


---

# Influências da composição e estrutura da paisagem sobre a qualidade da água em múltiplas extensões temporais e espaciais na unidade hidrológica do rio Doce em Minas Gerais

## Landscape influences on water quality composition and structure across multiple temporal and spatial scales in the hydrological unit of the Doce River in Minas Gerais

Santos, João Pedro dos; Macedo, Diego Rodrigues

 **João Pedro dos Santos**  
joaopedrosgeo@gmail.com  
UFMG, Brasil

 **Diego Rodrigues Macedo** diegorm@ufmg.br  
UFMG, Brasil

**Revista Espinhaço**  
Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Brasil  
ISSN-e: 2317-0611  
Periodicidade: Semestral  
vol. 13, núm. 1, 2024  
revista.espinhaco@gmail.com

Recepção: 03 Outubro 2023  
Aprovação: 20 Dezembro 2023

URL: <http://portal.amelica.org/ameli/journal/485/4854259003/>

DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.10433182>

**Resumo:** A degradação de ambientes aquáticos promove a contaminação das águas implicando em piora na qualidade dos ecossistemas. A bacia do rio Doce possui um histórico de degradação ambiental, principalmente com a expansão industrial e a agropecuária intensiva. Ademais, em 2015, a barragem de rejeito de Fundão (Samarco, BHP Billiton e Vale) se rompeu lançando rejeitos de minério sobre os cursos d'água da bacia, alterando abruptamente seu contexto socioambiental e se tornando um dos maiores desastres ambientais da história brasileira. O objetivo desse estudo foi analisar a relação entre características da paisagem e a qualidade da água na porção mineira da bacia do rio Doce a partir de diferentes extensões espaciais. Para isso, foram analisados modelos estatísticos que mostraram a relação entre parâmetros da qualidade da água e o uso e cobertura da terra e métricas de paisagem para os anos de 2008, 2013 e 2018. Foram utilizadas três extensões espaciais: subbacia, que corresponde a toda área de drenagem a montante do ponto de monitoramento; ripária, que corresponde a uma zona tampão de 200 m para cada lado do curso d'água a montante do ponto de monitoramento; e local que corresponde a uma zona tampão de 200 m para cada lado do curso d'água a montante do ponto de monitoramento dentro de um raio de 2 km. Os parâmetros utilizados correspondem ao monitoramento dos períodos chuvoso e seco em 64 estações, sendo eles: nitrato, sólidos totais e turbidez. A relação entre as variáveis foi avaliada por meio da regressão linear múltipla que permitiu construir e selecionar os modelos com os melhores ajustes e identificar as variáveis que possuíram os maiores pesos sobre os modelos. Os modelos que apresentaram a melhor capacidade explicativa foram da extensão espacial subbacia ( $R_{aj} = 0,20-0,57$ ; mediana:  $R_{aj} = 0,35$ ) e ripária ( $R_{aj} = 0,23-0,48$ ; mediana:  $R_{aj} = 0,39$ ), em detrimento da extensão local ( $R_{aj} = 0,07-0,47$ ; mediana:  $R_{aj} = 0,23$ ). Atividades humanas como a agropecuária, a urbanização, o plantio de eucalipto e a mineração foram associadas com a piora na qualidade da água em todas as extensões analisadas. De modo oposto, a presença de manchas de vegetação natural demonstrou funcionar como controladoras da qualidade da água. O estudo reforça a necessidade urgente de se

conter o desmatamento e a degradação nas áreas próximas dos cursos d'água e de toda a bacia hidrográfica.

**Palavras-chave:** Qualidade da água, Métricas da paisagem, Extensões espaciais.

**Abstract:** The degradation of aquatic environments leads to water contamination, resulting in a deterioration of ecosystem quality. The Rio Doce basin has a history of environmental degradation, primarily due to industrial expansion and intensive agriculture. Additionally, in 2015, the Fundão tailings dam (Samarco, BHP Billiton, and Vale) ruptured, releasing ore tailings into the watercourses of the basin, abruptly altering its socio-environmental context and becoming one of the biggest environmental disasters in Brazilian history. The objective of this study was to analyze the relationship between landscape characteristics and water quality in the Minas Gerais portion of the Rio Doce basin across different spatial extents. Statistical models were employed to explore the relationship between water quality parameters and land use, land cover, and landscape metrics for 2008, 2013, and 2018. Three spatial extents were considered: sub-basin, corresponding to the entire upstream drainage area of the monitoring point; riparian, representing a 200-meter buffer zone on each side of the watercourse upstream of the monitoring point; and local, corresponding to a 200-meter buffer zone on each side of the watercourse within a 2-kilometer radius of the monitoring point. The parameters monitored included nitrate, total solids, and turbidity during both rainy and dry periods at 64 monitoring stations. The relationship between variables was assessed through multiple linear regression, allowing for constructing and selecting models with the best fits and identifying variables with the most significant impact on the models. The models with the best explanatory capacity were those of the sub-basin spatial extent ( $R^2_{adj} = 0.20-0.57$ ; median:  $R^2_{adj} = 0.35$ ) and riparian ( $R^2_{adj} = 0.23-0.48$ ; median:  $R^2_{adj} = 0.39$ ), while the local extent ( $R^2_{adj} = 0.07-0.47$ ; median:  $R^2_{adj} = 0.23$ ) performed less effectively. Human activities such as agriculture, urbanization, eucalyptus planting, and mining were associated with worsened water quality across all analyzed extents. Conversely, patches of natural vegetation were found to act as controllers of water quality. The study underscores the urgent need to halt deforestation and degradation in areas near watercourses and throughout the watershed.

**Keywords:** Water quality, Landscape metrics, Spatial scales.

## 1. Introdução

A água é um elemento natural importante na bioquímica dos seres vivos e exerce um influente papel nos valores socioculturais dos povos. A degradação das características físicas ou químicas do ecossistema é denominada poluição e quando ela ocorre em águas superficiais podem ser oriundas de fontes pontuais e/ou difusas (Oliveira, 2016). Enquanto na poluição pontual é possível identificar uma fonte para o despejo de efluentes, na poluição difusa, os poluentes são carregados pelo escoamento superficial e subsuperficial a partir de diversas

fontes e, normalmente, em extensas áreas (Mello et al., 2020). Nas áreas urbanas as principais fontes poluidoras são oriundas do despejo de efluentes por esgotos domésticos e industriais *in natura* na rede de drenagem. Já em áreas rurais, as principais fontes de poluição dos cursos d'água estão relacionadas ao desmatamento, à mineração e às diversas práticas ligadas à agropecuária, como o uso de fertilizantes (Mello et al., 2023). A presença de manchas de vegetação nativa contínuas, tanto na zona ripária quanto distante dos cursos d'água, ajuda a conservar a quantidade e a qualidade da água (Dala-corte, 2020; Oliveira et al., 2020). Além dos fatores espaciais, a sazonalidade também interfere na alteração da qualidade da água (QA). A pluviosidade interfere nos níveis de vazão, que por sua vez, influenciam no fluxo do rio e no transporte de materiais. Com isso, a poluição difusa se torna ainda mais associada à composição e configuração da paisagem devido ao escoamento superficial nos períodos chuvosos (Oliveira et al., 2017).

Uma forma de contribuir para o direcionamento de uma melhor gestão do território é na identificação da extensão espacial que mais influência nas alterações da qualidade da água a partir da dinâmica das características da paisagem (Nelson Mwaijengo et al., 2020). As características da paisagem formam um conjunto de elementos que compõe o espaço, como o uso e cobertura da terra e as métricas da paisagem, que compreendem a composição e a configuração da paisagem e são identificadas a partir desses usos e coberturas (Uemaa, 2007). Neste sentido, nos últimos anos, vários estudos procuraram analisar a relação entre o uso e cobertura da terra e métricas de paisagem com parâmetros da qualidade da água sob a perspectiva de várias extensões espaciais (Sliva e Dudley Williams, 2001; Marzin et al., 2013; Oliveira et al., 2017; Santos et al., 2017). Diversos autores propuseram diferentes extensões espaciais para verificar qual é a área de influência mais determinante para as alterações na qualidade da água, como diferentes tamanhos de áreas de drenagem, de larguras e comprimentos de faixas (buffers) adjacentes aos cursos d'água (Morley e Karr, 2002; Sun et al., 2014; Gonzales-Inca et al., 2015). Verifica-se que neste contexto as extensões espaciais que mais possuem influência sobre determinado ponto do curso d'água dependerá de seu grau de antropização, tipos de uso e cobertura da terra, dentre outros fatores que concedem singularidade aos ambientes estudados (Sliva e Dudley Williams, 2001).

No Brasil, as unidades federativas (UF) possuem autonomia para decidir como implementar a rede do monitoramento hidrológico, um importante instrumento para identificação do contexto bio-físico-químico das águas superficiais ao longo do tempo (ANA, 2016). Bacias hidrográficas que cruzam mais de uma UF limitam estudos científicos que utilizam dados do monitoramento da qualidade da água devido a não uniformidade sazonal nas coletas e no número de parâmetros avaliados, sendo necessária a delimitação de unidades hidrológicas (UH), que podem compor um conjunto de bacias hidrográficas ou outra região hidrológica delimitada a partir da topografia (Omernik et al., 2017). Para esse estudo, foi selecionada a porção mineira da bacia do rio Doce, como “Unidade Hidrológica do Rio Doce em Minas Gerais” (UH do rio Doce), devido ao seu histórico de ocupação secular que tem provocado acentuada degradação ambiental, principalmente com a instalação das indústrias e pelo intenso uso agropecuário. Ademais, em 2015 a barragem de rejeito de Fundão em Mariana

(MG) se rompeu lançando rejeitos de minério sobre os cursos d'água, alterando abruptamente seu contexto socioambiental se tornando um dos maiores desastres ambientais do Brasil (SEDRU, 2016; Fiorott and Zaneti, 2017; Aires et al., 2018; IGAM, 2019). Neste contexto, o objetivo desse estudo foi analisar a relação entre a composição e a estrutura da paisagem em múltiplas extensões espaciais e temporais na UH do rio Doce em Minas Gerais. Para isso, foram analisados modelos estatísticos que mostraram a influência do uso e cobertura da terra e métricas de paisagem sobre a qualidade da água para os anos de 2008, 2013 e 2018 em três extensões espaciais: subbacia, ripária e local.

## 2. Materiais e Métodos

### 2.1. Área de estudo

A bacia do rio Doce, que se estende pelos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, possui extensão de 86,711 km<sup>2</sup> e pertence à região hidrográfica do Atlântico Sudeste. A maior parte (86%) se insere no estado de Minas Gerais, sendo essa, a área de estudo deste trabalho, a Unidade Hidrológica (UH) do rio Doce (Figura 1). A área da UH do rio Doce contém 191 sedes municipais e possuía no Censo de 2010 aproximadamente 3 milhões de habitantes, sendo que 48% pertencem à região industrial das bacias dos rios Piranga e Piracicaba (IBGE, 2010). Dentre as atividades econômicas que se destacam na UH do rio Doce tem-se: agropecuária (principalmente plantio de café, feijão, mandioca, banana, arroz e cana-de-açúcar, bovinocultura e suinocultura); silvicultura (principalmente de eucalipto) a mineração (com destaque para ferro, ouro, bauxita, manganês); a indústria (celulose, siderurgia, sucroalcooleira, produção de alimentos, como laticínios, sendo que esses setores são encontrados principalmente na região industrial do Vale do Aço) e comércio e serviços, como o turismo (Coelho, 2009).

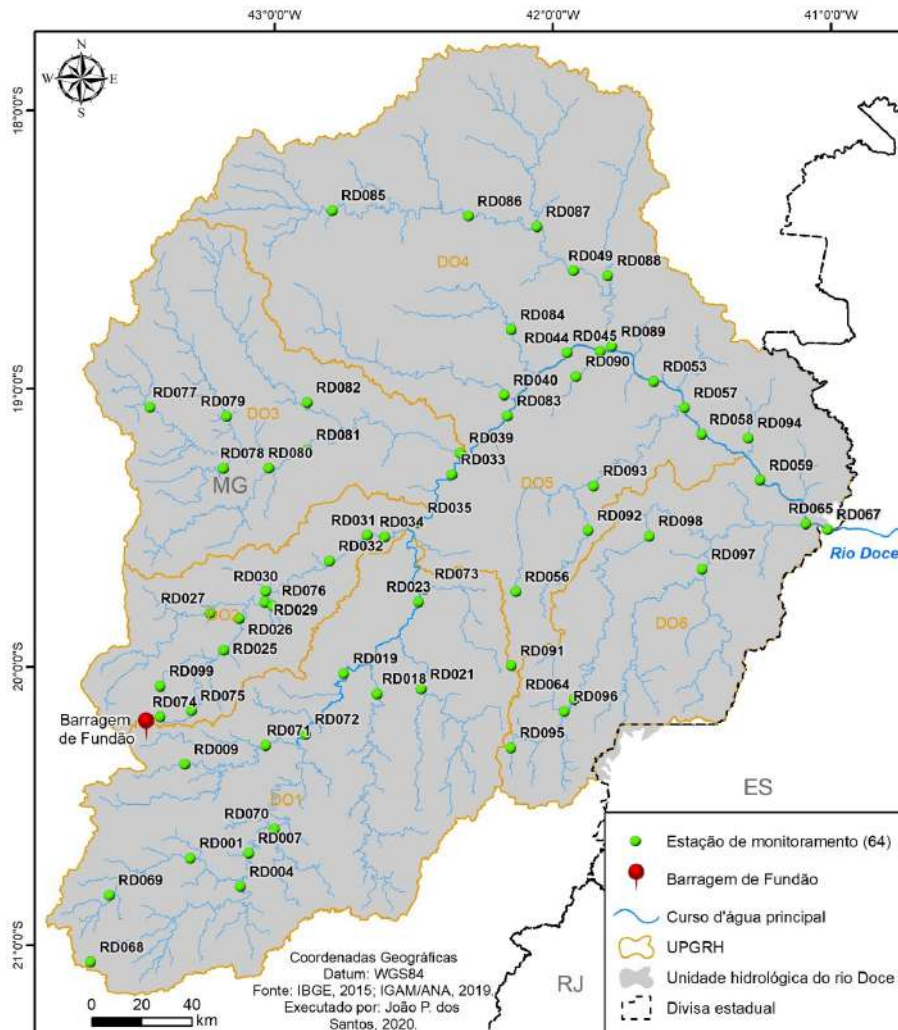


Figura 1. Localização da UH do rio Doce, incluindo a estações de monitoramento hidrológico utilizadas no estudo  
Fonte: IBGE (2015); IGAM/ANA (2019).

## 2.2. Coleta e processamento de dados

### 2.2.1. Parâmetros da qualidade da água e rede hidrográfica

Os dados de qualidade da água foram obtidos via IGAM tendo sido utilizadas 64 estações de monitoramento hidrológico inseridas na área de estudo (Figura 1). Inicialmente foi realizada uma análise da distribuição dos dados dos parâmetros entre os anos de monitoramento. Por fim, foram selecionados três anos diferentes com um intervalo de 5 anos entre eles. Os dados utilizados correspondem aos meses de janeiro e julho, para representar os períodos chuvoso e seco respectivamente, dos anos de 2008, 2013 e 2018. Optou-se por utilizar dados de dois períodos climáticos distintos para verificar uma possível influência sazonal na qualidade da água.

A partir da verificação dos parâmetros monitorados pelo IGAM foram selecionados aqueles que apresentaram maior ocorrência no período estudado, variabilidade entre as estações amostrais e que pertencessem ao Índice de

Qualidade da Água (IQA). Assim, os seguintes parâmetros foram utilizados na construção dos modelos estatísticos desse estudo: nitrato, sólidos totais e turbidez.

### 2.2.2. Extensões espaciais

Com o intuito de verificar a influência de características da paisagem em diferentes extensões espaciais sobre a qualidade da água foram utilizadas as extensões geográficas propostas por Morley e Karr (2002): (1) subbacia, que corresponde a toda área de drenagem a montante de monitoramento, (2) ripária, que corresponde a uma área de 200 m para cada lado do curso d'água a montante do ponto de monitoramento e (3) local, que corresponde a uma área de 200 m para cada lado do curso d'água a montante da estação de monitoramento dentro de um raio de 2 km (Figura 2).

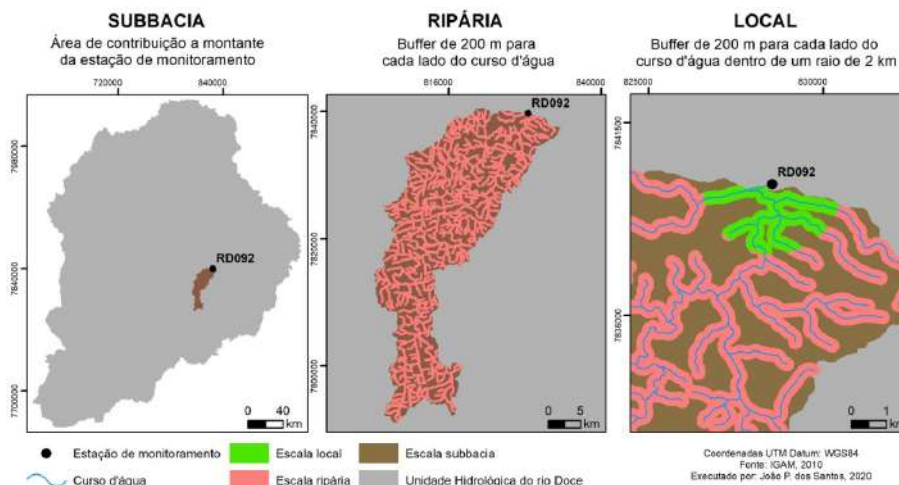


Figura 2. Extensões espaciais na UH do rio Doce: subbacia, ripária e local.

### 2.2.3 Uso e cobertura da terra

Para caracterização da paisagem foram utilizados os mapas de uso e cobertura da terra do projeto MapBiomias – Coleção 3 – para os anos de 2010, 2013 e 2018, que correspondem aos anos dos monitoramentos da qualidade da água selecionados (Mapbiomas, 2023). As seguintes classes de uso e cobertura da terra foram utilizadas neste estudo: formação florestal, formação savânica, floresta plantada, formação campestre e outra não florestal, agropecuária, infraestrutura urbana, outra área não vegetada, afloramento rochoso e mineração.

### 2.2.4 Métricas de paisagem

As métricas de paisagem utilizadas correspondem ao nível de classe relativa às classes dos mapas de uso e cobertura da terra obtidos através do MapBiomias. As classes utilizadas representam às coberturas da vegetação natural: formação florestal e formação savânica. A escolha das métricas se deu com o intuito de que fosse identificada a configuração e a composição das manchas de vegetação

natural na paisagem (Tabela 1) se tornando possível interpretar sua relação com a qualidade da água.

Tabela 1. Descrição das métricas de paisagem utilizadas.

Tipo	Nome	Descrição
Área/Limite	Densidade da borda (ED - <i>Edge Density</i> )	Soma de todas as bordas dividido pelo valor total na paisagem (m/ha).
	Porcentagem da paisagem (PLAND)	Percentual de cada classe (%).
Forma	Forma média das manchas (Shape MN - <i>Mean patch shape index</i> )	Estrutura média da mancha na classe (ha).
Agregação	Número de manchas (NP - <i>Number of Patches</i> )	Número de manchas para cada classe.
	Densidade da mancha (PD - <i>Patch Density</i> )	Número de manchas por unidade de área (n/ha).

Fonte: MacGarigal (2006).

### 2.2.5. Análise estatística

Para analisar a relação entre características da paisagem e a qualidade da água em múltiplas extensões espaciais foram utilizados métodos de seleção de modelos estatísticos (Beier et al., 2001). Os dados de qualidade de água foram transformados em escala logarítmica e o percentual de uso e cobertura da terra foi transformado usando o arco-seno da raiz quadrada dos valores amostrados, com o objetivo de normalizar a distribuição dos dados (Gotelli e Ellinson, 2013). As métricas da paisagem não foram transformadas.

Inicialmente foi testada a correlação entre as variáveis utilizadas considerando as extensões espaciais e foram eliminadas as variáveis redundantes ( $r \geq 0,7$ ). Os modelos foram construídos para cada extensão espacial, estação do ano (chuvosa ou seca) e ano (2008, 2013 e 2018). A RLM foi executada utilizando a biblioteca MuMin inserida no ambiente de computação estatística R, (Bartón, 2020). Foi analisada a influência das variáveis sobre os parâmetros de qualidade da água a partir dos pesos acumulados ( $w+$ ) e as variáveis mais importantes ( $w+ \geq 0,50$ ) foram incluídas nos modelos em uma nova execução da RLM. A partir disso, os melhores modelos foram selecionados considerando sua importância acumulativa AIC (Beier et al., 2001). A influência das variáveis dos modelos foi analisada pelo coeficiente beta ( $\beta$ ). Os modelos foram validados através da análise de resíduos, considerando normalidade, homoscedasticidade e autocorrelação espacial através do índice de Moran (Anselin, 2007).

## 3. Resultados

### 3.1. Dados da qualidade da água e características da paisagem

As informações sobre a qualidade da água obtidas via IGAM foram dispostas em box-plots (Figuras 3, 4 e 5). Ao longo dos anos o nitrato apresentou oscilação ascendente em seus valores médios (Figura 3), já os parâmetros sólidos

totais (ST) e turbidez apresentaram oscilação descendente (Figuras 4 e 5). Os gráficos expressam diferença na oscilação dos valores médios identificada pela sazonalidade, que neste trabalho foi dividida entre o período chuvoso, sendo o mês de referência janeiro, e o período seco com o mês de referência julho. O período das cheias exerceu um efeito maior nos parâmetros, ST e turbidez, onde a estação chuvosa elevou os valores médios em relação à estação seca (Figuras 4 e 5). A turbidez apresentou oscilação de seus valores médios para baixo em 2018 (Figura 5), concordando com os relatórios do IGAM que informaram que anos após o rompimento da barragem a oscilação da turbidez se deu para baixo nas estações de monitoramento atingidas (IGAM, 2019). Porém, em comparação com os dados das estações não atingidas a oscilação é ascendente em 2018 tanto na estação chuvosa, quanto na estação seca.

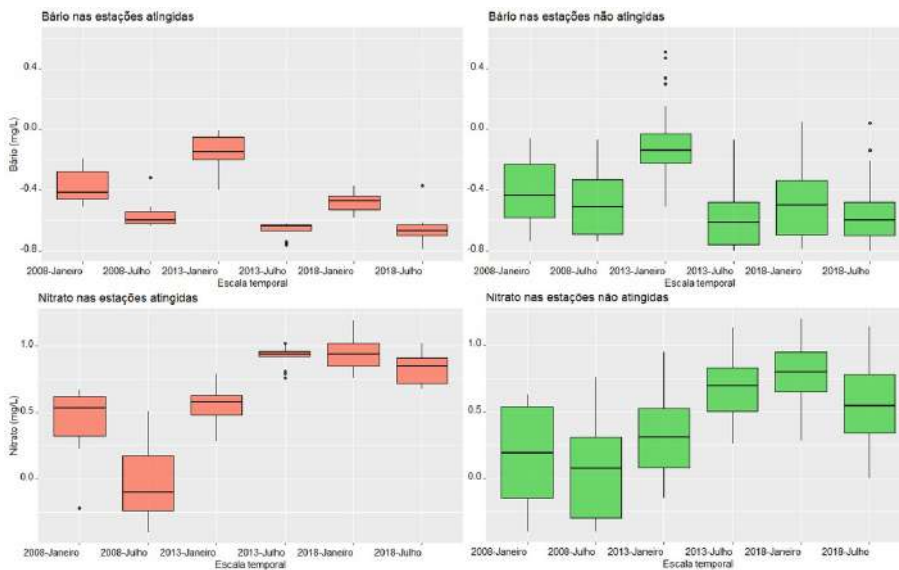


Figura 3. Box-plot com os dados de Nitrato de 2008, 2013 e 2018 agrupados entre as estações atingidas e não atingidas pelo rompimento da barragem de Fundão em 2015

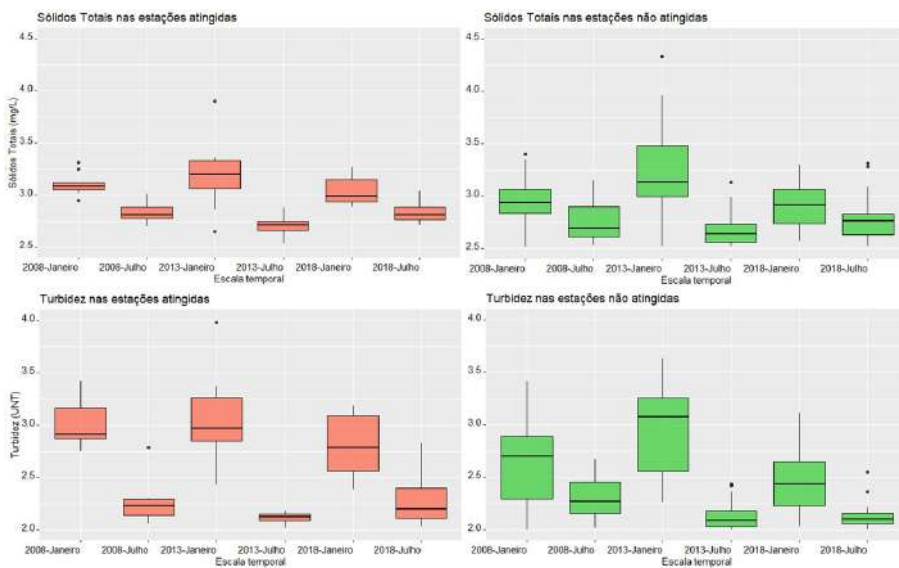


Figura 4. Box-plot com os dados de Sólidos Totais Dissolvidos de 2008, 2013 e 2018 agrupados entre as estações atingidas e não atingidas pelo rompimento da barragem de Fundão em 2015



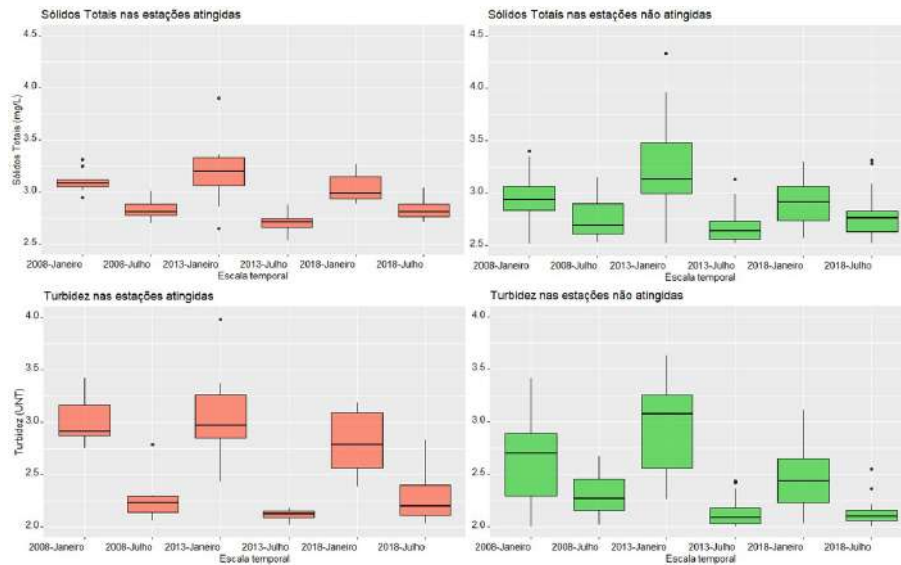


Figura 5. Box-plot com os dados de Turbidez de 2008, 2013 e 2018 agrupados entre as estações atingidas e não atingidas pelo rompimento da barragem de Fundão em 2015

### 3.2. Mapeamento multitemporal do uso e cobertura da terra

A partir da reclassificação das imagens do MapBiomas foi possível gerar mapas do uso e cobertura da terra para os anos de 2008, 2013 e 2018. A Figura 6 apresenta o percentual do uso e cobertura da terra na UH do rio Doce nos anos de 2008, 2013 e 2018. Verifica-se que a alteração não foi severa para a maior parte das classes do uso e cobertura da terra ao longo dos anos, considerando que essa é uma análise regional em escala pequena. A UH do rio Doce é composta majoritariamente por agropecuária que em 2008 compreendia 70,78% e 70,14% em 2018. Em seguida, a cobertura mais abrangente é a formação florestal que em 2008 ocupava área de 23,49% e em 2018 22,79%. Outra classe correspondente à vegetação natural é a formação savânica que abrangia área de 0,34% em 2008 e 0,22% em 2018.

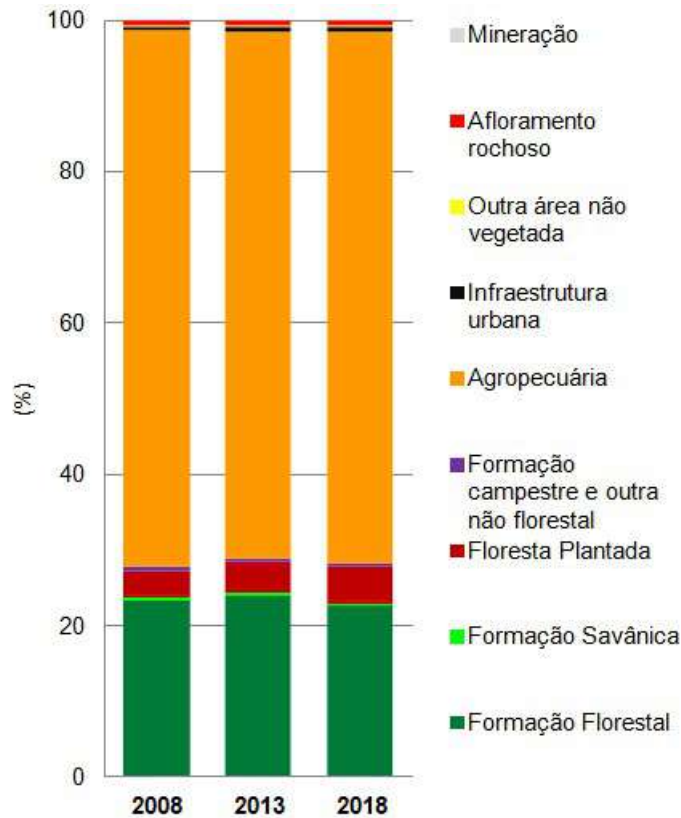


Figura 6. Uso e cobertura da terra na UH do rio Doce (%).

A Tabela 2 apresenta os valores médios, desvio padrão, máximo e mínimo do conjunto de métricas de paisagem estandarizadas reunido para cada ano de todas as extensões espaciais. A extensão local apresenta valores médios bem menores do que as demais extensões, sendo esse resultado esperado, pois a redução de área entre a extensão subbacia e ripária para a local é grande. As métricas densidade da mancha da formação florestal e formação savânica apresentaram aumento ao longo dos anos. O aumento de densidade de manchas de vegetação natural apresenta indício de aumento na fragmentação da paisagem, principalmente quando verificamos a redução da área total da formação florestal ao longo do período analisado. O mesmo ocorre com a métrica relativa a densidade da borda, que sugere aumento no comprimento das bordas por unidade de área (m/ha) das manchas de vegetação natural.

Tabela 2. Medidas de tendência central, mínimo e máximo das métricas de paisagem estandardizadas

		Densidade da mancha da Formação Florestal				Densidade da borda da Formação Florestal			
Ano	Escala	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
2008	Subbacia	1,8	0,8	0,9	1,3	40,2	17,0	9,8	56,6
	Ripária	3,3	1,3	0,6	3,0	38,1	17,2	2,8	54,0
	Local	4,2	2,2	0,4	10,1	32,0	23,6	0,9	39,4
2013	Subbacia	1,9	0,9	0,4	1,4	41,9	17,6	3,5	62,3
	Ripária	3,5	1,5	0,5	8,1	40,0	17,6	2,0	64,7
	Local	4,6	2,4	0,5	3,5	34,9	24,1	1,4	101,2
2018	Subbacia	2,0	0,8	0,5	2,2	41,8	17,3	4,2	51,4
	Ripária	3,6	1,4	0,6	7,1	40,1	17,4	27,9	51,5
	Local	4,3	2,5	0,4	5,3	31,6	23,5	1,9	90,5
		Densidade da mancha da Formação Savânica				Densidade da borda da Formação Savânica			
Ano	Escala	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
2008	Subbacia	0,4	0,5	0,001	0,4	3,2	4,9	0,001	2,5
	Ripária	0,6	0,7	0,01	2,5	3,1	4,9	0,01	17,1
	Local	1,3	1,5	1,0	0,4	6,8	11,5	2,2	2,6
2013	Subbacia	0,3	0,5	0,003	0,4	2,5	3,8	0,02	4,7
	Ripária	0,4	0,6	0,003	0,002	2,3	3,7	0,004	15,78
	Local	1,2	1,9	1,0	7,9	6,1	14,4	2,5	57,5
2018	Subbacia	0,3	0,5	0,01	2,2	2,2	3,8	0,03	16,7
	Ripária	0,4	0,6	0,6	2,7	2,0	3,7	1,0	15,9
	Local	1,5	2,1	1,0	7,9	6,0	10,8	2,7	39,7

Fonte: elaboração própria.

### 3.3. Influência de características da paisagem na qualidade da água

As Tabelas 3, 4 e 5 apresentam as variáveis que obtiveram o valor da soma dos pesos (w+) igual ou maior a 0,5. Quanto mais próximo de 1, maior a importância da variável no conjunto dos modelos. As variáveis que apresentaram soma dos pesos inferior a esse valor foram desconsideradas nos modelos para essa avaliação e para as etapas seguintes.

Para os modelos do parâmetro nitrato houve variáveis com valor da soma dos pesos acima de 0,5 em todos os anos em estudo (Tabela 3). O uso da terra agro foi a variável mais recorrente com valores altos, como na estação chuvosa (w+ = 1,00) e seca (w+ = 0,98) de 2018 para os modelos da extensão ripária. Em seguida, em quantidade de ocorrência, foi a infraestrutura urbana (urb) e em seguida, a métrica ed\_flo. Outra variável comum nos modelos do nitrato foi a média das manchas da formação florestal (shape\_mn\_flo). As variáveis de uso e cobertura da terra relacionadas as atividades antrópicas estiveram mais presentes do que as métricas da paisagem para os modelos do nitrato (Tabela 3).

Com o parâmetro ST, as variáveis agro, urb e miner foram as mais recorrentes (Tabela 4). Os maiores valores da soma dos pesos para essas classes correspondem a extensão ripária onde na estação seca de 2013 a agropecuária obteve w+ = 1,00 e a infraestrutura urbana w+ = 0,99. A mineração obteve seu maior valor na estação

seca de 2018 para extensão ripária ( $w+ = 0,91$ ). Outros usos e cobertura da terra marcantes para esse modelo são floresta plantada (plant) e formação campestre (camp). Nos modelos para esse parâmetro as classes de uso e cobertura da terra tiveram mais destaque do que as métricas de paisagem. Entretanto, a  $pd\_flo$  e a  $shape\_mn\_flo$  foram métricas presentes em vários dos modelos.

Nos modelos do parâmetro turbidez as classes de uso e cobertura da terra relacionada às atividades antrópicas intensas e as manchas de vegetação natural se apresentaram de forma equivalente entre as variáveis que obtiveram  $w+ \geq 0,50$  (Tabela 5). A classe plant apresentou valor alto na estação seca de 2018 para a extensão local ( $w+ = 0,91$ ), mostrando a influência da silvicultura sobre a turbidez. A métrica número de manchas de formação savânica ( $np\_sav$ ) obteve valor alto na soma dos pesos para o modelo da estação chuvosa de 2018 para a extensão subbacia ( $w+ = 0,92$ ). A métrica  $shape\_mn\_sav$  obteve valor alto na soma dos pesos no modelo da estação seca de 2008 para a extensão local ( $w+ = 1,00$ ), indicando que a quantidade de manchas de vegetação possui grande influência na turbidez nas duas estações do ano.

Os usos e coberturas da terra plant, agro e afloramento rochoso (rocha) estiveram presentes nos modelos de todos os parâmetros estudados. Isso também ocorreu com as métricas  $pd\_sav$ ,  $shape\_mn\_flo$  e  $shape\_mn\_sav$ . Outras variáveis recorrentes foram: camp, urb, outras áreas não vegetadas (nao\_veg), miner,  $pland\_flo$ ,  $np\_sav$  e  $ed\_sav$ . O ano de 2013 foi o que menos apresentou variáveis com  $w+ \geq 0,50$ . Analisando os mapas no portal MapBiomas foi identificado que a quantidade de imagens de satélite utilizada para a classificação do ano de 2013 é menor do que dos anos 2008 e 2018. Possivelmente, isso pode ter influenciado e prejudicado o mapeamento de 2013.

Tabela 3. Soma dos pesos nos modelos do nitrato.

Soma dos pesos das variáveis para os modelos do Nitrato																		
Extensão	Ano	Estação	plant	camp	agro	urb	nao_veg	rocha	miner	pland_flo	np_flo	pd_flo	shape_mn_flo	pland_sav	np_sav	pd_sav	ed_sav	shape_mn_sav
Subbacia	2008	Chuva	0,72										0,62		0,77	0,89		
		Seca	0,56			0,71				0,50		0,53		0,55		0,67		
	2013	Chuva	0,56	0,52	0,53	0,61	0,71		0,50		0,53		0,55		0,67			
		Seca	0,77	0,77	0,80	0,88	0,94		0,69		0,57		0,55		0,67			
	2018	Chuva	0,82		0,96		0,77		0,69		0,57		0,55		0,67			
		Seca	0,58			1,00		0,52		0,53		0,54		0,88		0,58	0,86	
Ripária	2008	Chuva	0,96				0,52		0,53		0,54		0,96		0,88		0,58	0,86
		Seca	0,73			0,84		0,84		0,60		0,78		0,65		0,88		0,58
	2013	Chuva	0,73	0,84	0,84	0,60		0,78		0,65		0,88		0,58		0,86		
		Seca	0,72	0,73	0,76	0,52		0,80		0,59		0,69		0,83		0,76		
	2018	Chuva	0,92	0,95	1,00	0,52		0,80		0,59		0,69		0,83		0,76		
		Seca	0,53		0,98		0,52		0,80		0,59		0,69		0,83		0,76	
Local	2008	Chuva	0,87										0,54		0,55			
		Seca	0,62			0,58		0,83		0,83		0,90		0,94				
	2013	Chuva	0,83		0,52		1,00		0,86		0,74		0,74					
		Seca	0,64			0,89		0,96		0,86		0,74		0,74				
	2018	Chuva	0,64		0,89		0,96		0,86		0,74		0,74					
		Seca	0,89			0,96		0,86		0,74		0,74		0,74				

Onde: plant = Floresta Plantada; camp = Formação campestre e outra não florestal; agro = Agropecuária; urb = Infraestrutura urbana; nao\_veg = Outra área não vegetada; rocha = Afloramento rochoso; miner = Mineração; pland\_flo = Porcentagem de paisagem da Formação Florestal; np\_flo = Número de manchas da Formação Florestal; pd\_flo = Densidade da mancha da Formação Florestal; shape\_mn\_flo = Forma média das manchas da Formação Florestal; pland\_sav = Porcentagem de paisagem da Formação Savânica; np\_sav = número de manchas da Formação Savânica; pd\_sav = Densidade da mancha da Formação Savânica; ed\_sav = Densidade da borda da Formação Savânica; shape\_mn\_sav = Forma média das manchas da Formação Savânica.

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 4. Soma dos pesos nos modelos dos Sólidos Totais Dissolvidos.

Soma dos pesos das variáveis para os modelos dos Sólidos Totais																					
Extensão	Ano	Estação	plant	camp	agro	urb	nao_veg	rocha	miner	pland_flo	np_flo	pd_flo	ed_flo	shape_mn_flo	pland_sav	np_sav	pd_sav	ed_sav	shape_mn_sav		
Subbacia	2008	Chuva								0,64											
		Seca		0,79		0,53				0,53											
	2013	Seca	0,84	0,78	0,77	0,79	0,50								0,73						
		Chuva		0,87				0,60	0,91	0,89											
Ripária	2008	Chuva			0,60													0,65			
		Seca		0,72	0,79																
	2013	Seca	0,88	1,00	0,99						0,75					0,62					
		Chuva			0,80	0,69			0,76												
Local	2008	Chuva						0,63						0,89				0,90			
		Seca	0,95									0,69		0,58							0,88
	2013	Chuva										0,99									
		Seca										0,50	0,50					0,62			
2018	Chuva											0,93									
	Seca	0,70																			

Onde: plant = Floresta Plantada; camp = Formação campestre e outra não florestal; agro = Agropecuária; urb = Infraestrutura urbana; nao\_veg = Outra área não vegetada; rocha = Afloramento rochoso; miner = Mineração; pland\_flo = Porcentagem de paisagem da Formação Florestal; np\_flo = Número de manchas da Formação Florestal; pd\_flo = Densidade da mancha da Formação Florestal; ed\_flo = Densidade da borda da Formação Florestal; shape\_mn\_flo = Forma média das manchas da Formação Florestal; pland\_sav = Porcentagem de paisagem da Formação Savânica; np\_sav = Número de manchas da Formação Savânica; pd\_sav = Densidade da mancha da Formação Savânica; ed\_sav = Densidade da borda da Formação Savânica; shape\_mn\_sav = Forma média das manchas da Formação Savânica.

Fonte: Elaboração própria.

Soma dos pesos das variáveis para os modelos da Turbidez															
Extensão	Ano	Estação	plant	agro	urb	nao_veg	rocha	miner	pland_flo	np_flo	shape_mn_flo	np_sav	pd_sav	ed_sav	shape_mn_sav
Subbacia	2008	Chuva				0,66				0,81		0,59			
		Seca					0,61								
	2013	Seca					0,65					0,75			
		Chuva		0,69				0,68							
	2018	Seca	0,52				0,67						0,57		0,52
		Chuva										0,54	0,78	0,50	0,52
Local	2008	Chuva				0,73		0,69						0,71	
		Seca	0,77								0,55				1,00
	2013	Chuva		0,60											
		Seca			0,84										
	2018	Chuva		0,81											
		Seca	0,91											0,59	

Onde: plant = Floresta Plantada; agro = Agropecuária; urb = Infraestrutura urbana; nao\_veg = Outra área não vegetada; rocha = Afloramento rochoso; miner = Mineração; pland\_flo = Porcentagem de paisagem da Formação Florestal; np\_flo = Número de manchas da Formação Florestal; shape\_mn\_flo = Forma média das manchas da Formação Florestal; np\_sav = Número de manchas da Formação Savânica; pd\_sav = Densidade da mancha da Formação Savânica; ed\_sav = Densidade da borda da Formação Savânica; shape\_mn\_sav = Forma média das manchas da Formação Savânica.

Tabela 5. Soma dos pesos nos modelos da Turbidez.

Fonte: Elaboração própria.

### 3.4 Análise multiescalar entre características da paisagem e qualidade da água

A partir da execução da RLM os modelos foram hierarquizados conforme os valores de seu AIC do menor para o maior. Após isso, a RLM foi executada novamente, tendo sido utilizada apenas as variáveis dos modelos com o menor AIC. Esses modelos foram validados pela análise de autocorrelação das variáveis através do Índice de Moran e pelo nível de significância (Tabela 6). Dos 72 modelos gerados, 19 foram eliminados por apresentar autocorrelação espacial (p-valor do Índice de Moran < 0,05), uma foi eliminado pela baixa significância, no nível  $p \leq 0,05$ , e dois pela análise dos resíduos, tendo restado 50 modelos para a análise descritiva.

Tabela 6: Ajuste, significância e autocorrelação espacial dos modelos.

Ano	Escala	Estação	Nitrato			Sólidos Totais			Turbidez		
			RLM	Independência espacial	valor-p	RLM	Independência espacial	valor-p	RLM	Independência espacial	valor-p
2008	Subbacia	Chuva	0,35*	0,12	0,05	0,30*	0,00	0,31	0,57*	0,09	0,09
		Seca	0,42*	0,21	<b>0,01</b>	0,43*	0,09	0,11	0,34*	0,10	0,09
	Ripária	Chuva	0,42*	0,11	0,07	<b>0,26*</b>	0,03	0,23	0,48*	0,06	0,15
		Seca	0,45*	0,20	<b>0,01</b>	0,43*	0,08	0,11	<b>0,39*</b>	<b>0,08</b>	<b>0,13</b>
	Local	Chuva	0,42*	0,19	<b>0,01</b>	0,47*	-0,06	0,53	<b>0,28*</b>	-0,02	0,38
		Seca	0,34*	0,19	<b>0,01</b>	0,44*	0,07	0,14	0,36*	0,14	<b>0,04</b>
2013	Subbacia	Chuva	<b>0,21*</b>	0,07	0,16	<b>0,27*</b>	0,04	0,22	<b>0,28*</b>	0,06	0,17
		Seca	<b>0,22*</b>	0,15	<b>0,03</b>	0,42*	0,01	0,31	<b>0,29*</b>	0,02	0,29
	Ripária	Chuva	<b>0,23*</b>	0,10	0,09	<b>0,32*</b>	0,07	0,15	0,30*	0,08	0,13
		Seca	0,34*	0,10	0,09	0,48*	0,02	0,31	<b>0,26*</b>	0,00	0,36
	Local	Chuva	<b>0,22*</b>	0,12	0,06	<b>0,07*</b>	0,09	0,10	<b>0,07*</b>	0,08	0,12
		Seca	0,35*	0,14	<b>0,04</b>	<b>0,25*</b>	0,06	0,18	<b>0,13*</b>	0,05	0,20
2018	Subbacia	Chuva	0,48*	0,14	<b>0,04</b>	0,42*	0,25	<b>0,00</b>	<b>0,24*</b>	0,29	<b>0,00</b>
		Seca	0,38*	0,13	<b>0,05</b>	0,45*	-0,01	0,42	<b>0,29*</b>	0,07	0,15
	Ripária	Chuva	0,39*	0,07	0,15	0,32*	0,30	<b>0,00</b>	<b>0,18*</b>	0,27	<b>0,00</b>
		Seca	0,31*	0,12	0,07	0,41*	-0,01	0,41	0,23*	0,05	0,20
	Local	Chuva	<b>0,15*</b>	0,12	0,05	<b>0,14*</b>	0,29	<b>0,00</b>	<b>0,12</b>	0,26	<b>0,00</b>
		Seca	<b>0,2*</b>	0,20	<b>0,01</b>	<b>0,19*</b>	0,02	0,30	<b>0,14*</b>	0,03	0,25

\* = Modelo RLM significativo: p-valor  $\leq 0,05$ .  
**Valor em vermelho indica modelo com autocorrelação espacial.**  
**Valor em negrito indica modelo desconsiderado devido a análise dos resíduos**

Fonte: Elaboração própria.

## 4. Discussão

### 4.1. O uso de múltiplas extensões espaciais na análise da relação entre características da paisagem e a QA

Dentre as extensões utilizadas, a subbacia e a ripária foram as que apresentaram os melhores ajustes dos modelos. De modo geral, os modelos permitiram que fosse identificado o papel da antropização na deterioração da qualidade da água. A extensão subbacia apresentou bons ajustes na maior parte dos modelos, indicando, portanto, ser uma unidade crucial para a melhoria da qualidade da água. Toda a área de drenagem é um importante recorte territorial para a gestão da paisagem conferindo influente impacto nos sistemas hídricos superficiais e subterrâneos (Maillard e Santos, 2008; Mello et al., 2018).

A maior parte dos modelos para a extensão ripária apresentou bom ajuste, concordando com a afirmação de que essa porção de terra adjacente aos cursos d'água exerce um importante papel na dinâmica da QA (Tromboni

e Dodds, 2017; Li, 2018). As classes do uso e cobertura da terra ligadas às atividades antrópicas na extensão ripária mostraram influência na piora da qualidade da água. De forma oposta, as métricas de paisagem indicaram que a melhora da qualidade é associada à conservação da vegetação ripária (Shen et al., 2015; Xiao et al., 2016; Nelson Mwaijengo et al., 2020). Outros trabalhos também verificaram a relação da composição da paisagem em buffers de 200 m identificando a importância de se analisar o impacto da relação da qualidade da água em áreas contíguas de todo curso d'água, em detrimento de se estudar apenas seu entorno (Morley e Karr, 2002; Tran et al., 2010). A vegetação ripária possui um importante papel na preservação ou melhora da qualidade ambiental de cursos d'água superficiais. Ao mesmo tempo, foi verificado que quando essa extensão está intensamente antropizada pela presença de atividades, como a agropecuária, mineração, urbanização e fragmentação da vegetação nativa, ocorre piora na qualidade da água (Sun et al., 2014; Mori et al., 2015; Li, 2018; Mello et al., 2018).

A extensão que menos apresentou modelos significativos e bem ajustados foi a local. Foi visto que nessa extensão a variação de características da paisagem foi menor em comparação com as outras extensões espaciais. Isso pode estar associado à resolução espacial das imagens de satélites utilizadas na classificação do MapBiomas que é de 30 m (cada pixel corresponde a 900 m<sup>2</sup>) e pela abrangência da extensão. Além disso, a presença de métricas de paisagem é menos expressiva para essa extensão. Todavia, em trabalhos que utilizaram imagens de satélite com resolução espacial mais fina foi verificada maior influência de zonas ripárias e da bacia hidrográfica na qualidade da água, em detrimento de áreas mais próximas (Turner et al., 2001; Morley e Karr, 2002).

Os modelos com melhor ajuste corresponderam aos anos de 2008 e 2018. Em 2013 a maior parte dos modelos demonstrou haver baixa capacidade explicativa. Analisando os mapas no portal MapBiomas foi identificado que a quantidade de imagens de satélite utilizadas para a classificação do ano de 2013 é menor do que dos anos 2008 e 2018. Possivelmente, isso pode ter influenciado e prejudicado o mapeamento para o ano de 2013. Ao analisar as classes de uso e cobertura da terra dos mapas foram verificados erros de comissão, caracterizados pela confusão de classes como a vegetação campestre, urbanização e agropecuária, possivelmente pela semelhança na resposta espectral entre elas, podendo isso ter influenciado no ajuste dos modelos.

As variáveis da caracterização da paisagem que estiveram mais associadas à piora na qualidade da água foram agropecuária, infraestrutura urbana, floresta plantada, mineração e outras áreas não vegetadas. Por outro lado, as variáveis que mais demonstraram contribuir para melhora na qualidade da água foram as de vegetação natural, como a formação campestre e as métricas da paisagem, como o percentual de área, número de manchas, densidade de mancha, forma média das manchas e densidade de borda da formação florestal e da formação savânica. As métricas correspondem às classes de vegetação natural, portanto sua utilização demonstrou enriquecimento na análise para identificação do tipo de composição e configuração da vegetação que é mais importante para a qualidade da água, sendo que o resultado encontrado é semelhante ao de outros trabalhos (Li et al., 2018; Mello et al., 2020; Nelson Mwaijengo et al., 2020).

A fragmentação da vegetação natural foi identificada pelo aumento do número de manchas, tanto da formação florestal, quanto da formação savânica ao longo dos anos (Tabela 5). Os fragmentos da vegetação funcionam como “trampolins” que contribuem para a circulação da fauna e a continuidade dos ecossistemas (Oliveira et al., 2020). Essa métrica foi associada com a diminuição na concentração dos parâmetros na maior parte dos modelos em que ela esteve inserida, concordando com o que é discutido na literatura (Esther Carone et al., 2016; Oliveira et al., 2020). Em alguns modelos, essas métricas foram associadas com a piora na qualidade da água. É importante entender que manchas de vegetação natural não implica, necessariamente, em melhora na qualidade, pois é preciso maior conexão entre elas para garantir a produção de corredores ecológicos, por exemplo, afim de que se possa desenvolver e ampliar a diversidade ecológica do local (Nascimento e Laurance, 2006; Mori et al., 2015; Penido et al., 2015; Esther Carone et al., 2016). Consoante, a fragmentação da paisagem está associada diretamente à degradação ambiental (Turner et al., 2001).

Na maior parte dos modelos para todos os parâmetros a agropecuária apresentou influência na piora da qualidade da água. Apesar de essa classe ter apresentado diminuição de área entre os anos analisados, a tendência nacional é de expansão da fronteira agrícola e de atividades pecuárias (Valle Júnior et al., 2019). O avanço da agropecuária implica em perdas da biodiversidade e se coloca como um desafio para a gestão do território, pois está implicada como uma das principais atividades econômicas do país, ao mesmo passo que a capacidade de degradação só aumenta, como a autorização no uso de novos agrotóxicos e pesticidas em 2019 pelo governo federal (Aires et al., 2018; Molotoks et al., 2018; Coelho et al., 2019).

O cultivo de eucalipto, identificado na UH do rio Doce pela classe floresta plantada, principalmente, apresenta impactos como a redução da biodiversidade, perda de fertilidade do solo e um grande consumo de água e nutrientes. Essa classe indicou possuir influência no aumento de nitrato, ST e turbidez e foi a que mais teve crescimento de área entre os anos 2008 e 2018. A silvicultura é introduzida nas áreas de vegetação nativa até que passam a ocupar todo espaço, representando uma ameaça para a biodiversidade (Oliveira et al., 2020).

Os centros urbanos possuem um papel de destaque na poluição dos cursos d'água de maneira difusa e pontual, afetando rios urbanos e, posteriormente seus tributários (Mello et al., 2020, 2023). A infraestrutura urbana mostrou que possui influência na piora da QA, sobretudo nas extensões subbacia e ripária. Menos da metade dos municípios inseridos na UH do rio Doce possuem coleta ou tratamento de esgoto e grande parte não possui coleta de lixo (Lima, 2016). Nas últimas décadas foi identificado aumento na ocorrência de enchentes em áreas urbanizadas nessa unidade (Coelho, 2009). A relação das cidades com os rios urbanos tem provocado uma série de tragédias corroborando para a necessidade de se repensar o planejamento territorial. O próprio rio Doce atravessa cidades de pequeno, médio e grande porte, como Governador Valadares. Além das enchentes, foi verificada a redução da vazão do rio Doce em seu exutório no Oceano Atlântico, no município de Colatina no Espírito Santo. Essa diminuição na vazão está associada a usos e cobertura da terra como o plantio do eucalipto e pela degradação da paisagem desde as áreas de cabeceira (Coelho, 2009; Lima, 2016; Oliveira et al., 2020).



A mineração apresentou influência no aumento do ST. Essa atividade causa degradação do solo, contaminação do sistema hídrico e desmatamento de grandes áreas, o que contribui para a aceleração dos processos erosivos e movimentos de massa, assoreamento dos cursos d'água e impermeabilização do solo, dificultando a infiltração da água para os lençóis freáticos e afetando todo o sistema hídrico (Nelson Mwaijengo et al., 2020). Outra problemática constada em empreendimentos minerários são os impactos para seu funcionamento. Somado a isso, Minas Gerais apresenta um extenso histórico de rompimentos de barragens que causam impactos socioambientais amplos com ações mitigadoras insuficientes ou inexistentes (Fernandes et al., 2016; Lima, 2016; Carmo et al., 2017; Gomes et al., 2017; Thompson et al., 2020).

Os modelos com melhor ajuste correspondem à estação chuvosa nas extensões subbacia e ripária e local. A estação seca é associada como a estação com menor influência de poluição difusa (Oliveira et al., 2017). A estação chuvosa apresentou maior influência da urbanização sobre os ST. Além disso, esse período das cheias apresentou influência na oscilação para cima nos valores da maior parte dos parâmetros no período analisado, essa influência não foi identificada na relação entre as características da paisagem e os demais parâmetros. O uso de dados pluviométricos pode contribuir para que seja verificada a influência sazonal de forma mais robusta. Outros aspectos da paisagem importantes que não foram utilizados, como a declividade, litologia, solo, distinção entre as culturas e pecuárias, acesso a saneamento básico, dentre outros, alteram a qualidade da água de maneira diferente e podem fornecer uma análise mais detalhada do impacto antrópico sobre a QA (Dala - Corte et al., 2020; Mello et al., 2020).

#### *4.2. Parâmetros de qualidade de água*

Os modelos do nitrato apresentaram os melhores ajustes na extensão ripária e esse parâmetro foi mais associado ao período chuvoso. O nitrato foi o parâmetro identificado como o mais influenciado pela agropecuária, sendo que ele é relacionado a essa atividade pelo uso de fertilizantes orgânicos e inorgânicos (Young et al., 1989; Cao et al., 2004). Além das atividades agropecuárias, as áreas urbanas e a silvicultura também foram associadas com o aumento da ocorrência desse parâmetro. A relação do nitrato com os centros urbanos ocorre, principalmente, pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais. Em concentrações acima de 10 mg/L o nitrato é extremamente danoso à saúde humana, sendo causador de algumas doenças associadas à deficiência na hemoglobina. A vegetação natural formada pelas formações florestais, savânica e campestre mostraram possuir influência nos modelos do nitrato, servindo como inibidores desses elementos (Maillard e Santos, 2008).

Os ST foram associados, sobretudo, com a estação chuvosa e a extensão subbacia. Nos modelos do STD foi verificada maior influência das classes agropecuária, infraestrutura urbana, mineração e floresta plantada, sendo que essas variáveis indicaram contribuir para o aumento desse parâmetro. A influência da agropecuária no aumento de STD foi verificada, tanto na estação chuvosa, quanto na estação seca nos modelos para a extensão ripária. As métricas de paisagem densidade de borda e forma média das manchas da formação florestal apresentaram influência na diminuição de ST, indicando melhoria na qualidade

da água. A associação para esse parâmetro normalmente é dada pela ocorrência das cheias no período chuvoso, porém nesse estudo o eucalipto e a urbanização apresentaram influenciar no aumento de turbidez sobretudo na estação seca (Tanaka et al., 2016; Oliveira et al., 2017; Cruz et al., 2019). A presença de ST nos cursos d'água podem acelerar processos de assoreamento, contribuir para a propagação de patógenos e dificultar o tratamento da água para o abastecimento (Bilotta e Brazier, 2008; Almeida, 2013; Aires et al., 2018).

Assim como os ST, o aumento da turbidez das águas superficiais é associado, sobretudo, às estações chuvosas e com a extensão subbacia. Porém, na primeira execução da RLM as variáveis com soma dos pesos acima de 0,05 corresponderam majoritariamente aos modelos da estação seca. A turbidez foi associada com as áreas de maior antropização e exposição do solo. A elevada ocorrência de turbidez dificulta a penetração da luz nos cursos d'água, prejudicando a fotossíntese de plantas aquáticas (Bilotta e Brazier, 2008; Stutter et al., 2017). Os processos de antropização que influenciam no aumento de turbidez dizem respeito a agropecuária, silvicultura e a urbanização. Por outro lado, as zonas ripárias com manchas de vegetação natural se mostraram como inibidoras para o aumento de turbidez (Santos, 2005; Maillard e Santos, 2008; Mori et al., 2015; Mello et al., 2018).

#### *4.3. Reflexões acerca dos dados analisados*

Esse trabalho apresenta indícios que reforçam a necessidade da preservação da vegetação natural para melhora na qualidade da água. Além da necessidade de se preservar áreas adjacentes aos cursos d'água, é importante assinalar que áreas mais abrangentes também são responsáveis pela degradação dos sistemas hídricos, principalmente, pela poluição difusa (Pinheiro et al., 2019). Além disso, a proteção de áreas de cabeceiras é extremamente importante para a garantia da qualidade e quantidade de água (Freitas e Del Gaudio, 2015; Cohen, 2016).

O Código Florestal brasileiro, atualizado em 2012, diminuiu a abrangência das zonas ripárias e considera a necessidade de preservação da mata ciliar, chamada de Área de Preservação Permanente (APP), em buffers de 30 m em rios com até 10 m de largura e máximo de 500 m para rios com larguras superiores a 600 m (Brasil, 2012). Essa legislação vai à contramão da perspectiva de ampliação da proteção e preservação dos cursos d'água brasileiros que possuem atividades agrícolas e pecuárias próximas e que estão localizadas majoritariamente em propriedades privadas (Dala-Corte et al., 2020). As construções urbanas nas zonas ripárias contribuem para maior disposição de poluentes em rios e córregos, bem como, o aumento na ocorrência de processos erosivos. Isso não é diferente na UH do rio Doce, que apresenta um histórico de uso e ocupação degradante em zonas adjacentes aos cursos d'água, sobretudo a partir do século XX, com o advento de atividades mineradoras, industriais e de silvicultura (Lima, 2016).

Existem municípios brasileiros que adotam zonas de APP mais abrangentes do que é previsto pelo Código Florestal, como no caso da cidade de Bonito (MS) e Aparecida de Goiânia (GO), que consideram buffers a partir de 50 m em cursos d'água da zona rural (Dala-corte, 2020). A preservação da mata ripária contribui para a manutenção da temperatura da água devido ao sombreamento e serve como barreira física para sedimentos e nutrientes poluentes oriundos

de atividades humanas, como defensivos agrícolas e fornece alimento para o ecossistema aquático (Mello et al., 2018; Callisto et al., 2019). Ao se determinar um valor fixo para abrangência de zonas ripárias a ser preservada, a diversidade existente dentro de um bioma é desconsiderada (Dala - Corte et al., 2020). Dala - Corte et al. (2020), sugerem a utilização de bioindicadores nos estudos que auxiliam na determinação do tamanho da largura das áreas da vegetação ripária que precisam ser preservadas e sugerem mínimo de 50 m para cada lado do curso d'água, podendo ser maior dependendo do grau de antropização da área e o efeito legado deixado pela degradação de atividades realizadas anteriormente.

## 5. Conclusões

Este estudo estabeleceu relações entre características da paisagem e a qualidade da água em múltiplas extensões espaciais. Os melhores resultados foram obtidos nas extensões subbacia e ripária, pois foram nessas extensões que os modelos tiveram os melhores ajustes. Atividades humanas como a agropecuária, a urbanização, o plantio de eucalipto e a mineração foram associadas com a piora na qualidade da água. De modo oposto, a presença de manchas de vegetação natural verificada nas métricas de paisagem funciona como controladora da qualidade da água, inibindo sua degradação. Em relação à sazonalidade, a estação chuvosa teve influência no aumento dos parâmetros bário, ST e turbidez e apresentou a melhor variação no ajuste dos modelos.

Este trabalho objetivou contribuir para o debate dos impactos antrópicos sobre a qualidade da água fornecendo mais informação a partir de múltiplas extensões espaciais, a fim de que fosse possível fomentar ações direcionadas e eficazes para esse problema. Contudo, foram verificadas algumas limitações metodológicas como a resolução espacial dos mapas do MapBiomas e erros de comissão associados ao seu mapeamento. Outra limitação identificada diz respeito a falta de diversidade de métricas e de características da paisagem que acabaram sendo generalizadas nos mapas de uso e cobertura da terra. Além disso, o intervalo de tempo usado não permitiu verificar alterações abruptas em usos e coberturas que influenciam na qualidade da água.

## Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes; Código 001) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (Fapemig).

## Referências

Aires, U. R. V., Santos, B. S. M., Coelho, C. D., da Silva, D. D., and Calijuri, M. L. (2018). Changes in land use and land cover as a result of the failure of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. *Land use policy* 70, 63–70. doi: 10.1016/j.landusepol.2017.10.026.

- Almeida, K. C. de B. (2013). Avaliação da rede de monitoramento de qualidade das águas superficiais da Bacia do Rio das Velhas utilizando o método da entropia. Univ. Fed. Minas Gerais.
- ANA, A. N. das Á.- (2016). Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil - Informe 2016. Brasília.
- Anselin, L. (2007). Spatial Regression Analysis in R: A Workbook. Urbana, IL: University of Illinois, Urbana-Champaign Available at: [http://www.csiss.org/gispopsi/workshops/2011/PSU/readings/W15\\_Anselin2007.pdf](http://www.csiss.org/gispopsi/workshops/2011/PSU/readings/W15_Anselin2007.pdf).
- Bartón, K. (2020). Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. 2nd ed. , ed. K. Barton New York: Springer-Verlag.
- Beier, P., Burnham, K. P., and Anderson, D. R. (2001). Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. *J. Wildl. Manage.* 65, 606. doi: 10.2307/3803117.
- Bilotta, G. S., and Brazier, R. E. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Res.* 42, 2849–2861. doi: 10.1016/j.watres.2008.03.018.
- Brazil (2012). Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e.
- Callisto, M., Macedo, D. R., Castro, D. M. P. de, and Alves, C. B. M. (2019). Bases Conceituais para conservação e manejo de bacias hidrográficas. Belo Horizonte: Cemig - Companhia Energética de Minas Gerais doi: 10.17648/bacias-hidrograficas.
- Cao, W., Hong, H., Zhang, Y., Yue, S., and Ding, Y. (2004). Nutrient export patterns from an agricultural catchment in southeast China. *IAHS-AISH Publ.*, 336–342.
- Carmo, F. F. do, Kamino, L. H. Y., Junior, R. T., Campos, I. C. de, Carmo, F. F. do, Silvino, G., et al. (2017). Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspect. Ecol. Conserv.* 15, 145–151. doi: 10.1016/j.pecon.2017.06.002.
- Coelho, A. L. (2009). Bacia Hidrográfica do Rio Doce (MG / ES): Uma Análise Socioambiental. 131–146.
- Coelho, F. E. A., Lopes, L. C., Cavalcante, R. M. S., Corrêa, G. C., and Leduc, A. O. H. C. (2019). Brazil unwisely gives pesticides a free pass. *Science (80-.)*. 365, 552 LP – 553. doi: 10.1126/science.aay3150.
- Cohen, D. A. (2016). The rationed city: The politics of water, housing, and land use in drought-parched São Paulo. *Public Cult.* 28, 261–289. doi: 10.1215/08992363-3427451.
- Cruz, M. A. S., Gonçalves, A. de A., de Aragão, R., de Amorim, J. R. A., da Mota, P. V. M., Srinivasan, V. S., et al. (2019). Spatial and seasonal variability of the water quality characteristics of a river in Northeast Brazil. *Environ. Earth Sci.* 78, 0. doi: 10.1007/s12665-019-8087-5.
- Dala - Corte, R. B., Melo, A. S., Siqueira, T., Bini, L. M., Martins, R. T., Cunico, A. M., et al. (2020). Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *J. Appl. Ecol.*, 1365-2664.13657. doi: 10.1111/1365-2664.13657.
- Esther Carone, B., Rozely Ferreira, dos S., Sueli Aparecida, T., and Sidnei, R. (2016). Relações entre tipo de vizinhança e efeitos de borda em fragmento florestal. *Ciência Florest.* 552, 82–91.

- Fernandes, G. W., Goulart, F. F., Ranieri, B. D., Coelho, M. S., Dales, K., Boesche, N., et al. (2016). Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Nat. Conserv.* 14, 35–45. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.10.003>.
- Fiorott, T. H., and Zaneti, I. C. B. B. (2017). Tragédia do povo krenak pela morte do Rio Doce/Uatu, no desastre da Samarco/Vale/BHP, Brasil. *Fronteiras* 6, 127–146. doi: 10.21664/2238-8869.2017v6i2.p127-146.
- Freitas, E. S. D. M., and Del Gaudio, R. S. (2015). Crise ecológica, escassez hídrica e ideologias: uma análise crítica da carta de 2070. *Soc. e Nat.* 27, 439–452. doi: 10.1590/1982-451320150306.
- Gomes, L. E. de O., Correa, L. B., Sá, F., Neto, R. R., and Bernardino, A. F. (2017). The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 120, 28–36. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.04.056.
- Gonzales-Inca, C. A., Kalliola, R., Kirkkala, T., and Lepistö, A. (2015). Multiscale Landscape Pattern Affecting on Stream Water Quality in Agricultural Watershed, SW Finland. *Water Resour. Manag.* 29, 1669–1682. doi: 10.1007/s11269-014-0903-9.
- Gotelli, N. ., and Ellinson, A. . (2013). *A Primer of Ecological Statistics*. 2nd ed. Sunderland, MA: Sinauer.
- IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas (2019). *Encarte Especial Sobre a Qualidade Das Águas Do Rio Doce Após 4 Anos Do Rompimento De Barragem De Fundão -2015/2019*. Belo Horizonte, MG.
- Li, K. et al. (2018). Identifying the critical riparian buffer zone with the strongest linkage between landscape characteristics and surface water quality. *Ecol. Indic.* 93, 741–752. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.05.030.
- Lima, H. S. (2016). *Qualidade das águas superficiais da porção mineira da bacia do rio Doce e sua relação com aspectos socioambientais*. Programa Pós-Graduação em Saneam. meio Ambient. e Recur. hídricos.
- Maillard, P., and Santos, N. A. P. (2008). A spatial-statistical approach for modeling the effect of non-point source pollution on different water quality parameters in the Velhas river watershed--Brazil. *J. Environ. Manage.* 86, 158–70. doi: 10.1016/j.jenvman.2006.12.009.
- Mapbiomas (2023). *Coleções Mapbiomas: Coleção 7 (1985-2021) da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil*. Available at: <http://mapbiomas.org>.
- Marzin, A., Verdonschot, P. F. M., and Pont, D. (2013). The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macroinvertebrate assemblages in French rivers. *Hydrobiologia* 704, 375–388. doi: 10.1007/s10750-012-1254-2.
- Mello, K. De, Taniwaki, R. H., Paula, F. R. de, Valente, R. A., Randhir, T. O., Macedo, D. R., et al. (2020). Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *J. Environ. Manage.* 270, 110879. doi: 10.1016/j.jenvman.2020.110879.
- Mello, K. de, Valente, R. A., Randhir, T. O., and Vettorazzi, C. A. (2018). Impacts of tropical forest cover on water quality in agricultural watersheds in southeastern Brazil. *Ecol. Indic.* 93, 1293–1301. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.06.030.
- Mello, K., Taniwaki, R. H., Macedo, D. R., Leal, C. G., and Randhir, T. O. (2023). Biomonitoring for watershed protection from a multiscale land-use perspective. *Diversity* 15, 636. doi: 10.3390/d15050636.

- Molotoks, A., Stehfest, E., Doelman, J., Albanito, F., Fitton, N., Dawson, T. P., et al. (2018). Global projections of future cropland expansion to 2050 and direct impacts on biodiversity and carbon storage. *Glob. Chang. Biol.* 24, 5895–5908. doi: 10.1111/gcb.14459.
- Mori, G. B., De Paula, F. R., De Ferraz, S. F. B., Camargo, A. F. M., and Martinelli, L. A. (2015). Influence of landscape properties on stream water quality in agricultural catchments in Southeastern Brazil. *Ann. Limnol.* 51, 11–21. doi: 10.1051/limn/2014029.
- Morley, S. A., and Karr, J. R. (2002). Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound basin. *Conserv. Biol.* 16, 1498–1509. doi: 10.1046/j.1523-1739.2002.01067.x.
- Nascimento, H. E. M., and Laurance, W. F. (2006). Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. *Acta Amaz.* 36, 183–192. doi: 10.1590/s0044-59672006000200008.
- Nelson Mwaijengo, G., Msigwa, A., Njau, K. N., Brendonck, L., and Vanschoenwinkel, B. (2020). Where does land use matter most? Contrasting land use effects on river quality at different spatial scales. *Sci. Total Environ.* 715, 134825. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134825.
- Oliveira, B. R. de, Carvalho-Ribeiro, S. M., and Maia-Barbosa, P. M. (2020). A multiscale analysis of land use dynamics in the buffer zone of Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil. *J. Environ. Plan. Manag.* 63, 935–957. doi: 10.1080/09640568.2019.1617681.
- Oliveira, L. M. de (2016). Análise da Relação entre Uso do Solo e Liberação dos Nutrientes Fósforo e Nitrogênio nas Águas Superficiais do Rio das Velhas Utilizando Árvores de Decisão e Regressão Múltipla.
- Oliveira, L. M., Maillard, P., and Andrade Pinto, E. J. (2017). Application of a land cover pollution index to model non-point pollution sources in a Brazilian watershed. *Catena* 150, 124–132. doi: 10.1016/j.catena.2016.11.015.
- Omernik, J. M., Griffith, G. E., Hughes, R. M., Glover, J. B., and Weber, M. H. (2017). How Misapplication of the Hydrologic Unit Framework Diminishes the Meaning of Watersheds. *Environ. Manage.* 60, 1–11. doi: 10.1007/s00267-017-0854-z.
- Penido, G., Ribeiro, V., and Fortunato, D. (2015). Edge effect on post-dispersal artificial seed predation in the southeastern Amazonia, Brazil. *Brazilian J. Biol.* 75, 347–351. doi: 10.1590/1519-6984.12813.
- Pinheiro, T. M. M., Goulart, M. vinicius P. E. M. A., and Procópio, J. de C. (2019). Mar de Lama Da Samarco na Bacia do Rio Doce em Busca de Respostas. Belo Horizonte: Instituto Guaicuy.
- Santos, J. P., Martins, I., Callisto, M., and Macedo, D. R. (2017). Relações entre qualidade da água e uso e cobertura do solo em múltiplas escalas espaciais na bacia do Rio Pandeiros, Minas Gerais. *Rev. Espinhaço* 6, 36–46. doi: 10.5281/zenodo.2575760.
- Santos, N. A. P. (2005). Uma abordagem metodológica para determinar a influência do uso e da cobertura do solo como fonte de poluição difusa na alteração da qualidade da água na Bacia do Rio das Velhas.
- SEDRU, S. de E. de D. R. (2016). Relatório: Avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana - MG. Belo Horizonte.
- Shen, Z., Hou, X., Li, W., Aini, G., Chen, L., and Gong, Y. (2015). Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: A case study in a

- typical urbanised watershed in China. *Ecol. Indic.* 48, 417–427. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.08.019.
- Sliva, L., and Dudley Williams, D. (2001). Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Res.* 35, 3462–3472. doi: 10.1016/S0043-1354(01)00062-8.
- Stutter, M., Dawson, J. J. C., Glendell, M., Napier, F., Potts, J. M., Sample, J., et al. (2017). Evaluating the use of in-situ turbidity measurements to quantify fluvial sediment and phosphorus concentrations and fluxes in agricultural streams. *Sci. Total Environ.* 607–608, 391–402. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.07.013.
- Sun, Y., Guo, Q., Liu, J., and Wang, R. (2014). Scale Effects on Spatially Varying Relationships Between Urban Landscape Patterns and Water Quality. *Environ. Manage.* 54, 272–287. doi: 10.1007/s00267-014-0287-x.
- Tanaka, M. O., Souza, A. L. T. de, Moschini, L. E., and Oliveira, A. K. de (2016). Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 216, 333–339. doi: 10.1016/j.agee.2015.10.016.
- Thompson, F., de Oliveira, B. C., Cordeiro, M. C., Masi, B. P., Rangel, T. P., Paz, P., et al. (2020). Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. *Sci. Total Environ.* 705, 135914. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135914.
- Tran, C. P., Bode, R. W., Smith, A. J., and Kleppel, G. S. (2010). Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). *Ecol. Indic.* 10, 727–733. doi: 10.1016/j.ecolind.2009.12.002.
- Tromboni, F., and Dodds, W. K. (2017). Relationships Between Land Use and Stream Nutrient Concentrations in a Highly Urbanized Tropical Region of Brazil: Thresholds and Riparian Zones. *Environ. Manage.* 60, 30–40. doi: 10.1007/s00267-017-0858-8.
- Turner, M. G., Gardner, R. H., and O'Neill, R. V. (2001). *Landscape Ecology in Theory and Practice Pattern and Process* Second Edition. New York, NY: Springer.
- Uuemaa, E. (2007). Indicatory value of landscape metrics for river water quality and landscape pattern. 56.
- Valle Júnior, R. F. do, Siqueira, H. E., Valera, C. A., Oliveira, C. F., Sanches Fernandes, L. F., Moura, J. P., et al. (2019). Diagnosis of degraded pastures using an improved NDVI-based remote sensing approach: An application to the Environmental Protection Area of Uberaba River Basin (Minas Gerais, Brazil). *Remote Sens. Appl. Soc. Environ.* 14, 20–33. doi: 10.1016/j.rsase.2019.02.001.
- Xiao, R., Wang, G., Zhang, Q., and Zhang, Z. (2016). Multi-scale analysis of relationship between landscape pattern and urban river water quality in different seasons. *Sci. Rep.* 6, 1–10. doi: 10.1038/srep25250.
- Young, R. A., Onstad, C. A., Bosch, D. D., and Anderson, W. P. (1989). AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *J. Soil Water Conserv.* 44, 168–173.