



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



Dissertação de Mestrado

*Avaliação regional da pressão ambiental de estradas sobre riachos no
Rio Grande do Sul*

Alice Mainieri Flores

Porto Alegre

2017

Avaliação regional da pressão ambiental de estradas sobre riachos no Rio Grande do Sul

Alice Mainieri Flores

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Gertum Becker

Comissão Examinadora

Prof. Dra. Fernanda Zimmermann Teixeira

Prof. Dr. Andreas Kindel

Prof. Dr. Demétrio Luis Guadagnin

Porto Alegre

2017

CIP - Catalogação na Publicação

Flores, Alice Mainieri
Avaliação regional da pressão ambiental de estradas
sobre riachos no Rio Grande do Sul / Alice Mainieri
Flores. -- 2017.
41 f.
Orientador: Fernando Gertum Becker.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa
de Pós-Graduação em Ecologia, Porto Alegre, BR-RS,
2017.

1. Ecologia de Estradas. 2. Ecologia de Paisagem.
3. Impacto Ambiental. 4. Ecossistemas Aquáticos. 5.
Rede Hidrográfica. I. Becker, Fernando Gertum, orient.
II. Título.

Agradecimentos

A realização dessa dissertação somente foi possível devido à grande ajuda de muitas pessoas e instituições. Gostaria de agradecer imensamente:

- À CAPES, pela concessão da bolsa;
- Ao PPG Ecologia pela viabilidade do projeto;
- Ao meu querido orientador, Fernando Gertum Becker (Fritz), por ter sido e por continuar sendo o maior motivador deste projeto, pela amizade, pelos inúmeros aprendizados, por toda compreensão e paciência sempre.
- Aos meus queridos amigos do Laboratório de Ecologia de Paisagem: Taís, Moshin, Lucas, Camana, Crisla, Giovanna, Bruna, Renato, Cris, Marco, Edith, Priscila. Foi maravilhoso poder conviver com vocês durante esses dois anos (e mais um pouco), aprendi muito com vocês todos! Obrigada pelas contribuições, parcerias, conversas profundas, cafés maravilhosos e pela amizade!
- Ao Andreas Kindel e a todos amigos do NERF, obrigada por todas as contribuições, pelas trocas de conhecimento, por toda diversão em Lavras, e por toda parceria durante esse projeto;
- Ao professor Hasenack e todos do Labgeo pelas bases de dados e por todas as contribuições;
- Aos meus queridos amigos e parceiros de todas as horas: Larissa, Fábio e Thainá. Vocês são sensacionais, os melhores amigos que eu poderia ter para conseguir encarar esse grande desafio! Obrigada por todas as risadas, conversas, piadas, xingamentos e pela amizade;
- A todos os colegas do PPG Ecologia pelas incontáveis trocas tanto de conhecimento em ecologia, quanto pelos churrascos divertidos na garagem;
- Aos meus queridos amigos e “filhos” do PET, que me ajudaram a crescer tanto. Ter feito parte desse grupo foi imprescindível para o desenvolvimento desse projeto, obrigada por tanto aprendizado sempre!
- Às grandes amigas da minha vida, minhas TOPS! Sem a amizade de vocês não sou nada, minhas irmãs de alma e parceiras para todos os momentos, obrigada por me ajudarem a me manterem sã durante esse período, amo muito vocês!
- Aos meus amados amigos da Turma Legal, obrigada por essa amizade de toda vida!
- À minha amada família CFI Os Gaúchos, em especial à minha grande mestra Nilva, por me proporcionarem tanto amor, dança, música, arte, viagens, apresentações, felicidade, amizade e

alegrias! Sou imensamente feliz em poder fazer parte desse grupo tão lindo e completo, vocês são responsáveis pela melhor parte do meu dia!

- Aos meus amados primos, tios e tias da família Flores. Tenho muita sorte em ter nascido na melhor família do mundo! Obrigada por serem o maior exemplo de amor leve e puro, vocês são maravilhosos! Amo muito vocês!!

- Aos meus amados padrinhos Marta e Eduardo e ao meu grande amor, meu afilhado Gabriel. Amo muito vocês!! Obrigada por estarem sempre presente em todos os meus dias, por todas as conversas, por ouvirem meus desabafos e por tanto amor sempre! Gabi, obrigada por me ensinar que existe um amor tão gigante e inexplicável, a Didi te ama demais!!!

- À minha amada avó, minha Ratinha Lena, que sempre me apoiou desde os tempos de graduação, sempre com caronas, comidinhas, carinho, apoio e muito amor.... Tu és a melhor avó do mundo!!! Te amo!!!

- Ao meu amado avô, meu Ratinho Ítalo, que sempre foi o meu maior fã, sempre teve muito orgulho de mim e da minha profissão, mesmo não sabendo direito o que eu estava fazendo. Tua partida foi a minha maior dor e dificuldade durante esse período de mestrado, te amo muito e para sempre!!

- Às três pessoas mais importantes da minha vida, André, Cecília e Zeca, vocês sempre serão os responsáveis por tudo que conquistei até hoje! Agradeço todos os dias por sermos quem somos e continuarmos sempre crescendo juntos! Minha vida não seria nada sem vocês, tudo que eu faço sempre vai ser por vocês e com vocês! Deco, meu amado irmão, obrigada por ser o meu melhor amigo e parceiro sempre! Obrigada por sempre me ouvir, me aconselhar e me ajudar tanto, te amo muito!!! Mãe e pai, meu amor e admiração por vocês é imensurável, obrigada por me proporcionarem tanta felicidade, tanto conhecimento e tanto amor sempre! Vocês são meus melhores exemplos, as pessoas mais maravilhosas que eu conheço, obrigada por tudo sempre!

Resumo

Estradas e rios interagem de diferentes formas. Estruturas de engenharia viária, como pontes e bueiros, podem afetar profundamente os ecossistemas aquáticos. Esse trabalho propõe realizar um diagnóstico regional das estradas como potencial fator de pressão sobre conservação de rios, através de três indicadores mensuráveis em escala de paisagem: densidade de estradas na paisagem, densidade de estradas na zona ripária e densidade de cruzamentos entre estradas e rios. As análises foram realizadas através de Sistema de Informação Geográfica (SIG), em uma área de 281.189 km² (Estado do Rio Grande do Sul). A área foi dividida em 5360 hexágonos (paisagens) de 50 km². O primeiro indicador, densidade de estradas, foi medido como o somatório de comprimentos de todos os segmentos de estrada em cada hexágono, dividido pela área do hexágono (km/km²); o segundo indicador, a densidade de estradas na zona ripária, foi medido como o somatório do comprimento de todos os segmentos de estrada na zona ripária, dividido pela área de zona ripária em cada hexágono (km/km²). A zona ripária foi definida como um buffer de 100 m em ambos os lados dos segmentos de rio. O terceiro indicador de pressão de estradas foi a densidade de cruzamentos entre estradas e rios, calculada como o número de cruzamentos estrada-rio dividido pelo somatório do comprimento de todos os segmentos de rios em cada hexágono (nº de cruzamentos/km de rio). Foram definidas cinco classes de pressão, com limiares de classe apoiados na literatura: nenhuma pressão (0 km/km²), baixa (de 0 a 0,5 km/km²), intermediária (de 0,5 a 1,5 km/km²), alta (de 1,5 a 4 km/km²) e muito alta (mais de 4 km/km²). A pressão de estradas foi avaliada considerando sete subunidades regionais representando a combinação de dois biomas (Pampa e Mata Atlântica) e quatro ecorregiões aquáticas (Baixo Uruguai, Alto Uruguai, Laguna dos Patos e Tramandaí-Mampituba) encontradas na área de estudo. Ao todo, 65,7% dos hexágonos foram classificados como pressionados (pressão intermediária a muito alta) pelo indicador densidade de estradas, já o indicador densidade de estradas na zona ripária possui 38,8% dos hexágonos classificados como pressionados, a densidade de cruzamentos possui 76,3% dos hexágonos pressionados. Os três indicadores podem ser analisados de forma independente para avaliar diferentes aspectos da pressão de estradas sobre riachos, e podem ser utilizados conjuntamente para compor um indicador global de pressão de estradas. Os resultados gerais da avaliação regional mostraram que a pressão de estradas sobre riachos é ampla geograficamente e relativamente severa, pois quando analisamos o mapa de pressão total (soma dos três indicadores de pressão), vemos que 74% da área de estudo está pressionada por estradas indicando ser este um problema potencialmente relevante do ponto de vista ambiental.

PALAVRAS-CHAVE: Ecologia de estradas, impacto ambiental, ecossistemas aquáticos, rede hidrográfica, ecossistemas lóticos, indicadores de paisagem.

Abstract

Roads and rivers interact in different ways. Road engineering structures, such as bridges and culverts, can profoundly affect aquatic ecosystems. This work presents a regional diagnosis of roads as a potential pressure factor on the integrity of streams and rivers, through three measurable indicators at the landscape scale: density of roads in the landscape, density of roads in the riparian zone and density of intersections between roads and rivers. The analyses were carried out in Geographic Information System (GIS) environment, encompassing an area of 281,189 km² (the State of Rio Grande do Sul). The study area was divided into 5360 hexagons (landscapes) of 50 km². The first indicator, road density, was measured as the sum of the lengths of all road segments in each hexagon, divided by the area of the hexagon (km / km²); the second indicator, the density of roads in the riparian zone, was measured as the sum of the length of all road segments in the riparian zone, divided by the riparian area in each hexagon (km / km²). The riparian zone was defined as a 100 m buffer on both sides of the river segments. The third road pressure indicator was the density of intersections between roads and rivers, calculated as the number of road crossings divided by the sum of the length of all river segments in each hexagon (number of crossings / km of river). Five classes of pressure were defined, with class thresholds supported in the literature: no pressure (0 km/km²), low (0 to 0.5 km/km²), intermediate (0.5 to 1.5 km/km²), high (from 1.5 to 4 km/km²) and very high (more than 4 km/km²). Road pressure was evaluated considering seven sub-regional units representing the combination of two biomes (Pampa and Atlantic Forest) and four aquatic ecoregions (Baixo Uruguai, Alto Uruguai, Laguna dos Patos and Tramandaí-Mampituba) found in the study area. In all, 65.7% of hexagons were classified as significantly pressured (intermediate to very high pressure) by road density, while road density in the riparian zone had 38.8% of the hexagons classified as significantly pressured, the road crossing density had 76.3% of hexagons pressured. The three indicators can be analyzed independently to assess different aspects of road pressure on streams, or can be used together to compose a global road pressure indicator. The general results of the regional assessment showed that road pressure over streams is geographically wide and relatively severe, because when we analyze the total pressure map (sum of the three pressure indicators), 74% of the study area is under pressure from roads indicating that this is a potentially relevant problem from the environmental point of view.

KEYWORDS: Road Ecology, regional assessment, aquatic ecosystems, stream network, lotic ecosystems, landscape indicators.

Sumário

Introdução Geral	9
Avaliação regional da pressão ambiental de estradas sobre riachos no Rio Grande do Sul .	12
Introdução	12
Métodos	16
<i>Área de estudo</i>	16
<i>Dados de estradas e da hidrografia</i>	16
<i>Indicadores de pressão ambiental por estradas</i>	17
Resultados	21
<i>Correlações entre os indicadores</i>	21
<i>Densidade de estradas (RD)</i>	23
<i>Densidade rodoviária na zona ripária (RZ)</i>	23
<i>Densidade de Cruzamentos (RC)</i>	23
<i>Padrões regionais do índice de pressão total padronizado</i>	24
Discussão	26
Referências bibliográficas	32
Apêndices	40

Introdução Geral

Uma das principais formas de locomoção em todo mundo entre as cidades, estados e países é através de estradas. Elas facilitam o movimento de pessoas e bens de consumo, possuem importância central no desenvolvimento urbano e econômico e aumentam incontáveis interações sociais (Perz, 2014). Em contrapartida, as estradas causam impactos sobre o meio ambiente, fragmentando áreas naturais, isolando paisagens e diminuindo a movimentação de organismos (Forman et al., 2003). Habitats naturais como florestas, áreas alagadas e corpos d'água são comumente alterados, fragmentados, ou contaminados pelas estradas (Angermeier e Wheeler, 2004).

Independentemente do tipo de estrada - por exemplo, pavimentadas ou não pavimentadas - os ecossistemas terrestres e aquáticos são afetados de diferentes maneiras (William F Laurance et al., 2002). Em ambientes terrestres os efeitos reconhecidos são perda e fragmentação do habitat, aumento da mortalidade pela colisão com veículos, alterações na luz, umidade e vento devido ao efeito de borda, poluição pelo tráfego, isolamento de populações, facilitando a dispersão e propagação de espécies exóticas (Di Giulio et al., 2009). O desmatamento e as obras necessárias para a construção das estradas alteram o ambiente físico e químico, aumentando a mortalidade das espécies, assim como a colisão com veículos após a obra concluída (Forman et al., 2003).

Os habitats aquáticos suportam os lugares mais biologicamente diversificados e ecologicamente produtivos na terra e merecem um alto nível de proteção e consideração ao planejar estradas e outras infraestruturas lineares (Wagner, 2015). O movimento constante da água, o transporte de sedimentos, nutrientes e materiais lenhosos criam e mantêm habitats complexos que sustentam uma diversidade de organismos aquáticos. Inúmeras espécies aquáticas e terrestres dependem desses habitats durante todo ou parte do seu ciclo de vida.

Os sistemas de transporte e os sistemas fluviais existem como redes em todas as paisagens, e sua interseção é inevitável. Passos tipicamente utilizados para criar e proteger estradas perto de córregos incluem alisar canais ou colocar rochas ou reforços de concreto muito grandes para estabilizar os bancos. Isso geralmente resulta em perda de habitat e impactos potenciais para populações de peixes e vida selvagem (Wagner, 2015).

Alterações no leito dos mananciais hídricos também correspondem a fatores de degradação ambiental. No caso de espécies pequenas, verificou-se a exigência de nichos específicos nas margens dos riachos para a formação de populações estáveis, os quais são eliminados com a canalização dos mesmos. Espécies migradoras de grande porte, por sua vez, necessitam deslocar-se por grandes extensões entre as áreas de crescimento e de reprodução, caminho que é bloqueado pela construção

de barragens (Figura 1). Além disso, as represas modificam completamente o trecho do curso da água que foi barrado, transformando um rio em um lago (Reis et al., 2003).

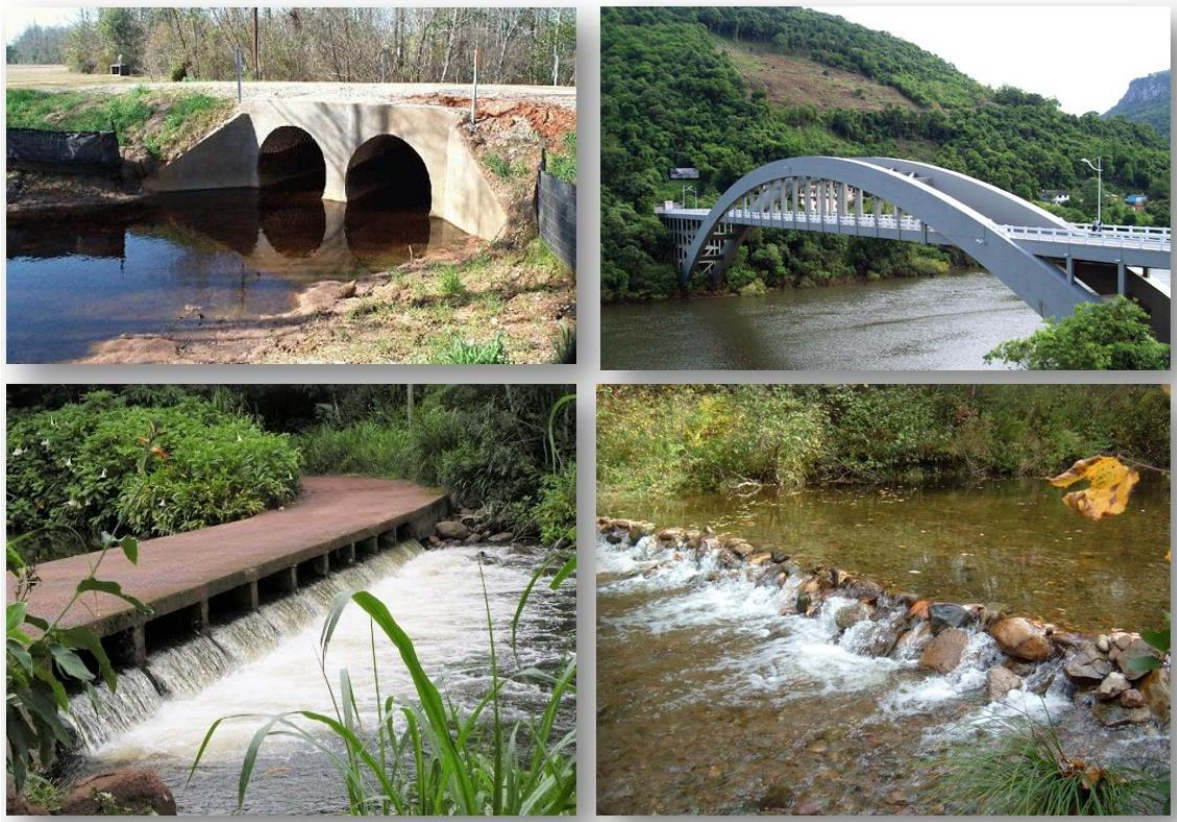


Figura 1. Exemplos de interseções entre estradas e rios.

A erosão é um processo natural, mas a atividade humana geralmente faz com que ela se acelere acima da taxa. Isso leva à degradação da qualidade da água quando o sedimento é suspenso na água, o que pode ferir peixes e outros organismos aquáticos cujas brânquias ou órgãos de alimentação de filtros podem ficar obstruídos. Quando os sedimentos esgotados são eventualmente depositados em níveis elevados, podem sufocar organismos que vivem em habitat da cama corrente e reduzir a disponibilidade de fontes alimentares (Wagner, 2015).

A vegetação ripária pode desempenhar muitos papéis, incluindo redução da poluição, controle da erosão e estética. Em muitos casos, a vegetação pode ser mantida, enquanto a segurança rodoviária é melhorada através de reduções na velocidade do trânsito e na instalação de barreiras de choque. No caso de comunidades de plantas raras ou ameaçadas, a raridade e o valor dessa comunidade de plantas devem desencadear uma análise mais detalhada das opções de gerenciamento e uma vontade de fazer mais para protegê-la. Minimizar danos à vegetação existente

na estrada também reduz o esforço necessário para gerenciar as ervas daninhas que colonizam o terreno perturbado (Milton et al., 2015).

As estradas ambientalmente mais perigosas são aquelas que penetram em regiões relativamente pristinas, como uma área florestal. Por isso, o primeiro corte em uma floresta é o crítico, se ocorrer, então outros cortes provavelmente seguirão (Laurance, 2015).

Toda agência rodoviária precisa ter acesso a diretrizes relevantes, atuais e abrangentes para planejar, projetar, construir e manter sistemas de transporte ecologicamente sustentáveis. A experiência de especialistas em vida selvagem e engenheiros civis deve ser combinada para evitar e minimizar os impactos negativos da infraestrutura de transporte em habitats naturais e implementar soluções efetivas de mitigação e compensação. As diretrizes de redação devem ser uma oportunidade de colaboração e um meio para desenvolver uma linguagem e entendimento comuns, bem como um senso de responsabilidade compartilhada (Trocmé, 2015).

As estradas podem tanto beneficiar como prejudicar o meio ambiente, dependendo da sua localização, estrutura e design. Compreender como as estradas afetarão a dinâmica do uso da terra é imprescindível para equilibrar as necessidades de desenvolvimento e do meio ambiente (Laurance, 2015).

Avaliação regional da pressão ambiental de estradas sobre riachos no Rio Grande do Sul

Introdução

Apesar de serem imprescindíveis para o transporte, as estradas causam impactos sobre o meio ambiente, fragmentando áreas naturais, isolando paisagens e diminuindo a movimentação de organismos (Forman et al., 2003). O aumento de estudos nas últimas décadas sobre este tema evidencia sua importância (Switalski et al., 2004), porém a maioria desses estudos tem foco nos impactos terrestres que as estradas causam.

Um dos ambientes aquáticos mais afetados por estradas são os riachos de pequena ordem, isto é, aqueles com menor área de drenagem, relativamente estreitos e com pequena vazão (Gucinski et al., 2000). A forma como os segmentos rodoviários estão posicionados na paisagem tem consequências enormes sobre como a rede de estradas interage com essa paisagem. Por serem ambientes de pequeno porte, riachos são mais sensíveis tanto à influência do ambiente circundante e da bacia de drenagem como a efeitos devidos à fragmentação por pequenas barragens ou cruzamentos riacho-estrada (*road crossings*), que funcionam como obstáculo à dispersão de organismos aquáticos, à contaminação por resíduos, óleos, combustíveis e outras substâncias oriundas dos veículos e a efeitos do aporte de sedimentos para dentro dos riachos (Ziemer, 1981).

Além disso, a malha viária pode afetar negativamente a bacia a longo prazo (Jones et al., 2000; Dymond et al., 2014). Na bacia de drenagem estradas podem interferir nos padrões de escoamento de água da chuva e transporte de material particulado (p.ex. solo, fragmentos vegetais) para dentro dos riachos. Em dias de chuva, a água escorre sobre o solo, podendo causar erosão ou transporte de partículas do solo para dentro dos riachos (Harper e Quigley, 2005), onde são depositadas como sedimento nos corpos d'água (Forman et al., 2003). Esse processo de erosão-transporte-deposição pode ser amplamente modificado pela malha viária na bacia de drenagem dos riachos, alterando os pulsos, locais e quantidades de aporte e deposição de sedimentos nos riachos. Além disso, a malha viária pode interagir com alterações no uso e cobertura da terra na bacia. Por exemplo, um aumento no pico de descarga tem sido associado à supressão da floresta e à construção de estradas, devido a deslizamentos e erosão em áreas de relevo íngreme (Jones et al., 2000). Essas alterações (e.g., por assoreamento) afetam as condições de habitat para organismos aquáticos, levando a potenciais alterações em sua abundância, diversidade e distribuição espacial, como vem sendo demonstrado por alguns autores (Angermeier e Wheeler, 2004; Januchowski-Hartley et al., 2013; Trombulak e Frissell, 2010).

Além do assoreamento, há efeitos sobre a qualidade das águas: alteração da produtividade primária em decorrência das modificações de turbidez, aumento de sedimentos nos rios e contaminação por sólidos suspensos provenientes das calhas das estradas (Findlay e Bourdages, 2000). A contaminação por metais pesados derivados da gasolina é uma das inúmeras formas de alteração química da água, e está altamente relacionada com o tráfego veicular (Angermeier e Wheeler, 2004).

Estradas e riachos possuem diversas interseções e possibilidades de interação. Por esse motivo, estruturas de engenharia envolvidas nas passagens de rios, como pontes e bueiros podem afetar profundamente os processos ecológicos dos ecossistemas aquáticos, bem como alterar os padrões de diversidade (Forman et al., 2003). Os efeitos podem ser locais ou regionais, ocorrem tanto a montante como a jusante e podem também alterar a conectividade entre riachos e florestas (Forman et al., 2003). Essas barreiras decorrentes da construção de estradas, pontes e esgotos, são fatores que aumentam o risco de extinção de espécies aquáticas, pois aumentam a perda, fragmentação e degradação da qualidade dos habitats aquáticos (Januchowski-Hartley et al., 2013).

Efeitos adicionais, ainda pouco estudados, são os da propagação do som e da luz para os riachos, ou seja, o ruído do tráfego também afeta os organismos de riachos. Foi encontrado que peixes da espécie *Cyprinella venusta* produzem sinais acústicos de propagação de curta distância, e que esses sinais são mascarados pelos ruídos dos cruzamentos com estradas (Holt e Johnston, 2015). A poluição visual, causada pelas luzes tanto das estradas como dos veículos, também afeta a biodiversidade diminuindo a conectividade de habitat por criar um evitamento de espécies não tolerantes à luz (Bliss-Ketchum et al., 2016), porém seu efeito no ambiente aquático ainda é desconhecido.

Da mesma forma que para a maioria das espécies ameaçadas de extinção, para os peixes de água doce uma das principais ameaças é a degradação ambiental, provocada por diversos fatores. A remoção da cobertura vegetal das margens de rios e riachos, por exemplo, afeta diretamente a sobrevivência de espécies que dependem da mata marginal para sua sobrevivência (como a brancanjuva (*Brycon orbignyanus*), que se alimenta de frutos, e algumas espécies de lambari, que se alimentam basicamente de insetos encontrados na vegetação marginal). São áreas de interação biológica, física e química entre ecossistemas aquáticos e terrestres. A ligação entre a zona ripária e os ambientes lóticos é um fator já reconhecidamente importante para peixes (Pusey e Arthington, 2003).

Embora efeitos de estradas sobre riachos em escala local ou em pequenas bacias sejam relativamente bem documentados (Angermeier e Wheeler, 2004; Croke e Hairsine, 2006; Jones et al., 2000; Sidle et al., 2006; Wheeler et al., 2005), é possível que um único trecho ou pequenas

extensões de estrada tenham efeito pouco significativo sobre redes de riachos como um todo e que efeitos relevantes passem a ocorrer somente com a expansão da malha viária na paisagem (Angermeier et al., 2004). Além disso, avaliações regionais são ainda pouco frequentes na literatura especialmente no que se refere a interfaces com ambiente aquático (Brown and Froemke, 2012; Januchowski-Hartley et al., 2013; Ibisch et al., 2017).

No entanto, a rede viária, por efeito cumulativo, pode maximizar os efeitos sobre a rede hidrográfica, tanto por sua influência direta, como pela interação com outros fatores que afetam os riachos, como agricultura (p.ex., Davis et al., 2015; Roy and Sahu, 2017; Sidle et al., 2006; Ziegler et al., 2004). Os efeitos podem ser observados tanto em escala local quanto em escala mais ampla e essa pressão cumulativa pode ter um resultado maior do que a soma do efeito de cada segmento de estrada. Por exemplo, é possível que o efeito barreira de um único cruzamento estrada-riacho não tenha efeito mais do que local no aporte de sedimento (Lugo e Gucinski, 2000a). Porém, a medida que a malha viária se expande, há uma relação direta com o potencial de fragmentação da malha hidrográfica (Vos e Chardon, 1998), de alteração da hidrologia e aporte de sedimento das bacias hidrográficas através de mudanças na quantidade e qualidade da água, da morfologia do córrego e do nível da água no solo, superfície impermeável e erosão (Celestino et al., 2013; Sidle et al., 2006). Alford (2014), avaliou a hierarquia espacial na relação entre comunidades de peixes, habitat e fatores de estresse em nível de trecho de riacho, sub-bacia e de bacia. O autor observou que as características das comunidades estavam mais associadas à escala local, mas que fatores em escala de sub-bacia e bacia também eram importantes, incluindo a densidade de estradas. Como conclusão, Alford (2014) afirma que escalas espaciais múltiplas interagem para moldar a estrutura de organização de comunidades de peixes.

Portanto, é possível dimensionar a potencial pressão ambiental de estradas sobre riachos a partir de uma avaliação em escala de bacia de drenagem e em escala regional (múltiplas bacias). Tais estudos, baseados na análise da rede de estradas e não apenas de trechos individuais, permitem a identificação de segmentos rodoviários ambientalmente problemáticos para a rede hidrográfica e podem orientar o planejamento do desenvolvimento, manutenção e desativação de estradas (Brown e Froemke, 2012; Lugo e Gucinski, 2000b), permitindo que se consiga estabelecer estratégias de priorização de gestão em termos de licenciamento, restauração e conservação de biodiversidade aquática pressionada por estradas.

Para fazer uma avaliação regional do efeito de estradas é preciso ter indicadores mensuráveis. Um desses indicadores é a densidade de estradas (km de estradas /km² de área), proposta como indicador de efeitos ecológicos das estradas em uma paisagem (Forman e Hersperger, 1996) e

largamente usado em pesquisas e avaliações sobre esses efeitos (Dymond et al., 2014). Embora seja considerada como uma medida de efeito ecológico da fragmentação do habitat (Robinson et al., 2010), a densidade de estradas é mais precisamente uma medida da quantidade de estradas em uma determinada área e só poderá ser considerada como indicador de impacto ambiental para aqueles efeitos ambientais que tenham sido empiricamente relacionados a ela. Exemplos são as densidades populacionais de animais e outras medidas de resposta do ecossistema à presença da rede rodoviária (Dymond et al., 2014; Eigenbrod et al., 2009; Fahrig e Rytwinski, 2009; Forman e Alexander, 1998; Forman e Hersperger, 1996; Liu et al., 2008a).

Outra forma de avaliar a pressão das estradas é através do número de cruzamentos entre estradas e cursos d'água em uma determinada área (número de cruzamentos/km de rios em determinada área). Cada cruzamento estrada-riacho representa a medida do potencial impacto direto e local das estradas sobre rios, e a soma de todos os cruzamentos em uma determinada área indica o potencial impacto na região (Diebel et al., 2015; Park et al., 2008; Sowa et al., 2007).

Uma terceira forma de avaliar a pressão de estradas é medir sua densidade na zona ripária. Embora a densidade de estradas em escala regional ou de paisagem seja considerada um importante fator de pressão sobre o ambiente, a densidade local de estradas em recortes espaciais mais restritos, como *buffers* de diversos tipos (Ibisch et al., 2017; Roy e Sahu, 2017), pode ser considerada também relevante, pois representa uma medida bruta para avaliar a pressão potencial das estradas no impacto local (Forman et al., 2003). Como as estradas afetam o escoamento e drenagem de água (Sidle et al., 2006), não apenas o cruzamento entre estradas e rios impacta os ecossistemas aquáticos, mas também a própria presença dessas estradas nas proximidades desses ecossistemas. Logo, a densidade de estradas na zona ripária (km de estradas/km² de área de zona ripária) indica o efeito da estrada nas proximidades dos cursos d'água, incluindo interferências na vegetação e suas interações com os riachos, poluição química, sonora e luminosa, e até mesmo o risco de derramamento de substâncias poluentes (combustíveis e outros produtos químicos) devido a acidentes automobilísticos (Bissonette et al., 2009; Gucinski et al., 2000).

Neste estudo, nós apresentamos um diagnóstico regional da potencial pressão ambiental por estradas sobre ecossistemas aquáticos no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Propusemo-nos especificamente a demonstrar o uso de três indicadores de pressão de estradas sobre riachos para avaliações regionais, exemplificando como esses indicadores podem ser utilizados para avaliações regionais e apoio à gestão ambiental regional, por meio de recortes ecorregionais. Além disso, realizamos algumas recomendações e sugestões para gestão e pesquisa a partir dos resultados obtidos.

Métodos

Área de estudo

A área de estudo abrange todo o estado de Rio Grande do Sul, no sul do Brasil. O estado possui uma área de 281,189 km² (Figura 1), tem uma população estimada de cerca de 11 milhões de habitantes em 2016, Produto Interno Bruto de R\$ 357,816 bilhões e Produto Interno Bruto per capita de R\$ 31.927,16 no ano de 2014. A economia gaúcha é impulsionada por dois setores hegemônicos: a agropecuária e a indústria de transformação (Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul, 2002).

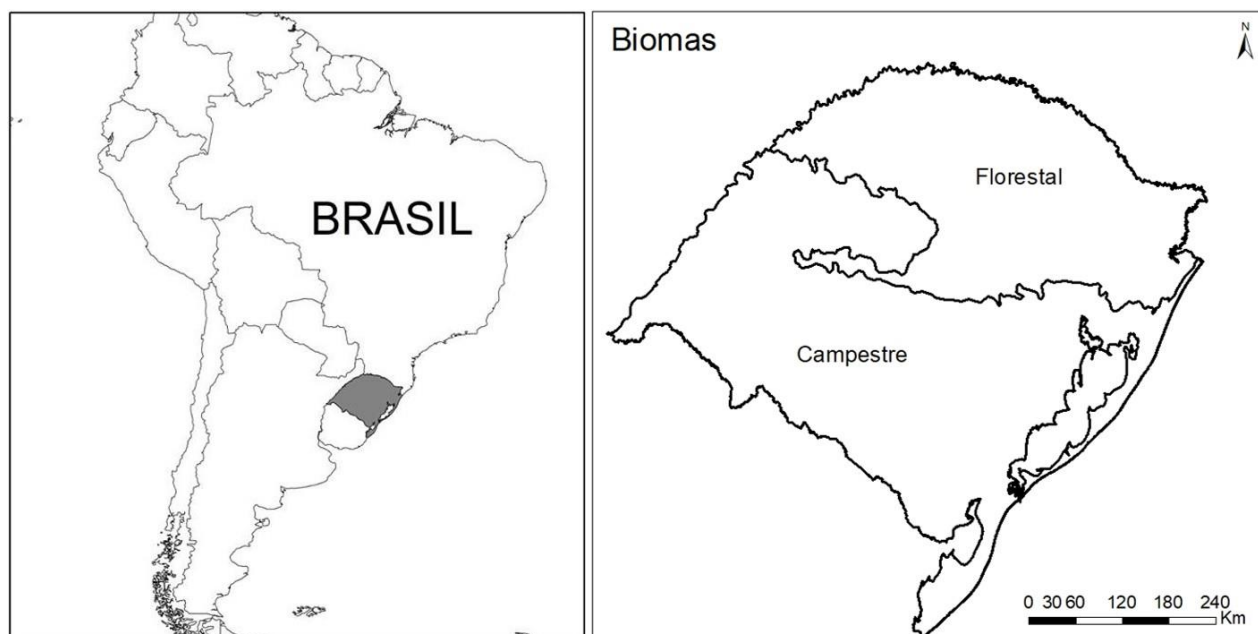


Figura 1. Área de estudo, estado do Rio Grande do Sul e biomas campestre (Pampa) e florestal (Mata Atlântica).

Dados de estradas e da hidrografia

Utilizamos dados da Base Cartográfica Vetorial Contínua do Rio Grande do Sul, resultantes da vetorização de 462 cartas da Diretoria de Serviço Geográfico do Exército (DSG) e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (Hasenack and Weber, 2010). A base de dados de estradas é referente às cartas do exército brasileiro, obtidas por fotografias aéreas em 1975 e publicadas em 1979 (Tabela 1). Apesar de as principais rodovias construídas após esta data no estado terem sido atualizadas por nós por meio de vetorização manual no software ArcGis sobre imagens do Google Earth, a malha viária atual é mais extensa e com maior extensão asfaltada do que a utilizada nas análises, de modo que o grau de pressão por estradas em algumas áreas pode estar subestimado. Por questão de simplicidade, denominaremos todas as vias como “estradas”, entretanto a base de

dados inclui distinção entre vias pavimentadas e não pavimentadas federais, estaduais e municipais e outros tipos representando pequenas vias rurais não pavimentadas. Em nossas análises desconsideramos essas categorias, tratando todas as vias como se fossem similares.

A área de estudo foi dividida em 5360 hexágonos (paisagens) de 50 km². Foram utilizados hexágonos porque esse formato traz resultados mais eficientes do que utilizando quadrados, dado que hexágonos podem ser arranjados de uma forma mais compacta e com menos resíduos nas bordas, em comparação a quadrados (Nhancale e Smith, 2011).

Tabela 1. Fonte de dados utilizados para as análises de SIG.

Bases	Fonte dos dados	Escala
Estradas	Hasenack and Weber, 2010 DAER-RS, DNIT	1:50.000
Hidrografia	Hasenack and Weber, 2010	1:50.000
Biomass	Ministério do Meio Ambiente	1:5.000.000
Ecorregiões	Abell et al., 2008	1:100.000.000

Indicadores de pressão ambiental por estradas

Definimos três indicadores para descrever potencial pressão ambiental de estradas sobre riachos (Tabela 2). Os valores desses indicadores foram calculados para cada um dos 5360 hexágonos da área de estudo. Neste estudo, os três indicadores de pressão de estrada foram usados como substitutos para potenciais efeitos ambientais de estradas sobre rios (Tabela 2).

Tabela 2. Relação dos indicadores de pressão ambiental de estradas e seus respectivos efeitos, conforme a literatura. Para referências, ver Apêndice 1.

Indicadores	Efeitos relacionados
Densidade de estradas (DR)	Efeito cumulativo na rede de estradas de uma área: aporte de sedimentos e contaminantes acumulados da bacia, alteração de padrões espaço-temporais da drenagem e aporte de sedimentos da bacia com efeitos sobre os riachos.
Densidade de estradas na zona ripária (ZR)	Efeito cumulativo da rede de estradas próximas aos cursos d'água: erosão, aporte de contaminantes, aporte de sedimentos, ruído, alteração das interações entre riacho e zona ripária, alteração local de drenagem superficial.
Densidade de cruzamentos entre estradas e cursos d'água (CR)	Soma dos efeitos locais dos cruzamentos: fragmentação de riachos e redes hidrográficas.

O primeiro indicador, densidade de estradas, foi medido como o somatório de comprimentos de todos os segmentos de estrada em cada hexágono, dividido pela área do hexágono (DR, km/km²). O segundo indicador, a densidade de estradas na zona ripária, foi medido como o somatório do comprimento de todos os segmentos de estrada na zona ripária, dividido pela área de zona ripária em cada hexágono (ZR, km/km²). A zona ripária foi definida como um buffer de 100 m em ambos os lados dos segmentos de rio. O terceiro indicador de pressão de estradas foi a densidade de cruzamentos entre estradas e rios, calculada como o número de cruzamentos estrada-rio dividido pelo somatório do comprimento de todos os segmentos de rios em cada hexágono (CR, n° de cruzamentos/km de rio).

Além disso, calculamos também um índice de pressão total de estradas em cada hexágono (Índice de Pressão Total Padronizado, IPTP). Para calcular o IPTP, foi feito um reescalonamento e padronização por função sigmoidal dos três indicadores de pressão. Como os indicadores possuem escalas de variação distintas entre si, foi feita essa padronização para que os valores de cada indicador que representam um mesmo nível de pressão ambiental possam ser comparados e somados (Figura 2). Esse procedimento padroniza os dados para uma escala de 0 a 10, seguindo uma função sigmoidal, em que 0 representa ausência de pressão de estradas e 10 representa a pressão máxima (sendo a pressão máxima definida pelo maior valor de cada indicador, conforme observado na área de estudo). Para calcular o IPTP, os valores de cada indicador de pressão foram somados, de modo que a pressão total pode variar entre 0 (ausência de pressão por qualquer dos indicadores) e 30 (pressão máxima em cada um dos três indicadores).

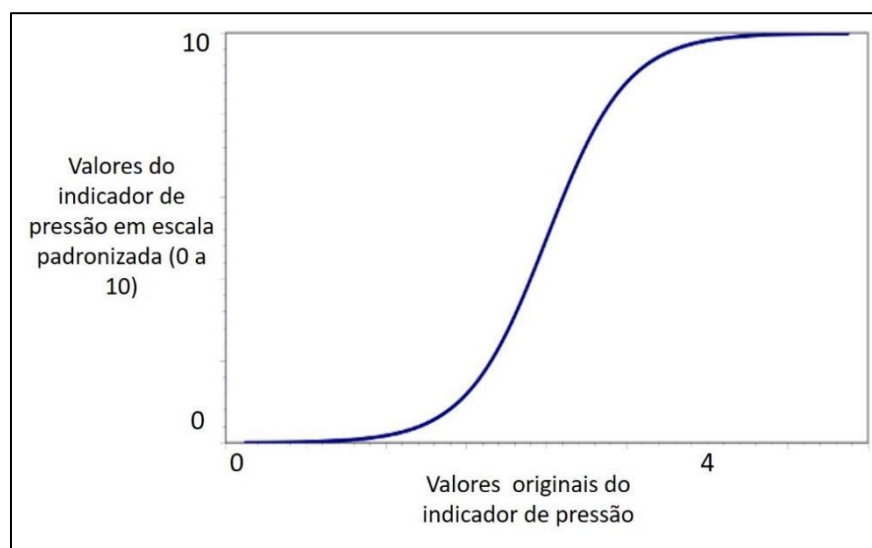


Figura 2. Representação da padronização por função sigmoidal no indicador de densidade de estradas. Os valores originais do indicador (eixo x) foram convertidos para novos valores dentro de uma escala de 0 a 10 (eixo y), segundo uma função sigmoidal.

Para fins de interpretação, foram definidas cinco categorias de severidade de pressão para cada um dos indicadores: nenhuma, baixa, intermediária, alta e muito alta pressão. Os valores limites de cada categoria de pressão sobre ecossistemas aquáticos (Tabela 3) foram baseados em valores empíricos obtidos da literatura (Apêndice 1). A pressão total padronizada (IPTP) foi classificada nas mesmas cinco categorias de pressão, porém com os valores proporcionais a 30.

Tabela 3. Escala de severidade potencial para os fatores de pressão ambiental com as cores correspondentes no mapa.

Severidade de Pressão	Densidades (DR e ZR; km/km ²)	Cruzamentos (CR; nº/km)	IPTP
Nenhuma (Verde escuro)	0	0	0
Baixa (Verde Claro)	0 a 0,5	0 a 0,09	0 a 2
Intermediária (Amarelo)	0,5 a 1,5	0,09 a 0,19	2 a 5
Alta (Laranja)	1,5 a 4	0,19 a 0,4	5 a 10
Muito Alta (Vermelho)	Maior que 4	Maior que 0,4	Maior que 10

Não encontramos na literatura informação para definir os limiares para efeitos da densidade rodoviária na zona ripária, portanto, utilizamos os mesmos valores de referência do indicador densidade de estrada por hexágono. Foram realizadas análises de correlação de Pearson entre os indicadores de pressão para avaliar colinearidade.

Por fim, avaliamos a pressão total de estradas (IPTP) considerando sete unidades regionais resultantes da sobreposição de dois diferentes recortes regionais (Figura 3): biomas terrestres e ecorregiões aquáticas. No Rio Grande do Sul são encontrados dois biomas, campestre e florestal (respectivamente, Pampa e Mata Atlântica) (IBGE, 2004). Este recorte possui um fundamento natural e fisiográfico, pois os padrões de escoamento superficial, de erosão e aporte de matéria terrestre para os riachos são distintos em ambientes florestais e campestres (Sidle et al., 2006) de modo que se pode esperar que os efeitos potenciais das estradas também o sejam. Ambos biomas se distinguem em características de relevo, solo e clima, que influenciam de modo distinto as características hidrológicas, geomorfológicas e biológicas dos riachos. Além disso, do ponto de vista de gestão ambiental, os biomas campestres e florestais correspondem à divisão de biomas oficiais do Brasil sujeitos a particularidades da legislação ambiental e na aplicação de políticas públicas de meio ambiente (MMA, 2007; Lei Federal nº 11.428/06 - Lei da Mata Atlântica, exemplos de legislação para o Pampa).

O segundo recorte regional utilizado para definir as unidades regionais foi o de Ecorregiões Aquáticas (Abell et al., 2008), que na área de estudo são quatro: Baixo Uruguai, Alto Uruguai, Laguna dos Patos e Tramandaí-Mampituba). Essas ecorregiões aquáticas foram definidas com a intenção de descrever padrões amplos de composição de espécies e os processos ecológicos e evolutivos associados (Abell et al., 2008) e, portanto, permitem distinguir a pressão ambiental sobre diferentes *pools* de espécies de peixes (Abell et al., 2008; Bertaco et al., 2016). Segundo Bertaco et al. (2016), das 422 espécies abrangidas na área de estudo (Rio Grande do Sul) somente 13% são compartilhadas entre as principais regiões hidrográficas regionais, às quais correspondem às ecorregiões descritas por Abell et al. (2008) para a região abrangida no presente estudo.

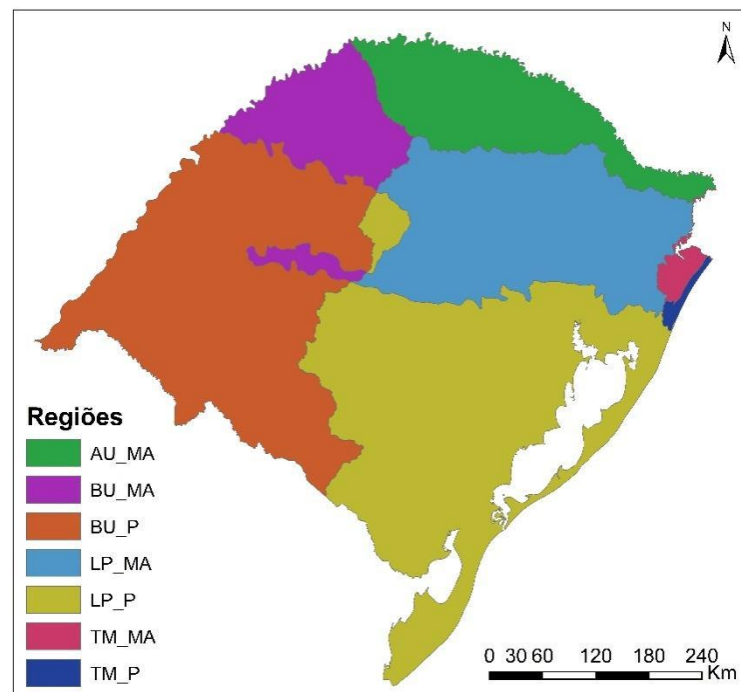


Fig. 3. Subunidades regionais do Rio Grande do Sul utilizadas neste estudo. As subunidades foram definidas a partir da sobreposição de biomas terrestres e ecorregiões aquáticas. AU_MA = Alto Uruguai e Mata Atlântica; BU_MA= Baixo Uruguai e Mata Atlântica; BU_P = Baixo Uruguai e Pampa; LP_MA = Laguna dos Patos e Mata Atlântica; LP_P = Laguna dos Patos e Pampa; TM_MA = Tramandaí-Mampituba e Mata Atlântica; TM_P = Tramandaí-Mampituba e Pampa).

Resultados

A área de estudo, que corresponde ao estado do Rio Grande do Sul, possui 194.440 km de estradas em uma área de 281.189 km² (densidade viária = 0,69 km/km²). Considerando uma faixa ripária de 100 m para cada lado dos cursos d'água, foram encontrados 35.519 km de estradas em uma área ripária de 63.363 km² (densidade viária na faixa ripária = 0,54 km/km²). O número de cruzamentos entre cursos d'água e estradas é 78.173.

Considerando as 5360 paisagens analisadas (hexágonos) (Tabela 4), menos de 4% do total apresentaram valor zero para os indicadores de pressão, nas regiões leste, nordeste e extremo-sul do estado. Os valores máximos correspondem aos hexágonos mais pressionados, e em todos os casos se localizam nas regiões mais centrais e norte do estado, próximas aos grandes centros urbanos.

Tabela 4. Estatística descritiva dos indicadores de pressão ambiental por rodovias nas unidades espaciais de análise (5360 hexágonos de 50 km²). DR = densidade rodoviária; ZR = densidade rodoviária na zona ripária; CR = cruzamentos entre estradas e cursos d'água, IPT = índice de pressão total.

	DR (km/km ²)	ZR (km/km ²)	CR (número/km)	IPT
Número de hexágonos com valor zero (%)	32 (0,6)	132 (2,5)	217 (4,1)	32 (0,6)
Média	0.718	0.551	0.237	1.507
Desvio padrão	0.492	0.539	0.219	1.179
Mínimo	0	0	0	0
Máximo	8.011	10.401	4.445	17.331

Correlações entre os indicadores

Houve correlação apenas entre a densidade de estradas (DR) e a densidade de estradas na zona ripária (ZR) ($r=0,62$ e $p<0,05$). Os outros indicadores apresentaram baixa correlação (Figura 4). Apesar da alta correlação DR x ZR, há uma variabilidade elevada (Figura 4a), indicando que existem hexágonos em que DR e ZR não possuem valores necessariamente correlacionados. Além disso, ao plotar os resíduos da correlação DR x ZR com o desvio padrão da altitude média por hexágono (esta última, um indicador de quão acidentado é o relevo) (Figura 5), verifica-se que em hexágonos de pouca variação de altitude (menor desvio padrão, relevo menos acidentado) ocorrem os maiores desvios da relação DR x ZR, evidenciando que a previsibilidade da correlação DR x ZR é menor em regiões planas.

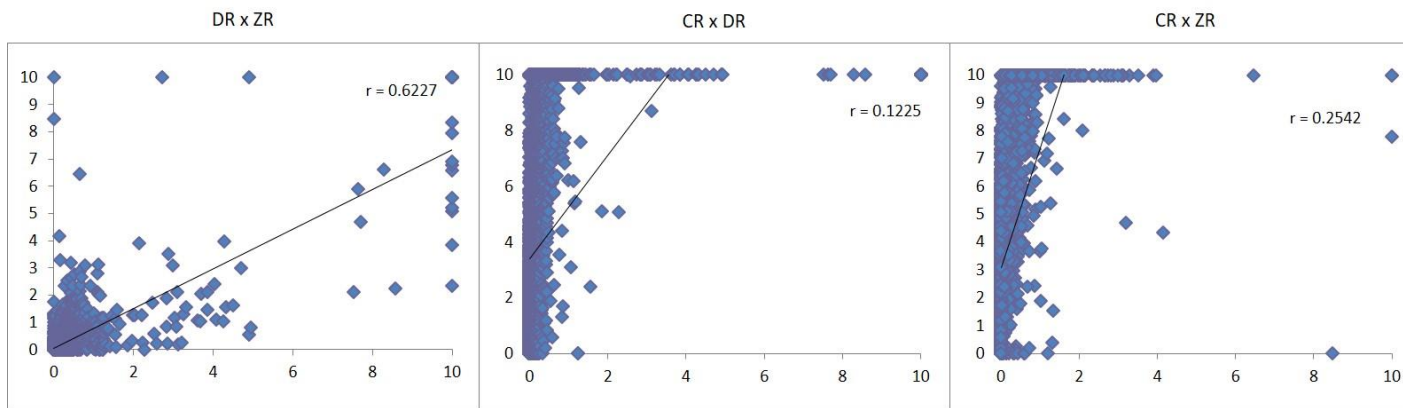


Figura 4. Correlações entre os três indicadores. a) entre densidade de estradas por hexágono (DR) e densidade de estradas na zona ripária (ZR); b) entre densidade de estradas por hexágono (DR) e densidade de cruzamentos entre estradas e cursos d'água (CR); c) entre densidade de estradas na zona ripária (ZR) e densidade de cruzamentos entre estradas e cursos d'água (CR).

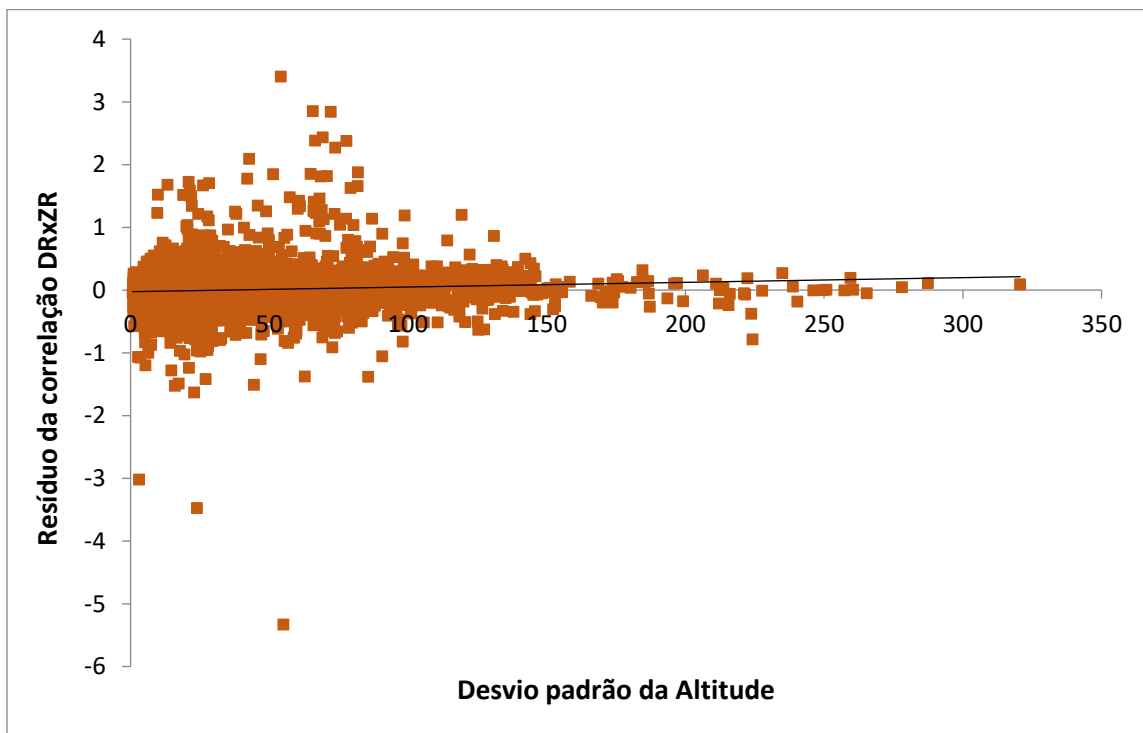


Figura 5. Variação dos resíduos da relação DR x ZR em relação ao desvio padrão da altitude. Cada ponto no gráfico representa um dos 5360 hexágonos. O desvio padrão da altitude é um indicativo de quão acidentado é o relevo.

Densidade de estradas (DR)

Os resultados indicam uma elevada pressão sobre os riachos em função da densidade de estradas na paisagem, uma vez que 65,7% dos hexágonos apresentaram valores de densidade viária que correspondem a níveis de pressão Intermediária, Alta e Muito Alta (Apêndice 2). Além disso, apenas 0,59% (n = 32) dos hexágonos indicaram ausência de impacto por estradas.

O panorama geral deste indicador na região de estudo (Figura 6a) apresenta um padrão com pressão intermediária e na parte leste do estado um padrão pouco pressionado, assim como no extremo-sul. Como esperado, as regiões mais urbanizadas, principalmente a região metropolitana de Porto Alegre, apresentam os hexágonos mais pressionados.

Densidade rodoviária na zona ripária (ZR)

Já o indicador densidade de estradas na zona ripária possui 38,8% dos hexágonos classificados como pressionados (Apêndice 2). O panorama geral (Figura 6b) mostra maior grau de pressão na zona ripária (Intermediária) somente nas proximidades dos maiores centros urbanos, e nas regiões de terreno mais acidentado (encosta leste da Serra do Sudeste, Depressão Central, Serra Geral) e na parte mais ao norte com padrão de hexágonos com pressão intermediária a altamente pressionados.

Densidade de Cruzamentos (CR)

Em contrapartida, o indicador de cruzamentos entre estradas e cursos d'água possui 4087 dos 5360 hexágonos categorizados como pressionados (pressão Intermediária a Muito Alta). O panorama geral deste indicador (Figura 6c) apresenta padrões muito mais agravados em relação aos outros indicadores, com uma quantidade muito maior de hexágonos (76,3%) categorizados como estando sob Alta ou Muito Alta pressão. Apenas algumas regiões do Noroeste e do sul do estado ainda possuem características de baixa pressão.

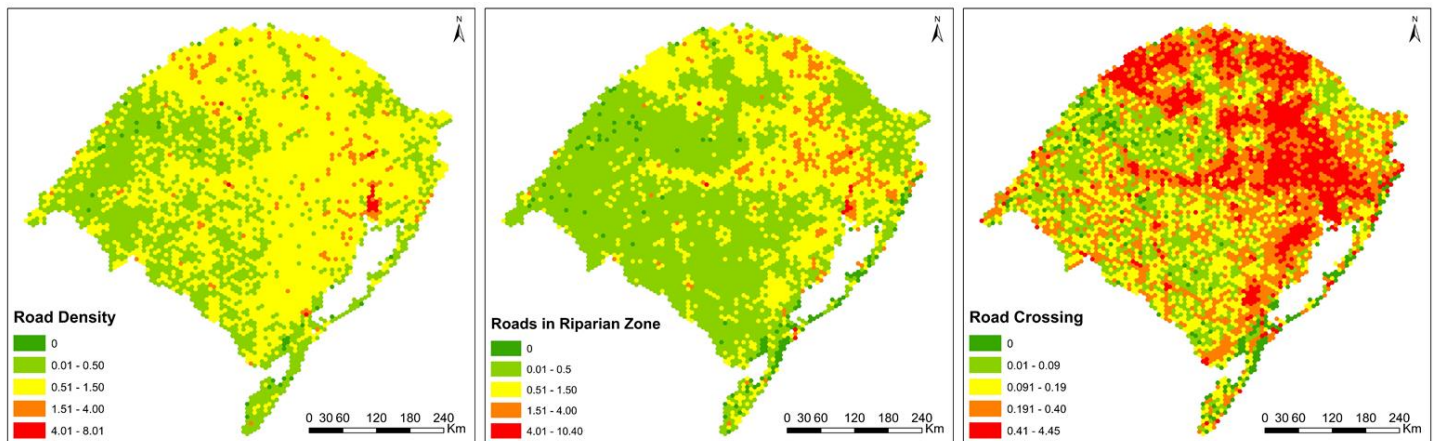


Figura 6. Representação dos três indicadores de pressão: a) densidade de estradas por hexágono; b) densidade de estradas na zona ripária; c). densidade de cruzamentos entre estradas e rios.

Padrões regionais do índice de pressão total padronizado

Quando os três indicadores são somados para obtenção do índice de pressão total, o padrão resultante é que cerca de metade da região de estudo encontra-se sob nível elevado de pressão por estradas, com 47% dos seus hexágonos estando sob pressão intermediária ou maior (Figura 7 e Tabela 5). Em linhas gerais, as paisagens mais pressionadas de ambos os biomas campestre e florestal correspondem às áreas serranas, de relevo mais irregular. A região do bioma Mata Atlântica tem visivelmente um padrão mais pressionado do que o Pampa, o que ocorre também quando a comparação é feita entre subunidades regionais definidas pelas ecorregiões aquáticas. Sob perspectiva das ecorregiões aquáticas, a ecorregião Laguna dos Patos tende a ser mais pressionada do que as demais ecorregiões, porém todas ecorregiões aquáticas possuem áreas internas desde pouca a muito pressionadas (Figura 7).

A subunidade regional Mata Atlântica/Alto Uruguai (M-AU) possui somente cerca de 30% dos seus hexágonos categorizados com pouca ou nenhuma pressão total. Já a ecorregião do Baixo Uruguai (BU) mostra padrões bem diferentes dependendo do bioma, quando se encontra no bioma Pampa (P-BU) apresenta muito mais hexágonos com baixa pressão do que no bioma florestal (M-BU) (Figura 8 e Tabela 5).

A região do bioma Pampa e ecorregião Laguna dos Patos (P-LP) possui locais com hexágonos mais pressionados do que outros, esses locais correspondem aos centros urbanos dos municípios de Pelotas e Camaquã. Já no bioma Mata Atlântica (M-LP), mais de 80% dos hexágonos são categorizados com pelo menos pressão intermediária.

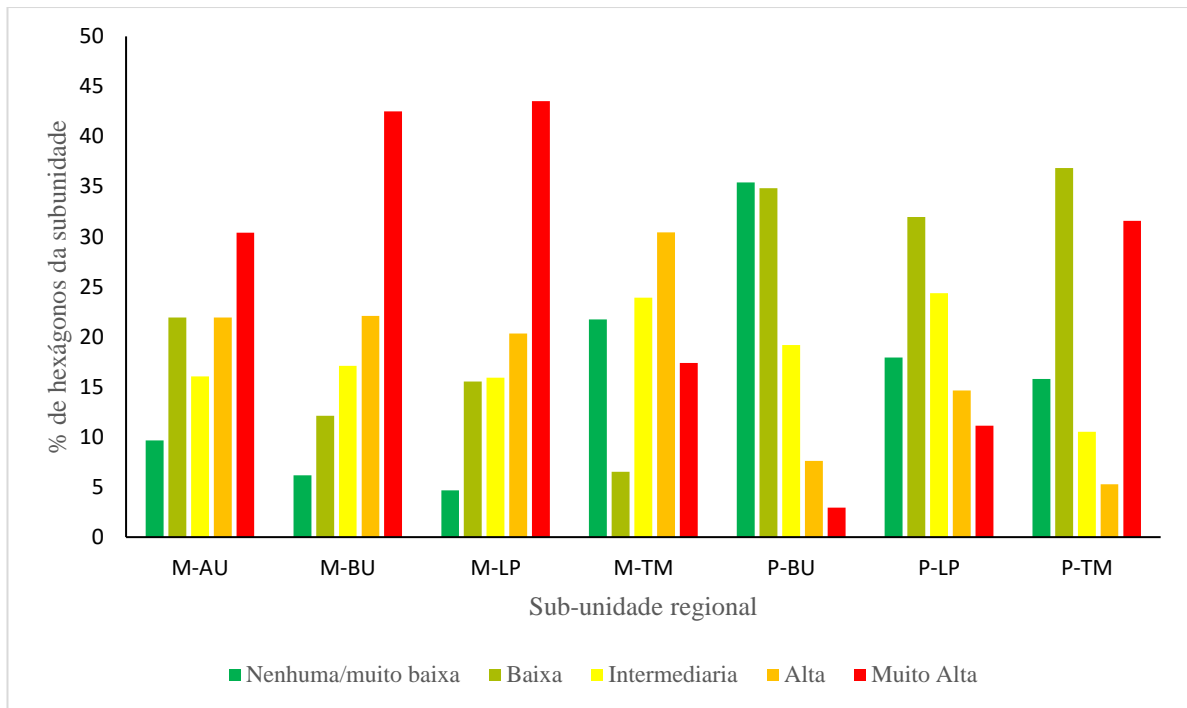


Figura 8. Proporção de hexágonos em cada classe do Índice de Pressão Total Padronizado nas diferentes subunidades regionais da área de estudo.

Discussão

Com base nos resultados, observamos que os indicadores de pressão (densidade de estradas na zona ripária e densidade de cruzamentos com a malha hidrográfica) podem ser considerados como relativamente independentes para avaliar a pressão de estradas sobre riachos em escala de paisagem. Ainda que tenha havido correlação significativa entre os indicadores (Figura 4), a mesma é fraca pois há uma grande dispersão de pontos. É também fortemente influenciada pelas paisagens com pressão mais elevada: a correlação entre DR e ZR passa de 0,79 para 0,29 se as 14 paisagens com DR > 5 (0,45% do total de paisagens) forem desconsideradas da análise. Essa fraca correlação significa, por exemplo, que nem sempre altas densidades viárias na paisagem implicam em alta densidade de cruzamentos ou em altas densidades viárias na zona ripária e vice-versa (Figura 6). Uma das razões para isso pode estar na forma com que a topografia influencia a construção e distribuição de estradas na paisagem. A topografia íngreme das bacias hidrográficas em relevos acidentados, como serras e montanhas, muitas vezes força a delimitação de estradas especificamente em duas porções da paisagem: nas proximidades dos cursos d'água (Molinos, 2012) ou nos divisores de bacia, o que contribui para a elevada dispersão de pontos na correlação DR x ZR e DR x CR. Em paisagens pouco

acidentadas, mais planas, o terreno é pouco determinante na distribuição das estradas, e por isso a relação entre os indicadores é também pouco previsível. Logo, os três indicadores podem ser analisados de forma independente para avaliar diferentes aspectos da pressão de estradas sobre riachos. Além disso, por representarem fatores distintos e pouco correlacionados, podem ser utilizados conjuntamente para compor um indicador global de pressão de estradas, neste trabalho representado pelo índice de pressão total padronizado (IPTP).

A densidade de estradas na zona ripária (ZR) foi o indicador que mostrou padrões de pressão menos severos na região de estudo. Entretanto, isso pode ter acontecido por termos adotado valores de referência para as classes de pressão que não correspondem ao real impacto que a densidade de estradas na zona ripária exerce sobre o ambiente aquático. Existem na literatura poucos estudos (Al-Chokhachy et al., 2010; Bissonette et al., 2009; Dauwalter et al., 2011; Meredith et al., 2014; Saunders et al., 2002) analisando a relação entre estradas na zona ripária e impactos dentro de riachos, de modo que a utilização desse fator de pressão como *proxy* de impacto é ainda limitada e dependente de maior quantidade de evidências empíricas para ajuste dos limiares numéricos.

O indicador de densidade de cruzamentos (CR) é o que indica a situação mais severa de pressão, tanto em área quanto em severidade. Ao mesmo tempo, é o indicador que, potencialmente, melhor representa o impacto direto sobre rios e riachos devido ao potencial efeito como barreira à dispersão de organismos aquáticos. Esse efeito geralmente ocorre quando bueiros são usados em vez de pontes nos cruzamentos riacho/estrada (Benton et al., 2008; Warren e Pardew, 1998). Isso é comum em certas situações porque os bueiros são mais econômicos (Gibson et al., 2005). As abordagens de gerenciamento para permitir o movimento de organismos aquáticos através dos cruzamentos com estradas envolvem evitar a construção de estradas interseccionadas a riachos ou remover os cruzamentos. Quando os cruzamentos permanentes são inevitáveis ou necessários, os bueiros podem ser substituídos por estruturas menos problemáticas, como pontes (Januchowski-Hartley et al., 2013). Entretanto, dos três indicadores, a densidade de cruzamentos é o que mais depende de validação de campo, já que nem todo dos cruzamentos estrada-riacho – e provavelmente a maioria em certas topografias – apresenta-se na forma de passagem com culverts, mas sim sob forma de diversos tipos de ponte elevada sobre o curso d'água. Sem a validação de campo, provavelmente ocorre uma superestimativa da severidade de pressão por cruzamentos riacho-estrada. Como o uso de cruzamentos com bueiros (culverts) é mais comum em riachos de pequeno porte (ordens de Strahler entre 1 e 3), é para estes cursos d'água que CR é provavelmente um indicador mais representativo.

Os resultados gerais da avaliação regional mostraram que a pressão de estradas sobre riachos é ampla geograficamente e relativamente severa, pois quando analisamos o mapa de pressão total (soma dos três indicadores de pressão), vemos que 74% da área de estudo está pressionada por estradas (com hexágonos classificados com pressão Intermediária a Muito Alta), indicando ser este um problema potencialmente relevante do ponto de vista ambiental. Entretanto, a pressão de estradas parece negligenciada em conservação de ecossistemas aquáticos, embora haja literatura crescente sobre efeitos de estradas em riachos e sua biota (Anderson et al., 2012; Angermeier e Wheeler, 2004; Januchowski-Hartley et al., 2014; C. Robinson et al., 2010). Possivelmente essa negligência deva-se à carência de análises regionais ou de síntese que chamem a atenção para a pressão de estradas e sua relação com a conservação de recursos hídricos e biodiversidade aquática por parte dos pesquisadores em biodiversidade e dos gestores, a não ser sob perspectiva de problemas pontuais. No Brasil, por exemplo, as avaliações de impacto ambiental não costumam apresentar preocupação com impactos devidos aos cruzamentos com riachos, exceto eventualmente com impactos associados às obras, na fase de instalação das estradas. Porém, o efeito barreira permanente, que ocorre após a estrada instalada, não é sequer considerado. Da mesma forma, o efeito da malha viária sobre a drenagem de água na paisagem é alvo de preocupação mais por seus efeitos prejudiciais sobre a própria estrada ou aspectos antrópicos (inundação de residências ou áreas agrícolas) do que sobre os ecossistemas aquáticos e sua biota. Mesmo as avaliações de espécies ameaçadas não parecem considerar estradas como fator de ameaça (Sidi, Flores & Becker, em preparação). Um exemplo é a Avaliação do Estado de Conservação de Espécies Peixes do estado do RS realizado em 2014 (Rio Grande do Sul, 2014), na qual nenhuma das 229 espécies de peixes de água doce avaliadas tinha as estradas indicadas como fator efetivo ou potencial de ameaça. Logo, há um aparente paradoxo, dado o fato de termos riachos pressionados de forma ampla e relativamente severa em escala regional, mas nenhuma referência de que esta pressão se reflita em ameaça à conservação de espécies de peixe. Possivelmente, como já mencionado, isto se dá em parte porque estradas não estão entre os fatores usualmente considerados, ou sequer avaliados, em estudos científicos sobre ecologia de peixes no Brasil (uma busca nas bases bibliográficas Scielo e Scopus, utilizando uma expressão bastante ampla, “fish and Brazil and roads”, resultou em apenas seis artigos relevantes). Além disso, há ainda poucos estudos de caráter regional sobre relação entre conservação de peixes e fatores em escala de paisagem, a maior parte deles relativamente recentes e nem sempre considerando estradas como fator em questão (Bertaco et al., 2016; Chen e Koprowski, 2016; Dala-Corte et al., 2016). Logo, há uma lacuna de pesquisa a preencher, buscando avaliar a relação entre os fatores de pressão e efeitos efetivos nos ecossistemas lóticos e sua biota, mas também uma necessidade de maior apropriação pela comunidade gestora e científica das estradas como fator a ser considerado para avaliar e manejar problemas ambientais em

riachos. A partir desse conhecimento seremos capazes de avaliar em que medida os mapas de pressão representam efetivamente impacto e, por conseguinte, será possível utilizá-los mais efetivamente para orientar tomada de decisão em planejamento e gestão.

Ao compararmos as subunidades regionais de estudo, observamos que as subunidades de bioma florestal (M-AU, M-BU, M-LP e M-TM) apresentam pressão de estradas maior do que as de bioma campestre (P-BU, P-LP e P-TM). Isto acontece provavelmente em parte causa do relevo, na região de Mata Atlântica, mais acidentado do que no Pampa, o que faz com que, para localidades separadas por uma mesma distância em linha reta, a região de Mata Atlântica precise ter mais extensão de estradas. Além disso, os distintos relevos implicam em diferenças no uso da terra e na estrutura fundiária entre as subunidades, sendo que na região de Mata Atlântica tende a haver dominância de pequenas e médias propriedades, o que implica no desenvolvimento de uma malha viária mais densa do que no Pampa, onde as propriedades são principalmente de grande tamanho (Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul, 2002).

Os resultados indicam ainda a quase extinção de paisagens (hexágonos de 50 km²) sem estradas (*roadless areas*), os quais representam apenas 0,6% da região de estudo (Tabela 4). Os percentuais de áreas com Muito Baixa ou Baixa pressão total de estradas (Figura 6) chegam apenas a pouco mais de 30% nas paisagens do bioma Mata Atlântica, ao passo que variam aproximadamente entre 50 e 70% das paisagens de Pampa. Esses dados indicam cenários de gestão bastante distintos regionalmente, relacionados aos biomas predominantes. Para a região de Pampa, há predominantemente a oportunidade de conservação de áreas com baixa pressão de estradas, ao passo que a região de Mata Atlântica demanda estratégia mista, por um lado a proteção das paisagens pouco pressionadas que ainda restam e, por outro, a restauração ou manejo adequado de paisagens pressionadas que venham a ser identificadas como tendo maior importância para biodiversidade aquática. As áreas sem estradas ou com baixa pressão vem tornando-se escassas em todo mundo, indicando uma redução em ecossistemas bem preservados e em funcionamento em escala global (Selva et al., 2015). A perda ou degradação de áreas sem estradas pode reduzir ainda mais o movimento de indivíduos entre populações insulares interdependentes localizadas em áreas protegidas, resultando em maior isolamento (Crist et al., 2005). Além disso, paisagens sem estradas contribuem substancialmente para manter a biodiversidade regional. Crist et al. (2005) concluíram que áreas sem estrada protegeriam uma maior variedade de tipos de cobertura terrestre do que áreas protegidas sozinhas. A conservação e recuperação de áreas sem estradas (ou com baixo nível de pressão) é, portanto, uma estratégia interessante para conservação de biodiversidade. A manutenção de áreas sem estradas é mais econômica do que as medidas para mitigar ou minimizar impactos na

estrada, ou mesmo recuperação de estradas. Neste contexto, uma tarefa vital é identificar, mapear e descrever as áreas remanescentes de estradas e de baixo tráfego e promover sua manutenção e proteção. Vários países estão removendo estradas desnecessárias e restaurando processos de paisagem para ampliar as áreas com baixa pressão de estradas (Hermoso et al., 2015; King e O’Hanley, 2016; Nolan et al., 2015). A raridade de áreas sem estradas e os serviços que prestam à sociedade exigem a sua consideração sistemática no uso moderno da terra e no planejamento rodoviário (Selva et al., 2015).

Rios são sistemas dinâmicos que contêm habitats complexos, necessários para manutenção da diversidade de peixes e outras espécies aquáticas. A melhor abordagem para proteger esses recursos é planejar e criar projetos de estradas e estruturas que evitem o preenchimento de estradas nas planícies de inundação, reduzam ao mínimo o número de passagens de rios e desenhem pontes que acomodem fluxos naturais dinâmicos ao longo da maior extensão possível. Em áreas onde a erosão fluvial ameaça as estradas e o realinhamento não é viável, o uso de pontes pode proporcionar uma abordagem mais natural, que protege a infraestrutura ao mesmo tempo que fornece habitat (Wagner, 2015).

Os gestores devem evitar atividades como construção de estradas, exploração madeireira, propagação de espécies exóticas e uso de veículos fora de estrada em *roadless areas* pois resultariam em sua degradação ou perda. Se as áreas sem estradas não forem protegidas prioritariamente, é possível que sua contribuição potencial para o esforço de conservação no futuro seja diminuída e que as áreas protegidas existentes próximas de áreas sem estradas também sejam afetadas negativamente (Crist et al., 2005). As estradas podem influenciar fortemente as áreas protegidas. Por exemplo, a proteção oferecida pelas reservas contra incêndios de desmatamento foi avaliada usando as principais redes rodoviárias (Adeney et al., 2009), assim como a projeção dos efeitos futuros dos esforços de conservação (Barber et al., 2014; William F. Laurance et al., 2002). Crist et al. (2005) recomendam que as áreas sem estradas recebam proteção total e sejam gerenciadas de forma responsável, para que possam funcionar como uma parte importante do atual sistema de reserva de conservação.

Assim, os resultados deste trabalho podem ajudar planejar e orientar a gestão ambiental de diversas maneiras. Do ponto de vista de planejamento, pode compor Avaliações Ambientais Estratégicas ou Zoneamento Ecológico Econômico, duas ferramentas formais de planejamento ambiental no Brasil. Rios e riachos são habitats que abrigam grande biodiversidade aquática no Rio Grande do Sul (Bertaco et al., 2016) e muitas vezes se veem modificados por ações humanas que poderiam ser evitadas tomando simples e eficazes medidas de proteção (Forman et al., 2003). A identificação de áreas sem estradas ou com baixa pressão por estradas pode servir tanto para

estabelecer áreas candidatas a futuras unidades de conservação (dependendo ainda de outros critérios de priorização), para ajudar a delimitar zonas de amortecimento das unidades de conservação, para orientar exigências de licenciamento ambiental de empreendimentos individuais (mais rigor em evitar intersecções riacho/estrada em áreas de baixa pressão ou identificar áreas onde o esforço de recuperação ou medidas mitigação por meio de engenharia deva ser maior) e para orientar a alocação de medidas de compensação ou restauração ambiental em determinadas regiões.

Além disso, esperamos que os resultados tornem mais visível a necessidade de ampliação da pesquisa científica sobre o efeito de estradas em ecossistemas aquáticos, incluindo: avaliação de escala e limiares de efeitos cumulativos, determinação de indicadores ecossistêmicos e biológicos de efeitos, dimensionamento de estradas como fator de ameaça de extinção de peixes de água doce; e melhor caracterização dos efeitos sobre ecossistemas aquáticos em geral, além do desenvolvimento de técnicas ou estratégias de engenharia que evitem ou atenuem esses efeitos.

Referências bibliográficas

- Abell, R., Thieme, M.L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., Coad, B., Mandrak, N., Balderas, S.C., Bussing, W., Stiassny, M.L.J., Skelton, P., Allen, G.R., Unmack, P., Naseka, A., Ng, R., Sindorf, N., Robertson, J., Armijo, E., Higgins, J. V, Heibel, T.J., Wikramanayake, E., Olson, D., López, H.L., Reis, R.E., Lundberg, J.G., Sabaj Pérez, M.H., Petry, P., Pérez, M.H.S., Petry, P., 2008. Freshwater Ecoregions of the World : A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *Bioscience* 58, 403. doi:10.1641/B580507
- Adeney, J.M., Christensen Jr, N.L., Pimm, S.L., 2009. Reserves Protect against Deforestation Fires in the Amazon. *PLoS One* 4, e5014.
- Al-Chokhachy, R., Roper, B.B., Archer, E.K., 2010. Evaluating the Status and Trends of Physical Stream Habitat in Headwater Streams within the Interior Columbia River and Upper Missouri River Basins Using an Index Approach. *Trans. Am. Fish. Soc.* 139, 1041–1059. doi:10.1577/T08-221.1
- Anderson, G.B., Freeman, M.C., Freeman, B.J., Straight, C.A., Hagler, M.M., Peterson, J.T., 2012. Dealing with uncertainty when assessing fish passage through culvert road crossings. *Environ. Manage.* doi:10.1007/s00267-012-9886-6
- Angermeier, P., Wheeler, A., 2004. A conceptual framework for assessing impacts of roads on aquatic biota. *Fisheries* 19–29.
- Angermeier, P.L., Wheeler, A.P., Rosenberger, A.E., 2004. A Conceptual Framework for Assessing Impacts of Roads on Aquatic Biota. *Fisheries*.
- Barber, C.P., Cochrane, M.A., Souza, C.M., Laurance, W.F., 2014. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biol. Conserv.* 177, 203–209. doi:10.1016/j.biocon.2014.07.004
- Benton, P.D., Ensign, W.E., Freeman, B.J., 2008. The Effect of Road Crossings on Fish Movements in Small Etowah Basin Streams. *Southeast. Nat.* 7, 301–310.
- Bertaco, V.A., Ferrer, J., Carvalho, F.R., Malabarba, L.R., 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. doi:10.11646/zootaxa.4138.3.1
- Bissonette, J.A., Rosa, S.A., Function, L., 2009. Road Zone Effects in Small-Mammal

Communities. *Ecol. Soc.* 14.

- Bliss-Ketchum, L.L., de Rivera, C.E., Turner, B.C., Weisbaum, D.M., 2016. The effect of artificial light on wildlife use of a passage structure. *Biol. Conserv.* 199, 25–28. doi:10.1016/j.biocon.2016.04.025
- Borda-de-Água, L., Navarro, L., Gavinhos, C., Pereira, H.M., 2011. Spatio-temporal impacts of roads on the persistence of populations: Analytic and numerical approaches. *Landsc. Ecol.* 26, 253–265. doi:10.1007/s10980-010-9546-2
- Brown, T.C., Froemke, P., 2012. Nationwide Assessment of Nonpoint Source Threats to Water Quality. *Bioscience* 136. doi:10.1525/bio.2012.62.2.7
- Celestino, E.F., Makrakis, S., Kashiwaqui, E.A.L., Celestino, L.F., Makrakis, M.C., Mariano, J.R., 2013. Environmental conditions in river segments intercepted by culverts. *Brazilian J. Biosci.* 11, 423–431.
- Chen, H.L., Koprowski, J.L., 2016. Differential effects of roads and traffic on space use and movements of native forest-dependent and introduced edge-tolerant species. *PLoS One* 11, 1–18. doi:10.1371/journal.pone.0148121
- Crist, M.R., Wilmer, B.O., Aplet, G.H., 2005. Assessing the value of roadless areas in a conservation reserve strategy: Biodiversity and landscape connectivity in the northern Rockies. *J. Appl. Ecol.* 42, 181–191. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.00996.x
- Croke, J.C., Hairsine, P.B., 2006. Sediment delivery in managed forests: a review. *Publ. NRC Res. Press Web site Environ. Rev. Environ. Rev* 14, 59–87. doi:10.1139/A05-016
- Dala-Corte, R.B., Giam, X., Olden, J.D., Becker, F.G., Guimarães, T. de F., Melo, A.S., 2016. Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. *Freshw. Biol.* 61, 1921–1934. doi:10.1111/fwb.12825
- Dauwalter, D.C., Wenger, S.J., Gelwicks, K.R., Fesenmyer, K. a., 2011. Land Use Associations with Distributions of Declining Native Fishes in the Upper Colorado River Basin. *Trans. Am. Fish. Soc.* 140, 646–658. doi:10.1080/00028487.2011.587753
- Davis, J., O’Grady, A.P., Dale, A., Arthington, A.H., Gell, P.A., Driver, P.D., Bond, N., Casanova, M., Finlayson, M., Watts, R.J., Capon, S.J., Nagelkerken, I., Tingley, R., Fry, B., Page, T.J., Specht, A., 2015. When trends intersect: The challenge of protecting freshwater ecosystems under multiple land use and hydrological intensification scenarios. *Sci. Total Environ.* 534, 65–78. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.03.127

- Di Giulio, M., Holderegger, R., Tobias, S., 2009. Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes. *J. Environ. Manage.* 90, 2959–2968. doi:10.1016/j.jenvman.2009.05.002
- Diebel, M.W., Fedora, M., Cogswell, S., O’Hanley, J.R., 2015. Effects of Road Crossings on Habitat Connectivity for Stream-Resident Fish. *River Res. Appl.* doi:10.1002/rra.2822
- Dymond, S.F., Michael Aust, W., Prisley, S.P., Eisenbies, M.H., Vose, J.M., 2014. Application of a distributed process-based hydrologic model to estimate the effects of forest road density on stormflows in the southern Appalachians. *For. Sci.* doi:10.5849/forsci.13-605
- Eigenbrod, F., Hecnar, S.J., Fahrig, L., 2009. Quantifying the road-effect zone: Threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecol. Soc.* 14. doi:Artn 24
- Fahrig, L., Rytwinski, T., 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecol. Soc.* 14, 21. <<http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/>>
- Findlay, C.S., Bourdages, J., 2000. Response Time of Wetland Biodiversity to Road Construction on Adjacent Lands. *Conserv. Biol.* 14, 86–94.
- Forman, R., Sperling, D., Bissonette, J., Clevenger, A., 2003. *Road Ecology: Science And Solutions*. Bibliovault OAI Repos. Univ. Chicago Press.
- Forman, R.T.T., Alexander, L.E., 1998. Roads and Their Major Ecological Effects. *Source Annu. Rev. Ecol. Syst. Annu. Rev. Ecol. Svst* 29, 207–231.
- Forman, R.T.T., Hersperger, A.M., 1996. Road ecology and road density in different landscapes, with international planning and mitigation solutions. *Transp. Wildl. Reducing Wildl. Mortal. Improv. Wildl. Passageways Across Transp. Corridors* 23.
- Gibson, R.J., Haedrich, R.L., Wernerheim, C.M., 2005. Loss of Fish Habitat as a Consequence of Inappropriately Constructed Stream Crossings. *Fisheries* 30. doi:10.1577/1548-8446(2005)30[10:LOFHAA]2.0.CO;2
- Gucinski, H., Furniss, M.J., Ziemer, R.R., Brookes, M.H., 2000. *FOREST ROADS: A SYNTHESIS OF SCIENTIFIC INFORMATION*.
- Harper, D.J., Quigley, J.T., 2005. No net loss of fish habitat: A review and analysis of habitat compensation in Canada. *Environ. Manage.* 36, 343–355. doi:10.1007/s00267-004-0114-x
- Hermoso, V., Januchowski-Hartley, S.R., Linke, S., 2015. Systematic planning of disconnection to enhance conservation success in a modified world. *Sci. Total Environ.*

doi:10.1016/j.scitotenv.2015.07.120

- Holt, D.E., Johnston, C.E., 2015. Traffic noise masks acoustic signals of freshwater stream fish. *Biol. Conserv.* 187, 27–33. doi:10.1016/j.biocon.2015.04.004
- Ibisch, P.L., Hoffmann, M.T., Kreft, S., Pe, G., Kati, V., Biber-freudenberger, L., Dellasala, D.A., Vale, M.M., Hobson, P.R., Selva, N., 2017. Their Conservation Status 354, 349–352.
- Irvine, K.M., Miller, S.W., Al-Chokhachy, R.K., Archer, E.K., Roper, B.B., Kershner, J.L., 2015. Empirical evaluation of the conceptual model underpinning a regional aquatic long-term monitoring program using causal modelling. *Ecol. Indic.* doi:10.1016/j.ecolind.2014.10.011
- Januchowski-Hartley, S.R., Diebel, M., Doran, P.J., McIntyre, P.B., 2014. Predicting road culvert passability for migratory fishes. *Divers. Distrib.* 20, 1414–1424. doi:10.1111/ddi.12248
- Januchowski-Hartley, S.R., McIntyre, P.B., Diebel, M., Doran, P.J., Infante, D.M., Joseph, C., Allan, J.D., 2013. Restoring aquatic ecosystem connectivity requires expanding inventories of both dams and road crossings. *Front. Ecol. Environ.* doi:10.1890/120168
- Jones, J.A., Swanson, F.J., Wemple, B.C., Snyder, K.U., 2000. Effects of Roads on Hydrology, Geomorphology, and Disturbance Patches in Stream Networks. *Conserv. Biol.* 14, 76–85.
- Jorgensen, J.C., Honea, J.M., McClure, M.M., Cooney, T.D., Engie, K., Holzer, D.M., 2009. Linking landscape-level change to habitat quality: An evaluation of restoration actions on the freshwater habitat of spring-run Chinook salmon. *Freshw. Biol.* 54, 1560–1575. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02207.x
- King, S., O’Hanley, J.R., 2016. Optimal Fish Passage Barrier Removal-Revisited. *River Res. Appl.* doi:10.1002/rra.2859
- Laurance, W.F., 2015. Bad Roads, Good Roads. *Handb. Road Ecol.* 10–15. doi:10.1002/9781118568170.ch2
- Laurance, W.F., Albernaz, A.K.M., Schroth, G., Fearnside, P.M., Bergen, S., Venticinque, E.M., Da Costa, C., 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *J. Biogeogr.* 29, 737–748. doi:10.1046/j.1365-2699.2002.00721.x
- Laurance, W.F., Albernaz, A.K.M., Tz Schroth, G., Fearnside, P.M., Bergen, S., Venticinque, E.M., Da Costa, C., 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *J. Biogeogr.* 29, 737–748.
- Liu, S.L., Cui, B.S., Dong, S.K., Yang, Z.F., Yang, M., Holt, K., 2008a. Evaluating the influence

- of road networks on landscape and regional ecological risk-A case study in Lancang River Valley of Southwest China. *Ecol. Eng.* 34, 91–99. doi:10.1016/j.ecoleng.2008.07.006
- Liu, S.L., Cui, B.S., Dong, S.K., Yang, Z.F., Yang, M., Holt, K., 2008b. Evaluating the influence of road networks on landscape and regional ecological risk-A case study in Lancang River Valley of Southwest China. *Ecol. Eng.* doi:10.1016/j.ecoleng.2008.07.006
- Loehle, C., Wigley, T.B., Rutzmoser, S., Gerwin, J.A., Keyser, P.D., Lancia, R.A., Reynolds, C.J., Thill, R.E., Weih, R., White, D., Wood, P.B., 2005. Managed forest landscape structure and avian species richness in the southeastern US. *For. Ecol. Manage.* doi:10.1016/j.foreco.2005.04.018
- Lugo, A.E., Gucinski, H., 2000a. Function, effects, and management of forest roads. *For. Ecol. Manage.* doi:10.1016/S0378-1127(99)00237-6
- Lugo, A.E., Gucinski, H., 2000b. Function, effects, and management of forest roads. *For. Ecol. Manage.* 133, 249–262. doi:10.1016/S0378-1127(99)00237-6
- Magilligan, F.J., Nislow, K.H., Kynard, B.E., Hackman, A.M., 2016. Immediate changes in stream channel geomorphology, aquatic habitat, and fish assemblages following dam removal in a small upland catchment. *Geomorphology* 252, 158–170. doi:10.1016/j.geomorph.2015.07.027
- Mattson, K.M., Angermeier, P.L., 2007. Integrating human impacts and ecological integrity into a risk-based protocol for conservation planning. *Environ. Manage.* doi:10.1007/s00267-005-0238-7
- Meixler, M.S., Bain, M.B., 2010. Landscape scale assessment of stream channel and riparian habitat restoration needs. *Landsc. Ecol. Eng.* 6, 235–245. doi:10.1007/s11355-010-0103-6
- Meredith, C., Roper, B., Archer, E., 2014. Reductions in Instream Wood in Streams near Roads in the Interior Columbia River Basin. *North Am. J. Fish. Manag.* 34, 493–506. doi:10.1080/02755947.2014.882451
- Milton, S.J., Dean, W.R.J., Sielecki, L.E., van der Ree, R., 2015. The Function and Management of Roadside Vegetation. *Handb. Road Ecol.* 373–381. doi:10.1002/9781118568170.ch46
- Molinos, J.G., 2012. Stream habitat fragmentation caused by road networks in spanish low-order forest catchments, in: *Management of Mountain Watersheds*. doi:10.1007/978-94-007-2476-1_10

- Moore, J.W., Lambert, T.D., Heady, W.N., Honig, S.E., Osterback, A.M.K., Phillis, C.C., Quiros, A.L., Retford, N.A., Herbst, D.B., 2014. Anthropogenic land-use signals propagate through stream food webs in a California, USA, watershed. *Limnologica* 46, 124–130.
doi:10.1016/j.limno.2014.01.005
- Nhancale, B.A., Smith, R.J., 2011. The influence of planning unit characteristics on the efficiency and spatial pattern of systematic conservation planning assessments. *Biodivers. Conserv.* 20, 1821–1835. doi:10.1007/s10531-011-0063-7
- Nolan, L., Aust, W.M., Barrett, S.M., Bolding, M.C., Brown, K., McGuire, K., 2015. Estimating costs and effectiveness of upgrades in forestry best management practices for stream crossings. *Water (Switzerland)*. doi:10.3390/w7126668
- Park, D., Sullivan, M., Bayne, E., Scrimgeour, G., 2008. Landscape-level stream fragmentation caused by hanging culverts along roads in Alberta's boreal forest. *Can. J. For. Res.* 38, 566–575. doi:10.1139/X07-179
- Paukert, C.P., Pitts, K.L., Whittier, J.B., Olden, J.D., 2011. Development and assessment of a landscape-scale ecological threat index for the Lower Colorado River Basin. *Ecol. Indic.* doi:10.1016/j.ecolind.2010.05.008
- Perz, S.G., 2014. Perz, 2014 - The promise and and perils of roads. *Nature*.
- Pusey, B.J., Arthington, A.H., 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: A review. *Mar. Freshw. Res.* 54, 1–16.
doi:10.1071/MF02041
- Robinson, C., Duinker, P.N., Beazley, K.F., 2010. A conceptual framework for understanding, assessing, and mitigating ecological effects of forest roads. *Environ. Rev.* doi:10.1139/A10-002
- Robinson, C., Duinker, P.N., Beazley, K.F., 2010. A conceptual framework for understanding, assessing, and mitigating ecological effects of forest roads. *Environ. Rev.* 18, 61–86.
doi:10.1139/A10-002
- Roy, S., Sahu, A.S., 2017. Potential interaction between transport and stream networks over the lowland rivers in Eastern India. *J. Environ. Manage.* 197, 316–330.
doi:10.1016/j.jenvman.2017.04.012
- Saunders, S., Mislivets, M., Chen, J., Cleland, D., 2002. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. *Biol. Conserv.* 103,

209–225. doi:doi: 10.1016/s0006-3207(01)00130-6

- Saunders, S.C., Mislivets, M.R., Chen, J., Cleland, D.T., 2001. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. *Biol. Conserv.*
- Selva, N., Switalski, A., Kreft, S., Ibsch, P.L., 2015. Why Keep Areas Road-Free? The Importance of Roadless Areas. *Handb. Road Ecol.* 16–26. doi:10.1002/9781118568170.ch3
- Sidle, R.C., Ziegler, A.D., Negishi, J.N., Nik, A.R., Siew, R., Turkelboom, F., 2006. Erosion processes in steep terrain - Truths, myths, and uncertainties related to forest management in Southeast Asia. *For. Ecol. Manage.* 224, 199–225. doi:10.1016/j.foreco.2005.12.019
- Sowa, S., Annis, G., Morey, M., Diamond, D., 2007. A gap analysis and comprehensive conseration strategy for riverine ecosystems of Missouri. *Ecol. Monogr.* 77, 301–334.
- Sterling, S.M., Garroway, K., Guan, Y., Ambrose, S.M., Horne, P., Kennedy, G.W., 2014. A new watershed assessment framework for Nova Scotia: A high-level, integrated approach for regions without a dense network of monitoring stations. *J. Hydrol.*
doi:10.1016/j.jhydrol.2014.07.063
- Switalski, T.A., Bissonette, J.A., DeLuca, T.H., Luce, C.H., Madej, M.A., 2004. Benefits and impacts of road removal. *Front. Ecol. Environ.* doi:10.1890/1540-9295(2004)002[0021:BAIORR]2.0.CO;2
- Trocm??, M., 2015. Best-Practice Guidelines and Manuals. *Handb. Road Ecol.* 479–484.
doi:10.1002/9781118568170.ch59
- Trombulak, S.C., Frissell, C. a, 2010. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conserv. Biol.* 14, 18–30. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x
- Vos, C.C., Chardon, J.P., 1998. Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *J. Appl. Ecol.* 35, 44–56.
doi:10.1046/j.1365-2664.1998.00284.x
- Votsi, N.-E., Mazaris, A.D., Kallimanis, A.S., Zomeni, M.S., Vogiatzakis, I.N., Sgardelis, S.P., Pantis, J.D., 2012. Road effects on habitat richness of the Greek Natura 2000 network. *Nat. Conserv.* 1, 53–71. doi:10.3897/
- Wagner, P.J., 2015. Form and Function: A More Natural Approach to Infrastructure, Fish and Stream Habitats. *Handb. Road Ecol.* 357–363. doi:10.1002/9781118568170.ch44

- Warren, M.L., Pardew, M.G., 1998. Road Crossings as Barriers to Small-Stream Fish Movement. *Trans. Am. Fish. Soc.*
- Wheeler, A.P., Angermeier, P.L., Rosenberger, A.E., 2005. Impacts of New Highways and Subsequent Landscape Urbanization on Stream Habitat and Biota. *Rev. Fish. Sci.* doi:10.1080/10641260590964449
- Ziegler, A.D., Giambelluca, T.W., Sutherland, R.A., Nullet, M.A., Yarnasarn, S., Pinthong, J., Preechapanya, P., Jaiaree, S., 2004. Toward understanding the cumulative impacts of roads in upland agricultural watersheds of northern Thailand. *Agric. Ecosyst. Environ.* 104, 145–158. doi:10.1016/j.agee.2004.01.012
- Ziemer, R.R., 1981. Storm flow response to road building and partial cutting in small streams of northern California. *Water Resour. Res.* 17, 907–917. doi:10.1029/WR017i004p00907

Apêndices

Apêndice 1. Valores de limiar obtidos e o efeito estudado.

Efeitos encontrados para os três indicadores de pressão de estradas	Referência
Densidade de estradas	
Valor de referência até 0,5km/km ²	(Al-Chokhachy et al., 2010)
Efeito Crítico de 0,36 a 1 km/km ² para lobos	(Borda-de-Água et al., 2011)
Efeito a partir de 0,5 e a partir de 3km/km ² é muito grande efeito	(Dymond et al., 2014)
Valor de referência até 0,5km/km ²	(Irvine et al., 2015)
Efeito a partir de 1 km/km ² e efeito relativamente alto a partir de 2km/km ²	(Jones et al., 2000)
Efeito grande a partir de 3,2 km/km ²	(Jorgensen et al., 2009)
Categorias: Low (<2), Moderate (2< and <5), and High (>5)	(Loehle et al., 2005)
A partir de 0,2km/km ² já tem risco biológico	(Liu et al., 2008b)
Categorias: 0 (0km/km ²), 1 (<0,1km/km ²), 2 (0,1< e <0,16), e 3 (>0,16)	(Mattson e Angermeier, 2007)
Referência até 0,6 km/km ² , a partir de 1km/km ² já tem correlação negativa e entre 2 e 3 km/km ² os efeitos já são evidentes.	(Forman e Alexander, 1998)
Categorias: 0 (0km/km ²), 1 (<0,1km/km ²), 2 (0,1< e <0,16), e 3 (>0,16)	(Meixler e Bain, 2010)
A partir de 2,6km/km ² excede os limites	(Moore et al., 2014)
Efeito a partir de 0,25 km/km ²	(Park et al., 2008)
Categorias: 0 (0km/km ²), 1 (<0,37 km/km ²), 2 (0,37< e <0,6), 3 (0,6< e <1,2), e 4 (>1,02)	(Paukert et al., 2011)
Categorias: 0 (0,16< e <0,59 km/km ²), 1 (0,59< e < 0,88), 2 (0,88< e <1,15), 3 (1,15< e <1,44), e 4 (>1,44)	(Saunders et al., 2001)
Categorias: 0 (<0,67 km/km ²), 1 (0,67< e < 1,03), 2 (1,03< e <1,35), 3 (1,35< e <1,69), e 4 (>1,69)	(Sterling et al., 2014)
Categorias: 0 (0km/km ²), 1 (<1,5km/km ²), e 2 (>1,5)	(Votsi et al., 2012)
Cruzamentos riacho/estrada (road crossings)	
Cruzamentos são sempre letais	(Borda-de-Água et al., 2011)
Cruzamentos a partir de 0,08 cruzamentos/km é efeito alto	(Magilligan et al., 2016)
Efeito a partir de 0,19 km/km ²	(Park et al., 2008)
Categorias: 0 (0km/km ²), 1 (<0,37 km/km ²), 2 (0,37< e <0,6), 3 (0,6< e <1,2), e 4 (>1,02)	(Paukert et al., 2011)
Categorias: 0 (0km/km ²), 1 (<0,09 km/km ²), 2 (0,09< e <0,19), 3 (0,19< e <0,4), e 4 (>0,4)	(Sowa et al., 2007)
Densidade de estradas na zona ripária	
Valor de referência em ZR é 0 km/km ² em buffer de 1km	(Al-Chokhachy et al., 2010)
Efeito em 100m de buffer	(Bissonette et al., 2009)
Buffer 0,5km	(Dauwalter et al., 2011)
Efeito em 60m de buffer	(Meredith et al., 2014)
Efeito em 300m de buffer	(Saunders et al., 2002)

Apêndice 2. Porcentagem de hexágonos por indicador e por região.

	DR				ZR				CR				TOT			
	AU	BU	LP	TM	AU	BU	LP	TM	AU	BU	LP	TM	AU	BU	LP	TM
Nenhuma	0.02	0.22	0.35	0.00	0.04	0.69	1.57	0.17	0.04	1.53	2.26	0.22	0.02	0.22	0.35	0.00
Baixa	1.90	18.77	12.57	0.47	4.14	27.67	26.62	0.34	1.46	10.65	7.48	0.11	6.21	31.38	35.45	0.82
Intermediária	8.64	16.57	36.60	0.67	5.78	7.61	19.94	0.56	2.54	10.86	14.09	0.17	4.55	4.57	15.06	0.35
Alta	0.28	0.76	1.74	0.07	0.88	0.35	3.26	0.15	3.92	9.42	16.87	0.45	0.06	0.15	0.54	0.04
Muito alta	0.00	0.02	0.34	0.00	0.00	0.02	0.21	0.00	2.89	3.88	10.91	0.26	0.00	0.02	0.21	0.00