# Avaliando o legado de trajetórias do uso da terra em comunidades de peixes de riacho no sul do Brasil

Mateus Camana<sup>1\*</sup>, Renato Bolson Dala-Corte<sup>2</sup>, Fernanda Carello Collar<sup>3</sup>, Fernando Gertum Becker<sup>4</sup>

- Aluno de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, Brasil.
- 2- Bolsista PNPD/CAPES, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Goiás, GO, Brasil.
- 3- Bolsista de Iniciação Científica, Programa BIC UFRGS/CNPq, Laboratório de Ecologia de Paisagem, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, Brasil.
- 4- Professor Associado, Laboratório de Ecologia de Paisagem, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, Brasil.

\*e-mail: m\_camana@hotmail.com

## Apresentação

O presente trabalho compõe a Dissertação de Mestrado de Mateus Camana, a ser defendida em março de 2020, junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRGS. Foi produzido como parte de um esforço de pesquisa financiado desde 2012 pelo CNPq (Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) - Bioma Campos Sulinos (proc. 457503/2012-2) and Nexus (Chamada MCTI/CNPq N° 20/2017)), como parte da Rede Campos Sulinos (https://www.ufrgs.br/redecampossulinos/), sobre pesquisa, conservação e divulgação dos ecossistemas campestres do sul do Brasil.

Estudos envolvendo séries temporais são importantes para compreendermos como mudanças ambientais em escala de paisagens afetam os ecossistemas e a biodiversidade, sua integridade e seu uso para benefício humano. Até muito recentemente, a pouca acessibilidade a séries temporais de dados de uso da terra obtidos, tratados e disponibilizados de uma forma padronizada, dificultava seu amplo uso em pesquisas em ecologia e biodiversidade. Estas, usualmente restringiam-se a análise entre uso da terra no presente e uma ou poucas datas do passado. Portanto, a partir da criação da Plataforma Mapbiomas, tornou-se efetivamente possível para a comunidade científica, investigar e analisar trajetórias de mudança de uso da terra e cobertura vegetal no território brasileiro, em uma escala de tempo com extensão (>30 anos) e resolução (anual) relevante para

muitos fenômenos ecológicos. Um exemplo, é a dívida de extinção (Tillman et al., 1994 Habitat destruction and the extinction debt. Nature 371: 65-66), observado em nosso estudo sobre peixes do Pampa, onde extinções locais de espécies só ocorrem tempos depois dos eventos de conversão da vegetação nativa nas bacias.

Neste trabalho utilizamos dados do projeto MapBiomas abrangendo o bioma Pampa para o período 1985-2017 para 60 pequenas bacias hidrográficas onde amostramos peixes. A partir dos dados da plataforma MapBiomas, nos foi possível estimar atributos das trajetórias que captam importantes aspectos das séries temporais e que dialogam uma abordagem fundamental em ciência ecológica, conhecida como Ecologia do Distúrbio, mas que usualmente compreende escala espacial de menor extensão. Ao longo das bacias hidrográficas avaliadas, encontramos áreas que sofreram conversão a mais de 30 anos (baixa frequência e magnitude, mas altos valores para duração), constante (alta frequência e magnitude e média duração) ou acentuada nos últimos anos (baixa frequência, alta magnitude e baixa duração). Essa perspectiva associada à Ecologia de Distúrbio pode ser útil para estudos em áreas amplas, com históricos de uso heterogêneo ao longo do território, como o bioma Pampa.

Nossos resultados mostraram que a riqueza e composição das comunidades de peixes dos riachos apresentam significativa relação com características da cobertura de vegetação em um intervalo de tempo anterior a 10 e 20 anos em relação ao presente. Isso significa que há um lapso de tempo entre a resposta biológica dos peixes e os o impacto do uso da terra. Além disso, vimos que características específicas de trajetória de mudança na cobertura (frequência, duração, magnitude), e não apenas um momento particular da cobertura no passado, apresentam efeitos sobre os peixes de riacho. Essa análise de trajetórias de uso da terra (>30 anos, com resolução anual), possibilitada pelos dados do Projeto MapBiomas, nos permitiu observar e caracterizar respostas biológicas à mudança de uso da terra que foram pouco exploradas cientificamente. Em sentido mais amplo, esses resultados indicam a importância de compreender como certos atributos ecológicos se comportam em relação a distintas trajetórias de mudança do uso da terra, o que pode ter implicações para o monitoramento de biodiversidade, para a projeção futura de efeitos de manejo, de restauração ecológica e de políticas ambientais.

#### Resumo

A perda da cobertura vegetal nativa na bacia hidrográfica afeta as comunidades de peixes de riacho. No entanto, as comunidades podem não responder imediatamente após a mudança na cobertura da terra, de modo que algumas respostas serão detectáveis apenas anos após a mudança na cobertura da terra. Além disso, os padrões atuais da comunidade aquática podem depender não apenas de eventos específicos do passado, mas também da história desses eventos ou de algum limiar cumulativo. Neste estudo, investigamos como a trajetória histórica de *ca*. 30 anos (1985-2017) da perda de vegetação nativa nas bacias hidrográficas afetou as comunidades de peixes em 60 riachos no Pampa (sul do Brasil). Primeiramente, avaliamos se a riqueza e composição atuais dos peixes de riacho estão mais relacionadas à cobertura vegetal passada ou recente da vegetação natural. Definimos a trajetória de perda de vegetação como uma trajetória de distúrbio da paisagem e testamos se atributos diferentes (frequência, magnitude e duração da perturbação) afetam espécies e grupos funcionais de comunidades de peixes em riachos. Construímos trajetórias de perda de vegetação usando dados anuais de uso da terra do Projeto MapBiomas. Descobrimos que a riqueza e composição atual das espécies estavam mais relacionadas ao passado (10 a 20 anos) do que com a cobertura vegetal atual. No entanto, também observamos que as respostas de determinadas espécies e grupos funcionais eram dependentes de atributos específicos da trajetória. Concluímos que as características atuais da comunidade de peixes podem responder não apenas às condições passadas da bacia, mas também à forma como as condições da paisagem mudaram ao longo do tempo (suas trajetórias históricas). Explorar as trajetórias de uso da terra parece, portanto, uma abordagem promissora para melhorar a compreensão dos efeitos da paisagem na ecologia dos riachos.

## Introdução

A perda de vegetação nativa em bacias hidrográficas afeta as comunidades de peixes de riacho em todo o planeta Allan, 2004; Clapcott et al., 2012; Dala-Corte et al., 2016; Wilkinson et al., 2018; Joy et al., 2019; Tóth et al., 2019). Mudanças no uso da terra nas bacias afetam as comunidades aquáticas via influências abióticas oriundas de distúrbios terrestres, modificando o habitat dentro dos riachos (Burcher et al., 2007), por exemplo, pelo aumento na entrada de sedimento fino originado da erosão do solo (Naiman et al., 2010; Wagenhoff et al., 2011), redução da qualidade e complexidade do habitat (Wang et al, 1997) e o aumento da produção primária apartir do acréscimo de nutrientes utilizados na agricultura (Burrell et al., 2013). Medir o uso do solo para toda a abacia de drenagem é uma importante métrica para entender padrões nas comunidades biológicas locais (por exemplo, Leal et al., 2016) e para o manejo dos corpos hídricos e comunidades aquáticas (Infante et al., 2019).

No entanto, as comunidades aquáticas e terrestres podem não responder imediatamente a mudanças na paisagem (Harding et al., 1998), e diferentes paisagens podem possuir diferentes históricos de uso da terra (Ernoult et al., 2006). Assim, as condições passadas da paisagem podem possuir um legado nos padrões ecológicos atuais (Surasinghe & Baldwin, 2014; Uezu & Metzger, 2016; Zeni et al., 2017). Como essa resposta não é instantânea, extinções locais podem ocorrer com certo *delay*, assim, os efeitos de mudanças no habitat sobre a perda de espécies podem ser detectados apenas após algum tempo, este processo é conhecido como dívida de extinção (Tillman et al., 1994; Kuussaari, 2006). De fato, acessar o efeito de fatores históricos sobre a biota têm sido ressaltado recentemente como um importante desafio para compreender as influências da paisagem sobre habitas de água doce atuais e futuros (Infante et al., 2019). Assim, o uso de dados recentes de perda de vegetação nativa para prever as características atuais das comunidades, como riqueza e composição de espécies, pode ter uma capacidade preditiva limitada, pois paisagens atualmente semelhantes podem ter passado por trajetórias históricas muito diferentes do uso da terra (Ernoult et al., 2006a; 2006b) (Fig. 1).



**Fig. 1**. Três bacias hidrográficas (A, B e C) com a mesma proporção (~ 25%) do uso atual da terra (2016), mostrando trajetórias históricas distintas do uso da terra nos últimos 30 anos. Os mapas (acima) representam mudanças na vegetação natural (cor verde) e outras coberturas (cor vermelha) entre 1985 e 2016. O gráfico (abaixo) mostra trajetórias de mudança anual na cobertura da vegetação nativa. Os tamanhos das bacias A, B e C são 22, 10 e 27 km<sup>2</sup>, respectivamente.

Diferentes espécies podem variar consideravelmente sua resposta ao uso da terra. Algumas podem mostrar declínios lineares negativos em suas populações, algumas podem ser favorecidas e aumentam sua abundância e ocorrência, enquanto outras declinam abruptamente após pequenas perdas de vegetação nativa (King & Baker, 2010). Porém, as respostas também podem ser não lineares, de modo que é importante definir limites, limiares e respostas não lineares para as comunidades estudadas (Dodds et al., 2010), assim como diferentes grupos biológicos em um determinado local podem mostrar respostas distintas aos gradientes de mudança ambiental (Hanski & Hovaskainen, 2002). Essas diferenças podem ocorrer devido à distintos usos do habitat, características da história de vida e à estimativa da diversidade considerada (Ewers & Didham, 2006; Chase et al, 2018). Nesse sentido, identificar a resposta individual de espécies e grupos funcionais, bem como diferentes atributos das trajetórias de uso da terra, pode ser mais eficaz na captura de efeitos do uso da terra nas comunidades locais (Statzner & Beche, 2010).

Para uma mesma paisagem, diferentes atributos podem ser usados para descrever o histórico de mudanças ambientais, incluindo a trajetória do uso da terra. A mudança no uso da terra pode ser considerada um tipo de distúrbio, e a ecologia do distúrbio tradicionalmente descreve mudanças do ecossistema como uma função da frequência, magnitude e duração das perturbações (Stanley et al., 2010). Espécies resistentes podem tolerar distúrbios mais fortes (magnitude), mas a recorrência de um evento de perturbação (frequência) ou seus efeitos secundários que ocorrem após um determinado período (duração) podem impedir sua persistência nos riachos (Resh et al., 1988; Capra et al., 1995; Simon & Klimetz, 2008). Em um estudo anterior sobre extinções locais de peixes de riacho, o tempo de resposta à conversão de 60% da vegetação nativa na paisagem variou entre 0 e 16 anos para diferentes grupos (Brejão et al., 2018). Depois de analisar cinco estudos sobre a riqueza de espécies de gramíneas em pastagens temperadas, Cousins (2009) descobriu que áreas com <10% de cobertura nativa na paisagem levaram à rápida extinção local de espécies. Em outro exemplo, Uezu & Metzger (2016) descobriram que aves florestais podem persistir até 25 anos em paisagens fragmentadas, mas quando a intensidade da conversão era muito alta, o tempo necessário para a extinção local era substancialmente reduzido. Esses exemplos mostram que medir apenas as alterações atuais não é suficiente para entender como as comunidades mudam em resposta ao uso da terra, nem para prever cenários futuros (Infante et al., 2019).

Neste estudo, usamos uma série anual de 30 anos de mudança na cobertura do solo para investigar os efeitos históricos da conversão de campos nativos para agricultura em 60 bacias hidrográficas do bioma Pampa, no sul do Brasil, e seus efeitos nas comunidades de peixes de riacho. Nosso primeiro objetivo foi avaliar se a riqueza e composição de espécies atuais estão mais relacionadas ao uso da terra no passado ou no presente. Nossa hipótese é que o uso da terra no passado possui um efeito significativamente mais relevante do que o presente sobre riqueza e composição de espécies presentes. Em segundo lugar, testamos como os diferentes atributos da trajetória de uso da terra afetam espécies de peixes e grupos funcionais. Nossa hipótese é que diferentes espécies e grupos funcionais são sensíveis a atributos particulares das trajetórias de perda de vegetação, realçando a importância do uso de atributos de trajetória de uso da terra em estudos ecológicos. Os atributos da trajetória nos padrões ecológicos atuais, mas também para melhorar a capacidade preditiva das políticas atuais e decisões de gerenciamento ou para criar possíveis cenários futuros para restauração ou conservação ecológica.

## Materiais e métodos

## Área de estudo

Para avaliar o efeito da cobertura da terra e da trajetória de uso da terra nas comunidades de peixes de riachos, amostramos 60 riachos em paisagens campestres no bioma Pampa (Fig. 2), a parte norte da ecorregião terrestre da savana uruguaia (Olson, 2001). O Pampa brasileiro historicamente é utilizado para a criação de gado, mas uma forte expansão da agricultura em monocultivos ocorreu nas últimas três décadas, principalmente para as culturas de soja, arroz e milho (Overbeck et al., 2007). No entanto, existe uma grande variação na taxa de conversão em todo o território, com algumas áreas apresentando grandes remanescentes de vegetação nativa, predominantemente usadas para criação de gado, como a serra do sudeste, enquanto outras áreas foram altamente convertidas, como o planalto médio (Andrade et al., 2015).



**Fig. 2**. Localização da área de estudo e pontos de amostragem de peixes (n = 60) localizados no bioma Pampa.

A amostragem de peixes ocorreu em riachos de segunda (24), Terceira (30) e quarta (6) ordens de Strahler. A profundidade variou entre 6 e 150 cm [média = 30.13, desvio padrão (DP) = 23.32] e a largura entre 3.6 e 13 m (média = 4.56, DP = 2.28). Cada riacho amostrado possuí uma bacia hidrográfica única e independente, com áreas variando de 1,46 a 134,35 km<sup>2</sup> (média = 20.03, DP = 19.52). Os riachos estavam localizados nas seguintes ecorregiões de água doce (Abell et al., 2008): Laguna dos Patos (18) e Baixo Uruguai (42). Ambas as ecorregiões abrigam grupos taxonômicos reativamente semelhantes, com predominância de Characidae e Loricariidae (Bertaco et al., 2016), mas uma riqueza mais alta é encontrada no Baixo Uruguai. A cobertura vegetal nativa atual variou de 20.4 a 99,6% da área de captação a montante do local da amostragem (média = 78.8, DP = 21.73).

#### Amostragem de peixes

A amostragem de peixes foi realizada no verão e na primavera de 2013, 2014, 2015 e 2019. Foram amostradas comunidades de peixes em trechos de 150 m com pesca elétrica em uma única passagem, realizando uma rota em zigue-zague em direção a montante (gerador EFKO GmbH FEG 1500). A passagem única é eficiente para representar comunidades de peixes de riacho com esforço de amostragem padronizado (Teixeira-de Mello et al., 2014). Todos os habitats encontrados ao longo dos 150 m de extensão foram amostrados. Durante a amostragem, as extremidades do trecho foram bloqueadas com redes de espera (malha de 1.2 cm). As amostragens foram realizadas por equipes de quatro pessoas (uma com mochila de pesca elétrica; três capturando os peixes) e a passagem em cada local foi de aproximadamente três horas. Os peixes coletados foram eutanasiados com óleo de cravo e preservados em solução de formaldeído a 10% para posterior identificação em laboratório.

#### Trajetórias de uso da terra

Para cada bacia hidrográfica, extraímos dados de uso da terra anualmente, para um intervalo de 28 anos, de 1985 até o ano em que a amostragem de peixes começou (2013). O uso da terra foi obtido a partir da plataforma do projeto MapBiomas, coleção 3.1 (Projeto MapBiomas, 2019). No software *ArcGIS* 10.5 (ESRI, 2011), fizemos a reclassificação da cobertura em duas classes, definidas como "cobertura nativa" e "outras coberturas". A primeira foi composta pelas classes: "Formação Florestal", "Área Úmida Natural não Florestal", "Formação Campestre", "Afloramento Rochoso" e a segunda por: "Pastagem", "Cultura Anual e Perene", "Mosaico de Agricultura e Pastagem", "Infraestrutura Urbana", "Mineração", "Outra Área não Vegetada" e "Rio, Lago e Oceano". Para o nosso sistema, *pixels* com a informação "Rio, Lago e Oceano" são compostos por construções antrópicas, como barragens e açudes, por isso não consideramos esta informação como "cobertura nativa". Outras classes que compõem a base de dados do MapBiomas não estiveram presentes no nosso conjunto de dados, para informação completa das classes, acesse o código de legenda, disponível em: https://mapbiomas.org/downloads\_codigos.

Nós definimos trajetórias de mudança de paisagem a partir da série de cobertura anual de vegetação nativa anual para cada bacia hidrográfica (60 trajetórias). Em seguida, obtivemos três atributos diferentes para descrever essas trajetórias, com base na ecologia de distúrbios e na paisagem (White & Pickett, 1985; White & Jentsch, 2001; Watson et al., 2014): i) frequência, ii) magnitude e iii) duração da perda de vegetação. A frequência foi estimada como o número de eventos em que houve perda de vegetação ao longo do período estudado (1985 até o ano de amostragem), independentemente do período de tempo de cada declínio. A magnitude foi estimada como a soma total da perda de vegetação em % da área, considerando todo o período do estudo. Finalmente, a duração foi estimada como o número de anos em que o CVN excedeu dois limiares diferentes, que são 20% e 40% da área total da bacia. Esses limiares de duração foram selecionados com base em Dala-Corte et al. (submetido), que observou limiares de extinção local de espécies bioindicadoras aquáticas em torno de 25,9 e 48,5% de perda de vegetação nativa para riachos em todo o Brasil.

#### Atributos das espécies e grupos funcionais

Em primeiro lugar, caracterizamos funcionalmente cada espécie de acordo com quatro características categóricas: posição na coluna de água (bentônica, nectônica), dieta principal (carnívora; detritívora; herbívora; insetívora; invertívora; parasita; piscívora; onívora), origem alimentar (alóctone; autóctone) e grupo ecomorfológico (Apêndice I). As três primeiras características foram baseadas na literatura científica publicada, enquanto os grupos ecomorfológicos foram obtidos de Dala-Corte et al. (2016b). Posteriormente, as espécies de peixes foram separadas em grupos funcionais, que foram gerados com uma análise de agrupamento (UPGMA), com base na abundância de espécies por matriz de características e usando a distância de Gower. A definição de 35 grupos funcionais (GF) foi baseada no método da silhueta (Rosseeuw, 1987). O número médio de espécies por GF foi quatro (DP = 5). A abundância de todos os GF foi calculada como a soma de todos os indivíduos das espécies pertencentes a cada grupo. Essa análise foi realizada com o pacote de cluster para o ambiente R (R Core Team, 2019).

#### Efeitos da perda de vegetação nativa na riqueza e composição de peixes

Para testar se a riqueza e a composição das espécies estão mais relacionadas à conversão de vegetação nativa passada ou atual, usamos modelos de regressões lineares múltiplas (em inglês, *linear models*, LM) e análises de redundância (RDA). A variável de resposta para as regressões foi a riqueza de espécies e para as RDA, a matriz de abundância de espécies. Dados de abundância foram transformados em *log* para reduzir o peso de espécies muito abundantes (*log*  $x_{+1}$ ). Ambas as análises apresentaram as mesmas variáveis explicativas: i) valores anuais de CVN de 1985 a 2013 (% da bacia hidrográfica); ii) área de captação (km<sup>2</sup>) para cada local de amostragem de peixes (para controle do efeito área-espécie); e iii) a ecorregião aquática em que o local está localizado, pois as duas ecorregiões de água doce abrangidas contêm números de espécies distintas e algumas

espécies únicas. Os modelos foram construídos separadamente para cada ano de uso da terra (ou seja, 28 modelos para cada um dos 60 riachos amostrados). Em seguida, avaliamos o tamanho do efeito da CVN em cada ano: para o LM, usamos o valor da inclinação de regressão padronizada (*std-b*) e para a RDA usamos o r<sup>2</sup> ajustado (*adj-r*<sup>2</sup>). Os tamanhos de efeito da CVN em cada ano foram comparados visualmente a partir dos valores de *p* para avaliar se a CVN atual/recente ou do passado teve um efeito maior na riqueza de espécies. As análises foram realizadas no *software* R (R core team, 2019), usando o pacote Vegan (Oksanen et al., 2007).

#### Efeitos das trajetórias de conversão sobre as espécies de peixes e grupos funcionais

Para avaliar como os atributos de trajetória de uso da terra afetam as mudanças na composição taxonômica e funcional da comunidade, foi utilizada a análise de limiares para taxa indicadores (em inglês, threshold indicator taxa analysis, TITAN, Baker & King, 2010). Com essa análise, procuramos determinar espécies e grupos funcionais sensíveis, mas, principalmente, buscamos explorar como eles responderiam aos atributos de trajetória e se existem diferentes limiares de resposta a esses atributos. As variáveis de resposta nessas análises foram a abundância de espécies e de GF. Os dados de abundância foram transformados em log para reduzir o peso de espécies muito abundantes  $(log x_{+1})$ . As variáveis preditoras foram CVN de 1993 e 2013, bem como a frequência, a magnitude e a duração das % de trajetórias de vegetação. O ano de 1993 foi definido como referência, porque representa a conversão de vegetação no passado com o maior tamanho de efeito na riqueza de espécies de peixes (conforme encontrado no LM) e na composição (RDA), enquanto 2013 representa o estado atual da cobertura da vegetação nativa (ver sessão Resultados). Portanto, a TITAN foi executada separadamente para cada atributo de trajetória. Como exigência da TITAN, foram utilizadas apenas espécies e GF com três ou mais ocorrências nas análises, totalizando 91 taxa e 31 GF. Os limites para cada espécie e GF foram estimados com base em 1000 bootstraps. Essa análise foi executada usando o pacote TITAN2 (Baker & King, 2010) no software R (R Core Team, 2019).

## Resultados

Foram amostradas 144 espécies de peixes em 60 riachos (Apêndice II). O número médio de espécies por riacho foi 20 (DP = 7). Das dezoito famílias registradas, Characidae, Loricariidae e Cichlidae foram as mais ricas em espécies, com 54, 28 e 20 espécies,

respectivamente. As espécies mais frequentes foram os pequenos peixes bênticos: *Heptapterus mustelinus* (presente em 93,3% de todos os riachos amostrados), *Bryconamericus iheringii* (91,6%), *Characidium pterostictum* e *Rineloricaria stellata*, ambos com 63,3%. Todas as espécies amostradas são nativas da região de estudo.

Tanto a riqueza quanto a composição de espécies foram relacionadas mais ao passado do que com oo uso atual da terra (CVN) (Fig. 3), apoiando nossa primeira hipótese. O tamanho do efeito para a riqueza de espécies foi geralmente forte (cerca de 0.25) antes de 2004 e deixou de ser significativo após 2004 (Fig. 3a). Para a composição, o tamanho do efeito foi geralmente fraco, mas significativo até 2001 (Fig. 3b). O maior tamanho de efeito foi observado nos dados de CVN de 1993, tanto para riqueza (*std-b* = 0.39; p = 0,008; df = 3,56) quanto para composição (*adj-r*<sup>2</sup> = 0,049; p = 0,037; df = 3, 56). O uso atual da terra (2013) não foi relacionado à riqueza de espécies (*std-b* = 0,16; p = 0,250; df = 3, 56) e nem à composição das espécies (*adj-r*<sup>2</sup> = 0,038; p = 0,346; df = 3, 56).



**Fig. 3**. Tamanho do efeito do uso na terra e a perda de vegetação nativa na escala de bacia por ano. Para riqueza de espécies (A), o tamanho do efeito foi obtido por modelos lineares e o coeficiente de inclinação da reta (*std-b*). Para a composição (B), o tamanho do efeito foi computado da proporção de explicação (*adj-r*<sup>2</sup>) usando uma análise de redundância (RDA). As respostas da comunidade de peixes foram mais relacionadas (maior tamanho de efeito) ao uso anterior da terra, com tamanho máximo de efeito em 1993, enquanto o tamanho de efeito significativo mais recente foi em 2006 para a riqueza atual e 2002 para a composição atual da comunidade. A linha pontilhada representa relações com valores de p < 0.1

O efeito das trajetórias de uso da terra também foi encontrado no nível de espécies e grupos funcionais. Todos os atributos testados que descrevem trajetórias de conversão de vegetação foram relacionados à sensibilidade de pelo menos uma espécie ou grupo funcional (Tabela I). Os valores de CVN (perda total de vegetação até 1993 e até 2013) e a

frequência de eventos de perda de vegetação afetaram os peixes positiva ou negativamente, dependendo da espécie ou grupo funcional, enquanto a magnitude e as duas medidas de duração apresentaram apenas influência negativa nos peixes (Tabela I).

**Tabela I.** Limiares observados (obs) em que ouve mudanças nas comunidades no nível de espécies (Taxonômico) e grupos funcionais, em resposta à variação nos diferentes atributos de trajetória de uso do solo, e seus respectivos intervalos de confiança (5% e 95%).

	Taxonômico			Funcional		
Gradiente	obs	5%	95%	obs	5%	95%
Conversão da Vegetação Nativa em 1993						
TITAN sum(z-)	2.99	1.78	8.15	2.96	2.97	8.15
TITAN sum(z+)	8.61	1.93	27.91	-	-	-
Conversão da Vegetação Nativa em 1993						
TITAN sum(z-)	-	-	-	5.97	2.8	32.22
TITAN sum(z+)	17.53	6.29	62.08	19.85	1.96	62.08
Frequência						
TITAN sum(z-)	9.0	7.5	10.0	-	-	-
TITAN sum(z+)	9.5	8.5	10.0	-	-	-
Magnitude						
TITAN sum(z-)	31.74	22.56	37.22	98.79	31.73	98.79
TITAN sum(z+)	-	-	-	-	-	-
Duração <40%						
TITAN sum(z-)	-	-	-	0.0	0.0	28.0
TITAN sum(z+)	-	-	-			
Duração <20%						
TITAN sum(z-)	0.0	0.0	14.0	28.0	22.0	30.0
TITAN sum(z+)	-	-	-	-	-	-

Treze espécies de peixes (14,3%) e seis grupos funcionais (19,4%) foram identificados como sensíveis à conversão da paisagem. Onze espécies apresentaram limiares negativos (*z*-), o que significa que diminuem em abundância e ocorrência ao longo da trajetória de uso da terra (Fig. 4). Apenas duas espécies apresentaram limiares positivos (*z*+) em resposta aos atributos de trajetória (Fig. 4), o que significa que aumentam em ocorrência e abundância. Cinco grupos funcionais responderam negativamente (*z*-) e

apenas um respondeu positivamente (z+) a atributos da trajetória de uso da terra (Fig. 5). Valores de espécies individuais e limiares de grupos funcionais são apresentados no Apêndice III.



**Fig. 4**. Limiares para cada espécie bioindicadora em resposta aos atributos de trajetória e a Conversão de Vegetação Nativa (CVN) medidas para uma área proporcional sem cobertura de vegetação nativa para a área da bacia. Frequência é o número de eventos de CVN; Magnitude é a soma percentual de CVN ao longo dos anos; Duração é o número de anos desde que o percentual de conversão ultrapassou 20% (T20) da área da bacia. Círculos pretos são respostas negativas e círculos abertos são respostas positivas às preditoras. O tamanho do círculo é proporcional ao *z-score*, indicando o quão forte é um limiar para cada espécie. A barra horizontal indica a variação ao longo de um valor de limiar. A abreviação

das espécies é Astyanax laticeps (astylati), Characidium pterostictum (charpter), Cheirodon interruptus (cheiint), Crenicichla scottii (crensco), Cyphocharax spilotus (chypspil), Gymnogeophagus mekinos (gymnmeki), Heptapterus mustelinus (heptmust), Phalloceros caudimaculatus (phalcaud), Pseudocorynopoma doriae (pseudori), Rhamdia sp2 (rhamsp2), Rineloricaria cadeae (rinecade), Scleronema minutum (scleminu), Synbranchus marmoratus (symbmarm).



**Fig. 5**. Limiares para cada grupo functional (GF) bioindicador em resposta aos atributos de trajetória e a Conversão de Vegetação Nativa (CVN) medidas para uma área proporcional sem cobertura de vegetação nativa para a área da bacia. Magnitude é a soma percentual de CVN ao longo dos anos; Duração é o número de anos desde que o percentual de conversão ultrapassou 20% e 40% (T20 e T40) da área da bacia. Círculos pretos são respostas

negativas e círculos abertos são respostas positivas às preditoras. O tamanho do círculo é proporcional ao z-score, indicando o quão forte é um limiar para cada espécie. A barra horizontal indica a variação ao longo de um valor de limiar. Espécies para cada grupo funcional constam no anexo.

## Discussão

Nossas descobertas suportam que as comunidades atuais de peixes em riachos dependem do histórico da conversão da vegetação nativa nas bacias hidrográficas. As comunidades de peixes estudadas foram influenciadas pelo legado de cobertura vegetal passada e por atributos de trajetória específica ao longo de uma história de 28 anos de perda de vegetação nativa. Uma proporção significativa da riqueza e composição de espécies atuais foi explicada pela cobertura vegetal nativa passada (<2006), enquanto os valores atuais não foram significativos, ou seja, as características atuais da comunidade não estavam relacionadas ao uso recente da terra. Estes resultados sugerem que as características das comunidades de peixes de riachos do Pampa foram influenciadas pela cobertura da terra da bacia hidrográfica existente 20 a 10 anos antes de essas comunidades serem amostradas.

Nossos resultados indicam que a perda ou substituição de espécies (hipótese da invasão nativa, Scott & Helfman, 2001; Dala-Corte et al., 2019) apresentam um atraso na resposta à conversão da vegetação nativa, fenômeno conhecido como dívida de extinção (Tilman et al. al., 1994; Kuussaari et al., 2009). Como consequência desse atraso, as bacias hidrográficas que apresentam quantidade semelhante de cobertura vegetal nativa atual (por exemplo, Fig. 1) podem abrigar riqueza e composição de espécies muito distintas. Isso não é surpreendente, porque as comunidades não respondem imediatamente à perda de habitat (Hanski & Ovaskainen, 2002), e paisagens semelhantes podem ter histórias muito distintas (Ernoult et al., 2006). No entanto, a conversão da vegetação nativa tem sido frequentemente medida usando mapas de cobertura e uso da terra de alguns anos antes das medidas de condição do riacho (Allan, 2004), ou mesmo precisamente tomados no ano de amostragem, e a relação com as comunidades de peixes nem sempre é significativa (Meador & Goldstein, 2003; Dala-Corte et al., 2016). Poucos estudos utilizaram dados históricos de cobertura e uso da terra e encontraram uma forte contribuição do passado sobre a diversidade de invertebrados e peixes aquáticos (Harding et al., 1998; Burcher et

al., 2008; Brejão et al., 2018). Consequentemente, nossas descobertas reforçam a importância de medir a cobertura e o uso da terra no passado para investigar a relação entre mudança de habitat e comunidades de peixes, principalmente quando a influência não pode ser tratada usando as características atuais da paisagem.

Além disso, também observamos que algumas respostas da comunidade de peixes dependiam de atributos de trajetória específicos. Portanto, não apenas uma condição específica no passado pode influenciar as comunidades atuais (por exemplo, cobertura vegetal nativa em 1993), mas também os caminhos (trajetórias) de mudança no uso da terra e suas propriedades (frequência, duração, magnitude) são importantes. Todos os atributos de trajetória de uso da terra que testamos estavam de alguma forma relacionados com espécies ou grupos funcionais. Poucos taxa ou grupos funcionais responderam a mais de um atributo de uma trajetória e, quando isso aconteceu, o limiar foi consideravelmente distinto por meio de comparação. Por exemplo, o GF22, composto por espécies bentônicas com forma corporal alongada associada ao substrato (incluindo Scleronema, Heptapterus e Ituglanis), já havia sido considerado um grupo sensível ao uso da terra (Cruz et al., 2013), apresentou um limiar baixo apenas para a Duração T40 (apenas 0 anos após o CVN exceder 40% da bacia hidrográfica), o que significa que a espécie é muito sensível a conversão de 40% de vegetação nativa em bacias hidrográficas. Por outro lado, para Magnitude e Duração T20, o GF22 apresentou valores mais altos, mostrando uma resposta atrasada a esses atributos do uso da terra, levando mais de 20 anos para diminuir em resposta à CVN quando a perda de vegetação é menor (até 20%). Esse resultado sugere que prever extinções locais é uma questão complexa que pode não depender da quantidade de cobertura vegetal em si, mas da trajetória de mudança da vegetação. Para um determinado GF (como alguns GF neste estudo), longos períodos sob pequena quantidade de perda de vegetação (Duração T20) ou curtos períodos após grande quantidade de perda de vegetação (Duração T40) podem ter efeitos semelhantes. O efeito da perda de habitat pode depender da história de vida e função ecológica das espécies e da maneira como as trajetórias são interpretadas e medidas (Ewers & Didham, 2006; Stanley et al., 2010). Isso pode explicar por que a maioria das espécies indicadoras e GFs em nosso estudo responderam apenas a um atributo de trajetória, e o nível do limiar variou bastante, dependendo de qual atributo foi considerado.

O legado do uso da terra tem um forte efeito sobre as condições atuais do ecossistema (Lunt & Spooner, 2005), mas apenas 13 espécies (14,3%) e seis GFs (19,4%) foram identificadas como sensíveis às trajetórias de uso da terra. Uma possível razão para esse resultado é a escala espacial que avaliamos a perda de vegetação. Sabe-se que as comunidades de peixes de riacho são sensíveis à mudança de vegetação na escala ripária ou nas margens dos rios (Brejão et al., 2013; Dala-Corte et al., 2016; Leal et al., 2016; Molina et al., 2017 ; Leitão et al., 2018; Montag et al., 2019). Além disso, os valores de uso da terra obtidos para toda a área de captação às vezes podem ser independentes das áreas de escala local ou ripária (Casatti et al., 2009; Casatti et al., 2012; Zeni & Casatti, 2013). Portanto, um desafio para estudos futuros é avaliar a interação entre a escala espacial do uso da terra (local, zona ripária, bacia hidrográfica) e suas trajetórias de variação no tempo.

A cobertura de bacias hidrográficas passadas tem sido amplamente reconhecida como importante para a compreensão das características atuais da comunidade de peixes (Harding et al., 1998; Allan, 2004); no entanto, ainda é um desafio realizar pesquisas ecológicas (Infante et al., 2019). Neste estudo, avaliamos os efeitos do uso da terra no passado nas comunidades de peixes do riacho, mas, ainda mais, demonstramos que as trajetórias de uso da terra também são importantes. Utilizamos uma perspectiva de ecologia do distúrbio (White & Pickett, 1985; White & Jentsch, 2001; Watson et al., 2014) para avaliar a perda de vegetação como uma perturbação temporalmente recorrente, caracterizada por frequência, magnitude e duração. Embora, essa perspectiva seja comumente usada para avaliar os efeitos de variações da vazão nos ecossistemas dos rios (McCabe & Gotelli, 2000; Winemiller et al., 2010), mas não para explorar a influência da mudança da paisagem.

Em resumo, observamos que o uso do solo no passado pode ter importante influência nas comunidades atuais de peixes de riacho. Encontramos evidências de que esse efeito pode ocorrer como resposta tardia das espécies, com grandes efeitos negativos ocorrendo principalmente em torno de 10 a 20 anos após os eventos de conversão da vegetação nativa em bacias hidrográfica, levando a dívidas de extinção local. O mais interessante é que observamos que a sensibilidade à perda de vegetação das bacias hidrográficas variou entre espécies e grupos funcionais, mas que realmente detectar essas respostas depende dos atributos da trajetória (frequência, magnitude e duração). Explorar

as trajetórias de uso da terra parece, portanto, uma abordagem promissora para melhorar a compreensão dos efeitos da paisagem na ecologia dos riachos.

## Agradecimentos

Agradecemos a T. Guimarães, C. Hartmann, M. Dalmolin, L. de Fries, B. A. Meneses, L. R. Podgaiski, V. Bastazini, V. Lampert, M. Santos, K. O. Bonato, R. A. Silveira, D. Benett, P. Madoka, M. Souza pelo auxílio em campo. Agradecemos à equipe do Laboratório de Ictiologia/UFRGS pela assistência na identificação das espécies, especialmente a L. R. Malabarba, J. Ferrer e J. M. Wingert. M. Camana recebeu uma bolsa de mestrado e R. B. Dala-Corte recebeu uma bolsa de pós-doutorado do PNPD da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES - Código de Financiamento 001). F. C. Collar recebeu uma bolsa de iniciação científica do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ). Esta pesquisa foi financiada pelo Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) - Bioma Campos Sulinos (proc. 457503 / 2012-2) e Nexus (Chamada MCTI / CNPq nº 20/2017) do CNPq. Agradecemos a V. P. Pillar, B. Winck, E. Velez e L. R. Malabarba pelo suporte operacional. A amostragem de peixes foi autorizada pela Agência Brasileira de Conservação da Biodiversidade (ICMBio; SISBIO # 39672-1) e realizada de acordo com as diretrizes éticas do Comitê Nacional Brasileiro de Controle de Experimentos Animais (CONCEA) e UFRGS Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (CEUA-UFRGS; # 24433).

- Abell, R., M. L. Thieme, C. Revenga, M. Bryer, M. Kottelat, N. Bogutskaya & M. L. Stiassny, 2008. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. BioScience 58: 403-414.
- Allan, J. D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 35: 257-284.
- Andrade, B. O., C. Koch, I. I. Boldrini, E. Vélez-Martin, H. Hasenack, J. M. Hermann, J. Kollmann, V. D. Pillar & G. E. Overbeck, 2015. Grassland degradation and restoration: a conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands. Natureza & Conservação 13: 95-104.
- Araújo, F. G., M. G. Peixoto, B. C. T. Pinto & T. P. Teixeira, 2009. Distribution of guppies Poecilia reticulata (Peters, 1860) and Phalloceros caudimaculatus (Hensel, 1868) along a polluted stretch of the Paraíba do Sul River, Brazil. Brazilian Journal of Biology 69: 41-48.
- Baker, M. E.& R. S. King, 2010. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. Methods in Ecology and Evolution 1: 25-37.
- Bertaco, V. A., J. Ferrer, F. R. Carvalho & L. R. Malabarba, 2016. Inventory of the freshwater fishes from a densely collected area in South America—a case study of the current knowledge of Neotropical fish diversity. Zootaxa 4138: 401-440.
- Blaschke, T. (2010). Object based image analysis for remote sensing. ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing, 65(1), 2-16.
- Brejão, G. L., D. J. Hoeinghaus, M. A. Pérez-Mayorga, S. F. Ferraz & L. Casatti, 2018. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. Conservation Biology 32: 860-871.
- Burcher, C. L., M. E. McTammany, E. F. Benfield & G. S. Helfman, 2008. Fish assemblage responses to forest cover. Environmental Management 41: 336-346.
- Burrell, T. K., J. M. O'Brien, S. E. Graham, K. S. Simon, J. S. Harding & A. R. McIntosh, 2013. Riparian shading mitigates stream eutrophication in agricultural catchments. Freshwater Science 33: 73-84.
- Capra, H., P., Breil & Y. Souchon, 1995. A new tool to interpret magnitude and duration of fish habitat variations. Regulated Rivers: Research & Management 10: 281-289.
- Casatti, L., 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná river basin, southeastern Brazil. Brazilian Journal of Biology 64: 757-765.

- Casatti, L., C. de Paula Ferreira & F. R. Carvalho (2009). Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. Hydrobiologia 632: 273-283.
- Casatti, L., F. B. Teresa, T. Gonçalves-Souza, E. Bessa, A. R. Manzotti, C. D. S. Gonçalves & J. D. O. Zeni, 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? Neotropical Ichthyology 10: 205-214.
- Chase, J. M., B. J. McGill, D. J. McGlinn, F. May, S. A. Blowes, X. Xiao, T. M. Knight, O. Purschke & N. J. Gotelli, 2018. Embracing scale-dependence to achieve a deeper understanding of biodiversity and its change across communities. Ecology letters 21: 1737-1751.
- Clapcott, J. E., K. J. Collier, R. G. Death, E. O. Goodwin, J. S. Harding, D. Kelly, D. Leathwick & Young, R. G., 2012. Quantifying relationships between land-use gradients and structural and functional indicators of stream ecological integrity. Freshwater Biology 57: 74-90.
- Cousins, S. A., 2009. Extinction debt in fragmented grasslands: paid or not? Journal of Vegetation Science 20: 3-7.
- Cruz, B. B., F. A. Teshima & M. Cetra, 2013. Trophic organization and fish assemblage structure as disturbance indicators in headwater streams of lower Sorocaba River basin, São Paulo, Brazil. Neotropical Ichthyology 11: 171-178.
- Dala-Corte, R. B., X. Giam, J. D. Olden, F. G. Becker, T. D. F. Guimarães & A. S. Melo, 2016. Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. Freshwater Biology 61: 1921-1934.
- Dala-Corte, R. B., A. S. Melo, F. G. Becker, & F. B. Teresa, 2019. Testing the native invasion hypothesis to explain anthropogenic influence on stream fish assemblages. Aquatic Sciences 81: 66.
- Dala-Corte, R. B., S. M. Adriano, T. Siqueira, L. M. Bini, R.T. Martins, A. M. Cunico, A. M. Pes, A. L. B. Magalhães, B. S. Godoy, C. G. Leal, C. S. Monteiro-Júnior, C. Stenert, D. M. P. Castro, D. R. Macedo, D. Lima, E. A. Gubiani, F. C. Massariol, F. B. Teresa, F. G. Becker, F. N. Souza, F.Valente-Neto, F. L. de Souza, F. F. Salles, G. L. Brejão, J. G. Brito, J. R. S. Vitule, J. Simião-Ferreira, K. Dias-Silva, L. Albuquerque, L. Juen, L. Maltchik, L. Casatti, L. Montag, M. E. Rodrigues, M. Callisto, M. A. M. Nogueira, M. R. dos Santos, N. Hamada, P. A. Z. Pamplin, P. S. Pompeu, R. P. Leitão, R. Ruaro, R. Mariano, S. R. M. Couceiro, V. Abilhoa, V. C. Oliveira, Y. Shimano, Y. Moretto, Y. R. Suarez, F. O. Roque, Submetido.

Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation extension. Journal of Applied Ecology.

- David, B. O., M. P. Hamer, K. J. Collier, M. D. Lake, G. M. Surrey, K. McArthur, C. Nicholson, A. Perrie & M. Dale, 2010. A standardized sampling protocol for robust assessment of reach-scale fish community diversity in wadeable New Zealand streams. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 44: 177-187.
- Deng, J. S., K. Wang, Y. Hong & J. G. Qi, 2009. Spatio-temporal dynamics and evolution of land use change and landscape pattern in response to rapid urbanization. Landscape and urban planning 92: 187-198.
- Dewenter, 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. Trends in Ecology and Evolution 24: 564–571,
- Dodds, W. K., W. H. Clements, K. Gido, R. H. Hilderbrand & R. S. King, 2010. Thresholds, breakpoints, and nonlinearity in freshwaters as related to management. Journal of the North American Benthological Society 29: 988-997.
- Ernoult, A., Y. Tremauville, D. Cellier, P. Margerie, E. Langlois & D. Alard, 2006a. Potential landscape drivers of biodiversity components in a flood plain: past or present patterns? Biological Conservation 127: 1-17.
- Ernoult, A., S. Freiré-Diaz, E. Langlois & D. Alard, 2006b. Are similar landscapes the result of similar histories? Landscape Ecology 21: 631-639.
- ESRI, A. D., 2011. Release 10.5. 1. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.
- Ewers, R. M. & R. K. Didham, 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. Biological Reviews 81: 117-142.
- Giam, X., R. K. Hadiaty, H. H. Tan, Parenti, L. R., D. Wowor, S. Sauri D. S. Wilcove, 2015. Mitigating the impact of oil palm monoculture on freshwater fishes in Southeast Asia. Conservation Biology 29: 1357-1367.
- Groffman, P. M., J. S. Baron, T. Blett, A. J. Gold, I. Goodman, L. H. Gunderson, B. M. Levinson, M. A. Palmer, H. W. Paerl, G. D. Peterson, N. L. Poff, D. W. Rejeski, J. F. Reynolds, M. G. Turner, K. C. Weathers & J. Wiens, 2006. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application? Ecosystems 9: 1-13.
- Gunderson, L. H., 2000. Ecological resilience—in theory and application. Annual Review of Ecology and Systematics 31: 425-439.

- Hanski, I. & O. Ovaskainen, 2002. Extinction debt at extinction threshold. Conservation Biology 16: 666-673.
- Harding, J. S., E. F. Benfield, P. V. Bolstad, G. S. Helfman & E. B. D. Jones, 1998. Stream biodiversity: the ghost of land use past. Proceedings of the National Academy of Sciences 95: 14843-14847.
- Infante D. M., L. Wang, R. M. Hughes, K. Chen & B. F. Terra, 2019. Advances, Challenges, and Gaps in Understanding Landscape Influences on Freshwater Systems. Em: Hughes R. M., D. M. Infante, L. Wang, K. Chen & B. F. T. (ed), Advances in Understanding Landscape Influences on Freshwater Habitats and Biological Assemblages. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland 463–496.
- King, R. S. & M. E. Baker, 2010. Considerations for analyzing ecological community thresholds in response to anthropogenic environmental gradients. Journal of the North American Benthological Society 29: 998-1008.
- Joy, M. K., K. J. Foote, P. McNie, & M. Piria, 2019. Decline in New Zealand's freshwater fish fauna: Effect of land use. Marine and Freshwater Research 70: 114–124.
- Leal, C. G., P. S. Pompeu, T. A. Gardner, R. P. Leitão, R. M. Hughes, P. R., Kaufmann, J. Zuanon, F. R. de Paula, S. F. B. Ferraz, J. R. Thomson, R. Mac Nally, J. Ferreira & J. Barlow, 2016. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. Landscape Ecology 31: 1725-1745.
- Leitão, R. P., J. Zuanon, D. Mouillot, C. G. Leal, R. M. Hughes, P. R. Kaufmann, S. Villéger, P. S. Pompeu, D. Kasper, F. R. de Paula, S. F. B. Ferraz, & T. A. Gardner, 2018. Ecography 41: 219–232.
- Lunt, I. D. & P. G. Spooner, 2005. Using historical ecology to understand patterns of biodiversity in fragmented agricultural landscapes. Journal of Biogeography 32: 1859-1873.
- Kennedy, R. E., Z. Yang, & W. B. Cohen, 2010. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr—Temporal segmentation algorithms. Remote Sensing of Environment 114: 2897-2910.
- Kuussaari, M., R. Bommarco, R. K. Heikkinen, A. Helm, J. Krauss, R. Lindborg, E. Öckinger, M. Pärtel, J. Pino, F. Rodà, C. Stefanescu, T. Teder, M. Zobel & C. Stefanescu, 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. Trends in Ecology & Evolution 24: 564-571.
- McCabe, D. J., & N. J. Gotelli, 2000. Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates. Oecologia. 124: 270 279.

- Meador, M. R. & R. M. Goldstein, 2003. Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. Environmental Management 31: 0504-0517.
- Molina, M. C., C. A. Roa-Fuentes, J. O. Zeni, & L. Casatti, 2017. The effects of land use at different spatial scales on instream features in agricultural streams. Limnologica 65: 14–21.
- Montag, L. F., K. O. Winemiller, F. W. Keppeler, H. Leão, N. L. Benone, N. R. Torres, B.
  S. Prudente, T. O. Begot, L. M. Bower, D. E. Saenz, E. O. Lopez-Delgado, Y.
  Quintana, D. J. Hoeinghaus & L. Juen, 2019. Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. Ecology of Freshwater Fish 28: 317-329.
- Naiman, R. J., J. S. Bechtold, T. J. Beechie, J. J. Latterell & R. Van Pelt, 2010. A processbased view of floodplain forest patterns in coastal river valleys of the Pacific Northwest. Ecosystems 13: 1-31.
- Oksanen, J., R. Kindt, P. Legendre, B. O'Hara, M. H. H. Stevens, M. J. Oksanen & , M. A.S. S. Suggests, 2007. The vegan package. Community ecology package 10: 631-637.
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'amico, I. Itoua, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, Wesley W. Wettengel, P. Hedao & C. J. Loucks, 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. BioScience 51: 933-938.
- Overbeck, G. E., S. C. Müller, A. Fidelis, J. Pfadenhauer, V. D. Pillar, C. C. Blanco & E.D. Forneck (2007). Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 9: 101-116.
- Projeto MapBiomas. Coleção 3.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Retrived from: http://mapbiomas.org
- R Core Team, 2019. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from https://www.Rproject.org/.
- Resh, V. H., A. V. Brown, A. P. Covich, M. E. Gurtz, H. W. Li, G. W. Minshall, S. R. Reice, A. L. Sheldon, J. B. Wallace & R. C. Wissmar, 1988. The role of disturbance in stream ecology. Journal of the North American Benthological Society 7: 433-455.

- Reynolds, L., A. T. Herlihy, P. R. Kaufmann, S. V. Gregory & R. M. Hughes, 2003. Electrofishing effort requirements for assessing species richness and biotic integrity in western Oregon streams. North American Journal of Fisheries Management 23: 450-461.
- Rousseeuw, P. J., 1987. Silhouettes: a graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. Journal of Computational and Applied Mathematics 20: 53-65.
- Scott, M. C., & G. S. Helfman, 2001. Native Invasions, Homogenization, and the Mismeasure of Integrity of Fish Assemblages. Fisheries 26: 6–15,
- Stanley, E. H., S. M. Powers & N. R. Lottig, 2010. The evolving legacy of disturbance in stream ecology: concepts, contributions, and coming challenges. Journal of the North American Benthological Society 29: 67-83.
- Statzner, B. & L. A. Beche, 2010. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? Freshwater Biology 55: 80-119.
- Surasinghe, T. & R. F. Baldwin, 2014. Ghost of land-use past in the context of current land cover: evidence from salamander communities in streams of Blue Ridge and Piedmont ecoregions. Canadian Journal of Zoology 92, 527-536.
- Teixeira-de Mello, F., E. A. Kristensen, M. Meerhoff, I. González-Bergonzoni, A. Baattrup-Pedersen, C. Iglesias, P. B. Kristensen, N. Mazzeo & E. Jeppesen, 2014. Monitoring fish communities in wadeable lowland streams: comparing the efficiency of electrofishing methods at contrasting fish assemblages. Environmental Monitoring and Assessment 186: 1665-1677.
- Tilman, D., R. M. May, C. L. Lehman & M. A. Nowak, 1994. Habitat destruction and the extinction debt. Nature 371: 65-66.
- Tóth, R., I. Czeglédi, B. Kern, & T. Erős, 2019. Land use effects in riverscapes: Diversity and environmental drivers of stream fish communities in protected, agricultural and urban landscapes. Ecological Indicators 101: 742–748
- Uezu, A. & J. P. Metzger, 2016. Time-lag in responses of birds to Atlantic forest fragmentation: restoration opportunity and urgency. PloS one 11: e0147909.
- Wagenhoff, A., C. R. Townsend & C. D. Matthaei, 2012. Macroinvertebrate responses along broad stressor gradients of deposited fine sediment and dissolved nutrients: a stream mesocosm experiment. Journal of Applied Ecology 44: 892-902.
- Walser, C. A. & H. L. Bart Jr, 1999. Influence of agriculture on in stream habitat and fish community structure in Piedmont watersheds of the Chattahoochee River System. Ecology of freshwater fish 8: 237-246.

- Wang, L., P. W. Seelbach & R. M. Hughes, 2006. Introduction to landscape influences on stream habitats and biological assemblages. American Fisheries Society Symposium 48: 1.
- Watson, S. J., G. W. Luck, P. G. Spooner, & D. M. Watson, 2014. Land-use change: Incorporating the frequency, sequence, time span, and magnitude of changes into ecological research. Frontiers in Ecology and the Environment 12: 241–249.
- White, P. S., & S. T. A. Pickett, 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In Pickett, S. T. A.; White, P. S. (ed), The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando, Florida: 3–13.
- White, P. S., & A. Jentsch, 2001. The Search for Generality in Studies of Disturbance and Ecosystem Dynamics Progress in botany. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 399– 450.
- Wilkinson, C. L., D. C. J. Yeo, H. H. Tan, A. H. Fikri, & R. M. Ewers, 2018. Land-use change is associated with a significant loss of freshwater fish species and functional richness in Sabah, Malaysia. Biological Conservation Department of Life Sciences, Imperial College London, Silwood Park, Silwood Park, Buckhurst Road, Ascot, Berkshire SL5 7PY, United Kingdom 222: 164–171
- Winemiller, K. O., A. S. Flecker, & D. J. Hoeinghaus, 2010. Patch dynamics and environmental heterogeneity in lotic ecosystems. Journal of the North American Benthological Society 29: 84–99
- Zeni, J. O. & L. Casatti, 2014. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. Hydrobiologia 726: 259-270.
- Zeni, J. O., D. J. Hoeinghaus & L. Casatti, 2017. Effects of pasture conversion to sugarcane for biofuel production on stream fish assemblages in tropical agroecosystems. Freshwater biology 62: 2026-2038.

**Apêndice II**. Lista de espécies de peixes, nome abreviado, grupo funcional gerado pela análise de *cluster* (UPGMA) e respectivos atributos. Posição individual típica na coluna de água utilizada (bent, bentônico; nect, nectônico), dieta (carn, carnívoro; detr, detritívoro; herb, herbívoro; inse, insetívoro; inve, invertívoro; para, parasita; omni, onívoro; pisi, piscívoro), fonte de recurso (auto, autóctone; aloc, alóctone), morfologia (ver Dala-Corte et al., 2016). Para algumas espécies, consideramos duas classes para alguns atributos, a primeira (antes do ponto) como principal e a segunda (após o ponto) como secundária.

		Grupo	II/h t	Dista	D	M	
Espécie	Abreviação	viação Funcional		Dieta	Recurso	Morrologia	
Acestrorhynchus pantaneiro	Acespant	GF01	nect	pisc.carn	auto	В	
Ancistrus brevipinnis	Ancibrev	GF02	bent	detr.inse	auto	С	
Ancistrus taunayi	Ancitaun	GF02	bent	detr.inse	auto	С	
Apareiodon affinis	Aparaffi	GF03	nect.bent	herb.inse	auto	А	
Aphyocharax anisitsi	Aphyanis	GF04	nect	carn.inve	auto	А	
Apistogramma commbrae	Apiscomm	GF03	nect.bent	inse.herb	auto	А	
Astyanax aff. fasciatus	Astyfasc	GF05	nect	herb.inse	aloc.auto	В	
Astyanax aramburui	Astyaram	GF06	nect	inse.herb	aloc.auto	А	
Astyanax cremnobates	Astycrem	GF06	nect	inse.herb	aloc.auto	А	
Astyanax dissensus	Astydiss	GF06	nect	herb.inse	aloc.auto	А	
Astyanax douradilho	Astydour	GF06	nect	inse.herb	aloc.auto	А	
Astyanax eigenmanniorum	Astyeige	GF06	nect	inse.herb	auto.aloc	А	
Astyanax fasciatus	Astyfasc.1	GF05	nect	herb.inse	aloc.auto	В	
Astyanax henseli	Astyhens	GF05	nect	herb.inse	aloc.auto	В	
Astyanax lacustris	Astylacu	GF05	nect	inse.herb	aloc.auto	А	
Astyanax laticeps	Astylati	GF05	nect	inse.herb	auto.aloc	В	
Astyanax paris	Astypari	GF06	nect	inse.herb	aloc.auto	А	
Astyanax procerus	Astyproc	GF05	nect	herb.inse	aloc.auto	В	
Astyanax saguazu	Astysagu	GF05	nect	inse.herb	auto.aloc	В	
Astyanax sp1	Astysp1	GF05	nect	inse.herb	aloc.auto	В	
Astyanax sp2	Astysp2	GF05	nect	inse.herb	aloc.auto	В	
Astyanax stenohalinus	Astysten	GF05	nect	inse.herb	aloc.auto	В	
Astyanax xiru	Astyxiru	GF05	nect	inse.herb	aloc.auto	В	
Australoheros acaroides	Austacar	GF07	nect.bent	inse	auto	В	
Australoheros facetus	Austface	GF08	nect.bent	carn.detr	auto	В	
Australoheros minuano	Austminu	GF07	nect.bent	inse.herb	auto	В	

Australoheros scitulus	Austscit	GF07	nect.bent	inse.herb	auto	В
Australoheros sp.	Austsp	GF07	nect.bent	inse.herb	auto	В
Brachyhypopomus bombilla	Bracbomb	GF09	nect.bent	carn.inve	auto	D
Bryconamericus iheringii	Bryciher	GF03	nect.bent	inse.herb	auto	А
Bryconamericus sp.	Brycsp	GF03	nect.bent	inse.herb	auto	А
Bryconamericus ytu	Brycytu	GF03	nect.bent	inse.herb	auto	А
Bunocephalus doriae	Bunodori	GF10	bent	inse	auto	С
Callichthys callichthys	Callcall	GF11	bent	detr.inse	auto	В
Characidium aff. zebra	Charzebr	GF12	nect.bent	inse	auto	А
Characidium occidentale	Charocci	GF12	nect.bent	inse	auto	А
Characidium orientale	Charorie	GF12	nect.bent	inse	auto	А
Characidium pterostictum	Charpter	GF12	nect.bent	inse	auto	А
Characidium rachovii	Charrach	GF12	nect.bent	inse	auto	А
Characidium tenue	Chartenu	GF12	nect.bent	inse	auto	А
Charax stenopterus	Charsten	GF13	nect.bent	carn.inve	auto	А
Cheirodon ibicuhiensis	Cheiibic	GF03	nect.bent	herb.inse	auto	А
Cheirodon interruptus	Cheiinte	GF03	nect.bent	herb.inse	auto	А
Cichlasoma dimerus	Cichdime	GF14	bent	inse.herb	auto.aloc	С
Cnesterodon decemmaculatus	Cnesdece	GF15	nect.bent	detr.herb	auto	D
Corydoras longipinnis	Corylong	GF16	bent	inse.herb	auto	В
Corydoras paleatus	Corypale	GF16	bent	inse.herb	auto	В
Corydoras sp.	Corysp	GF16	bent	inse.herb	auto	В
Corydoras undulatus	Coryundu	GF16	bent	inse.herb	auto	В
Crenicichla lepidota	Crenlepi	GF17	nect.bent	pisc.inse	auto	В
Crenicichla punctata	Crenpunc	GF07	nect.bent	inse.pisc	auto	A
Crenicichla cf scottii	Crenscot.1	GF07	nect.bent	inse.pisc	auto	В
Crenicichla scottii	Crenscot	GF07	nect.bent	inse.pisc	auto	В
Cyanocharax itaimbe	Cyanitai	GF18	nect	inse	auto	Α
Cyanocharax uruguayensis	Cyanurug	GF18	nect	inse	auto	A
Cyphocharax saladensis	Cyphsala	GF19	nect.bent	detr.herb	auto	В
Cyphocharax spilotus	Cyphspil	GF19	nect.bent	detr.herb	auto	В
Cyphocharax voga	Cyphvoga	GF19	nect.bent	detr.herb	auto	В
Diapoma alburnum	Diapalbu	GF06	nect	inse	aloc.auto	А

Diapoma alegretensis	Diapaleg	GF06	nect	inse	aloc.auto	А
Diapoma speculiferum	Diapspec	GF06	nect	inse	aloc.auto	A
Diapoma terofali	Diaptero	GF06	nect	herb.inse	auto	А
Diapoma thauma	Diapthau	GF06	nect	inse	aloc.auto	А
Diapoma uruguayensis	Diapurug	GF06	nect	inse	aloc.auto	А
Eigenmannia trilineata	Eigetril	GF20	nect.bent	carn.herb	auto	D
Gymnogeophagus gymnogenys	Gymngymn	GF08	nect.bent	carn.detr	auto	В
Gymnogeophagus labiatus	Gymnlabi	GF07	nect.bent	inse.detr	auto	В
Gymnogeophagus mekinos	Gymnmeki	GF08	nect.bent	carn.detr	auto	В
Gymnogeophagus meridionalis	Gymnmeri	GF08	nect.bent	carn.detr	auto	В
Gymnogeophagus pseudolabiatus	Gymnpseu	GF08	nect.bent	carn.detr	auto	В
Gymnogeophagus rhabdotus	Gymnrhab	GF08	nect.bent	carn.inse	auto	В
Gymnogeophagus spn	Gymnspn	GF08	nect.bent	carn.detr	auto	В
Gymnogeophagus terrapurpura	Gymnterr	GF08	nect.bent	carn.detr	auto	В
Gymnotus carapo	Gymncara	GF21	nect	inse	auto.aloc	D
Gymnotus cuia	Gymncuia	GF21	nect	inse	auto.aloc	D
Hemiancistrus chlorostictus	Hemichlo	GF02	bent	detr.herb	auto	С
Hemiancistrus fuliginosus	Hemifuli	GF02	bent	detr.herb	auto	С
Hemiancistrus punctulatus	Hemipunc	GF02	bent	detr.herb	auto	С
Heptapterus exilis	Heptexil	GF22	bent	inse	auto	D
Heptapterus mustelinus	Heptmust	GF22	bent	inse	auto	D
Heptapterus sympterygium	Heptsymp	GF22	bent	inse	auto	D
Heterocheirodon yatai	Heteyata	GF03	nect.bent	inse.herb	auto	А
Hisonotus armatus	Hisoarma	GF23	bent	herb.detr	auto	D
Hisonotus charrua	Hisochar	GF23	bent	herb.detr	auto	D
Hisonotus laevior	Hisolaev	GF23	bent	herb.detr	auto	D
Hisonotus notopagos	Hisonoto	GF23	bent	herb.detr	auto	D
Hisonotus ringueleti	Hisoring	GF23	bent	herb.detr	auto	D
Homodiaetus anisitsi	Homoanis	GF24	bent	para	auto	D
Hoplias aff. malabaricus	Hoplmala	GF17	nect.bent	pisc	auto	В
Hoplias lacerdae	Hopllace	GF17	nect.bent	pisc	auto	В
Hyphessobrycon anisitsi	Hyphanis	GF25	nect	herb.omni	auto	Α
Hyphessobrycon luetkenii	Hyphluet	GF25	nect	herb.omni	auto	А

Hyphessobrycon meridionalis	Hyphmeri	GF25	nect	herb.omni	auto	А
Hyphessobrycon togoi	Hyphtogo	GF25	nect	herb.omni	auto	А
Hypobrycon sp.	Hyposp	GF12	nect.bent	inse	auto	А
Hypostomus aspilogaster	Hypoaspi	GF02	bent	detr	auto	С
Hypostomus spiniger	Hypospin	GF23	bent	detr.herb	auto	D
Hypostomus uruguayensis	Hypourug	GF26	bent	detr	auto	D
Imparfinis mishky	Impamish	GF27	nect.bent	inse	auto	D
Ituglanis australis	Itugaust	GF22	bent	inse	auto	D
Ituglanis inusitatus	Ituginus	GF22	bent	inse	auto	D
Laetacara dorsigera	Laetdors	GF08	nect.bent	carn.detr	auto	В
Loricariichthys melanocheilus	Lorimela	GF02	bent	detr.inse	auto	С
Macropsobrycon uruguayanae	Macrurug	GF28	nect.bent	carn.inve	auto	А
Microglanis cottoides	Micrcott	GF27	nect.bent	inse	auto	D
Microglanis malabarbai	Micrmala	GF27	nect.bent	inse	auto	D
Mimagoniates inequalis	Mimaineq	GF29	nect.bent	inse	aloc.auto	А
Moenkhausia bonita	Moenboni	GF28	nect.bent	carn.inve	auto	А
Moenkhausia dichroura	Moendich	GF28	nect.bent	carn.inve	auto	А
Odontostilbe pequira	Odonpequ	GF03	nect.bent	herb.inse	auto	А
Oligosarcus jacuiensis	Oligjacu	GF01	nect	pisc.carn	auto	В
Oligosarcus jenynsii	Oligjeny	GF01	nect	pisc.carn	auto	В
Oligosarcus oligolepis	Oligolig	GF30	nect	carn.inve	auto	В
Oligosarcus robustus	Oligrobu	GF01	nect	pisc	auto	В
Oligosarcus sp.	Oligsp	GF01	nect	pisc.carn	auto	В
Otocinclus arnoldi	Otocarno	GF23	bent	detr.herb	auto	D
Otocinclus flexilis	Otocflex	GF23	bent	detr.herb	auto	D
Phalocceros caudimaculatus	Phalcaud	GF15	nect.bent	herb.detr	auto	D
Pimelodella australis	Pimeaust	GF09	nect.bent	carn.inve	auto	D
Pseudobunocephalus iheringii	Pseuiher	GF10	bent	inse	auto	С
Pseudocorynopoma doriae	Pseudori	GF06	nect	inse	aloc	А
Pseudohemiodon laticeps	Pseulati	GF31	bent	herb.omni	auto	С
Rhamdella eriarcha	Rhameria	GF27	nect.bent	inse	auto	D
Rhamdella longiuscula	Rhamlong	GF27	nect.bent	inse	auto	D
Rhamdia sp1	Rhamsp1	GF32	nect.bent	pisc.carn	auto	С

Rhamdia sp2	Rhamsp2	GF32	nect.bent	pisc.carn	auto	С
Rineloricaria anitae	Rineanit	GF02	bent	detr.inse	auto	С
Rineloricaria cadeae	Rinecade	GF02	bent	detr.inse	auto	С
Rineloricaria longicauda	Rinelong	GF02	bent	detr.inse	auto	С
Rineloricaria microlepidogaster	Rinemicr	GF02	bent	detr.inse	auto	С
Rineloricaria sanga	Rinesang	GF02	bent	detr.inse	auto	С
Rineloricaria stellata	Rinestel	GF02	bent	detr.inse	auto	С
Rineloricaria strigilata	Rinestri	GF02	bent	detr	auto	С
Rineloricaria zaina	Rinezain	GF02	bent	detr.inse	auto	С
Scleronema cf. minutum	Scleminu.1	GF22	bent	inse	auto	D
Scleronema minutum	Scleminu	GF22	bent	inse	auto	D
Scleronema operculatum	Scleoper	GF22	bent	inse	auto	D
Scleronema sp3	Sclesp4	GF22	bent	inse	auto	D
Scleronema sp4	Sclesp5	GF22	bent	inse	auto	D
Scleronema sp5	Sclesp3	GF22	bent	inse	auto	D
Serrapinnus calliurus	Serrcall	GF33	nect.bent	herb	auto	А
Steindachnerina biornata	Steibior	GF34	nect	detr	auto	А
Steindachnerina brevipinna	Steibrev	GF34	nect	detr	auto	А
Synbranchus marmoratus	Synbmarm	GF35	bent	carn.inve	auto	D

	Grupo de resposta	+/-	Conversão da vegetação nativa 1993 (%)	Conversão da vegetação nativa 2013 (%)	Magnitude (% acumulada)	Frequência (anos)	Duração T40 (anos)	Duração T20 (anos)
	astylati	Z-	-	-	31.74	-	-	-
	charpter	Z-	-	-	-	9.0	-	-
	cheiint	Z-	2.36	-	-	-	-	-
	crensco	Z-	-	-	31.74	-	-	-
	gymnmeki	Z-	4.82	-	-	-	-	-
со	heptmust	Z-	-	-	98.79	-	-	-
Taxonômi	phalcaud	Z-	1.77	-	-	-	-	-
	pseudori	Z-	2.82	-	-	-	-	-
	rinecade	Z-	1.78	-	-	-	-	-
	scleminu	Z-	4.82	-	17.19	-	-	0.0
	symbmarm	Z-	4.20	-	-	-	-	-
	chypspil	z+	-	-	-	9.5	-	-
	rhamsp2	z+	8.60	17.53	-	-	-	-
	GF6	Z-	8.61	5.97	-	-	-	-
	GF8	Z-	8.15	2.85	-	-	-	-
nal	GF15	Z-	2.98	-	-	-	-	-
uncic	GF22	Z-	-	-	98.79	-	0.0	28.00
Щ	GF35	Z-	2.82	-	-	-	-	-
	GF32	Z+	-	19.85	-	-	-	-

Apêndice III. Limiares ambientas de resposta da TITAN para cada gradiente de trajetória de uso da terra.

Apêndice IV. Códigos de análise de dados utilizados neste trabalho no software R.

```
dat19<-read.table ('dados_cobertura19.txt', h=T)
peixes<-read.table('Biotic.txt', h=T)
library (vegan)
riqTOT<-specnumber(peixes)
install.packages("fitdistrplus")
require(fitdistrplus)
normal=fitdist(riqTOT,"norm")
lnormal=fitdist(riqTOT,"lnorm")
par(mfrow=c(1,2), mar=c(4,4,2,2))
cdfcomp(list(normal,lnormal),horizontals=F,
lwd=2,addlegend=T,legendtext=c("Normal","LNormal"))
qqcomp(list(normal,lnormal),addlegend=T,legendtext=c("Normal","Lnormal"))
par(mfrow=c(1,1), cex.lab=1, cex.axis=1)
rownames(dat19)==rownames(peixes)
RIQmod<-list()
for (i in 1:29){mod0 <- lm (scale(riqTOT)~scale(dat19[,i])+bacia+scale(area), data=dat19)
RIQmod[i] <- coef(mod0)[2]
names(RIQmod)[i] <- colnames(dat19)[i]}
RIQmod<-data.frame(RIQmod)
RIQmod<-t(RIQmod)
colnames(RIQmod) <- "Effect.size"
peixes13<-peixes[!rownames(peixes)</pre>
                                                                                %in%
c("CGR1901","CGR1902","CGR1903","CGR1904","CSR1904","CSR1905","CSR1906","
CSR1907"),]
peixeslog<-log(peixes+1)
COMPmod<-list()
for (i in 1:29){ mod0 <- rda(peixeslog~dat19[,i]+area+Condition(bacia), data=dat19)
                         RsquareAdj(mod0)$r.squared
COMPmod[i]
                  <-
                                                          names(COMPmod)[i]
                                                                                    <-
colnames(dat19)[i]}
COMPmod<-t(data.frame(COMPmod))
mtext("Years", las=0, cex=1.2, 1, 2.8, outer=F)
dev.copy2pdf(device = x11, file="RDA_anos.pdf")
func<-read.table("funcional.txt", h=T)
peixes<-read.table('Biotic.txt', h=T)
library(cluster)
distGOWER<-daisy(func, metric = "gower")
hc2 <- hclust(distGOWER, method = "average")
source('calinski.R')
ntest <- 40
res <- rep(0, ntest - 1)
for (i in 2:ntest){
fac <- cutree(hc2, k = i)
```

```
res[i-1] < calinski(tab=distGOWER, fac = fac)[1]
sil width <- c(NA)
for(i in 2:40){pam_fit <- pam(distGOWER, diss = TRUE, k = i) sil_width[i] <-
pam_fit$silinfo$avg.width}
plot(1:40, sil_width, xlab = "Number of clusters", ylab = "Silhouette Width")
lines(1:40, sil_width)
abline(v = 35)
groups <- cutree(hc2, k=35) # cut tree into 5 clusters
plot(hc2, cex=0.8)
plot(as.phylo(hc2), cex = 0.6, label.offset = 0.001)
rect.hclust(hc2, k=35, border="red")
spe.group2 <- as.factor(cutree(hc2, k = 35))
levels(spe.group2) <- c("FG1", "FG2", "FG3", "FG4", "FG5", "FG6", "FG7", "FG8", "FG9",
             "FG10", "FG11", "FG12", "FG13", "FG14", "FG15", "FG16", "FG17", "FG18",
              "FG19", "FG20", "FG21", "FG22", "FG23", "FG24", "FG25", "FG26", "FG27",
              "FG28", "FG29", "FG30", "FG31", "FG32", "FG33", "FG34", "FG35")
spe.group2
                                                                    factor(spe.group2,
levels=c("FG1","FG2","FG3","FG4","FG5","FG6","FG7","FG8","FG9",
"FG10", "FG11", "FG12", "FG13", "FG14", "FG15", "FG16", "FG17", "FG18",
"FG19", "FG20", "FG21", "FG22", "FG23", "FG24", "FG25", "FG26", "FG27",
"FG28", "FG29", "FG30", "FG31", "FG32", "FG33", "FG34", "FG35"))
peixesTrans<-t(peixes)
peixesTrans<-data.frame(peixesTrans)
peixesTrans$sp.grupo<-spe.group2
library("plyr")
gruposFUN<-ddply(peixesTrans, "sp.grupo", numcolwise(sum))</pre>
rownames(gruposFUN)<-gruposFUN[,1]
gruposFUN<-gruposFUN[,!colnames(gruposFUN) %in% "sp.grupo"]</pre>
peixesFUN<-read.table("gruposFUN19.txt", h=T)</pre>
peixesFUN<- peixesFUN[,colSums(ifelse(peixesFUN>0,1,0))>=3]
peixesFUN<-t(peixesFUN)
library("TITAN2")
traject<-read.table("predit titan.txt", h=T) # Contem dados de 2019
colnames(peixes)<-make.cepnames(colnames(peixes))
write.csv(peixes, file= "abrev.csv")
colSums(peixes)
peixesTAX19 <- peixes[,colSums(ifelse(peixes>0,1,0))>=3]
peixesFUN19 <- peixesFUN[,colSums(ifelse(peixesFUN>0,1,0))>=3]
LOGpeixesTAX19<-log(peixesTAX19+1)
LOGpeixesFUN19<-log(peixesFUN19+1)
colnames(LOGpeixesTAX19)<-make.cepnames(colnames(LOGpeixesTAX19))
titanNAT93 <- titan(degrass1993, LOGpeixesTAX19, ivTot=F, nBoot = 1000)
titanNAT93$sumz.cp
sppNAT93<-titanNAT93$sppmax
```

```
plotTaxa(titanNAT93)
sppNAT93[sppNAT93[,"filter"]>0,]
titanNAT13 <- titan(degrass2013, LOGpeixesTAX19, ivTot=F, nBoot = 1000)
titanNAT13$sumz.cp
sppNAT13<-titanNAT13$sppmax
magnitude <- (-1*traject$mag) #Transformando magnitude em positivo
titanMAG <- titan(magnitude, LOGpeixesTAX19, ivTot=F, nBoot = 1000)
titanMAG$sumz.cp
sppMAG<-titanMAG$sppmax
titanFREQ <- titan(traject$freq, LOGpeixesTAX19, ivTot=F, nBoot = 1000)
titanFREQ$sumz.cp
sppFREQ<-titanFREQ$sppmax
titanT40 <- titan(traject$T60, LOGpeixesTAX19, ivTot=F, nBoot = 1000)
titanT40$sumz.cp
sppT40<-titanT40$sppmax
titanT20 <- titan(traject$T80, LOGpeixesTAX19, ivTot=F, nBoot = 1000)
titanT20$sumz.cp
titanT20$sppmax[sppT20[,"filter"]>0,]
FUN.titanNAT93 <- titan(degrass1993, LOGpeixesFUN19, ivTot=F, nBoot = 1000)
FUN.titanNAT93$sumz.cp
FUNnat93<-FUN.titanNAT93$sppmax
FUNnat93[FUNnat93[,"filter"]>0,]
FUN.titanNAT13 <- titan(degrass2013, LOGpeixesFUN19, ivTot=F, nBoot = 1000)
FUN.titanNAT13$sumz.cp
FUNnat13<-FUN.titanNAT13$sppmax
FUNnat13[FUNnat13[,"filter"]>0,]
FUN.titanMAG <- titan(magnitude, LOGpeixesFUN19, ivTot=F, nBoot = 1000)
FUN.titanMAG$sumz.cp
FUNMAG<-FUN.titanMAG$sppmax
plotTaxa(FUN.titanMAG,z2=F)
FUNMAG[FUNMAG[,"filter"]>0,]
FUN.titanFREQ <- titan(traject$freq, LOGpeixesFUN19, ivTot=F, nBoot = 1000)
FUN.titanFREQ$sumz.cp
FUN.titanT40 <- titan(traject$T60, LOGpeixesFUN19, ivTot=F, nBoot = 1000)
FUN.titanT40$sumz.cp
FUNT40<-FUN.titanT40$sppmax
FUNT40[FUNT40[,"filter"]>0,]
FUN.titanT20 <- titan(traject$T80, LOGpeixesFUN19, ivTot=F, nBoot = 1000)
FUN.titanT20$sumz.cp
FUNT20<-FUN.titanT20$sppmax
FUNT20[FUNT20[,"filter"]>0,]
```