

Impactos do rompimento da barragem de Fundão na qualidade da água da Bacia do Rio Doce (Minas Gerais, Brasil)

Natália Freitas de Souza^{1*}; Walter Mesquita Filho ²

¹ Universidade Federal do Rio de Janeiro. Pós-doutorado no Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Av. Carlos Chagas Filho, 373, Centro de Ciência e Saúde, Bloco A, Laboratório de Limnologia – Rio de Janeiro; 21941-590, Rio de Janeiro, Brasil.

² ² Professor Orientador. Parque Tecnológico, R. Cezira Giovanoni Moretti, 600 – Santa Rosa; 13418-445 Piracicaba, São Paulo, Brasil

*autor correspondente: souzanf@ufrj.br

Impactos do rompimento da barragem de Fundão na qualidade da água da Bacia do Rio Doce (Minas Gerais, Brasil)

Resumo

O rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, localizado em Minas Gerais foi um dos maiores impactos ambientais na história recente brasileira. Este estudo tem como objetivo caracterizar e avaliar o impacto temporal decorrente do rompimento na qualidade da água da bacia do rio Doce. A série temporal de turbidez, com 26 anos de registros, em 13 estações de monitoramento ao longo da bacia hidrográfica, foi utilizada para caracterizar e modelar os efeitos do impacto na qualidade da água. A análise de série temporal interrompida (ITS) evidenciou o efeito abrupto nos valores de turbidez no período pós-impacto, com valores até 19 vezes maiores do que os observados no período pré-impacto. A magnitude do efeito, medida através da distância de Cohen's entre os valores preditos pelo modelo na ausência de impacto e os observados no período pós-impacto, foi classificada como alta para todas as estações de monitoramento, sendo ainda mais pronunciada nas estações próximas ao impacto. A série apresentou tendência de decréscimo nos valores de turbidez ao longo dos anos e aumento na magnitude da sazonalidade, com diferenças acentuadas entre os períodos secos e chuvosos nos anos seguintes ao rompimento e, redução gradual da magnitude com o passar dos anos. Embora os resultados apontem para uma melhoria da turbidez no decorrer dos anos, com o retorno dos valores a níveis observados pré-impacto, o modelo ITS utilizado deve ser reajustado para considerar efeitos autorregressivos e de precipitação para um melhor ajuste quanto a capacidade explicativa e preditiva

Palavras-chave: Série Temporal Interrompida; Turbidez; Monitoramento Biológico.

Introdução

A qualidade da água pode ser impactada por atividades antrópicas, incluindo a mineração. Os rejeitos da mineração frequentemente são armazenados em represas sob a água e atrás de barragens, que podem romper e liberar quantidades enormes de contaminantes nas bacias hidrográficas (Guimarães et al., 2022; Kussoff et al., 2014; dos Santos Vergilio et al. 2021). Nos últimos 20 anos, os colapsos de barragens de rejeitos se tornaram mais frequentes, resultando em perdas ambientais, sociais e econômicas em diferentes países (Armstrong et al., 2019; Lin et al., 2022; Lumbroso et al., 2019).

Na última década, o Brasil vivenciou duas graves catástrofes envolvendo problemas estruturais em barragens de rejeitos de minério (Bernardino et al., 2019; Carmo et al., 2017; Cordeiro et al., 2019; Koppe, 2021; Milanez e Oliveira, 2021; Pacheco et al., 2022; Thompson et al., 2020). O rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, localizado em Minas Gerais, ocorreu em novembro de 2015, tendo sido considerado um dos maiores impactos ambientais na história recente (Carmo et al., 2017; Cordeiro et al., 2019; Gabriel et al., 2021; Hatje et al., 2017; Koppe, 2021). O rompimento provocou a liberação de rejeitos de mineração de ferro que, juntamente com outros detritos, percorreram aproximadamente 800 km ao longo da bacia do rio Doce, atingindo o estado do Espírito Santo e chegando ao Oceano Atlântico (Ibama, 2015). O rejeito despejado, estimado entre 40-60 milhões de metros cúbicos, alterou a forma

do rio devido a velocidade do deslocamento e do volume do material em um curto período (Carmo et al., 2017). Apesar da barragem de Fundão ter sido classificada como de baixo risco, possuía alto potencial poluidor associado (Santana et al., 2021).

O rompimento impactou a qualidade dos rios, principalmente, devido a quantidade de sedimento em suspensão na água e, a queda brusca de oxigênio dissolvido, que afetou diretamente a sobrevivência da biota aquática (Ibama, 2015, 2019 e 2022). O impacto provocou, ainda, supressão e degradação de habitats, alteração de teias tróficas, impacto sobre o estado de conservação de espécies ameaçadas e endêmicas e o comprometimento da estrutura e funcionamento dos ecossistemas (Gabriel et al., 2021; Hatje et al., 2017; Ibama, 2019). Além disso, o comprometimento da qualidade da água para consumo humano e irrigação associado a perda de recursos pesqueiros interferiu na dinâmica econômica e na sobrevivência de populações ribeirinhas que dependiam da água e da pesca como fonte de renda e subsistência na região (Gabriel et al., 2021; Santana et al. 2021).

O rejeito depositado no fundo dos rios permaneceu como fonte de ressuspensão de sedimentos finos, alterando os valores de turbidez, bem como de outros parâmetros físico-químicos da água (e.g. Alumínio; Bário; Cálcio; Chumbo; Cobalto; Cobre; Cromo; Estanho; Ferro; Magnésio; Manganês; Níquel; Potássio; Sódio; Condutividade, Flureto, Fósforo Total, Sólidos Totais Dissolvidos, Sólidos Suspensos, Sólidos Totais e Cloro Residual Total) (Ibama, 2015). Após o impacto, o Instituto Mineiro de Gestão das Águas [IGAM] intensificou o monitoramento da qualidade das águas e dos sedimentos dos rios diretamente afetados pelo rompimento (Igam, 2019). Decorrido oito anos desde o desastre, a quantidade de medições compiladas permite monitorar diferentes parâmetros de qualidade da água de forma ordenada no tempo e com períodos regulares, evidenciando mudanças de comportamento das séries de registros após o impacto. Neste sentido, a abordagem de Séries Temporais Interrompidas [ITS] pode ser utilizada para entender melhor a gravidade, extensão e consequências do impacto. A ITS tem como objetivo avaliar o efeito de uma intervenção ou evento que ocorreu em um momento bem definido no tempo (Schaffer et al., 2021; Turner et al., 2021). Com registros coletados antes do evento é possível extrapolar a tendência para o período pós-evento, criando um cenário projetado do que deveria ter ocorrido na ausência do evento. Ao comparar o cenário projetado com os registros observados pós-evento é possível estimar os efeitos imediatos e a longo prazo do evento na série temporal (Travis-Lumer et al., 2022).

A bacia do rio Doce conta com 694 estações de monitoramento distribuída em seu trecho mineiro, onde monitoram 194 parâmetros físico-químicos da água. Este estudo utiliza uma parcela deste extenso conjunto de dados, compreendendo 13 estações de monitoramento, localizadas ao longo dos trechos de rio afetados pelo rompimento da barragem, que contam com uma série temporal de 26 anos de registros de turbidez. Através da abordagem ITS, este estudo tem como objetivo caracterizar e avaliar o impacto temporal

decorrente do rompimento da barragem de Fundão (Minas Gerais, Brasil) na qualidade da água da bacia do rio Doce. Neste contexto, foi avaliado: (i) a alteração nos valores de turbidez frente ao impacto, sendo esperado valores de turbidez, em geral, maiores no período pós-impacto quando comparado ao pré-impacto, principalmente nos meses chuvosos, com os maiores picos de turbidez ocorrendo logo após o impacto; (ii) a interferência do impacto na tendência e sazonalidade da série de turbidez, sendo esperado que a série estacionária pré-impacto passasse a ter uma tendência decrescente pós-impacto devido a lavagem do rejeito com o passar dos anos; (iii) a magnitude do efeito do rompimento na série temporal de turbidez, comparando o distanciamento entre o cenário predito pelo modelo ITS e os valores de turbidez observados no pós-impacto, sendo esperado um efeito mais acentuado nas estações de monitoramento mais próximas ao ponto de impacto. No geral, este estudo contribui para entender como o colapso de uma barragem de rejeitos afeta a qualidade da água e, ainda, para subsidiar planejamentos e estratégias para prevenir e remediar os efeitos imediatos e a longo prazo decorrentes deste tipo de catástrofes.

Material e Métodos

Área de Estudo

A bacia hidrográfica do rio Doce drena uma área de aproximadamente 86,7 mil Km², abrangendo o estado de Minas Gerais e Espírito Santo (PIRH, 2010). Os rios, com nascentes situadas na serra da Mantiqueira e do Espinhaço, percorrem cerca de 850 km até atingir o oceano Atlântico. A bacia é caracterizada pelo desmatamento, restando aproximadamente 27% da floresta nativa, baixa qualidade da água e intenso uso do solo (PIRH, 2010). O manejo inadequado do uso do solo intensifica os processos erosivos na bacia, que são agravados pela presença de fontes de poluição difusas e degradação da vegetação, resultando em elevados valores de turbidez devido ao excesso de sedimentos em suspensão, principalmente em períodos chuvosos (PIRH, 2010).

Aquisição de dados de Monitoramento

O repositório do IGAM foi utilizado para obtenção das séries históricas de monitoramento da qualidade das águas superficiais da bacia do rio Doce. Cabe destacar que, apesar da bacia do rio Doce pertencer ao estado de Minas Gerais e Espírito Santo, os dados do repositório são provenientes apenas de estações mineiras. Os dados compilados são referentes a 694 estações de monitoramento distribuídas por todo o estado de Minas Gerais, que monitoram 194 parâmetros físico-químicos da água.

Os dados compilados passaram por etapas de manipulação e tratamento para padronização, complementação e exclusão das estações que não possuíam localização georreferenciada ou não pertenciam a bacia do rio Doce. Após estas etapas iniciais, restaram 65 estações de monitoramento, localizadas na bacia do rio doce. Apenas 13 estações de monitoramento localizadas nos trechos afetados pelo rompimento da barragem foram selecionadas para as análises das séries temporais de turbidez (Figura 1). A estação RD011, apesar de localizada no trecho afetado pelo rompimento da barragem, não possui informações no período anterior ao impacto (pré-impacto) e, portanto, foi excluída das análises. As estações mantidas no estudo possuem séries temporais de aproximadamente 26 anos (1997 – 2022), com 18 anos de registros no período pré-impacto, com exceção das estações RD071, RD072 e RD083. Estas três estações, apesar de possuírem menos registros no período pré-impacto (entre seis e dez anos), foram mantidas no estudo devido a proximidade com o ponto de impacto e, pela quantidade de registro ter sido considerada suficiente para a descrição e modelagem da série temporal (Figura 1).

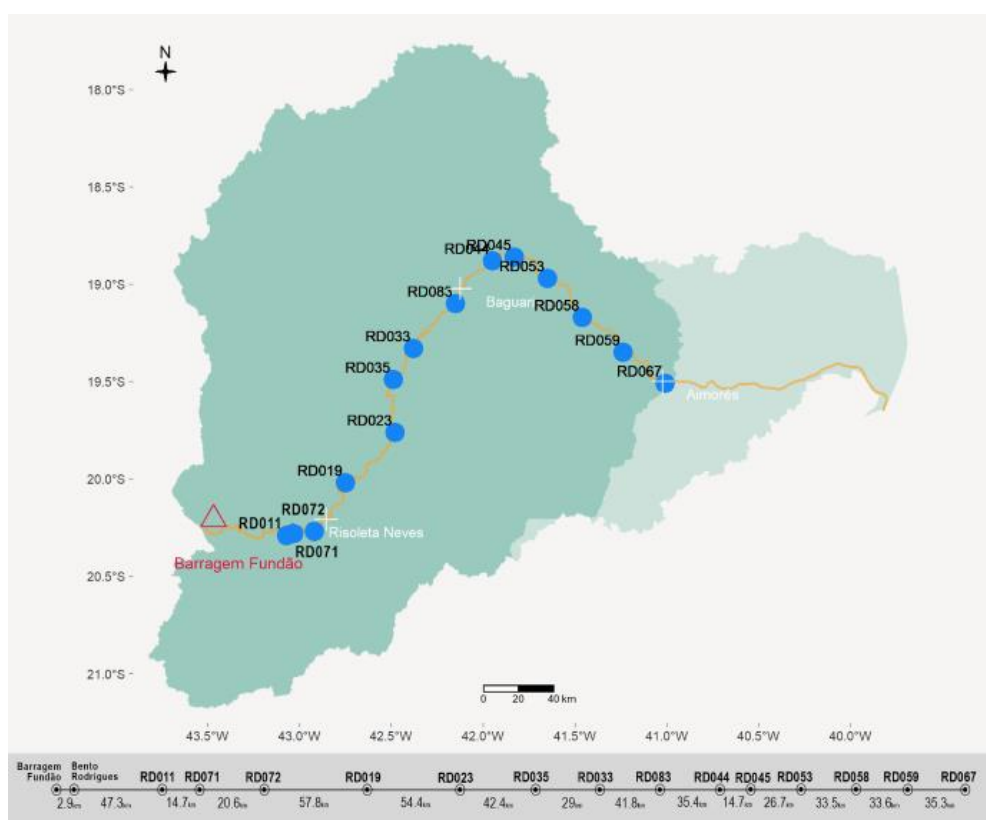


Figura 1. Estações de monitoramento, localizadas no trecho afetado pelo rompimento da barragem, que foram selecionadas para análise das séries temporais de turbidez.

Fonte: Resultados originais da pesquisa

Análise da Série Temporal

Para evidenciar o impacto decorrente do rompimento da barragem de Fundão na qualidade da água da bacia do rio Doce, foi realizada a análise gráfica dos valores médios anuais de turbidez no período de 1998-2022 em cada estação de monitoramento. Devido ao comportamento sazonal esperado para o parâmetro de turbidez na bacia do Rio Doce (Santana et al., 2021), os dados foram separados em período seco (abril – setembro) e chuvoso (outubro – março) para que os valores máximos e médias anuais pudessem ser comparadas ao longo dos anos.

O comportamento da série temporal, quanto a tendência temporal e sazonalidade, foi avaliado através do método “Seasonal Trend Loess” [STL] (Cleveland et al., 1990). A decomposição STL foi realizada separadamente para os dados do período pré e pós-impacto, entretanto o resultado gráfico foi apresentado conjuntamente para facilitar a comparação entre períodos. O componente tendência foi utilizado para avaliar a existência de padrão crescente ou decrescente a longo prazo na série temporal, enquanto o componente sazonalidade avaliou a existência de padrões similares em anos consecutivos.

Para quantificar o efeito do rompimento da barragem na qualidade da água da bacia do rio Doce, foi utilizada a análise de Séries Temporais Interrompidas (ITS). A ITS é um modelo de regressão de séries temporais que objetiva avaliar o efeito de uma intervenção ou evento que ocorreu em um momento bem definido no tempo (Turner et al., 2021a,b; Schaffer et al., 2021). A quantificação do efeito foi realizada comparando os valores de turbidez do período pós-impacto com os seus valores contrafactuais, baseados em modelos. Os valores contrafactuais são previsões do modelo na hipótese de não ocorrência do impacto, portanto, são valores que permanecem com a tendência existente na série de turbidez pré-impacto.

A aplicação do modelo de regressão linear ITS, com método de mínimos quadrados ordinários (OLS) (Travis-Lumer et al., 2022; Turner et al. 2021a,b), inclui uma variável que representa a mudança de nível e outra para a mudança de inclinação após o impacto, podendo ser formalizada pela expressão:

$$Y_t = \beta_0 + \beta_1 \cdot \textit{tempo} + \beta_2 \cdot \textit{intervenção} + \beta_3 \cdot \textit{tempo desde a intervenção} \quad (1)$$

onde β_0 é o nível inicial pré-impacto, β_1 é o coeficiente de tendência no tempo, β_2 é a mudança de nível pós-impacto e, β_3 é a mudança de inclinação pós-impacto. A variável *tempo* representa o tempo transcorrido desde o início da série temporal, a variável *intervenção* indica se o período é anterior (0) ou posterior (1) ao impacto e, a variável *tempo desde a intervenção* representa uma interação entre o *tempo* e a *intervenção*, medindo o quanto a mudança com

o tempo pode diferir antes e depois do impacto. Além da variável *tempo* e *intervenção* foi utilizado, ainda, o *termo sazonal de Fourier*, que consistem em pares de funções seno e cosseno de diferentes frequências, para controlar os padrões sazonais na série temporal (Maratrix, 2022).

Para os modelos baseados em valores contrafactuais, em alguns casos, podemos assumir um modelo ITS sem mudança de inclinação (ou seja, $\beta_3 = 0$) ou sem mudança de nível (ou seja, $\beta_2 = 0$) dependendo do modelo de intervenção adotado (Helfenstein, 1991; Bernal et al., 2017). Neste caso, o modelo de intervenção para o impacto do rompimento da barragem, que expressa uma suposição *a priori* sobre como a ocorrência do impacto afeta os valores de turbidez, considera tanto a mudança de nível nos valores de turbidez logo após a ocorrência do impacto, quanto a mudança na inclinação, com redução nos valores de turbidez nos anos subsequentes ao impacto.

O tamanho do efeito foi obtido através do método de *Cohen's d*, calculado pela razão entre a diferença média geral para o período pós-impacto e o desvio combinado pré e pós-impacto (Cohen, 1977; Travis-Lumer et al., 2022). A diferença média para cada ponto no tempo durante o período pós-impacto foi calculada subtraindo a previsão do modelo na ausência de impacto (valores contrafactuais) dos valores ajustados baseados no modelo. Em seguida, foi calculada a média das diferenças para obter a diferença média geral durante todo o período de intervenção. Por fim, foi feita uma razão entre diferença média global e o desvio padrão das previsões (veja Travis-Lumer et al., 2022 para detalhamento da metodologia). O *Cohen's d* informa quantos desvios padrão de diferença existe entre dois grupos, neste caso, entre o período pré e pós-impacto. Por padrão, quanto maior o valor de *d*, maior é a magnitude do efeito, sendo considerada desprezível quando *d* é menor do que 0,2, baixa entre 0,2 - 0,3, moderada entre 0,5-0,8 e alta quando maior do que 0,8 (Cohen 1988,1992; Hedges e Olkin 1985; Navarro 2015).

A série de turbidez foi ajustada para ser utilizada em frequência mensal e foi logaritmizada para a estabilização das variâncias e normalização dos resíduos. A complementação dos valores faltantes foi realizada através de uma interpolação linear dos valores com ajuste de sazonalidade anual (Hyndman e Athanasopoulos, 2018). Nesta abordagem, primeiro uma decomposição STL foi calculada e, em seguida, os valores ajustados para a sazonalidade anual foram interpolados linearmente. A série foi avaliada quanto a sua estacionaridade através do teste de Dickey-Fuller (Dickey et al., 1979, 1981; Hamilton, 1994) e os resíduos foram avaliados quanto a normalidade através de análise gráfica e quanto a autocorrelação através da função de autocorrelação ACF/PACF e pelo teste Ljung-Box (Burns, 2022).

Resultados e Discussão

A análise gráfica da série temporal mostrou aumento abrupto nos valores de turbidez em todas as estações de monitoramento após o rompimento da barragem de Fundão, que ocorreu em novembro de 2015 (Figura 2A). Em todas as estações, o período pós-rompimento foi marcado pelo aumento na turbidez nos primeiros anos, principalmente em 2015 e 2016, seguido pela redução gradual nos anos posteriores a 2017 (Figura 2B).

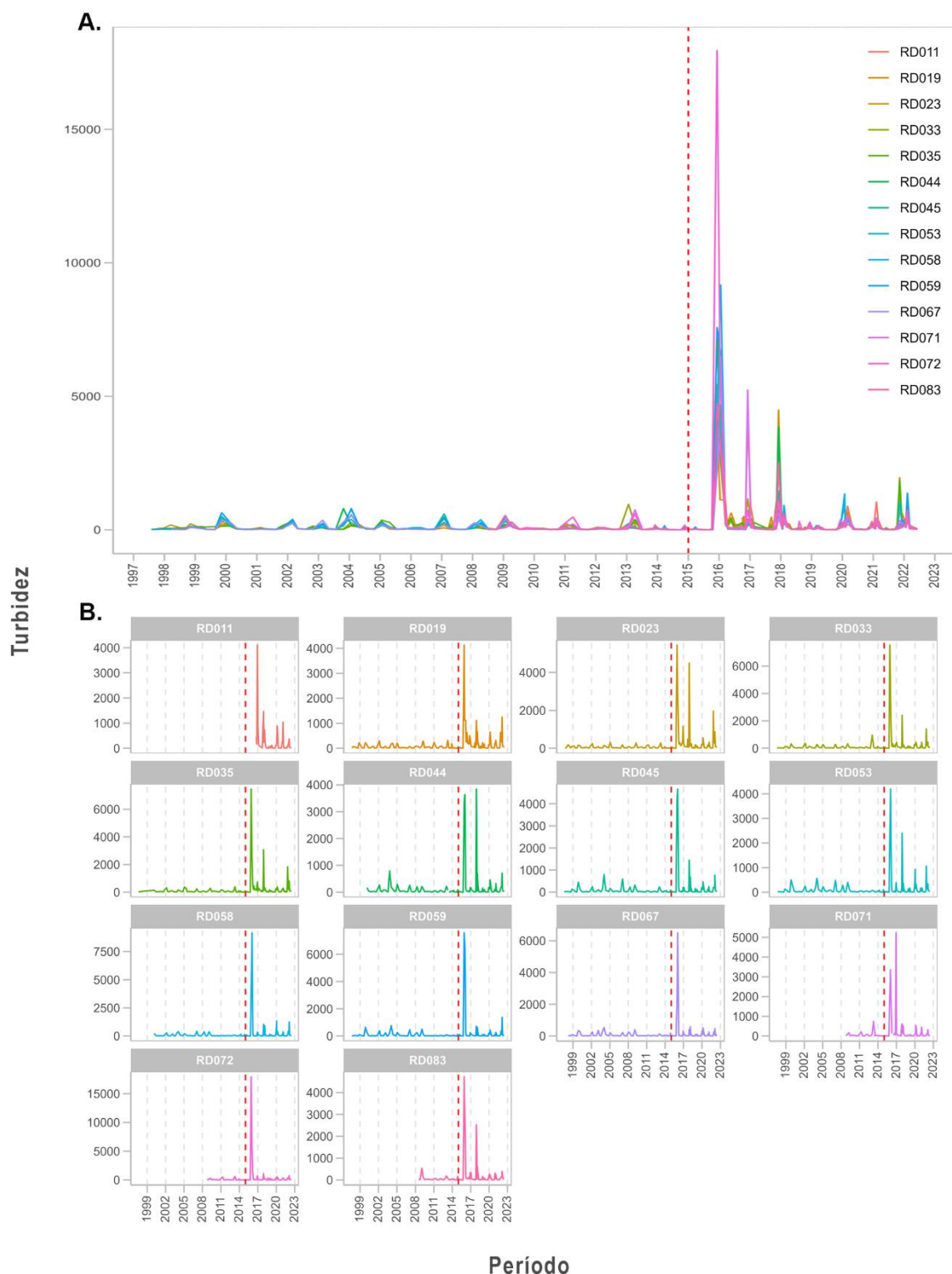


Figura 2. Turbidez média anual [NTU] para as estações localizadas na trajetória da lama da barragem de Fundão, Minas Gerais. A linha pontilhada vermelha indica o ano de rompimento da barragem (2015). **Fonte:** Resultados originais da pesquisa

Após o rompimento, o período chuvoso (outubro – março) apresentou valores excessivos de turbidez (> 400 NTU), atingindo valores até 10 vezes maiores do que os observados pré-rompimento (Tabela 1; Figura 3). Em contrapartida, o período seco (abril – setembro) apresentou valores máximos de turbidez similares aos observados no período pré-rompimento (<100 NTU) (Tabela 1; Figura 3). Os resultados de turbidez apresentados reiteram os estudos que apontam para um efeito negativo substancial do rompimento na qualidade da água da bacia do Rio Doce (Rudorff et al., 2018; Santana et al., 2021; da Silva et al., 2022). Em 2022, sete anos após o impacto, o período chuvoso ainda apresenta valores de turbidez máxima maiores do que os que ocorriam em período anterior e, que ultrapassam em pelo menos três vezes o limite de 100 NTU preconizado na legislação vigente (Tabela 1; Conama, 2005), o que evidencia a permanência do impacto.

Tabela 1. Valores máximos de turbidez antes e após o rompimento da barragem para cada estação de monitoramento no período chuvoso (outubro – março) e seco (abril – setembro). Os círculos representam valores de turbidez de até 100 NTU (verde); até 400 NTU (amarelo); acima de 400 NTU (vermelho).

| | | Chuva | | | | | | | | | | | | | |
|--------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | RD011 | RD019 | RD023 | RD033 | RD035 | RD044 | RD045 | RD053 | RD058 | RD059 | RD067 | RD071 | RD072 | RD083 |
| Antes | 1997 | | | | | 35 | | | | | | | | | |
| | 1998 | | 221 | 180 | 109 | | | 133 | 127 | | 99,8 | 88,7 | | | |
| | 1999 | | 223 | 155 | 315 | 141 | 168 | 444 | 496 | 242 | 640 | 349 | | | |
| | 2000 | | 27 | 29,9 | 16,4 | 21,6 | 12,1 | 7,77 | 7,64 | 7,68 | 7,42 | 4,7 | | | |
| | 2001 | | 84,6 | 96,1 | 83,9 | 150 | 97,5 | 48,9 | 64,6 | 60,1 | 51 | 41,1 | | | |
| | 2002 | | 294 | 244 | 374 | 320 | 265 | 243 | 247 | 281 | 392 | 259 | | | |
| | 2003 | | 75,2 | 84,6 | 86,2 | 84,6 | 794 | 149 | 161 | 258 | 240 | 355 | | | |
| | 2004 | | 171 | 142 | 276 | 157 | 186 | 797 | 560 | 391 | 764 | 540 | | | |
| | 2005 | | 209 | 310 | 277 | 359 | 293 | 166 | 222 | 209 | 257 | 211 | | | |
| | 2006 | | 31,1 | 42,2 | 21,9 | 35,5 | 38,7 | 43,3 | 77,7 | 44,4 | 20,1 | 19,1 | | | |
| | 2007 | | 69,7 | 178 | 281 | 238 | 261 | 594 | 480 | 417 | 463 | 226 | 32,2 | | |
| | 2008 | | 91 | 79,6 | 77 | 70 | 56,1 | 73,3 | 84 | 170 | 184 | 262 | 70,3 | 296 | 537 |
| | 2009 | | 83 | 69,9 | 318 | 144 | 206 | 319 | 398 | 379 | 505 | 397 | 35,2 | 53,3 | 31,2 |
| | 2010 | | 40,7 | 59 | 63,5 | 52 | 22,2 | 21,5 | 21,5 | 18,2 | 15,4 | 15,3 | 116 | 484 | 72 |
| | 2011 | | 233 | 157 | 84,8 | 158 | 44,2 | 52,1 | 50,1 | 51 | 31,8 | 37,9 | 68,2 | 74,5 | 55,1 |
| | 2012 | | 81,6 | 63,9 | 99 | 73,8 | 72,4 | 21,4 | 41,6 | 39,7 | 44,5 | 38,3 | 41,7 | 182 | 47,3 |
| Depois | 2013 | | 181 | 94,3 | 955 | 114 | 217 | 233 | 70,1 | 76,3 | 96,2 | 130 | 744 | 17,7 | 25,7 |
| | 2014 | | 63,7 | 73,5 | 100 | 84,7 | 82 | 90,7 | 97,4 | 157 | 123 | 177 | 6,87 | 10,2 | 50 |
| | 2015 | | 43,7 | 54,5 | 72,3 | 48,8 | 20,3 | 16,8 | 19,1 | 100 | 103 | 29,7 | 15,8 | 3,63 | 8,39 |
| | 2016 | | 4132 | 5444 | 7534 | 7470 | 3277 | 4236 | | 4228 | 7574 | 2294 | | 17949 | 4724 |
| | 2016 | 4105 | 1125 | 3198 | 3279 | 2682 | 3640 | 4672 | 4200 | 9168 | 6600 | 6500 | 5228 | 5880 | 3017 |
| | 2017 | 1462 | 1114 | 4489 | 2398 | 3062 | 3849 | 1449 | 2401 | 1025 | 725 | 426 | 608 | 1094 | 2524 |
| | 2018 | 732 | 663 | 250 | 240 | 337 | 694 | 674 | 364 | 919 | 626 | 591 | 521 | 285 | 612 |
| | 2019 | 117 | 167 | 204 | 287 | 243 | 177 | 204 | 213 | 183 | 197 | 147 | 73,4 | 370 | 150 |
| | 2020 | 885 | 652 | 543 | 447 | 384 | 461 | 463 | 925 | 1346 | 447 | 508 | 540 | 536 | 315 |
| | 2021 | 1036 | 635 | 1950 | 1411 | 1836 | 324 | 251 | 1064 | 408 | 368 | 274 | 448 | 355 | 241 |
| 2022 | 375 | 1248 | 870 | 451 | 814 | 710 | 771 | 339 | 1251 | 1375 | 465 | 321 | 743 | 385 | |
| | | Seca | | | | | | | | | | | | | |
| | | RD011 | RD019 | RD023 | RD033 | RD035 | RD044 | RD045 | RD053 | RD058 | RD059 | RD067 | RD071 | RD072 | RD083 |
| Antes | 1997 | | 15 | 20 | 15 | 3 | | 15 | 9 | | 10 | | | | |
| | 1998 | | 5,35 | 19,7 | 8,2 | | | 5,05 | 6,46 | | 6,65 | 4,8 | | | |
| | 1999 | | 11,6 | 15,2 | 18,9 | | | 15,3 | 14,7 | | 16,3 | 16,4 | | | |
| | 2000 | | 27,2 | 37,3 | 51,8 | 50,5 | 55,5 | 42,2 | 46 | 56,7 | 53,9 | 57,5 | | | |
| | 2001 | | 17,3 | 29 | 30,2 | 30,8 | 24,3 | 15,3 | 15,6 | 13,5 | 12,5 | 13,7 | | | |
| | 2002 | | 42,8 | 44,7 | 45,9 | 51,8 | 42,2 | 41,2 | 38,4 | 45,7 | 40,4 | 39,4 | | | |
| | 2003 | | 17,2 | 23,5 | 22,2 | 25,6 | 29,9 | 49 | 21,3 | 20,8 | 23,2 | 22,4 | | | |
| | 2004 | | 200 | 101 | 96 | 98,7 | 115 | 77,8 | 91 | 92,5 | 112 | 95,4 | | | |
| | 2005 | | 34,6 | 53,4 | 71,6 | 278 | 93,1 | 77,5 | 78,5 | 101 | 104 | 61,6 | | | |
| | 2006 | | 30,4 | 16,2 | 33,8 | 33,6 | 28 | 36,4 | 84,2 | 19,9 | 17,5 | 22,4 | | 28,7 | 22,4 |
| | 2007 | | 31,8 | 43,6 | 50,4 | 58,1 | 45,4 | 43,4 | 51,3 | 58,9 | 29,1 | 48,9 | | 79,6 | 31,4 |
| | 2008 | | 78,4 | 62,4 | 145 | 59,8 | 208 | 234 | 280 | 379 | 249 | 166 | 165 | 24,1 | 17,1 |
| | 2009 | | 286 | 280 | 101 | 273 | 115 | 135 | 150 | 126 | 96,8 | 82,7 | 28,3 | 5,9 | 8,32 |
| | 2010 | | 57,9 | 49,7 | 41,6 | 52,2 | 25,2 | 28,6 | 23,9 | 26,7 | 18,4 | 17,4 | 219 | 10,6 | 38,6 |
| | 2011 | | 94,9 | 175 | 53,8 | 147 | 54,6 | 58,1 | 51,7 | 32,5 | 45,2 | 48,4 | 82,9 | 24,8 | 30,5 |
| | 2012 | | 90,4 | 69,7 | 45,9 | 72,7 | 48,1 | 43,2 | 35,2 | 39,3 | 26,6 | 30,1 | 72,9 | 604 | 181 |
| Depois | 2013 | | 318 | 280 | 89,9 | 382 | 76,4 | 78 | 50,8 | 56 | 50,9 | 62,7 | 29,5 | 43,9 | 168 |
| | 2014 | | 7,11 | 13,1 | 47,3 | 74,6 | 36,1 | 54,4 | 24,8 | 23,8 | 48,2 | 60,8 | 3,56 | 24,4 | 33,4 |
| | 2015 | | 32,4 | 23,1 | 14,6 | 19,4 | 10,1 | 16,8 | 21,3 | 10,2 | 17,8 | 29,1 | 0 | 9,79 | 8,17 |
| | 2016 | 454 | 626 | 296 | 332 | 442 | 63,9 | 51,9 | 48,8 | 26,8 | 25,6 | 35,3 | 145 | 108 | 137 |
| | 2017 | 49,3 | 226 | 476 | 57,5 | 135 | 15,4 | 9,05 | 5,36 | 6,44 | 15,4 | 19,8 | 16,5 | 11,9 | 31,6 |
| | 2018 | 122 | 184 | 211 | 95 | 105 | 59,6 | 73,4 | 56 | 48,8 | 41,4 | 53,4 | 66,8 | 317 | 44,3 |
| | 2019 | 118 | 37,7 | 37,4 | 77,4 | 37,1 | 35,9 | 34,7 | 40,7 | 40,1 | 84,1 | 20,4 | 48,5 | 72,4 | 48,4 |
| | 2020 | 16,6 | 30,9 | 34,5 | 54,7 | 60,3 | 61,6 | 33,4 | 37,4 | 53,4 | 35,8 | 43,4 | 10,6 | 16,2 | 30,1 |
| | 2021 | 22,7 | 43,4 | 43,6 | 49,8 | 71,2 | 22,7 | 23,1 | 23,7 | 26,5 | 15 | 9,3 | 21,4 | 40,6 | 24,5 |
| | 2022 | 27,2 | 85,5 | 66,4 | 72 | 125 | 36,5 | 51,8 | 57,9 | 73,8 | 70 | 87,5 | 29,9 | 122 | 48,5 |

Fonte: Resultados originais da pesquisa.

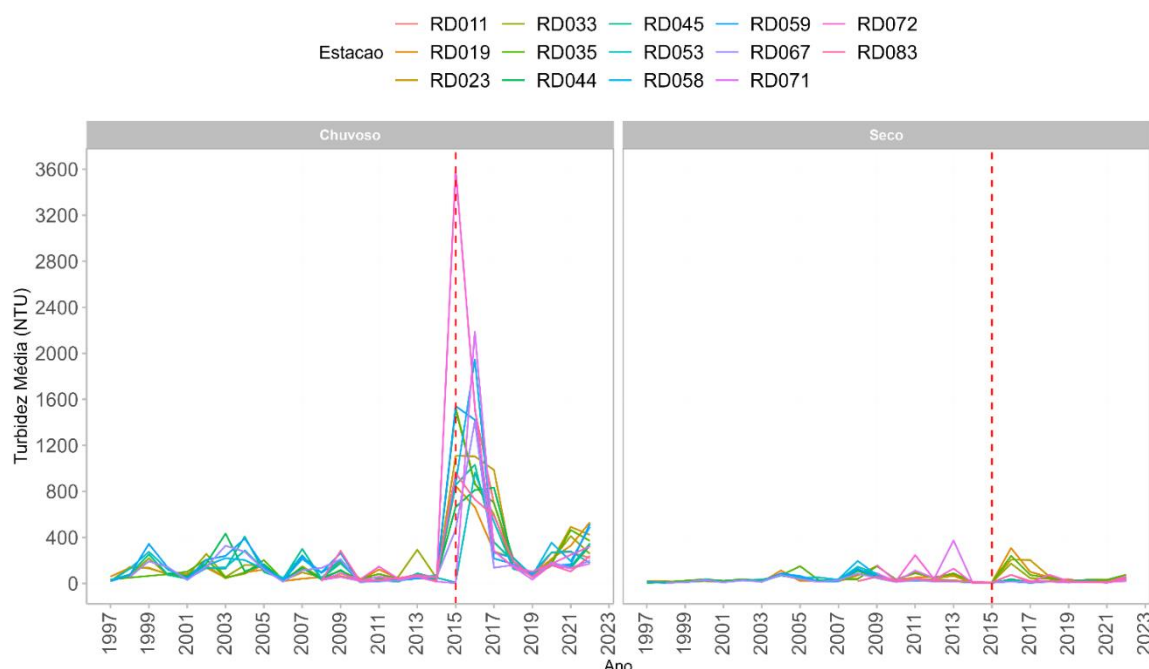


Figura 3. Turbidez Média anual (NTU), no período seco e chuvoso, para as estações localizadas nos trechos impactados pelo rompimento da barragem de Fundão, Minas Gerais. A linha pontilhada vermelha indica o ano de rompimento da barragem (2015). **Fonte:** Resultados originais da pesquisa.

A decomposição STL evidenciou uma leve tendência decrescente na série de turbidez no período pré-rompimento em todas as estações de monitoramento (Figura 4). Este padrão foi alterado no período pós-rompimento, quando a série passou a apresentar forte tendência decrescente para todas as estações ao longo dos anos (Figura 4). Reiterando os resultados da análise descritiva, a decomposição STL evidenciou, ainda, a sazonalidade da série temporal de turbidez em todas as estações de monitoramento, com aumento dos valores de turbidez nos meses chuvosos (outubro – março) e redução nos meses secos (abril – setembro) (Figura 5). A sazonalidade é característica tanto do período pré quanto do pós-rompimento, entretanto, o período pós-rompimento foi marcado pelo aumento na magnitude da sazonalidade, com diferenças acentuadas entre os períodos secos e chuvosos nos anos seguintes ao rompimento e, redução gradual da magnitude com o passar dos anos (Figura 5). A tendência de melhoria da turbidez no decorrer dos anos após o impacto também foi observada em outros estudos realizados na bacia do rio Doce (Richard et al., 2020; da Silva et al., 2022). Entretanto estes resultados devem ser interpretados com cautela no que se refere a recuperação ambiental, pois os sistemas podem demorar a se normalizar, tendo sido estimada por Frachini et al. (2021) entre 2,5 e 27 anos para a normalização das concentrações de manganês no rio Doce e por Pacheco et al. (2022) entre 7 e 11 anos para as concentrações de metais na bacia do rio Paraopeba, catástrofe similar ao rompimento da barragem de Fundão.

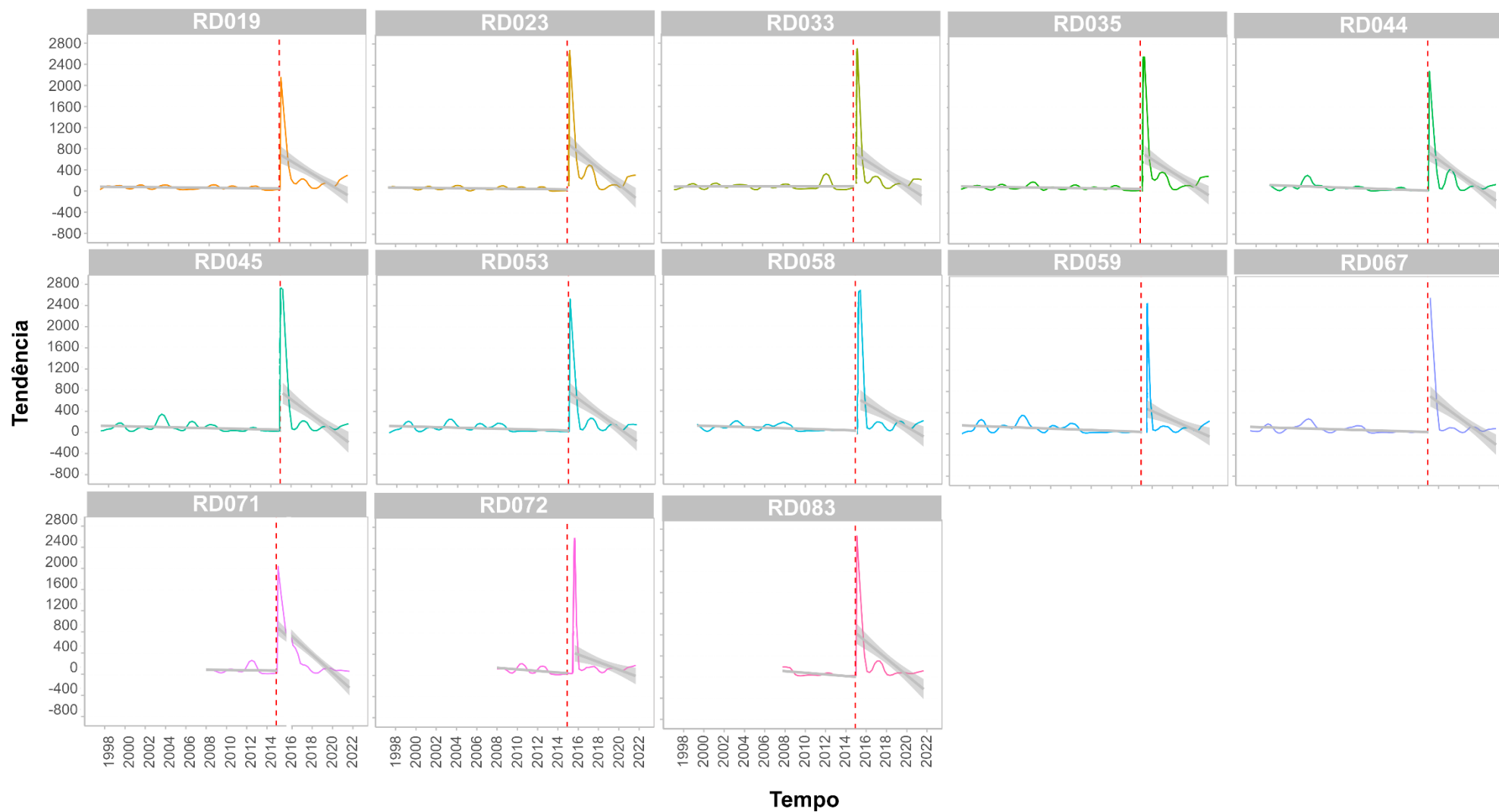


Figura 4. Componente Tendência da decomposição STL para cada estação de monitoramento. **Fonte:** Resultados originais da pesquisa.

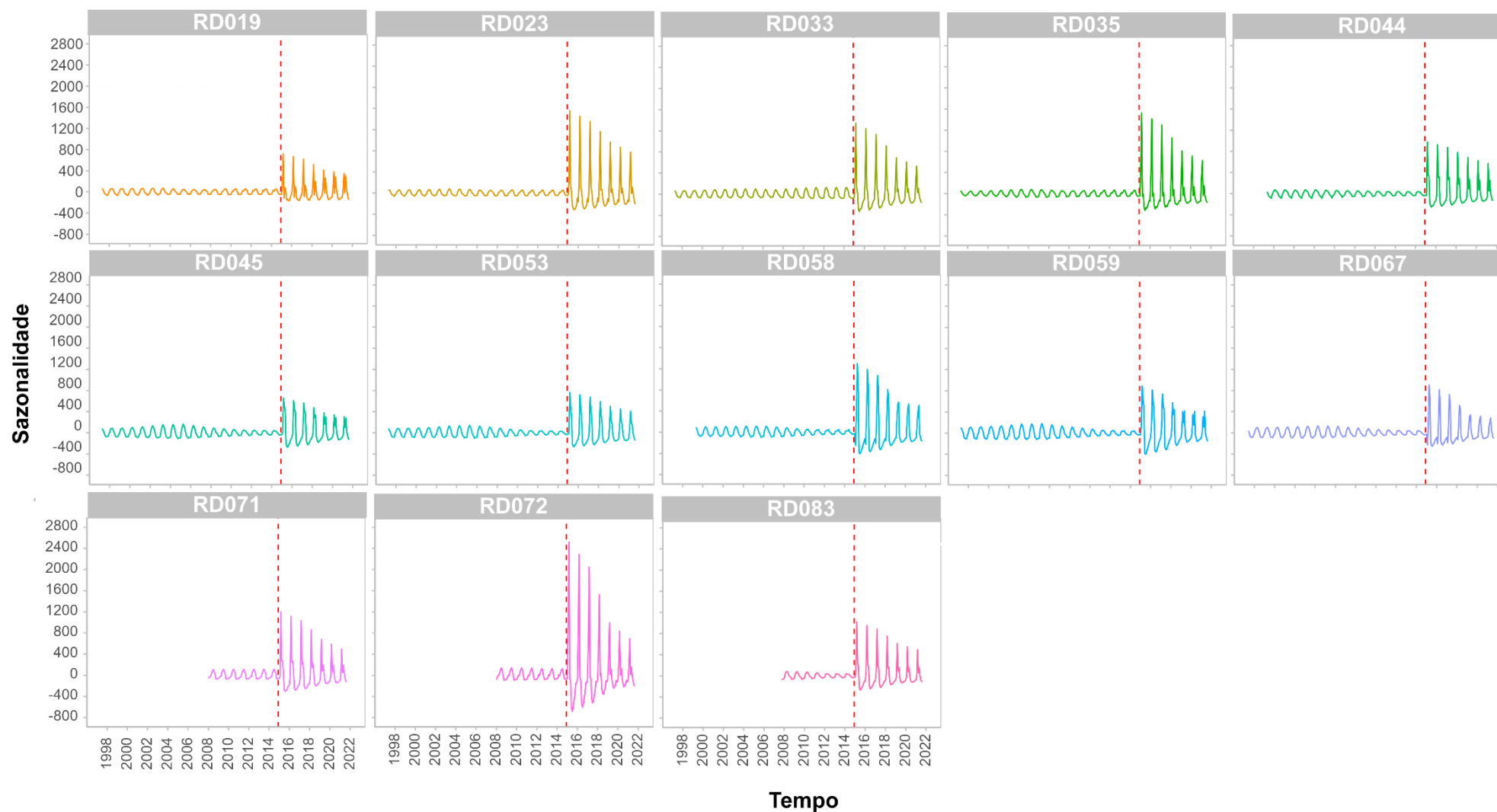


Figura 5. Componente Sazonalidade da decomposição STL para cada estação de monitoramento. **Fonte:** Resultados originais da pesquisa.

O modelo global da análise ITS foi estatisticamente significativo para todas as estações estudadas (Apêndice). O coeficiente de determinação variou entre 0,45 – 0,60 dependendo da estação (p-valor <0,001) (Apêndice; Tabela 2). O coeficiente de *intervenção* mostrou mudança de nível significativa na série de turbidez no período pós-impacto para todas as estações, com aumento de 150% a 1800% comparado aos valores de turbidez pré-impacto – o que equivale a valores em média entre 2,5–19 vezes maiores no período pós impacto comparado ao pré-impacto (Tabela 2). O coeficiente *tempo desde o impacto* mostrou mudança de inclinação significativa no período pós-impacto apenas para quatro estações (RD019, RD023, RD033 e RD035), com redução entre 1,79% e 2,0% nos valores de turbidez a cada mês.

Tabela 2. Resumo dos modelos ITS para cada estação. Valores dos parâmetros betas, que estavam em escala logarítmica, foram transformados por $(\exp(\beta) - 1) * 100$ para obter a mudança percentual de Y por unidade de X (veja Apêndice para dados brutos).

| RD019 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | R²: 0,51 |
|------------|--------------|--------|-------------|-----------------------|----------------------|
| Estimativa | 6181,66 | -0,80 | 872,89 | -2,09 | Estatística F: 21,05 |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | p-valor: <0,001 |
| RD023 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | R²: 0,56 |
| Estimativa | 7269,49 | -0,51 | 999,82 | -2,14 | Estatística F: 25,66 |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | p-valor: <0,001 |
| RD033 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | R²: 0,50 |
| Estimativa | 6339,54 | -0,30 | 503,89 | -1,79 | Estatística F: 20,35 |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | p-valor: <0,001 |
| RD035 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | R²: 0,50 |
| Estimativa | 8989,91 | -0,52 | 821,53 | -1,90 | Estatística F: 20,35 |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | p-valor: <0,001 |
| RD044 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | R²: 0,51 |
| Estimativa | 8456,22 | -0,85 | 380,53 | -0,71 | Estatística F: 19,19 |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,15 | p-valor: <0,001 |
| RD045 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | R²: 0,46 |
| Estimativa | 6829,47 | -0,51 | 204,36 | -0,76 | Estatística F: 17,68 |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,14 | p-valor: <0,001 |
| RD053 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | R²: 0,45 |
| Estimativa | 6350,71 | -0,47 | 150,12 | -0,50 | Estatística F: 16,6 |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | 0,00 | 0,35 | p-valor: <0,001 |
| RD058 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | R²: 0,49 |
| Estimativa | 8230,45 | -0,77 | 215,05 | -0,19 | Estatística F: 17,62 |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,73 | p-valor: <0,001 |
| RD059 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | R²: 0,47 |
| Estimativa | 7393,69 | -0,60 | 238,66 | -0,73 | Estatística F: 17,89 |

| | | | | | |
|--------------|--------------|--------|-------------|-----------------------|----------------------|
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,19 | p-valor: <0,001 |
| RD067 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | R²: 0,51 |
| Estimativa | 6683,22 | -0,60 | 206,55 | -0,93 | Estatística F: 20,56 |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,08 | p-valor: <0,001 |
| RD071 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | R²: 0,56 |
| Estimativa | 7096,75 | -2,31 | 1580,87 | -0,87 | Estatística F: 13,48 |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,25 | p-valor: <0,001 |
| RD072 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | R²: 0,57 |
| Estimativa | 11792,55 | -3,25 | 1838,14 | 0,99 | Estatística F: 14,31 |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,23 | p-valor: <0,001 |
| RD083 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | R²: 0,6 |
| Estimativa | 6778,60 | -1,81 | 699,65 | 0,01 | Estatística F: 16,76 |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,99 | p-valor: <0,001 |

Fonte: Resultados originais da pesquisa.

O resultado da análise ITS reitera as análises descritivas e STL, corroborando a previsão de que após o impacto houve alterações abruptas nos valores de turbidez, o que pode ser observado pelos valores extremamente altos de coeficiente de intervenção em todas as estações. Entretanto, não corrobora a previsão feita *a priori* de melhoria nos valores de turbidez, já que o coeficiente *tempo desde o impacto* não foi significativo para a maioria das estações, diferindo dos resultados da análise de decomposição STL. O coeficiente de *tempo desde o impacto* ao informar o percentual de queda nos valores de turbidez a cada mês, poderia ser utilizado para estimar o período de retorno aos valores de turbidez pré-impacto. Entretanto, o modelo ITS não foi eficiente para captar este efeito, o que pode ser atribuído a limitações intrínsecas a metodologia e ao modelo utilizado (Turner et al. 2021a). Ao realizar a função de autocorrelação ACF e o teste Ljung-Box, algumas séries tiveram problemas para lidar com a autocorrelação dos dados, portanto, a utilização de modelos autorregressivos (e.g. “Autoregressive Integrated Moving Average” – ARIMA) pode fornecer melhor ajuste do que o modelo ITS aplicado (Schaffer et al., 2021).

No cenário contrafactual, a série pós-impacto divergiu dos valores de turbidez previstos na ausência de impacto (Tabela 3; Figura 6). Apesar de manter as oscilações sazonais esperadas, os valores de turbidez apresentaram diferenças quanto a magnitude dos valores. A magnitude do efeito do rompimento da barragem na qualidade da água foi classificada como *alta* para todas as estações, com exceção da estação RD053 e RD067, que foram classificadas como *moderada* (Tabela 3). Para a maioria das estações, os valores de turbidez divergiram mais do que um desvio padrão dos valores contrafactuais previstos pelo modelo. As estações RD071, RD072 e RD083 divergiram mais do que dois desvios padrão, indicativo de que o rompimento da barragem teve um efeito substancial nos valores de

turbidez de todas as séries, mas, principalmente, das estações que estão localizadas mais próximas ao ponto de impacto.

Tabela 3. Magnitude do efeito do rompimento da barragem na qualidade da água através do método Cohen's d. Magnitude classificada como desprezível quando distância *Cohen's d* <0,2; baixa entre 0,2-0,3; moderada entre 0,5-0,8; e alta quando > 0,8.

| Estação | Distância Cohen's d | 2.5% CI | 97.5% CI | p-valor |
|---------|---------------------|---------|----------|---------|
| RD019 | 1,499 | 1,044 | 1,910 | <0,001 |
| RD023 | 1,710 | 1,263 | 2,105 | <0,001 |
| RD033 | 1,242 | 0,786 | 1,657 | <0,001 |
| RD035 | 1,834 | 1,321 | 2,306 | <0,001 |
| RD044 | 1,348 | 0,847 | 1,766 | <0,001 |
| RD045 | 0,850 | 0,395 | 1,287 | <0,001 |
| RD053 | 0,687 | 0,224 | 1,126 | 0,003 |
| RD058 | 1,010 | 0,489 | 1,464 | <0,001 |
| RD059 | 0,862 | 0,418 | 1,280 | <0,001 |
| RD067 | 0,635 | 0,203 | 1,024 | 0,003 |
| RD071 | 2,070 | 1,308 | 2,681 | <0,001 |
| RD072 | 2,745 | 1,970 | 3,286 | <0,001 |
| RD083 | 2,027 | 1,370 | 2,581 | <0,001 |

Fonte: Resultados originais da pesquisa.

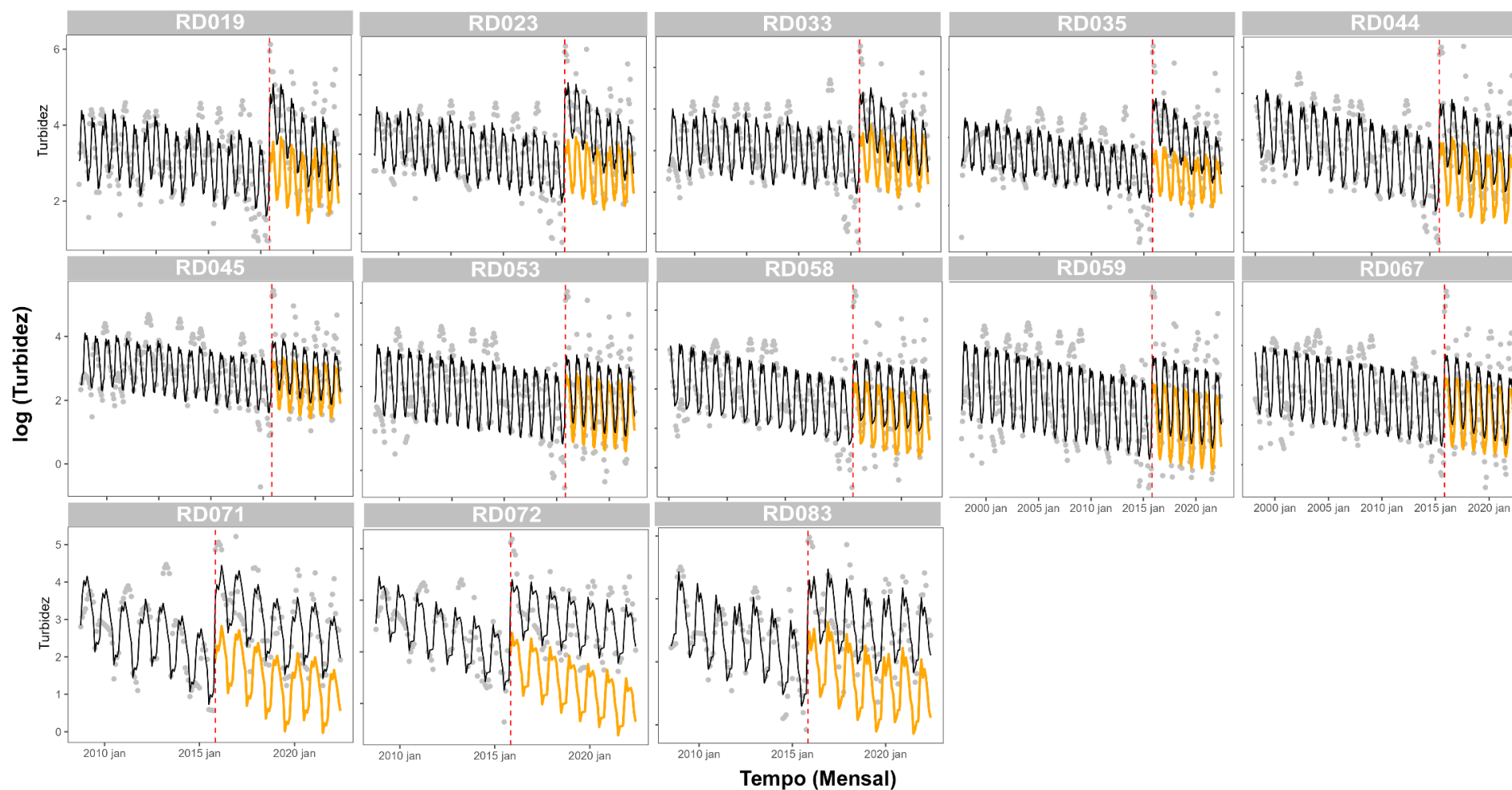


Figura 6. Série temporal de turbidez em frequência trimestral com valores preditos em escala transformada por Box Cox. Em laranja, a série contrafactual. **Fonte:** Resultados originais da pesquisa.

O comportamento de tendência decrescente nos valores de turbidez no período pré-impacto, observado nas análises STL e, ainda mais pronunciados nos cenários projetados pelos modelos ITS, não eram esperados para a série de turbidez (Figura 4; Figura 6). Tendo em vista a dinâmica natural da turbidez em ecossistemas de rios, eram esperadas variações sazonais sem tendência na série pré-impacto. Entretanto, este comportamento anômalo pode ser atribuído ao evento de seca extrema ocorrido entre 2014/2015, que, de acordo com Lima et al. (2019) foi a maior seca nos últimos 30 anos e atingiu quase toda a bacia do rio Doce. A redução da precipitação diminuiu a entrada de sólidos nos rios e a ressuspensão de sedimentos, refletindo na redução dos valores de turbidez. Portanto, a seca extrema provocou valores de turbidez menores do que os registrados em outros anos, inclusive na época chuvosa, interferindo nas previsões do modelo ITS. Neste contexto, o modelo ITS pode ser ajustado com a inclusão de covariáveis (e.g. precipitação, variável binária para sinalizar os períodos anômalos) para melhorar seu poder explicativo e preditivo.

Considerações Finais

O estudo avaliou o impacto temporal decorrente do rompimento da barragem de Fundão na qualidade da água da bacia do rio Doce. A princípio, era esperado (i) alterações abruptas nos valores de turbidez logo após a ocorrência do impacto, principalmente nos períodos chuvosos; (ii) interferência do impacto na tendência e na magnitude da sazonalidade; e (iii) efeito de grande magnitude nos valores de turbidez, principalmente nas estações próximas ao impacto. Os resultados corroboraram totalmente a previsão (i) e (iii) e parcialmente a previsão (ii). Em relação às previsões (i) e (iii), todas as análises evidenciaram o efeito catastrófico que o rompimento provocou na qualidade da água, principalmente no período chuvoso. Em contrapartida, a previsão (ii) foi parcialmente corroborada, pois, embora a decomposição STL tenha evidenciado a forte tendência decrescente na série de turbidez após o impacto, conforme previsto inicialmente, o modelo ITS não reiterou totalmente este resultado. O ITS apesar de ter sido eficiente para verificar a mudança repentina nos valores de turbidez, não teve o mesmo desempenho com o efeito a longo prazo. Embora o modelo ITS tenha apresentado bom ajuste, explicando boa parte da variabilidade dos dados, poderia ser aperfeiçoado para considerar os efeitos autorregressivos, através da aplicação do método ARIMA, e os efeitos da precipitação, o que pode melhorar consideravelmente as suas previsões. Neste sentido, novas abordagens devem ser exploradas para que o efeito a longo prazo possa ser melhor ajustado, possibilitando prognósticos dos valores de turbidez, o que subsidiaria estratégias de gestão, manejo e restauração do ecossistema.

Referências

Armstrong, M.; Petter, R.; Petter, C. 2019. Why have so many tailings dams failed in recent years? *Resources Policy* 63: 101412.

Bernal, J. L.; Cummins, S.; Gasparrini, A. 2017. Interrupted time series regression for the evaluation of public health interventions: a tutorial. *International journal of epidemiology* 46: 348-355.

Bernardino, A.F.; Pais, F.S.; Oliveira, L.S.; Gabriel, F.A.; Ferreira, T.O.; Queiroz, H.M.; Mazzuco, A.C.A. 2019. Chronic trace metals effects of mine tailings on estuarine assemblages revealed by environmental DNA. *PeerJ* 7: e8042.

Burns, P. 2002. 'Robustness of the Ljung-Box Test and its Rank Equivalent'. Disponível em: <<http://www.burns-stat.com/pages/Working/ljungbox.pdf>>. Acesso em: 20 setembro 2023

Carmo, F. F.; Kamino, L. H. Y.; Junior, R.T.; Campos, I.C.; do Carmo, F.F.; Silvino, G.; Castro, K. J. S. X.; Mauro, M.L.; Rodrigues, N. U. A.; Miranda, M.P.S.; Pinto, C. E. F. 2017. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15: 145–151.

Cohen, J. 1977. *Statistical power analysis for the behavioral sciences*. 2 ed. Lawren Erlbaum Associates. New York, United States of America.

Cohen, J. 1988. *Statistical power analysis for the behavioral sciences*. 2ed. New York: Academic Press.

Cohen, J. 1992. A power primer. *Psychological Bulletin* 112: 155-159. Resolução Conama nº 357, 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

Conselho Nacional do Meio Ambiente [CONAMA]. 2005. Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.

Cordeiro M.C.; Garcia G.D.; Rocha A.M.; Tschoeke D.A.; Campeão M.E.; Appolinario L.R.; Soares A.C.; Leomil L.; Froes A.; Bahiense L.; Rezende C. E.; de Almeida M.G.; Rangel T.P.; Oliveira B.C.V.; de Almeida D.Q.R.; Thompson M.C.; Thompson C.C.; Thompson F.L. 2019. Insights on the freshwater microbiomes metabolic changes associated with the world's largest mining disaster. *Science of The Total Environment* 654: 1209–1217.

Cleveland, R. B.; Cleveland, W. S.; McRae, J. E.; Terpenning, I. 1990. STL: A seasonal-trend decomposition. *J. Off. Stat*, 6: 3-73.

da Silva, G. J.; Borges, A. C.; Moreira, M. C.; Rosa, A. P. 2022. Statistical process control in assessing water quality in the Doce river basin after the collapse of the Fundão dam (Mariana, Brazil). *Journal of Environmental Management* 317: 115402.

Dickey, D. A.; Fuller, W. A. 1979. Distributions of the estimators for autoregressive time series with a unit root. *Journal of the American Statistical Association* 75: 427–431.

Dickey, D. A.; Fuller, W. A. 1981. Likelihood Ratio Statistics for Autoregressive Time Series with a Unit Root. *Econometrica* 49: 1057–1072.

dos Santos Vergilio, C.; Lacerda, D.; da Silva Souza, T.; de Oliveira, B. C. V.; Fioresi, V. S.; de Souza, V. V.; de Rezende, C. E. 2021. Immediate and long-term impacts of one of the worst mining tailing dam failure worldwide (Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil). *Science of the Total Environment* 756: 143697.

Frachini, E. S.; Reis Ferreira, C.; Kroetz, B.L.; Urbano, A.; Abrão, T.; Santos, M.J. 2021. Modeling the kinetics of potentially toxic elements desorption in sediment affected by a dam breakdown disaster in Doce River - Brazil. *Chemosphere* 283: 131157.

Gabriel F.A.; Ferreira A.D.; Queiroz H.M.; Vasconcelos A.L.S.; Ferreira T.O.; Bernardino A.F. 2021. Long-term contamination of the rio Doce estuary as a result of Brazil's largest environmental disaster. *Perspectives in Ecology and Conservation*.19:417–28.

Garcia, L.C.; Ribeiro, D.B.; Roque, F.O.; Ochoa-Quintero, J.M.; Laurance, W.F. 2017. Brazil's worst mining disaster: corporations must be compelled to pay the actual environmental costs: Corporations. *Ecological Applications* 27: 5–9.

Guimarães, R. N.; Moreira, V. R.; Cruz, J. R.; Saliba, A. P.; Amaral, M. C. 2022. History of tailings dam failure: Impacts on access to safe water and influence on the legislative framework. *Science of The Total Environment* 852: 158536.

Hamilton, J.D. 1994. *Time Series Analysis*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.

Hatje V; Pedreira R.M.A.; Rezende C.E.; Schettini C.A.F.; Souza G.C.; Marin D.C.; Hackspacher P.C. 2017. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Scientific Reports*. 7:10706.

Hedges, L.; Olkin, I. 1985. *Statistical Methods in Meta-Analysis*. Academic press. Chicago, Illinois.

Helpfenstein, U. 1991. The use of transfer function models, intervention analysis and related time series methods in epidemiology. *International journal of epidemiology* 20: 808-815.

Hyndman, R. J.; Athanasopoulos, G. 2018. *Forecasting: principles and practice*. 3ed. OTexts. Disponível em: <https://otexts.com/fpp3/>. Acesso em: 20 setembro 2023.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais e Renováveis [Ibama]. 2015. Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais. Disponível em

<https://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf>. Acesso em: 22 mar. 2023.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais e Renováveis [Ibama]. 2019. Rompimento de barragem da Vale em Brumadinho MG destruiu 269,84 hectares. <<https://www.ibama.gov.br/noticias/730-2019/1881-rompimento-de-barragem-da-vale-em-brumadinho-mg-destruiu-269-84-hectares>>. Acesso em: 22 mar. 2023.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais e Renováveis [Ibama]. 2022. Rompimento da Barragem de Fundão: Documentos relacionados ao desastre da Samarco em Mariana/MG. <<https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/notas/2020/rompimento-da-barragem-de-fundao-documentos-relacionados-ao-desastre-da-samarco-em-mariana-mg>>. Acesso em: 22 mar. 2023.

Instituto Mineiro De Gestão Das Águas [IGAM]. Monitoramento da qualidade das águas superficiais do Rio Doce no Estado de Minas Gerais. Disponível em <<http://www.igam.mg.gov.br/component/content/article/16/1632-monitoramento-da-Instituto-Mineiro-de-Gestao-das-Aguas>>. Acesso em: 22 mar. 2023.

Instituto Mineiro De Gestão Das Águas [IGAM]. Monitoramento da qualidade das águas superficiais do Rio Doce no Estado de Minas Gerais. Disponível em <<http://repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/handle/123456789/405>>. Acesso em: 22 mar. 2023.

Koppe, J.C. 2021. Lessons learned from the two major tailings dam accidents in Brazil. *Mine Water and the Environment* 40: 166–173.

Kossoff, D.; Dubbin, W. E.; Alfredsson, M.; Edwards, S. J.; Macklin, M. G.; Hudson-Edwards, K. A. 2014. Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Applied Geochemistry* 51: 229-245.

Lima, R.P.C.; Da Silva, D.D.; Pereira, S.B.; Moreira, M.C.; Passos, J.B.M.C.; Coelho, C.D.; Elesbon, A.A.A.; 2019. Development of an annual drought classification system based on drought severity indexes. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 91, e20180188.

Lin, S. Q.; Wang, G. J.; Liu, W. L.; Zhao, B.; Shen, Y. M.; Wang, M. L.; Li, X. S. 2022. Regional distribution and causes of global mine tailings dam failures. *Metals* 12: 905.

Lumbroso, D.; McElroy, C.; Goff, C.; Collell, M.R.; Petkovsek, G.; Wetton, M. 2019. The potential to reduce the risks posed by tailings dams using satellite-based information. *Int. J. Disaster Risk Reduct* 38: 101209.

Miratrix, L. W. 2022. Using simulation to analyze interrupted time series designs. *Evaluation Review* 46: 750-778.

Milanez, B.; Ali, S. H.; de Oliveira, J. A. P. 2021. Mapping industrial disaster recovery: lessons from mining dam failures in Brazil. *The Extractive Industries and Society* 8: 100900.

Navarro, D. 2015. *Learning Statistics with R: A Tutorial for Psychology Students and Other Beginners (Version 0.5)*. University of New South Wales. Adelaide, Australia

Pacheco, F. A. L.; do Valle Junior, R. F.; de Melo, M. M. A. P.; Pissarra, T. C. T.; de Melo, M. C.; Valera, C. A.; Fernandes, L. F. S. 2022. Prognosis of metal concentrations in sediments and water of Paraopeba River following the collapse of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil). *Science of The Total Environment* 809: 151157.

PIRH 2010. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce e Planos de Ações para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no âmbito da Bacia do rio Doce.

Richard, E.C.; Duarte, A. H.; Estrada G. C. D.; Bechtold, J. P.; Maioli. B. G.; de Freitas. A. H. A.; Figueiredo. L. H. M. 2020. Influence of Fundão tailings dam breach on water quality in the Doce River watershed. *Integrated Environmental Assessment and Management* 16: 583-595.

Santana, F.C.; Francelino, M.R.; Schaefer, C.E.G.R.; Veloso, G.V.; Fernandes-Filho, E.I.; Santana, A. de J.P.; Timo, L.B.; Rosa, A.P. 2021. Water quality of the Gualaxo do Norte and Carmo rivers after the Fundão dam collapse, Mariana, MG. *Water Air Soil Pollution*. 232: 155.

Schaffer, A. L.; Dobbins, T. A.; Pearson, S. A. 2021. Interrupted time series analysis using autoregressive integrated moving average (ARIMA) models: a guide for evaluating large-scale health interventions. *BMC medical research methodology* 21: 1–12.

Thompson, F.; de Oliveira, B.C.; Cordeiro, M.C.; Masi, B.P.; Rangel, T.P.; Paz, P., Freitas, T.; Lopes, G.; Silva, B.S. S.; Cabral A.; Soares, M.; Lacerda, D.; dos Santos Vergilio, C.; Lopes-Ferreira, M.; Lima, C.; Thompson, C.; de Rezende, C.E. 2020. Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. *Science of the Total Environment* 705: 1–6.

Travis-Lumer, Y.; Goldberg, Y.; Levine, S. Z. 2022. Effect size quantification for interrupted time series analysis: implementation in R and analysis for Covid-19 research. *Emerging Themes in Epidemiology* 19: 1–8.

Turner, S. L.; Karahalios, A.; Forbes, A. B.; Taljaard, M.; Grimshaw, J. M.; McKenzie, J. E. 2021a. Comparison of six statistical methods for interrupted time series studies: empirical evaluation of 190 published series. *BMC Medical Research Methodology* 21: 1–19.

Turner, S. L.; Forbes, A. B.; Karahalios, A.; Taljaard, M.; McKenzie, J. E. 2021b. Evaluation of statistical methods used in the analysis of interrupted time series studies: a simulation study. *BMC medical research methodology* 21:1-18.

Zhou, Q.; Wang, J.; Tian, L.; Feng, L.; Li, J.; Xing, Q. 2021. Remotely sensed water turbidity dynamics and its potential driving factors in Wuhan, an urbanizing city of China. *Journal of Hydrology* 593: 125893.

Apêndice

Tabela 2. Modelos ITS para cada estação de monitoramento. Apenas os *termos de Fourier* significativos foram mantidos no resumo dos modelos (S1.12; S2.12; S3.12; S4.12; C1.12; C2.12; C4.12). Os valores estão na escala logarítmica, para obter o percentual de mudança de Y por unidade de X aplicar a transformação: $(\exp(\beta) - 1) * 100$; para obter a quantidade de vezes Y por unidade de x aplicar a transformação $(\exp(\beta))$.

| RD019 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | S1.12 | C1.12 | S4.12 | |
|-------------|----------------------|--------|-----------------|-----------------------|--------|--------|-------|-------|
| Estimativa | 4,14 | -0,008 | 2,28 | -0,02 | 0,20 | -1,07 | 0,19 | |
| Erro Padrão | 0,13 | 0,001 | 0,25 | 0,005 | 0,08 | 0,08 | 0,08 | |
| t valor | 31,55 | -4,62 | 9,06 | -4,40 | 2,55 | -13,45 | 2,44 | |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,01 | <0,001 | 0,02 | |
| R²: 0,51 | Estatística F: 21,05 | | p-valor: <0,001 | | | | | |
| RD023 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | S1.12 | C1.12 | S4.12 | |
| Estimativa | 4,30 | -0,01 | 2,40 | -0,02 | 0,16 | -1,02 | 0,18 | |
| Erro Padrão | 0,12 | 0,001 | 0,23 | 0,004 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | |
| t valor | 36,42 | -5,51 | 10,61 | -5,01 | 2,24 | -14,30 | 2,59 | |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,03 | <0,001 | 0,01 | |
| R²: 0,56 | Estatística F: 25,66 | | p-valor: <0,001 | | | | | |
| RD033 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | S1.12 | C1.12 | | |
| Estimativa | 4,17 | -0,003 | 1,80 | -0,02 | -0,69 | -0,82 | | |
| Erro Padrão | 0,12 | 0,001 | 0,24 | 0,005 | 0,08 | 0,08 | | |
| t valor | 33,48 | -3,06 | 7,53 | -3,96 | -9,20 | -10,90 | | |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | | |
| R²: 0,50 | Estatística F: 20,61 | | p-valor: <0,001 | | | | | |
| RD035 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | S1.12 | C1.12 | S2.12 | C4.12 |
| Estimativa | 4,51 | -0,01 | 2,22 | -0,02 | -0,37 | -0,82 | -0,18 | -0,19 |
| Erro Padrão | 0,12 | 0,00 | 0,23 | 0,00 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 |
| t valor | 37,79 | -5,59 | 9,71 | -4,40 | -5,12 | -11,35 | -2,47 | -2,68 |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,01 | 0,01 |
| R²: 0,50 | Estatística F: 20,35 | | p-valor: <0,001 | | | | | |
| RD044 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | S1.12 | C1.12 | S2.12 | C4.12 |
| Estimativa | 4,45 | -0,01 | 1,57 | -0,01 | 0,36 | 1,12 | -0,18 | -0,23 |
| Erro Padrão | 0,14 | 0,001 | 0,26 | 0,005 | 0,08 | 0,08 | 0,08 | 0,08 |
| t valor | 31,05 | -6,51 | 6,02 | -1,44 | 4,26 | 13,19 | -2,11 | -2,74 |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,15 | <0,001 | <0,001 | 0,04 | 0,01 |
| R²: 0,51 | Estatística F: 19,19 | | p-valor: <0,001 | | | | | |
| RD045 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | S1.12 | C1.12 | | |
| Estimativa | 4,24 | -0,01 | 1,11 | -0,01 | -0,89 | -0,84 | | |
| Erro Padrão | 0,14 | 0,001 | 0,27 | 0,01 | 0,09 | 0,09 | | |
| t valor | 29,84 | -4,59 | 4,08 | -1,47 | -10,39 | -9,81 | | |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,14 | <0,001 | <0,001 | | |
| R²: 0,46 | Estatística F: 17,68 | | p-valor: <0,001 | | | | | |

| RD053 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | S1.12 | C1.12 | C2.12 | S4.12 |
|---|--------------|--------|-------------|-----------------------|--------|---------|-------|-------|
| Estimativa | 4,17 | 0,00 | 0,92 | -0,01 | 0,30 | -1,21 | -0,19 | 0,19 |
| Erro Padrão | 0,15 | 0,00 | 0,28 | 0,01 | 0,09 | 0,09 | 0,09 | 0,09 |
| t valor | 28,23 | -4,04 | 3,25 | -0,94 | 3,40 | -13,55 | -2,16 | 2,19 |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | 0,001 | 0,35 | <0,001 | <0,001 | 0,03 | 0,03 |
| R²: 0,45 Estatística F: 16,6 p-valor: <0,001 | | | | | | | | |
| RD058 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | S1.12 | C1.12 | C4.12 | |
| Estimativa | 4,42 | -0,01 | 1,15 | -0,002 | 0,45 | 1,22 | -0,25 | |
| Erro Padrão | 0,16 | 0,00 | 0,29 | 0,01 | 0,09 | 0,09 | 0,09 | |
| t valor | 28,06 | -5,35 | 4,01 | -0,35 | 4,87 | 13,13 | -2,64 | |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,73 | <0,001 | <0,001 | 0,01 | |
| R²: 0,49 Estatística F: 17,62 p-valor: <0,001 | | | | | | | | |
| RD059 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | S1.12 | C1.12 | S4.12 | |
| Estimativa | 4,32 | -0,01 | 1,22 | -0,01 | 0,23 | -1,28 | 0,19 | |
| Erro Padrão | 0,15 | 0,00 | 0,29 | 0,01 | 0,09 | 0,09 | 0,09 | |
| t valor | 28,45 | -4,98 | 4,20 | -1,32 | 2,52 | -13,92 | 2,07 | |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,19 | 0,01 | <0,001 | 0,04 | |
| R²: 0,47 Estatística F: 17,89 p-valor: <0,001 | | | | | | | | |
| RD067 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | S1.12 | C1.12 | | |
| Estimativa | 4,22 | -0,01 | 1,12 | -0,01 | -0,28 | 1,34 | | |
| Erro Padrão | 0,15 | 0,00 | 0,28 | 0,01 | 0,09 | 0,09 | | |
| t valor | 28,43 | -5,01 | 3,99 | -1,75 | -3,10 | 15,05 | | |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,08 | <0,01 | < 2e-16 | | |
| R²: 0,51 Estatística F: 20,56 p-valor: <0,001 | | | | | | | | |
| RD071 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | S1.12 | C1.12 | | |
| Estimativa | 4,28 | -0,02 | 2,82 | -0,01 | 0,65 | -1,14 | | |
| Erro Padrão | 0,25 | 0,01 | 0,36 | 0,01 | 0,13 | 0,13 | | |
| t valor | 16,90 | -4,56 | 7,83 | -1,16 | 5,15 | -8,96 | | |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,25 | <0,001 | <0,001 | | |
| R²: 0,56 Estatística F: 13,48 p-valor: <0,001 | | | | | | | | |
| RD072 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | S1.12 | C1.12 | S3.12 | |
| Estimativa | 4,78 | -0,03 | 2,96 | 0,01 | 0,87 | -1,17 | -0,31 | |
| Erro Padrão | 0,27 | 0,01 | 0,39 | 0,01 | 0,14 | 0,14 | 0,14 | |
| t valor | 17,49 | -5,98 | 7,62 | 1,20 | 6,33 | -8,47 | -2,29 | |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,23 | <0,001 | <0,001 | 0,02 | |
| R²: 0,57 Estatística F: 14,31 p-valor: <0,001 | | | | | | | | |
| RD083 | (Intercepto) | Tempo | Intervenção | Tempo desde o Impacto | S1.12 | C1.12 | C4.12 | |
| Estimativa | 4,23 | -0,02 | 2,08 | 0,0001 | -0,86 | -0,84 | 0,23 | |
| Erro Padrão | 0,19 | 0,00 | 0,28 | 0,01 | 0,10 | 0,10 | 0,10 | |
| t valor | 21,89 | -4,85 | 7,48 | 0,02 | -8,75 | -8,54 | 2,38 | |
| Pr(> t) | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,99 | <0,001 | <0,001 | 0,02 | |
| R²: 0,6 Estatística F: 16,76 p-valor: <0,001 | | | | | | | | |

Fonte: Resultados originais da pesquisa.