



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós Graduação em Ecologia

Funcionamento de Rios Intermitentes sob Influência da Transposição do Rio São Francisco

Marcos Medeiros Cavalcanti Júnior

Brasília – DF
Dezembro de 2021

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós Graduação em Ecologia

Tese de Doutorado

Funcionamento de Rios Intermitentes sob Influência da Transposição do Rio São Francisco

Marcos Medeiros Cavalcanti Júnior

Orientador

Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior
Universidade de Brasília (UnB)

Co-orientadora

Prof. Dra. Joseline Molozzi
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Tese de doutorado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Ecologia
da Universidade de Brasília, como
requisito para obtenção do título de
Doutor em Ecologia

Brasília – DF
Dezembro de 2021

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós Graduação em Ecologia

Funcionamento de Rios Intermitentes sob Influência da Transposição do Rio São Francisco

Banca examinadora

Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior (orientador)

Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira (membro interno)

Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa (membro externo)

Prof. Dr. Manuel Augusto Simões Graça (membro externo)

Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp (suplente)

Brasília – DF
Dezembro de 2021

À memória de Gil, tio Zuca e Pain, dedico.

Agradecimentos

Aos meus pais, Lígia e Roberto, que me ensinaram sobre resistência e resiliência na vida sem nunca pisarem numa universidade e antes mesmo que eu encontrasse a Ecologia. Em vocês eu sempre encontrei o incentivo e o amor que precisei. Vocês estão em mim.

À minha filha Lis, que muda minha vida desde 2016 e me ajudou a ser um melhor contador de histórias. Muito desse trabalho têm nossas conversas e brincadeiras como plano de fundo, e essa é mais uma história que um dia eu vou te contar. Eu estou em você.

À minha companheira Clara, que esteve comigo nos melhores e piores momentos. Agradeço por todo o amor, cuidado e parceria ao longo de todo esse processo, especialmente quando estive longe. Posso afirmar sem dúvidas que sem você eu nunca teria conseguido. Eu estou com você.

À todos os meus familiares que participaram de diversos momentos ao longo desse processo e acreditaram em tudo isso, em especial à Mainha, Rafael, Mariana, Rafael Assis, Tia Tereza, Rossana, Gileno, Júnior, Gizele e Geyson.

Ao meu orientador Júnior, pela oportunidade e confiança depositada. As inquietações geradas após nossas conversas sempre me impulsionaram. Também sou eternamente grato pela sua paciência, compreensão e pelos valiosos ensinamentos ao longo desses anos. Trabalhar com você foi um sonho realizado e é com orgulho que direi que um dia fui seu aluno.

À minha coorientadora Josy, por abrir as portas do seu laboratório ainda durante meu mestrado e dar início ao meu caminho na pós graduação. Os inúmeros conselhos e sugestões acadêmicas e pessoais sempre me colocaram de volta ao jogo. Você me permitiu sonhar. Sua contribuição na minha formação e na construção deste trabalho é inestimável.

Aos meus amigos Bruno e Júnior, por serem uma extensão da minha família em Brasília. A amizade de vocês foi um dos maiores tesouros que encontrei ao longo desses anos. Vocês foram fundamentais.

Às pessoas incríveis que fazem a vida melhor, em especial à Franchesca, Socorro, Ellynes, Luísa, Maiara, Ráule, Angélica, Climélia, Érica, Annyelle, Monalisa e Rubens (em nome de todos da Prata).

À todas as colegas do Laboratório de Ecologia de Bentos que participaram das diversas etapas de construção desse trabalho, em especial à: Iza, Dani, Laryssa, Regina, Luana, Tathiele, Dalescka e Francielle. Não poderia deixar de lembrar das que dividiram comigo a longa experiência dos campos nos rios intermitentes e que também se tornaram mais que colegas de trabalho: Ana,

Duda, Rafa e Valeska. Por fim, aos colegas do Laboratório de Limnologia da UnB que mesmo durante um período menor eu tive a honra de conviver e aprender.

Ao Laboratório de Limnologia da UnB e ao laboratório de Ecologia Aquática da UEPB que deram todo o suporte técnico necessário para as análises químicas. Assim como aos diversos funcionários de ambas as instituições que deram as condições básicas e necessárias para o desenvolvimento desse trabalho.

Aos professores que deixaram marcas importantes na minha formação, em especial à Dilma Trovão, Etham Barbosa, Luiz Hepp, André Pessanha, Beatriz Ceballos, Fabrício, Gonzaga, Wilson, Claudinete e todos os outros que o tempo apagou os nomes (mas não a importância!). Sem vocês eu não teria trilhado caminho algum.

Aos professores que aceitaram os convites para compor as bancas examinadoras da qualificação e da defesa final, especialmente os professores Ludgero Vieira, Etham Barbosa, Manuel Graça e Luiz Hepp.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de doutorado.

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília (UnB) por possibilitar a minha formação acadêmica, e aos professores das várias disciplinas que ampliaram minha visão sobre a Ecologia. Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) e a própria UEPB que fizeram parte do meu mestrado e foram minha casa durante parte do meu doutorado.

Às oportunidades de ensino público que tive ao longo do meu ensino fundamental, médio e superior. Ser cientista sempre foi um sonho, mas a possibilidade de sonhar e prospectar caminhos melhores para mim e para os meus só foi possível graças às essas instituições. Eu e minha família agradecemos.

Por fim, à todos que contribuíram ao longo da história para o conhecimento dos temas que trato ao longo desta tese, em especial ao tema da seca. Seca que dirigiu boa parte da história da região em que vivo e é a mesma que hoje eu tenho a oportunidade de estudar. Então também agradeço a todos que vieram antes de mim e tornaram isso possível.

SUMÁRIO

RESUMO	6
ABSTRACT	7
INTRODUÇÃO GERAL	9
<i>Funcionamento de Rios Intermitentes</i>	10
<i>A biota de rios intermitentes: diversidade taxonômica e funcional de invertebrados</i>	11
<i>Processos ecossistêmicos em rios intermitentes: decomposição de detritos foliares</i>	14
<i>Respostas dos ecossistemas aquáticos às obras de transposição</i>	15
<i>Transposição do Rio São Francisco</i>	17
OBJETIVO E ESTRUTURA DA TESE	18
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	19
Capítulo I: Nothing stands still: pool functioning under drying in intermittent rivers	29
<i>Introduction</i>	33
<i>Methods</i>	34
<i>Results</i>	39
<i>Discussion</i>	42
<i>References</i>	45
<i>Appendix</i>	53
Capítulo II: Pool-to-flow alternation and inter-basin water transfer determines functional responses of invertebrates in intermittent rivers	60
<i>Introdução</i>	63
<i>Métodos</i>	65
<i>Resultados</i>	71
<i>Discussão</i>	75
<i>Referências</i>	78
<i>Apêndice</i>	88
Capítulo III: Inter basin water transfer alters ecosystem functioning of intermittent rivers?	95
<i>Introdução</i>	98
<i>Métodos</i>	99
<i>Resultados</i>	104
<i>Discussão</i>	107
<i>Referências</i>	110
<i>Apêndice</i>	118
CONSIDERAÇÕES FINAIS	123

RESUMO

O objetivo da tese foi investigar a variabilidade natural do funcionamento de rios intermitentes, bem como analisar sua resposta a uma obra de transposição hídrica entre bacias hidrográficas. Além disso, buscou-se analisar parâmetros sensíveis aos impactos ambientais gerados pela transposição. No capítulo 1 nós analisamos a estrutura e funcionamento de poças remanescentes sob a perspectiva da sua secagem. Os resultados indicaram que a secagem das poças reduziu a qualidade da água e levou à modificação na composição taxonômica, reduzindo a riqueza de invertebrados do sedimento e promovendo o domínio de raspadores. A decomposição de detritos foliares mostrou-se rápida em relação a outros sistemas aquáticos tropicais, embora não tenhamos verificado influência direta dos invertebrados associados. Nesse contexto, a perda da fase de poças em rios intermitentes (p. ex. com a perenização dos canais) pode resultar em mudanças diretas no funcionamento de rios intermitentes. No capítulo 2 nós estudamos a mudança de fase aquática (poça para fluxo) em rios intermitentes e a influência da transposição do rio São Francisco na dominância de atributos funcionais e na redundância funcional de invertebrados como *proxy* para mudanças nos processos ecossistêmicos. Os dados evidenciaram a importância da alternância das fases aquáticas no domínio de atributos de resistência e resiliência à seca. Além disso, a fase de fluxo apresentou maior redundância funcional. A transposição não reduziu a qualidade da água em nenhuma das fases, mas promoveu alterações significativas na dominância de atributos funcionais durante a fase de fluxo com invertebrados mais dependentes do ambiente aquático para dispersão. Além disso, os resultados indicam que a perenização de canais intermitentes por transposições pode ser uma importante via de entrada de espécies exóticas e de mudança do perfil funcional da biota, com potenciais reflexos sobre a ciclagem de nutrientes. No capítulo 3 foi estudado o funcionamento da fase de fluxo de rios intermitentes. Aqui a influência da transposição foi refletida em maiores valores de turbidez e na maior presença de cascalho no sedimento. A composição e a diversidade rarefeita de invertebrados associados aos detritos foliares foram sensíveis às alterações da transposição. Além disso, a decomposição de detritos foliares foi sensível às variações entre os rios, mas a transposição não alterou significativamente as taxas. Nossos resultados indicaram que a manutenção da mudança de fase (fluxo para poça) do rio com transposição amenizou os efeitos da transposição sobre a qualidade da água e sobre a biota. Em geral, a presente tese evidenciou aspectos importantes do funcionamento de rios intermitentes e também apontou parâmetros promissores para a avaliação ambiental de rios receptores de transposição. Por fim, sugerimos a necessidade de um monitoramento ambiental contínuo da bacia receptora de transposição.

ABSTRACT

The thesis aimed to investigate issues related to the natural variability of the functioning of intermittent rivers and their response to an inter-basin water transfer (IBWT) project. In addition, we sought to analyze parameters that are sensitive to the environmental impacts generated by IBWT. In chapter 1 we analyzed the structure and functioning of remnant pools from the perspective of their drying. We found that pool drying reduced water quality and led to a change in taxonomic composition, reducing the richness of sediment invertebrates and promoting scrapers dominance. Leaf litter decomposition was fast compared to other tropical aquatic systems, although we did not verify the direct influence of leaf litter-associated invertebrates. In this context, the loss of the pool phase in intermittent rivers (e.g., perennialization by IBWT) can result in meaningful changes in the functioning of intermittent rivers. In chapter 2 we study the aquatic phase change (pool to flow) in intermittent rivers and the IBWT influence on both phases. We use functional attribute dominance and invertebrate functional redundancy as a proxy for changes in ecosystem processes. Our data showed the importance of alternating river phases in the domain of drought resistance and resilience attributes. Furthermore, the flow phase showed greater functional redundancy. IBWT did not reduce water quality in any phase, but it promoted significant changes in functional traits dominance during the flow phase. Invertebrates were more dependent on the aquatic environment for dispersion. Our results indicate that the perennialization of intermittent channels by water transfer can be a critical way of entry of exotic species and change in the functional profile of the biota, with potential effects on nutrient cycling. In chapter 3 we analyze the functioning of the flow phase of intermittent rivers. Here, the influence of the water transfer was reflected in higher turbidity values and a higher presence of gravel in the sediment. The composition and rarefied diversity of leaf litter-associated invertebrates were sensitive to changes promoted by IBWT. Furthermore, leaf litter decomposition was sensitive to variations between rivers, but IBWT did not significantly alter decomposition rates. Our results indicated that the maintenance of the phase change (flow to pool) in the river with water transfer attenuated the effects on the water quality and on the biota. In general, this thesis evidenced important aspects of the functioning of intermittent rivers and also pointed out promising parameters for the environmental assessment of water transfer receptor basins. Finally, we suggest the need for continuous environmental monitoring of the water transfer receptor basin.

INTRODUÇÃO GERAL

Áreas secas (*drylands*) são áreas onde a precipitação é balanceada pela evapotranspiração (Maestre et al. 2021) e compreendem as regiões hiperáridas, áridas, semiáridas e subúmidas (Feng and Fu 2013, Huang et al. 2016). Áreas secas cobrem cerca de 41% da superfície terrestre e englobam mais de um terço da população mundial (Mortimore 2009). As previsões climáticas indicam que essas regiões deverão sofrer com aumento da temperatura e com a intensificação dos regimes de seca (Marengo et al. 2011, Trenberth et al. 2014, Schlaepfer et al. 2017). Assim, a conservação dos ecossistemas de água doce em áreas secas deve ser prioritária, uma vez que o desenvolvimento humano está diretamente ligado à sua presença (Marengo et al. 2011, Reid et al. 2019).

Ecossistemas de água doce (*i.e.* córregos, riachos, rios, reservatórios) cobrem cerca de 0.8% da superfície terrestre, representando não mais do que 0,008% do volume de água na Terra (Mittermeier et al. 2010). Apesar da baixa quantidade relativa, esses ecossistemas são essenciais para a manutenção de processos ecossistêmicos e conseqüentemente para o fornecimento de serviços (Carpenter et al. 2011, Reid et al. 2019). Entre os ecossistemas de água doce mais importantes na provisão de serviços ecossistêmicos para homem estão os rios (Reid et al. 2019). Como consequência, as atividades humanas têm alterado importantes características dos rios como o regime de fluxo hídrico (Hauer and Lorang 2004, Yang et al. 2012, Li et al. 2017).

Os rios podem ser classificados de acordo com o seu regime de fluxo hídrico em perenes e intermitentes (Datry et al. 2017). Rios perenes têm presença de água superficial ininterrupta e são historicamente mais estudados do que rios intermitentes, sendo inclusive base para modelos conceituais do funcionamento de rios (Allen et al. 2020). Por outro lado, rios intermitentes param de fluir ou secam completamente durante algum período (Datry et al. 2014) e apenas na última década têm tido seu funcionamento mais bem estudado (Acuña et al. 2014, Kelso and Entekin 2018, Simões et al. 2021a). Apesar disso, rios intermitentes compreendem mais da metade do comprimento total da rede fluvial terrestre (Datry et al. 2014), chegando a 90% em áreas secas (Nadeau and Rains 2007). Esses números tendem a aumentar em função da influência antrópica e das mudanças climáticas globais que fazem com que rios perenes experimentem cada vez mais fases sem fluxo hídrico (Döll and Schmied 2012, Pumo et al. 2016). Nesse cenário de aumento em todo o mundo, é fundamental entender melhor a estrutura e funcionamento dos rios intermitentes.

Funcionamento de Rios Intermitentes

Rios intermitentes são os ecossistemas de água doce mais dinâmicos do planeta, com regime de fluxo hídrico que passa por diferentes fases: lótica, lêntica e terrestre (Gallart et al. 2016). A fase lótica, ou fase de fluxo, é marcada pela presença de fluxo hídrico superficial conectando diferentes habitats no canal do rio (Stanley et al. 1997, Karaouzas et al. 2018). A fase lêntica, ou fase de poças, tem início com a interrupção do fluxo e formação de poças desconectadas no canal (Stanley et al. 1997, Hill and Milner 2018). Essas poças podem perdurar até o próximo evento de fluxo hídrico (poças perenes) ou secar rapidamente (poças temporárias) e dar início à fase terrestre do rio (Bogan et al. 2017b). A alternância dessas fases pode ser entendida pelo modelo de expansão e contração de rios (Stanley et al. 1997), sob a perspectiva de expansão e contração dos habitats aquáticos e das alterações ambientais promovidas. Assim, a mudança de fases nos rios intermitentes provoca alterações importantes nas características físicas e químicas dos habitats.

A fase de fluxo hídrico de rios intermitentes em áreas secas só tem início com os eventos de chuva e o escoamento superficial da água. Isso se deve à presença de lençóis freáticos transitórios e água subterrânea localizada em zonas mais profundas do que em rios perenes (Rassam et al. 2006). Com o retorno do fluxo, as concentrações de íons (p.ex. sulfato, sódio, cálcio, potássio, fosfato e cloreto) e de carbono orgânico dissolvido aumentam nos rios (Elsenbeer et al. 1994, Al-Qudah et al. 2015, Gómez et al. 2017). A mobilização e o transporte de materiais dissolvidos e particulados dos solos elevam as concentrações de sólidos suspensos na água, alterando também a composição do substrato e tornando-se uma importante fonte de carbono e nitrogênio para o rio (Brooks et al. 2007, Gómez et al. 2017). Os detritos vegetais alóctones depositados no leito durante as fases secas (poças ou fase terrestre) também contribuem para o aumento dos teores de matéria orgânica durante essa fase (Datry et al. 2018b, von Schiller et al. 2019). No entanto, a conectividade existente na fase de fluxo é rapidamente perdida com a interrupção das chuvas e formação de poças remanescentes. Nesse cenário, o fim do escoamento superficial e o início da secagem dos habitats aquáticos promovem uma série de mudanças ambientais (Gómez et al. 2017).

Com o fim das chuvas, a seca promove redução da conectividade lateral e longitudinal dos habitats aquáticos no leito dos rios (Boersma et al. 2014). As elevadas temperaturas e a alta incidência luminosa aceleram a evaporação da água, aumentando a concentração de nutrientes dissolvidos e, conseqüentemente, a condutividade elétrica (Gómez et al. 2017). Essas condições favorecem o crescimento algal e aceleram a decomposição mediada por microrganismos (fungos e bactérias) (Bunn et al. 2006, Abril et al. 2016). A alta demanda por oxigênio dissolvido (OD), aliada às elevadas temperaturas, reduzem a disponibilidade de OD nas poças (Lake 2003, 2011). Essas

alterações reduzem a qualidade do ambiente aquático para a biota (p.ex. invertebrados aquáticos; Hill and Milner 2018, Bogan et al. 2019) (Figura 1).



Figura 1 – Fotos e representação da mudança de fase (poças para fluxo) dos ecossistemas aquáticos em rios intermitentes de regiões semiáridas ao longo dos períodos de seca e chuva.

A biota de rios intermitentes: diversidade taxonômica e funcional de invertebrados

Os invertebrados de água doce são um grupo diversificado que colonizam diferentes ambientes como lagos, reservatórios, córregos e rios (Merritt and Cummins 1981). Invertebrados têm se mostrado um dos grupos biológicos de maior relevância para a ecologia aquática ao longo da história (Carter et al. 2017). A utilização dos invertebrados na ecologia de rios é baseada em características como sua ampla distribuição, elevada diversidade e o importante papel desempenhado no funcionamento ecossistêmico (Menezes et al. 2010). A sensibilidade do grupo às

alterações hidrológicas o tornou importante também nas pesquisas sobre o funcionamento de rios intermitentes (Schriever et al. 2015, Giam et al. 2017). Desde então, diversos trabalhos têm utilizado invertebrados como modelo biológico para testar as mais diversas hipóteses ecológicas nesses sistemas (Bogan et al. 2017a, Sarremejane et al. 2021, Vander Vorste et al. 2021). As métricas taxonômicas como a composição, a abundância e a diversidade estão entre as principais métricas utilizadas na ecologia de rios intermitentes (Boulton 2003, Mathers et al. 2019).

À medida que o fluxo hídrico cessa e o rio começa a secar diversos táxons sensíveis ao fluxo são perdidos (p.ex. EPT-Ephemeroptera/Plecoptera/Trichoptera) (Boulton 2003). Neste momento os táxons de ambiente lótico dão espaço aos de ambiente lêntico, o que contribui para a manutenção dos valores de riqueza taxonômica da assembleia de invertebrados (Boersma et al. 2014). Contudo, à medida que a seca avança ocorre uma homogeneização na composição da assembleia de invertebrados (Sheldon et al. 2010). A redução da qualidade das poças a secagem mantém apenas táxons com fortes adaptações à seca (Leigh and Datry 2017, Leigh et al. 2019). Sob essa premissa, é esperado que a riqueza taxonômica reduza com a secagem das poças (Chase 2007). Apesar disso, táxons lênticos como Hemiptera e Coleoptera podem dominar a composição de espécies (Sheldon et al. 2010), mantendo os valores de riqueza estáveis. Notonectidae, Corixidae e Hydrophilidae também são comuns durante essa fase devido à sua capacidade de dispersão e busca ativa por poças disponíveis no leito do rio (Bogan et al. 2015). Desse modo, também podemos esperar que a assembleia de invertebrados mantenha elevadores de riqueza de espécies durante a secagem das poças, uma vez que a assembleia está adaptada aos eventos de secagem (Boersma et al. 2014). Assim, os efeitos da secagem sobre os parâmetros taxonômicos da assembleia de invertebrados ainda não estão claros na ecologia de rios intermitentes.

Um outro desafio para a ecologia de rios intermitentes tem sido entender como a secagem afeta a estruturação temporal da assembleia de invertebrados (Leigh et al. 2019). A modificação da composição entre as fases de fluxo e poça com domínio de *taxa* resistentes à seca aponta que a substituição de espécies ao longo do tempo (*turnover*) é o principal responsável por essa estruturação (Hill and Milner 2018, Leigh et al. 2019). Desse modo, a seca seria um retorno na sucessão ecológica para a estrutura e a composição taxonômica das assembleias aquáticas (Dolédec et al. 2017). Por outro lado, a composição da assembleia de invertebrados em fases mais avançadas da secagem de poças pode ser apenas uma parcela da assembleia das fases iniciais (Sheldon et al. 2010) ou mesmo da fase de fluxo indicando que o aninhamento é o principal responsável pela estruturação (Petsch et al., 2015). Assim, nesta fase dos rios intermitentes a colonização da assembleia chegaria em seu clímax. Diante disso, mais esforços são necessários a fim de se

entender quais os mecanismos que dirigem a estruturação da assembleia de invertebrados em rios intermitentes em resposta à secagem.

As mudanças na estrutura da assembleia de invertebrados podem ser melhor entendidas examinando características taxonômicas junto aos atributos funcionais (Wooster et al. 2012, Giam et al. 2017). Atributos funcionais são características morfológicas, fisiológicas ou comportamentais expressas no fenótipo dos organismos e que podem influenciar o funcionamento ecossistêmico (Petchey and Gaston 2006). Nos estudos com rios intermitentes os atributos funcionais são comumente divididos em atributos de resistência e resiliência à seca (Giam et al. 2017, Stubbington et al. 2017, Kelso and Entrekina 2018). Atributos de resiliência são aqueles que aumentam a capacidade de dispersão ou mobilidade de um organismo. Entre os atributos de resiliência estão aqueles ligados à capacidade de se dispersar no habitat (p.ex. habilidade de nado, modo de dispersão), permitindo que o organismo encontre habitats disponíveis no canal na fase de poças ou colonize novos habitats durante a fase de fluxo (Giam et al. 2017, Kelso and Entrekina 2018). Os atributos de resistência (p.ex. proteção corpórea contra dissecação ou modo de respiração) conferem capacidade de sobrevivência a condições adversas geradas pela seca mais comuns durante a fase de poças (Kelso and Entrekina 2018, Leigh et al. 2019). No entanto, apesar dos esforços recentes o conhecimento acerca da variação na composição de atributos de invertebrados nas diferentes fases dos rios intermitentes ainda é incipiente (Dolédec et al. 2017), especialmente em rios intermitentes de áreas secas.

A composição de atributos funcionais pode apontar informações importantes como o número, tipo e distribuição das funções desempenhadas pelos organismos no ecossistema (diversidade funcional) (Díaz and Cabido 2001, Schriever et al. 2015, Suárez et al. 2017). A importância da diversidade funcional é realçada pelo fato de que mudanças ambientais promovem mudanças na diversidade funcional, mas não necessariamente na diversidade taxonômica (Bonada et al. 2007, Schriever et al. 2015). Isso acontece porque espécies diferentes podem manter funções ecossistêmicas semelhantes (redundância funcional, Rosenfeld 2002), tornando o efeito das mudanças na identidade das espécies nulo para o funcionamento ecossistêmico. Por outro lado, a identidade de uma espécie pode ser importante para o ecossistema quando ela sustenta uma importante função ecossistêmica (Dangles and Malmqvist 2004). Partindo dessa premissa, o domínio de espécies chave para o funcionamento ecossistêmico pode ser importante na manutenção de determinada função. Assim, embora os estudos ainda sejam escassos, a junção das abordagens taxonômicas e funcionais é promissora uma vez que ambas podem responder diferentes questões relacionadas ao funcionamento de rios intermitentes.

Processos ecossistêmicos em rios intermitentes: decomposição de detritos foliares

A mudança de fases em rios intermitentes afeta os processos ecossistêmicos (Sabater and Tockner 2009, Corti et al. 2011, Datry et al. 2018a). Um dos processos afetados pelas mudanças de fases é a decomposição de matéria orgânica que é fundamental para o balanço global do carbono (Webster and Benfield 1986, Raymond et al. 2013). A decomposição tem sido amplamente estudada em rios perenes, entretanto rios intermitentes têm sido apontados como importantes reatores biogeoquímicos nas últimas décadas (Larned et al. 2010, Datry et al. 2018b, Shumilova et al. 2019). Isso se deve à capacidade que rios intermitentes têm de armazenar grandes quantidades de matéria orgânica durante as fases secas (fase de poça e fase terrestre), em comparação com rios perenes, e de processar essa matéria orgânica durante a fase lótica ou de fluxo (Datry et al. 2018b, Brintrup et al. 2019). Apesar do crescente interesse na decomposição em rios intermitentes existem lacunas importantes especialmente em regiões tropicais áridas e semiáridas (von Schiller et al. 2017). Assim, entender quais os efeitos da alternância de fases dos rios intermitentes sobre a decomposição ainda é um desafio (von Schiller et al. 2017).

Em regiões tropicais áridas ou semiáridas a interrupção do fluxo hídrico nos rios intermitentes acontece em sincronia com a queda foliar da maioria das espécies vegetais (Machado et al. 1997). A baixa disponibilidade hídrica no solo aliada ao aumento no fotoperíodo faz com que as espécies percam suas folhas (Lima et al. 2021). Na zona ripária, o detrito foliar e diversos outros detritos (p. ex. madeira, carcaça de animais) se acumulam nos solos, no leito seco do rio e nas poças remanescentes (von Schiller et al. 2017, Datry et al. 2018b). Nas poças, a comunidade decompositora enfrenta a redução na qualidade da água com acúmulo de nutrientes que estimula a atividade heterotrófica e promove redução do oxigênio dissolvido (Lake 2003). Os poucos estudos que avaliaram a decomposição de detritos nesses sistemas apontam uma baixa atividade ou ausência de invertebrados fragmentadores (Schlief and Mutz 2009, Abril et al. 2016). Entretanto, as poças podem oferecer condições necessárias para o domínio de invertebrados raspadores (raspam o perifiton de superfícies como a superfície foliar, Merritt et al. 2017). Raspadores também podem fragmentar o detrito foliar e contribuir para a decomposição (Brady and Turner 2010, Rezende et al. 2010, Gonçalves et al. 2017). Assim, as poças remanescentes podem sustentar a decomposição de detritos durante a fase seca dos rios intermitentes até sua secagem completa ou até o próximo evento de fluxo hídrico superficial.

Com o retorno do fluxo hídrico superficial os detritos acumulados na zona ripária e no leito seco são carregados pelo escoamento superficial e entram no sistema aquático (Datry et al. 2018b,

Brintrup et al. 2019). A entrada de sedimento e matéria orgânica (von Schiller et al. 2011, 2017, Datry et al. 2018b) aliada à expansão do ecossistema aquático aumenta a disponibilidade de recurso alimentar e habitat para os invertebrados (Bogan et al. 2015). Os detritos foliares durante essa fase podem ser colonizados por um número maior de invertebrados que podem utilizá-lo como substrato, abrigo contra predadores e recurso alimentar (Cavalcanti Júnior et al. 2018). Desse modo, aumentos na diversidade de invertebrados podem acelerar as taxas de decomposição de detritos foliares durante a fase de fluxo em rios intermitentes (Gessner et al. 2010).

A resposta da decomposição às mudanças hidrológicas em rios intermitentes de regiões semiáridas tem recebido crescente atenção nos últimos anos (Lohse et al. 2020, Simões et al. 2021b, 2021a, Viza et al. 2021). A presença de fluxo hídrico superficial tem sido apontada como um dos principais fatores responsáveis por dirigir a decomposição nessas regiões (Lohse et al. 2020). Porém, alterações antrópicas que modificam a dinâmica da presença de fluxo como a perenização de canais por obras de transposição hídrica podem levar a alterações ambientais que refletem na estrutura e funcionamento dos rios intermitentes (Bui et al. 2020). Nesse contexto a decomposição pode ser uma ferramenta importante para a avaliação de ecossistemas aquáticos impactados (Frainer et al. 2021).

Respostas dos ecossistemas aquáticos às obras de transposição

Projetos de transposição hídrica entre bacias hidrográficas (ou *inter-basin water transfer*, IBWT) consistem em obras para transporte de água entre bacias hidrográficas naturalmente desconectadas (Davies et al. 1992, Zhuang 2016). Evidências arqueológicas apontam que as primeiras IBWT foram projetadas ainda no Egito antigo (cerca de 2500 anos antes de Cristo) (Davies et al. 1992). Ainda hoje IBWT são frequentemente utilizadas para atender a demanda humana por água doce em regiões com maior déficit hídrico (Zhang et al. 2015). A escassez de recursos hídricos aliada ao cenário de mudanças climáticas têm estimulado a implementação de IBWT em todo o mundo, especialmente em regiões áridas e semiáridas (Zhang et al. 2015). Nesse contexto de aumento do número de IBWT em todo o mundo, investigações acerca dos seus efeitos no meio ambiente são fundamentais para a guiar a conservação e gestão dos recursos hídricos (Guo et al. 2020).

Diversos trabalhos têm reportado os efeitos de IBWT em parâmetros limnológicos de bacias hidrográficas receptoras em todo o mundo (Davies et al. 1992, Hu et al. 2008, Zhai et al. 2010, Zhuang 2016, Machado et al. 2018, Zhang et al. 2018, Qin et al. 2019, Yuan et al. 2020, Barbosa et

al. 2021). Os efeitos positivos verificados giram em torno da melhoria na qualidade da água com redução da concentração de amônia, nitrogênio total dissolvido, clorofila *a* (Hu et al. 2008), fitoplâncton (Hu et al. 2008, Zhai et al. 2010), turbidez (Zhang et al. 2018) e aumento na concentração de oxigênio dissolvido (Machado et al. 2018). Além disso, a maior entrada de nutrientes em bacias receptoras pode ser contrabalanceada pelo favorecimento do crescimento e reprodução de organismos de importância econômica (Zhuang 2016). Por outro lado, também são reportados efeitos negativos na qualidade da água (Yuan et al. 2020) como maior erosão e transporte de sedimento (Davies et al. 1992), maior aporte de nutrientes (Zhuang 2016, Qin et al. 2019), aumento da turbidez, dos sólidos suspensos totais e da clorofila *a* (Guo et al. 2020). Diante da complexidade dos efeitos reportados, as características da bacia hidrográfica receptora podem ser determinantes para os efeitos da IBWT (Barbosa et al. 2021) e esses efeitos podem variar de acordo com a distância para a fonte doadora de água e com a qualidade da água da bacia receptora (Guo et al. 2020, Barbosa et al. 2021). Assim, entender os efeitos de IBWT na qualidade da água das bacias receptoras continua sendo um desafio e tem atraído cada vez mais atenção.

As modificações na qualidade da água promovidas por IBWT também afetam as assembleias biológicas. A maior parte das descrições biológicas é referente à parâmetros taxonômicos da assembleia de peixes (Grant et al. 2012, Qin et al. 2019, Guo et al. 2020). Estes trabalhos reportam impactos como a invasão por espécies exóticas, a maior dominância e homogeneização taxonômica (ou seja, maior uniformidade taxonômica) da assembleia em rios receptores (Qin et al. 2019, Guo et al. 2020). Do mesmo modo, a invasão biológica também foi verificada por moluscos exóticos após uma IBWT (Gallardo and Aldridge 2018). Esses resultados se devem ao fato de que obras de transposição removem importantes barreiras biogeográficas e promovem o compartilhamento de flora e fauna das bacias conectadas (Dudgeon et al. 2006, Gallardo and Aldridge 2018). Assim, os efeitos das IBWT reportados sobre a biota aquática são inteiramente taxonômicos e apontam que o favorecimento do domínio de poucas espécies, homogeneização taxonômica e a invasão por espécies exóticas.

O interesse nos efeitos de obras de transposição tem aumentado nas últimas décadas com reflexo na crescente quantidade de trabalhos publicados sobre o tema (Zhang et al. 2015). Parte desse interesse deriva da construção na China do *South-to-North water transfer project* para atender a demanda hídrica da região norte do país. (Zhang 2009, Zhang et al. 2015). Entretanto, as avaliações dos impactos ambientais dessas obras dependem do contexto local dos ecossistemas doadores e receptores. Assim, os resultados obtidos em diferentes regiões são úteis, mas não suficientes para guiar os tomadores de decisão no estabelecimento de critérios de avaliação dos impactos ambientais dessas obras.

Transposição do Rio São Francisco

A condição de escassez de recursos hídricos na região semiárida brasileira levou a implementação do projeto de transposição de águas entre diferentes bacias hidrográficas mais conhecido como transposição do Rio São Francisco (nomeado oficialmente como Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional) (Ministério da Integração Nacional, 2004). Embora idealizado no século XIX com apoio do então Imperador Dom Pedro II, o projeto só foi implementado pelo Governo Federal do Brasil nos anos 2000 (Roman 2017). O objetivo do projeto é bombear água do Rio São Francisco (um dos maiores rios em extensão da América) para o nordeste brasileiro (Brito and Magalhães 2017, Daga et al. 2020). Assim, a transposição do Rio São Francisco surge como solução para os problemas econômicos e sociais enfrentados por essa região semiárida brasileira.

A transposição do Rio São Francisco acontece por meio de dois grandes sistemas de canais artificiais, tubulações e estações elevatórias que somam cerca de 720 km de extensão (Pittock et al. 2009, Barbosa et al. 2021). O primeiro sistema, o eixo norte, transfere água do rio São Francisco para as bacias hidrográficas do Rio Jaguaribe, Piranhas-Açu e Apodi-Mossoró; O segundo sistema, o eixo leste, transfere água do Rio São Francisco para a bacia hidrográfica do rio Paraíba (Barbosa et al. 2021). Apesar da magnitude do projeto apenas um trabalho foi publicado até o momento sobre os impactos da transposição do Rio São Francisco nos ecossistemas aquáticos receptores (Barbosa et al. 2021).

Barbosa et al. (2021) estudaram os efeitos da transposição do Rio São Francisco sobre os reservatórios da bacia hidrográfica de um rio intermitente da região semiárida brasileira, o rio Paraíba (eixo leste do projeto). A transposição homogeneizou as características limnológicas dos reservatórios, entretanto seus efeitos sobre a qualidade da água foram dependentes das características de cada reservatório (Barbosa et al. 2021). Além disso, a passagem da água da transposição pelo leito seco do rio Paraíba levou ao aumento dos teores de matéria orgânica nos reservatórios, reduzindo a qualidade da água (Barbosa et al. 2021). No entanto, os resultados verificados são apenas de efeitos de curto prazo o que realça a necessidade do monitoramento contínuo e da investigação dos efeitos da transposição do Rio São Francisco sobre outros aspectos dos ecossistemas aquáticos da bacia do rio Paraíba.

OBJETIVO E ESTRUTURA DA TESE

A presente tese foi dividida em três capítulos em formato de manuscritos científicos publicáveis em periódicos. O objetivo geral foi investigar diferentes questões relacionadas à variabilidade natural do funcionamento de rios intermitentes e sua resposta frente a uma obra de transposição hídrica. Além disso, buscou-se investigar e estabelecer parâmetros sensíveis aos impactos ambientais gerados por uma obra de transposição. Nesse contexto, esperamos que os resultados gerados possam servir de base para o monitoramento ambiental em rios intermitentes integrando aspectos físicos, químicos e biológicos nos processos ecossistêmicos.

No **capítulo 1** nós analisamos a influência da secagem das poças remanescentes sobre a redução na qualidade da água e sobre a assembleia de invertebrados, bem como as implicações dessas alterações para a decomposição de detritos foliares. No **capítulo 2** avaliamos como a mudança de fase aquática (poça para fluxo) pode afetar o funcionamento ecossistêmico. Assim, utilizamos aspectos funcionais da assembleia de invertebrados como *proxy* para o funcionamento ecossistêmico frente a mudança de fase (poça para fluxo) e uma obra de transposição hídrica. No **capítulo 3** nós focamos na fase em que se esperam os maiores impactos da perenização de rios intermitentes por obras de transposição: a fase de fluxo. Assim, analisamos as variações ambientais e na assembleia de invertebrados associados aos detritos foliares. Por fim, apresentamos as considerações finais reunindo as principais contribuições da tese para o avanço do conhecimento na ecologia de rios, junto com implicações mais amplas e as perspectivas futuras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abril, M., I. Muñoz, and M. Menéndez. 2016. Heterogeneity in leaf litter decomposition in a temporary Mediterranean stream during flow fragmentation. *Science of the Total Environment* 553:330–339.
- Acuña, V., T. Datry, J. Marshall, D. Barceló, C. N. Dahm, A. Ginebreda, G. McGregor, S. Sabater, K. Tockner, and M. A. Palmer. 2014, March 7. Why should we care about temporary waterways? American Association for the Advancement of Science.
- Al-Qudah, O. M., J. C. Walton, and A. Woocay. 2015. Chemistry and evolution of desert ephemeral stream runoff. *Journal of Arid Environments* 122:169–179.
- Allen, D. C., T. Datry, K. S. Boersma, M. T. Bogan, A. J. Boulton, D. Bruno, M. H. Busch, K. H. Costigan, W. K. Dodds, K. M. Fritz, S. E. Godsey, J. B. Jones, T. Kaletova, S. K. Kampf, M. C. Mims, T. M. Neeson, J. D. Olden, A. V. Pastor, N. L. R. Poff, B. L. Ruddell, A. Ruhi, G. Singer, P. Vezza, A. S. Ward, and M. Zimmer. 2020, September 1. River ecosystem conceptual models and non-perennial rivers: A critical review. John Wiley and Sons Inc.
- Barbosa, J. E. de L., J. dos Santos Severiano, H. Cavalcante, D. de Lucena-Silva, C. F. Mendes, V. V. Barbosa, R. D. dos Santos Silva, D. A. de Oliveira, and J. Molozzi. 2021. Impacts of inter-basin water transfer on the water quality of receiving reservoirs in a tropical semi-arid region. *Hydrobiologia* 848:651–673.
- Boersma, K. S., M. T. Bogan, B. A. Henrichs, and D. A. Lytle. 2014. Invertebrate assemblages of pools in arid-land streams have high functional redundancy and are resistant to severe drying. *Freshwater Biology* 59:491–501.
- Bogan, M. T., K. S. Boersma, and D. A. Lytle. 2015. Resistance and resilience of invertebrate communities to seasonal and suprasonal drought in arid-land headwater streams. *Freshwater Biology* 60:2547–2558.
- Bogan, M. T., E. T. Chester, T. Datry, A. L. Murphy, B. J. Robson, A. Ruhi, R. Stubbington, and J. E. Whitney. 2017a. Resistance, Resilience, and Community Recovery in Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. Pages 349–376 *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier Inc.
- Bogan, M. T., J. L. Hwan, K. Cervantes-Yoshida, J. Ponce, and S. M. Carlson. 2017b. Aquatic invertebrate communities exhibit both resistance and resilience to seasonal drying in an intermittent coastal stream. *Hydrobiologia* 799:123–133.
- Bogan, M. T., R. A. Leidy, L. Neuhaus, C. J. Hernandez, and S. M. Carlson. 2019. Biodiversity value of remnant pools in an intermittent stream during the great California drought. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29:976–989.

- Bonada, N., M. Rieradevall, and N. Prat. 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia* 589:91–106.
- Boulton, A. J. 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 1173–1185.
- Brady, J. K., and A. M. Turner. 2010. Species-specific effects of gastropods on leaf litter processing in pond mesocosms. *Hydrobiologia* 651:93–100.
- Brintrup, K., C. Amigo, J. Fernández, A. Hernández, F. Pérez, J. Félez-Bernal, A. Butturini, K. Saez-Carrillo, M. A. Yevenes, and R. Figueroa. 2019. Comparison of organic matter in intermittent and perennial rivers of mediterranean Chile with the support of citizen science. *Revista Chilena de Historia Natural* 92:1–10.
- Brito, M. F. G., and A. L. B. Magalhães. 2017. Brazil's development turns river into sea. *Science* 358:179.1-179.
- Brooks, P. D., P. A. Haas, and A. K. Huth. 2007. Seasonal variability in the concentration and flux of organic matter and inorganic nitrogen in a semiarid catchment, San Pedro River, Arizona. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 112:n/a-n/a.
- Bui, D. T., D. T. Asl, E. Ghanavati, N. Al-Ansari, S. Khezri, K. Chapi, A. Amini, and B. T. Pham. 2020. Effects of inter-basinwater transfer on water flow condition of destination basin. *Sustainability (Switzerland)* 12:338.
- Bunn, S. E., M. C. Thoms, S. K. Hamilton, and S. J. Capon. 2006. Flow variability in dryland rivers: Boom, bust and the bits in between. *River Research and Applications* 22:179–186.
- Carpenter, S. R., E. H. Stanley, and M. J. Vander Zanden. 2011. State of the world's freshwater ecosystems: Physical, chemical, and biological changes. *Annual Review of Environment and Resources* 36:75–99.
- Carter, J. L., V. H. Resh, and M. J. Hannaford. 2017. Macroinvertebrates as Biotic Indicators of Environmental Quality. Pages 293–318 *Methods in Stream Ecology: Third Edition*. Academic Press.
- Cavalcanti Júnior, M. M., L. U. Hepp, J. Molozzi, and D. M. B. M. Trovão. 2018. Leaf traits of Brazilian semiarid species as regulatory factors for associated aquatic invertebrates. *Journal of Limnology* 77.
- Chase, J. M. 2007. Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104:17430–17434.
- Corti, R., T. Datry, L. Drummond, and S. T. Larned. 2011. Natural variation in immersion and emersion affects breakdown and invertebrate colonization of leaf litter in a temporary river. *Aquatic Sciences* 73:537–550.

- Daga, V. S., V. M. Azevedo-Santos, F. M. Pelicice, P. M. Fearnside, G. Perbiche-Neves, L. R. P. Paschoal, D. C. Cavallari, J. Erickson, A. M. C. Ruocco, I. Oliveira, A. A. Padial, and J. R. S. Vitule. 2020. Water diversion in Brazil threatens biodiversity. *Ambio* 49:165–172.
- Dangles, O., and B. Malmqvist. 2004. Species richness-decomposition relationships depend on species dominance. *Ecology Letters* 7:395–402.
- Datry, T., N. Bonada, and A. J. Boulton. 2017. General introduction. Pages 1–20 *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier Inc.
- Datry, T., A. J. Boulton, N. Bonada, K. Fritz, C. Leigh, E. Sauquet, K. Tockner, B. Hugueny, and C. N. Dahm. 2018a, January 1. Flow intermittence and ecosystem services in rivers of the Anthropocene. John Wiley & Sons, Ltd.
- Datry, T., A. Foulquier, R. Corti, D. Von Schiller, K. Tockner, C. Mendoza-Lera, J. C. Clément, M. O. Gessner, M. Moleón, R. Stubbington, B. Gücker, R. Albarinõ, D. C. Allen, F. Altermatt, M. I. Arce, S. Arnon, D. Banas, A. Banegas-Medina, E. Beller, M. L. Blanchette, J. F. Blanco-Libreros, J. J. Blessing, I. G. Boëchat, K. S. Boersma, M. T. Bogan, N. Bonada, N. R. Bond, K. C. Brintrup Barriá, A. Bruder, R. M. Burrows, T. Cancellario, C. Canhoto, S. M. Carlson, S. Cauvy-Fraunié, N. Cid, M. Danger, B. De Freitas Terra, A. M. De Girolamo, E. De La Barra, R. Del Campo, V. D. Diaz-Villanueva, F. Dyer, A. Elosegı, E. Faye, C. Febria, B. Four, S. Gafny, S. D. Ghatе, R. Gómez, L. Gómez-Gener, M. A. S. Graca, S. Guareschi, F. Hoppeler, J. L. Hwan, J. I. Jones, S. Kubheka, A. Laini, S. D. Langhans, C. Leigh, C. J. Little, S. Lorenz, J. C. Marshall, E. Martín, A. R. McIntosh, E. I. Meyer, M. Miliša, M. C. Mlambo, M. Morais, N. Moya, P. M. Negus, D. K. Niyogi, A. Papatheodoulou, I. Pardo, P. Pařil, S. U. Pauls, V. Peřić, M. Polářek, C. T. Robinson, P. Rodríguez-Lozano, R. J. Rolls, M. M. Sánchez-Montoya, A. Savić, O. Shumilova, K. R. Sridhar, A. L. Steward, R. Storey, A. Taleb, A. Uzan, R. Vander Vorste, N. J. Waltham, C. Woelfle-Erskine, D. Zak, C. Zarfl, and A. Zoppini. 2018b. A global analysis of terrestrial plant litter dynamics in non-perennial waterways. *Nature Geoscience* 11:497–503.
- Datry, T., S. T. Larned, and K. Tockner. 2014. Intermittent Rivers: A Challenge for Freshwater Ecology. *BioScience* 64:229–235.
- Davies, B. R., M. Thoms, and M. Meador. 1992. An assessment of the ecological impacts of inter-basin water transfers, and their threats to river basin integrity and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 2:325–349.
- Díaz, S., and M. Cabido. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution* 16:646–655.
- Dolédec, S., J. Tilbian, and N. Bonada. 2017. Temporal variability in taxonomic and trait compositions of invertebrate assemblages in two climatic regions with contrasting flow regimes. *Science of the Total Environment* 599–600:1912–1921.

- Döll, P., and H. M. Schmied. 2012. How is the impact of climate change on river flow regimes related to the impact on mean annual runoff? A global-scale analysis. *Environmental Research Letters* 7:14037–14048.
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z. I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A. H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny, and C. A. Sullivan. 2006, May. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biol Rev Camb Philos Soc*.
- Elsenbeer, H., A. West, and M. Bonell. 1994. Hydrologic pathways and stormflow hydrochemistry at South Creek, northeast Queensland. *Journal of Hydrology* 162:1–21.
- Feng, S., and Q. Fu. 2013. Atmospheric Chemistry and Physics Expansion of global drylands under a warming climate. *Atmos. Chem. Phys* 13:10081–10094.
- Frainer, A., A. Bruder, F. Colas, V. Ferreira, and B. G. McKie. 2021. Plant Litter Decomposition as a Tool for Stream Ecosystem Assessment. Pages 483–509 *The Ecology of Plant Litter Decomposition in Stream Ecosystems*. Springer International Publishing, Cham.
- Gallardo, B., and D. C. Aldridge. 2018. Inter-basin water transfers and the expansion of aquatic invasive species. *Water Research* 143:282–291.
- Gallart, F., P. Llorens, J. Latron, N. Cid, M. Rieradevall, and N. Prat. 2016. Validating alternative methodologies to estimate the regime of temporary rivers when flow data are unavailable. *Science of the Total Environment* 565:1001–1010.
- Gessner, M. O., C. M. Swan, C. K. Dang, B. G. McKie, R. D. Bardgett, D. H. Wall, and S. Hättenschwiler. 2010, June 1. Diversity meets decomposition. *Elsevier Current Trends*.
- Giam, X., W. Chen, T. A. Schriever, R. Van Driesche, R. Muneeppeerakul, D. A. Lytle, and J. D. Olden. 2017. Hydrology drives seasonal variation in dryland stream macroinvertebrate communities. *Aquatic Sciences* 79:705–717.
- Gómez, R., M. I. Arce, D. S. Baldwin, and C. N. Dahm. 2017. *Water Physicochemistry in Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*. Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management. Elsevier Inc.
- Gonçalves, J. F., S. R. M. Couceiro, R. S. Rezende, R. T. Martins, B. M. P. Ottoni-Boldrini, C. M. Campos, J. O. Silva, and N. Hamada. 2017. Factors controlling leaf litter breakdown in Amazonian streams. *Hydrobiologia* 792:195–207.
- Grant, E. H. C., H. J. Lynch, R. Muneeppeerakul, M. Arunachalam, I. Rodríguez-Iturbe, and W. F. Fagan. 2012. Interbasin water transfer, riverine connectivity, and spatial controls on fish biodiversity. *PLoS ONE* 7:e34170.
- Guo, C., Y. Chen, R. E. Gozlan, H. Liu, Y. Lu, X. Qu, W. Xia, F. Xiong, S. Xie, and L. Wang. 2020. Patterns of fish communities and water quality in impounded lakes of China's south-to-north water diversion project. *Science of the Total Environment* 713:136515.

- Hauer, F. R., and M. S. Lorang. 2004. River regulation, decline of ecological resources, and potential for restoration in a semi-arid lands river in the western USA. Pages 388–401 *Aquatic Sciences*. Springer.
- Hauer, F. R., and V. H. Resh. 2017. Macroinvertebrates. Pages 297–319 *Methods in Stream Ecology: Third Edition*.
- Hill, M. J., and V. S. Milner. 2018. Ponding in intermittent streams: A refuge for lotic taxa and a habitat for newly colonising taxa? *Science of the Total Environment* 628–629:1308–1316.
- Hu, W., S. Zhai, Z. Zhu, and H. Han. 2008. Impacts of the Yangtze River water transfer on the restoration of Lake Taihu. *Ecological Engineering* 34:30–49.
- Huang, J., H. Yu, X. Guan, G. Wang, and R. Guo. 2016. Accelerated dryland expansion under climate change. *Nature Climate Change* 6:166–171.
- Karaouzas, I., E. Smeti, A. Vourka, L. Vardakas, A. Mentzafou, E. Tornés, S. Sabater, I. Muñoz, N. T. Skoulikidis, and E. Kalogianni. 2018. Assessing the ecological effects of water stress and pollution in a temporary river - Implications for water management. *Science of the Total Environment* 618:1591–1604.
- Kelso, J. E., and S. A. Entekin. 2018. Intermittent and perennial macroinvertebrate communities had similar richness but differed in species trait composition depending on flow duration. *Hydrobiologia* 807:189–206.
- Lake, P. S. 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology*.
- Lake, S. P. 2011. *Drought and Aquatic Ecosystems: Effects and Responses*. Drought and Aquatic Ecosystems: Effects and Responses. John Wiley and Sons, Chichester, UK.
- Larned, S. T., T. Datry, D. B. Arscott, and K. Tockner. 2010. Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshwater Biology* 55:717–738.
- Leigh, C., T. W. H. Aspin, T. J. Matthews, R. J. Rolls, and M. E. Ledger. 2019. Drought alters the functional stability of stream invertebrate communities through time. *Journal of Biogeography* 46:1988–2000.
- Leigh, C., and T. Datry. 2017. Drying as a primary hydrological determinant of biodiversity in river systems: a broad-scale analysis. *Ecography* 40:487–499.
- Li, H., Q. Zhang, V. P. Singh, P. Shi, and P. Sun. 2017. Hydrological effects of cropland and climatic changes in arid and semi-arid river basins: A case study from the Yellow River basin, China. *Journal of Hydrology* 549:547–557.
- Lima, A. L. A. de, M. J. N. Rodal, C. C. Castro, A. C. D. Antonino, A. L. de Melo, T. Gonçalves-Souza, and E. V. de S. B. Sampaio. 2021. Phenology of high- and low-density wood deciduous species responds differently to water supply in tropical semiarid regions. *Journal of Arid Environments* 193:104594.

- Lohse, K. A., E. L. Gallo, and T. Meixner. 2020. Influence of Climate and Duration of Stream Water Presence on Rates of Litter Decomposition and Nutrient Dynamics in Temporary Streams and Surrounding Environments of Southwestern USA. *Frontiers in Water* 2.
- Machado, F. H., E. Sartori Jeunon Gontijo, F. Guilherme De Souza Beghelli, F. Hashimoto Fengler, G. Araujo De Medeiros, A. Peche Filho, J. Fernando Leite De Moraes, R. Marcia Longo, and A. Irio Ribeiro. 2018. Environmental impacts of inter-basin water transfer on water quality in the jundiá-mirim river, south-east Brazil. *International Journal of Environmental Impacts: Management, Mitigation and Recovery* 1:80–91.
- Machado, I. C. S., L. M. Barros, and E. V. S. B. Sampaio. 1997. Phenology of caatinga species at Serra Talhada, PE, Northeastern Brazil. *Biotropica* 29:57–68.
- Maestre, F. T., B. M. Benito, M. Berdugo, L. Concostrina-Zubiri, M. Delgado-Baquerizo, D. J. Eldridge, E. Guirado, N. Gross, S. Kéfi, Y. Le Bagousse-Pinguet, R. Ochoa-Hueso, and S. Soliveres. 2021. Biogeography of global drylands. *New Phytologist* 231:540–558.
- Marengo, J. A., L. M. Alves, E. A. Beserra, and F. F. Lacerda. 2011. Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro. Pages 383–422 *Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas*.
- Mathers, K. L., R. Stubbington, D. Leeming, C. Westwood, and J. England. 2019. Structural and functional responses of macroinvertebrate assemblages to long-term flow variability at perennial and nonperennial sites. *Ecohydrology* 12:1–14.
- Menezes, S., D. J. Baird, and A. M. V. M. Soares. 2010, August 1. Beyond taxonomy: A review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. John Wiley & Sons, Ltd.
- Merritt, R. W., and K. W. Cummins. 1981. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. *The Journal of Animal Ecology* 50:330.
- Merritt, R. W., K. W. Cummins, and M. B. Berg. 2017. Trophic Relationships of Macroinvertebrates. Pages 413–433 *Methods in Stream Ecology: Third Edition*.
- Ministério da Integração Nacional. 2004. Relatório de Impacto Ambiental - Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional. Governo Federal do Brasil.
- Mittermeier, R. A., T. A. Farrell, I. J. Harrison, and T. M. Brooks. 2010. *Fresh Water: The Essence of Life*. Arlington: Earth in Focus Editions.
- Mortimore, M. 2009. Dryland Opportunities A new paradigm for people, ecosystems and development. (Available from: <https://www.cbd.int/doc/case-studies/inc/cs-inc-iucn-dryland-en.pdf>)
- Mugnai, R., J. L. Nessimian, and D. F. Baptista. 2010. Manual de identificação de invertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. (T. Books, Ed.).

- Nadeau, T.-L., and M. C. Rains. 2007. HYDROLOGICAL CONNECTIVITY BETWEEN HEADWATER STREAMS AND DOWNSTREAM WATERS: HOW SCIENCE CAN INFORM POLICY 1. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*. *JOURNAL OF THE AMERICAN WATER RESOURCES ASSOCIATION* 43:118–133.
- Petchey, O. L., and K. J. Gaston. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9:741–758.
- Petsch, D. K., G. D. Pinha, J. D. Dias, and A. M. Takeda. 2015. Temporal nestedness in Chironomidae and the importance of environmental and spatial factors in species rarity. *Hydrobiologia* 745:181–193.
- Pittock, J., J. Meng, and A. K. Chapagain. 2009. Interbasin water transfers and water scarcity in a changing world - a solution or a pipedream? , 2nd edition.
- Pumo, D., D. Caracciolo, F. Viola, and L. V. Noto. 2016. Climate change effects on the hydrological regime of small non-perennial river basins. *Science of the Total Environment* 542:76–92.
- Qin, J., F. Cheng, L. Zhang, B. V. Schmidt, J. Liu, and S. Xie. 2019. Invasions of two estuarine gobiid species interactively induced from water diversion and saltwater intrusion. *Management of Biological Invasions* 10:139–150.
- Rassam, D. W., C. S. Fellows, R. De Hayr, H. Hunter, and P. Bloesch. 2006. The hydrology of riparian buffer zones; two case studies in an ephemeral and a perennial stream. *Journal of Hydrology* 325:308–324.
- Raymond, P. A., J. Hartmann, R. Lauerwald, S. Sobek, C. McDonald, M. Hoover, D. Butman, R. Striegl, E. Mayorga, C. Humborg, P. Kortelainen, H. Dürr, M. Meybeck, P. Ciais, and P. Guth. 2013. Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature* 503:355–359.
- Reid, A. J., A. K. Carlson, I. F. Creed, E. J. Eliason, P. A. Gell, P. T. J. Johnson, K. A. Kidd, T. J. MacCormack, J. D. Olden, S. J. Ormerod, J. P. Smol, W. W. Taylor, K. Tockner, J. C. Vermaire, D. Dudgeon, and S. J. Cooke. 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* 94:849–873.
- Rezende, R. de S., J. F. Gonçalves Jr., and M. M. Petrucio. 2010. Leaf breakdown and invertebrate colonization of *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) and *Hirtella glandulosa* (Chrysobalanaceae) in two Neotropical lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22:23–34.
- Roman, P. 2017. The São Francisco Interbasin Water Transfer in Brazil: Tribulations of a Megaproject through Constraints and Controversy. *Water Alternatives* 10:395–419.
- Rosenfeld, J. S. 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos* 98:156–162.
- Sabater, S., and K. Tockner. 2009. Effects of Hydrologic Alterations on the Ecological Quality of River Ecosystems. Pages 15–39. Springer, Berlin, Heidelberg.

- Sarremejane, R., R. Stubbington, J. England, C. E. M. Sefton, M. Eastman, S. Parry, and A. Ruhi. 2021. Drought effects on invertebrate metapopulation dynamics and quasi-extinction risk in an intermittent river network. *Global Change Biology* gcb.15720.
- von Schiller, D., V. Acuña, D. Graeber, E. Martí, M. Ribot, S. Sabater, X. Timoner, and K. Tockner. 2011. Contraction, fragmentation and expansion dynamics determine nutrient availability in a Mediterranean forest stream. *Aquatic Sciences* 73:485–497.
- von Schiller, D., S. Bernal, C. N. Dahm, and E. Martí. 2017. Nutrient and Organic Matter Dynamics in Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. Pages 135–160 *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*. Elsevier.
- von Schiller, D., T. Datry, R. Corti, A. Foulquier, K. Tockner, R. Marcé, G. García-Baquero, I. Odriozola, B. Obrador, A. Elosegi, C. Mendoza-Lera, M. O. Gessner, R. Stubbington, R. Albariño, D. C. Allen, F. Altermatt, M. I. Arce, S. Arnon, D. Banas, A. Banegas-Medina, E. Beller, M. L. Blanchette, J. F. Blanco-Libreros, J. Blessing, I. G. Boëchat, K. S. Boersma, M. T. Bogan, N. Bonada, N. R. Bond, K. Brintrup, A. Bruder, R. M. Burrows, T. Cancellario, S. M. Carlson, S. Cauvy-Fraunié, N. Cid, M. Danger, B. de Freitas Terra, A. Dehedin, A. M. De Girolamo, R. del Campo, V. Díaz-Villanueva, C. P. Duerdoth, F. Dyer, E. Faye, C. Febria, R. Figueroa, B. Four, S. Gafny, R. Gómez, L. Gómez-Gener, M. A. S. Graça, S. Guareschi, B. Gücker, F. Hoppeler, J. L. Hwan, S. Kubheka, A. Laini, S. D. Langhans, C. Leigh, C. J. Little, S. Lorenz, J. Marshall, E. J. Martín, A. McIntosh, E. I. Meyer, M. Miliša, M. C. Mlambo, M. Moleón, M. Morais, P. Negus, D. Niyogi, A. Papatheodoulou, I. Pardo, P. Pařil, V. Peřić, C. Piscart, M. Polářek, P. Rodríguez-Lozano, R. J. Rolls, M. M. Sánchez-Montoya, A. Savić, O. Shumilova, A. Steward, A. Taleb, A. Uzan, R. Vander Vorste, N. Waltham, C. Woelfle-Erskine, D. Zak, C. Zarfl, and A. Zoppini. 2019. Sediment Respiration Pulses in Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. *Global Biogeochemical Cycles* 33:1251–1263.
- Schlaepfer, D. R., J. B. Bradford, W. K. Lauenroth, S. M. Munson, B. Tietjen, S. A. Hall, S. D. Wilson, M. C. Duniway, G. Jia, D. A. Pyke, A. Lkhagva, and K. Jamiyansharav. 2017. Climate change reduces extent of temperate drylands and intensifies drought in deep soils. *Nature Communications* 8:1–9.
- Schlief, J., and M. Mutz. 2009. Effect of sudden flow reduction on the decomposition of alder leaves (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.) in a temperate lowland stream: a mesocosm study. *Hydrobiologia* 624:205–217.
- Schriever, T. A., M. T. Bogan, K. S. Boersma, M. Cañedo-Argüelles, K. L. Jaeger, J. D. Olden, and D. A. Lytle. 2015. Hydrology shapes taxonomic and functional structure of desert stream invertebrate communities. *Freshwater Science* 34:399–409.
- Sheldon, F., S. E. Bunn, J. M. Hughes, A. H. Arthington, S. R. Balcombe, and C. S. Fellows. 2010. Ecological roles and threats to aquatic refugia in arid landscapes: Dryland river waterholes. *Marine and Freshwater Research* 61:885–895.
- Shumilova, O., D. Zak, T. Datry, D. von Schiller, R. Corti, A. Foulquier, B. Obrador, K. Tockner, D. C. Allan, F. Altermatt, M. I. Arce, S. Arnon, D. Banas, A. Banegas-Medina, E. Beller, M. L.

- Blanchette, J. F. Blanco-Libreros, J. Blessing, I. G. Boëchat, K. Boersma, M. T. Bogan, N. Bonada, N. R. Bond, K. Brintrup, A. Bruder, R. Burrows, T. Cancellario, S. M. Carlson, S. Cauvy-Fraunié, N. Cid, M. Danger, B. de Freitas Terra, A. M. De Girolamo, R. del Campo, F. Dyer, A. Elozegi, E. Faye, C. Febria, R. Figueroa, B. Four, M. O. Gessner, P. Gnohossou, R. G. Cerezo, L. Gomez-Gener, M. A. S. Graça, S. Guareschi, B. Gücker, J. L. Hwan, S. Kubheka, S. D. Langhans, C. Leigh, C. J. Little, S. Lorenz, J. Marshall, A. McIntosh, C. Mendoza-Lera, E. I. Meyer, M. Miliša, M. C. Mlambo, M. Moleón, P. Negus, D. Niyogi, A. Papatheodoulou, I. Pardo, P. Paril, V. Pešić, P. Rodriguez-Lozano, R. J. Rolls, M. M. Sanchez-Montoya, A. Savić, A. Steward, R. Stubbington, A. Taleb, R. Vander Vorste, N. Waltham, A. Zoppini, and C. Zarfl. 2019. Simulating rewetting events in intermittent rivers and ephemeral streams: A global analysis of leached nutrients and organic matter. *Global Change Biology* 25:1591–1611.
- Simões, S., C. Canhoto, F. Bärlocher, and A. L. Gonçalves. 2021a. Hydrological contraction patterns and duration of drying period shape microbial-mediated litter decomposition. *Science of the Total Environment* 785:147312.
- Simões, S., A. Martínez, A. L. Gonçalves, N. Capela, J. Alves, A. A. da Silva, T. H. Jones, J. P. Sousa, and C. Canhoto. 2021b. Annual patterns of litter decomposition in the channel and riparian areas of an intermittent stream. *Aquatic Ecology* 55:519–526.
- Stanley, E. H., S. G. Fisher, and N. B. Grimm. 1997. Ecosystem expansion and contraction in streams: Desert streams vary in both space and time and fluctuate dramatically in size. *BioScience* 47:427–435.
- Stubbington, R., M. T. Bogan, N. Bonada, A. J. Boulton, T. Datry, C. Leigh, and R. Vander Vorste. 2017. The Biota of Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Aquatic Invertebrates. *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier Inc.
- Suárez, M. L., M. M. Sánchez-Montoya, R. Gómez, M. I. Arce, R. del Campo, and M. R. Vidal-Abarca. 2017. Functional response of aquatic invertebrate communities along two natural stress gradients (water salinity and flow intermittence) in Mediterranean streams. *Aquatic Sciences* 79:1–12.
- Trenberth, K. E., A. Dai, G. Van Der Schrier, P. D. Jones, J. Barichivich, K. R. Briffa, and J. Sheffield. 2014, January 20. Global warming and changes in drought. Nature Publishing Group.
- Viza, A., I. Muñoz, F. Oliva, and M. Menéndez. 2021. Contrary effects of flow intermittence and land uses on organic matter decomposition in a Mediterranean river basin. *Science of The Total Environment* 151424.
- Vander Vorste, R., R. Stubbington, V. Acuña, M. T. Bogan, N. Bonada, N. Cid, T. Datry, R. Storey, P. J. Wood, and A. Ruhí. 2021. Climatic aridity increases temporal nestedness of invertebrate communities in naturally drying rivers. *Ecography* 44:860–869.
- Webster, J. R., and E. F. Benfield. 1986. Vascular Plant Breakdown in Freshwater Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:567–594.

- Wooster, D. E., S. W. Miller, and S. J. DeBano. 2012. An examination of the impact of multiple disturbances on a river system: Taxonomic metrics versus biological traits. *River Research and Applications* 28:1630–1643.
- Yang, Z., Y. Zhou, J. Wenninger, and S. Uhlenbrook. 2012. The causes of flow regime shifts in the semi-arid Hailiutu River, Northwest China. *Hydrology and Earth System Sciences* 16:87–103.
- Yuan, R., M. Wang, S. Wang, and X. Song. 2020. Water transfer imposes hydrochemical impacts on groundwater by altering the interaction of groundwater and surface water. *Journal of Hydrology* 583:124617.
- Zhai, S., W. Hu, and Z. Zhu. 2010. Ecological impacts of water transfers on Lake Taihu from the Yangtze River, China. *Ecological Engineering* 36:406–420.
- Zhang, L., S. Li, H. A. Loáiciga, Y. Zhuang, and Y. Du. 2015. Opportunities and challenges of interbasin water transfers: a literature review with bibliometric analysis. *Scientometrics* 105:279–294.
- Zhang, M., A. Dolatshah, W. Zhu, and G. Yu. 2018. Case study on water quality improvement in Xihu lake through diversion and water distribution. *Water (Switzerland)* 10:333.
- Zhang, Q. 2009. The South-to-North Water Transfer Project of China: Environmental Implications and Monitoring Strategy. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 45:1238–1247.
- Zhuang, W. 2016. Eco-environmental impact of inter-basin water transfer projects: a review. *Environmental Science and Pollution Research* 23:12867–12879.

Capítulo 1:

Nothing stands still: pool functioning under drying in intermittent rivers



(Rio Gurinhém) Foto do autor, 2018.

Nothing stands still: pool functioning under drying in intermittent rivers

Marcos Medeiros Cavalcanti Júnior¹; Érica Luana Ferreira Álvaro²; Guilherme Sena¹; Joseline Molozzi²; José Francisco Gonçalves Júnior¹

¹Aquariparia/Limnology Laboratory, Department of Ecology, University of Brasília (UnB), DF, CEP 70910-900, Brazil.

²Benthic Ecology Laboratory, Department of Biology, State University of Paraíba (UEPB), PB, CEP 58429-500, Brazil

*Marcos Medeiros Cavalcanti Júnior – e-mail: medeiroscavalcantijr@gmail.com

*Corresponding author

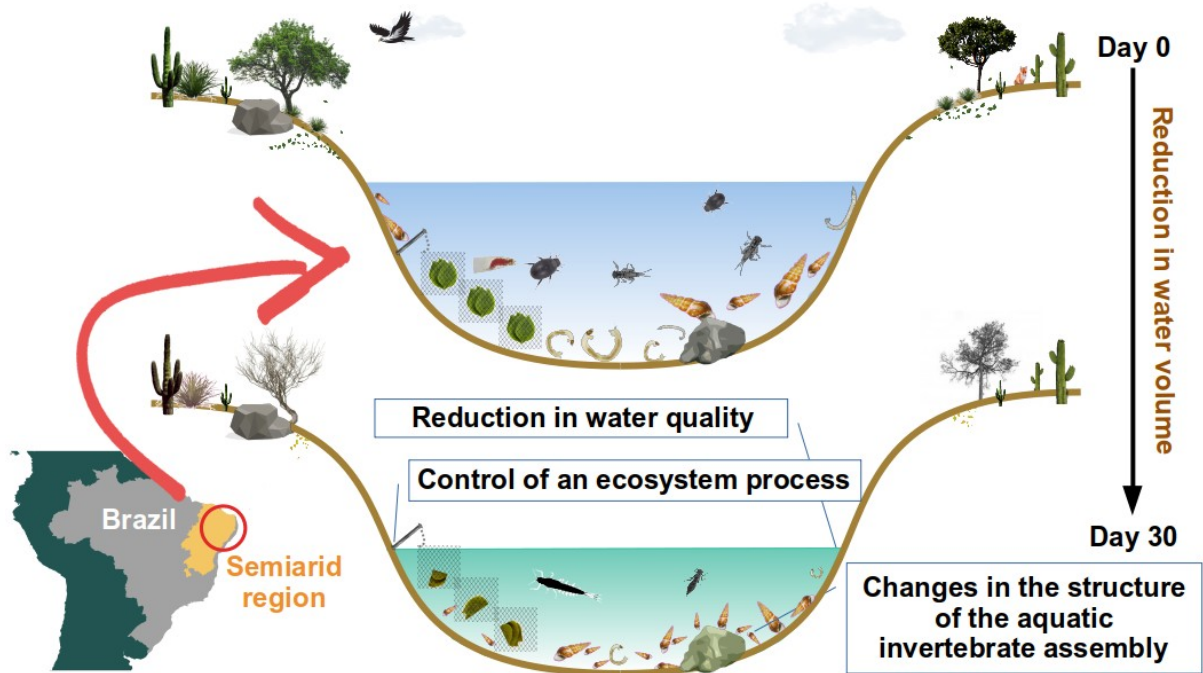


Figure 1 - Graphical abstract for pool functioning under drying in semi-arid regions.

ABSTRACT: Our aim was to investigate the implications of the retraction of remnant pools over a 30-day period on the aquatic environment and the assemblage of invertebrates, and examine the reflection of these changes in the leaf litter decomposition process. We predicted lower taxonomic richness and diversity and greater abundance of invertebrates, higher proportion of scrapers, and turnover as the main mechanism responsible for structuring the assemblage of invertebrates with the drying. We also believe that the leaf litter decomposition rates may be positively related to the scraper density. The study was conducted in 16 remnant pools in the Brazilian semi-arid region during the drought period of 2018. We observed that with the retraction of the pools, the taxonomic richness decreased (from 48 to 41 *taxa*). The process governing the assemblage of invertebrates over time is related to the *taxa* turnover. The percentage of collectors decreased after 30 days, and the dominance of scrapers increased with drying. Additionally, total invertebrate density and scraper density were not significant for leaf litter mass loss in any river. The loss of remnant pools phase (e.g., by artificial perennialization) can compromise the presence of species with adaptations to lentic environments and harsh drying conditions in intermittent rivers. Changes in functional feeding groups of invertebrates or leaf litter decomposition can also change the dynamics of nutrient cycling and energy flow in these systems. Thus, it is essential to deepen our knowledge about the functioning of remnant pools that tend to become increasingly common in river channels around the world.

Keywords: Environmental Disturbance; Ecosystem Functioning; Functional Feeding Group; Nutrient Cycling; Aquatic Invertebrates; Leaf Litter Breakdown.

Introduction

Intermittent rivers are temporal dynamic systems with natural flooding and drought cycles (Lake 2011, Acuña et al. 2014). In arid and semi-arid regions, dry periods are predominant and determine the characteristics of rivers (Scholes 2020). The spatial and temporal irregularity of rainfall in these regions favors the formation and drying of remnant pools in the river channel (Bogan et al. 2015). The drying of these remnant pools is a complex process involving biotic and abiotic modifications (Boulton 2003) and which tends to become more common around the world (Acuña et al. 2014).

Forecasts for future climate change scenarios point to an intensification of drought periods in arid and semi-arid regions (Trenberth et al. 2014, IPCC 2015). Moreover, the number of intermittent river is expected to increase in many other regions over the next years (Acuña et al. 2014). The reduced natural hydrological connectivity to these rivers also promotes the emergence of remnant pools in more regions of the world (Jaeger et al. 2014). In this context, it is essential to understand how the drying of these aquatic systems occurs and its implications for ecosystem functioning and structure.

The drying of remnant pools reduces the surface water and promotes the loss of important river habitats (*e.g.*, benthic and hyporheic; Bogan et al. 2015, Kelso and Entrekin 2018). Moreover, the high temperatures and light incidence increasing the water evaporation and the leaching from accumulated organic matter increasing heterotrophic activity promote the concentration of dissolved nutrients (Lake 2003, von Schiller et al. 2011, Gómez et al. 2017). This scenario can also enhance autotrophic activity in pools (algal boom; Bunn et al. 2006). The algal decomposition mediated by fungi and bacteria in turn demands dissolved oxygen, which contributes to the decrease in its concentrations in the pools (Lake 2000, 2003, Abril et al. 2016). In this context of change over time, the water quality of the remnant pools is expected to be reduced for biological colonization (*e.g.*, aquatic invertebrates; Kelso and Entrekin 2018).

By reducing the quality of the pools, drying exerts a selective pressure on the assemblages of invertebrates by reducing water quality, keeping only species with strong adaptations to drought (Leigh and Datry 2017, Leigh et al. 2019). Additionally, a longer period without surface flow favors an increase in the abundance of *taxa* common to lentic environments (Dolédéc et al. 2017) and with feeding strategies that reflect the greater supply of resources available in pools (*e.g.*, algae and periphyton; Kelso and Entrekin 2018). Thus, the drying of pools must intensify the domain of scrapers, which are tolerant and adapted to more stressful conditions (Leigh et al. 2019).

The intensification of stressful conditions and the homogenization of the biota in the pools can lead to temporal clustering of *taxa*. In a temporal cluster in pools, the assemblages at more

advanced drying phases will be a subset of assemblages at earlier drying phases (temporal nestedness; Petsch et al. 2015). However, the pool conditions may change along the time, allowing other species to colonize/occupy the river over time (time-sharing; Bogan et al. 2015). Leigh et al. (2019), while studying artificial intermittent rivers, observed that the structuring of the invertebrate assemblage over time occurred mainly by the replacement of the *taxa* (temporal turnover), rather than the temporal nestedness of *taxa*. Since the drying of the remnant pools also involves changes of environmental conditions in a short time periods (e.g., days or months; Juračka et al. 2019), the temporal *taxa* turnover is expected to be the dominant pattern.

Ecosystem processes also undergo changes due to environmental and biological changes promoted by the drying of pools (Datry et al. 2011). Oxygen reductions due to increased heterotrophic activity, and the accumulation of leaf leachates from detritus may negatively affect decomposing communities such as aquatic invertebrates (von Schiller et al. 2011, Canhoto et al. 2013). However, invertebrates favored by drying conditions can drive decomposition, such as scrapers. Scrapers can fragment leaf tissue when scraping its surface accelerating leaf processing (Rezende et al. 2010, Gonçalves et al. 2017). Thus, we can expect scraper density to drive leaf litter decomposition during pool drying.

Studies that integrate environmental, biological, and ecosystem responses in intermittent systems are still scarce. This gap hinders the understanding of the role of the drought effects on the structuring of assemblages and their implications on ecosystem processes in remnant pools in face of the ongoing climate change scenario (e.g., intensification of drought periods; IPCC 2015) and/or anthropic change (e.g., perennialization of intermittent rivers; Daga et al. 2020) in drylands. Our goal was to investigate the effects of the retraction of remnant pools in the aquatic environment and the assemblage of invertebrates and their implications on the leaf litter decomposition process.

Therefore, we tested the following hypotheses: (i) the drying of pools decrease the water quality leading to a lower richness and diversity of invertebrates and greater abundance of those adapted to the new conditions (temporal turnover) with a predominance of *taxa* adapted to lentic environments (e.g., scrapers); (ii) the decomposition of leaf litter during drying is positively related to scraper density due to its dominance during pool drying and ability to fragment leaf litter.

Methods

This study was developed in the Boa Vista, Gurinhém, Gurinhenzinho, and Paraíba Rivers, which are intermittent rivers located in the semi-arid region of Brazil (Figure 2). Rivers belong to

the Paraíba River basin (between 06°51'31" and 08°26'21" South and 34°48'35" and 37°02'15" West), which covers an area of ~20,000 km² (Xavier et al. 2012).

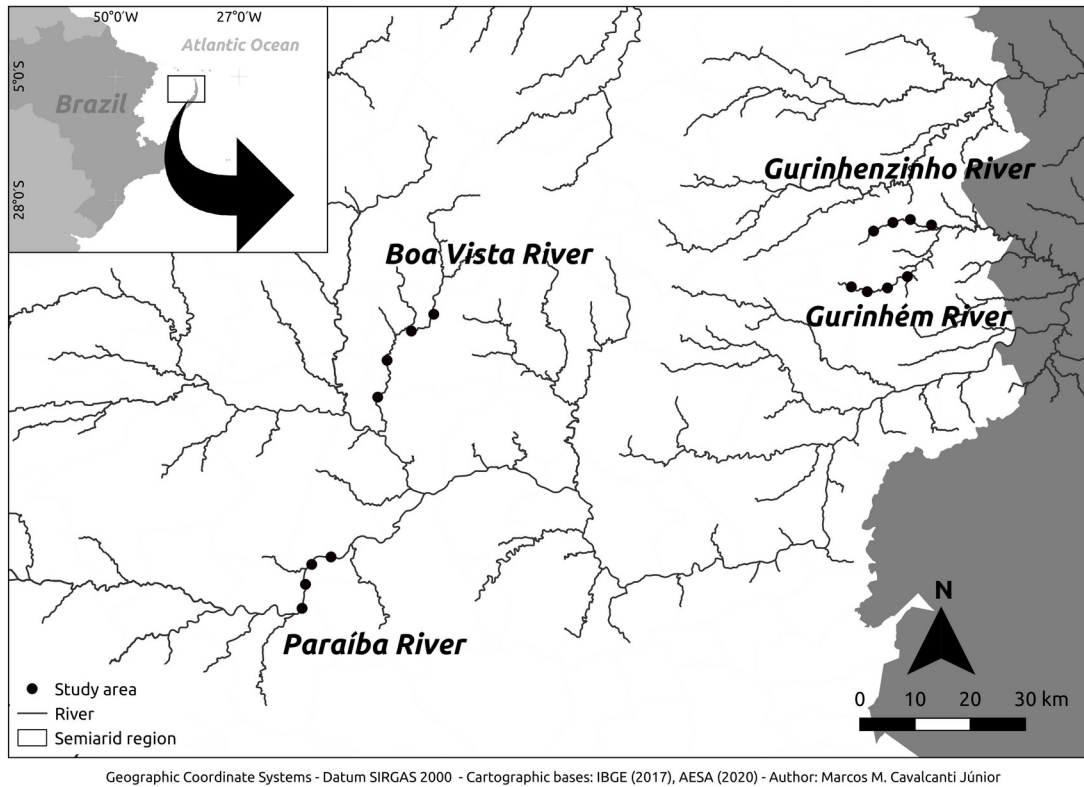


Figure 2 - Paraíba River basin in the Brazilian semi-arid region with the location of the study area in each river.

The climate of the region is dry semi-arid (BSH, Köppen-Geiger), with an average annual rainfall of 400 mm/year (Alvares et al. 2013). The rainy season in the watershed comprises the initial months of the year, with a higher frequency of rainfall between January and April (Eloi De Araújo et al. 2007). The average air temperature ranges from a minimum of 18°C–22°C and maximums of 28°C–31°C.

The soil of the study area is predominantly of a Luvisol type (Santos et al. 2013), shallow with low permeability, which prevents the accumulation of groundwater. The altitude at the collection sites ranges between 492 and 91 m downstream of the watershed. Riparian vegetation does not cover the river channel, and the vegetation consists of a tropical dry forest with shrub and tree species adapted to the dry environment (Prado 2003). The most commonly found trees species in the riparian zone of the study region were *Prosopis juliflora* (Sw.) DC., *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore, *Aspidosperma pyrifolium* Mart. & Zucc., *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir., and *Ziziphus joazeiro* Mart.

The fieldwork was conducted between August and November 2018, during the dry season of the region, which comprises most of the year (about eight months) (AESAs 2020). Rainfall events accounted for an accumulation of 0.0–6.4 mm monthly during the study period, with the last measurement only in September in the region near the Gurinhém and Gurinhenzinho rivers (AESAs 2021). There were no rainfall events that resulted in an increase in water volume of the pools during the study.

Sixteen pools were selected among 4 different rivers based on the greatest possible morphometric similarity and with a minimum distance of 2 km from each other. The drying of pools in intermittent rivers can take a few weeks (Hill and Milner 2018). In our study region, the high potential for evapotranspiration (Barbosa et al. 2012) can lead even large water bodies losing quickly their volume and make long-term data collection unfeasible. In addition, the processing of leaf litter (Cavalcanti Júnior et al. 2018) and the taxonomic and functional structure of invertebrates in the sediment (Westveer et al. 2018) are sensitive to short time periods such as weeks. In this context, in order to assess the drying of the pools we determined that collections should be carried out at two moments separated by 30 days: day 0 and day 30.

Environmental sampling

Environmental variables were measured immediately before the sampling of invertebrates on day 0 and day 30. Length, width, and depth were measured with a tape measure in 3 transects along the pools to obtain the average values of area and volume. In the field, pH (Q400HM Quimis® pHmeter), dissolved oxygen (Q758P QUIMIS® oximeter), turbidity (AP2000 Poli Control® turbidimeter), and temperature (Fluval® aquarium thermometer) were measured. Water samples were collected with 500 mL bottles in the subsurface of the pools to determine the concentration of chlorophyll *a* and total suspended, fixed, and volatile solids (APHA, 2017).

The extraction of chlorophyll *a* was performed with 80% ethanol (Wintermans and De Mots 1965) and reading on a spectrophotometer at a wavelength of 645 nm (Arnon, 1949). The percentages of total, fixed, and volatile suspended solids were determined by gravimetry in a heating chamber (80°C for 12 h to obtain total solids) and a muffle furnace (550°C for 4 h to obtain fixed solids) for a volume of 200 mL of water collected from the pools and filtered in glass fiber membrane filters (1.2- μ m aperture) (APHA 2017). Volatile solids were calculated by the difference between total and fixed solids.

Also in the field, 30 mL of water was filtered at each site with glass fiber membrane filters (47 mm and 46 μ m aperture Millipore®) attached to a plastic syringe (20 mL) and a filter adapter to determine the concentrations of cations (sodium, ammonia, potassium, calcium, and magnesium),

anions (fluoride, chloride, nitrite, bromide, nitrate, phosphate, and sulfate), and metals (copper, zinc, and iron). Samples were stored in 3 Falcon tubes (15 mL) and refrigerated in coolers for transportation to the laboratory, where they were frozen (-4°C) until the analysis was conducted. The determination of ion concentrations was performed on a 930 Compact IC Flex ©Metrohm ion chromatograph.

Three sediment samples were randomly collected from each pool and stored in plastic bags for particle size analysis with the Suguio method (1973) and the Wentworth scale (1922) (gravel >1 mm, coarse sand 500-1000 μm , middle sand 250-500 μm , fine sand 63-250 μm and silt $< 63\mu\text{m}$) and of the organic matter by calcination in a muffle furnace (550°C for 4 h).

Biological sampling

The invertebrates were sampled using a Surber sampler (area of 900 cm^2), with a 250- μm mesh opening. The Surber remained attached to the substrate of the pools for 1 min, while the sediment was revolved and a slight flow was generated by hand allowing the collection of invertebrates from the water column (Bogan et al. 2017). Three samples from each pool were collected and stored in identified plastic bags and fixed with 70% ethanol alcohol still in the field.

In the laboratory, the samples were washed thoroughly under running water on sieves of 250- μm mesh size and fixed in identified containers with 70% ethanol alcohol. Invertebrates were identified with the help of stereoscopes, microscopes, and specialized identification keys down to the lowest possible taxonomic level (often family and genus) (Calor 2007, Mariano 2007, Carlos De Pinho 2008, Mugnai et al. 2010, Segura et al. 2011, Trivinho-Strixino 2011). Invertebrates were also classified into functional feeding groups according to the way in which they obtain food: (a) collector–gatherer: they collect food in the sediment depositions of rivers, (b) collector–filterer: they filter the water to obtain the food, (c) shredder: they shred large particles of organic matter when feeding; (d) predator: feed on other organisms; and (e) scraper: scrape the surfaces of rocks, leaves, and trunks to obtain food (Cummins and Klug 1979, Cummins et al. 2005, Merritt et al. 2017).

Leaf litter decomposition rate and associated invertebrates

Senescent leaves of *Aspidosperma pyrifolium* (native and common species in the riparian zone of the region, de Oliveira et al. 2013) were collected from a forest patch near the study area. The leaf litter was dried outdoors ($\sim 25^{\circ}\text{C}$), weighed (2.5 ± 0.01 g), and placed into litter bags (15×15 cm, 10-mm mesh opening). Three litter bags were incubated in each pool in the 4 selected rivers, resulting in a total of 48 litter bags.

The litter bags were submerged in the coastal region of the pools (depth of approx. 30cm) with approximate spacing of 15 cm and fixed with iron bars. They were removed after 30 days, stored in individualized bags, and packed in refrigerated thermal boxes for transport to the laboratory. In the laboratory, the leaf litter was rinsed on sieves (250- μ m mesh size) to remove the associated invertebrates. The leaf litter was dried in a furnace (60°C/72 h) to determine the remaining mass and calculate the decomposition rates based on the negative exponential model: $W_t = W_0 \times e^{-kt}$. Where W_t is the remaining weight of the litter in time (after 30 days), W_0 is the starting weight, and k is the decomposition rate (Webster and Benfield 1986). Associated invertebrates were fixed in 70% alcohol, identified to the lowest possible taxonomic level and classified into functional feeding groups such as the sediment invertebrates. The total, scraper and shredder density was calculated based on the individuals number and the remaining leaf litter mass in the litter bag (individuals/g).

Data analysis

To assess environmental differences between days 0 and 30 we used an environmental matrix transformed with Euclidean distance, which was generated through the *vegdist* function in the *vegan* package (Oksanen et al. 2020). Previously, we explored the correlations between the variables ($r > 0.75$) and eliminated seven collinear variables (area, depth, ammonia, fixed solids, volatile solids, coarse sand and silt). Then, we transformed all variables into $\log(x+1)$, except those expressed as a percentage (transformed into the arcsine of the square root) and pH. Subsequently, we used *decostand* function from *vegan* package. to normalize the data (method “normalize”). In order to assess whether days 0 and 30 differed in environmental characteristics we performed an univariate PerMANOVA (Euclidean distance, 9999 permutations) (Anderson 2017) for each environmental variable. The variable “river” was our random variable in order to control its effect on the variances of the environmental parameters. Afterwards, to identify the main variables responsible for differentiating the days, we performed a PCA with transformed and normalized environmental data using FactoMineR (Lê et al. 2008) and factoextra packages (Kassambara and Mundt 2020) and verified the variables that correlated (Pearson's $r > 0.8$) with the two first axes using the package corrplot (Wei and Simko 2021). To investigate the variations in the composition (taxonomic composition) and structure of invertebrate assemblages (abundance, taxonomic richness, and Shannon–Weaver diversity) between the days we perform univariate PerMANOVA (Bray-Curtis distance, 9999 permutations) for each of the response variables also controlling the river effect.

The structuring of the invertebrate assemblage between the days was analyzed through the beta diversity partitioning (assumed herein as the Sorensen's dissimilarity index between pools) in turnover and nestedness components through the *beta.temp* function of the *betapart* package (Baselga and Orme 2012, Baselga et al. 2021). The function is performed based on 2 presence and absence matrices (1 for Day 0 and 1 for Day 30), measuring the percentage of explanation of the temporal beta diversity by turnover and nestedness.

To analyze the differences in the composition of functional feeding groups between the days, we calculated the abundance of each functional feeding group and performed univariate PerMANOVA (Bray-Curtis distance, 9999 permutations) for each one also controlling the river effects as a random variable. Finally, to know if the invertebrate assemblage associated with leaf litter (invertebrate density and scraper density) drove the leaf mass loss, we performed Generalized Linear Models (GLM) (Binomial distribution and logit linkage function) to each river. In order to check model assumptions we used RT4Bio package (Reis Junior et al. 2015), and we corrected distribution family to Quasibinomial distribution if necessary (Zuur et al. 2009). The constructed models were compared with a null model through an Analysis of Variance (ANOVA, F test), and its statistical significance was also tested through an ANOVA. All procedures were performed in the R software (R Core Team 2021) and RStudio environment (RStudio Team 2021).

Results

Environmental variables

Among the 36 variables analyzed, 10 differed significantly between the days, with two morphometric and six physical-chemical variables. The highest increases were for chloride (day 0: 0.28 ± 0.08 mg/L; day 30: 0.42 ± 0.10 mg/L) and bromide (day 0: 2.04 ± 1.11 mg/L; day 30: 3.24 ± 1.64 mg/L), with 48% and 59% increase respectively. While the highest reductions were in oxygen (day 0: 7.35 ± 1.01 mg/L; day 30: 5.70 ± 2.15 mg/L) and phosphate (day 0: 0.04 ± 0.03 mg/L; day 30: 0.02 ± 0.01 mg/L), with 22% and 52% reduction respectively (Appendix I).

The first two axes of the PCA performed with significantly different environmental variables between the days explained 67.3% of the variation observed between the sites (Figure 3). Dissolved oxygen ($r: 0.876$) and fine sand ($r: -0.779$) were the most correlated variables with Axis 1 of the PCA. Whereas chloride ($r: 0.706$) and bromide ($r: 0.554$) were the most correlated variables with Axis 2 of the PCA.

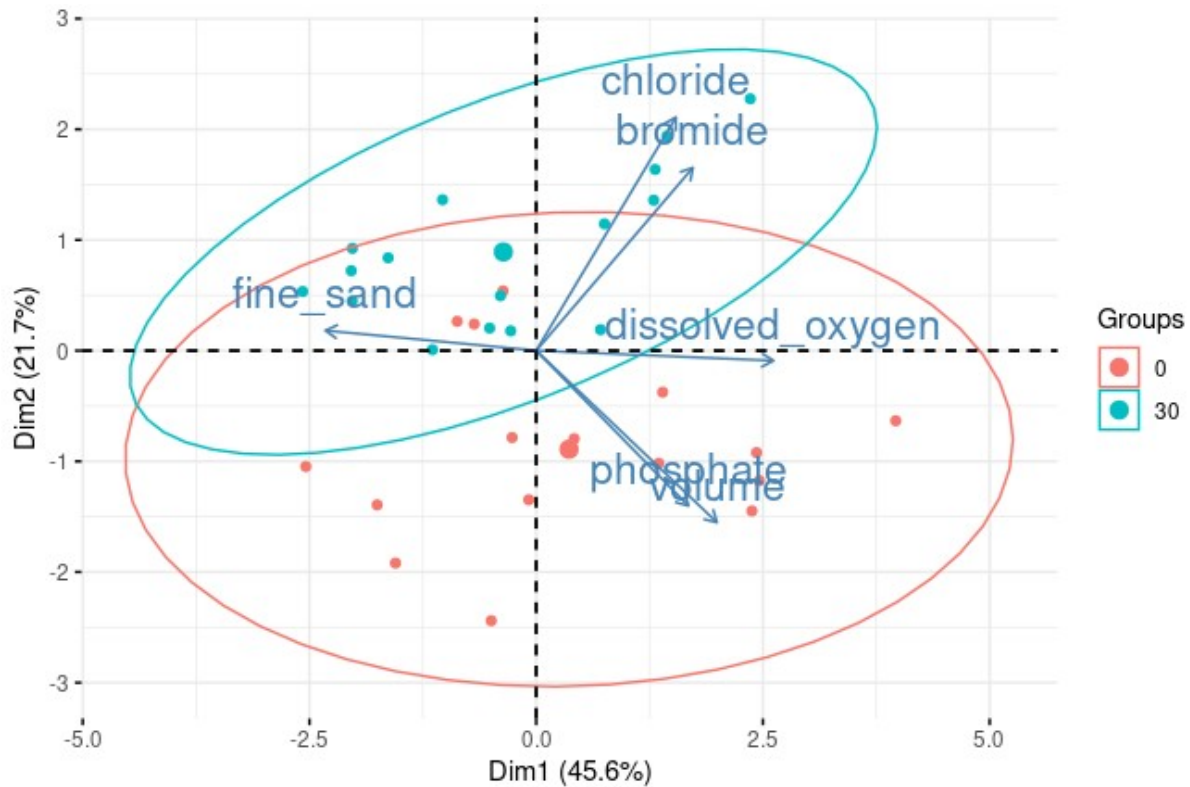


Figure 3 - Distribution of remnant pools on day 0 and day 30 along the 2 axes of the Principal Component Analysis applied for the environmental parameters of remnant pools that significantly differed between the days.

Biological variables

We sampled a total of 51 invertebrate *taxa* in the sediment of pools. The taxonomic composition was significantly different between days (PerMANOVA: $F_{(1,30)}=1.8852$; $p=0.005$). The *taxa* *Corduliidae*, *Djalmabatista*, *Dytiscidae*, *Gelastocoridae*, *Nepidae*, *Oligochaeta*, *Oxyethira*, *Paratendipes*, *Pleidae*, *Polymirtacidae*, *Polypedilum*, *Procladius*, and *Tipulidae* were present only on day 0, while *Aedokritus*, *Baetidae*, and *Protoneuridae* were present only on day 30 (Appendix II). The richness significantly differed between the days with 48 *taxa* on day 0 and 41 *taxa* on day 30 (PerMANOVA: $F_{(1,30)}=2.6602$; $p=0.005$). Total abundance (PerMANOVA: $F_{(1,30)}=0.9586$; $p=0.185$) and Shannon index (PerMANOVA: $F_{(1,30)}=0.4883$; $p=0.531$) were not significantly different between day 0 and day 30 (Figure 4).

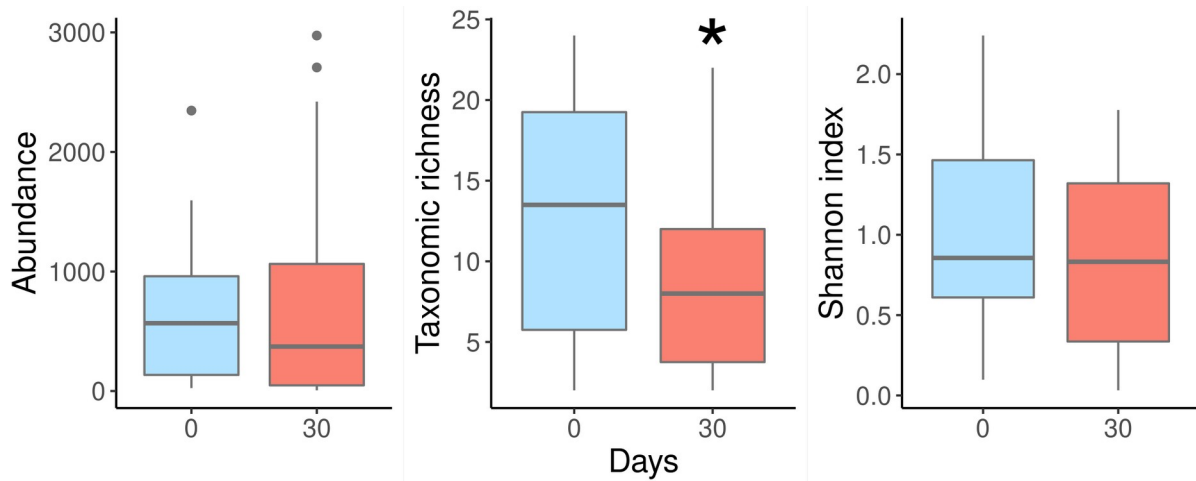


Figure 4 - Boxplots of biological parameters (abundance, taxonomic richness and Shannon index) of the invertebrate assemblage from sediments of remnant pools between days 0 and 30. * means significant difference ($p < 0.05$).

The composition of the functional feeding groups in the sediment changed along the pool drying (PerMANOVA: $F_{(1,30)}=1.7826$; $p=0.024$). The domain of collectors (37% of total) and scrapers (51% of total) on day 0 changed with a 47% reduction in the abundance of collectors (PerMANOVA: $F_{(1,30)}=4.1359$; $p=0.003$). Thus, scrapers represented 77% of the sediment invertebrates on day 30 (Figure 4).

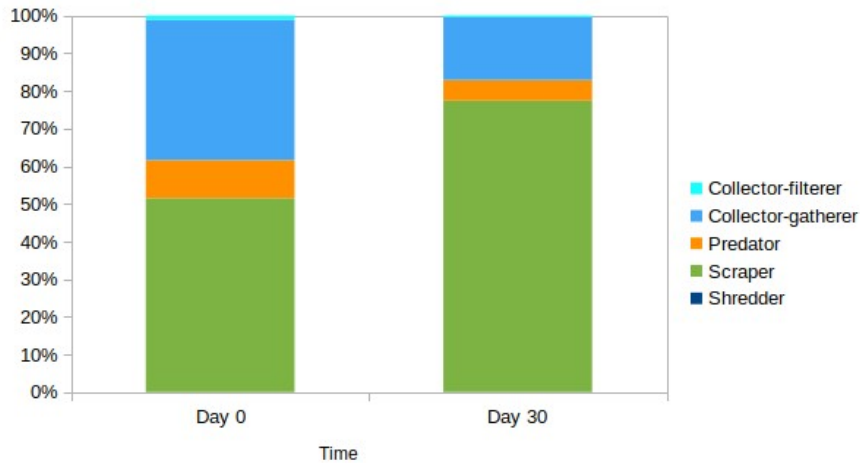


Figure 4 - Relative contribution of functional feeding groups of invertebrates for day 0 and day 30 in remnant pools.

In relation to the structuring of the invertebrate assemblage the average beta diversity between the days was 0.48. Differences observed in the invertebrate assemblage in the pools between the days can be explained more by the turnover of species (Sorensen’s dissimilarity index of 55%) than by the temporal pattern of nestedness (Sorensen’s dissimilarity index of 46%).

Leaf litter decomposition rate

After 30 days of experiment leaf litter decomposition rates were $k=-0.020$ (ranging from -0.002 to -0.044 day^{-1}). However, total invertebrate density and scraper density were not significant for leaf litter mass loss in any river even with the adjustment of models to the quasibinomial distribution (Boa Vista river – GLM: $p<0.05$, $R^2=0.49$; Gurinhém river – GLM: $p<0.05$, $R^2=0.22$; Gurinhenzinho river – GLM: $p<0.05$, $R^2=0.43$; Paraíba river – GLM: $p<0.05$, $R^2=0.13$).

Discussion

Our results indicate that the drying of the remnant pools on drylands determines changes in the chemical and physical conditions of the aquatic environment and sediment, reducing the quality for the biota and limiting the decomposition process of leaf litter. To our knowledge, most of the studies on remnant pools from intermittent rivers have been conducted in mesocosms (Boersma et al. 2014, Leigh et al. 2019) or in temperate regions (Bogan et al. 2017, Hill and Milner 2018). Thus, this study brings to light rare field data for intermittent rivers of tropical regions, contributing to an increase in knowledge about these ecosystems.

The taxonomic richness of invertebrates reduced with the drying of the remnant pools. The high light incidence in the drought period increases the water temperature and decreases the solubility of oxygen (Lake 2003, 2011), which reduces dissolved oxygen, as verified in our results. Dissolved oxygen regulates the presence of invertebrates, and at low concentrations, it leads to the mortality of more sensitive *taxa* (Epehimer et al. 2020). Increases in the concentrations of chloride and bromide ions were also observed. The increase in nutrient concentration is an expected result in the pool phase due to a greater evaporation of water (Boersma et al. 2014), promoting the evapoconcentration of these compounds (Hamilton et al. 2005, Gómez et al. 2017). Increases in chloride concentrations will lead to an increase in invertebrate mortality due to higher salinity (Elphick et al. 2011), while increases in bromide concentrations will affect the reproductive system and inhibit reproduction (Flury and Papritz 1993). In general, the changes observed herein reduced the quality of the aquatic environment perceived by the invertebrates, limiting the permanence of more tolerant *taxa* to these conditions (Aspin et al. 2019), which may explain the decrease in taxonomic richness.

In addition to the decrease in water quality, we also found a greater accumulation of fine sediment (fine sand) after 30 days. The fine sediment deposition reduces interstitial spaces in the river substrate (Mathers et al. 2017), which leads to the loss of important benthic microhabitats (e.g., hyporrheic habitat). This deposition, intensified over time, originates from the interruption of the water flow, which favors the deposition of fine particles that result from erosion and carriage along the channel (van Leeuwen et al. 1986, Jones et al. 2012). While studying the influence of spatial heterogeneity in intermittent rivers, (Juračka et al. 2019) found a positive relationship between invertebrate richness and habitat availability in remnant pools. Thus, in addition to the decrease in water quality, the loss of benthic microhabitats may also have contributed to the decrease in taxonomic richness (Kelso and Entekin 2018, Anton-Pardo et al. 2019).

The differences observed in the invertebrate assemblage throughout the drying could be explained more by the turnover than by the *taxa* clustering. We found that the drying intensified the dominance of *taxa* adapted to the most severe conditions such as *M. tuberculata* (Appendix II), an invasive mollusk widely tolerant to drought conditions (Lima et al. 2013). The highest *taxa* loss was in the order Hemiptera (e.g., Belastomatidae) (Appendix I). According to the classification of (Sheldon et al. 2010), Hemipteras are mobile links, organisms that move between different pools without depending on water flow. The loss of these *taxa* may have been due to the reduced physiological tolerance of the group to the drying conditions (Boersma and Lytle 2014) or by the reduction in the supply of food resources, since on Day 30, most invertebrates were protected by shells (i.e., mollusks). However, Baetidae and Protoneuridae appeared only after 30 days because they were drought tolerant and active dispersers (Willey and Eiler 1972, McCafferty and Lugo-Ortiz 1995). The temporal turnover verified herein with the drying of the remnant pools could then be the result of a balance between the dispersion capacity, physiological tolerance (Myers et al. 2015), and biotic interactions (Leigh and Datry 2017). Our results corroborate those found by (Leigh et al. 2019) in mesocosms, which also indicated the turnover was responsible for structuring the assemblage of invertebrates in pools over time.

Despite the change in *taxa* over time, the functional feeding group of scrapers remained dominant in the remnant pools and its dominance increased with the retraction of the pool, while the proportion of predators and collectors–gatherers decreased. In the pool phase, there is a higher primary productivity of periphyton (Gómez et al. 2017), which was also observed visually, and that increases the food supply for scrapers as the drought progresses (Epele and Miserendino 2016). The *taxa* loss observed here may have reduced the food supply for predators, explaining their decrease. The decrease in the percentage of collectors–gatherers can be justified by a condition common to intermittent rivers in the drought period, which is the lowest input of allochthone organic matter due

to the loss of lateral connectivity (Bogan et al. 2015, Datry et al. 2018). All these changes can be grouped into the Flood Pulse concept (Junk et al. 1989). In it, the food supply in the aquatic system obeys the hydrological regime, determining important characteristics of matter cycling and energy flow in these systems.

The leaf litter decomposition rates of *A. piryfolium* found herein are above the average of other remnant pools in semi-arid regions in the world (Appendix III). Even compared with rates from lotic systems in these regions, the rates found here are intermediate. Considering the classification of (Gonçalves Júnior et al. 2014) for tropical aquatic systems, the rates in our study are considered fast ($k > 0.0173$). This relatively high decomposition may be the result of the low number of refractory components (such as cellulose and lignin) reflected in the low hardness of the *A. piryfolium* leaves when compared to other species in the region (Cavalcanti Júnior et al. 2018).

We found that invertebrate density and scraper density did not significantly affect leaf mass loss. Although the role of scrapers in decomposition is known in semiarid regions (Rezende et al. 2018), other factors may be important for the leaf mass loss in pools as changes in limnological characteristics (Abril et al. 2016). Our results pointed to a reduction in water quality with an increase in chloride ion. Increases in salinity mediated by high ionic chloride concentrations can limit the activity of microorganisms (e.g., fungi) in leaf litter, reducing their biomass and sporulation rates and consequently causing the loss of leaf mass (Sauer et al. 2016, Almeida Júnior et al. 2020). Thus, future studies are needed to evaluate the limiting factors to leaf mass loss, and the relative importance of invertebrates and microorganisms for litter decomposition in pools.

The drying dynamics of remnant pools can direct the response of intermittent rivers to future disturbances (Bogan et al. 2015). These aquatic systems function as ecological and evolutionary refuges in drylands (Bogan et al. 2019). The intensification of human activities, such as the extraction of water for agriculture or the perennialization of intermittent channels in these regions, can lead to an acceleration of drying or even the loss of the pool phases in drylands. Such changes may compromise the presence of species with adaptations to lentic environments and harsh drying conditions. Additionally, changes in trophic guilds or leaf litter decomposition rates can change the dynamics of nutrient cycling and energy flow in these ecosystems. It is essential to deepen our knowledge of the functioning of remnant pools that, although small in size, tend to become increasingly common in river channels around the world due to climate change scenario.

Author Contributions

MMCJ: conceived of the presented idea, carried out the research, analyzed the data, contributed new methods, and wrote the paper; ELFA: carried out the research and contributed new

methods; GPSS: carried out the research and contributed new methods; JM: conceived of the presented idea, carried out the research, analyzed the data, contributed new methods, and supervised the project; JFGJ: conceived of the presented idea, carried out the research, analyzed the data, contributed new methods, and supervised the project. All authors discussed the results and contributed to the final manuscript.

Acknowledgements

We are grateful to: Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) and the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) for the doctoral scholarship granted to the 1st author; Pro-Rectorate of Post-Graduate Studies and Research of UEPB for research grant (PROPESQ/2017) awarded to JM; CNPq for research project financing (CNPq/MCTI 446721/2014-0), research productivity grant awarded to JM (302393/2017-0) and research productivity grant awarded to JFG (310641/2017-9); Limnology/Aquaripária Laboratory (UnB) for water analysis and logistical support; Benthic Ecology Laboratory (UEPB) and Aquatic Ecology Laboratory (UEPB) for their support in collecting and processing samples.

References

- Abril, M., I. Muñoz, and M. Menéndez. 2016. Heterogeneity in leaf litter decomposition in a temporary Mediterranean stream during flow fragmentation. *Science of the Total Environment* 553:330–339.
- Acuña, V., T. Datry, J. Marshall, D. Barceló, C. N. Dahm, A. Ginebreda, G. McGregor, S. Sabater, K. Tockner, and M. A. Palmer. 2014, March 7. Why should we care about temporary waterways? American Association for the Advancement of Science.
- AESA, A. E. de G. das Á. 2021. Meteorologia. (Available from: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/meteorologia-chuvas/>)
- AESA, A. E. de G. das Á. do E. da P. 2020. Governo do Estado da Paraíba. (Available from: <http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/monitoramentoClimatologiaEstacaoDoAno.do?metodo=exibir&codigo=Outono>)
- Almeida Júnior, E. S., A. Martínez, A. L. Gonçalves, and C. Canhoto. 2020. Combined effects of freshwater salinization and leaf traits on litter decomposition. *Hydrobiologia* 847:3427–3435.
- Alvares, C. A., J. L. Stape, P. C. Sentelhas, J. Leonardo, M. Gonçalves, and G. Sparovek. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil.

- American Public Health Association - APHA. 2017. 2540 Solids (2017). Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater.
- Anderson, M. J. 2017. Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). Pages 1–15 Wiley StatsRef: Statistics Reference Online. Wiley.
- Anton-Pardo, M., J. C. G. Ortega, A. S. Melo, and L. M. Bini. 2019. Global meta-analysis reveals that invertebrate diversity is higher in permanent than in temporary lentic water bodies. *Freshwater Biology* 64:2234–2246.
- Arnon, D. I. 1949. Copper enzymes in isolated chloroplasts. Polyphenoloxidase in *Beta vulgaris*. *Plant Physiology* 24:1–15.
- Arroita, M., J. Causapé, F. A. Comín, J. Díez, J. J. Jimenez, J. Lacarta, C. Lorente, D. Merchán, S. Muñiz, E. Navarro, J. Val, and A. Elosegi. 2013. Irrigation agriculture affects organic matter decomposition in semi-arid terrestrial and aquatic ecosystems. *Journal of Hazardous Materials* 263:139–145.
- Aspin, T. W. H., K. Khamis, T. J. Matthews, A. M. Milner, M. J. O’Callaghan, M. Trimmer, G. Woodward, and M. E. Ledger. 2019. Extreme drought pushes stream invertebrate communities over functional thresholds. *Global Change Biology* 25:230–244.
- Barbosa, J. E. de L., E. S. F. Medeiros, J. Brasil, R. da S. Cordeiro, M. C. B. Crispim, and G. H. G. da Silva. 2012. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia* 24:103–118.
- Baselga, A., and C. D. L. Orme. 2012. Betapart: An R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 3:808–812.
- Baselga, A., D. Orme, S. Villeger, J. De Bortoli, F. Leprieur, and M. Logez. 2021. betapart: Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness Components.
- Boersma, K. S., M. T. Bogan, B. A. Henrichs, and D. A. Lytle. 2014. Invertebrate assemblages of pools in arid-land streams have high functional redundancy and are resistant to severe drying. *Freshwater Biology* 59:491–501.
- Boersma, K. S., and D. A. Lytle. 2014. Overland dispersal and drought-escape behavior in a flightless aquatic insect, *Abedus herberti* (Hemiptera: Belostomatidae). *The Southwestern Naturalist* 59:301–302.
- Bogan, M. T., K. S. Boersma, and D. A. Lytle. 2015. Resistance and resilience of invertebrate communities to seasonal and suprasedasonal drought in arid-land headwater streams. *Freshwater Biology* 60:2547–2558.
- Bogan, M. T., J. L. Hwan, K. Cervantes-Yoshida, J. Ponce, and S. M. Carlson. 2017. Aquatic invertebrate communities exhibit both resistance and resilience to seasonal drying in an intermittent coastal stream. *Hydrobiologia* 799:123–133.

- Bogan, M. T., R. A. Leidy, L. Neuhaus, C. J. Hernandez, and S. M. Carlson. 2019. Biodiversity value of remnant pools in an intermittent stream during the great California drought. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29:976–989.
- Boulton, A. J. 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 1173–1185.
- Bunn, S. E., M. C. Thoms, S. K. Hamilton, and S. J. Capon. 2006. Flow variability in dryland rivers: Boom, bust and the bits in between. *River Research and Applications* 22:179–186.
- Calor, A. 2007. Ordem Trichoptera Kirby 1813 (Arthropoda: Insecta). Pages 1–17 in C. G. Froehlich (editor). *Guia on-line: Identificação de Larvas de Insetos Aquaticos do Estado de São Paulo*. Sao Paulo.
- Canhoto, C., R. Calapez, A. L. Gonçalves, and M. Moreira-Santos. 2013. Effects of Eucalyptus leachates and oxygen on leaf-litter processing by fungi and stream invertebrates. *Freshwater Science* 32:411–424.
- Carlos De Pinho, L. 2008. Guia on-line de identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo: Diptera Ordem Diptera (Arthropoda: Insecta). (Available from: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>)
- Cavalcanti Júnior, M. M., L. U. Hepp, J. Molozzi, and D. M. B. M. Trovão. 2018. Leaf traits of Brazilian semiarid species as regulatory factors for associated aquatic invertebrates. *Journal of Limnology* 77.
- Cummins, K. W., and M. J. Klug. 1979. Feeding Ecology of Stream Invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 10:147–172.
- Cummins, K. W., R. W. Merritt, and P. C. N. Andrade. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40:69–89.
- Daga, V. S., V. M. Azevedo-Santos, F. M. Pelicice, P. M. Fearnside, G. Perbiche-Neves, L. R. P. Paschoal, D. C. Cavallari, J. Erickson, A. M. C. Ruocco, I. Oliveira, A. A. Padial, and J. R. S. Vitule. 2020. Water diversion in Brazil threatens biodiversity. *Ambio* 49:165–172.
- Datry, T., A. J. Boulton, N. Bonada, K. Fritz, C. Leigh, E. Sauquet, K. Tockner, B. Hugueny, and C. N. Dahm. 2018, January 1. Flow intermittence and ecosystem services in rivers of the Anthropocene. John Wiley & Sons, Ltd.
- Datry, T., R. Corti, C. Claret, and M. Philippe. 2011. Flow intermittence controls leaf litter breakdown in a French temporary alluvial river: The “drying memory.” *Aquatic Sciences* 73:471–483.
- Dolédéc, S., J. Tilbian, and N. Bonada. 2017. Temporal variability in taxonomic and trait compositions of invertebrate assemblages in two climatic regions with contrasting flow regimes. *Science of the Total Environment* 599–600:1912–1921.

- Eloi De Araújo, L., D. Fonseca, S. João, M. De, M. Neto, F. De, A. Salviano, and S. Resumo. 2007. Análise da variabilidade espaço-temporal da precipitação na bacia do Rio Paraíba usando IAC. *Revista de Geografia (Recife)* 24:47–59.
- Elphick, J. R. F., K. D. Bergh, and H. C. Bailey. 2011. Chronic toxicity of chloride to freshwater species: Effects of hardness and implications for water quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30:239–246.
- Epele, L. B., and M. L. Miserendino. 2016. Temporal dynamics of invertebrate and aquatic plant communities at three intermittent ponds in livestock grazed Patagonian wetlands. *Journal of Natural History* 50:711–730.
- Eppehimer, D. E., H. Hamdhani, K. D. Hollien, and M. T. Bogan. 2020. Evaluating the potential of treated effluent as novel habitats for aquatic invertebrates in arid regions. *Hydrobiologia* 847:3381–3396.
- Flury, M., and A. Papritz. 1993. Bromide in the Natural Environment: Occurrence and Toxicity. *Journal of Environmental Quality* 22:747–758.
- Gómez, R., M. I. Arce, D. S. Baldwin, and C. N. Dahm. 2017. Water Physicochemistry in Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier Inc.
- Gonçalves, J. F., S. R. M. Couceiro, R. S. Rezende, R. T. Martins, B. M. P. Ottoni-Boldrini, C. M. Campos, J. O. Silva, and N. Hamada. 2017. Factors controlling leaf litter breakdown in Amazonian streams. *Hydrobiologia* 792:195–207.
- Gonçalves Júnior, J. F., R. T. Martins, B. M. de P. Ottoni, and S. R. M. Couceiro. 2014. Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. Pages 89–116 *Insetos aquáticos: biologia, ecologia e taxonomia*.
- Hamilton, S. K., S. E. Bunn, M. C. Thoms, and J. C. Marshall. 2005. Persistence of aquatic refugia between flow pulses in a dryland river system (Cooper Creek, Australia). *Limnology and Oceanography* 50:743–754.
- Harner, M. J., C. L. Crenshaw, M. Abelho, M. Stursova, J. J. F. Shah, and R. L. Sinsabaugh. 2009. Decomposition of leaf litter from a native tree and an actinorhizal invasive across riparian habitats. *Ecological Applications* 19:1135–1146.
- Hill, M. J., and V. S. Milner. 2018. Ponding in intermittent streams: A refuge for lotic taxa and a habitat for newly colonising taxa? *Science of the Total Environment* 628–629:1308–1316.
- IPCC. 2015. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Ipcc. Gian-Kasper Plattner.
- Jaeger, K. L., J. D. Olden, and N. A. Pelland. 2014. Climate change poised to threaten hydrologic connectivity and endemic fishes in dryland streams. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111:13894–13899.

- Jesús Casas, J., M. O. Gessner, D. López, and E. Descals. 2011. Leaf-litter colonisation and breakdown in relation to stream typology: Insights from Mediterranean low-order streams. *Freshwater Biology* 56:2594–2608.
- Jones, J. I., J. F. Murphy, A. L. Collins, D. A. Sear, P. S. Naden, and P. D. Armitage. 2012, October. The Impact Of Fine Sediment On Macro-Invertebrates.
- Junk, W. J., P. B. Bayley, and R. E. Sparks. 1989. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106:110–127.
- Juračka, P. J., J. Dobiáš, D. S. Boukal, M. Šorf, L. Beran, M. Černý, and A. Petrusek. 2019. Spatial context strongly affects community composition of both passively and actively dispersing pool invertebrates in a highly heterogeneous landscape. *Freshwater Biology* 64:2093–2106.
- Kassambara, A., and F. Mundt. 2020. factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses.
- Kelso, J. E., and S. A. Entekin. 2018. Intermittent and perennial macroinvertebrate communities had similar richness but differed in species trait composition depending on flow duration. *Hydrobiologia* 807:189–206.
- Lake, P. S. 2000, December. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *North American Benthological Society*.
- Lake, P. S. 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology*.
- Lake, S. P. 2011. Drought and Aquatic Ecosystems: Effects and Responses. *Drought and Aquatic Ecosystems: Effects and Responses*. John Wiley and Sons, Chichester, UK.
- Lê, S., J. Josse, and F. Husson. 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software* 25.
- van Leeuwen, C. J., M. Rijkeboer, and G. Niebeek. 1986. Population dynamics of *Daphnia magna* as modified by chronic bromide stress. *Hydrobiologia* 133:277–285.
- Leigh, C., T. W. H. Aspin, T. J. Matthews, R. J. Rolls, and M. E. Ledger. 2019. Drought alters the functional stability of stream invertebrate communities through time. *Journal of Biogeography* 46:1988–2000.
- Leigh, C., and T. Datry. 2017. Drying as a primary hydrological determinant of biodiversity in river systems: a broad-scale analysis. *Ecography* 40:487–499.
- Lima, L. F. O., B. I. A. L. Brasil, and M. J. Martins-Silva. 2013. *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774): Northeastern dispersal in the São Francisco Basin, Brazil. *Check List* 9:162–164.
- Maamri, A., H. Chergui, and E. Pattee. 1997. Leaf litter processing in a temporary northeastern Moroccan river. *Archiv fur Hydrobiologie* 140:513–531.
- Mariano, R. 2007. Ordem Ephemeroptera (Arthropoda: Insecta). *Guia on-line de identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo* 1–9.

- Mathers, K. L., S. P. Rice, and P. J. Wood. 2017. Temporal effects of enhanced fine sediment loading on macroinvertebrate community structure and functional traits. *Science of the Total Environment* 599–600:513–522.
- McCafferty, W. P., and C. R. Lugo-Ortiz. 1995. *Cloeodes hydation*, n. sp. (Ephemeroptera: Baetidae): an extraordinary, drought tolerant mayfly from Brazil. *Entomological news*. 106:29–35.
- Merritt, R. W., K. W. Cummins, and M. B. Berg. 2017. Trophic Relationships of Macroinvertebrates. Pages 413–433 *Methods in Stream Ecology: Third Edition*.
- Monroy, S., M. Menéndez, A. Basaguren, J. Pérez, A. Elozegi, and J. Pozo. 2016. Drought and detritivores determine leaf litter decomposition in calcareous streams of the Ebro catchment (Spain). *Science of the Total Environment* 573:1450–1459.
- Mugnai, R., J. L. Nessimian, and D. F. Baptista. 2010. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. (T. Books, Ed.).
- Myers, J. A., J. M. Chase, R. M. Crandall, and I. Jiménez. 2015. Disturbance alters beta-diversity but not the relative importance of community assembly mechanisms. *Journal of Ecology* 103:1291–1299.
- Nelson, S. M., and D. C. Andersen. 2007. Variable Role of Aquatic Macroinvertebrates in Initial Breakdown of Seasonal Leaf Litter Inputs To a Cold-Desert River. *The Southwestern Naturalist* 52:219–228.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. Mcglinn, P. R. Minchin, R. B. O’hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. Henry, H. Stevens, E. Szoecs, and H. W. Maintainer. 2020. Package “vegan” Title Community Ecology Package Version 2.5-7.
- de Oliveira, R. C., A. S. da Silva, A. R. de O. Ribeiro, J. E. de Araújo, O. F. de Oliveira, and R. G. V. Camacho. 2013. List of Angiosperm species of the riparian vegetation of the Apodi-Mossoró river, Rio Grande do Norte, Brazil. *Check List* 9:740–751.
- Petsch, D. K., G. D. Pinha, J. D. Dias, and A. M. Takeda. 2015. Temporal nestedness in Chironomidae and the importance of environmental and spatial factors in species rarity. *Hydrobiologia* 745:181–193.
- Prado, D. E. 2003. As caatingas da América do Sul. Pages 3–73 *Ecologia e Conservação da Caatinga*.
- R Core Team. 2021. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reis Junior, R., M. L. de Oliveira, and G. R. A. Borges. 2015. RT4Bio - R Tools for Biologists.
- Rezende, R. de S., J. L. Costa Novaes, C. Queiroz de Albuquerque, R. S. Da Costa, and J. F. Gonçalves Junior. 2018. Aquatic invertebrates increase litter breakdown in Neotropical shallow semi-arid lakes. *Journal of Arid Environments* 154:8–14.

- Rezende, R. de S., J. F. Gonçalves Jr., and M. M. Petrucio. 2010. Leaf breakdown and invertebrate colonization of *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) and *Hirtella glandulosa* (Chrysobalanaceae) in two Neotropical lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22:23–34.
- RStudio Team. 2021. RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston, MA.
- Santos, H. G. dos, P. K. T. Jacomine, L. H. C. Anjos, V. Á. Oliveira, J. B. Oliveira, M. R. Coelho, J. F. Lumberras, and T. J. F. Cunha. 2013. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos-SPI.
- Sauer, F. G., M. Bundschuh, J. P. Zubrod, R. B. Schäfer, K. Thompson, and B. J. Kefford. 2016. Effects of salinity on leaf breakdown: Dryland salinity versus salinity from a coalmine. *Aquatic Toxicology* 177:425–432.
- von Schiller, D., V. Acuña, D. Graeber, E. Martí, M. Ribot, S. Sabater, X. Timoner, and K. Tockner. 2011. Contraction, fragmentation and expansion dynamics determine nutrient availability in a Mediterranean forest stream. *Aquatic Sciences* 73:485–497.
- Scholes, R. J. 2020. The future of semi-arid regions: A weak fabric unravels. *Climate* 8:43.
- Segura, M. O., F. Valente-Neto, & Alaíde, and A. Fonseca-Gessner. 2011. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* (Available from: <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn02711012011><http://www.biotaneotropica.org.br>)
- Sheldon, F., S. E. Bunn, J. M. Hughes, A. H. Arthington, S. R. Balcombe, and C. S. Fellows. 2010. Ecological roles and threats to aquatic refugia in arid landscapes: Dryland river waterholes. *Marine and Freshwater Research* 61:885–895.
- Suguiu, K. 1973. Introdução à sedimentologia. Embrapa Solos / UEP-Recife (CNPS-UEPR), São Paulo, SP.
- Trenberth, K. E., A. Dai, G. Van Der Schrier, P. D. Jones, J. Barichivich, K. R. Briffa, and J. Sheffield. 2014, January 20. Global warming and changes in drought. Nature Publishing Group.
- Trivinho-Strixino, S. 2011. Larvas de Chironomidae: Guia de identificação. (UFSCar, Ed.).
- Webster, J. R., and E. F. Benfield. 1986. Vascular Plant Breakdown in Freshwater Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:567–594.
- Wei, T., and V. Simko. 2021. R package “corrplot”: Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.90).
- Wentworth, C. K. 1922. A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *The Journal of Geology* 30:377–392.

- Westveer, J. J., H. G. van der Geest, E. Emiel van Loon, and P. F. M. Verdonschot. 2018. Connectivity and seasonality cause rapid taxonomic and functional trait succession within an invertebrate community after stream restoration. *PLoS ONE* 13:1–17.
- Willey, R. L., and H. O. Eiler. 1972. Drought Resistance in Subalpine Nymphs of *Somatochlora semicircularis* Selys (Odonata: Corduliidae). *American Midland Naturalist* 87:215.
- Wintermans, J. F. G. M., and A. De Mots. 1965. Spectrophotometric characteristics of chlorophylls a and b and their phenophytins in ethanol. *BBA - Biophysics Including Photosynthesis* 109:448–453.
- Xavier, R. A., P. da C. Dornellas, J. dos S. Maciel, and J. C. do Bú. 2012. Caracterização Do Regime Fluvial Da Bacia Hidrográfica Do Rio Paraíba – Pb. *Revista Tamoios* 8:15–28.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. Walker, A. A. Saveliev, and G. M. Smith. 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. 32:574.

Appendix

Appendix I – Measured values of environmental variables (mean \pm standard deviation) sampled in remnant pools of intermittent rivers in the Brazilian semiarid.

Environmental variables	Overall average	Average (day 0)	Average (day 30)
<i>Morphometric</i>			
Lenght (m)	34.78 \pm 11.16	41.36 \pm 8.77	28.19 \pm 9.39
Widht (m)	5.55 \pm 3.06	6.73 \pm 3.30	4.38 \pm 2.35
Area (m ²)	209.22 \pm 159.68	287.17 \pm 177.36	131.27 \pm 90.96
Depth (m)	0.18 \pm 0.09	0.21 \pm 0.10	0.14 \pm 0.10
Volume (m ³)	45.10 \pm 52.96	67.28 \pm 64.25	22.92 \pm 24.86
<i>Physical-chemical</i>			
pH	8.6 \pm 0.58	8.6 \pm 0.49	8.5 \pm 0.67
Temperature (°C)	27.4 \pm 1.91	27.8 \pm 1.44	27.0 \pm 2.28
Turbidity (NTU)	49.4 \pm 58.53	31.6 \pm 28.76	67.1 \pm 74.70
Dissolved oxygen (mg/L)	6.5 \pm 1.85	7.4 \pm 1.01	5.7 \pm 2.15
Chlorophyll <i>a</i> (µg/L)	149.44 \pm 239.08	93.90 \pm 163.04	204.99 \pm 291.48
Sodium (mg/L)	34.284 \pm 9.03	36.769 \pm 7.44	31.799 \pm 10.00
Ammonia (mg/L)	0.481 \pm 0.24	0.488 \pm 0.26	0.570 \pm 0.21
Potassium (mg/L)	0.529 \pm 1.42	5.340 \pm 1.57	4.342 \pm 1.08
Magnesium (mg/L)	0.507 \pm 0.16	0.486 \pm 0.18	0.528 \pm 0.15
Calcium (mg/L)	18.383 \pm 5.90	19.726 \pm 7.32	17.039 \pm 3.80
Fluoride (mg/L)	0.351 \pm 0.15	0.373 \pm 0.17	0.330 \pm 0.12
Clhloride (mg/L)	0.351 \pm 0.11	0.283 \pm 0.08	0.419 \pm 0.10
Nitrite (mg/L)	0.002 \pm 0.00	0.002 \pm 0.00	0.001 \pm 0.00
Bromide (mg/L)	2.641 \pm 1.51	2.041 \pm 1.11	3.241 \pm 1.64
Nitrate (mg/L)	0.087 \pm 0.10	0.076 \pm 0.10	0.098 \pm 0.10
Phosphate (mg/L)	0.027 \pm 0.02	0.036 \pm 0.03	0.017 \pm 0.01
Sulfate (mg/L)	6.154 \pm 5.11	6.258 \pm 5.64	6.050 \pm 4.71
Copper (mg/L)	0.061 \pm 0.01	0.060 \pm 0.01	0.061 \pm 0.01

Zinc (mg/L)	0.108 ± 0.15	0.081 ± 0.02	0.136 ± 0.21
Iron (mg/L)	1.430 ± 0.07	1.450 ± 0.07	1.410 ± 0.07
Volatile solids (mg/L)	66.13 ± 63.33	50.02 ± 60.92	82.25 ± 63.43
Fixed solids (mg/L)	61.12 ± 65.37	31.87 ± 27.82	90.37 ± 78.94
Total suspended solids (mg/L)	127.35 ± 119.30	81.89 ± 87.19	172.62 ± 131.99
Organic matter (%)	3.33 ± 2.47	2.95 ± 2.06	3.72 ± 2.83
Silt (%)	1.44 ± 3.82	4.00 ± 1.63	4.81 ± 3.76
Clay (%)	4.41 ± 1.37	1.44 ± 3.95	1.44 ± 1.09
Fine sand (%)	10.97 ± 9.61	8.88 ± 8.22	13.06 ± 10.68
Medium sand (%)	18.78 ± 11.27	19.00 ± 13.82	18.56 ± 8.45
Coarse sand (%)	49.75 ± 18.79	50.06 ± 20.43	49.44 ± 17.66
Gravel (%)	14.72 ± 10.45	16.44 ± 12.00	13.00 ± 8.63

Appendix II – Abundance on day 0 and 30 and classification in functional feeding groups of aquatic invertebrates (sediment and leaf litter-associated) collected in remnant pools of intermittent rivers in the Brazilian semi-arid.

Order	Taxa	Day 0	Day 30	Litter-associated	Functional feeding group
Basommatophora	Planorbidae (Rafinesque, 1815)	84	155	0	scraper
	Dytiscidae (Leach, 1815)	5	0	2	predator
	Elmidae (Curtis, 1830)	93	1	30	scraper
	Gyrinidae (Latreille, 1810)	3	2	0	predator
	Hydraenidae (Mulsant, 1844)	0	0	1	predator
Coleoptera	Hydrophilidae (Latreille, 1802)	765	80	417	collector-gatherer
	Lampyridae (Rafinesque, 1815)	0	0	15	predator
	Noteridae (Thomson, 1860)	5	2	1	predator
	Ptilodactylidae (Laporte, 1836)	0	0	3	shredder
	Scirtidae (Fleming, 1821)	0	0	39	scraper
	Staphylinidae (Latreille, 1802)	0	0	39	predator
Decapoda	Palaemonidae (Rafinesque, 1815)	3	7	0	shredder
Diptera	<i>Ablabesmyia</i> sp. (Johannsen, 1905)	210	29	0	predator
	<i>Aedokritus</i> sp. (Roback, 1958)	0	7	0	collector-gatherer
	<i>Apedilum</i> sp. (Townes, 1945)	81	163	0	collector-gatherer
	<i>Asheum</i> sp. (Sublette, 1964)	15	3	1	collector-gatherer
	Ceratopogonidae (Newman, 1834)	258	340	408	predator
	<i>Chironomus</i> sp. (Meigen, 1803)	101	87	7	collector-gatherer
	<i>Coelotanypus</i> sp. (Kieffer, 1913)	150	48	0	predator
	Culicidae (Meigen, 1818)	10	47	0	collector-filterer
	<i>Dicrotendipes</i> sp. (Kieffer, 1913)	1	2	5	collector-gatherer
	<i>Djalmabatista</i> sp. (Fittkau, 1968)	3	0	0	predator

	Dolichopodidae (Latreille, 1809)	0	0	18	predator
	Ephydriidae (Zetterstedt, 1837)	31	16	6	collector-gatherer
	<i>Goeldichironomus</i> sp. (Fittkau, 1965)	1431	1060	2293	collector-gatherer
	<i>Labrudinia</i> sp. (Fittkau, 1962)	95	203	59	predator
	Muscidae (Latreille, 1802)	0	0	1	predator
	<i>Parachironomus</i> sp. (Lenz, 1921)	305	87	2	collector-gatherer
	<i>Paraphaenocladus</i> sp. (Thienemann, 1924)	0	0	4	collector-gatherer
	<i>Paratendipes</i> sp. (Kieffer, 1911)	5	0	0	collector-gatherer
	<i>Polypedilum</i> sp. (Kieffer, 1912)	42	0	0	collector-gatherer
	<i>Procladius</i> sp. (Skuse, 1889)	2	0	0	predator
	Psychodidae (Newman, 1834)	0	0	5	collector-gatherer
	Ptychopteridae (Osten-Sacken, 1862)	0	0	1	shredder
	<i>Saetheria</i> sp. (Jackson, 1977)	66	7	0	collector-gatherer
	Stratiomyidae (Latreille, 1802)	18	12	29	collector-gatherer
	Tabanidae (Latreille, 1802)	5	4	29	predator
	<i>Tanytarsus</i> sp. (Van der Wulp, 1874)	106	16	0	collector-filterer
	Tipulidae (Latreille, 1802)	1	0	15	shredder
	Baetidae (Leach, 1815)	0	1	2	collector-gatherer
Ephemeroptera	Caenidae (Newman, 1853)	1138	670	1	collector-gatherer
	Polymitarcyidae (Banks, 1900)	18	0	0	collector-

					gatherer
Haplotaxida	Naididae (Ehrenberg, 1828)	9	0	2	collector-gatherer
Hemiptera	Belostomatidae (Leach, 1815)	8	9	15	predator
	Corixidae (Leach, 1815)	125	284	0	scraper
	Gelastocoridae (Kirkaldy, 1897)	1	0	0	predator
	Hebridae (Amyot & Serville, 1843)	0	0	1	predator
	Hydrometridae (Billberg, 1820)	0	0	1	predator
	Mesoveliidae (Douglas & Scott, 1867)	5	15	8	predator
	Naucoridae (Leach, 1815)	1	10	8	predator
	Nepidae (Latreille, 1802)	4	0	0	predator
	Pleidae (Fieber, 1851)	3	0	13	predator
Mesogastropoda	Pomacea (Perry, 1810)	4	1	0	scraper
Neotaenioglossa	Melanoides tuberculatus (Müller, 1774)	5471	9808	404	scraper
Odonata	Calopterygidae (Selys in Selys & Hagen, 1850)	0	0	24	predator
	Coenagrionidae (Kirby, 1890)	5	2	0	predator
	Corduliidae (Selys in Selys & Hagen, 1850)	5	0	0	predator
	Gomphidae (Rambur, 1842)	207	43	0	predator
	Libellulidae (Leach in Brewster, 1815)	126	16	7	predator
	Protoneuridae (Tillyard, 1917)	0	3	0	predator
Stylommatophora	Bulimidae (Guilding, 1828)	6	3	0	scraper
Trichoptera	Oxyethira sp. (Eaton, 1873)	3	0	0	scraper
Trombidiformes	Hydrachnidae (O. F. Müller, 1776)	21	1	8	predator
Veneroida	Corbicula fluminalis (Müller, 1774)	4	5	0	collector-filterer

Appendix III - Comparison of leaf litter decomposition rates and type of aquatic environment (lotic and lentic) of different types of leaf litter in coarse mesh litter bags (> 5mm) in various arid/semi-arid regions of the world.

References	Leaf litter type	$k d^{-1}$	Country
<i>Lentic environments</i>			
Present study	<i>Aspidosperma piryfolium</i>	-0.020	Brazil
(Abril et al. 2016)	<i>Populus nigra</i>	-0.044	Spain
(Rezende et al. 2018)	<i>Inga laurina</i>	-0.005	Brazil
(Maamri et al. 1997)	<i>Salix pedicelata</i>	-0.009	Morocco
(Maamri et al. 1997)	<i>Nerium oleander</i>	-0.007	Morocco
Interval		-0.007 to -0.044	
Average lentic environments		-0.017	
<i>Lotic environments</i>			
(Abril et al. 2016)	<i>Populus nigra</i>	-0.053	Spain
(Nelson and Andersen 2007)	<i>Populus sp.</i>	-0.006	USA
(Nelson and Andersen 2007)	<i>Populus sp.</i>	-0.029	USA
(Nelson and Andersen 2007)	<i>Populus sp.</i>	-0.013	USA
(Nelson and Andersen 2007)	<i>Populus sp.</i>	-0.017	USA
(Harner et al. 2009)	<i>Populus deltoides</i>	-0.023	USA
(Harner et al. 2009)	<i>Elaeagnus angustifolia</i>	-0.025	USA
(Arroita et al. 2013)	<i>Alnus glutinosa</i>	-0.002 to -0.006	Spain
(Maamri et al. 1997)	<i>Salix pedicelata</i>	-0.002 to -0.008	Morocco
(Maamri et al. 1997)	<i>Salix pedicelata</i>	-0.001 to -0.006	Morocco
(Maamri et al. 1997)	<i>Nerium oleander</i>	-0.001 to -0.005	Morocco
(Maamri et al. 1997)	<i>Nerium oleander</i>	-0.001 to -0.005	Morocco
(Monroy et al. 2016)	<i>Alnus glutinosa</i>	-0.001 to -0.006	Spain
(Monroy et al. 2016)	<i>Quercus robur</i>	-0.000 to -0.001	Spain
(Jesús Casas et al. 2011)	<i>Alnus glutinosa</i>	-0.001 to -0.014	Spain
(Jesús Casas et al. 2011)	<i>Alnus glutinosa</i>	-0.001 to -0.095	Spain
(Cavalcanti Júnior et al. 2018)	<i>Tabebuia aurea</i>	-0.078	Brazil

(Cavalcanti Júnior et al. 2018)	<i>Aspidosperma piryfolium</i>	-0.165	Brazil
Interval		-0.001 to 0.165	
Average lotic systems		-0.045	

Capítulo 2:

Pool-to-flow alternation and inter-basin water transfer determines functional responses of invertebrates in intermittent rivers



(Rio Taperoá) Fotos do autor, 2019.

Pool-to-flow alternation and inter-basin water transfer determines functional responses of invertebrates in intermittent rivers

Marcos Medeiros Cavalcanti Júnior^{1*}; Rafaella Karolynna Dantas Lemos Pinheiro²; Wilma Izabelly Ananias Gomes³; Guilherme Sena¹; Joseline Molozzi²; José Francisco Gonçalves Júnior¹

¹AquaRipária, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, DF, CEP 70910-900, Brasil.

²Laboratório de Ecologia de Bentos, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Departamento de Biologia, Universidade Estadual da Paraíba, PB, CEP 58429-500, Brasil

³Laboratório de Ecologia Aquática, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Departamento de Biologia, Universidade Estadual da Paraíba, PB, CEP 58429-500, Brasil

*Marcos Medeiros Cavalcanti Júnior – e-mail: medeiroscavalcantijr@gmail.com

*Corresponding author

Resumo: A alternância das fases de poça e fluxo determina as características físicas e químicas dos rios intermitentes. No entanto, alterações antrópicas como a perenização por transposições hídricas entre bacias hidrográficas (IBWT) podem afetar essa dinâmica e alterar permanentemente as respostas funcionais da biota, podendo resultar em perda de diversidade funcional. Nosso objetivo foi investigar os efeitos das alterações ambientais promovidas pela mudança de fase (poça para fluxo) e por uma IBWT sobre aspectos funcionais da biota de invertebrados em rios intermitentes. Nós testamos as seguintes hipóteses: (i) a dominância de atributos funcionais muda da fase de poça para a fase de fluxo nos rios levando a uma maior redundância funcional durante a fase de poças; (ii) a dominância de atributos funcionais muda entre os cenários sem transposição e com transposição levando a uma maior redundância funcional nos cenários com transposição. O estudo foi conduzido em três cenários sem IBWT (rio Boa Vista, Gurinhém e Gurinhenzinho) e um com IBWT (rio Paraíba) no semiárido brasileiro, com coletas na fase de poças em 2018 e na fase de fluxo em 2019. Nós utilizamos atributos funcionais de resistência e resiliência para determinar a dominância de atributos funcionais, e apenas *effects traits* para determinar a redundância funcional. Nós observamos o domínio de categorias de resistência à seca na fase de poças e de resiliência à seca na fase de fluxo. A dominância de atributos no cenário com IBWT diferiu de todos os cenários sem transposição na fase de fluxo. Além disso, a redundância funcional foi menor na fase de poças (0.37 ± 0.22) do que na fase de fluxo (0.63 ± 0.17) em quase todos os cenários. E apenas um cenário sem IBWT em cada fase apresentou diferenças significativas na redundância funcional para o cenário IBWT. A alternância de fases dos rios aumentou a quantidade de estratégias funcionais dominantes nos rios ao longo do tempo bem como a redundância funcional da assembleia de invertebrados. A maior dominância de categorias que conferem respiração e dispersão aquática no cenário IBWT na fase de fluxo expressou o maior período de conectividade desses habitats aquáticos. Nesse contexto, a perenização de canais intermitentes e as consequentes alterações na transição das fases aquáticas em rios intermitentes podem ter impactos profundos sobre a diversidade de estratégias funcionais dos invertebrados e sobre a manutenção de funções ecossistêmicas.

Palavras-chave: São Francisco River. Drylands. Semi-arid Region. Drought effects. Community Weighted Mean.

Introdução

Rios intermitentes são comuns em todo o mundo e apresentam interrupção no fluxo hídrico superficial durante alguma parte do ano (Costigan et al., 2017; Datry et al., 2014). Durante a interrupção do fluxo os ecossistemas aquáticos se limitam a poças remanescentes (Mathers et al., 2019). Nas regiões áridas e semiáridas a fase de fluxo só é retomada com os eventos de chuva (Rassam et al., 2006). Entender o funcionamento desses ecossistemas aquáticos durante as mudanças de fase (poças remanescentes e fluxo hídrico superficial) é fundamental no atual cenário de mudanças climáticas e tem atraído atenção crescente na última década (Aspin et al., 2019; Giam et al., 2017; Hill & Milner, 2018).

A alternância das fases de poça e fluxo nos rios intermitentes é chave para determinação das características físicas e químicas do ecossistema aquático (Gómez et al., 2017). Durante a fase de poças os ecossistemas aquáticos perdem conectividade entre si e apresentam redução na qualidade da água devido à maior exposição à incidência luminosa, maior concentração de nutrientes (p.ex. sódio, potássio e cálcio) e redução no oxigênio dissolvido (Gómez et al., 2017; Lake, 2003; Lake, 2011). Por outro lado, a fase de fluxo restaura a conectividade dos habitats (Bogan et al., 2015; Westveer et al., 2018), transporta sedimento e matéria orgânica para dentro dos canais de drenagem e aumenta os níveis de sólidos dissolvidos e matéria orgânica no sedimento (Datry et al., 2018; Gómez et al., 2017). Desse modo, é esperado que a variabilidade das condições ambientais entre as fases dos rios intermitentes condicione as respostas das assembleias biológicas (invertebrados; Kelso & Entekim, 2018).

O uso de invertebrados aquáticos como modelos biológicos é bastante difundido na ecologia de rios intermitentes devido a diversidade e ubiquidade nos habitats aquáticos (de la Fuente et al., 2018; Kelso & Entekim, 2018; Sarremejane et al., 2020). Entretanto, as investigações dos efeitos da variabilidade hidrológica sobre as assembleias de invertebrados utilizam majoritariamente métricas taxonômicas clássicas como riqueza e diversidade (Banegas-Medina et al., 2021; Bogan et al., 2013; Stubbington et al., 2009). Desse modo, os *insights* fornecidos acerca do funcionamento ecossistêmico são limitados e uma das melhores saídas tem sido a abordagem da diversidade funcional baseada em atributos (Cadotte et al., 2011).

Atributos funcionais são características mensuráveis que potencialmente afetam a performance dos organismos (Cadotte et al., 2011). Os atributos funcionais de invertebrados também são sensíveis à mudanças hidrológicas (Laini et al., 2019) e às variações ambientais (Gomes et al., 2018; Jovem-Azevêdo et al., 2019). Em rios intermitentes, as características ambientais de cada fase podem suscitar respostas dos atributos funcionais como especializações para a fase de poça (atributos de resistência à redução na qualidade da água) e fluxo (atributos de

resiliência e colonização de novos habitats) (de la Fuente et al., 2018; Dolédec et al., 2017; Giam et al., 2017; Kelso & Entekhin, 2018; Leigh et al., 2019). Assim, é esperado que a variação na composição dos atributos funcionais de invertebrados responda à mudança de fases dos rios intermitentes.

A variação na composição dos atributos funcionais de invertebrados é um importante controle do funcionamento ecossistêmico, uma vez que invertebrados estão intimamente relacionados a manutenção das funções ecossistêmicas (e.g., decomposição; Wallace & Webster, 1996). Uma maneira de mensurar a manutenção de funções ecossistêmicas é através da redundância funcional (Belmar et al., 2019; Rosenfeld, 2002). Redundância funcional é o grau em que espécies taxonomicamente distintas desempenham funções ecossistêmicas similares ou apresentam atributos similares (Rosenfeld, 2002). Em rios intermitentes na fase de poças a qualidade ambiental reduzida leva a assembleia de invertebrados a apresentar maiores valores de redundância funcional que na fase de fluxo devido ao compartilhamento de atributos de resistência (Boersma et al., 2014; Chase, 2007). Assim, podemos esperar que a redundância funcional reduza com o retorno do fluxo hídrico superficial.

A abordagem funcional ganha destaque em face das necessidades de se entender o efeito das alterações antrópicas no funcionamento de rios intermitentes, como a construção de barragens (Gauthier et al., 2021) ou a perenização por transposições hídricas (Barbosa et al., 2021). Transposições hídricas entre bacias hidrográficas (IBWT) conectam distintos ecossistemas aquáticos (doadores e receptores) (Barbosa et al., 2021; Zhuang, 2016). Embora existam trabalhos que apontem melhoria na qualidade da água dos ecossistemas receptores (maior concentração de oxigênio dissolvido, por exemplo) (Hu et al., 2008; M. Zhang et al., 2018), a maioria aponta uma redução na qualidade da água (Feng et al., 2018; Guo et al., 2020; Yuan et al., 2020; Q. Zhang, 2009; Zhuang, 2016). Essa redução se dá principalmente devido à maior concentração de nutrientes dissolvidos (p.ex. cloreto, sódio e nitrogênio; Bui et al., 2020; Qin et al., 2019; Yuan et al., 2020). A redução na qualidade da água promove impacto direto na biota dos ecossistemas receptores (Guo et al., 2020; Qin et al., 2019; Zhuang, 2016). E os efeitos reportados são de invasões por espécies exóticas e homogeneização das assembleias biológicas (Guo et al., 2020; Qin et al., 2019). Nesse contexto, podemos esperar que uma redução na qualidade da água dos ecossistemas receptores de IBWT condicione as respostas biológicas.

Em levantamento bibliográfico não foram encontrados trabalhos que reportem as respostas funcionais da biota ao impacto de uma IBWT. Assim, nosso objetivo foi avaliar se as características funcionais (dominância de atributos e redundância) diferem em resposta à mudança de fase e em resposta à IBWT. Assim, nós testamos as hipóteses que (i) a dominância de atributos funcionais

muda da fase de poça para a fase de fluxo nos rios levando a uma maior redundância funcional durante a fase de poças; (ii) a dominância de atributos funcionais muda entre os cenários sem transposição e com transposição levando a uma maior redundância funcional nos cenários com transposição.

Métodos

Área de estudo

Nosso estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do Rio Paraíba (entre 06° 51' 31" e 08° 26' 21" sul, e 34° 48' 35" e 37° 02' 15" oeste) (Figura 1). A bacia do Rio Paraíba drena uma área de cerca de 20 mil km² (Xavier et al., 2012) e está localizada na região semiárida do Brasil. O clima da região (semiárido seco, BSh em Koppen-Geiger; Alvares et al., 2013) determina o regime hidrológico intermitente dos rios e riachos, que experimentam períodos de isolamento e conectividade dos habitats aquáticos. O período seco na região se estende por aproximadamente 8 meses, enquanto o período chuvoso está concentrado nos meses de janeiro a abril, com pluviosidade média anual em torno de 400 mm (Eloi et al., 2008).

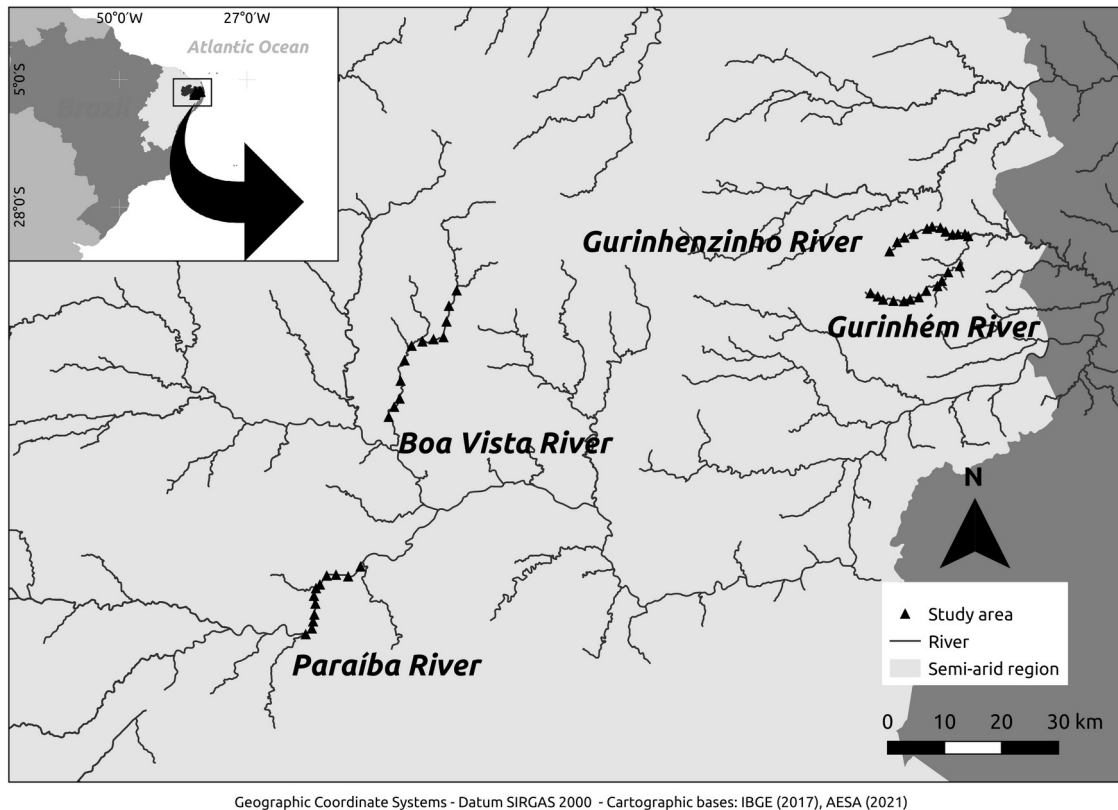


Figura 1 - Bacia hidrográfica da Paraíba no semiárido brasileiro com a localização da área de estudo em cada rio.

A temperatura média na região varia entre mínimas de 18° C a 22° C e máximas de 28° C e 31° C. O solo da região de estudo é do tipo Luvissoilo (Santos et al., 2013), com solos rasos e afloramentos rochosos comuns. A vegetação ripária é de floresta seca tropical com espécies arbustivas e arbóreas adaptadas ao ambiente seco e que não formam uma copa fechada sobre o canal dos rios (Prado, 2003). As espécies arbóreas visualmente mais comuns na vegetação ripária da região de estudo foram a invasora e dominante *Prosopis juliflora* (Sw.) DC., e as nativas *Aspidosperma pyrifolium* Mart. & Zucc., *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir. e *Pilosocereus pachycladus* Ritter.

Transposição do Rio São Francisco e desenho amostral

A condição de escassez de recursos hídricos na região semiárida brasileira levou a implementação da transposição de águas entre bacias hidrográficas nomeado oficialmente como Projeto de Integração do Rio São Francisco. O projeto leva água para aproximadamente 2092 km de rios intermitentes, e é composto por dois eixos que transportam água por cerca de 720 km pelo semiárido brasileiro. Um desses eixos, o eito leste, conecta a bacia do rio São Francisco à bacia do Rio Paraíba desde março de 2017, afetando de forma direta o canal do rio Paraíba (Barbosa et al.,

2021). O suprimento hídrico manteve o fluxo hídrico superficial no canal do rio Paraíba até março de 2018, devido à interrupção por obras de manutenção. A interrupção possibilitou a formação de poças remanescentes que coincidiu com o período de formação de poças nos outros rios intermitentes da região. O retorno do fluxo hídrico ocorreu no final de 2018, alguns meses antes do período de fluxo hídrico natural na região. Nossas coletas no rio Paraíba foram realizadas durante a formação de poças remanescentes em 2018 e durante a fase de fluxo hídrico superficial em 2019 (Figura 1).

Os eventos chuvosos que permitiram a conectividade das poças haviam ocorrido há dois meses das primeiras coletas em todos os rios (AESA, 2021). Durante o período de coleta a média pluviométrica mensal foi de $1,5 \pm 3,1$ mm (AESA, 2021). As poças foram selecionadas de acordo com a similaridade no comprimento ($41,4 \pm 8,8$ m), largura ($6,7 \pm 3,3$ m) e área média ($287,2 \pm 177,4$ m). Durante o período de fluxo as primeiras coletas foram realizadas aproximadamente um mês após os primeiros eventos chuvosos que proporcionassem o fluxo hídrico superficial nos rios. Nós tivemos 16 unidades amostrais no período de poças isoladas e 48 no período de fluxo. O número de unidades amostrais no período de poças foi menor devido a necessidade de padronização morfométrica das poças.

Para comparação dos efeitos da transposição do Rio São Francisco sobre o rio Paraíba foram selecionados três rios da mesma bacia hidrográfica com diferentes cenários ambientais: rio Boa Vista (cenário 1), rio Gurinhém (cenário 2) e rio Gurinhenzinho (cenário 3). Em função do uso e ocupação do solo todos os rios da bacia do Paraíba recebem algum efluente de origem humana e têm atividade agropecuária em suas margens. Nós utilizamos ferramentas de Geoprocessamento (QGIS) para caracterização do uso e ocupação do solo de um raio de 100m dos pontos amostrados em cada rio com base no cálculo do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) (Tabela 1). Além disso Análises *pairwise* PerMANOVA (matriz de distância Euclidiana, 9999 permutações) apontaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre todos os cenários em relação aos parâmetros de qualidade da água nas fases de poça e fluxo (Apêndice I para valores dos parâmetros ambientais analisados). Assim, nós pudemos utilizar as respostas verificadas em cada um dos rios como controle para os efeitos da transposição no rio Paraíba (cenário IBWT).

Tabela 1 - Uso e ocupação do solo a partir do cálculo do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) em um raio de 100m a partir dos pontos amostrados em cada rio intermitente no semiárido brasileiro.

Cenários	Vegetação arbustiva e arbórea (%)	Agricultura e/ou pecuária (%)	Solo exposto (%)
Cenário 1	54,46	44,93	0,61

Cenário 2	22,67	75,87	1,46
Cenário 3	82,95	15,85	1,21
Cenário IBWT	79,36	18,54	2,10

Amostragem biológica

Cada ponto foi amostrado com auxílio de um amostrador do tipo Surber (malha de 250µm, área de 900 cm², um minuto de esforço amostral) em três locais em cada site ao longo de aproximadamente 40m de extensão na fase de poças e na fase de fluxo. Quando não havia fluxo hídrico nós o criamos com as mãos para coletar os invertebrados não associados ao sedimento (Bogan et al., 2017). Ainda em campo os invertebrados foram armazenados em sacos plásticos com álcool 70%. Em laboratório as amostras foram lavadas sobre peneiras (250 µm) e fixadas com álcool a 70%. Os invertebrados foram identificados até o menor nível taxonômico possível com auxílio de chaves taxonômicas especializadas (Calor, 2007; Pinho, 2008; Mariano, 2007; Mugnai et al., 2010; Segura et al., 2011; Trivinho-Strixino, 2011).

Atributos biológicos

Foram coletados dados de seis atributos biológicos que refletem a capacidade de resistência (*body armoring*, *body size* e *respiration*) (Giam et al., 2017; Leigh & Datry, 2017; Stubbington et al., 2017) e resiliência (*adult life span*, *dispersion* e *swimming ability*) (Leigh & Datry, 2017; Stubbington et al., 2017) dos invertebrados (Tabela 2). Nós compilamos informação sobre os atributos disponíveis em literatura (exceto *body size*): Firmiano et al., 2021; Poff et al., 2006; Reynaga & Santos, 2012; Rico & Van den Brink, 2015; Serra et al., 2016; Tomanova et al., 2008; Tomanova & Usseglio-Polatera, 2007; Trivinho-Strixino, 2011; Vieira et al., 2006. A planilha de atributos foi então binarizada (0 = ausência de informação para uma dada categoria e 1 = presença de informação para uma dada categoria) (Schmera et al., 2012; Suárez et al., 2017). E por fim, os valores de *body size* foram obtidos por meio de medição direta utilizando lâminas milimetradas.

Table 2 – Detailed functional attributes, categories, codes and ecological reasons.

Atributos	Categorias	Códigos	Razões ecológicas
<i>Atributos de resistência</i>			
Body armoring	None (soft-bodied forms)	b1_none	Boa proteção corpórea aumenta a resistência à dissecação ^{f,g}
	Poor (heavily or partly sclerotized)	b2_poor	

	Good (e.g., cased animals, as hard-shelled)	b3_good	
Body size	≤ 2,5 mm	b_size1	Quanto menor o tamanho, menor a demanda metabólica e a possibilidade de acesso a refúgios (p. ex., hiporréico) durante a seca ^{a,b,d}
	> 2,5-5,0 mm	b_size2	
	> 5,0-10,0 mm	b_size3	
	> 10,0-20,0 mm	b_size4	
	> 20,0-40,0mm	b_size5	
	> 40,0-80,0mm	b_size6	
Respiration	Tegument	r1_tegument	Respiração aérea permite a independência do oxigênio da água.; respiração tegumentar aumenta à resistência, aumentando a superfície de troca gasosa em águas mal oxigenadas; respiração branquial é comum em águas bem oxigenadas ^{b,h}
	Gills	r2_gills	
	Plastron, spiracle (aerial)	r3_aerial	
<i>Atributos de resiliência</i>			
Adult lifespan	very short (less than one week)	l1_vshort	Ciclos de vida mais curtos permitem desenvolvimento mais rápido, melhor estabelecimento e colonização de novos habitats após a seca ^{b,d}
	short (longer than one week and less than one month)	l2_short	
	long (longer than one month)	l3_long	
Dispersal mode	low: <1 km flight before laying eggs	d1_low	Alta dispersão permite a colonização mais eficaz após a seca ^{b,c,d,e}
	high: >1 km flight before laying eggs	d2_high	
Swimming ability	None	s1_none	A forte capacidade de natação permite recolonizar seções a montante e a jusante mais rapidamente após a seca ^{g,i}
	Weak	s2_weak	
	Strong	s3_strong	

Razões ecológicas baseadas em Aspin et al., 2019^a, Bonada et al., 2007^b, Davis et al., 2018^c, de la Fuente et al., 2018^d, Giam et al., 2017^e, Leigh et al., 2016^f, Kelso & Entrekkin, 2018^g, Mathers et al., 2019^h, Robson et al., 2011ⁱ.

Variáveis ambientais

Em campo, as seguintes variáveis ambientais foram mensuradas antes da coleta de invertebrados: oxigênio dissolvido (medidor de oxigênio Q758P QUIMIS®), temperatura (termômetro de aquário Fluval®), pH (medidor de pH Q400HM Quimis®) e turbidez (medidor de turbidez AP2000 Poli Control®). Para quantificar as concentrações (mg/L) de sólidos suspensos

foram coletadas amostras de água (200 mL) na subsuperfície dos pontos (APHA, 2017). Para mensurar as concentrações (mg/L) de cátions (sódio, amônia, potássio, cálcio e magnésio), ânions (fluoreto, cloreto, nitrito, brometo, nitrato, fosfato e sulfato) e metais (cobre, zinco e ferro) 30 mL de água foi filtrado em campo com filtros de membrana de fibra de vidro (47 mm e 46 µm de abertura Millipore®) acoplados a uma seringa de plástico (20 mL) e um adaptador de filtro. As amostras foram armazenadas em três tubos Falcon (15 mL) e congeladas até a realização das análises. Para análise da composição granulométrica (%) e do teor de matéria orgânica (%) no sedimento amostras de sedimento foram coletadas em cada site.

Em laboratório, para obtenção dos sólidos suspensos totais, as amostras de água foram filtradas em filtros de membrana de fibra de vidro (abertura de 1,2 µm) e aquecidas a 80° C por 12 horas em estufa para posterior pesagem em balança de precisão. Para obtenção dos sólidos suspenso fixos, as amostras foram retiradas da estufa, aquecidas a 550° C em por 4 horas em forno mufla e pesadas (APHA, 2017). Por fim, para obtenção dos sólidos suspensos voláteis nós calculamos a diferença entre a massa de sólidos suspensos totais e fixos. As concentrações iônicas de cátions, ânions e metais foram mensuradas por um cromatógrafo de íons 930 Compact IC Flex © Metrohm. Por fim, a composição granulométrica foi determinada através do método Suguiu (Suguiu, 1973) com escala de (Wentworth, 1922), (cascalho >1mm, areia grossa 500-1000µm, areia média 250-500µm, areia fina 125-250µm, silte 63-125µm e argila <63µm) e a quantidade de matéria orgânica através de calcinação em forno mufla (550° C por 4 horas).

Análise de dados

Para analisar a resposta da dominância dos atributos funcionais nós calculamos a Community Weighted Means (CWM) (Ricotta & Moretti, 2011), que é a porcentagem de um dado funcional ponderado pela abundância relativa dos invertebrados da assembleia. Para lidar com a natureza mista dos nossos atributos (numérico e categóricos) nós aplicamos a distância de Gower na matriz de atributos antes do cálculo da CWM (Pillar et al., 2013) por meio da função *gowdis*. Os valores de CWM para cada categoria dos atributos funcionais foram obtidos por meio do cruzamento das matrizes de “abundância x atributos” e das matrizes de “abundância x sites” por meio da função *dbFD*. Para verificar se a CWM diferia entre as fases (poça e fluxo) em cada cenário (1, 2, 3 e IBWT) nós utilizamos a Análise de Variância Permutacional (PerMANOVA, 9999 permutações, distância de Bray-Curtis; Anderson, 2008). E para verificar se os cenários 1, 2 e 3 diferiam em relação ao cenário IBWT nós utilizamos a *pairwise* PerMANOVA (9999 permutações, distância de Bray-Curtis) para cada fase. Além disso, para avaliar quais atributos

diferiam entre as fases e entre os cenários nós também utilizamos PerMANOVA (9999 permutações, distância de Bray-Curtis) com os valores de CWM para cada atributo.

A redundância funcional (FR) foi obtida através da diferença entre a diversidade taxonômica e a diversidade funcional (Laini et al., 2019; Pillar et al., 2013). Primeiro nós calculamos o índice de diversidade de Gini-Simpson (D), como métrica de diversidade taxonômica. Em seguida nós calculamos a entropia quadrática de Rao (Q), como métrica de diversidade funcional. Para o cálculo de Q, e conseqüentemente da FR, nós selecionamos apenas *effects traits: body size, dispersion e swimming ability* (Hevia et al., 2017; Laini et al., 2019). *Effect traits* são atributos que estão diretamente ligados aos efeitos das comunidades sobre os processos ecossistêmicos (Violle et al., 2007). Desse modo, sua utilização nos permite inferir sobre as implicações da FR no funcionamento do ecossistema (Pillar et al., 2013). Por fim calculamos a redundância funcional (FR) como sendo: $D - Q = FR$. Para verificar se a FR diferia entre as fases (poça e fluxo) em cada cenário (1, 2, 3 e IBWT) nós utilizamos a Análise de Variância Permutacional (PerMANOVA, 9999 permutações, distância de Bray-Curtis; Anderson, 2008). E para verificar se os cenários 1, 2 e 3 diferiam em relação ao cenário IBWT nós utilizamos a *pairwise* PerMANOVA (9999 permutações, distância de Bray-Curtis) para cada fase.

Todas as análises e construções de gráficos e figuras foram realizadas no software R (R Core Team, 2021) por meio do ambiente de desenvolvimento integrado RStudio (RStudio Team, 2021) com auxílio dos seguintes pacotes: *ade4* (Dray & Dufour, 2007), *car* (Fox et al., 2021), *dplyr* (Wickham et al., 2021), *FD* (Laliberté et al., 2015), *ggplot2* (Wickham, 2011), *ggpubr* (Kassambara, 2020), *gridExtra* (Auguie, 2017), *iNEXT* (Hsieh et al., 2020), *pairwiseAdonis* (Arbizu, 2017), *patchwork* (Pedersen, 2020), *png* (Urbanek, 2013), *stringr* (Wickham, 2019), *vegan* (Oksanen et al., 2020).

Resultados

Foram amostrados 62699 invertebrados em um total de 73 *taxa*. Dentre os *taxa* encontrados 4 foram exclusivos do cenário 1, 5 do cenário 2, 8 do cenário 3 e 9 do cenário WT (Apêndice II para descrição completa dos *taxa*). A dominância de atributos funcionais identificada pela CWM mudou significativamente entre as fases de poça e fluxo em todos os cenários (PerMANOVA: $p < 0,05$ para todos). Durante a fase de poças dentre os cenários sem transposição apenas o cenário 1 foi diferente do cenário IBWT (PerMANOVA: $p < 0,001$). Por outro lado, durante a fase de fluxo

todos os cenários sem transposição (1, 2 e 3) foram diferentes do cenário IBWT (PerMANOVA: $p < 0,05$) (Tabela 3).

Tabela 3 - Resultados do teste *post-hoc* PerMANOVA com os valores da CWM dos invertebrados de rios intermitentes entre as fases de poça e fluxo e entre os cenários sem e com transposição (1, 2, 3 e IBWT).

Comparações	Soma dos quadrados	Média dos quadrados	Modelo F	R²	Valor p
<i>Poça x Fluxo</i>					
Cenário 1	0,244	0,244	2,901	0,088	0,040
Cenário 2	0,791	0,791	36,048	0,546	<0,001
Cenário 3	0,805	0,805	14,679	0,329	<0,001
Cenário IBWT	1,904	1,904	63,959	0,681	<0,001
<i>Fase de poça: sem IBWT x com IBWT</i>					
Cenário 1 x Cenário IBWT	1,455	1,455	24,794	0,639	<0,001
Cenário 2 x Cenário IBWT	0,058	0,058	3,090	0,181	0,094
Cenário 3 x Cenário IBWT	0,047	0,047	1,450	0,094	0,251
<i>Fase de fluxo: sem IBWT x com IBWT</i>					
Cenário 1 x Cenário IBWT	0,261	0,261	4,642	0,092	0,042
Cenário 2 x Cenário IBWT	0,413	0,413	14,791	0,243	<0,001
Cenário 3 x Cenário IBWT	0,285	0,285	6,306	0,121	0,004

Todos os atributos analisados mudaram significativamente entre as fases de poça e fluxo ao menos em três dos quatro cenários avaliados (PerMANOVA: $p < 0,05$, para todos). Na fase de poças o cenário 1 diferiu do cenário IBWT em relação à proteção corpórea (PerMANOVA: $p = 0,0114$) e tamanho de corpo (PerMANOVA: $p = 0,002$). Já durante a fase de fluxo o cenário IBWT diferiu dos demais cenários (1, 2 e 3) em relação à respiração (PerMANOVA: $p < 0,001$, para todos) e habilidade de nado (PerMANOVA: $p < 0,001$, para todos) (Figura 2) (Apêndice III).

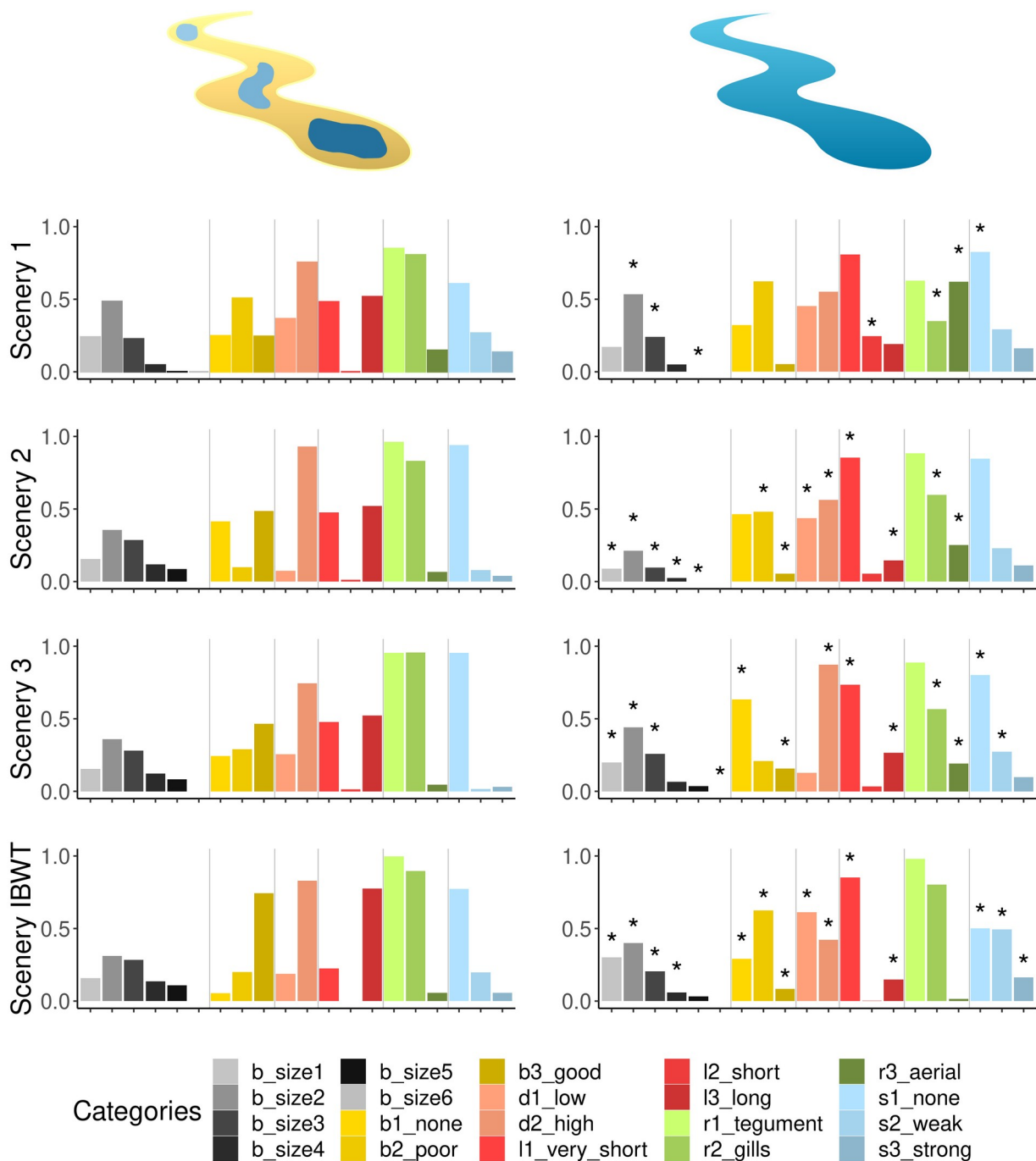


Figura 2 - Média ponderada pela comunidade (CWM) das assembléias de invertebrados em rios intermitentes no semiárido brasileiro. * Indica diferenças significativas (PerMANOVA: $p < 0,05$) das categorias entre as fases da poça (esquerda) e fluxo (direita). Consulte a Tabela 1 para todos os códigos de categorias de atributos funcionais. Cenário 1: Rio Boa Vista; cenário 2: rio Gurinhém; cenário 3: rio Gurinhemzinho; cenário IBWT: rio com transposição água/rio Paraíba.

A redundância funcional (FR) de modo geral apresentou-se menor durante a fase de poças (FR: $0,37 \pm 0,22$) do que durante a fase de fluxo (FR: $0,63 \pm 0,17$). Esse aumento foi estatisticamente

significativo (PerMANOVA: $p < 0.05$) em quase todos os cenários com e sem transposição, exceto para o cenário 2 (Figura 3). Apenas um cenário foi significativamente diferente do cenário IBWT em cada fase (PerMANOVA: $p < 0,05$ para o cenário 3 na fase de poças e para o cenário 2 na fase de fluxo), não indicando efeitos significativos da transposição sobre a redundância funcional no cenário IBWT.

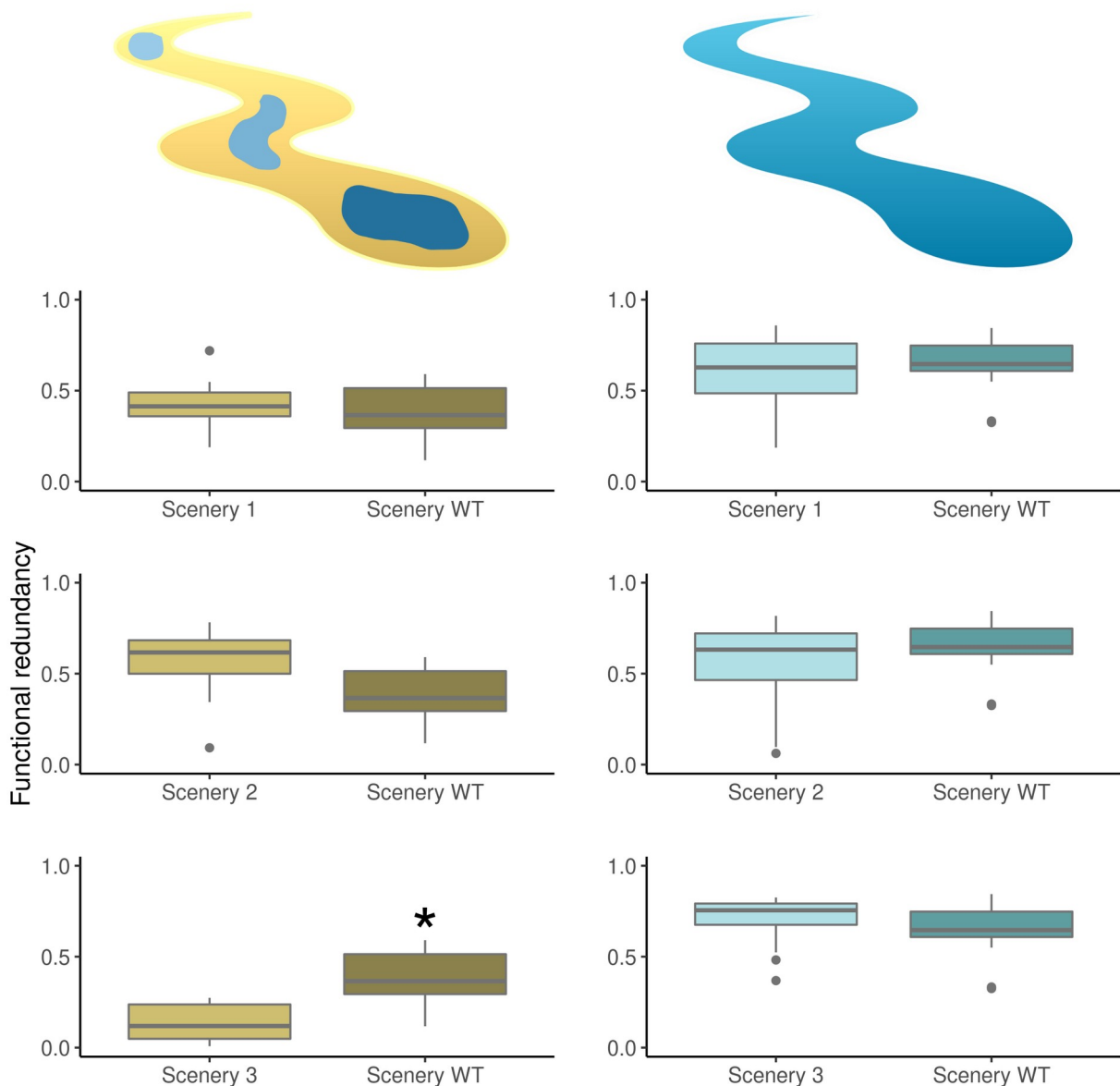


Figura 3 - Valores de redundância funcional baseados em atributos das assembléias de invertebrados aquáticos em rios intermitentes nas fases de poça (esquerda) e fluxo (direita). * Significa diferenças significativas (PerMANOVA: $p < 0,05$). Cenário 1: Rio Boa Vista; cenário 2: rio Gurinhém; cenário 3: rio Gurinhenzinho; Cenário IBWT: Rio Paraíba/rio com transposição.

Discussão

A dominância de atributos de invertebrados diferiu entre as fases de poça e fluxo nos rios intermitentes. No entanto, os cenários sem transposição (1, 2 e 3) diferiram do cenário com transposição (cenário IBWT) apenas durante a fase de fluxo. Por fim, a redundância funcional foi maior na fase de fluxo do que na fase de poça, mas não pareceu ser afetada significativamente pela IBWT.

Durante a fase de poças as categorias de resistência à seca como boa proteção corpórea e corpo pequeno foram dominantes. O tamanho pequeno e a boa proteção corpórea conferem resistência por permitirem a exploração de habitats hiporréicos e evitando a dissecação, respectivamente (Kelso & Entekin, 2018; Mathers et al., 2019). O domínio das categorias de respiração aquática aqui verificado foi de encontro ao reportado por Aspin et al. (2019) simulando intermitência em mesocosmos que apontou a respiração aérea como dominante na fase de poças. No entanto, as poças aqui analisadas foram dominadas por organismos de respiração aquática (p. ex., *Melanoides tuberculata* e *Goeldichironomus*) e tolerantes à reduzida qualidade ambiental (Azevêdo et al., 2017; Patang et al., 2018) e de respiração aquática (Poff et al., 2006; Rico & Van den Brink, 2015). O que indica que os organismos dominantes nas poças são adaptados às condições de baixa qualidade da água. A dominância da dispersão alta verificada pode ser explicada pela presença de invertebrados que podem procurar ativamente habitats adequados com a secagem das poças (Aspin et al., 2019; Juračka et al., 2019). Sobre os ciclos de vida nós verificamos o domínio de categorias “extremas” (ciclo de vida muito curto ou longo). Os ciclos de vida muito curtos refletem um refúgio temporal à seca em que os organismos completam rapidamente seu ciclo de vida e tornam-se independentes do habitat aquático (de la Fuente et al., 2018; Lytle & Poff, 2004). Os ciclos de vida longos, apesar de incomuns em rios intermitentes (de la Fuente et al., 2018), refletem a tolerância dos organismos às condições das poças (Aspin et al., 2019). Esse domínio de categorias extremas de ciclo de vida também pode expressar um mecanismo de seleção disruptiva (Thoday, 1972) na fase de poças em rios intermitentes. Na seleção disruptiva características extremas são favorecidas, em detrimento de características intermediárias (Rueffler et al., 2006). Assim, os invertebrados aquáticos que persistem durante a fase de poças apresentam atributos que refletem resistência à seca e que conferem tolerância às condições dessa fase ou capacidade de “escape” por meio de refúgio espacial ou temporal.

A fase de fluxo trouxe mudanças significativas no perfil de dominância de atributos com domínio de categorias que conferem resiliência como dispersão alta e ciclo de vida curto. Como a duração da fase de fluxo em regiões semiáridas se resume a poucos meses (Datry et al., 2017) (em média dois ou três meses para a região estudada, AESA 2021), as categorias de ciclo de vida muito curto são favorecidas. Invertebrados que completam seu ciclo de vida em períodos mais curtos também se reproduzem mais rapidamente e exploram melhor as condições efêmeras dessa fase (Bogan et al., 2013; de la Fuente et al., 2018). O domínio de tamanhos de corpo pequeno também verificado nos nossos dados durante a fase de fluxo junto com ciclos de vida muito curtos caracterizam organismos r-estrategistas clássicos (MacArthur & Wilson, 1963). Esses organismos têm rápidas taxas de crescimento, vida curta e alta fecundidade, o que permite reprodução acelerada antes do fim da fase de fluxo. Além disso, verificamos domínio de categorias que permitem colonizar novos habitats de modo mais eficaz durante a fase de fluxo como alta dispersão e presença de habilidade de nado. O domínio dessas categorias pode ser explicado devido ao aumento da área de vida e possibilidade de exploração de habitats aquáticos anteriormente desconectados por invertebrados como Hydrophilidae (Apêndice II) (Aspin et al., 2019; Karaouzas et al., 2019). O retorno do fluxo também faz com que a perda de água por dissecação deixe de ser um problema (Mathers et al., 2019) o que explica o domínio das categorias de pouca ou nenhuma proteção corpórea (Apêndice II). Assim, as categorias de atributos dominantes na fase de fluxo refletem a capacidade de resiliência dos invertebrados, com mais estratégias para dispersar e completar seu ciclo de vida rapidamente. Nossos resultados corroboram com a ideia de que a variabilidade hidrológica é um dos principais determinantes na variação dos atributos funcionais de invertebrados em rios intermitentes (de la Fuente et al., 2018; Giam et al., 2017; Laini et al., 2019).

O cenário IBWT diferiu dos cenários sem transposição em relação à dominância de atributos apenas durante a fase de fluxo. As respirações aquáticas (tegumentar e branquial) e as categorias com alguma habilidade de nado (fraca e forte) foram dominantes apenas no cenário IBWT. A presença de habilidade de nado garante maior capacidade de colonização de habitats (Kelso & Entrekin, 2018). Essa característica é especialmente importante em ambientes dinâmicos como rios intermitentes, onde a fase de fluxo hídrico pode durar apenas algumas semanas e a colonização precisa ser rápida (Dolédéc et al., 2017; Karaouzas et al., 2019). A perenização dos canais intermitentes pode então favorecer táxons que se dispersam de modo mais eficaz pelo ambiente aquático. As categorias de respiração aquática verificadas (tegumentar e branquial) podem refletir uma exclusividade na dispersão aquática, ou mesmo melhores condições do habitat aquático (maiores valores de oxigênio dissolvido, por exemplo). De fato, alguns trabalhos reportaram aumentos na concentração de oxigênio dissolvido em bacias receptoras de IBWT (Guo et al., 2020;

Machado et al., 2018). E embora não tenhamos verificado aumentos significativos de oxigênio nos nossos dados, as médias para o rio Paraíba foram maiores que a dos demais rios sem influência da transposição durante a fase de fluxo (Appendix 1). Assim, as diferenças verificadas na composição de atributos no cenário IBWT referentes à dispersão e respiração podem indicar uma maior dependência dos invertebrados ao ambiente aquático.

Aqui, nós avaliamos os efeitos de uma obra de transposição que sofreu interrupção no suprimento hídrico. Essa interrupção permitiu inclusive a formação de poças remanescentes na bacia receptora, similar à dinâmica natural dos rios intermitentes da região (Barbosa et al., 2021). De fato, IBWT podem variar muito em relação ao suprimento hídrico a depender da fase em que a obra se encontra e do seu objetivo final (Davies et al., 1992). Entretanto, a conectividade entre diferentes bacias hidrográficas e o aumento da dispersão aquática promovida por obras de IBWT são resultados comuns e merecem atenção (Gallardo & Aldridge, 2018). Tais condições refletem a quebra de barreiras biogeográficas que pode aumentar o risco de invasões biológicas por espécies exóticas (Gallardo & Aldridge, 2018; Guo et al., 2020). Aqui nós não verificamos *taxa* exóticos que não foram documentados por outros trabalhos realizados na bacia do rio Paraíba (Apêndice I), entretanto os atributos dominantes refletiram maior dependência da dispersão aquática. Nesse contexto, os resultados aqui verificados acentuam a importância do monitoramento contínuo da invasão por *taxa* exóticos no rio Paraíba.

A redundância funcional foi maior na fase de fluxo do que na fase de poças. A mudança da fase de poças para a fase de fluxo em rios intermitentes amplia a disponibilidade de habitats e fontes alimentares (Bunn et al., 2006; Gómez et al., 2017). Essa maior disponibilidade de recurso alimentar também é corroborada por trabalhos que apontam que durante a fase de poças o número de predadores aumenta significativamente (Acuña et al., 2005; Bogan & Lytle, 2007). A maior redundância funcional durante a fase de fluxo pode ser explicada pela maior quantidade de habitat e recurso disponível para os invertebrados que sustentam mais funções ecossistêmicas nessa fase. Nossos resultados vão de encontro aos verificados por Boersma et al. (2014), que reportaram maiores valores de redundância funcional na fase de poças em rios intermitentes e os atribuíram à filtragem ambiental pelos poucos atributos de resistência à seca dos invertebrados. Uma vez que invertebrados desempenham importantes funções ecossistêmicas (decomposição, produtividade secundária, etc.), a maior redundância funcional verificada na fase de fluxo suporta a ideia de que rios intermitentes funcionam como reatores biogeoquímicos pontuais, com maior atividade da ciclagem de matéria durante a fase de fluxo (Datry et al., 2018; Larned et al., 2010).

Nossos resultados trazem informações robustas sobre o funcionamento ecossistêmico de rios intermitentes em regiões secas por meio da utilização da dominância de atributos e da redundância

funcional como *proxy* para mudanças nos processos ecossistêmicos. Aqui, a alternância de fases dos rios aumentou a diversidade de estratégias funcionais e a redundância funcional da assembleia de invertebrados por meio da alternância na dominância de atributos. A IBWT analisada não reduziu a qualidade da água, mas promoveu alterações significativas na dominância de atributos biológicos dos invertebrados durante sua operação, aqui refletida na fase de fluxo do rio intermitente. Em um contexto amplo, nossos resultados indicam que a perenização de canais intermitentes por obras de transposição em regiões secas e suas mudanças no perfil funcional da biota pode ter impactos profundos sobre a ciclagem de matéria e o fluxo energético. Por fim, nós reforçamos a necessidade de estudos que avaliem as mudanças promovidas pela transposição do rio São Francisco a longo prazo.

Agradecimentos

Agradecemos à: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de doutorado concedida ao primeiro autor; Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa da UEPB por financiamento de projeto pesquisa (PROPESQ/2017) concedido à JM; CNPq por financiamento de projeto de pesquisa (CNPq / MCTI 446721 / 2014-0), bolsa de produtividade em pesquisa concedida à JM (302393 / 2017-0) e bolsa de produtividade em pesquisa concedida ao JFG (310641 / 2017-9); Laboratório de Limnologia / Aquaripária (UnB) por análises de água e apoio logístico; Laboratório de Ecologia Bentônica (UEPB) e Laboratório de Ecologia Aquática (UEPB) pelo apoio na coleta e processamento de amostras de água.

Referências

- Acuña, V., Muñoz, I., Giorgi, A., Omella, M., Sabater, F., & Sabater, S. (2005). Drought and postdrought recovery cycles in an intermittent Mediterranean stream: Structural and functional aspects. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(4), 919–933. <https://doi.org/10.1899/04-078.1>
- AESA, A. E. de G. das Á. (2021). *Meteorologia*. <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/meteorologia-chuvas/>
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Leonardo, J., Gonçalves, M., & Sparovek, G. (2013). *Köppen's climate classification map for Brazil*. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

- American Public Health Association - APHA. (2017). 2540 Solids (2017). In *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. <https://doi.org/10.2105/SMWW.2882.030>
- Arbizu, P. M. (2017). *pairwiseAdonis: Pairwise Multilevel Comparison using Adonis*.
- Aspin, T. W. H., Khamis, K., Matthews, T. J., Milner, A. M., O'Callaghan, M. J., Trimmer, M., Woodward, G., & Ledger, M. E. (2019). Extreme drought pushes stream invertebrate communities over functional thresholds. *Global Change Biology*, *25*(1), 230–244. <https://doi.org/10.1111/gcb.14495>
- Auguie, B. (2017). *gridExtra: Miscellaneous Functions for “Grid” Graphics*. <https://cran.r-project.org/package=gridExtra>
- Azevêdo, E. de L., Barbosa, J. E. de L., Viana, L. G., Anacleto, M. J. P., Callisto, M., & Molozzi, J. (2017). Application of a statistical model for the assessment of environmental quality in neotropical semi-arid reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment*, *189*(2). <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5723-3>
- Banegas-Medina, A., Montes, I.-Y., Tzoraki, O., Brendonck, L., Pinceel, T., Diaz, G., Arriagada, P., Arumi, J.-L., Pedreros, P., & Figueroa, R. (2021). Hydrological, Environmental and Taxonomical Heterogeneity during the Transition from Drying to Flowing Conditions in a Mediterranean Intermittent River. *Biology*, *10*(4), 316. <https://doi.org/10.3390/biology10040316>
- Barbosa, J. E. de L., dos Santos Severiano, J., Cavalcante, H., de Lucena-Silva, D., Mendes, C. F., Barbosa, V. V., dos Santos Silva, R. D., de Oliveira, D. A., & Molozzi, J. (2021). Impacts of inter-basin water transfer on the water quality of receiving reservoirs in a tropical semi-arid region. *Hydrobiologia*, *848*(3), 651–673. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04471-z>
- Belmar, O., Bruno, D., Guareschi, S., Mellado-Díaz, A., Millán, A., & Velasco, J. (2019). Functional responses of aquatic macroinvertebrates to flow regulation are shaped by natural flow intermittence in Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, *64*(5), 1064–1077. <https://doi.org/10.1111/fwb.13289>
- Boersma, K. S., Bogan, M. T., Henrichs, B. A., & Lytle, D. A. (2014). Invertebrate assemblages of pools in arid-land streams have high functional redundancy and are resistant to severe drying. *Freshwater Biology*, *59*(3), 491–501. <https://doi.org/10.1111/fwb.12280>
- Bogan, M. T., Boersma, K. S., & Lytle, D. A. (2013). Flow intermittency alters longitudinal patterns of invertebrate diversity and assemblage composition in an arid-land stream network. *Freshwater Biology*, *58*(5), 1016–1028. <https://doi.org/10.1111/fwb.12105>
- Bogan, M. T., Boersma, K. S., & Lytle, D. A. (2015). Resistance and resilience of invertebrate communities to seasonal and suprasedonal drought in arid-land headwater streams. *Freshwater Biology*, *60*(12), 2547–2558. <https://doi.org/10.1111/fwb.12522>
- Bogan, M. T., Hwan, J. L., Cervantes-Yoshida, K., Ponce, J., & Carlson, S. M. (2017). Aquatic invertebrate communities exhibit both resistance and resilience to seasonal drying in an

intermittent coastal stream. *Hydrobiologia*, 799(1), 123–133. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3205-4>

- Bogan, M. T., & Lytle, D. A. (2007). Seasonal flow variation allows “time-sharing” by disparate aquatic insect communities in montane desert streams. *Freshwater Biology*, 52(2), 290–304. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01691.x>
- Bonada, N., Dolédec, S., & Statzner, B. (2007). Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology*, 13(8), 1658–1671. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01375.x>
- Bui, D. T., Asl, D. T., Ghanavati, E., Al-Ansari, N., Khezri, S., Chapi, K., Amini, A., & Pham, B. T. (2020). Effects of inter-basinwater transfer on water flow condition of destination basin. *Sustainability (Switzerland)*, 12(1), 338. <https://doi.org/10.3390/SU12010338>
- Bunn, S. E., Thoms, M. C., Hamilton, S. K., & Capon, S. J. (2006). Flow variability in dryland rivers: Boom, bust and the bits in between. *River Research and Applications*, 22(2), 179–186. <https://doi.org/10.1002/rra.904>
- Cadotte, M. W., Carscadden, K., & Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1079–1087. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2664.2011.02048.X>
- Calor, A. (2007). Ordem Trichoptera Kirby 1813 (Arthropoda: Insecta). In C. G. Froehlich (Ed.), *Guia on-line: Identificação de Larvas de Insetos Aquaticos do Estado de São Paulo* (pp. 1–17). https://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/Guia_Trichoptera_b.pdf
- Chase, J. M. (2007). Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(44), 17430–17434. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704350104>
- Costigan, K. H., Kennard, M. J., Leigh, C., Sauquet, E., Datry, T., & Boulton, A. J. (2017). Flow Regimes in Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2005-519. In *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management* (pp. 51–78). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00003-6>
- Datry, T., Foulquier, A., Corti, R., Von Schiller, D., Tockner, K., Mendoza-Lera, C., Clément, J. C., Gessner, M. O., Moleón, M., Stubbington, R., Gücker, B., Albarinõ, R., Allen, D. C., Altermatt, F., Arce, M. I., Arnon, S., Banas, D., Banegas-Medina, A., Beller, E., ... Zoppini, A. (2018). A global analysis of terrestrial plant litter dynamics in non-perennial waterways. *Nature Geoscience*, 11(7), 497–503. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0134-4>
- Datry, Thibault, Bonada, N., & Boulton, A. J. (2017). General introduction. In *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management* (pp. 1–20). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00001-2>

- Datry, Thibault, Larned, S. T., & Tockner, K. (2014). Intermittent Rivers: A Challenge for Freshwater Ecology. *BioScience*, *64*(3), 229–235. <https://doi.org/10.1093/biosci/bit027>
- Davies, B. R., Thoms, M., & Meador, M. (1992). An assessment of the ecological impacts of inter-basin water transfers, and their threats to river basin integrity and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *2*(4), 325–349. <https://doi.org/10.1002/aqc.3270020404>
- Davis, J., Sim, L., Thompson, R. M., Pinder, A., Box, J. B., Murphy, N. P., Sheldon, F., Morán-Ordóñez, A., & Sunnucks, P. (2018). Patterns and drivers of aquatic invertebrate diversity across an arid biome. *Ecography*, *41*(2), 375–387. <https://doi.org/10.1111/ecog.02334>
- de la Fuente, M., Bonada, N., Bêche, L., Dahm, C. N., Mendez, P. K., Tockner, K., Uehlinger, U., & Acuña, V. (2018). Evolutionary responses of aquatic macroinvertebrates to two contrasting flow regimes. *Hydrobiologia*, *808*(1), 353–370. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3437-3>
- De Pinho, L. C. (2008). *Guia on-line de identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo: Diptera Ordem Diptera (Arthropoda: Insecta)*. <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>
- Dolédec, S., Tilbian, J., & Bonada, N. (2017). Temporal variability in taxonomic and trait compositions of invertebrate assemblages in two climatic regions with contrasting flow regimes. *Science of the Total Environment*, *599–600*, 1912–1921. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.057>
- Dray, S., & Dufour, A.-B. (2007). *The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists*. <https://doi.org/0.18637/jss.v022.i04>
- Eloi, L., Araújo, D. E., De, F., Salviano, A., Sousa, D. E., De Freitas, M. A., Ribeiro, M., Sena, A., & Santos, D. (2008). ANÁLISE ESTATÍSTICA DE CHUVAS INTENSAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA. In *Revista Brasileira de Meteorologia* (Issue 23).
- Feng, T., Wang, C., Hou, J., Wang, P., Liu, Y., Dai, Q., Yang, Y., & You, G. (2018). Effect of inter-basin water transfer on water quality in an urban lake: A combined water quality index algorithm and biophysical modelling approach. *Ecological Indicators*, *92*, 61–71. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.044>
- Firmiano, K. R., Castro, D. M. P., Linares, M. S., & Callisto, M. (2021). Functional responses of aquatic invertebrates to anthropogenic stressors in riparian zones of Neotropical savanna streams. *Science of The Total Environment*, *753*, 141865. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141865>
- Fox, J., Weisberg, S., Price, B., Adler, D., Bates, D., Baud-Bovy, G., Bolker, B., Ellison, S., Firth, D., Friendly, M., Gorjanc, G., Graves, S., Heiberger, R., Krivitsky, P., Laboissiere, R., Maechler, M., Monette, G., Murdoch, D., Nilsson, H., ... R-Core. (2021). *Package “car.”* <https://r-forge.r-project.org/projects/car/>,

- Gallardo, B., & Aldridge, D. C. (2018). Inter-basin water transfers and the expansion of aquatic invasive species. *Water Research*, *143*, 282–291. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.06.056>
- Gauthier, M., Le Goff, G., Launay, B., Douady, C. J., & Datry, T. (2021). Dispersal limitation by structures is more important than intermittent drying effects for metacommunity dynamics in a highly fragmented river network. *Freshwater Science*, *40*(2), 302–315. <https://doi.org/10.1086/714376>
- Giam, X., Chen, W., Schriever, T. A., Van Driesche, R., Muneeppeerakul, R., Lytle, D. A., & Olden, J. D. (2017). Hydrology drives seasonal variation in dryland stream macroinvertebrate communities. *Aquatic Sciences*, *79*(3), 705–717. <https://doi.org/10.1007/s00027-017-0530-7>
- Gomes, W. I. A., Jovem-Azevêdo, D. da S., Paiva, F. F., Milesi, S. V., & Molozzi, J. (2018). Functional attributes of Chironomidae for detecting anthropogenic impacts on reservoirs: A biomonitoring approach. *Ecological Indicators*, *93*, 404–410. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2018.05.006>
- Gómez, R., Arce, M. I., Baldwin, D. S., & Dahm, C. N. (2017). Water Physicochemistry in Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. In *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00005-X>
- Guo, C., Chen, Y., Gozlan, R. E., Liu, H., Lu, Y., Qu, X., Xia, W., Xiong, F., Xie, S., & Wang, L. (2020). Patterns of fish communities and water quality in impounded lakes of China's south-to-north water diversion project. *Science of the Total Environment*, *713*, 136515. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136515>
- Hevia, V., Martín-López, B., Palomo, S., García-Llorente, M., de Bello, F., & González, J. A. (2017). Trait-based approaches to analyze links between the drivers of change and ecosystem services: Synthesizing existing evidence and future challenges. *Ecology and Evolution*, *7*(3), 831–844. <https://doi.org/10.1002/ece3.2692>
- Hill, M. J., & Milner, V. S. (2018). Ponding in intermittent streams: A refuge for lotic taxa and a habitat for newly colonising taxa? *Science of the Total Environment*, *628–629*, 1308–1316. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.162>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2020). *iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity* (R package version 2.0.20). <http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software-download/>
- Hu, W., Zhai, S., Zhu, Z., & Han, H. (2008). Impacts of the Yangtze River water transfer on the restoration of Lake Taihu. *Ecological Engineering*, *34*(1), 30–49. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.05.018>
- Jovem-Azevêdo, D., Bezerra-Neto, J. F., Azevêdo, E. L., Gomes, W. I. A., Molozzi, J., & Feio, M. J. (2019). Dipteran assemblages as functional indicators of extreme droughts. *Journal of Arid Environments*, *164*, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.01.014>

- Juračka, P. J., Dobiáš, J., Boukal, D. S., Šorf, M., Beran, L., Černý, M., & Petrusek, A. (2019). Spatial context strongly affects community composition of both passively and actively dispersing pool invertebrates in a highly heterogeneous landscape. *Freshwater Biology*, *64*(12), 2093–2106. <https://doi.org/10.1111/fwb.13398>
- Karaouzas, I., Theodoropoulos, C., Vourka, A., Gritzalis, K., & Skoulikidis, N. T. (2019). Stream invertebrate communities are primarily shaped by hydrological factors and ultimately fine-tuned by local habitat conditions. *Science of the Total Environment*, *665*, 290–299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.134>
- Kassambara, A. (2020). *ggpubr: “ggplot2” Based Publication Ready Plots*. <https://cran.r-project.org/package=ggpubr>
- Kelso, J. E., & Entrekin, S. A. (2018). Intermittent and perennial macroinvertebrate communities had similar richness but differed in species trait composition depending on flow duration. *Hydrobiologia*, *807*(1), 189–206. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3393-y>
- Laini, A., Viaroli, P., Bolpagni, R., Cancellario, T., Racchetti, E., & Guareschi, S. (2019). Taxonomic and functional responses of benthic macroinvertebrate communities to hydrological and water quality variations in a heavily regulated river. *Water (Switzerland)*, *11*(7). <https://doi.org/10.3390/w11071478>
- Lake, P. S. (2003). Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. In *Freshwater Biology* (Vol. 48, Issue 7). <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01086.x>
- Lake, S. P. (2011). Drought and Aquatic Ecosystems: Effects and Responses. In *Drought and Aquatic Ecosystems: Effects and Responses*. John Wiley and Sons. <https://doi.org/10.1002/9781444341812>
- Laliberté, E., Legendre, P., & Maintainer, B. S. (2015). *Package “FD” Type Package Title Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology*. <http://www.elaliberte.info>
- Larned, S. T., Datry, T., Arscott, D. B., & Tockner, K. (2010). Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshwater Biology*, *55*(4), 717–738. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02322.x>
- Leigh, C., Aspin, T. W. H., Matthews, T. J., Rolls, R. J., & Ledger, M. E. (2019). Drought alters the functional stability of stream invertebrate communities through time. *Journal of Biogeography*, *46*(9), 1988–2000. <https://doi.org/10.1111/jbi.13638>
- Leigh, C., Bonada, N., Boulton, A. J., Hugueny, B., Larned, S. T., Vander Vorste, R., & Datry, T. (2016). Invertebrate assemblage responses and the dual roles of resistance and resilience to drying in intermittent rivers. *Aquatic Sciences*, *78*(2), 291–301. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0427-2>

- Leigh, C., & Datry, T. (2017). Drying as a primary hydrological determinant of biodiversity in river systems: a broad-scale analysis. *Ecography*, *40*(4), 487–499. <https://doi.org/10.1111/ecog.02230>
- Lytle, D. A., & Poff, N. L. (2004). Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, *19*(2), 94–100. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.002>
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1963). An Equilibrium Theory of Insular Zoogeography. *Evolution*, *17*(4), 373. <https://doi.org/10.2307/2407089>
- Machado, F. H., Sartori Jeunon Gontijo, E., Guilherme De Souza Beghelli, F., Hashimoto Fengler, F., Araujo De Medeiros, G., Peche Filho, A., Fernando Leite De Moraes, J., Marcia Longo, R., & Irio Ribeiro, A. (2018). Environmental impacts of inter-basin water transfer on water quality in the jundiá-mirim river, south-east brazil. *International Journal of Environmental Impacts: Management, Mitigation and Recovery*, *1*(1), 80–91. <https://doi.org/10.2495/ei-v1-n1-80-91>
- Mariano, R. (2007). Ordem Ephemeroptera (Arthropoda: Insecta). *Guia On-Line de Identificação de Larvas de Insetos Aquáticos Do Estado de São Paulo*, 1–9.
- Mathers, K. L., Stubbington, R., Leeming, D., Westwood, C., & England, J. (2019). Structural and functional responses of macroinvertebrate assemblages to long-term flow variability at perennial and nonperennial sites. *Ecohydrology*, *12*(6), 1–14. <https://doi.org/10.1002/eco.2112>
- Mugnai, R., Nessimian, J. L., & Baptista, D. F. (2010). *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro* (T. Books (ed.)).
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Minchin, P. R., O’hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoecs, E., & Maintainer, H. W. (2020). Package “vegan” Title Community Ecology Package Version 2.5-7. In *cran.ism.ac.jp*. <http://cran.ism.ac.jp/web/packages/vegan/vegan.pdf>
- Patang, F., Soegianto, A., & Hariyanto, S. (2018). Benthic Macroinvertebrates Diversity as Bioindicator of Water Quality of Some Rivers in East Kalimantan, Indonesia. *International Journal of Ecology*, *2018*. <https://doi.org/10.1155/2018/5129421>
- Pedersen, T. L. (2020). *patchwork: The Composer of Plots*. <https://cran.r-project.org/package=patchwork>
- Pillar, V. D., Blanco, C. C., Müller, S. C., Sosinski, E. E., Joner, F., & Duarte, L. D. S. (2013). Functional redundancy and stability in plant communities. *Journal of Vegetation Science*, *24*(5), 963–974. <https://doi.org/10.1111/jvs.12047>
- Poff, N. L. R., Olden, J. D., Vieira, N. K. M., Finn, D. S., Simmons, M. P., & Kondratieff, B. C. (2006). Functional trait niches of North American lotic insects: Traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. In *Journal of the North American Benthological Society* (Vol. 25, Issue 4, pp. 730–755). [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)025\[0730:FTNONA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)025[0730:FTNONA]2.0.CO;2)

- Prado, D. E. (2003). As caatingas da América do Sul. In *Ecologia e Conservação da Caatinga* (pp. 3–73). https://www.academia.edu/2601388/As_caatingas_da_América_do_Sul
- Qin, J., Cheng, F., Zhang, L., Schmidt, B. V., Liu, J., & Xie, S. (2019). Invasions of two estuarine gobiid species interactively induced from water diversion and saltwater intrusion. *Management of Biological Invasions*, *10*(1), 139–150. <https://doi.org/10.3391/mbi.2019.10.1.09>
- R Core Team. (2021). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* (4.0.5). R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Rassam, D. W., Fellows, C. S., Hayr, R. De, Hunter, H., & Bloesch, P. (2006). The hydrology of riparian buffer zones; two case studies in an ephemeral and a perennial stream. *Journal of Hydrology*, *325*(1–4), 308–324. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.10.023>
- Reynaga, M. C., & Santos, D. A. Dos. (2012). Rasgos biológicos de macroinvertebrados de ríos subtropicales: Patrones de variación a lo largo de gradientes ambientales espacio-temporales. *Ecologia Austral*, *22*(2), 112–120. http://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1254
- Rico, A., & Van den Brink, P. J. (2015). Evaluating aquatic invertebrate vulnerability to insecticides based on intrinsic sensitivity, biological traits, and toxic mode of action. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *34*(8), 1907–1917. <https://doi.org/10.1002/etc.3008>
- Ricotta, C., & Moretti, M. (2011). CWM and Rao's quadratic diversity: A unified framework for functional ecology. *Oecologia*, *167*(1), 181–188. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1965-5>
- Robson, B. J., Chester, E. T., & Austin, C. M. (2011). Why life history information matters: Drought refuges and macroinvertebrate persistence in non-perennial streams subject to a drier climate. In *Marine and Freshwater Research* (Vol. 62, Issue 7, pp. 801–810). CSIRO PUBLISHING. <https://doi.org/10.1071/MF10062>
- Rosenfeld, J. S. (2002). Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos*, *98*(1), 156–162. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980116.x>
- RStudio Team. (2021). *RStudio: Integrated Development Environment for R* (1.2.5042). RStudio, PBC. <http://www.rstudio.com/>
- Rueffler, C., Van Dooren, T. J. M., Leimar, O., & Abrams, P. A. (2006). Disruptive selection and then what? *Trends in Ecology & Evolution*, *21*(5), 238–245. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.03.003>
- Santos, H. G. dos, Jacomine, P. K. T., Anjos, L. H. C., Oliveira, V. Á., Oliveira, J. B., Coelho, M. R., Lumberras, J. F., & Cunha, T. J. F. (2013). Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. In *Rio de Janeiro: Embrapa Solos-SPI*. [https://doi.org/ISBN 978-85-7035-198-2](https://doi.org/ISBN%20978-85-7035-198-2)
- Sarremejane, R., England, J., Sefton, C. E. M., Parry, S., Eastman, M., & Stubbington, R. (2020). Local and regional drivers influence how aquatic community diversity, resistance and resilience vary in response to drying. *Oikos*, *129*(12), 1877–1890. <https://doi.org/10.1111/oik.07645>

- Schmera, D., Baur, B., & Erős, T. (2012). Does functional redundancy of communities provide insurance against human disturbances? An analysis using regional-scale stream invertebrate data. *Hydrobiologia* 2012 693:1, 693(1), 183–194. <https://doi.org/10.1007/S10750-012-1107-Z>
- Segura, M. O., Valente-Neto, F., Alaíde, &, & Fonseca-Gessner, A. (2011). Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. In *Biota Neotrop* (Vol. 11, Issue 1). <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn02711012011><http://www.biotaneotropica.org.br>
- Serra, S. R. Q., Cobo, F., Graç, M. A. S., Dolédec, S., & Feio, M. J. (2016). Synthesising the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): Towards a new database. *Ecological Indicators*, 61, 282–292. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.028>
- Stubbington, R., Bogan, M. T., Bonada, N., Boulton, A. J., Datry, T., Leigh, C., & Vander Vorste, R. (2017). The Biota of Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Aquatic Invertebrates. In *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00007-3>
- Stubbington, R., Greenwood, A. M., Wood, P. J., Armitage, P. D., Gunn, J., & Robertson, A. L. (2009). The response of perennial and temporary headwater stream invertebrate communities to hydrological extremes. *Hydrobiologia*, 630(1), 299–312. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9823-8>
- Suárez, M. L., Sánchez-Montoya, M. M., Gómez, R., Arce, M. I., del Campo, R., & Vidal-Abarca, M. R. (2017). Functional response of aquatic invertebrate communities along two natural stress gradients (water salinity and flow intermittence) in Mediterranean streams. *Aquatic Sciences*, 79(1), 1–12. <https://doi.org/10.1007/s00027-016-0475-2>
- Suguiu, K. (1973). *Introdução à sedimentologia*. Embrapa Solos / UEP-Recife (CNPS-UEPR).
- Thoday, J. M. (1972). Review Lecture Disruptive selection. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences*, 182(1067), 109–143. <https://doi.org/10.1098/rspb.1972.0070>
- Tomanova, S., Moya, N., & Oberdorff, T. (2008). Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams. *River Research and Applications*, 24(9), 1230–1239. <https://doi.org/10.1002/RRA.1148>
- Tomanova, S., & Usseglio-Polatera, P. (2007). Patterns of benthic community traits in neotropical streams: Relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and Applied Limnology*, 170(3), 243–255. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2007/0170-0243>
- Trivinho-Strixino, S. (2011). *Larvas de Chironomidae: Guia de identificação* (UFSCar (ed.)).
- Urbanek, S. (2013). *png: Read and write PNG images*. <https://cran.r-project.org/package=png>
- Vieira, B. N. K. M., Poff, N. L., Carlisle, D. M., Ii, S. R. M., Koski, M. L., Kondratieff, B. C., & Ii, S. R. M. (2006). A Database of Lotic Invertebrate Traits for North America. *Director*, 19. <https://doi.org/10.3133/DS187>

- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). *Let the concept of trait be functional!* <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- Wallace, J. B., & Webster, J. R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, *41*(1), 115–139. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.41.010196.000555>
- Wentworth, C. K. (1922). A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *The Journal of Geology*, *30*(5), 377–392. <https://doi.org/10.1086/622910>
- Westveer, J. J., van der Geest, H. G., Emiel van Loon, E., & Verdonschot, P. F. M. (2018). Connectivity and seasonality cause rapid taxonomic and functional trait succession within an invertebrate community after stream restoration. *PLoS ONE*, *13*(5), 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197182>
- Wickham, H. (2011). ggplot2: create elegant data visualisations using the grammar of graphics. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics*, *3*(2), 180–185.
- Wickham, H. (2019). *stringr: Simple, Consistent Wrappers for Common String Operations*. <https://cran.r-project.org/package=stringr>
- Wickham, H., François, R., Henry, L., & Müller, K. (2021). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. <https://cran.r-project.org/package=dplyr>
- Xavier, R. A., Dornellas, P. da C., Maciel, J. dos S., & Bú, J. C. do. (2012). CARACTERIZAÇÃO DO REGIME FLUVIAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA – PB. *Revista Tamoios*, *8*(2). <https://doi.org/10.12957/tamoios.2012.4745>
- Yuan, R., Wang, M., Wang, S., & Song, X. (2020). Water transfer imposes hydrochemical impacts on groundwater by altering the interaction of groundwater and surface water. *Journal of Hydrology*, *583*, 124617. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124617>
- Zhang, M., Dolatshah, A., Zhu, W., & Yu, G. (2018). Case study on water quality improvement in Xihu lake through diversion and water distribution. *Water (Switzerland)*, *10*(3), 333. <https://doi.org/10.3390/w10030333>
- Zhang, Q. (2009). The South-to-North Water Transfer Project of China: Environmental Implications and Monitoring Strategy. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, *45*(5), 1238–1247. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2009.00357.x>
- Zhuang, W. (2016). Eco-environmental impact of inter-basin water transfer projects: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, *23*(13), 12867–12879. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6854-3>

Apêndice

Apêndice I - Variáveis ambientais (média±desvio padrão) dos rios intermitentes durante as fases de poça e fluxo. Letras diferentes significam diferenças significativas (*pairwise* PerMANOVA: $p < 0,05$). Números em negrito significam diferenças significativas (PerMANOVA: $p < 0,05$) em relação a todos os outros cenários. Cenário 1: Rio Boa Vista; cenário 2: rio Gurinhém; cenário 3: rio Gurinhenzinho; cenário IBWT: rio com transposição/rio Paraíba.

	Fase de poças				
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário IBWT	Média
Temperatura (°C)	26.13±1.96 a	27.00±1.60 a	27.00±1.31 a	29.38±1.19 b	27.38±1.91
Oxigênio (mg/L)	5.50±1.90 ab	8.35±0.55 c	5.51±1.82 b	6.74±1.32 abc	6.53±1.85
pH	8.43±0.41 a	8.43±0.24 a	8.28±0.78 ab	9.15±0.36 b	8.57±0.58
Turbidez (NTU)	22.18±12.47 a	26.85±11.55 a	92.55±50.99 b	55.99±93.15 ab	49.39±58.53
Matéria orgânica (%)	3.52±3.00 abc	2.49±1.28 ac	5.93±1.59 b	1.40±0.95 c	3.33±2.47
Argila (%)	1.8±1.93 ab	1.80±1.28 ab	2.08±1.12 a	0.79±0.38 b	1.62±1.33
Silte (%)	5.09±3.45 a	5.56±3.44 a	8.30±2.80 a	1.22±0.70 b	5.04±3.72
Areia fina (%)	11.84±7.34 a	16.73±11.45 a	21.38±9.46 a	1.70±1.23 b	12.91±10.83
Areia média (%)	23.92±15.64 a	24.01±13.7 a	25.12±6.37 a	9.58±4.94 b	20.66±12.44
Areia grossa (%)	44.73±15.24 a	36.16±17.65 a	33.02±15.23 a	68.80±7.85 b	45.68±19.8
Cascalho (%)	12.63±9.88	15.74±13.05	10.09±10.54	17.91±9.67	14.09±10.76
Sólidos totais (mg/L)	145.45±164.19 ab	53.09±30.55 a	215.82±90.34 b	94.66±100.67 ab	127.25±119.30
Sólidos fixos (mg/L)	77.91±86.59 ab	17.80±14.19 a	94.53±41.70 b	54.25±75.42 ab	61.12±65.37
Sólidos voláteis (mg/L)	67.54±82.52 abc	35.29±17.92 ac	121.29±66.09 b	40.41±30.65 c	66.13±63.33
Sódio (mg/L)	38.93±7.40 a	36.24±11.30 ab	37.20±4.19 a	24.76±4.30 b	34.28±9.03
Amônia (mg/L)	0.48±0.14 a	0.68±0.19 ab	0.22±0.06 c	0.74±0.05 b	0.53±0.24
Potássio (mg/L)	4.17±0.68 a	3.83±0.86 a	6.60±1.28 b	4.76±0.94 a	4.84±1.42
Magnésio (mg/L)	0.43±0.11 a	0.49±0.20 a	0.61±0.01 b	0.50±0.22 ab	0.51±0.16
Cálcio (mg/L)	18.49±4.90	19.95±4.56	20.67±8.63	14.41±2.79	18.38±5.90
Fluoreto (mg/L)	0.45±0.22	0.33±0.07	0.24±0.08	0.38±0.12	0.35±0.15
Cloreto (mg/L)	0.30±0.08	0.36±0.09	0.39±0.17	0.36±0.08	0.35±0.11
Nitrito (mg/L)	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00	0.00±0.00
Brometo (mg/L)	2.21±0.99 ab	3.45±0.75 a	1.80±0.51 b	3.11±2.49 ab	2.64±1.51
Nitrato (mg/L)	0.08±0.14 ab	0.03±0.03 a	0.12±0.03 b	0.12±0.13 ab	0.09±0.10

Fosfato (mg/L)	0.02±0.02	0.03±0.03	0.03±0.02	0.03±0.02	0.03±0.02
Sufato (mg/L)	5.25±1.01 a	3.66±0.71 b	14.20±2.71 c	1.51±0.32 d	6.15±5.11
Cobre (mg/L)	0.06±0.00	0.06±0.00	0.06±0.01	0.06±0.01	0.06±0.01
Zinco (mg/L)	0.09±0.01 a	0.17±0.30 ab	0.10±0.02 ab	0.07±0.02 b	0.11±0.15
Ferro (mg/L)	1.44±0.07	1.39±0.04	1.48±0.08	1.42±0.07	1.43±0.07
Fase de fluxo					
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário IBWT	Média
Temperatura (°C)	28.29±3.62 a	25.67±2.39 bc	26.92±1.32 ac	25.29±1.65 b	26.54±2.65
Oxigênio (mg/L)	5.48±0.94 ab	4.71±1.30 a	5.85±1.04 bc	6.46±0.64 c	5.63±1.18
pH	8.48±0.95 a	7.68±0.21 b	8.01±0.29 a	8.15±0.42 a	8.08±0.61
Turbidez (NTU)	28.28±44.62 a	15.71±20.15 a	20.47±16.85 a	69.21±53.32 b	33.42±42.3
Matéria orgânica (%)	12.55±21.20 a	5.81±15.58 ab	11.14±15.86 a	2.69±2.64 b	8.05±15.69
Argila (%)	2.20±3.12 ab	5.27±3.97 c	4.63±3.09 ac	1.50±1.56 b	3.40±3.41
Silte (%)	9.82±10.00 ab	21.17±12.36 c	12.45±8.22 a	4.10±4.98 b	11.89±11.04
Areia fina (%)	9.27±8.44 a	19.84±10.78 b	15.79±9.40 ab	8.68±15.75 a	13.40±12.19
Areia média (%)	14.81±5.69 a	29.42±12.66 b	29.81±11.21 b	14.47±6.83 a	22.13±12.04
Areia grossa (%)	49.27±16.50 a	18.86±11.69 c	32.11±15.74 b	46.72±23.22 ab	36.74±20.99
Cascalho (%)	14.63±8.71 ab	5.43±4.95 c	5.21±5.20 a	24.53±21.53 b	12.45±14.38
Sólidos totais (mg/L)	673.97±988.80 ab	610.36±1044.23 ab	999.54±214.03 a	456.21±55.06 b	685.02±743.10
Sólidos fixos (mg/L)	356.85±191.98 a	364.91±67.70 a	488.85±122.42 b	354.88±96.10 a	391.37±138.24
Sólidos voláteis (mg/L)	317.12±1009.36 ab	245.45±1012.25 ab	510.69±96.29 a	101.33±106.34 b	293.65±722.28
Sódio (mg/L)	19.87±3.38 a	16.74±2.26 b	20.09±4.43 a	21.03±2.44 a	19.43±3.58
Amônia (mg/L)	0.40±0.30 a	0.67±0.11 bc	0.68±0.07 c	0.48±0.32 ab	0.56±0.25
Potássio (mg/L)	2.03±0.93 a	3.24±1.53 b	2.02±0.45 a	2.45±1.69 ab	2.44±1.33
Magnésio (mg/L)	0.56±0.25 a	0.30±0.33 b	0.56±0.20 a	0.47±0.19 ab	0.47±0.27
Cálcio (mg/L)	4.09±1.39 a	6.56±2.99 b	4.60±1.40 ac	5.76±2.15 bc	5.25±2.27
Fluoreto (mg/L)	0.50±0.24	0.63±0.18	0.51±0.26	0.51±0.18	0.54±0.22
Cloreto (mg/L)	0.41±0.17 a	0.31±0.30 ab	0.19±0.25 b	0.29±0.51 ab	0.30±0.33
Nitrito (mg/L)	0.00±0.01	0.01±0.02	0.01±0.02	0.01±0.02	0.01±0.02
Brometo (mg/L)	3.81±1.47 a	1.81±0.48 b	1.40±0.75 b	1.57±0.61 b	2.15±1.32
Nitrato (mg/L)	0.05±0.03 a	0.06±0.02 a	0.03±0.01 b	0.07±0.09 a	0.05±0.05

Fosfato (mg/L)	0.08±0.09 a	0.05±0.05 a	0.12±0.20 a	0.02±0.01 b	0.07±0.12
Sufato (mg/L)	0.05±0.04	0.04±0.11	0.03±0.03	0.04±0.04	0.04±0.06
Cobre (mg/L)	0.07±0.01 a	0.05±0.03 b	0.10±0.16 ab	0.04±0.03 b	0.07±0.09
Zinco (mg/L)	0.10±0.19 ab	0.09±0.22 ab	0.07±0.02 a	0.13±0.06 b	0.10±0.15
Ferro (mg/L)	1.66±0.67	1.58±0.25	1.43±0.08	1.52±0.17	1.55±0.37

Apêndice III - Resultados dos testes *post-hoc* PerMANOVA com os valores da CWM para cada atributo dos invertebrados nos rios intermitentes entre os cenários (1, 2, 3 e IBWT) em cada fase (poça e fluxo).

Comparações	Soma dos quadrados	Modelo F	Valor p ajustado
Fase de poças			
<i>Body size</i>			
Cenário 1 x Cenário IBWT	1,460	24,790	0,002
Cenário 2 x Cenário IBWT	0,058	3,088	0,568
Cenário 3 x Cenário IBWT	0,047	1,449	1,000
<i>Body armoring</i>			
Cenário 1 x Cenário IBWT	0,821	7,574	0,011
Cenário 2 x Cenário IBWT	0,493	6,671	0,076
Cenário 3 x Cenário IBWT	0,342	2,014	0,739
<i>Dispersion</i>			
Cenário 1 x Cenário IBWT	0,079	1,637	1,000
Cenário 2 x Cenário IBWT	0,045	4,069	0,350
Cenário 3 x Cenário IBWT	0,013	0,136	1,000
<i>Life Span</i>			
Cenário 1 x Cenário IBWT	0,267	3,790	0,445
Cenário 2 x Cenário IBWT	0,263	4,072	0,397
Cenário 3 x Cenário IBWT	0,267	2,112	0,944
<i>Respiration</i>			
Cenário 1 x Cenário IBWT	0,043	0,993	1,000
Cenário 2 x Cenário IBWT	0,004	1,491	1,000
Cenário 3 x Cenário IBWT	0,004	1,732	0,593
<i>Swimming ability</i>			
Cenário 1 x Cenário IBWT	0,093	0,861	1,000
Cenário 2 x Cenário IBWT	0,074	4,923	0,096
Cenário 3 x Cenário IBWT	0,140	11,483	0,009

Fase de fluxo*Body size*

Cenário 1 x Cenário IBWT	0,316	3,409	0,281
Cenário 2 x Cenário IBWT	0,328	3,954	0,273
Cenário 3 x Cenário IBWT	1,984	26,557	<0,001

Body armoring

Cenário 1 x Cenário IBWT	0,316	3,409	0,281
Cenário 2 x Cenário IBWT	0,328	3,954	0,273
Cenário 3 x Cenário IBWT	1,984	26,557	<0,001

Dispersion

Cenário 1 x Cenário IBWT	0,966	13,864	<0,001
Cenário 2 x Cenário IBWT	0,263	3,217	0,475
Cenário 3 x Cenário IBWT	2,548	86,918	<0,001

Life Span

Cenário 1 x Cenário IBWT	0,622	11,815	0,002
Cenário 2 x Cenário IBWT	0,012	0,584	1,000
Cenário 3 x Cenário IBWT	0,189	5,665	0,098

Respiration

Cenário 1 x Cenário IBWT	1,243	35,100	0,001
Cenário 2 x Cenário IBWT	0,313	15,432	0,001
Cenário 3 x Cenário IBWT	0,248	19,156	0,001

Swimming ability

Cenário 1 x Cenário IBWT	0,749	12,417	0,001
Cenário 2 x Cenário IBWT	1,123	22,499	0,001
Cenário 3 x Cenário IBWT	0,839	15,175	0,001

Capítulo 3:

Inter basin water transfer alters ecosystem functioning of intermittent rivers?



(Rio Paraíba) Foto do autor, 2019.

Inter basin water transfer alters ecosystem functioning of intermittent rivers?

Marcos Medeiros Cavalcanti Júnior^{1*}; Joseline Molozzi²; José Francisco Gonçalves Júnior¹

¹AquaRipária, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, DF, CEP 70910-900, Brasil.

²Laboratório de Ecologia de Bentos, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Departamento de Biologia, Universidade Estadual da Paraíba, PB, CEP 58429-500, Brasil

*Marcos Medeiros Cavalcanti Júnior – e-mail: medeiroscavalcantijr@gmail.com

*Corresponding author

Resumo: As transposições de água entre bacias hidrográficas (*inter-basin water transfer*, IBWT) estão entre os principais impactos antrópicos em ecossistemas aquáticos devido sua crescente implementação em todo o mundo. Entretanto, a magnitude dos impactos de IBWT's contrasta com a escassez de trabalhos sobre seus efeitos no funcionamento ecossistêmico dos rios. Assim, o objetivo desse trabalho foi investigar as respostas de parâmetros ambientais, da diversidade biológica da assembleia de macronvertebrados associados a detritos foliares e da decomposição de detritos foliares às alterações promovidas por uma IBWT. Para isso nós utilizamos três outros rios intermitentes da mesma bacia como cenários alternativos para as condições prévias do cenário com transposição. Nós testamos a hipótese de o cenário com transposição apresenta qualidade de água reduzida em relação aos cenários sem transposição, o que leva a alteração na composição taxonômica e menores valores diversidade da assembleia de invertebrados e menor perda de massa foliar. O cenário com transposição apresentou maiores valores de turbidez (NTU) e cascalho (%) e menores valores de areia média (%) do que os cenários sem transposição. As curvas de rarefação de riqueza de espécies e diversidade de Simpson indicaram uma sobreposição entre os valores do cenário com transposição e os cenários 1 e 3. Enquanto que as curvas de diversidade de Shannon apontaram maiores valores para o cenário com transposição em relação a todos os outros cenários. A composição da assembleia de invertebrados do cenário com transposição também diferiu dos demais cenários. E a perda de massa foliar do cenário com transposição foi menor que a dos cenários 1 e 2 e maior que a do cenário 3. Nossos dados não indicaram redução da qualidade de água do rio com transposição. Além disso, o curto espaço de tempo de operação da IBWT e a manutenção da mudança de fase (fluxo para poça) do rio podem ter amenizado os potenciais efeitos da IBWT na biota e na decomposição de detritos foliares. Embora esses resultados devam ser analisados com cautela, dado o curto período temporal, nossos dados indicaram que a transposição alterou o funcionamento do rio intermitente analisado. Nesse contexto, é fundamental que estudos futuros levem em consideração os efeitos a longo prazo de IBWT sobre o funcionamento dos ecossistemas aquáticos receptores.

Palavras-chave: Rio São Francisco. Water Diversion. Environmental Impact. Semiarid. Invertebrates.

Introdução

Ecossistemas de águas doce (p.ex. lagos, lagoas, rios, etc.) conferem importantes serviços ecossistêmicos às populações humanas como: o fornecimento de água potável, a produção alimentar e a recreação (Hallouin et al. 2018). No entanto, esses serviços dependem das funções ecossistêmicas que são frequentemente ameaçadas por impactos de origem natural e antrópica (Smeti et al. 2019, Palmia et al. 2019). Entre os impactos antrópicos, as transposições de água entre bacias hidrográficas (*inter-basin water transfer*, IBWT) se destacam por sua crescente implementação em todo o mundo (Daga et al. 2020, Bui et al. 2020).

O objetivo de uma IBWT é promover o desenvolvimento humano especialmente em regiões áridas e semiáridas que apresentam escassez hídrica (Barbosa et al. 2021, Lu et al. 2021). Nessas regiões, o atendimento das demandas humanas depende de rios intermitentes (Acuña et al. 2014), aqui definidos como rios que param de fluir e/ou secam em algum trecho ou período (Datry et al. 2017). A incapacidade de sustentar a demanda humana, têm tornado os rios intermitentes cada vez mais suscetíveis à IBWT's (Davies et al. 1992, Morote et al. 2017, Barbosa et al. 2021). Assim, é fundamental entender o impacto de IBWT's nesses sistemas aquáticos.

Um dos principais efeitos de IBWT em rios intermitentes é a mudança no regime de fluxo hídrico superficial (Bui et al. 2020, Yuan et al. 2020). O fluxo hídrico em rios intermitentes ocorre naturalmente após eventos de chuva em função do escoamento superficial (W. Rassam et al. 2006). Esse escoamento promove o carreamento de sedimento fino e matéria orgânica da paisagem, eleva as concentrações de nutrientes dissolvidos (p. ex., nitrogênio, sódio) e reduz a concentração de oxigênio nos rios (Jacobson et al. 2000, Gómez et al. 2017). No entanto, o fluxo gerado por IBWT's pode promover mudanças relevantes na dinâmica natural desses ecossistemas aquáticos (Shumilova et al. 2018).

Os efeitos de IBWT's na qualidade da água dos rios receptores são complexos e dependentes do contexto local (Henrique Machado et al. 2018, Bui et al. 2020). Barbosa et al. (2021) verificaram que a qualidade da água em rios intermitentes reduz a partir da fonte doadora da IBWT em função da presença de matéria orgânica acumulada nos trechos secos e de corpos hídricos eutrofizados ao longo do rio receptor. Do mesmo modo, Yuan et al. (2020) e Marak et al. (2020) também verificaram a degradação da qualidade da água dos ecossistemas aquáticos receptores. Assim, embora as alterações promovidas por IBWT's dependam das características ambientais prévias dos ecossistemas aquáticos, é esperado que seu principal efeito seja a redução da qualidade da água.

Os efeitos da redução na qualidade da água por IBWT reportados têm apontado reduções na diversidade e uniformidade taxonômica (Guo et al. 2020) resultado da filtragem ambiental por *taxa* resistentes (Jackson and Sax 2010, Guo et al. 2020). Além disso, a quebra de barreiras

biogeográficas tem favorecido as invasões por *taxa* exóticos (Gallardo and Aldridge 2018, Qin et al. 2019). No entanto, IBWT's também podem afetar a biota de ecossistemas receptores por meio de alterações na entrada de matéria orgânica (Snaddon et al. 1998). *Taxa* importantes para processos podem responder à essas alterações (e.g., invertebrados aquáticos; Dangles and Malmqvist 2004, Pinna et al. 2016). A redução ou perda na diversidade de invertebrados pode reduzir a taxa de decomposição de detritos foliares (Cavalcanti Júnior et al. 2018, Rezende et al. 2018). Assim, espera-se que os efeitos negativos de IBWT sobre os invertebrados também sejam refletidos no funcionamento ecossistêmico.

A magnitude dos impactos de IBWT's destoa de relativa escassez de trabalhos sobre seus efeitos no funcionamento ecossistêmico. Assim, o objetivo desse trabalho foi investigar as respostas da decomposição de detritos foliares e da diversidade biológica de invertebrados associados às alterações promovidas por uma IBWT refletidas na qualidade da água. Nós utilizamos três outros rios intermitentes da mesma bacia como cenários alternativos para as condições prévias do rio com transposição. Nossa premissa é que as condições do rio com transposição anteriores ao impacto podem ser representadas por outros rios da mesma bacia hidrográfica. Assim, nós testamos a hipótese em que o rio com transposição apresenta qualidade de água reduzida em relação aos cenários sem transposição, alterando a diversidade biológica da assembleia de invertebrados associados ao detrito foliar e menor perda de massa foliar.

Métodos

O trabalho foi realizado em quatro rios intermitentes no semiárido brasileiro durante a fase de fluxo hídrico em 2019: rio Gurinhém, rio Gurinhenzinho, rio Taperoá e rio Paraíba (entre 06° 51' 31" e 08° 26' 21" sul, e 34° 48' 35" e 37° 02' 15" oeste) (Figura 1). Os rios estão localizados na bacia hidrográfica do Rio Paraíba que fica em uma das regiões mais secas do Brasil cuja sua principal característica é a irregularidade pluviométrica e os altos índices de evapotranspiração (Xavier et al. 2012) (Figura 1).

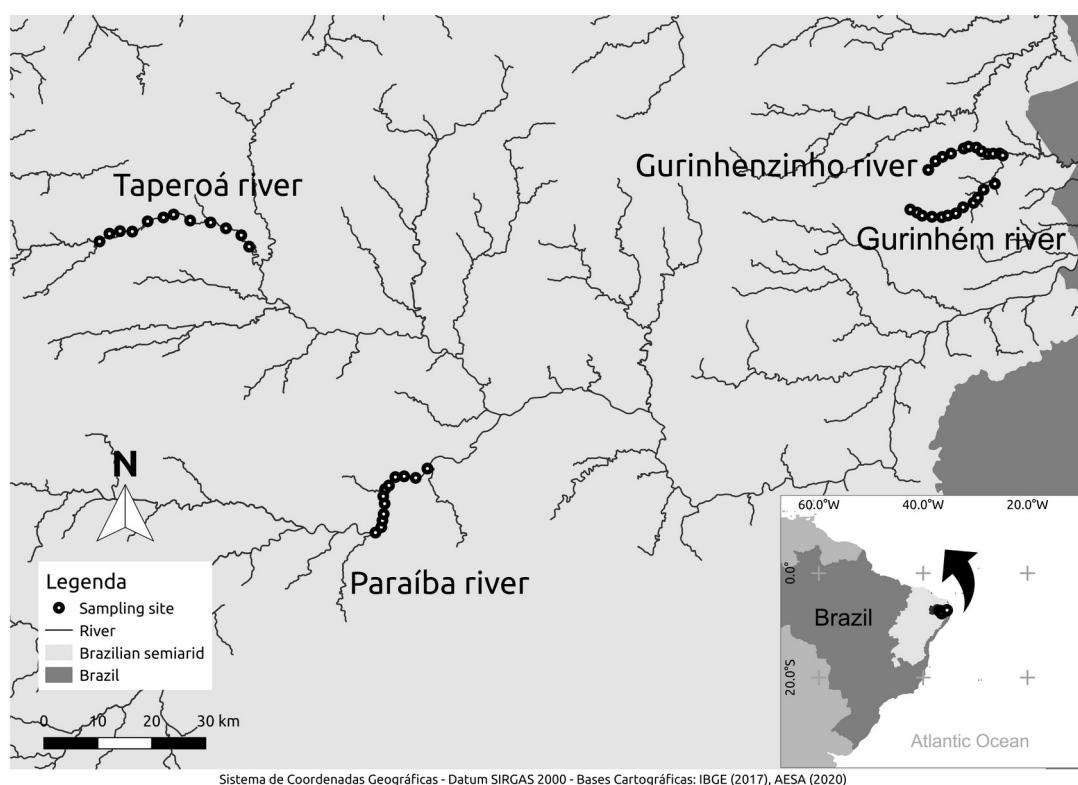


Figura 1 - Localização dos pontos de amostragem nos rios estudados na bacia do Rio Paraíba no semiárido brasileiro.

O clima da região é o semiárido seco (BSh em Koppen-Geiger, Alvares et al., 2013), com temperatura média que varia entre mínimas de 18° C a 22° C e máximas de 28° C e 31° C. O período chuvoso da região é irregular espacial e temporalmente, mas a maior parte das chuvas concentra-se entre os meses de janeiro a abril (Eloi et al., 2008). O período seco compreende maior parte do ano (aproximadamente 8 meses; AESA, 2021) e determina o regime de fluxo hídrico intermitente dos rios e riachos da bacia do rio Paraíba.

O solo da área de estudo é raso, do tipo Luvissole e presença de afloramentos rochosos (Santos et al. 2013), o que contribui para o elevado escoamento da bacia durante o período de chuvas. A altitude em relação ao nível do mar nos pontos do experimento é de 492 m até 91 m em

direção à jusante da bacia hidrográfica. Todos os rios são *open-canopy*, com vegetação ripária composta por uma floresta tropical seca e espécies vegetais com adaptações à baixa disponibilidade hídrica (p.ex. caducifolia, folhas compostas ou modificadas em espinhos e raízes profundas; Prado 2003). As espécies vegetais que dominam a vegetação ripária dos rios estudados são a invasora *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. (algaroba) e as nativas *Aspidosperma pyrifolium* Mart. & Zucc. (pereiro), *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir. (jurema preta) e *Pilosocereus pachycladus* Ritter. (facheiro).

A IBWT analisada foi o Projeto de Integração do Rio São Francisco que tem como objetivo transferir água para cerca de 2000 km de rios intermitentes no semiárido brasileiro. A água é bombeada do Rio São Francisco por canais artificiais através dos eixos norte e leste, este último alcançando o canal natural do rio Paraíba. Embora idealizada desde o século XIX (Pittock et al. 2009), essa IBWT começou a operar apenas em março de 2017.

A fim de avaliar os efeitos da IBWT sobre o rio Paraíba nós selecionamos três outros rios da mesma bacia hidrográfica com diferentes características ambientais: o rio Gurinhém (cenário 1), o rio Gurinhemzinho (cenário 2) e o rio Taperoá (cenário 3). Nós utilizamos ferramentas de geoprocessamento (QGis) para caracterização do uso e ocupação do solo em um raio de 100m a partir dos pontos amostrados com base no cálculo do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) (Tabela 1). Os rios apresentam diferentes níveis de impacto humano graças ao lançamento de efluentes e a atividade agropecuária nas zonas ripárias (Tabela 1). Além disso, análises *pairwise* PerMANOVA (matriz de distância Euclidiana, 9999 permutações) apontaram diferenças significativas ($p < 0.05$) entre todos os cenários em relação aos parâmetros limnológicos nas fases de poça e fluxo (Apêndice I para parâmetros analisados). Assim, nós utilizamos cada um dos rios como controle para os efeitos da transposição no rio Paraíba (cenário IBWT).

Table 1 - Land use and occupation based on the calculation of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) of a 100m radius from the points sampled in each intermittent river in the Brazilian semi-arid region.

Cenários	Vegetação arbustiva e arbórea (%)	Agricultura e/ou pecuária (%)	Solo exposto (%)
Cenário 1	22.67	75.87	1.46
Cenário 2	82.95	15.85	1.21
Cenário 3	61.31	37.96	0.73
Cenário IBWT	79.36	18.54	2.10

Variáveis Ambientais

Oxigênio dissolvido (oxímetro Q758P QUIMIS®), pH (pHmetro Q400HM Quimis®), temperatura (termômetro de aquário Fluval®) e turbidez (turbidímetro AP2000 Poli Control®) foram mensurados ainda em campo com auxílio de medidores portáteis. Para determinação das concentrações (mg/L) de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis em laboratório amostras de água (200 mL) foram coletadas na subsuperfície da região litorânea dos sites. As concentrações de sólidos foram obtidas por gravimetria, após filtragem (membrana de fibra de vidro com abertura de 1,2 µm) por meio do (i) aquecimento dos filtros a 80° C por 12 horas em estufa para obtenção dos sólidos suspensos totais; (ii) queima dos filtros a 550° C por 4 horas em forno mufla para obtenção dos sólidos suspensos fixos; (iii) e cálculo da diferença entre a massa de sólidos suspensos totais e fixos para obtenção dos valores de sólidos suspensos voláteis (APHA 2017). A velocidade da correnteza (m/s) foi mensurada através de 4 repetições de tempo de flutuação ao longo de uma distância de 5 metros com auxílio de um cronômetro e um flutuador (Gordon et al. 2004). As concentrações de cátions (sódio, amônia, potássio, cálcio e magnésio), ânions (fluoreto, cloreto, nitrito, brometo, nitrato, fosfato e sulfato) e metais (cobre, zinco e ferro) foram mensuradas após filtragem em campo de 30 mL de água através de filtros de membrana de fibra de vidro (47 mm e 46 µm de abertura Millipore®). As amostras foram então armazenadas em três tubos Falcon (15 mL) e congeladas até a realização das análises. As concentrações iônicas foram mensuradas por um cromatógrafo de íons 930 Compact IC Flex © Metrohm.

Decomposição de detritos foliares

Os detritos foliares da espécie arbórea *Aspidosperma pyrifolium* Mart. foram coletados em um fragmento florestal próximo da área de estudo durante o período de queda foliar na região que coincide com o período seco, entre agosto e dezembro de 2018. *A. pyrifolium* foi selecionada por ser uma espécie nativa comum na vegetação ripária de rios intermitentes no semiárido brasileiro (de Oliveira et al. 2013). Os detritos foliares foram secos ao ar livre por 72 h, pesados ($2,5 \pm 0,01$ g) e armazenados em sacos de detrito de polietileno (15x15 cm, abertura de 1 cm) acessíveis aos invertebrados aquáticos. Três réplicas dos sacos de detrito foram incubadas em doze pontos na região litorânea dos quatro cenários (1, 2, 3 e WT) e presas com auxílio de barras de ferro (3 sacos x 12 pontos x 4 cenários = 144 sacos).

Os sacos de detrito foram removidos após 30 dias, armazenados em sacos plásticos individualizados e acondicionados em caixas térmicas refrigeradas para transporte até o laboratório. O período de 30 dias foi determinado com base em outros estudos realizados com a mesma espécie em riachos da região semiárida (Cavalcanti Júnior, 2018) a fim de evitar a perda de massa foliar

total, permitir a colonização de invertebrados e minimizar a variação entre os litter bags (Tiegs, 2009). Em laboratório, os detritos foliares foram cuidadosamente removidos dos sacos e lavados sobre peneiras de abertura de 250 μm para retenção dos invertebrados associados. Após isso os detritos foliares foram armazenados em potes de alumínio para secagem em estufa (60 °C/72h). A massa remanescente foi mensurada com o auxílio de uma balança analítica (SHIMADZU AY220®).

Invertebrados associados

Os invertebrados associados foram fixados em álcool 70% e identificados até o menor nível taxonômico possível (mais frequentemente família) com auxílio de chaves taxonômicas especializadas (Calor 2007, Mariano 2007, Carlos De Pinho 2008, Mugnai et al. 2010, Segura et al. 2011, Trivinho-Strixino 2011). A identificação em nível de família é eficiente em capturar a estrutura taxonômica e funcional de invertebrados de água doce (Doledec et al. 2000, Gayraud et al. 2003), e em responder à alterações hidrológicas (Mathers et al. 2019).

Análise de dados

Para testar se a qualidade da água diferia entre os cenários 1, 2, 3 e o cenário IBWT (cenário com transposição) nós realizamos uma análise de variância univariada permutacional (PerMANOVA, distância Euclidiana, 9999 permutações) com os parâmetros ambientais (Anderson 2001). Os dados foram previamente transformados em $\log(x+1)$, exceto aqueles expressos em porcentagem (transformados em arcosseno da raiz quadrada) e pH. Além disso, os parâmetros ambientais foram testados um a um através da *pairwise* PerMANOVA a fim de identificar quais parâmetros diferiam significativamente entre os cenários.

Para analisar se a diversidade da assembleia de invertebrados diferia entre os cenários nós utilizamos números de Hill a fim de corrigir o viés do número de indivíduos amostrados em cada litter bag. Os números de Hill analisam a diversidade de espécies por meio de três curvas integradas de rarefação com intervalo de confiança de 95% e com base nos números de Hill: riqueza de espécies ($q=0$), diversidade de Shannon ($q=1$) e diversidade de Simpson ($q=2$). (Chao et al., 2014). As estimativas de diversidade foram analisadas para amostras rarefeitas e extrapoladas até o dobro do tamanho da amostra de referência, indicando os valores esperados se o dobro de indivíduos tivesse sido capturado em cada unidade amostral (Chao et al., 2014). Para visualizar as diferenças na composição da assembleia de invertebrados nós utilizamos o escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) com base em uma matriz de presença e ausência devido a dominância de alguns *taxa*. Para identificar as espécies que dirigiam o padrão de segregação gerado pela nMDS nós

utilizamos uma *Envfit*. Por fim, para testar se as diferenças observadas na composição eram significativas entre os cenários nós utilizamos uma *pairwise* PerMANOVA (distância Bray-Curtis, 9999 permutações).

Para calcular o coeficiente de decomposição nós utilizamos o modelo exponencial negativo:

$$W_t = W_0 \times e^{-kt}$$

No modelo exponencial negativo W_t é a massa remanescente (g) dos detritos no tempo (30 dias), W_0 é a massa inicial ($2,5 \pm 0,01$ g) e k é o coeficiente de decomposição (dias^{-1}) (Webster and Benfield 1986). Para testar as diferenças na perda de massa dos detritos foliares entre os cenários nós utilizamos uma PerMANOVA (distância Bray-Curtis, 9999 permutações).

Todas as análises aqui descritas foram construídas e realizadas no R software versão 4.1.1 para Linux, com auxílio do RStudio versão 1.4.1717 (RStudio Team 2021) e dos pacotes: *car* (Fox et al. 2021), *ggplot2* (Wickham 2011), *gridExtra* (Auguie and Antonov 2017), *iNEXT* (Hsieh et al. 2020), *pairwiseAdonis* (Arbizu 2017), e *vegan* (Oksanen et al. 2020).

Resultados

Dentre as variáveis ambientais analisadas o cenário IBWT (rio com transposição) apresentou maiores valores de turbidez (NTU) (cenário IBWT: $69,2 \pm 53,3$; Cenário 1: $15,7 \pm 20,2$; Cenário 2: $20,5 \pm 16,9$; Cenário 3: $29,4 \pm 27,0$) e cascalho (%) (cenário IBWT: $24,5 \pm 21,5$; Cenário 1: $5,4 \pm 5,0$; Cenário 2: $5,2 \pm 5,2$; Cenário 3: $3,4 \pm 4,6$) e menores valores de areia média (%) (cenário IBWT: $14,5 \pm 6,8$; Cenário 1: $29,4 \pm 12,7$; Cenário 2: $29,8 \pm 11,2$; Cenário 3: $42,4 \pm 16,6$) (*pairwise* PerMANOVA: $p < 0.05$ para todos) (Apêndice I).

Um total de 4901 invertebrados pertencentes a 42 *taxa* foram identificados nos detritos foliares (Apêndice II). As curvas de acúmulo de espécies em relação ao número observado e extrapolado de indivíduos indicaram que o esforço amostral foi adequado para capturar a maioria das espécies de invertebrados aquáticos (Figura 2). As curvas de riqueza de espécies e diversidade de Simpson indicaram uma sobreposição entre os valores do cenário IBWT e os cenários 1 e 3 (Figura 2, Tabela 1). No entanto, as curvas de diversidade de Shannon apontaram maiores valores para o cenário IBWT em relação a todos os outros cenários (Figura 2, Tabela 1).

Tabela 1 - Valores observados e extrapolados para riqueza de espécies (S), diversidade de Shannon (H) e diversidade de Simpson (D) para os cenários sem transposição (cenários 1, 2 e 3) e com transposição (cenário IBWT).

Cenários	S observado	S extrapolado	H observado	D extrapolado	D observado	D extrapolado
----------	-------------	---------------	-------------	---------------	-------------	---------------

Cenário 1	27	27,083	8,855	8,929	5,013	5,026
Cenário 2	19	21,918	3,322	3,351	1,964	1,965
Cenário 3	31	32,468	7,86	7,956	4,93	4,944
Cenário IBWT	29	32,308	10,324	10,742	5,060	5,106

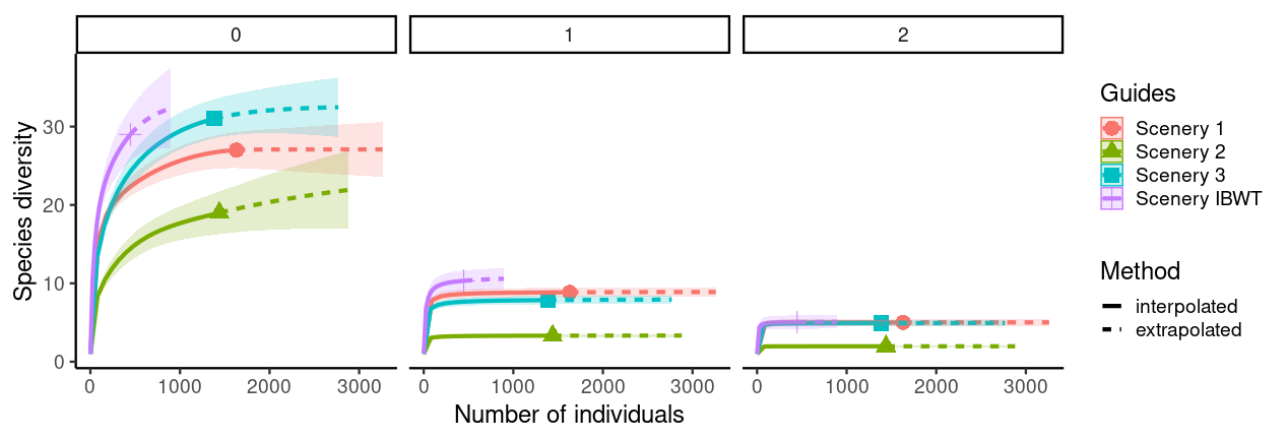


Figura 2 – Curvas de rarefação baseadas no tamanho da amostra (linha contínua) com intervalos de confiança de 95% (área sombreada) para a riqueza de invertebrados do rio com transposição e os três cenários sem transposição, separados por: riqueza de espécies (0), diversidade de Shannon (1) e diversidade de Simpson (2).

A nMDS apresentou distribuição agregada entre os cenários quanto à composição da assembleia de invertebrados aquáticos entre os rios (Figura 3 - A). Além disso, a *pairwise* PerMANOVA indicou diferenças significativas da composição taxonômica entre os cenários (PerMANOVA: $F_{3,140}=26,449$; $p<0,001$ para todas as comparações). A *envfit* indicou *taxa* significativamente responsáveis pelas diferenças verificadas na composição (Figura 3 - B). *Alguns* dos *taxa* foram encontrados apenas em um cenário como Corixidae, Ephyridae e Thienemaniella (cenário 1); Tipulidae (cenário 2); Dicrotendipes, Fissimentum e Polycentropodidae (cenário 3); Dryopidae, Elmidae e Gomphidae (cenário IBWT). Os *taxa* mais abundantes em cada rio foram *Parachironomus* (39% no cenário 1), *Goeldichironomus* (70% no cenário 2), *Asheum* (34% no cenário 3) e Caenidae (41% no cenário IBWT).

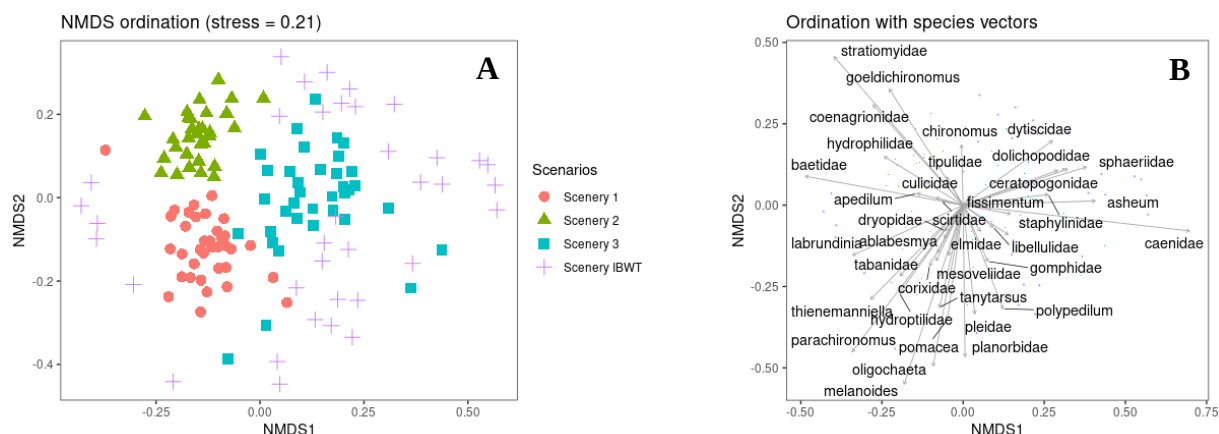


Figura 3 - Gráfico de ordenação nMDS (distância de Bray-Curtis para dados de presença e ausência) para composição da assembléia de invertebrados aquáticos (A) e invertebrados significativamente responsáveis pela segregação observada entre as unidades amostrais no gráfico de ordenação nMDS (B).

A taxa de decomposição média dos detritos foliares verificada foi de $-0,0395 \text{ day}^{-1}$ (Apêndice III). E a perda de massa foliar foi diferente entre os cenários com e sem transposição (PerMANOVA: $F_{3,140}=5,773$; $p<0,001$).

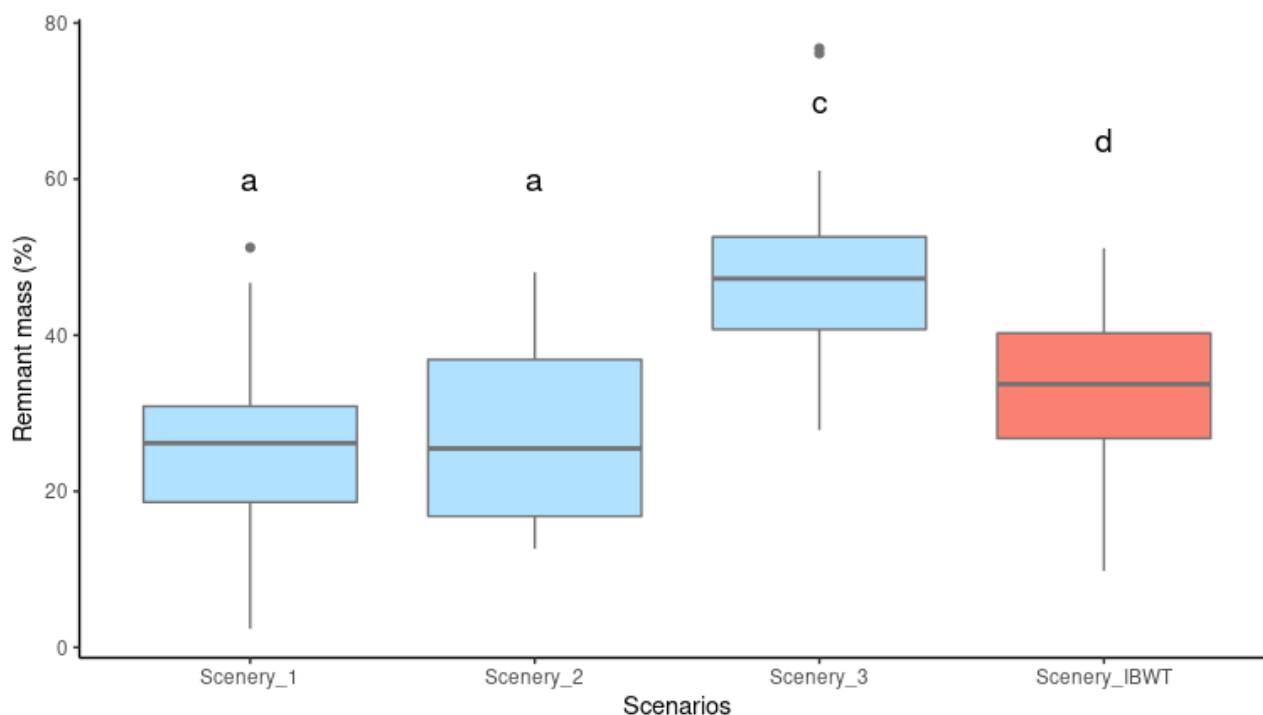


Figura 4 - Massa remanescente (%) dos detritos foliares incubados em rios intermitentes do semiárido brasileiro. Os boxplots azuis significam cenários sem transposição, os boxplots vermelhos significam cenários com transposição (IBWT). Letras diferentes significam diferenças significativas ($p < 0,05$) de PerMANOVA pareada.

Discussão

No presente estudo nós avaliamos os efeitos de uma obra de transposição hídrica entre bacias hidrográficas (IBWT) sobre o funcionamento de um rio intermitente durante a fase de fluxo hídrico superficial, sendo os primeiros dados avaliando seus efeitos. Nós observamos aumentos da turbidez da água e porcentagem de cascalho no sedimento e redução da porcentagem de areia média no rio afetado pela transposição (cenário IBWT). Além disso, verificamos diferença na composição taxonômica de invertebrados associados ao detrito foliar e na decomposição de detritos foliares.

O aumento na turbidez de ecossistemas aquáticos receptores já foi reportados para outras IBWT em todo o mundo (Austrália, Davies et al. 1992; Brasil, Henrique Machado et al. 2018; China, Guo et al. 2020). Por outro lado, Barbosa et al. (2021), estudando os efeitos da mesma obra de transposição aqui analisada sobre reservatórios na bacia rio Paraíba, verificaram redução da turbidez nos trechos mais próximos a fonte doadora da transposição e aumento nos trechos mais distantes (mais próximos da nossa área de estudo). De fato, elevações na turbidez são comuns durante a fase de fluxo hídrico superficial em rios intermitentes devido ao carreamento de sedimento e nutrientes da paisagem (Jacobson et al. 2000, Gómez et al. 2017) e de detritos vegetais acumulados nos leitos secos (Datry et al. 2018). Entretanto, todos os rios intermitentes da região experimentam esse efeito. A turbidez mais elevada do cenário IBWT pode ter sido potencializada pela passagem das águas da transposição por reservatórios eutrofizados a montante da nossa área de estudo (por exemplo, reservatório de Camalaú, (Barbosa et al. 2021). Além disso, o aumento no tamanho das partículas médias do sedimento (maior porcentagem de cascalho) pode ser explicado pela descarga gerada pela transposição no leito do rio que aumenta o transporte de partículas maiores de sedimento (Collier 2002, Bui et al. 2020). Assim, embora não tenhamos verificado redução na qualidade da água, a IBWT alterou características ambientais importantes dos ecossistemas aquáticos para a biota de invertebrados.

A composição taxonômica diferiu entre todos os cenários analisados. Os cenários sem transposição foram dominados por gêneros da família Chironomidae (*Parachironomus*, *Goeldchironomus* e *Asheum*), exceto o cenário IBWT dominado pela família Caenidae. Caenidae e as famílias de Chironomidae aqui verificadas como dominantes nos detritos são comuns em ambientes ricos em matéria orgânica (Ketelaars and Frantzen 1995, Menetrey et al. 2007, de Lira Azevêdo et al. 2017). Isso pode ser justificado pelo caráter impactado em que os rios da baixa hidrográfica do rio Paraíba se encontram. Além disso, o táxon Dryopidae foi encontrado apenas no cenário IBWT. Para nosso conhecimento, Dryopidae é o único táxon sem registro em trabalhos

prévios nos ecossistemas aquáticos da bacia hidrográfica do rio Paraíba. Ainda que em baixos valores de densidade, Dryopidae é um fragmentador (Pereira et al. 2021). Fragmentadores podem acelerar processos importantes como a decomposição de detritos foliares (Masese et al. 2014, Rodríguez-Lozano et al. 2016). Assim, a quebra de barreiras biogeográficas promovida pela perenização de canais por IBWT (Gallardo and Aldridge 2018) pode ampliar a capacidade de dispersão das espécies chave para processos ecossistêmicos e gerar consequências futuras na ciclagem de matéria nos ecossistemas receptores. Nossos resultados da composição taxonômica da assembleia de invertebrados associada aos detritos foliares reforçam a necessidade de um acompanhamento para a entrada de exóticas no cenário IBWT.

A riqueza de espécies e diversidade de Simpson extrapoladas indicaram uma sobreposição entre os valores do cenário WT e os cenários 1 e 3. No entanto, a diversidade de Shannon extrapolada apontou maiores valores para o cenário WT em relação a todos os outros cenários. Esses resultados vão de encontro aos verificados por Guo et al. (2020) que verificaram uma redução na diversidade nos ecossistemas receptores de IBWT utilizando a assembleia de peixes como modelo biológico. Embora a assembleia de invertebrados aquáticos seja sensível às alterações ambientais em rios intermitentes (Laini et al. 2019, Karaouzas et al. 2019), nossos resultados podem ser justificados pela reduzida variação verificada nas características ambientais. De modo similar, Lu et al. (2021) também não verificaram alterações significativas na qualidade da água de um rio intermitente receptor de IBWT na região árida da China. Uma razão para isso pode ser o período de operação ainda muito curto da transposição (implementada aproximadamente dois anos antes das nossas coletas) no Rio Paraíba cujo impacto ainda não produziu efeitos que pudessem ser detectados por este estudo. Antes mesmo das coletas, a IBWT já havia sido interrompida em outro momento e o rio Paraíba passou pela fase natural de formação de poças remanescentes (aproximadamente seis meses sem liberação de águas; Barbosa et al. 2021), tal qual passaria sem o fluxo gerado pela transposição. A manutenção do funcionamento natural de rios intermitentes garante elevados valores de diversidade de invertebrados e favorece *taxa* e estratégias funcionais adaptadas as fases de poça e fluxo hídrico (Bogan et al. 2017, Hill and Milner 2018). Assim, os efeitos não verificados na assembleia de invertebrados refletem o curto espaço de tempo de operação da IBWT e a manutenção da mudança de fase (fluxo para poça) do rio.

As taxas de decomposição de detritos foliares que diferiram entre os cenários analisados. O cenário WT apresentou taxas maiores que o cenário 3 e menores que os cenários 1 e 2. Os cenários 1 e 2 estão em uma região com maior média pluviométrica anual do que o cenário 3 e o rio com transposição (AESAs. 2006). Embora isso não tenha refletido diretamente nas variáveis ambientais analisadas, a precipitação é um dos principais fatores que dirigem a decomposição em rios tropicais

(Tonin et al. 2017). As taxas aqui verificadas foram consideradas rápidas para ecossistemas aquáticos tropicais (Gonçalves et al. 2014), e mais elevadas que outros trabalhos realizados em regiões semiáridas (Maamri et al. 1997, Nelson and Andersen 2007, Harner et al. 2009, Arroita et al. 2013). Isso pode ser explicado pela elevada qualidade (baixa quantidade de compostos refratários e dureza) do detrito foliar de *A. pyrifolium* em comparação com outras espécies da região, favorecendo a colonização por invertebrados (Cavalcanti Júnior et al. 2018). As taxas de decomposição aqui verificadas também foram maiores que as verificadas para os rios intermitentes da mesma bacia hidrográfica durante a fase de poças (Cavalcanti Júnior et al., dados não publicados). A presença do fluxo hídrico e a maior atividade biológica durante essa fase em rios intermitentes (Schriever et al. 2015) podem ajudar a explicar as taxas de decomposição mais elevadas. Assim, os efeitos do fluxo hídrico gerado pela transposição foram similares àqueles gerados pelo fluxo hídrico natural para a decomposição de detritos foliares.

Nosso estudo analisou a influência de IBWT sobre parâmetros ambientais, biológicos e sobre um processo ecossistêmico. Em uma perspectiva ampla, frente a crescente demanda por água e ao cenário de mudanças climáticas em regiões secas (áridas e semiáridas) (IPCC 2015) obras de IBWT serão cada vez mais comuns em todo o mundo (Gupta and van der Zaag 2008). Nossos dados oferecem uma perspectiva nova para a avaliação dos impactos de IBWT especialmente sobre rios naturalmente intermitentes, integrando métricas biológicas e processos ecossistêmicos. É importante que estudos futuros avaliem a sensibilidade das métricas aqui avaliadas à longo prazo nos ecossistemas receptores de IBWT.

Agradecimentos

Agradecemos à: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de doutorado concedida ao primeiro autor; Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa da UEPB por financiamento de projeto pesquisa (PROPESQ/2017) concedido à JM; CNPq por financiamento de projeto de pesquisa (CNPq / MCTI 446721 / 2014-0), bolsa de produtividade em pesquisa concedida à JM (302393 / 2017-0) e bolsa de produtividade em pesquisa concedida ao JFG (310641 / 2017-9); Laboratório de Limnologia / Aquaripária (UnB) por análises de água e apoio logístico; Laboratório de Ecologia Bentônica (UEPB) e Laboratório de Ecologia Aquática (UEPB) pelo apoio na coleta e processamento de amostras de água.

Referências

- Acuña, V., T. Datry, J. Marshall, D. Barceló, C. N. Dahm, A. Ginebreda, G. McGregor, S. Sabater, K. Tockner, and M. A. Palmer. 2014, March 7. Why should we care about temporary waterways? American Association for the Advancement of Science.
- Alvares, C. A., J. L. Stape, P. C. Sentelhas, J. Leonardo, M. Gonçalves, and G. Sparovek. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil.
- American Public Health Association - APHA. 2017. 2540 Solids (2017). Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater.
- Anderson, M. J. 2001. Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:626–639.
- Arbizu, P. M. 2017. pairwiseAdonis: Pairwise Multilevel Comparison using Adonis.
- Arroita, M., J. Causapé, F. A. Comín, J. Díez, J. J. Jimenez, J. Lacarta, C. Lorente, D. Merchán, S. Muñiz, E. Navarro, J. Val, and A. Elosegi. 2013. Irrigation agriculture affects organic matter decomposition in semi-arid terrestrial and aquatic ecosystems. *Journal of Hazardous Materials* 263:139–145.
- Auguie, B., and A. Antonov. 2017. Package “gridExtra.”
- Barbosa, J. E. de L., J. dos Santos Severiano, H. Cavalcante, D. de Lucena-Silva, C. F. Mendes, V. V. Barbosa, R. D. dos Santos Silva, D. A. de Oliveira, and J. Molozzi. 2021. Impacts of inter-basin water transfer on the water quality of receiving reservoirs in a tropical semi-arid region. *Hydrobiologia* 848:651–673.
- Bogan, M. T., J. L. Hwan, K. Cervantes-Yoshida, J. Ponce, and S. M. Carlson. 2017. Aquatic invertebrate communities exhibit both resistance and resilience to seasonal drying in an intermittent coastal stream. *Hydrobiologia* 799:123–133.
- Bui, D. T., D. T. Asl, E. Ghanavati, N. Al-Ansari, S. Khezri, K. Chapi, A. Amini, and B. T. Pham. 2020. Effects of inter-basin water transfer on water flow condition of destination basin. *Sustainability (Switzerland)* 12:338.
- Calor, A. 2007. Ordem Trichoptera Kirby 1813 (Arthropoda: Insecta). Pages 1–17 in C. G. Froehlich (editor). *Guia on-line: Identificação de Larvas de Insetos Aquaticos do Estado de São Paulo*. Sao Paulo.

- Carlos De Pinho, L. 2008. Guia on-line de identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo: Diptera Ordem Diptera (Arthropoda: Insecta). (Available from: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>)
- Cavalcanti Júnior, M. M., L. U. Hepp, J. Molozzi, and D. M. B. M. Trovão. 2018. Leaf traits of Brazilian semiarid species as regulatory factors for associated aquatic invertebrates. *Journal of Limnology* 77.
- Collier, K. J. 2002. Effects of flow regulation and sediment flushing on instream habitat and benthic invertebrates in a New Zealand river influenced by a volcanic eruption. *River Research and Applications* 18:213–226.
- Daga, V. S., V. M. Azevedo-Santos, F. M. Pelicice, P. M. Fearnside, G. Perbiche-Neves, L. R. P. Paschoal, D. C. Cavallari, J. Erickson, A. M. C. Ruocco, I. Oliveira, A. A. Padial, and J. R. S. Vitule. 2020. Water diversion in Brazil threatens biodiversity. *Ambio* 49:165–172.
- Dangles, O., and B. Malmqvist. 2004. Species richness-decomposition relationships depend on species dominance. *Ecology Letters* 7:395–402.
- Datry, T., N. Bonada, and A. J. Boulton. 2017. General introduction. Pages 1–20 *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier Inc.
- Datry, T., A. Foulquier, R. Corti, D. Von Schiller, K. Tockner, C. Mendoza-Lera, J. C. Clément, M. O. Gessner, M. Moleón, R. Stubbington, B. Gücker, R. Albarinõ, D. C. Allen, F. Altermatt, M. I. Arce, S. Arnon, D. Banas, A. Banegas-Medina, E. Beller, M. L. Blanchette, J. F. Blanco-Libreros, J. J. Blessing, I. G. Boëchat, K. S. Boersma, M. T. Bogan, N. Bonada, N. R. Bond, K. C. Brintrup Barriá, A. Bruder, R. M. Burrows, T. Cancellario, C. Canhoto, S. M. Carlson, S. Cauvy-Fraunié, N. Cid, M. Danger, B. De Freitas Terra, A. M. De Girolamo, E. De La Barra, R. Del Campo, V. D. Diaz-Villanueva, F. Dyer, A. Elosegi, E. Faye, C. Febria, B. Four, S. Gafny, S. D. Ghate, R. Gómez, L. Gómez-Gener, M. A. S. Graca, S. Guareschi, F. Hoppeler, J. L. Hwan, J. I. Jones, S. Kubheka, A. Laini, S. D. Langhans, C. Leigh, C. J. Little, S. Lorenz, J. C. Marshall, E. Martín, A. R. McIntosh, E. I. Meyer, M. Miliša, M. C. Mlambo, M. Morais, N. Moya, P. M. Negus, D. K. Niyogi, A. Papatheodoulou, I. Pardo, P. Pařil, S. U. Pauls, V. Peřić, M. Polářek, C. T. Robinson, P. Rodríguez-Lozano, R. J. Rolls, M. M. Sánchez-Montoya, A. Savić, O. Shumilova, K. R. Sridhar, A. L. Steward, R. Storey, A. Taleb, A. Uzan, R. Vander Vorste, N. J. Waltham, C. Woelfle-Erskine, D. Zak, C. Zarfl, and A. Zoppini. 2018. A global analysis of terrestrial plant litter dynamics in non-perennial waterways. *Nature Geoscience* 11:497–503.

- Davies, B. R., M. Thoms, and M. Meador. 1992. An assessment of the ecological impacts of inter-basin water transfers, and their threats to river basin integrity and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 2:325–349.
- Doledec, S., D. Chessel, and C. Gimaret-Carpentier. 2000. Niche Separation in Community Analysis: A New Method. *Ecology* 81:2914.
- Fox, J., S. Weisberg, B. Price, D. Adler, D. Bates, G. Baud-Bovy, B. Bolker, S. Ellison, D. Firth, M. Friendly, G. Gorjanc, S. Graves, R. Heiberger, P. Krivitsky, R. Laboissiere, M. Maechler, G. Monette, D. Murdoch, H. Nilsson, D. Ogle, B. Ripley, W. Venables, S. Walker, D. Winsemius, A. Zeileis, and R-Core. 2021. Package “car.”
- Gallardo, B., and D. C. Aldridge. 2018. Inter-basin water transfers and the expansion of aquatic invasive species. *Water Research* 143:282–291.
- Gayraud, S., B. Statzner, P. Bady, A. Haybachp, F. Schöll, P. Usseglio-Polatera, and M. Bacchi. 2003. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. *Freshwater Biology* 48:2045–2064.
- Gómez, R., M. I. Arce, D. S. Baldwin, and C. N. Dahm. 2017. *Water Physicochemistry in Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*. Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management. Elsevier Inc.
- Gonçalves Júnior, J. F., R. T. Martins, B. M. de P. Ottoni, and S. R. M. Couceiro. 2014. Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. Pages 89–116 *Insetos aquáticos: biologia, ecologia e taxonomia*.
- Gordon, N. D., T. A. McMahon, B. L. Finlayson, C. J. Gippel, R. J. Nathan, and S. Knight. 2004. *Stream Hydrology An Introduction for Ecologists Second Edition*.
- Guo, C., Y. Chen, R. E. Gozlan, H. Liu, Y. Lu, X. Qu, W. Xia, F. Xiong, S. Xie, and L. Wang. 2020. Patterns of fish communities and water quality in impounded lakes of China’s south-to-north water diversion project. *Science of the Total Environment* 713:136515.
- Gupta, J., and P. van der Zaag. 2008. Interbasin water transfers and integrated water resources management: Where engineering, science and politics interlock. *Physics and Chemistry of the Earth* 33:28–40.

- Hallouin, T., M. Bruen, M. Christie, C. Bullock, and M. Kelly-Quinn. 2018, February 1. Challenges in using hydrology and water quality models for assessing freshwater ecosystem services: A review. MDPI AG.
- Harner, M. J., C. L. Crenshaw, M. Abelho, M. Stursova, J. J. F. Shah, and R. L. Sinsabaugh. 2009. Decomposition of leaf litter from a native tree and an actinorhizal invasive across riparian habitats. *Ecological Applications* 19:1135–1146.
- Henrique Machado, F., E. Sartori Jeunon Gontijo, F. Guilherme De Souza Beghelli, F. Hashimoto Fengler, G. Araujo De Medeiros, A. Peche Filho, J. Fernando Leite De Moraes, R. Marcia Longo, and A. Irio Ribeiro. 2018. Environmental impacts of inter-basin water transfer on water quality in the jundiá-mirim river, south-east brazil. *International Journal of Environmental Impacts: Management, Mitigation and Recovery* 1:80–91.
- Hill, M. J., and V. S. Milner. 2018. Ponding in intermittent streams: A refuge for lotic taxa and a habitat for newly colonising taxa? *Science of the Total Environment* 628–629:1308–1316.
- Hsieh, T. C., K. H. Ma, and A. Chao. 2020. iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity.
- IPCC. 2015. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Ippc. Gian-Kasper Plattner.
- Jackson, S. T., and D. F. Sax. 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends in Ecology & Evolution* 25:153–160.
- Jacobson, P. J., K. M. Jacobson, P. L. Angermeier, and D. S. Cherry. 2000. Variation in material transport and water chemistry along a large ephemeral river in the Namib Desert. *Freshwater Biology* 44:481–491.
- Karaouzas, I., C. Theodoropoulos, A. Vourka, K. Gritzalis, and N. T. Skoulikidis. 2019. Stream invertebrate communities are primarily shaped by hydrological factors and ultimately fine-tuned by local habitat conditions. *Science of the Total Environment* 665:290–299.
- Ketelaars, H. A. M., and N. M. L. H. F. Frantzen. 1995. One decade of benthic macroinvertebrate biomonitoring in the River Meuse. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29:121–133.

- Laini, A., P. Viaroli, R. Bolpagni, T. Cancellario, E. Racchetti, and S. Guareschi. 2019. Taxonomic and functional responses of benthic macroinvertebrate communities to hydrological and water quality variations in a heavily regulated river. *Water (Switzerland)* 11.
- de Lira Azevêdo, E., J. E. de Lucena Barbosa, L. G. Viana, M. J. P. Anacleto, M. Callisto, and J. Molozzi. 2017. Application of a statistical model for the assessment of environmental quality in neotropical semi-arid reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment* 189.
- Lu, Z., Q. Feng, S. Xiao, J. Xie, S. Zou, Q. Yang, and J. Si. 2021. The impacts of the ecological water diversion project on the ecology-hydrology-economy nexus in the lower reaches in an inland river basin. *Resources, Conservation and Recycling* 164:105154.
- Maamri, A., H. Chergui, and E. Pattee. 1997. Leaf litter processing in a temporary northeastern Moroccan river. *Archiv fur Hydrobiologie* 140:513–531.
- Marak, J. D. K., A. K. Sarma, and R. K. Bhattacharjya. 2020. Assessing the Impacts of Interbasin Water Transfer Reservoir on Streamflow. *Journal of Hydrologic Engineering* 25:05020034.
- Mariano, R. 2007. Ordem Ephemeroptera (Arthropoda: Insecta). Guia on-line de identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo 1–9.
- Masee, F. O., N. Kitaka, J. Kipkemboi, G. M. Gettel, K. Irvine, and M. E. McClain. 2014. Litter processing and shredder distribution as indicators of riparian and catchment influences on ecological health of tropical streams. *Ecological Indicators* 46:23–37.
- Mathers, K. L., R. Stubbington, D. Leeming, C. Westwood, and J. England. 2019. Structural and functional responses of macroinvertebrate assemblages to long-term flow variability at perennial and nonperennial sites. *Ecohydrology* 12:1–14.
- Menetrey, N., B. Oertli, M. Sartori, A. Wagner, and J. B. Lachavanne. 2007. Eutrophication: are mayflies (Ephemeroptera) good bioindicators for ponds? Pages 125–135 *Pond Conservation in Europe*. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Morote, Á.-F., J. Olcina, and A.-M. Rico. 2017. Challenges and Proposals for Socio-Ecological Sustainability of the Tagus–Segura Aqueduct (Spain) under Climate Change. *Sustainability* 9:2058.
- Mugnai, R., J. L. Nessimian, and D. F. Baptista. 2010. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. (T. Books, Ed.).

- Nelson, S. M., and D. C. Andersen. 2007. Variable Role of Aquatic Macroinvertebrates in Initial Breakdown of Seasonal Leaf Litter Inputs To a Cold-Desert River. *The Southwestern Naturalist* 52:219–228.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. Mcglinn, P. R. Minchin, R. B. O'hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. Henry, H. Stevens, E. Szoecs, and H. W. Maintainer. 2020. Package “vegan” Title Community Ecology Package Version 2.5-7.
- de Oliveira, R. C., A. S. da Silva, A. R. de O. Ribeiro, J. E. de Araújo, O. F. de Oliveira, and R. G. V. Camacho. 2013. List of Angiosperm species of the riparian vegetation of the Apodi-Mossoró river, Rio Grande do Norte, Brazil. *Check List* 9:740–751.
- Palmia, B., M. Bartoli, A. Laini, R. Bolpagni, C. Ferrari, and P. Viaroli. 2019. Effects of drying and re-wetting on litter decomposition and nutrient recycling: A manipulative experiment. *Water (Switzerland)* 11:708.
- Pereira, P. da S., N. F. de Souza, D. F. Baptista, M. Ribeiro-Alves, H. L. C. Santos, and D. F. Buss. 2021. Functional Feeding Group composition and attributes: evaluation of freshwater ecosystems in Atlantic Forest, Brazil. *Biota Neotropica* 21.
- Pinna, M., G. Marini, G. Cristiano, L. Mazzotta, P. Vignini, B. Cicolani, and A. Di Sabatino. 2016. Influence of aperiodic summer droughts on leaf litter breakdown and macroinvertebrate assemblages: testing the drying memory in a Central Apennines River (Aterno River, Italy). *Hydrobiologia* 782:111–126.
- Pittock, J., J. Meng, and A. K. Chapagain. 2009. *Interbasin water transfers and water scarcity in a changing world - a solution or a pipedream?* , 2nd edition.
- Prado, D. E. 2003. As caatingas da América do Sul. Pages 3–73 *Ecologia e Conservação da Caatinga*.
- Qin, J., F. Cheng, L. Zhang, B. V. Schmidt, J. Liu, and S. Xie. 2019. Invasions of two estuarine gobiid species interactively induced from water diversion and saltwater intrusion. *Management of Biological Invasions* 10:139–150.
- Rezende, R. de S., J. L. Costa Novaes, C. Queiroz de Albuquerque, R. S. Da Costa, and J. F. Gonçalves Junior. 2018. Aquatic invertebrates increase litter breakdown in Neotropical shallow semi-arid lakes. *Journal of Arid Environments* 154:8–14.

- Rodríguez-Lozano, P., M. Rieradevall, and N. Prat. 2016. Top predator absence enhances leaf breakdown in an intermittent stream. *Science of The Total Environment* 572:1123–1131.
- Rodríguez-Lozano, P., C. Woelfle-Erskine, M. T. Bogan, and S. M. Carlson. 2020. Are non-perennial rivers considered as valuable and worthy of conservation as perennial rivers? *Sustainability (Switzerland)* 12:1–12.
- RStudio Team. 2021. RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston, MA.
- Santos, H. G. dos, P. K. T. Jacomine, L. H. C. Anjos, V. Á. Oliveira, J. B. Oliveira, M. R. Coelho, J. F. Lumberras, and T. J. F. Cunha. 2013. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos-SPI.
- Schriever, T. A., M. T. Bogan, K. S. Boersma, M. Cañedo-Argüelles, K. L. Jaeger, J. D. Olden, and D. A. Lytle. 2015. Hydrology shapes taxonomic and functional structure of desert stream invertebrate communities. *Freshwater Science* 34:399–409.
- Segura, M. O., F. Valente-Neto, & Alaíde, and A. Fonseca-Gessner. 2011. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* (Available from: <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn02711012011http://www.biotaneotropica.org.br>)
- Shumilova, O., K. Tockner, M. Thieme, A. Koska, and C. Zarfl. 2018. Global water transfer megaprojects: A potential solution for the water-food-energy nexus? *Frontiers in Environmental Science* 6:150.
- Smeti, E., D. von Schiller, I. Karaouzas, S. Laschou, L. Vardakas, S. Sabater, E. Tornés, L. S. Monllor-Alcaraz, N. Guillem-Argiles, E. Martinez, D. Barceló, M. López de Alda, E. Kalogianni, A. Elozegi, and N. Skoulikidis. 2019. Multiple stressor effects on biodiversity and ecosystem functioning in a Mediterranean temporary river. *Science of The Total Environment* 647:1179–1187.
- Snaddon, C., M. J. Wishart, and B. R. Davies. 1998. Some implications of inter-basin water transfers for river ecosystem functioning and water resources management in southern Africa. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1:159–182.
- Tonin, A. M., J. F. Gonçalves, P. Bambi, S. R. M. Couceiro, L. A. M. Feitoza, L. E. Fontana, N. Hamada, L. U. Hepp, V. G. Lezan-Kowalczyk, G. F. M. Leite, A. L. Lemes-Silva, L. K. Lisboa, R. C. Loureiro, R. T. Martins, A. O. Medeiros, P. B. Morais, Y. Moretto, P. C. A.

Oliveria, E. B. Pereira, L. P. Ferreira, J. Pérez, M. M. Petrucio, D. F. Reis, R. S. Rezende, N. Roque, L. E. P. Santos, A. E. Siegloch, G. Tonello, and L. Boyero. 2017. Plant litter dynamics in the forest-stream interface: precipitation is a major control across tropical biomes. *Scientific Reports* 7:10799.

Trivinho-Strixino, S. 2011. *Larvas de Chironomidae: Guia de identificação*. (UFSCar, Ed.).

W. Rassam, D., C. S. Fellows, R. De Hayr, H. Hunter, and P. Bloesch. 2006. The hydrology of riparian buffer zones; two case studies in an ephemeral and a perennial stream. *Journal of Hydrology* 325:308–324.

Webster, J. R., and E. F. Benfield. 1986. Vascular Plant Breakdown in Freshwater Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:567–594.

Wickham, H. 2011. *ggplot2: create elegant data visualisations using the grammar of graphics*. Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics 3:180–185.

Xavier, R. A., P. da C. Dornellas, J. dos S. Maciel, and J. C. do Bú. 2012. Caracterização Do Regime Fluvial Da Bacia Hidrográfica Do Rio Paraíba – Pb. *Revista Tamoios* 8:15–28.

Yuan, R., M. Wang, S. Wang, and X. Song. 2020. Water transfer imposes hydrochemical impacts on groundwater by altering the interaction of groundwater and surface water. *Journal of Hydrology* 583:124617.

Apêndice

Apêndice I - Valores mensurados das variáveis ambientais (média \pm desvio padrão) dos rios intermitentes.

Environmental variables	Scenery 1	Scenery 2	Scenery 3	Scenery IBWT
Sódio (mg/L)	16,74\pm2,26 a	20,09 \pm 4,43 b	20,15 \pm 1,60 b	21,03 \pm 2,44 b
Amônia (mg/L)	0,67 \pm 0,11 ab	0,68 \pm 0,07 a	0,58 \pm 0,12 b	0,48 \pm 0,32 b
Potássio (mg/L)	3,24 \pm 1,53 ab	2,02 \pm 0,45 c	4,37 \pm 1,55 a	2,45 \pm 1,69 bc
Magmésio (mg/L)	0,30 \pm 0,33 a	0,56 \pm 0,20 b	0,54 \pm 0,27 b	0,47 \pm 0,19 ab
Cálcio (mg/L)	6,56 \pm 2,99 a	4,60 \pm 1,40 bc	4,17 \pm 1,25 c	5,76 \pm 2,15 ab
Fluoreto (mg/L)	0,63 \pm 0,18 a	0,51 \pm 0,26 ab	0,37 \pm 0,21 b	0,51 \pm 0,18 ab
Cloreto (mg/L)	0,31 \pm 0,30	0,19 \pm 0,25	0,38 \pm 0,26	0,29 \pm 0,51
Nitrito (mg/L)	0,01 \pm 0,02	0,01 \pm 0,02	0,02 \pm 0,02	0,01 \pm 0,02
Brometo (mg/L)	1,81 \pm 0,48	1,40 \pm 0,75	1,82 \pm 0,75	1,57 \pm 0,61
Nitrato (mg/L)	0,06 \pm 0,02 a	0,03 \pm 0,01 b	0,04 \pm 0,03 ab	0,07 \pm 0,09 a
Fosfato (mg/L)	0,05 \pm 0,05 ab	0,12 \pm 0,20 b	0,03 \pm 0,02 ac	0,02 \pm 0,01 c
Sulfato (mg/L)	0,04 \pm 0,11	0,03 \pm 0,03	0,05 \pm 0,03	0,04 \pm 0,04
Cobre (mg/L)	0,05 \pm 0,03 ab	0,10 \pm 0,16 ab	0,06 \pm 0,00 a	0,04 \pm 0,03 b
Zinco (mg/L)	0,09 \pm 0,22 ab	0,07 \pm 0,02 a	0,09 \pm 0,05 ab	0,13 \pm 0,06 b
Ferro (mg/L)	1,58 \pm 0,25 a	1,43 \pm 0,08 b	1,43 \pm 0,11 ab	1,25 \pm 0,17 ab
Temperatura (°C)	25,67 \pm 2,39 ab	26,92 \pm 1,32 a	27,79 \pm 3,84 a	25,29 \pm 1,65 b
Oxigênio (mg/L)	4,71 \pm 1,30 a	5,85 \pm 1,04 bc	5,09 \pm 1,25 ab	6,46 \pm 0,64 c
pH	7,68 \pm 0,21 a	8,01 \pm 0,29 bc	7,71 \pm 0,48 ab	8,15 \pm 0,42 c
Turbidez (NTU)	15,71 \pm 20,15 a	20,47 \pm 16,85 a	29,35 \pm 27,04 a	69,21\pm53,32 b
Sólidos totais (mg/L)	399,12\pm41,37 a	999,54\pm214,03 b	579,64 \pm 429,31 c	456,21 \pm 55,06 c
Sólidos fixos (mg/L)	360,76 \pm 60,96 a	488,85 \pm 122,42 b	436,14 \pm 142,39 ab	354,88 \pm 96,10 a
Sólidos voláteis (mg/L)	38,36 \pm 22,94 a	510,69\pm96,29 b	143,51 \pm 332,13 ac	101,33 \pm 106,34 c
Matéria orgânica (%)	5,81 \pm 15,58 a	11,14 \pm 15,86 ab	12,55 \pm 21,20 a	2,69 \pm 2,64 b
Argila (%)	5,27 \pm 3,97 a	4,63 \pm 3,09 a	1,99 \pm 1,77 b	1,50 \pm 1,56 b
Silte (%)	21,17\pm12,36 a	12,45 \pm 8,22 b	8,04 \pm 7,10 bc	4,10 \pm 4,98 c

Areia fina (%)	19,84±10,78 a	15,79±9,40 ab	12,72±10,10 ab	8,68±15,75 b
Areia média (%)	29,43±12,66 a	29,81±11,21 a	42,38±16,56 b	14,47±6,83 c
Areia grossa (%)	18,86±11,69 a	32,11±15,74 b	31,45±20,65 b	46,72±23,22 b
Cascalho (%)	5,43±4,95 a	5,21±5,20 a	3,42±4,57 a	24,53±21,53 b

Apêndice II - Composição taxonômica e abundância total de invertebrados nos rios intermitentes.

Ordem	Táxons	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário IBWT
Basommatophora	Planorbidae (Rafinesque, 1815)	21	0	18	8
	Dryopidae (Billberg, 1820)	0	0	0	2
	Dytiscidae (Leach, 1815)	0	6	2	9
	Elmidae (Curtis, 1830)	0	0	0	2
Coleoptera	Hydraenidae (Mulsant, 1844)	1	0	3	0
	Hydrophilidae (Latreille, 1802)	25	60	31	12
	Scirtidae (Fleming, 1821)	2	1	1	9
	Staphylinidae (Latreille, 1802)	0	0	9	1
Diptera	<i>Ablabesmyia</i> sp. (Johannsen, 1905)	30	3	46	0
	<i>Apedilum</i> sp. (Townes, 1945)	2	4	1	0
	<i>Asheum</i> sp. (Sublette, 1964)	2	0	477	10
	Ceratopogonidae (Newman, 1834)	11	3	42	26
	<i>Chironomus</i> sp. (Meigen, 1803)	4	5	15	4
	Culicidae (Meigen, 1818)	2	18	2	5
	<i>Dicrotendipes</i> sp. (Kieffer, 1913)	0	0	2	0
	Dolichopodidae (Latreille, 1809)	0	0	12	2
	Ephydriidae (Zetterstedt, 1837)	2	0	0	0
	<i>Fissimentum</i> sp. (Cranston & Nolte, 1996)	0	0	1	0
	<i>Goeldichironomus</i> sp. (Fittkau, 1965)	278	1011	316	22
	<i>Labrudinia</i> sp. (Fittkau, 1962)	25	33	4	1
	<i>Parachironomus</i> sp. (Lenz, 1921)	636	4	7	1
	<i>Polypedilum</i> sp. (Kieffer, 1912)	0	0	24	12
	Stratiomyidae (Latreille, 1802)	26	122	2	12
	Tabanidae (Latreille, 1802)	0	1	4	9
	<i>Tanytarsus</i> sp. (Van der Wulp, 1874)	45	3	44	0
<i>Thienemanniella</i> sp. (Kieffer, 1911)	67	0	0	0	
Tipulidae (Latreille, 1802)	0	1	0	0	

Ephemeroptera	Baetidae (Leach, 1815)	64	105	5	0
	Caenidae (Newman, 1853)	0	0	75	184
Haplotaenidia	Naididae (Ehrenberg, 1828)	115	0	217	40
	Belostomatidae (Leach, 1815)	0	1	9	0
Hemiptera	Corixidae (Leach, 1815)	26	0	0	0
	Mesoveliidae (Douglas & Scott, 1867)	8	0	1	1
	Pleidae (Fieber, 1851)	3	0	0	4
Mesogastropoda	<i>Pomacea</i> sp. (Perry, 1810)	14	0	0	8
Neotaenioglossa	<i>Melanooides tuberculatus</i> (Müller, 1774)	105	6	0	41
Odonata	Coenagrionidae (Kirby, 1890)	22	53	2	4
	Gomphidae (Rambur, 1842)	0	0	0	1
	Libellulidae (Leach in Brewster, 1815)	2	0	3	2
Trichoptera	<i>Hydroptila</i> sp. (Dalman, 1918)	92	0	0	1
	Polycentropodidae (Ulmer, 1903)	0	0	6	0
Venerida	Sphaeriidae (Deshayes, 1855)	0	0	3	14

Apêndice III - Taxas de decomposição dos detritos foliares após 30 dias de incubação em rios intermitentes do semiárido brasileiro.

Cenários	Taxa de decomposição	Taxa de decomposição (mínima e máxima)
<i>Cenário 1</i>	-0,049 day ⁻¹	-0,034 to -0,074 day ⁻¹
<i>Cenário 2</i>	-0,046 day ⁻¹	-0,026 to -0,064 day ⁻¹
<i>Cenário 3</i>	-0,026 day ⁻¹	-0,016 to -0,041 day ⁻¹
<i>Cenário IBWT</i>	-0,037 day ⁻¹	-0,027 to -0,053 day ⁻¹

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Síntese Geral

O conjunto de dados aqui apresentados nos permitiram inferir sobre aspectos da estrutura e do funcionamento de rios intermitentes e sobre os impactos de uma obra de transposição entre bacias hidrográficas. Ao longo dos três capítulos apresentados nós buscamos preencher lacunas no conhecimento ecológico sobre rios intermitentes e contribuir para a discussão sobre a sensibilidade de diferentes parâmetros (abióticos e bióticos) aos impactos de uma *inter-basin water transfer* (IBWT). Desse modo, buscamos fornecer subsídios para o monitoramento do impacto de uma IBWT eficaz no contexto ecológico local.

No capítulo 1 nossos dados deixaram clara a importância das poças remanescentes na manutenção de táxons com adaptações aos ambientes lênticos e às duras condições dessa fase. Além disso, a secagem foi importante na determinação da composição de grupos tróficos funcionais de invertebrados do sedimento. Assim, a perda da fase de poças em rios intermitentes (p.ex. com a perenização dos canais) pode resultar em mudanças diretas no funcionamento de rios intermitentes. No capítulo 2 a IBWT analisada não reduziu a qualidade da água em nenhuma das fases. Entretanto, a assembleia de invertebrados refletiu uma maior dependência do ambiente aquático para dispersão. Em um contexto amplo, esses resultados indicam que a perenização de canais intermitentes por IBWT pode ser uma importante via para a chegada de novas espécies exóticas e para a mudança do perfil funcional da biota, com potenciais reflexos na ciclagem de nutrientes. Já no capítulo 3 a composição e a diversidade rarefeita de invertebrados associados aos detritos foliares foram sensíveis às alterações da IBWT durante a fase de fluxo. Nossos resultados indicaram que a manutenção da mudança de fase (fluxo para poça) do rio pode ter sido um importante fator para amenizar os efeitos da IBWT na qualidade da água e na biota durante a fase de fluxo analisada.

Reflexões e perspectivas

Nós apontamos alguns aspectos promissores para avaliações futuras como os parâmetros abióticos afetados, os aspectos estruturais e funcionais da assembleia de invertebrados e o processo de decomposição de detritos foliares. Entretanto, outras perspectivas podem elucidar os impactos de IBWT não verificados por nossos dados, como: (i) a integração da resposta da biomassa de invertebrados ao funcionamento ecossistêmico (p.ex. através da ecoexergia); (ii) a síntese de modelos matemáticos com base em parâmetros abióticos, bióticos e processos capazes de prever alterações no funcionamento do ecossistemas; (iii) utilização de aspectos funcionais (p.ex. decomposição de detritos foliares) como ferramentas para o monitoramento devido seu caráter

integrador dos aspectos abióticos e bióticos; (iv) a atualização das análises bibliométricas para o tema de IBWT no mundo e a utilização de ferramentas meta-analíticas com os dados de impacto de IBWT sobre a qualidade da água em diferentes ecossistemas aquáticos a fim de verificar os diferentes tamanhos de efeito e apontar caminhos promissores para novas pesquisas.

A influência da seca sobre as populações humanas no semiárido brasileiro é inegável e precede a pesquisa acadêmica sobre os efeitos ecológicos da seca. O desenvolvimento da região é historicamente dependente da boa gestão dos recursos hídricos. Enquanto que os benefícios sociais e econômicos da transposição do rio São Francisco não deixam dúvidas, mesmo levando em consideração suas limitações, a discussão acadêmica acerca dos impactos ambientais da obra merecem atenção e dedicação para a aquisição de dados. Assim, nós acreditamos que a criação de um protocolo de avaliação ambiental que permita sua replicação ao longo do tempo na bacia estudada é fundamental para entender os impactos à médio e longo prazo da IBWT nos ecossistemas aquáticos receptores.