin, A.P.S.; Tramonte, R. P.; Pinha, G.D.; Gentilin-Avanci, C.; Oliveira, M.V.C.; Mormul, R.P. 2022. On the significance of wetlands: three decades of aquatic macroinvertebrate monitoring programs in a Neotropical floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia*

Trabalhos em andamento/correção:

- Baumgartner, M.T.; Bertoincin, A.P.S. Ecological stability in freshwaters: identifying research trends and knowledge gaps using topic modelling
- Bertoincin, A.P.S.; Santos, N.C.L.; Rodrigues, A.C.; Santana, H.S.; Buzo, M.G.; Severi, W. The role of river fragmentation in the diversity of benthic macroinvertebrates in a tropical reservoir cascade
- Ferreira, V.G.; Bertoincin, A.P.S., Baily, D., et al. Efeito das mudanças climáticas e potencial invasivo de *Plagioscion squamosissimus* em cenários presentes e futuros