

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

GREICELENE JESUS DA SILVA

**CONTROLE ESTATÍSTICO DE PROCESSOS NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE
DA ÁGUA NA BACIA DO RIO DOCE APÓS O ROMPIMENTO DA BARRAGEM
DO FUNDÃO (MARIANA, MG)**

**VIÇOSA – MINAS GERAIS
2021**

GREICELENE JESUS DA SILVA

**CONTROLE ESTATÍSTICO DE PROCESSOS NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE
DA ÁGUA NA BACIA DO RIO DOCE APÓS O ROMPIMENTO DA BARRAGEM
DO FUNDÃO (MARIANA, MG)**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Alisson Carraro Borges

Coorientadores: André Pereira Rosa
Michel Castro Moreira

**VIÇOSA – MINAS GERAIS
2021**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

S586f
2021

Silva, Greicelene Jesus, 1992-
Ferramentas estatísticas de controle de processos na
avaliação da qualidade da água na bacia do rio Doce após o
rompimento da barragem do Fundão (Mariana, MG) / Greicelene
Jesus Silva. – Viçosa, MG, 2021.
1 dissertação eletrônica (96 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndices.

Orientador: Alisson Carraro Borges.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2021.057>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Água - Qualidade. 2. Controle de processos. 3. Barragens
de rejeito. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de
Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22. ed. 628.16

Bibliotecário(a) responsável: Renata de Fátima Alves CRB6/2578

GREICELENE JESUS DA SILVA

**CONTROLE ESTATÍSTICO DE PROCESSOS NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE
DA ÁGUA NA BACIA DO RIO DOCE APÓS O ROMPIMENTO DA BARRAGEM
DO FUNDÃO (MARIANA, MG)**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 05 de agosto de 2021

Assentimento:



Geicelene Jesus da Silva
Autora



Alisson Carraro Borges
Orientador

AGRADECIMENTOS

A Deus por me permitir chegar até aqui.

A minha família.

Ao meu orientador, Alisson, pelas dicas, compreensão e por ter acreditado no trabalho.

Aos coorientadores, pelas contribuições.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (e ao povo brasileiro) pela concessão da bolsa de estudos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

À UFV, ao Departamento de Engenharia Agrícola e aos colegas do LQA.

Ao IGAM pela disponibilização dos dados.

À banca de defesa, pelas contribuições.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, a minha sincera gratidão.

RESUMO

SILVA, Greicelene Jesus da, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2021. **Controle estatístico de processos na avaliação da qualidade da água na bacia do rio Doce após o rompimento da barragem do Fundão (Mariana, MG)**. Orientador: Alisson Carraro Borges. Coorientadores: André Pereira Rosa e Michel Castro Moreira.

As atividades antrópicas causam a degradação da qualidade da água e, com isso, o comprometimento dos usos dos recursos hídricos. Para que os usos da água sejam preservados, o atendimento aos padrões de qualidade da água é essencial, de modo que para assegurá-lo, faz-se necessário o monitoramento e controle das águas superficiais. O processamento dos dados gerados nos programas de monitoramento é muitas vezes realizado a partir de ferramentas estatísticas. Dentre essas ferramentas, o Controle Estatístico de Processos (CEP) tem potencial de aplicação no monitoramento ambiental, porém não tendo sido plenamente explorado. Uma situação de aplicação pouco examinada consiste no uso do CEP para identificar eventos extremos em bacias hidrográficas, como estiagens severas, inundações, derramamentos ou incidentes ambientais, como os rompimentos de barragens. No dia cinco de novembro de 2015, milhões de metros cúbicos de rejeitos foram despejados na bacia do rio Doce com o rompimento da barragem do Fundão, pertencente à mineradora Samarco, localizada no município de Mariana (MG). Os impactos deste incidente requerem novas abordagens no monitoramento e no processamento dos dados de qualidade da água da região, motivo pelo qual buscou-se no presente trabalho avaliar, utilizando ferramentas de CEP, as mudanças na qualidade das águas na bacia do rio Doce após o evento de rompimento da barragem do Fundão. Em pontos amostrais do rio do Carmo e Doce, considerando-se o período de dados de 2009 a 2020, foram avaliadas as variações dos parâmetros de Fe dissolvido, Mn total, condutividade elétrica (CE), turbidez, oxigênio dissolvido (OD), pH, índice de qualidade da água (IQ_{NSF}), *Escherichia coli* e índice de qualidade da água do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (IQ_{CCME}), composto pelos elementos Fe, Mn, As, Cd, Pb, Cu, Cr, Hg, Ni e Al. Os gráficos de processos de média móvel exponencialmente ponderada (EWMA) foram utilizados para os dados paramétricos ou transformados (caso os mesmos não apresentassem distribuição normal), enquanto os gráficos EWMA não paramétricos de sinais (NPEWMA-SN) foram adotados para os dados não normalizáveis. Além disso, o índice de capacidade de processos (ICP) para cada um dos pontos monitorados na bacia do rio Doce foi calculado. Ressalta-se que no presente trabalho, os gráficos de processos foram utilizados para testar a hipótese de retorno das

variáveis de qualidade da água aos níveis anteriores ao rompimento. Com base na análise dos gráficos de processos, registrou-se uma melhora da turbidez, desde maio de 2018, e em relação ao Mn, um dos principais componentes do rejeito, foi possível observar um retorno aos níveis normais desde o período de estiagem de 2016. O aumento repentino da concentração dos metais durante a passagem da lama causou redução do valor de IQ_{ACCME} a níveis mínimos no rio do Carmo e no rio Doce. Entretanto, não foi verificado um aumento significativo da mediana do IQ_{ACCME} em relação ao período pré-incidente, pois não há pontos fora de controle. Ressalta-se que os gráficos de controle indicaram que o ferro dissolvido (nos rios do Carmo e Doce) e a condutividade elétrica (no rio Doce) ainda não se encontravam, até dezembro de 2020, dentro dos padrões normais de oscilação pré-evento. O ICP indica que a situação se agravou depois do evento para todos os parâmetros. Os parâmetros com menor valor de ICP, antes e depois do rompimento, são o Mn e a *E. coli*. Desde que utilizando-se de um período de referência, os gráficos de controle de processos permitem inferir sobre a permanência dos impactos dos extremos de poluição no corpo hídrico, podendo ser utilizado no monitoramento rotineiro da qualidade da água nesses eventos.

Palavras-chave: Qualidade da água. Controle da qualidade de processos. Barragem do Fundão.

ABSTRACT

SILVA, Greicelene Jesus da, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, August, 2021. **Statistical process control for water quality evaluation in Doce river watershed after the Fundão dam (Mariana, MG) collapse.** Adviser: Alisson Carraro Borges. Co-Advisers: André Pereira Rosa and Michel Castro Moreira.

The anthropic activities cause the degradation of water quality and, therefore, compromise the uses of water resources. To water uses preservation, compliance with water quality standards is essential. To ensure this, it is important to monitor and control surface water. The processing of the information generated in monitoring programs is often performed using statistical tools. Statistical process control (SPC) has potential application in environmental monitoring, but its use has still been underexplored. An incipient explored application situation of the SPC is its use to identify extreme pollution events, such as extreme drought events or environmental incidents as tailing dam failures. On November 5, 2015, millions of cubic meters of tailings were released in the Doce river watershed with the collapse of the Fundão dam of the Samarco mining company, in Mariana (MG). The impact of this release event requires new approaches in the monitoring and processing of water quality data. The study aimed, then, to evaluate changes in water quality in the Doce river watershed after the Fundão dam failure event, using SPC tools. In Carmo river and Doce river, considering the period 2009-2020, changes in dissolved Fe, total Mn, electrical conductivity (EC), turbidity, dissolved oxygen (DO), pH, water quality index (WQI_{NSF}), *Escherichia coli*, and Canadian Council of Environment Ministers water quality index (WQI_{CCME}), composed by the elements Fe, Mn, As, Cd, Pb, Cu, Cr, Hg, Ni, and Al, were studied. Exponentially Weighted Moving Average (EWMA) process charts were plotted for normal data or whenever the normalization was possible by transformation, non-parametric signed EWMA charts (NPEWMA-SN) were adopted for non-normalizable data. Additionally, the Process Capability Index (PCI) was calculated. It is noteworthy that in the present work, the process graphs were used to test the hypothesis of the return of the water quality variables to the levels before the disruption. Through the analysis of process charts, since May 2018, an improvement of turbidity was detected. Regarding Mn, one of the main elements of the tailing, is noted a return to pre-event oscillation levels since the drought period of 2016. The sudden increase of several metals during the mud displacement caused the WQI_{CCME} to drop to minimum levels. However, it was not detected a significant increase in the WQI_{CCME} median comparing to the pre-event period, since there are not out of

control points. The control charts indicated that dissolved Fe (in Carmo and Doce rivers) and the electrical conductivity (in Doce river) still were not between the pre-event oscillation patterns. The PCI indicates that the situation worsened after the event for all parameters. The parameters with the lowest values, before and after the break, are Mn and *E. coli*. As long as using a reference period, the control charts permit infer about the permanency of the impact of extreme pollution events in the water body. It can be used in routine monitoring of water quality in these events.

Keywords: Water quality. Statistical quality control. Fundão dam.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Exemplos de gráfico de controle de Shewart para médias.....	34
Figura 2.2 – Representação das regras de Shewart.	39
Figura 2.3 – Exemplos de gráficos EWMA (A) e CUSUM (B).	41
Figura 2.4 – Intervalo de variação do processo.....	42
Figura 2.5 – Intervalo do processo e dos limites de especificação.....	43
Figura 3.1 – Localização da bacia do rio Doce e dos pontos de monitoramento.	62
Figura 3.2 – Fluxograma da metodologia aplicada no desenvolvimento do trabalho.....	69
Figura 3.3 – Gráficos EWMA para CE em RD071(A) e RD072 (B); Turbidez em RD071 (C); e RD072 (D); <i>E. coli</i> em RD071 (E) e RD072 (F) e IQA_{NSF} em RD071 (G) e RD072 (H). z_i : valores plotados no gráfico EWMA (Equação 2.12). Os valores transformados foram normalizados pelo método Box-Cox. Os valores não transformados são os valores amostrados a partir do qual calculou-se diretamente o z_i . RD071: estação localizada no rio do Carmo. RD072: estação no rio Doce. As faixas cinzas indicam os períodos secos.	71
Figura 3.4 – Gráficos EWMA para pH em RD071(A) e RD072 (B); Fe dissolvido em RD071 (C) e RD072 (D) e Mn total em RD71(E) e RD072 (F). z_i : valores plotados no gráfico EWMA (Equação 2.12). Os valores transformados foram normalizados pelo método Box-Cox (Equações 3.1 e 3.2). Os valores não transformados são valores amostrados, a partir do qual calculou-se diretamente o z_i . RD071: estação localizada no rio do Carmo. RD072: estação no rio Doce. As faixas cinzas indicam os períodos secos.	72
Figura 3.5 – Gráficos NPEWMA-SN para OD em RD071(A) e RD072 (B); IQA_{CCME} em RD071 (C) e RD072 (D). z_{iSN} : valor plotado no gráfico NEPWMA-SN (Equação 3.5). RD071: estação localizada no rio do Carmo. RD072: estação no rio Doce. As faixas cinzas indicam os períodos secos.....	73

Figura 3.6 – Gráficos EWMA com limites recalculados de acordo com as Equações 2.13 a 2.15 para CE em RD071(A) e RD072 (B). RD071: estação localizada no rio do Carmo. RD072: estação no rio Doce..... 74

Figura 3.7 – Totais precipitados interpolados nas estações de qualidade da água para o período 2009/2010 a 2019/2020. 77

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Pesos utilizados no cálculo do IQA_{NSF}	24
Tabela 2.2 – Faixas de classificação da qualidade da água de acordo com o IQA_{NSF}	25
Tabela 2.3 – Faixas do IQA_{CCME}	27
Tabela 2.4 – Classificação dos corpos hídricos superficiais de acordo com a DN COPAM/CERH-MG 1/2008.	28
Tabela 2.5 – Regras de Shewart.	38
Tabela 2.6 – Classificação de qualidade.	44
Tabela 3.1 – P valor da média da Fase 1 a partir da análise RS/P.	73
Tabela 3.2 – Mediana, máximos e mínimos dos metais componentes do IQA_{CCME} para cada estação, separados em antes e pós-rompimento, tendo-se na última coluna os limites legais da DN COPAM/CERH-MG 1/2008.	75
Tabela 3.3 – Índices de capacidade de processos e medianas dos dados não transformados nas Fases 1 e 2.	76

LISTAS DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico
ACP	Análise de componente principal
CE	Condutividade elétrica
CEP	Controle estatístico de processos
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
CUSUM	Somas cumulativas
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DN	Deliberação normativa
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ETA	Estação de tratamento de água
ETE	Estação de tratamento de esgotos
EWMA	Média móvel exponencialmente ponderada
ICP	Índice de capacidade de processos
IDW	<i>Inverse distance weighted</i>
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
IQ _{ACCME}	Índice de qualidade da água do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente
IQ _{NSF}	Índice de qualidade da água da <i>National Sanitation Foundation</i>
LC	Limite central
LIC	Limite inferior de controle
LIE	Limite inferior de especificação

LSC	Limite superior de controle
LSE	Limite superior de especificação
NMP	Número mais provável
NPEWMA-SN	Média móvel exponencialmente ponderada de postos sinalizados
OD	Oxigênio dissolvido
RS/P	Segmentação recursiva e permutação
UC	Unidade de conservação
UNT	Unidades Nefelométricas de turbidez
UPGRH	Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos
z_i	Valor relativo à inésima observação plotado no gráfico EWMA
z_i^{SN}	Valor relativo à inésima observação plotado no gráfico NPEWMA-SN

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL E OBJETIVOS	15
1.1	INTRODUÇÃO GERAL.....	15
1.2	OBJETIVOS	17
1.2.1	GERAL.....	17
1.2.2	ESPECÍFICOS	17
1.3	REFERÊNCIAS.....	18
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
2.1	NOÇÕES DE QUALIDADE E MONITORAMENTO DE CORPOS HÍDRICOS..	21
2.1.1	PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA	21
2.1.2	ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA	23
2.1.3	PADRÕES DE QUALIDADE DE CORPOS HÍDRICOS SUPERFICIAIS.....	27
2.1.4	MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	28
2.2	CARACTERÍSTICAS DO REJEITO DA BARRAGEM DE FUNDÃO	29
2.3	FERRAMENTAS ESTATÍSTICAS DE ANÁLISE DE DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA	30
2.4	CONTROLE ESTATÍSTICOS DA QUALIDADE DE PROCESSOS	32
2.4.1	GRÁFICO DE CONTROLE DE PROCESSOS	33
2.4.2	ÍNDICE DE CAPACIDADE DE PROCESSOS.....	41
2.5	APLICAÇÕES DO CEP NO MONITORAMENTO AMBIENTAL DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	44
2.5.1	APLICAÇÃO NO MONITORAMENTO DE EFLUENTES DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO	44
2.5.2	APLICAÇÃO NO MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUAS DE CORPOS HÍDRICOS	47
2.6	REFERÊNCIAS.....	50
3	ARTIGO TÉCNICO-CIENTÍFICO	57

3.1	INTRODUÇÃO	57
3.2	METODOLOGIA	60
3.2.1	ÁREA DE ESTUDO E BASE DE DADOS	60
3.2.2	PARÂMETROS E ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	63
3.2.3	GRÁFICOS DE PROCESSOS PARAMÉTRICOS.....	63
3.2.4	ÍNDICE DE CAPACIDADE DE PROCESSO (ICP).....	65
3.2.5	NORMALIZAÇÃO DA BASE DE DADOS.....	66
3.2.6	GRÁFICO DE PROCESSOS NÃO PARAMÉTRICOS	66
3.2.7	ANÁLISE DE TOTAIS PRECIPITADOS	69
3.3	RESULTADOS	70
3.3.1	GRÁFICOS DE PROCESSOS.....	70
3.3.2	ÍNDICE DE CAPACIDADE DE PROCESSOS.....	75
3.3.3	ANÁLISE DE TOTAIS PRECIPITADOS	77
3.4	DISCUSSÃO	77
3.4.1	GRÁFICOS DE PROCESSOS.....	77
3.4.2	ÍNDICE DE CAPACIDADE DE PROCESSOS.....	83
3.5	CONCLUSÃO	84
3.6	REFERÊNCIAS.....	86
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES.....	91
	APÊNDICES	92

1 INTRODUÇÃO GERAL E OBJETIVOS

1.1 INTRODUÇÃO GERAL

A descarga em corpos hídricos, sem o devido tratamento, de contaminantes advindos de águas residuárias, somada à poluição difusa associada ao escoamento superficial em áreas agrícolas e urbanas, causa a degradação da qualidade da água e, com isso, o comprometimento dos diversos usos dos recursos hídricos. Segundo a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), mais de 110 mil quilômetros de trechos de rios brasileiros possuem sua qualidade comprometida devido ao excesso de carga orgânica aportada (ANA, 2017). Tal cenário é preocupante, uma vez que, devido à urbanização, ao aumento populacional e ao crescimento das atividades industriais e agrícolas, a demanda global por água apresenta tendência crescente. Em determinadas partes do mundo, a demanda pelo uso da água tem superado a disponibilidade hídrica (AHMADI et al., 2020).

A preservação dos usos múltiplos dos recursos hídricos é um dos fundamentos da Lei Federal 9433 (BRASIL, 1997), entretanto, para que os usos sejam preservados, é necessário o atendimento dos padrões de qualidade da água, definidos a partir de classes em função dos seus usos preponderantes. De forma a assegurar tais padrões, faz-se necessário o monitoramento e o controle dos usos das águas superficiais. Ademais, o monitoramento ambiental possui papel fundamental no entendimento dos impactos das atividades antropogênicas nos sistemas naturais (BAPTISTA; SANTOS, 2016).

O monitoramento ambiental é realizado a partir do acompanhamento das características físicas, químicas e biológicas da água, representadas por parâmetros de qualidade da água. Nesse processo, há obrigatoriedade legal do cumprimento de padrões de qualidade da água pelos parâmetros de monitoramento (VON SPERLING, 2014). No Brasil, tais padrões são expressos pela Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) e no estado de Minas Gerais pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 01 (MINAS GERAIS, 2008).

Os índices de qualidade da água são outra ferramenta de monitoramento amplamente utilizada mundialmente. A partir da adoção de índices, a qualidade da água referente a um determinado uso é representada por um único valor adimensional, ao qual é associado a uma classificação, que permite a análise da qualidade da água pelas partes interessadas, sob a perspectiva dos níveis de poluição dos recursos hídricos.

O processamento dos dados gerados nos programas de monitoramento é muitas vezes realizado a partir de ferramentas estatísticas, que ajudam no entendimento de padrões espaciais e das fontes de poluição ambiental dos corpos hídricos. Dentre essas ferramentas, pode-se citar o uso de análises multivariadas, testes de hipóteses e análises de regressão.

O controle estatístico da qualidade de processos (CEP) é uma técnica, dentre outros métodos estatísticos, de controle de sistemas e de melhoria da qualidade (VON SPERLING; VERBYLA; OLIVEIRA, 2020). O CEP tem potencial de aplicação no monitoramento ambiental, especificamente na qualidade da água, porém que ainda tem sido pouco utilizado (CORBETT; PAN, 2002). O uso do CEP é mais comum em processos industriais, entretanto, segundo Montgomery (2019), tal ferramenta também pode ser aplicada em processos não industriais. De fato, em estudos recentes tem sido demonstrada a capacidade de avaliação do CEP como ferramenta de gerenciamento de risco que permite indicar a ocorrência de episódios de poluição (IGLESIAS et al., 2016; SANCHO et al., 2016; DA CONCEIÇÃO et al., 2018; MHLONGO; MATIVENGA; MARNEWICK, 2018).

Dentre as ações antrópicas altamente impactantes aos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, a mineração requer o monitoramento dos impactos advindos de suas atividades, dado os elevados riscos ambientais de descargas de poluentes e colapso de barragens de controle de poluição da água (MHLONGO; MATIVENGA; MARNEWICK, 2018). No dia cinco de novembro de 2015, a barragem do Fundão, no município de Mariana (MG), se rompeu, liberando um volume estimado de 40 milhões de metros cúbicos de rejeitos de mineração (RENOVA, 2021).

O deslocamento do rejeito da barragem de Fundão destruiu grande parte de edificações em Bento Rodrigues, distrito de Mariana e causou 19 mortes (IBAMA, 2016). Em seguida, a lama escoou para os rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce, desaguando no oceano Atlântico. O rompimento afetou 35 cidades mineiras e três cidades capixabas, interrompendo serviços de abastecimento de água, atividades econômicas dependentes dos corpos hídricos impactados, além do turismo e lazer na região (GFT, 2016). Além da perda de vidas humanas e dos danos socioeconômicos, a lama impactou a vida aquática e marítima. Uma quantidade expressiva do material foi depositada em canais, várzeas e afluentes dos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce (RICHARD et al., 2020).

Os impactos deste despejo de efluentes requerem novas abordagens no monitoramento e no processamento dos dados de qualidade da água da região. Assim, pelo exposto anteriormente, uma vez que seu potencial analítico ainda é pouco conhecido por especialistas e acadêmicos, mais estudos devem ser desenvolvidos com vista a exploração das ferramentas CEP na avaliação de oscilações anormais da qualidade da água devido a extremos de poluição. Ademais ressalta-se a necessidade de inferir sobre as implicações ambientais do rompimento da barragem do Fundão (Mariana, MG) na bacia do rio Doce.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 GERAL

Avaliar as mudanças na qualidade das águas na bacia do rio Doce após o evento de rompimento da barragem do Fundão, no município de Mariana, Minas Gerais, a partir da aplicação de ferramentas de controle estatístico de processos.

1.2.2 ESPECÍFICOS

- Aplicar gráficos de controle de processos no monitoramento de parâmetros e índices de qualidade da água;
- Aplicar o índice de capacidade de processos com vista a analisar o enquadramento do corpo hídrico impactado aos padrões legais de qualidade da água.

1.3 REFERÊNCIAS

AHMADI, M. S.; SUSNIK, J.; VEERBEEK, W.; ZEVENBERGEN, C. Towards a global day zero? Assessment of current and future water supply and demand in 12 rapidly developing megacities. **Sustainable Cities and Society**, vol. 61, p. 102295, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102295>.

ANA. **Atlas Esgotos revela mais de 110 mil km de rios com comprometimento da qualidade da água por carga orgânica**. 2017. Disponível em: https://www.ana.gov.br/noticias/atlas-esgotos-revela-mais-de-110-mil-km-de-rios-com-comprometimento-da-qualidade-da-agua-por-carga-organica/@@nitf_custom_galleria. Acesso em: 25 ago. 2021.

BAPTISTA, C; SANTOS, L. Water quality monitoring in the Paul do Boquilobo Biosphere Reserve. **Physics and Chemistry of the Earth**, vol. 94, p. 180–187, 2016. DOI 10.1016/j.pce.2015.11.008.

BRASIL. **Lei 9.433 de 8 de janeiro de 1997**. Brasil: Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm. Acesso em: 25 ago. 2021.

BRASIL. **RESOLUÇÃO Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005**. Brasil: 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., 2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 25 ago. 2021.

CORBETT, C. J.; PAN, J. N. Evaluating environmental performance using statistical process control techniques. **European Journal of Operational Research**, vol. 139, no. 1, p. 68–83, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(01\)00155-2](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(01)00155-2).

DA CONCEIÇÃO, K. Z.; BOAS, Marcio A.V.; SAMPAIO, S. C; REMOR, M. B; BONAPARTE, Danilo I. Statistical control of the process applied to the monitoring of the water quality index. **Engenharia Agrícola**, vol. 38, no. 6, p. 951–960, 2018. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n6p951-960/2018>.

GFT. Governo do Estado de Minas Gerais. **Avaliação dos efeitos e desdobramentos do**

rompimento da Barragem de Fundão em Mariana - MG. Belo Horizonte: Governo do Estado de Minas Gerais, 2016.

IBAMA. **Rompimento da Barragem de Fundão: Documentos relacionados ao desastre da Samarco em Mariana/MG,** 2016. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/recuperacao-ambiental/rompimento-da-barragem-de-fundao-desastre-da-samarco/documentos-relacionados-ao-desastre-da-samarco-em-mariana-mg>. Acesso em: 25 ago. 2021.

IGLESIAS, C.; SANCHO, J.; PIÑEIRO, J. I.; MARTÍNEZ, J.; PASTOR, J. J.; TABOADA, J. Shewhart-type control charts and functional data analysis for water quality analysis based on a global indicator. **Desalination and Water Treatment**, vol. 57, no. 6, p. 2669–2684, 2016. DOI 10.1080/19443994.2015.1029533. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2015.1029533>. Acesso em: 25 ago. 2021.

MHLONGO, S.; MATIVENGA, P. T.; MARNEWICK, A. Water quality in a mining and water-stressed region. **Journal of Cleaner Production**, vol. 171, p. 446–456, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.030>.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta Nº 1/2008.** Minas Gerais: 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. 2008.

MONTGOMERY, D.C. **Introduction to Statistical Quality Control.** 8th ed. [S. l.]: Wiley, 2019.

RENOVA. **Governança,** 2021. Disponível em: <https://portal-de-monitoramento-rio-doce-fundacaorenova.hub.arcgis.com/pages/pa-ttac-cif>. Acesso em: 25 ago. 2021.

RICHARD, E. C.; DUARTE JR, H. de A.; ESTRADA, G. C. D.; BECHTOLD, J.; MAIOLI, B. G.; FREITAS, A. H. A.de; WARNER, K. E.; FIGUEIREDO, L. H. M. Influence of Fundão Tailings Dam Breach on Water Quality in the Doce River Watershed. **Integrated Environmental Assessment and Management**, vol. 16, no. 5, p. 583–595, 2020. <https://doi.org/10.1002/ieam.4311>.

SANCHO, J.; IGLESIAS, C.; PIÑEIRO, J.; MARTÍNEZ, J.; PASTOR, J. J.; ARAÚJO, M.; TABOADA, J. Study of Water Quality in a Spanish River Based on Statistical Process Control and Functional Data Analysis. **Mathematical Geosciences**, vol. 48, no. 2, p. 163–186, 2016.

<https://doi.org/10.1007/s11004-015-9605-y>.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte, Brazil: UFMG, 2014.

VON SPERLING, M.; VERBYLA, M. E.; OLIVEIRA, S. M. A. C. **Assessment of Treatment Plant Performance and Water Quality Data: A Guide for Students, Researchers and Practitioners**. [S. l.: s. n.], 2020. <https://doi.org/10.2166/9781780409320>.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 NOÇÕES DE QUALIDADE E MONITORAMENTO DE CORPOS HÍDRICOS

2.1.1 PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA

A qualidade da água pode ser representada por diversos parâmetros, sendo eles físicos, químicos e biológicos. Tais parâmetros são usados para indicar a qualidade de águas para abastecimento, águas residuárias, mananciais e corpos receptores (VON SPERLING, 2014). A seguir, apresenta-se uma descrição de alguns dos principais parâmetros de qualidade da água.

Os sólidos são parâmetros importantes para o entendimento tanto da qualidade da água de rios, como da qualidade da água e efluentes tratados (OLIVEIRA et al., 2018). Os sólidos podem ser classificados pelas suas características físicas (tamanho e estado) ou químicas (orgânicos e inorgânicos). Referindo-se às características físicas, os sólidos podem ser suspensos, coloidais ou dissolvidos. Por convenção, os sólidos dissolvidos são aqueles capazes de passar por um papel de filtro cuja porosidade varia entre 0,45 e 2,0 μm (VON SPERLING, 2014), enquanto os que não são capazes são classificados como suspensos. Os sólidos coloidais se situam numa faixa intermediária de classificação (METCALF; EDDY, 2015). Em relação às características químicas, por convenção, os sólidos volatilizáveis a $500 \pm 50^\circ\text{C}$ constituem a fração orgânica, chamada volátil, enquanto os que restam constituem a porção inorgânica, chamada de “fixa” ou “mineral” (METCALF; EDDY, 2015).

A condutividade elétrica (CE) da água consiste na sua capacidade em transmitir a corrente elétrica num meio ionizado (MATOS, 2012). A CE, dessa forma, está ligada ao conteúdo salino da água. O conteúdo de sais na água bruta pode estar associado ao material geológico do local drenado, bem como a atividades antrópicas (MATOS, 2012). Os sólidos dissolvidos totais (SDT) estão relacionados à CE e, em quantidades excessivas, podem causar toxicidades de plantas se forem utilizadas águas contaminadas no processo de irrigação (SILVA et al., 2015).

A cor e a turbidez, quando se referem a características de águas de abastecimento público, são parâmetros de interesse estético. A cor, causada pela existência de sólidos dissolvidos, é responsável pela coloração na água (VON SPERLING, 2014). A sua origem pode ser natural, ligada à decomposição por matéria orgânica e existência de ferro e manganês, ou antropogênica, proveniente de esgoto industrial ou doméstico (VON SPERLING, 2014). Ao

contrário de uma solução com cor (na qual é possível ver através da mesma), a passagem da luz é impedida em uma solução turva, já que a turbidez é gerada a partir de materiais em suspensão (JORDÃO; PESSOA, 2014). Assim como a cor, os corpos hídricos podem ter sua turbidez natural ou proveniente de atividades antropogênicas, como despejos domésticos, industriais e erosão no solo (VON SPERLING, 2014).

Bem como a cor, a turbidez é esteticamente desagradável na água para consumo humano. No processo de tratamento de água, a turbidez está altamente correlacionada a concentração de sólidos em suspensão (OLIVEIRA et al., 2018). Nesses casos, os sólidos em suspensão podem servir de abrigo para organismos patogênicos, reduzindo a eficiência da desinfecção (MHLONGO; MATIVENGA; MARNEWICK, 2018).

O oxigênio dissolvido (OD) é de fundamental importância para a respiração de organismos aeróbios (JORDÃO; PESSOA, 2014). Em ambientes altamente poluídos por matéria orgânica, a redução de OD no meio pode causar a morte de diversos organismos aquáticos. Tem origem natural, proveniente da produção primária e dissolução do ar atmosférico na água (METCALF; EDDY, 2017).

Por isso, a matéria orgânica é uma característica de vital importância para a saúde dos ecossistemas hídricos. A matéria orgânica é usualmente medida por meios indiretos. Pode ser quantificada a partir da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), que é a demanda de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica por meios biológicos, e da demanda química de oxigênio (DQO), que se refere à oxidação da matéria orgânica por meios químicos. Outra forma de medição envolve a quantificação da matéria orgânica a partir do carbono orgânico total (COT) existente em uma amostra (VON SPERLING, 2014).

O aporte de nutrientes nitrogênio e fósforo nos corpos hídricos está associado aos despejos de carga orgânica, bem como aplicação não controlada de fertilizantes no solo. Lançados em quantidades excessivas, geram a eutrofização de corpos da água, ou seja, o crescimento excessivo de algas no meio. O nitrogênio está presente nas águas e águas residuárias sobre a forma de nitrogênio orgânico, amônia, nitrato, nitrito e nitrogênio molecular (JORDÃO; PESSOA, 2014). A nitrificação é o processo de conversão de amônia a nitrito, e depois a nitrato, realizado por microorganismos nitrificantes. Esse processo consome oxigênio, de forma que se não houver remoção de nitrogênio no tratamento de esgotos, o efluente

despejado continuará a exercer demanda de oxigênio no corpo receptor (JORDÃO; PESSOA, 2014).

Um aspecto de grande importância em relação à qualidade biológica da água está ligado à transmissibilidade de doenças de veiculação hídrica por organismos patogênicos. A potencialidade de transmissão de doenças pela água se manifesta de forma indireta por organismos indicadores de contaminação fecal. As bactérias do grupo coliforme são os organismos mais comumente utilizados para tal finalidade, principalmente a *Escherichia coli*, microorganismo que habita o trato intestinal de humanos e outros animais de sangue quente, por isso de grande profusão em despejos domésticos e da pecuária (VON SPERLING, 2014).

O potencial hidrogeniônico da água (pH) representa a concentração de íons H^+ (prótons) na água. O pH indica o teor de acidez ou basicidade no meio líquido. O teor de ácidos e bases pode estar associado a processos de origem natural, tais como dissolução de rochas, absorção de gases atmosféricos e oxidação da matéria orgânica. Entretanto, também pode estar ligado a despejos domésticos e industriais (VON SPERLING, 2014). Tem relevante importância no tratamento de água e esgoto, além de poder afetar a vida aquática. Ademais, o controle da solubilidade de metais pesados na água é exercido pelo potencial hidrogeniônico (BAGGIO; HORN, 2011).

O ferro e o manganês, presentes em vários tipos de solo na forma insolúvel (Fe^{3+} e Mn^{4+}), também podem estar associados a despejos industriais e de mineração. Em meios anaeróbios, eles se apresentam na forma solúvel, Fe^{2+} e Mn^{2+} . O ferro pode estar presente nas águas superficiais como Fe^{2+} e Fe^{3+} (ANJOS, 2003). A partir de determinadas concentrações, podem causar rejeição de consumo da água devido a cor e ao sabor, além de manchar louças sanitárias e roupas na lavagem (VON SPERLING, 2014). Elevadas concentrações de ferro em tubulações podem contribuir para a aglutinação de ferrobactérias, que agrava problemas de entupimento e provoca sabor e odor desagradáveis (BEIMENG; CHONGWEI; YIXING, 2015).

2.1.2 ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA

Os índices de qualidade da água são uma forma de simplificação do estado da qualidade da água a partir de uma base de dados mais complexa (POONAM; TANUSHREE; SUKALYAN, 2013). O valor resultante é capaz de representar o nível de qualidade da água em lagos e rios. Os índices podem ser utilizados para monitorar e comparar a qualidade de corpos

hídricos, assim como analisar mudanças na qualidade da água ao longo do tempo (SRIVASTAVA; KUMAR, 2013). O cálculo dos índices de qualidade da água é baseado em parâmetros físicos, químicos e biológicos.

O índice de qualidade da água da *National Sanitation Foundation* (IQ_{NSF}) é o mais utilizado mundialmente (FINOTTI et al., 2015). O IQ_{NSF} foi desenvolvido por Brown et al. (1970), empregando a técnica Delphi, que se constitui em uma pesquisa de opinião envolvendo especialistas da área. O IQ_{NSF} é o produtório ponderado de nove parâmetros: OD, coliformes termotolerantes, pH, DBO, temperatura, fósforo total, nitrato, turbidez e sólidos totais (Equação 2.1).

$$IQ_{NSF} = \prod_{i=1}^n q_i^{w^i} \quad (\text{Equação 2.1})$$

Na qual, IQ_{NSF} corresponde a um número entre 0 e 100; w^i é o peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, atribuído em função da sua importância para a qualidade da água; q_i – qualidade do i -ésimo parâmetro, obtido da respectiva curva de ponderação da qualidade; n – número de parâmetros do índice.

Na Tabela 2.1 encontram-se os pesos dos parâmetros que compõem o IQ_{NSF} e na Tabela 2.2 estão expostas as faixas de classificação da qualidade da água.

Tabela 2.1 – Pesos utilizados no cálculo do IQ_{NSF}.

Parâmetro	Pesos (w^i)*
OD	0,17
Coliformes termotolerantes	0,16
DBO	0,11
pH	0,11
Nitrato	0,10
Fosfato	0,10
Variação da temperatura	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais (ST)	0,07

Fonte: Srivastava, Kumar (2013).

Tabela 2.2 – Faixas de classificação da qualidade da água de acordo com o IQA_{NSF}.

Faixa	Classificação de qualidade
$IQA \leq 25$	Muito ruim
$25 < IQA \leq 50$	Ruim
$50 < IQA \leq 70$	Médio
$70 < IQA \leq 90$	Bom
$90 < IQA \leq 100$	Excelente

Fonte: IGAM (2021).

O IQA_{NSF} é atualmente adotado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). Entretanto, além dos coliformes termotolerantes, o IGAM também utiliza a *E. coli* como indicador de contaminação fecal. Vale mencionar que coliformes fecais e coliformes termotolerantes representam o mesmo grupo de microorganismos: bactérias indicadoras de organismos originários predominantemente do trato intestinal de humanos e outros animais. Entretanto, o termo “coliformes termotolerantes” é mais indicado por se tratar de microorganismos que resistem a elevadas temperaturas, mas que não são de origem exclusivamente fecal (VON SPERLING, 2014). Além disso, uma pequena alteração no peso dos parâmetros é adotada pelo IGAM: 0,15 para coliformes termotolerantes/*E. coli*; 0,12 para pH; 0,10 para DBO; 0,08 para ST (IGAM, 2021).

Além do IQA_{NSF}, outros índices têm ganhado destaque no meio científico. Dentre eles, o IQA_{CCME}, desenvolvido pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCME, 2001), tem sido aplicado atualmente em várias pesquisas no mundo envolvendo a qualidade das águas superficiais de rios e reservatórios, além de águas subterrâneas (FINOTTI et al., 2015; GAO et al., 2016; ABDEL-SATAR; ALI; GOHER, 2017). Segundo Finotti et al. (2015), o IQA_{CCME}, em oposição aos índices que preestabelecem parâmetros de qualidade, se adapta à avaliação da poluição local, pois com a aplicação desse índice é possível escolher quais parâmetros são mais apropriados à condição de estudo.

O cálculo do IQA_{CCME} envolve a obtenção de três fatores, todos numerados de 1 a 100. O fator escopo (F1) representa a extensão de variáveis em discordância com padrões legais durante o período de tempo estudado. O fator frequência (F2) expressa a porcentagem de amostras individuais (ou observações) em desconformidade. Por fim, o fator amplitude (F3) representa quantas vezes a não conformidade é maior que o padrão de qualidade no caso de

limites máximos (ou quantas vezes é menor no caso de limites mínimos). O F1 é calculado pela Equação 2.2, enquanto o F2 é dado pela Equação 2.3.

$$F_1(\text{adimensional}) = \left(\frac{\text{Número de variáveis não conformes}}{\text{Total de variáveis do índice de qualidade}} \right) \times 100 \quad (\text{Equação 2.2})$$

$$F_2(\text{adimensional}) = \left(\frac{\text{Número de amostras não conformes}}{\text{Total de amostras efetuadas}} \right) \times 100 \quad (\text{Equação 2.3})$$

Para obtenção do F3, é necessário calcular a amplitude da não conformidade para cada observação, ou seja, o número de vezes em que a concentração observada é maior que o valor máximo permitido do parâmetro de acordo com a norma vigente, no caso de limites máximos (Equação 2.4), ou menor que o necessário, no caso de limites mínimos (Equação 2.5).

$$e_i(\text{adimensional}) = \left(\frac{\text{Concentração das amostras não conformes}}{\text{Valor máximo permitido do parâmetro}} \right) \times 100 \quad (\text{Equação 2.4})$$

$$e_i(\text{adimensional}) = \left(\frac{\text{Valor máximo permitido do parâmetro}}{\text{Concentração das amostras não conformes}} \right) \times 100 \quad (\text{Equação 2.5})$$

Em seguida, é feita a somatória dos valores de e_i , dividida pelo número total de amostras (Equação 2.6).

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n e}{\text{Número total de amostras}} \quad (\text{Equação 2.6})$$

Em que, e_i é a amplitude da não conformidade; nse é o somatório dos valores de amplitude das não-conformidades dividido pelo número de amostras (observações). O F3 é obtido com base na Equação 2.7.

$$F_3 = \left(\frac{nse}{0,01 nse + 0,01} \right) \quad (\text{Equação 2.7})$$

Por fim, o IQACCME é calculado pela Equação 2.8. Na Tabela 2.3 encontram-se as categorias de qualidade da água empregadas no índice.

$$IQACCME = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \right) \quad (\text{Equação 2.8})$$

Tabela 2.3 – Faixas do IQA_{CCME}.

Faixa	Classificação de qualidade da água
0-44	Qualidade comprometida
45-64	Qualidade frequentemente comprometida
65-79	Qualidade razoável
80-94	Qualidade boa
95-100	Qualidade excelente

Fonte: CCME (2001).

2.1.3 PADRÕES DE QUALIDADE DE CORPOS HÍDRICOS SUPERFICIAIS

Um dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos consiste no enquadramento dos corpos de água em classes segundo os usos preponderantes. Esse instrumento visa preservar a qualidade da água de acordo com o uso mais restritivo a que se destina, além de prevenir a poluição de corpos hídricos (BRASIL, 1997). Assim, todos os corpos hídricos brasileiros são enquadrados em classes de acordo com seu uso.

Dessa forma, por força de lei, os parâmetros devem seguir determinados padrões de qualidade da água de acordo com a classe do corpo receptor, bem como o despejo de efluentes deve seguir padrões de lançamento visando a manutenção do enquadramento. A nível nacional, a resolução CONAMA 357/2005 dispõe sobre a classificação e estabelece as diretrizes de enquadramento, bem como fixa padrões de lançamento (BRASIL, 2005). No âmbito estadual, a deliberação normativa conjunta DN COPAM/CERH-MG 1/2008 (MINAS GERAIS, 2008) dispõe sobre tais premissas em Minas Gerais.

A DN COPAM/CERH-MG 1/2008 divide as águas doces do estado de Minas Gerais em 4 classes em função dos usos preponderantes, expressos na Tabela 2.4.

Tabela 2.4 – Classificação dos corpos hídricos superficiais de acordo com a DN COPAM/CERH-MG 1/2008.

Uso	Classificação				
	Esp. ¹	1	2	3	4
Abastecimento para consumo humano					
Preservação das comunidades aquáticas					
Preservação em UCs e proteção integral					
Proteção das comunidades aquáticas					
Recreação de contato primário					
Irrigação					
Aquicultura e atividade de pesca					
Pesca amadora					
Dessedentação de animais					
Recreação de contato secundário					
Navegação					
Harmonia paisagística					

Fonte: Minas Gerais (2008). ¹ Esp.: Especial.

2.1.4 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

O acompanhamento da qualidade e quantidade da água é realizado com o intuito de fornecer informações acerca dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos em todo o Brasil. O monitoramento das águas superficiais de dominialidade da união é efetuado pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA); em âmbito estadual, é realizado pelos órgãos gestores de recursos hídricos. A qualidade das águas superficiais do estado de Minas Gerais é monitorada pelo IGAM, por meio do programa Água de Minas, desde 1997.

A rede de monitoramento do Água de Minas inclui estações fluviométricas localizadas nas bacias dos rios São Francisco, Grande, Doce, Paranaíba, Paraíba do Sul, Mucuri, Jequitinhonha, Pardo, Buranhém, Itapemirim, Itabapoana, Itanhém, Itaúnas, Jucuruçu, Peruípe, São Mateus e Piracicaba/Jaguari. O programa inclui o monitoramento de variáveis físicas, químicas e biológicas, além do acompanhamento do índice de qualidade da água (IQA_{NSF}), índice de estado trófico (IET) e contaminação por tóxicos (CT). São diferentes campanhas de amostragem: nas campanhas totais, são avaliados trimestralmente 53 parâmetros; nas

campanhas parciais, 19 parâmetros são monitorados duas vezes ao ano. O monitoramento ainda inclui uma amostragem mensal nas estações localizadas no rio Doce e no rio das Velhas (IGAM, 2021).

Após o rompimento da barragem do Fundão, o IGAM intensificou o acompanhamento já realizado nos locais diretamente afetados por meio da elaboração de um plano de monitoramento emergencial da qualidade das águas dos principais corpos de água afetados pelo rompimento. A amostragem emergencial inclui o acompanhamento de 14 pontos de monitoramento, localizados nos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce para 19 parâmetros de qualidade da água, que são condutividade elétrica, ferro dissolvido, sólidos dissolvidos totais, alumínio dissolvido, manganês total, sólidos suspensos totais, arsênio total, zinco total, sólidos totais, cádmio total, mercúrio total, temperatura, chumbo total, níquel total, turbidez, cobre dissolvido, oxigênio dissolvido, cromo total e pH.

Em 7 de novembro de 2015, o monitoramento emergencial era realizado diariamente ao longo da região afetada pelo derramamento da lama. No dia 3 de dezembro de 2015, as coletas passaram a ser semanais e, a partir do dia 4 de janeiro de 2016, essa periodicidade foi alterada para quinzenal. A partir do mês de outubro de 2016, as coletas passaram a ser realizadas com frequência mensal (IGAM, 2017).

2.2 CARACTERÍSTICAS DO REJEITO DA BARRAGEM DE FUNDÃO

Segundo Queiroz et al. (2018), o rejeito é composto majoritariamente de partículas finas (argila e silte, até 50 μm), o que equivalem a um total de 42% da fração de distribuição das partículas. As porcentagens de areia grossa (de 200 a 2000 μm) e fina (50 a 200 μm) correspondem a 32% e 27%, respectivamente. Segura et al. (2016) afirmaram que o material é composto de partículas de superfície irregular com tamanho médio em torno de 1 a 200 μm .

Silva et al. (2016) encontraram um pH de 8,2 no rejeito. Shaefer et al. (2016) afirmaram que a composição alcalina da lama se deve a aproximação do ponto de carga zero dos óxidos de ferro (próximo da neutralidade), que predominam em substratos muito intemperizados, o que é o caso do rejeito. Ainda segundo os autores, o pH alcalino também pode ser explicado pelo uso de hidróxido de sódio no processo de beneficiamento do minério.

A composição mineralógica do rejeito é rica em hematita, goethita, kaolinita e quartzo (QUEIROZ et al., 2018). Quando a sua composição metálica, os elementos predominantes são: Fe, Mn, As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn (SILVA et al., 2018).

Quanto à composição bacteriológica, Segura et al. (2016) encontraram, estatisticamente, maiores números de unidades formadoras de colônias (UFC) de bactérias na lama que em comparação ao solo do fundo. Os autores mencionam que isso pode ter ocorrido devido a umidade do rejeito, que contribuiu para a proliferação de bactérias. Entretanto, o número de UFC para fungos foi estatisticamente inferior em comparação com o solo de fundo, o que pode influenciar o desenvolvimento da vegetação na região.

2.3 FERRAMENTAS ESTATÍSTICAS DE ANÁLISE DE DADOS DE QUALIDADE DA ÁGUA

Devido a variações temporais e espaciais nos parâmetros físicos, químicos e biológicos da qualidade da água em rios, são necessários programas frequentes de monitoramento. Como consequência, a base de dados gerada, grande e complexa, possui muitas informações relacionadas ao padrão espacial e temporal da qualidade de cursos d'água superficiais. Uma vez que a interpretação desses dados é essencial para o monitoramento da qualidade da água, dentre as ferramentas de análise, o emprego de ferramentas tais como análise multivariada, testes de hipóteses e testes de tendências pode auxiliar no entendimento de tais informações.

A análise por meio de estatística multivariada possui uma vasta aplicação no monitoramento e gestão dos recursos hídricos. O emprego de métodos como análise de componente principal permite extrair padrões de variação de parâmetros de qualidade da água a partir de extensas bases de dados. Seu poder de síntese facilita a definição de soluções relacionadas a riscos de contaminação, além de prover meios de selecionar políticas e métodos de controle mais apropriados (MANOJ; PADHY, 2014). A título ilustrativo, a partir da comparação entre padrões de oscilação das componentes principais de porções afetadas e não afetadas pelo rompimento, Santana et al. (2021) observaram uma melhora da qualidade da água para trechos no Rio do Carmo afetados pelo rompimento.

Segundo Howladar; Numanbakh; Faruque (2017), a análise de *cluster* é a classificação não supervisionada de padrões nos dados em grupos (*clusters*), sendo o seu principal objetivo a reunião de grupos homogêneos semelhantes entre si. A partir dos agrupamentos, os mesmos autores identificaram regiões com valores de Cd comparativamente maiores a outros locais

próximos, investigando as alterações da qualidade da água em uma área industrial de mineração no Bangladesh (HOWLADAR; NUMANBAKTH; FARUQUE, 2017).

Wu et al. (2016) utilizaram a análise de *clusters* para segregar estações e agrupamentos com fontes de poluição predominantes, além de características sazonais similares. Segundo Fraga et al. (2020), a aplicação da análise de *cluster* também possibilita a identificação da melhor frequência de amostragem, com base nas semelhanças dos dados de qualidade das águas sob análise, o que representa uma economia nos custos das campanhas de monitoramento.

Os testes de tendência são utilizados para identificar tendência de elevação ou redução nos parâmetros de qualidade da água. Dentre eles, o teste de Mann-Kendall foi utilizado por Guimarães (2018) para analisar o agravamento ou a melhora dos parâmetros ambientais em regiões afetadas pelo rompimento da barragem do Fundão. Também foram realizadas pela autora: a análise de *clusters*, para verificar a variação espacial, e de componentes principais, para justificar os agrupamentos encontrados. Por meio dessas ferramentas, a autora realizou uma avaliação comparativa temporal entre a condição anterior e posterior ao rompimento da barragem do Fundão, além de uma comparação espacial.

Os testes de hipóteses para médias podem ser utilizados para identificar diferenças significativas entre os dados. Richard et al. (2020) utilizaram a análise de componentes principais para identificar parâmetros que tiveram a maior relação química e física com os rejeitos da barragem do Fundão. Após a ACP, as tendências e padrões identificados foram testados por meio de uma ANOVA bifatorial seguida pelo teste de Tukey para médias, com vista a constatar diferenças significativas entre os fatores períodos e zonas de amostragem, além da interação entre os mesmos.

Uma ferramenta que potencialmente permite a comparação espacial e temporal da qualidade da água para incidentes tais como o rompimento da barragem do Fundão, além da análise do retorno dos parâmetros a níveis habituais consiste nas ferramentas de controle de processos (CEP). Nas próximas seções segue uma breve revisão quanto aos conceitos fundamentais e suas aplicações na análise de dados do monitoramento da qualidade da água.

2.4 CONTROLE ESTATÍSTICOS DA QUALIDADE DE PROCESSOS

O termo processo se refere a qualquer conjunto de condições ou causas que, trabalhando juntas, produzem um certo resultado (WESTERN ELECTRIC CO., 1956). Em termos gerais, a qualidade de qualquer produto ou processo pode ser medida a partir de ferramentas estatísticas que produzam resultados sólidos e consistentes no que diz respeito ao controle da variabilidade dos parâmetros de interesse (CORRÊA; CHAVESNETO, 2009). O controle estatístico da qualidade de processos (CEP) é uma forma, dentre outros métodos estatísticos, de controle de sistemas e de melhoria da qualidade (VON SPERLING; VERBYLA; OLIVEIRA, 2020). O CEP foi desenvolvido em 1924 por Walter A. Shewhart na *Bell Telephone Laboratories* a partir do desenvolvimento dos gráficos de controle, uma das principais técnicas CEP (MONTGOMERY, 2019).

No CEP, a qualidade de um produto (ou serviço) possui relação com a variabilidade das características do mesmo (KOUTRAS; BERSIMIS; MARAVELAKIS, 2007). Dessa forma, o objetivo do CEP é realizar o controle, assegurando a manutenção das características de qualidade dentro de limites preestabelecidos. Com isso, uma primordial função do CEP é a redução da variabilidade (VON SPERLING; VERBYLA; OLIVEIRA, 2020).

Entretanto, todo processo possui uma variabilidade natural inerente, por mais bem projetado e controlado que seja. Essa variabilidade natural ou aleatória (ou ruído de fundo) é fruto de um efeito cumulativo de várias causas inevitáveis em sua essência. Como as causas aleatórias são inerentes ao processo, diz-se que o processo está sob controle estatístico e a maior parte da sua produção está entre os limites de especificação (MONTGOMERY, 2019). Ademais, um processo sob controle estatístico produz resultados previsíveis em termos probabilísticos (RIBEIRO JÚNIOR, 2013).

Além de causas aleatórias, o processo também pode estar sujeito a causas atribuíveis (ou especiais), que podem ser eliminadas por medidas corretivas. Tais causas acarretam variações muito maiores quando comparadas ao ruído de fundo, produzindo um nível inaceitável de desempenho. Quando o processo opera na presença de causas atribuíveis, ele está fora de controle e o produto ou serviço frequentemente possui características fora dos limites especificados (NEWHART et al., 2019).

Dessa forma, Montgomery (2019) afirma que a variabilidade necessária a ser reduzida é a variabilidade indesejada, ou seja, atribuível. Para que a redução seja realizada, é necessária

a eficaz identificação da variabilidade indesejada pela ferramenta. Essa identificação é feita a partir do estabelecimento de limites de controles. Feita a identificação, o próximo passo é remover a variabilidade por meio de ações corretivas.

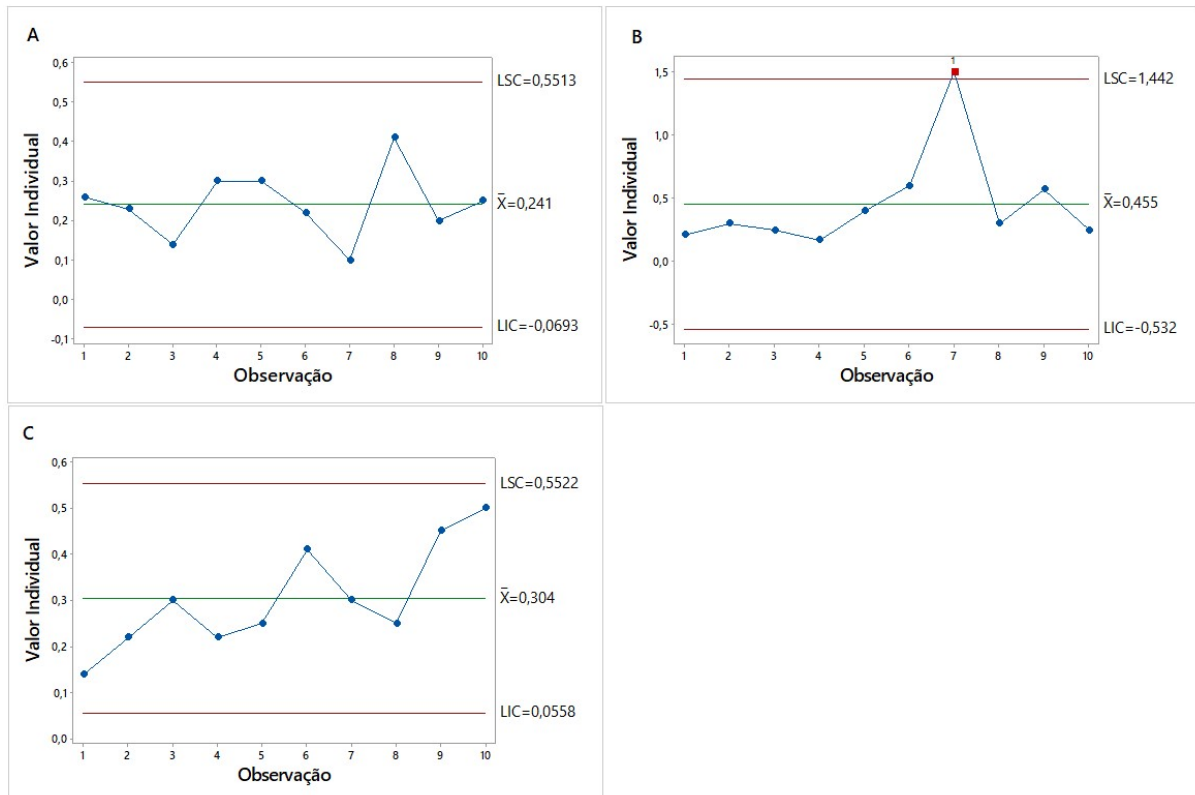
2.4.1 GRÁFICO DE CONTROLE DE PROCESSOS

As ferramentas CEP são divididas em histograma, folha de controle, gráfico de Pareto, diagrama de causa-e-efeito, diagrama de concentração de defeito, diagrama de dispersão e gráfico de controle (MONTGOMERY, 2019). Os gráficos de controle são constituídos de limites superiores e inferiores, além de linhas centrais, no qual uma determinada característica de interesse pode ser monitorada. Existem quatro tipos de gráficos de controle, divididos quanto a característica monitorada:

- Gráficos de controle para médias: São também conhecidos como cartas de controle. Monitoram a variação da média. Serão mais bem abordados no presente trabalho;
- Gráficos de controle para variância: monitoram a variabilidade da variância do processo;
- Gráficos de controle para proporção de falhas (gráficos p): monitoram a fração de itens defeituosos;
- Gráficos de controle para o número de defeitos (gráficos c): expressam graficamente a contagem de itens defeituosos.

Os gráficos de controle para média e para variância podem ser de três tipos básicos: os gráficos de Shewart, os gráficos de médias móveis exponencialmente ponderadas (EWMA) e os gráficos de somas cumulativas (CUSUM). Na Figura 2.1, encontram-se três exemplos de gráfico de controle Shewart para médias. Os gráficos Shewart são os aplicados mais comumente para monitoramento de processos. A explicação que se segue é focada no entendimento do processo de monitoramento pelos gráficos de Shewart. Os gráficos EWMA e CUSUM serão abordados em tópicos separados.

Figura 2.1 – Exemplos de gráfico de controle de Shewart para médias.



Fonte: a autora.

Nos gráficos de Shewart para médias, cada ponto plotado representa a média de valores amostrados para um determinado parâmetro em uma certa unidade de tempo, chamados de subgrupos m . A linha central representa o valor médio da característica de qualidade, ou seja, a média das médias dos subgrupos. Duas outras linhas horizontais, chamadas limite superior de controle (LSC) e limite inferior de controle (LIC) são também projetadas. Em casos de amostragem individual, o que é recorrente em amostragem de dados ambientais, cada ponto plotado representa um único valor amostrado (não há divisão em subgrupos).

Segundo Montgomery (2019), o gráfico de controle de processos é como um teste de hipóteses para médias. Supõe-se que as médias populacionais e amostrais para um conjunto de dados normalmente distribuído equivalem a μ_0 e \bar{x} , e os desvios padrões amostrais e populacionais são dados por σ e s . Se o valor amostral \bar{x} se localiza entre limites estabelecidos pelo intervalo de confiança, pode-se afirmar que estatisticamente a média do processo equivalente a μ_0 , e o processo está sobre controle estatístico. Entretanto, se \bar{x} está fora desse intervalo, a hipótese é rejeitada e a média do processo equivale a outro valor diferente de μ_0 , chamado μ_1 , e o processo está fora do estado de controle estatístico.

Dessa maneira, se o processo está sobre controle estatístico (ou seja, a média do processo é estável e a variação se deve somente a causas inevitáveis), grande porcentagem de pontos monitorados (determinada pelo nível de confiança) deve estar dentro da região definida pelo LIC e LSC e os pontos de amostragem devem seguir um padrão aleatório, como exemplificado na Figura 2.1A. Por isso, é necessário escolher um valor de α que determina o intervalo de confiança. Quando os dados seguem uma distribuição normal, ou podem ser normalizados a partir de uma transformação estatística, para que seja considerado sob controle, 68,27% de dados futuros devem estar dentro de um desvio padrão da média populacional, 95,45% dos dados futuros devem estar contidos entre dois desvios padrões da média e 99,73% devem estar dentro de três desvios padrões da média. Dessa forma, se os dados seguem uma distribuição normal, quase todos os pontos amostrados devem estar localizados dentro dos LSC e LIC, definidos por 3 desvios-padrão da média, seguindo uma oscilação não-sistemática (VON SPERLING; VERBYLA; OLIVEIRA, 2020).

Entretanto, quando uma amostra está acima ou abaixo dos limites de controle, há uma causa atribuível influenciando o desempenho do processo. No exemplo da Figura 2.1B, tem-se 10 pontos no qual um está fora dos limites de controle, isso representa 10% de pontos fora dos limites. Adotando-se um nível de significância $\alpha = 1\%$, no qual a hipótese nula é de estabilidade do processo para o parâmetro estatístico avaliado (nesse caso a média), deve-se rejeitar a hipótese nula. Assim, tem-se um processo fora de controle estatístico.

Segundo Montgomery (2019), as alterações provenientes de causas atribuíveis podem manifestar-se de diferentes maneiras. A média pode mudar para um novo valor e o padrão de oscilação pode permanecer em torno do novo patamar. A causa atribuível pode se manifestar por um curto período, causando um desvio da média abrupto, porém com seu rápido retorno ao mesmo patamar (Figura 2.1B). Além disso, pode haver uma tendência ou deslocamento constante dos dados (Figura 2.1C).

Assim, estabelecendo-se o nível de significância, os limites de controle LIC e LSC são dados a partir das Equações 2.9 e 2.10, e o desvio padrão da média amostral dado pela Equação 2.11.

$$\text{LIC} = \bar{X} - Z_{\alpha/2} \sigma_{\bar{X}} \quad (\text{Equação 2.9})$$

$$\text{LSC} = \bar{X} + Z_{\alpha/2} \sigma_{\bar{X}} \quad (\text{Equação 2.10})$$

$$\sigma_{\bar{X}} = \frac{\alpha}{\sqrt{n}} \quad (\text{Equação 2.11})$$

Em que, \bar{X} é a média de todo o conjunto de dados de um determinado parâmetro avaliado; $Z_{\alpha/2}$ é o número de desvios-padrão da média, determinado a partir de α ; $\sigma_{\bar{X}}$ é o desvio padrão da média amostral; n é o número de observações por subgrupo.

Devido às limitações de várias naturezas no processo de monitoramento, por vezes o tamanho da amostra é $n=1$, ou seja, a amostra consiste de uma única observação. Nesses casos, há necessidade de aplicar os gráficos de controle para medidas individuais. Nesse tipo de gráfico, cada ponto plotado representa uma observação.

2.4.1.1 FASES DO CONTROLE ESTATÍSTICO

Na prática, o CEP a partir de gráficos de controle compreende duas fases. A Fase 1 se constitui em uma fase de análise retrospectiva, enquanto que, na Fase 2, o objetivo consiste em fazer uma inspeção prospectiva do processo sob investigação (IGLESIAS et al., 2015). A construção do gráfico de controle que será usado para monitoramento na Fase 2 é executada na Fase 1.

A principal função do CEP é identificar a influência de causas especiais atuando no processo. Como essa identificação é baseada no estabelecimento de limites de controle a partir da variabilidade dos pontos amostrados, somente pontos que estão sob efeito de causas naturais ou aleatórias podem localizar-se dentro da faixa estabelecida pelo LIC e LSC. Assim, o objetivo principal da Fase 1 é testar dados históricos com o intuito de identificar se tais dados foram coletados em um período no qual havia somente causas aleatórias atuando sobre o processo (KOUTRAS; BERSIMIS; MARAVELAKIS, 2007).

Dessa forma, na Fase 1, são utilizadas amostras preliminares para a construção de limites de controle preliminares (ou seja, tentativos). Montgomery (2019) recomenda entre 20 e 25 subgrupos de n variando de 3 a 5, ou, 20~25 amostras no caso de medidas individuais. Ribeiro Júnior (2013) menciona que o usualmente empregado é o valor de 25 subgrupos, sem especificar o tamanho n recomendado para subgrupos.

Na Fase 1, o primeiro passo é plotar os dados em um gráfico de controle e analisar se todos os pontos estão dentro dos limites de controle tentativos e se não há qualquer padrão

sistemático. Caso essas condições sejam verificadas, o gráfico gerado nessa etapa pode ser utilizado na Fase 2 para monitoramento do processo (CAPIZZI; MASAROTTO, 2013).

Entretanto, caso ocorram padrões não aleatórios que indicam instabilidade, ou até mesmo pontos fora dos limites de controle, há indícios de que causas atribuíveis estejam atuando sobre o processo. Dessa forma, o ideal é que para cada ponto fora do controle seja atribuída uma causa especial. Logo os pontos fora do limite são descartados e prossegue-se com uma revisão dos limites de controle. Esse processo é repetido até que todos os pontos estejam sob controle (MONTGOMERY, 2019). No entanto, por vezes não é possível atribuir uma causa especial aos pontos fora de controle. Se forem apenas um ou dois pontos, Montgomery (2019) recomenda mantê-los, já que isso não resultará em distorções expressivas dos limites de controle.

Segundo Koutras, Bersimis, Maravelakis (2007), estabelecidos os limites de controle na Fase 1, o objetivo da Fase 2 é monitorar os dados futuros quanto ao seu estado de controle estatístico. Para isso, cada observação é testada usualmente com o auxílio de um conjunto de regras específicas que ajudam a inferir sobre a existência de causas especiais. Essas regras, chamadas regras sensibilizantes, estão descritas a seguir.

De acordo com Koutras, Bersimis, Maravelakis (2007), os gráficos de controle de Shewart apresentam o inconveniente de ignorar informações dadas pelas sequências inteiras de pontos, pois cada ponto plotado contém apenas informações de uma única amostragem. Isso torna os gráficos de Shewart insensíveis a pequenas e médias variações do processo. Para contornar essa desvantagem, regras que aumentam a sensibilidade do gráfico podem ser utilizadas. Essas regras sensibilizantes permitem identificar padrões sistemáticos de desequilíbrio na sequência de pontos, que indicam uma certa instabilidade, mesmo que as amostras assumam valores dentro dos limites de controle (MONTGOMERY, 2019).

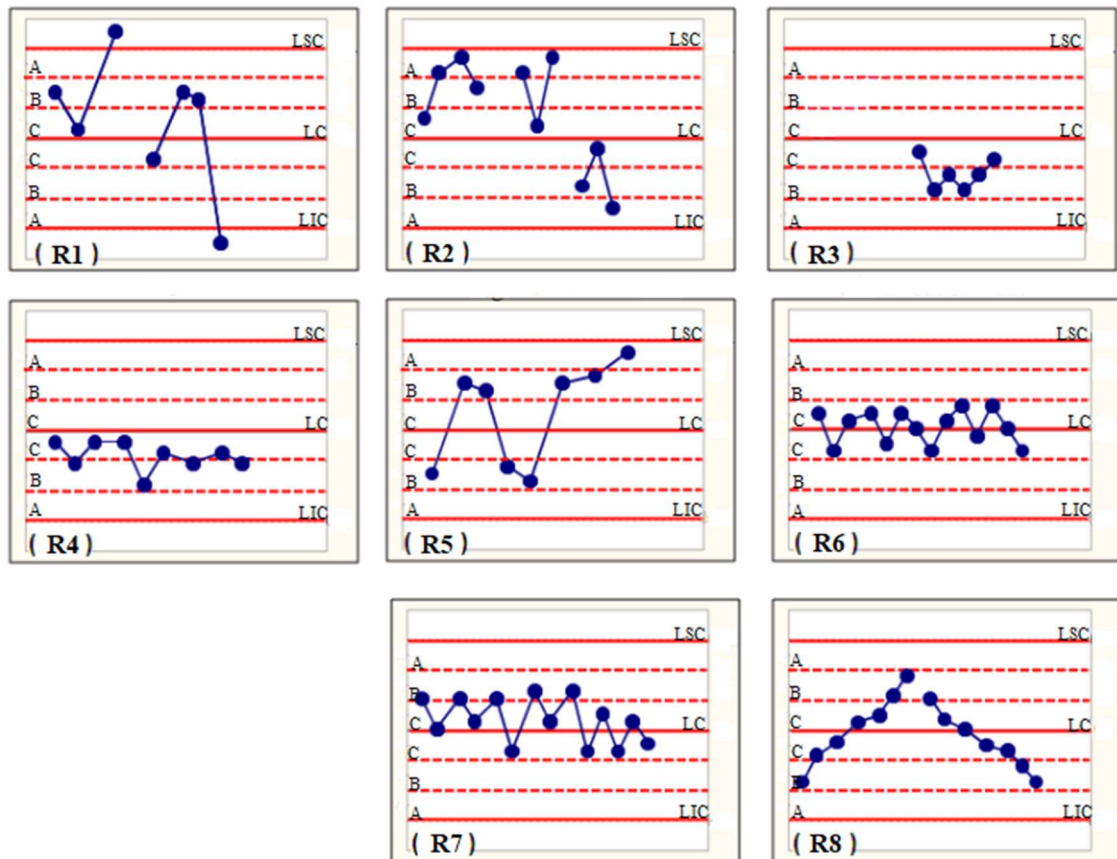
O gráfico de Shewart pode ser dividido em 3 zonas: na zona C se encontram os pontos que estão em até 1 sigma de desvio da linha central, na zona B se encontram os pontos que estão entre 1 e 2 sigmas da linha central, na zona A se encontram os pontos entre 2 e 3 sigmas da linha central. As regras da Tabela 2.5, conhecidas como regras de Shewart podem ser utilizadas para sugerir um processo fora de controle. Na Figura 2.2, tem-se uma representação das mesmas em um gráfico de Shewart.

Tabela 2.5 – Regras de Shewart.

Regra	Descrição	Problema indicado
R1	1 ponto fora dos limites de controle (a mais de 3 sigmas).	Uma grande mudança.
R2	2 de 3 pontos consecutivos, que se encontram do mesmo lado da linha central, a mais de 2 sigmas da linha central (zona A).	Uma mudança média.
R3	4 de 5 pontos consecutivos, que se encontram do mesmo lado da linha central, a mais de 1 sigma da linha central (zonas B ou A).	Uma pequena mudança.
R4	8 ou 9 pontos, no mesmo lado da linha central.	Uma mudança pequena, porém, persistente.
R5	8 pontos consecutivos, fora da zona C, em ambos os lados da linha central.	Uma mistura de padrões.
R6	15 pontos consecutivos, todos dentro da zona C.	Estratificação.
R7	14 pontos consecutivos alternando para cima ou para baixo.	Variação sistemática (não aleatória).
R8	6 pontos consecutivos aumentando ou diminuindo.	Uma tendência.

Fonte: Adaptado de Baldassarre; Boffoli; Caivano (2010).

Figura 2.2 – Representação das regras de Shewart.



Fonte: Adaptado de Baldassarre; Boffoli; Caivano (2010).

Além das regras descritas acima, segundo Koutras, Bersimis, Maravelakis (2007), muitas regras de sensibilidade já foram propostas por outros autores. Entretanto, os mesmos autores ressaltam que a utilização de regras sensibilizantes pode aumentar a incidência de falsos alarmes. Por isso, os autores desencorajam o uso de gráficos de Shewart com regras sensibilizantes para a Fase 2 e incentivam a utilização de gráficos mais eficientes, os gráficos EWMA e CUSUM.

2.4.1.2 GRÁFICOS DE MÉDIA MÓVEL EXPONENCIALMENTE PONDERADA E SOMAS CUMULATIVAS

Sabe-se que os gráficos de Shewart não são muito sensíveis a pequenas mudanças. Dessa forma, os gráficos de média móvel exponencialmente ponderada (*exponentially weighted moving average-EWMA*) e somas cumulativas (*cumulative sum-CUSUM*) são mais recomendados para detectar pequenos e médios deslocamento da média, pois cada ponto

plotado carrega a informação de uma longa sequência de amostras (KOUTRAS; BERSIMIS; MARAVELAKIS, 2007).

O gráfico de EWMA foi introduzido por Roberts (1959). No gráfico de EWMA, a decisão sobre o estado do processo é baseada na informação de cada ponto plotado com um percentual de peso de amostragem anteriores (RIBEIRO JÚNIOR, 2013). O gráfico de EWMA para observações individuais é definido como (Equações 2.12 a 2.15).

$$z_i = \lambda x_i + (1 - \lambda) z_{i-1} \quad (\text{Equação 2.12})$$

$$LIC = \mu_0 - L\sigma \sqrt{\frac{\lambda}{(2-\lambda)}} [1 - (1 - \lambda)^{2i}] \quad (\text{Equação 2.13})$$

$$LC (\text{Linha central}) = \mu_0 \quad (\text{Equação 2.14})$$

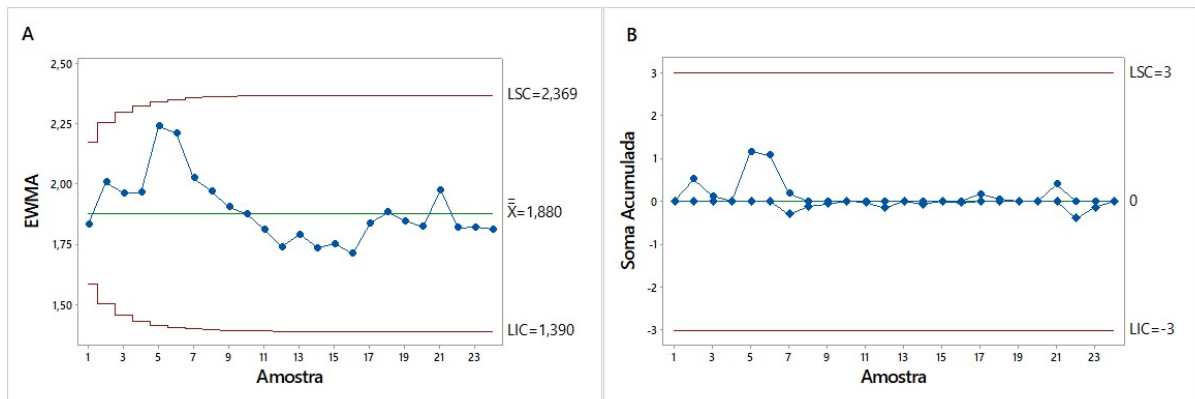
$$LSC = \mu_0 + L\sigma \sqrt{\frac{\lambda}{(2-\lambda)}} [1 - (1 - \lambda)^{2i}] \quad (\text{Equação 2.15})$$

Em que i varia de 0 a m , sendo m o número total de subgrupos (ou número de pontos plotados no gráfico); z_i é o valor plotado no gráfico EWMA; λ é o parâmetro de suavização; x_i é o valor da observação individual, no caso de gráfico EWMA para medidas individuais (quando $n = 1$); μ_0 é a média de todo o conjunto de dados; L é número de desvios-padrão σ da média μ_0 utilizados, ou seja, a largura dos limites de controle.

O gráfico de EWMA permite a acumulação de informações a partir de ponderações sucessivas, de forma que observações mais recentes possuem peso maior em relação a mais antigas (CRUZ, 2014). O parâmetro λ , que varia de 0 a 1, determina o critério de ponderação. Quanto mais próximo de 1, menor é a sensibilidade do gráfico em detectar pequenas mudanças e, por isso, menor a influência de amostragens mais antigas. Segundo Montgomery (2019), geralmente utiliza-se $0,05 \leq \lambda \leq 0,25$, sendo valores de 0,05, 0,10 e 0,20 escolhas recorrentes.

Os gráficos de CUSUM foram propostos por Page (1954). Diferentemente do EWMA, o qual atribui peso maior às observações mais recentes, os gráficos de CUSUM atribuem peso igual para todas as observações (CRUZ, 2014). Nesse tipo de gráfico CEP, cada valor plotado no gráfico corresponde às somas cumulativas dos desvios dos valores da amostra em função de um valor alvo (frequentemente a média de todos os dados amostrados). Nas Figuras 2.3A e 2.3B, encontram-se exemplos de gráfico EWMA e CUSUM.

Figura 2.3 – Exemplos de gráficos EWMA (A) e CUSUM (B).



Fonte: a autora.

2.4.2 ÍNDICE DE CAPACIDADE DE PROCESSOS

O monitoramento de qualquer produto ou processo deve contemplar uma avaliação referente ao seu atendimento às especificações. A análise de capacidade compara a variabilidade inerente do processo com os limites recomendados ou obrigatórios (CORBETT; PAN, 2002). Segundo Ribeiro Júnior (2013), para a análise de capacidade, primeiro deve-se verificar a estabilidade do processo, essa etapa pode ser realizada a partir de gráficos de controle. Se o processo for estável, ou seja, não há existência de causas especiais atuando, procede-se a análise da capacidade de processos. Mesmo que estável (sob controle), um processo pode ser incapaz, ou seja, gerar resultados em discordância com o exigido. Nesse caso, ações corretivas devem ser tomadas de forma a fixar a média e variabilidade do processo a níveis aceitáveis.

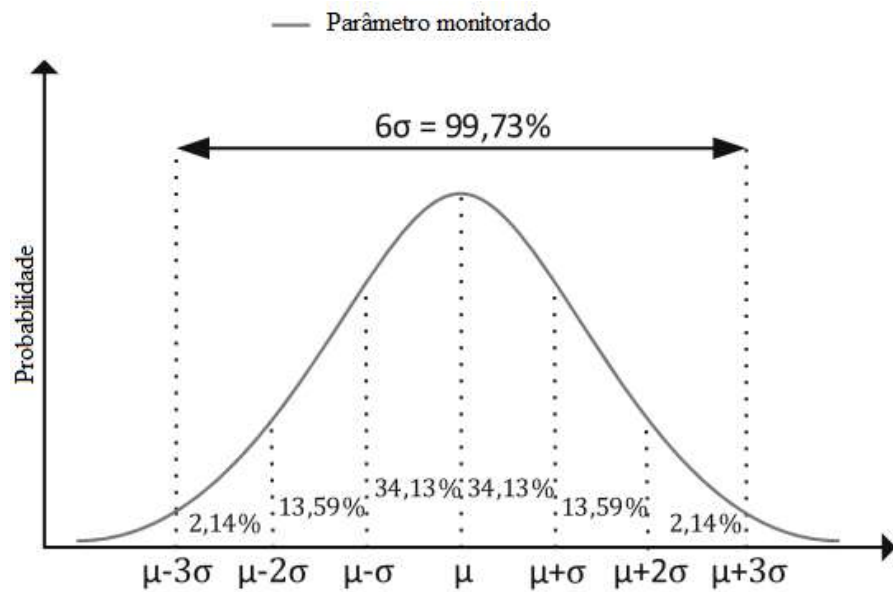
A análise da capacidade pode ser feita a partir do índice ou razão da capacidade de processos (ICP). A razão da capacidade de um processo é uma medida da habilidade do mesmo em produzir resultados que atendam às especificações (MONTGOMERY, 2019). Segundo Corbett, Pan (2002), essa é uma importante ferramenta de gestão de riscos para profissionais por permitir inferir sobre o risco do processo em provocar problemas de desconformidade, e também para reguladores, pois contém informações úteis para a fiscalização.

O índice de capacidade de processos é um valor numérico que expressa a razão entre a variabilidade do processo e seu limite de especificação (ORSSATTO; BOAS; EYNG, 2015). Vale enfatizar que os limites de especificação não possuem nenhuma relação matemática ou estatística com os limites de controle (VON SPERLING; VERBYLA; OLIVEIRA, 2020). Enquanto os limites de controle são definidos a partir da variabilidade natural do processo, os

limites de especificação são determinados externamente ao processo, correspondendo, por vezes, aos valores recomendados em especificações e normas regulamentadoras.

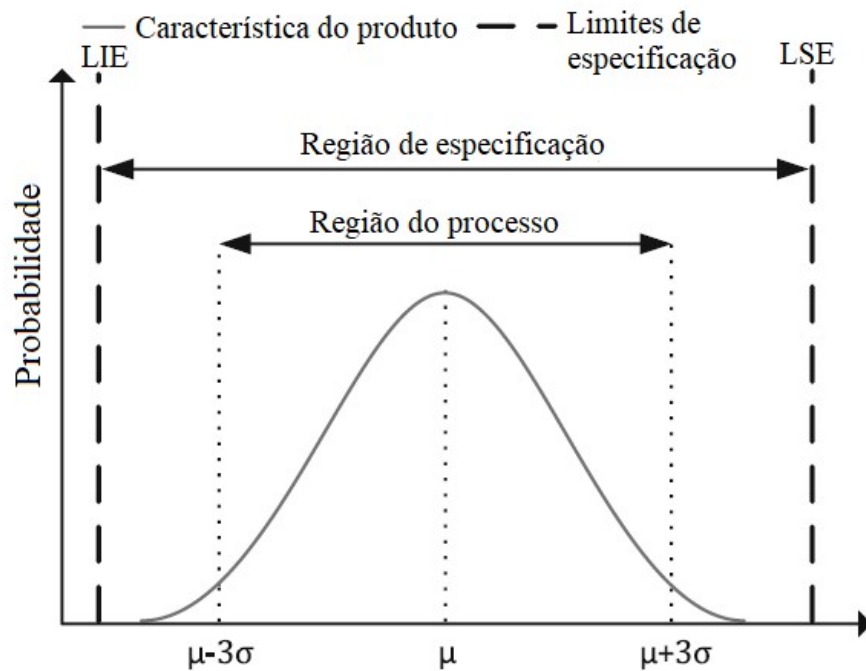
Na aplicação do índice, pressupõe-se normalidade dos dados. Dessa forma, o intervalo de variação do processo é dado usualmente por 6 vezes o desvio-padrão das amostras em relação à média, o que significa que 99,73% dos valores estão dentro dessa faixa (DE-FELIPE; BENEDITO, 2017). Essa premissa é ilustrada na Figura 2.4. Assim, estabelece-se uma relação entre o intervalo de variação e os limites de especificação, tal como ilustrado na Figura 2.5.

Figura 2.4 – Intervalo de variação do processo.



Fonte: de-Felipe, Benedito (2017).

Figura 2.5 – Intervalo do processo e dos limites de especificação.



Fonte: de-Felipe, Benedito (2017).

Introduzidos por Sullivan (1985), os principais índices de capacidade de processos são: C_P , C_{PK} , C_{PS} e C_{PI} . O índice de capacidade de processos mais básico é o C_P , dado pela Equação 2.16. O C_P é utilizado para determinar a capacidade quando o processo é centrado na região de especificação.

$$C_P = \frac{LSE - LIE}{6\sigma} \quad (\text{Equação 2.16})$$

Em que, LSE e LIE são os limites superiores e inferiores de especificação, respectivamente; σ é o desvio padrão do processo.

O C_P é utilizado quando se tem os limites inferiores e superiores de especificação. Quando há somente um limite de especificação, utilizam-se o C_{PS} (para o LSE, Equação 2.17) ou o C_{PI} (para o LIE, Equação 2.18).

$$C_{PS} = \frac{LSE - \mu}{3\sigma} \quad (\text{Equação 2.17})$$

$$C_{PI} = \frac{\mu - LIE}{3\sigma} \quad (\text{Equação 2.18})$$

Desde que o parâmetro de qualidade monitorado possua distribuição normal, esteja sobre controle estatístico e que, quando há o LSE e LIE, a média do processo esteja centrada entre os limites de especificação, é possível a previsão de falhas no processo em termos probabilísticos (RIBEIRO JÚNIOR, 2013). Montgomery (2019) fixa diversos valores do índice de capacidade em função da probabilidade de falhas no atendimento às especificações, expressos em partes por milhão (ppm).

Para casos em que há padrões bilaterais, muitas vezes a média do processo não está centrada entre os limites LSE e LIE. Para tais situações, emprega-se o C_{PK} para medir a capacidade de processos (Equação 2.19).

$$C_{PK} = \text{mín}(C_{PI}, C_{PS}) \quad (\text{Equação 2.19})$$

A partir dos valores do índice, uma classificação de qualidade pode ser estabelecida (Tabela 2.6).

Tabela 2.6 – Classificação de qualidade.

Classificação de qualidade	Índice (C_p, C_{PK}, C_{PS} e C_{PI})
Adequado	$ICP \geq 1,33$
Aceitável	$1 \leq ICP < 1,33$
Inadequado	$ICP < 1$

Fonte: Ribeiro Júnior (2013).

2.5 APLICAÇÕES DO CEP NO MONITORAMENTO AMBIENTAL DA QUALIDADE DA ÁGUA

2.5.1 APLICAÇÃO NO MONITORAMENTO DE EFLUENTES DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO

O CEP foi inicialmente idealizado para o controle industrial da qualidade. Entretanto, algumas diferenças de interpretação podem ser destacadas concernentes ao monitoramento de parâmetros de qualidade da água e efluentes em relação ao monitoramento na indústria. Em uma indústria, a qualidade da matéria-prima é controlável, entretanto num sistema de tratamento, o afluente está sujeito a variações diurnas e sazonais (VON SPERLING; VERBYLA; OLIVEIRA, 2020). Ademais, muitas vezes não há variáveis de controle do

ambiente (VASCONCELLOS, 2020), como temperatura e precipitação. Dessa forma, é esperada uma variabilidade maior da qualidade do efluente em comparação à qualidade final de um produto manufaturado (VON SPERLING; VERBYLA; OLIVEIRA, 2020).

De acordo com Benzaraa et al. (2014), uma estação de tratamento para abastecimento público é composta de um grupo complexo de processos físicos e químicos. Na ocorrência de problemas operacionais (causas especiais), se os mesmos não forem bem endereçados, maiores problemas se manifestarão em outros estágios subsequentes (BENZARAA et al., 2014).

Segundo Elevli et al. (2016), em estações de tratamento de água o controle de pH é essencial em todas as fases de tratamento para garantir níveis satisfatórios de clarificação e desinfecção da água. O controle da turbidez faz-se extremamente necessário na desinfecção e na remoção de partículas suspensas na água. Assim, as ferramentas CEP são úteis no monitoramento da qualidade da água em estações de tratamento de água. Uma série de trabalhos vem explorando a potencialidade do CEP para tal fim (SMETI et al., 2007; ELEVLI et al., 2016; HIZNI'AM; KARNANINGROEM; MARDYANTO, 2019). Além disso, os gráficos de controle permitem extrair informações que visem a melhoria do processo.

Hizni'am, Karnaningroem, Mardyanto (2019) investigaram a variação da qualidade da água em diversas fases de tratamento em uma estação de tratamento de água (ETA). Os autores identificaram pontos fora de controle para pH e turbidez a partir da análise dos gráficos Shewart para medidas individuais. A partir disso, uma investigação foi realizada o que levou a descobrir falhas no sistema de coagulação e filtração, possíveis de serem evitadas. Entretanto, parte das falhas também pode ser atribuída a variação da qualidade do afluente, uma causa inevitável.

O trabalho de Hizni'am, Karnaningroem, Mardyanto (2019) ilustra a prerrogativa de que é necessário o conhecimento do processo e a interação entre seus diversos subsistemas para a atribuição de causas especiais. Encontrando-se a origem das oscilações anormais, segue-se a implementação de medidas que melhoram o desempenho dos parâmetros.

Além do controle operacional, o CEP também pode ser usado para controle da qualidade de medição dos parâmetros. Spindler, Vanrolleghem (2012) utilizaram os gráficos CUSUM para controle do erro no balanço de massa, um meio de detecção de erros grosseiros em uma estação de tratamento de esgoto (ETE).

Para a aplicação dos gráficos de processo, é necessário que os dados sejam independentes e identicamente distribuídos (MONTGOMERY, 2019). A autocorrelação é a correlação entre os membros de uma série temporal. Elevli et al. (2016) ressaltam que em trabalhos de monitoramento em estações de tratamento, os pressupostos de independência são frequentemente ignorados. Segundo Smeti et al. (2007), a existência de autocorrelação nas observações causa problemas de detecção de causas especiais que não existem, além da não detecção de causas especiais que realmente existem, implicando uma alta probabilidade de falsos positivos ou falsos negativos. Quando a autocorrelação ocorre, recomenda-se a modelagem da estrutura correlacional a partir de um modelo autorregressivo integrado de médias móveis (ARIMA). Nos resíduos independentes e identicamente distribuídos do modelo ARIMA são aplicados os gráficos para o monitoramento do processo (ELEVLI et al., 2016).

Orssatto et al. (2014) identificaram por meio dos gráficos de Shewart para medidas individuais, uma oscilação anormal do pH. Os autores atribuíram tal ocorrência a um erro na dosagem do cloreto férrico. Orssatto, Boas, Eyng (2015), a partir dos gráficos EWMA, avaliaram o desempenho de uma estação de tratamento de efluentes composta de reatores UASB seguidos de floculadores e decantadores. Os autores identificaram problemas de operacionalização na ETE, decorrente do arraste de sólidos do decantador, provavelmente devido a horários de picos de vazão. Entretanto, investigações a fundo não foram possíveis, pois não houve registro de históricos de vazão e dosagem de coagulante no período estudado por parte da companhia de saneamento. Segundo os autores, a manutenção de tais registros, junto a análise de gráficos CEP, pode embasar ações preventivas e corretivas no funcionamento de ETEs.

Vilvert et al. (2020), monitorando efluentes de estações de tratamento de abatedouros a partir dos gráficos de Shewart, identificaram grande variabilidade da carga orgânica afluyente. Os gráficos de controle detectaram falhas no sistema influenciadas, por exemplo, por número de animais abatidos, características dos efluentes e condições ambientais. Segundo os autores, poucos estudos descrevem a utilização de gráficos de controle na gestão das águas residuárias.

Newhart et al. (2019) citam que o controle dos parâmetros de qualidade da água em estações de tratamento pode ser realizado em tempo real a partir de sensores, e os limites dos gráficos de processos podem ser determinados a partir de dados históricos. Com um

monitoramento em tempo real, os operadores podem prontamente identificar e responder a falhas no processo, prevenindo danos aos equipamentos e ineficiências do sistema.

2.5.2 APLICAÇÃO NO MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUAS DE CORPOS HÍDRICOS

Nos últimos anos, alguns trabalhos foram publicados utilizando o CEP para monitoramento de rios. Follador et al. (2010), utilizando o CUSUM no monitoramento do rio Mandurim, sugeriram que novas pesquisas sobre a utilização de técnicas de controle estatístico para monitoramento da qualidade da água sejam realizadas a fim de implementar esta técnica, visto que esta aplicação ainda é restrita nesta área. Da Conceição et al. (2018) estudaram a variação do IQA_{NSF} nos rios Passaúna e Piraquara por meio dos gráficos de Shewart, CUSUM e EWMA. Os autores observaram que a qualidade da água dos rios apresentou queda a partir do ano 2000, possivelmente causada pelo aumento populacional e pela urbanização na bacia de drenagem dos rios. Von Sperling, Verbyla, Oliveira (2020) citam que apesar das maiores variações naturais e menor controle das variáveis, o CEP tem potencialidade de ser utilizado na avaliação da qualidade de reservatórios de abastecimento público.

Como mencionado anteriormente, o CEP foi inicialmente projetado para controle industrial, onde usualmente há variáveis manipulatórias, conhecimento do processo e atuação direta no problema. Orssatto, Boas, Eyng (2015) mencionam a limitação do CEP como ferramenta de análise em ETEs quando não há um registro histórico de dados de forma a explicar os padrões identificados nos gráficos. Em corpos hídricos, devido à complexidade dos processos naturais que regulam a qualidade da água, essa situação ainda é pior. Em muitas situações práticas de monitoramento ambiental, a identificação das causas especiais que produzem pontos fora dos intervalos superiores e inferiores, ou até mesmo provocam padrões não aleatórios, é dificultada, pois é impossível conhecer o processo em seus mínimos detalhes.

Por isso, o CEP em estações de tratamento de água e esgoto pode ser utilizado como controle operacional, desde que existam variáveis manipulatórias. No entanto, em qualidade de rios, o CEP somente pode ser utilizado como uma ferramenta de diagnóstico, e não para controle operacional rotineiro. Segundo Von Sperling, Verbyla, Oliveira (2020), desde que se conheça a variabilidade do processo (ou sistema) por um bom período de tempo, é possível a extração de informações úteis para a identificação de tendências, picos, distúrbios ou fontes não usuais de variabilidade da qualidade da água de rios.

Uma situação de aplicação do CEP pouco explorada no meio científico consiste no uso do CEP para identificar a influência de eventos extremos de poluição, tais como eventos extremos de secas, no qual afetam sobremaneira a qualidade da água (LIMA et al., 2019), ou incidentes ambientais de rompimentos de barragens. Nesses casos, recomenda-se que a média e variabilidade do processo sejam extraídas em uma fase no qual não haja influência de tais eventos, chamada como Fase 1, para que o impacto do evento na variação da qualidade da água seja analisado. Pois, assim, o período no qual os parâmetros estão sobre influência de tal evento pode ser comparado a fase estável estatisticamente.

Quanto aos tipos de gráficos, há registro de trabalhos de aplicação dos gráficos mais comuns, tais como Shewart (IGLESIAS et al., 2016; SANCHO et al., 2016; SAMSUDIN et al., 2017; DA CONCEIÇÃO et al., 2018), EWMA (DA CONCEIÇÃO et al., 2018) e CUSUM (CORBETT; PAN, 2002; FOLLADOR et al., 2010; DA CONCEIÇÃO et al., 2018). Zhou et al. (2008) utilizaram uma versão combinada dos gráficos Shewart-CUSUM para monitoramento da qualidade das águas subterrâneas.

Ressalta-se que, para o monitoramento da qualidade da água de rios, o emprego de gráficos de EWMA e CUSUM são mais proveitosos, pois, diferentemente dos gráficos Shewart, os mesmos têm uma tendência de suavizar os *outliers* e identificar mudanças sustentadas durante um maior período de tempo, já que cada ponto plotado carrega informação de pontos amostrados anteriormente. Isso é vantajoso, pois quando se estuda a qualidade da água, normalmente se almeja analisar o padrão geral dos parâmetros de qualidade da água, excluindo-se a atuação de fontes que produzem alterações pouco persistentes (*outliers*), como por exemplo erros pontuais de amostragem.

Iglesias et al. (2015) afirmaram que a aplicação do CEP é limitada no estudo de parâmetros ambientais devido a não-normalização e autocorrelação de dados, o que pode levar à ocorrência de falsos positivos. O problema da não-normalização pode ser solucionado com gráficos não paramétricos, tal como realizado por Cruz et al. (2019) aplicando o gráfico EWMA não paramétricos de sinais (NPEWMA-SN) no monitoramento da qualidade da água no rio São Francisco. A autocorrelação pode ser removida a partir da implementação de modelos ARIMA.

Outra limitação em dados não normalizáveis consiste na impossibilidade de testar a estabilidade da Fase 1 por meio de técnicas convencionais como aplicação de gráficos de Shewart, juntamente com regras sensibilizantes, ou gráficos EWMA e CUSUM para estimar a

média e variância dos dados. Nessas situações, a medida de tendência central da Fase 1 pode ser testada por meio de outras técnicas, tais como o procedimento não paramétrico de segmentação recursiva e permutação (RS/P) desenvolvido por Capizzi, Mansarotto (2013).

De acordo com Von Sperling, Verbyla, Oliveira (2020), espera-se maior variabilidade de dados de qualidade da água em comparação ao monitoramento industrial. O teste da hipótese de variação da média é realizado a partir das escolhas dos limites de controle. Usualmente, o limite de controle “três-sigma” é utilizado em vários trabalhos voltados ao monitoramento ambiental da qualidade da água (IGLESIAS et al, 2016; SANCHO et al, 2016; SAMSUDIN et al., 2017; DA CONCEIÇÃO et al, 2018). Entretanto, até onde se sabe, na literatura ainda não foi verificado se o limite de “três-sigma” é recomendado para a aplicação em dados ambientais.

Quanto aos índices de capacidade de processos, segundo Corbett, Pan (2002), o risco potencial de contaminação do processo pode, assim, ser determinado pelo valor de C_P , C_{PS} e C_{PI} . A título ilustrativo, dado que um parâmetro de qualidade da água apresenta $C_{PS}=1$, tem-se a probabilidade de 1350 amostras por milhão (ppm) não cumprirem o padrão legal indicado para determinado uso. De forma similar, um $C_{PS}=0,6$ prevê 35931 amostras, num total de um milhão, em desacordo com o padrão estabelecido. Quanto menor o índice, maior o risco potencial de contaminação.

Mhlongo; Mativenga; Marnewick (2018) utilizaram o índice de capacidade de processo no intuito de determinar a poluição das águas em face de atividades de mineração desenvolvidas em uma bacia hidrográfica na África do Sul. Os mesmos autores encontraram índices de capacidade de processos reduzidos para manganês e sólidos dissolvidos totais, ainda que os valores médios especificados para esses parâmetros se encontraram abaixo dos recomendados pela legislação pertinente. Isso decorreu da alta variabilidade dos dados, que frequentemente apresentou valores acima dos permitidos, o que significa riscos de comprometimento dos usos dos recursos hídricos.

2.6 REFERÊNCIAS

ABDEL-SATAR, A. M.; ALI, M. H.; GOHER, M. E. Indices of water quality and metal pollution of Nile River, Egypt. **Egyptian Journal of Aquatic Research**, vol. 43, no. 1, p. 21–29, 2017. DOI 10.1016/j.ejar.2016.12.006. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejar.2016.12.006>. Acesso em: 25 ago. 2021.

ANJOS, J. A. S. A. dos. **AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE UMA ZONA ALAGADIÇA (WETLAND) NO CONTROLE DA POLUIÇÃO POR METAIS PESADOS: O CASO DA PLUMBUM EM SANTO AMARO DA PURIFICAÇÃO/BA**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2003.

BAGGIO, H.; HORN, A. H. Avaliação geoquímica ambiental da água superficial do Rio do Formoso, Buritizeiro - MG. **Geografias**, vol. 07, no. 2, p. 56–67, 2011.

BALDASSARRE, M. T.; BOFFOLI, N.; CAIVANO, D. Statistical Process Control for Software: Fill the Gap. **Quality Management and Six Sigma**. [S. l.: s. n.], 2010. <https://doi.org/10.5772/9925>.

BEIMENG, Q.; CHONGWEI, C.; YIXING, Y. Effects of Iron Bacteria on Cast Iron Pipe Corrosion and Water Quality in Water Distribution Systems. **International Journal of Electrochemical Science**, vol. 10, no. 1, p. 545–558, 2015.

BENZARAA, T.; RAMDANI, M.; MENDACI, K.; ABIDI, A. Nonlinear model-based coagulant dosing control at water treatment plants. **Journal of Advanced Sciences & Applied Engineering**, vol. 1, no. 1, p. 50–54, 2014.

BROWN, R. M.; MCCLELLAND, N. I.; DEININGER, R. A.; TOZER R. G. A water quality index - Do we dare? **WATER & SEWAGE WORKS**, v. 117, n. 10, p. 339–343, 1970.

CAPIZZI, G.; MASAROTTO, G. Phase I distribution-free analysis of univariate data. **Journal of Quality Technology**, vol. 45, no. 3, p. 273–284, 2013. <https://doi.org/10.1080/00224065.2013.11917938>.

CCME. **Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Canadian Water Quality Index 1.0 Technical Report**. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the

Environment, 2001. Disponível em: <https://ccme.ca/en/current-activities/canadian-environmental-quality-guidelines>. Acesso em: 25 ago. 2021.

CORRÊA, J. M.; CHAVES-NETO, A. Estudo do controle e análise da capacidade do processo de produção de água potável. In: **Simpósio Brasileiro de Pesquisa Operacional**, 41, 2009, Porto Seguro. **Anais...**Porto Seguro: Direito UNIFACS, 2009, p. 1414–1424.

CRUZ, D. V. da. **Controle estatístico de processo aplicado à qualidade de águas no abastecimento de Campina Grande - PB**. 2014. Dissertação (Mestrado em Biometria e Estatística Aplicada) - Departamento de Estatística e Informática, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE, 2014.

CRUZ, D. V. da; CUNHA FILHO, M.; PISCOYA, V. C.; CUNHA, A. L. X. Monitoramento Da Demanda Química De Oxigênio Baseado Em Gráfico De Controle Não Paramétrico Npewma-Sn. **Revista Brasileira De Biometria**, vol. 37, no. 2, p. 178–190, 2019. <https://doi.org/10.28951/rbb.v37i2.370>.

DE-FELIPE, D.; BENEDITO, E. A review of univariate and multivariate process capability indices. **International Journal of Advanced Manufacturing Technology**, vol. 92, no. 5–8, p. 1687–1705, 2017. <https://doi.org/10.1007/s00170-017-0273-6>.

ELEVLI, S.; ELEVLI, B.; UZGÖREN, N.; BINGÖL, D. Drinking water quality control: Control charts for turbidity and pH. **Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development**, vol. 6, no. 4, p. 511–518, 2016. <https://doi.org/10.2166/washdev.2016.016>.

FINOTTI, A. R.; FINKLER, R.; SUSIN, N.; SCHNEIDER, V. E. Use of water quality index as a tool for urban water resources management. **International Journal of Sustainable Development and Planning**, vol. 10, no. 6, p. 781–794, 2015. <https://doi.org/10.2495/SDP-V10-N6-781-794>.

FOLLADOR, F. A. C.; BOAS, M. A. V.; SCHOENHALS, M.; HERMES, E.; RECH, C. TABULAR CUSUM CONTROL CHARTS OF CHEMICAL VARIABLES APPLIED TO THE CONTROL OF SURFACE WATER QUALITY. **Eng. Agríc., Jaboticabal**, vol. 32, no. 5, p. 951–960, 2010.

FRAGA, M. de S.; REIS, G. B.; SILVA, DEMETRIUS D. da; GUEDES, H. A. S.; ELESBON, A. A. A. Use of multivariate statistical methods to analyze the monitoring of surface water quality in the Doce River basin, Minas Gerais, Brazil. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, vol 27, p. 35303–35318, 2020.

GAO, Q.; LI, Yi.; CHENG, Q.; YU, M.; HU, B.; WANG, Z.; YU, Z. Analysis and assessment of the nutrients, biochemical indexes and heavy metals in the Three Gorges Reservoir, China, from 2008 to 2013. **Water Research**, vol. 92, p. 262–274, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.055>.

GUIMARÃES, J. I. IMPACTO DO ROMPIMENTO DE UMA BARRAGEM DE REJEITOS DE MINÉRIO DE FERRO SOBRE A QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS. ESTUDO DE CASO: BACIA DO RIO DOCE, MG. 2018. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2018.

HIZNI'AM, N. A.; KARNANINGROEM, Ni.; MARDYANTO, M.A. Study of Karangpilang II Water Production Quality Control Using Statistical Process Control (SPC). **IPTEK Journal of Proceedings Series**, vol. 0, no. 5, p. 248, 2019. <https://doi.org/10.12962/j23546026.y2019i5.6332>.

HOWLADAR, M. F.; NUMANBAKTH, M. A. A.; FARUQUE, M. O. An application of Water Quality Index (WQI) and multivariate statistics to evaluate the water quality around Maddhapara Granite Mining Industrial Area, Dinajpur, Bangladesh. **Environ. Syst. Res.**, vol. 6, no 13, 2017.

IGAM. **Encarte Especial Sobre a Qualidade Das Águas Do Rio Doce Após 2 Anos Do Rompimento De Barragem De Fundão -2015/2017**. Belo Horizonte: IGAM, 2017. Disponível em: <http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/sala-de-situacao/rio-doce/documentos-relacionados/encarte-qualidade-da-gua-do-rio-doce-dois-anos-apos-rompimento-de-barragem-de-fundao-1.pdf>. Acesso em: 25 ago. 2021.

IGAM. **Índice de Qualidade Das Águas**, 2021. Disponível em: [http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/sem-categoria/319-indice-de-qualidade-das-aguas-iqua#:~:text=Ressalta-se que no âmbito,100%2C conforme a Tabela 2](http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/sem-categoria/319-indice-de-qualidade-das-aguas-iqua#:~:text=Ressalta-se que no âmbito,100%2C conforme a Tabela 2.). Acesso em: 25 ago. 2021.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro, Brasil: ABES, 2014.

KOUTRAS, M. V.; BERSIMIS, S.; MARAVELAKIS, P. E. Statistical process control using shewhart control charts with supplementary runs rules. **Methodology and Computing in Applied Probability**, vol. 9, no. 2, p. 207–224, 2007. <https://doi.org/10.1007/s11009-007-9016-8>.

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. Development of an annual drought classification system based on drought severity indexes. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, vol. 91, no. 1, 2019. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201920180188>.

MANOJ, K.; PADHY, P. K. Multivariate statistical techniques and water quality assessment: Discourse and review on some analytical models. **Int. J. Environ. Sci.**, vol. 5, no. 3, p. 607-626, 2014.

MATOS, A. T. de. **Qualidade do Meio Físico Ambiental**. Viçosa, Brasil: UFV, 2012.

METCALF, W.; EDDY, P. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. New York, USA: McGraw-Hill Inc, 2015. <https://doi.org/10.1093/nq/179.18.317-a>.

NEWHART, K. B.; HOLLOWAY, R. W.; HERING, A. S.; CATH, T. Y. Data-Driven Performance Analyses of Wastewater Treatment Plants: A Review. **Water Research**. vol. 157, p. 498–513, 2019.

OLIVEIRA, A. R. M. De; BORGES, A. C.; MATOS, A. T.; NASCIMENTO, M. ESTIMATION ON THE CONCENTRATION OF SUSPENDED SOLIDS FROM TURBIDITY IN THE WATER OF TWO SUB-BASINS IN THE DOCE RIVER BASIN. **Engenharia Agrícola**, vol. 38, no. 5, p. 751–759, 2018.

ORSSATTO, F.; BOAS, M. V.; EYNG, E. Gráfico de controle da média móvel exponencialmente ponderada: Aplicação na operação e monitoramento de uma estação de tratamento de esgoto. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, vol. 20, no. 4, p. 543–550, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020040093742>.

ORSSATTO, F.; VILAS BOAS, M. A.; NAGAMINE, R.; URIBE-OPAZO, M. A. Shewhart's

control charts and process capability ratio applied to a sewage treatment station. **Engenharia Agricola**, vol. 34, no. 4, p. 770–779, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162014000400016>.

PAGE, E. S. Continuous Inspection Schemes. **Biometrika**, vol. 41, no. 1, p. 100–115, 1954.

POONAM, T.; TANUSHREE, B.; SUKALYAN, C. Water Quality Indices- Important Tools for Water Quality Assessment : **International Journal of Advances in Chemistry**, vol. 1, no. 1, p. 15–28, 2013.

QUEIROZ, H. M.; NÓBREGA, G.N.; FERREIRA, T. O.; ALMEIDA, L. S.; ROMERO, T. B.; SANTAELLA, S. T.; BERNARDINO, A. F.; OTERO, X. L. The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? **Science of the Total Environment**, vol. 637–638, p. 498–506, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.370>.

RIBEIRO JÚNIOR, J. I. **Métodos Estatísticos Aplicados ao Controle da Qualidade**. Viçosa, Brasil: UFV, 2013.

ROBERTS, S. W. Control Chart Tests Based on Geometric Moving Averages. **Technometrics**, vol. 1, no. 3, p. 239–250, 1959. <https://doi.org/10.1080/00401706.1959.10489860>.

SAMSUDIN, M. S.; AZID, A.; KHALIT, S.; SAUDI, A.; ZAUDI, M. River water quality assessment using APCS-MLR and statistical process control in Johor River Basin, Malaysia. **International Journal of Advanced and Applied Sciences**, vol. 4, no. 8, p. 84–97, 2017. <https://doi.org/10.21833/ijaas.2017.08.013>.

SANTANA, F. C.; FRANCELINO, M. R.; SCHAEFE, C. E. G. R.; VELOSO, G. V.; FERNANDES-FILHO, E. I.; SANTANA, A. DE J. P.; TIMO, L. B.; ROSA, A. P. Water Quality of the Gualaxo do Norte and Carmo Rivers After the Fundão Dam Collapse, Mariana, MG. **Water Air Soil Pollut**, vol 232, no. 155, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05113-3>

SCHAEFER, C. E. G. R.; SANTOS, E. E.; FERNANDES FILHO, E. I.; ASSIS, I. R. Paisagens de lama: os tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da barragem ambiental, em Mariana. **Boletim Informativo da SBCS**, vol. 42, no. 1, p 18-23, 2016.

SEGURA, F. R.; NUNES, E. A.; PANIZ, F. P.; PAULELLI, A. C. C.; RODRIGUES, G. B.;

BRAGA, G. U. L.; FILHO, W. dos R. P.; BARBOSA, F.; CERCHIARO, G.; SILVA, F. F.; BATISTA, B. L. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). **Environmental Pollution**, vol. 218, p. 813–825, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.005>.

SILVA, A. C.; CAVALCANTE, L. C. D.; FABRIS, J. D.; JÚNIOR, R. F.; BARRAL, U. M.; FARNEZI, M. M. DE M.; VIANA, A. J. S.; ARDISSON, J. D.; FERNANDEZ-OUTON, L. E.; LARA, L. R. S.; STUMPF, H. O.; BARBOSA, J. B. S.; SILVA, L. C. da. Chemical, mineralogical and physical characteristics of a material accumulated on the river margin from mud flowing from the collapse of the iron ore tailings dam in Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil. **Revista Espinhaço**, vol. 5, no. 5, p. 44-53, 2016. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3957942>.

SILVA, P. S. O. da; CAMPOS, J. C.; SENA, E. de O. A.; GOMES, L. J. ADEQUAÇÃO DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO GRUTÃO DO CARIRA PARA USO NA IRRIGAÇÃO – CARIRA/SE. 2015. **2º Congresso internacional RESAG gestão da água e monitoramento ambiental** [...]. Aracaju, 2015. p. 1–6.

SMETI, E. M.; THANASOULIAS, N. C.; KOUSOURIS, L. P.; TZOUMERKAS, P. C. An approach for the application of statistical process control techniques for quality improvement of treated water. **Desalination**, vol. 213, no. 1–3, p. 273–281, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.03.613>.

SPINDLER, A.; VANROLLEGHEM, P. A. Dynamic mass balancing for wastewater treatment data quality control using CUSUM charts. **Water Science and Technology**, vol. 65, no. 12, p. 2148–2153, 2012. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.125>.

SRIVASTAVA, G.; KUMAR, P. Water Quality Index With Missing Parameters. **International Journal of Research in Engineering and Technology**, vol. 02, no. 04, p. 609–614, 2013. <https://doi.org/10.15623/ijret.2013.0204035>.

SULLIVAN L.P. Letters. **Quality Progress**, v. 18, p. 7–8, 1985.

VASCONCELLOS, G. R. AVALIAÇÃO DO IMPACTO DA COLMATAÇÃO E DE MÉTODOS DE DESCOLMATAÇÃO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL. 2020. Tese (Doutorado em

Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2020.

VILVERT, A. J.; SALDEIRA JUNIOR, J. C.; BAUTITZ, I. R.; ZENATTI, D. C.; ANDRADE, M. G.; HERMES, E. Minimization of energy demand in slaughterhouses: Estimated production of biogas generated from the effluent. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 120, no. October 2019, p. 109613, 2020. DOI 10.1016/j.rser.2019.109613. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109613>. Acesso em: 25 ago. 2021.

WESTERN ELECTRIC CO. **Statistical quality control handbook**. [S. l.]: Western Electric Company, Inc., 1956.

WU, M; WANG, Y; WANG, Y; SUN, F.; SUN, C; CHENG, HAO; DONG, J. Seasonal and spatial variations of water quality and trophic status in Daya Bay, South China Sea. **Mar. Pollut. Bull.**, vol. 112, n. 1–2, p. 341-348, 2016.

ZHOU, W.; BECK, B. F.; PETTIT, A. J.; WANG, J. Application of water quality control charts to spring monitoring in karst terranes. **Environmental Geology**, vol. 53, no. 6, p. 1311–1321, 2008. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-0739-1>.

3 ARTIGO TÉCNICO-CIENTÍFICO

3.1 INTRODUÇÃO

A água desempenha um papel fundamental no funcionamento e serviços ecossistêmicos e na biodiversidade. O acesso à água e ao saneamento é direito de todos, pois a água é a base de sustentação da vida e da saúde humana (UNESCO, 2021). Segundo Taffarello et al. (2020), a preservação do ciclo hidrológico e seus serviços ecossistêmicos é essencial para o alcance dos objetivos de desenvolvimento sustentável. Entretanto, ainda existem diversos desafios para a ciência relacionados, por exemplo, a extração de informações úteis de base de dados complexas provenientes do monitoramento ambiental de rios impactados. O controle estatístico de processos (CEP), uma ferramenta de controle de sistemas e de melhoria da qualidade, embora seja utilizado para controle operacional rotineiro, pode ser adaptado para o diagnóstico do impacto da qualidade da água em corpos hídricos.

A qualidade da água de ecossistemas aquáticos é frequentemente impactada por atividades antropogênicas, dentre elas a mineração. Incidentes ambientais envolvendo rompimentos de barragens de rejeito são recorrentes no mundo todo. Em 2000, dois rompimentos de barragem na Romênia, em um afluente do rio Danúbio, liberaram 200 mil m³ de água contaminada e 40 mil toneladas de rejeitos, ricos em cianeto e metais, causando poluição e morte de peixes na Romênia, Hungria, Sérvia e Bulgária (MACKLIN et al., 2003). Em 1998, uma mina de pirita em Aznalcóllar na Espanha rompeu derramando 6 milhões de metros cúbicos de água ácida e lama contendo altas concentrações de Fe, Zn, Pb e Cu na bacia do rio Guadiamar, próxima a reserva natural de Donãna, uma importante região de conservação da Europa, provocando a morte de toda a biota marítima da região, além de impactos na fauna silvestre e águas subterrâneas (GRIMALT; FERRER; MACPHERSON, 1999). Em 2003, apesar de uma melhora generalizada na qualidade da água, os níveis de Zn no rio ainda eram preocupantes, o que ressaltou a necessidade de monitoramento contínuo da área mesmo após 5 anos do derramamento (OLÍAS et al., 2006).

Em uma escala global, no estudo de Bowker, Chambers (2017) a partir de dados entre o período 1910-2010, os autores ressaltaram uma tendência pronunciada de aumento da proporção de incidentes sérios desde 1960. Essa tendência se relaciona com a extração crescente de minérios a partir de reservas com menor grau de pureza, isso leva a um aumento na proporção de rejeitos e assim, no tamanho das barragens.

No Brasil, ocorreram dois grandes incidentes ambientais graves relativamente recentes envolvendo a falha de barragens de minério de ferro no estado de Minas Gerais. Em 5 de novembro de 2015, 40 milhões de metros cúbicos de rejeitos, compostos majoritariamente de Fe e Mn (RENOVA, 2021), foram emitidos com o rompimento da barragem do Fundão da mineradora Samarco, em Mariana (MG). A barragem do Fundão era classificada como de baixo risco, entretanto possuía um alto potencial poluidor associado, de acordo com o registro de barragens minerais da Agência Nacional de Mineração (SANTANA et al., 2021).

A lama se deslocou por 663 km, passando pelo córrego Santarém e pelos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce até chegar ao oceano Atlântico. Estima-se que cerca de 10 milhões de m³ do material foi depositado em canais e planícies dos corpos hídricos impactados até alcançar a barragem de Candonga, a 113 Km de Fundão, na usina de geração de energia hidroelétrica UHE Risoleta Neves. Outros 10 milhões de m³ ficaram depositados no reservatório da usina (RENOVA, 2021). O restante do rejeito, constituído de material mais fino, seguiu o fluxo do rio Doce até chegar ao mar em 22 de novembro de 2015 (RENOVA, 2021). Ao longo do caminho, mais de 80% das edificações em Bento Rodrigues foram cobertas pela lama (SEGURA et al., 2016). A passagem da lama causou a perda de 19 vidas humanas, morte da fauna aquática e marítima, destruição de vegetação nativa e impactos na qualidade da água, solo e sedimentos (GFT, 2015; RENOVA, 2021).

O segundo rompimento ocorreu em 25 de janeiro de 2019, no qual a barragem de rejeitos Córrego do Feijão da empresa Vale, em Brumadinho (MG), liberou 9,7 milhões de metros cúbicos no rio Paraopeba, afluente do rio São Francisco, e arredores, causando 259 mortes humanas (KOPPE, 2021). Após o evento, Vergilio et al., (2020) encontraram níveis de Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Pb, Cd e U nas águas do rio Paraopeba maiores que o recomendado pela legislação brasileira. Thompson et al., (2020) realizaram análises biogeoquímicas, microbiológicas e ecotoxicológicas e identificaram alta toxicidade em 464 km do rio Paraopeba e valores de turbidez de até 3000 UNT imediatamente após o incidente. Infelizmente, os riscos de novos incidentes ambientais no Brasil ainda são altos (THOMPSON et al., 2020). O último relatório anual de barragens identificou um total de 156 barragens que possuem um nível de comprometimento relevante que impacte a sua segurança (ANA, 2020).

A fim de entender a compreensão da dinâmica dos poluentes nos ecossistemas, o monitoramento de longo prazo da qualidade de corpos hídricos afetados por mineração faz-se necessário. O processamento das informações geradas nos programas de monitoramento é

muitas vezes realizado a partir de ferramentas estatísticas, que ajudam no entendimento das informações espaciais e fontes de poluição ambiental de corpos hídricos. O CEP é uma ferramenta estatística com potencial de aplicação no monitoramento ambiental, especificamente na qualidade da água (CORBETT; PAN, 2002). O uso do CEP é mais comum em processos industriais, entretanto segundo Montgomery (2019) tal ferramenta também pode ser aplicada em processos não industriais.

Shaadan, Jemain, Deni (2015) demonstraram a aplicação do CEP para monitoramento rotineiro da qualidade do ar. Segundo os autores, os gráficos de controle, uma das ferramentas de controle de processos, são uma simples forma de visualização que permite auxiliar na avaliação do desempenho da qualidade do ar a partir de identificação de anomalias, tendências e pontos de mudança. Orssatto, Boas, Eyng (2015) avaliaram o desempenho de uma estação de tratamento de esgotos (ETE) por meio de gráficos de controle de qualidade a partir da média móvel exponencialmente ponderada (EWMA). Os mesmos autores afirmam que a técnica permitiu avaliar sobre a existência de problemas operacionais na ETE estudada.

Segundo Von Sperling, Verbyla, Oliveira (2020), desde que apropriadamente caracterizadas as incertezas e variabilidades, os gráficos de controle de processos podem ser ferramentas úteis para a identificação de tendências, picos, distúrbios ou fontes não usuais de variabilidade da qualidade da água de rios. O gráfico de controle para médias pode ser utilizado como uma maneira visual de teste de mudança na média de parâmetros ambientais. De fato, embora ainda seja pouco explorada a ferramenta para monitoramento ambiental, alguns trabalhos recentes empregaram o CEP para monitoramento da qualidade das águas superficiais. Iglesias et al. (2015) e Sancho et al. (2017), estudando a variação da qualidade da água na bacia do rio Ebro na Espanha, a partir de gráficos de Shewart, inferiram que com o CEP pode-se identificar episódios de poluição, além de anomalias na base de dados. Além disso, segundo Iglesias et al. (2015), os gráficos gerados podem ser utilizados para monitoramento em tempo real.

Mhlongo, Mativenga, Marnewick (2018) utilizaram o índice de capacidade de processo no intuito de determinar a poluição das águas em face de atividades de mineração desenvolvidas em uma bacia hidrográfica na África do Sul. Os mesmos autores encontraram índices de capacidade de processos reduzidos para manganês e sólidos dissolvidos totais, ainda que os valores médios especificados para esses parâmetros se encontraram abaixo dos recomendados pela legislação pertinente, o que significa riscos de comprometimento dos usos dos recursos

hídricos (MHLONGO; MATIVENGA; MARNEWICK, 2018). O índice de capacidade de processos visa analisar o enquadramento do corpo hídrico impactado aos padrões legais de qualidade da água, considerando tanto a média quanto a variabilidade dos dados.

Entretanto, o potencial analítico do CEP ainda é pouco conhecido por especialistas e acadêmicos que buscam diagnosticar a dinâmica de variação da qualidade de corpos hídricos. Tal dinâmica de variação pode ser alterada, principalmente em eventos de descargas de rejeitos de mineração. Essas alterações podem ser detectadas a partir de ferramentas de controle estatístico, que são capazes de auxiliar no monitoramento das variáveis de qualidade da água, buscando indicar o seu retorno a níveis considerados habituais.

Ressalta-se que, até onde se conhece, dadas as anomalias proporcionadas por descarga de rejeitos de mineração em corpos hídricos, por vezes persistentes a longo prazo, ressalta-se que o CEP ainda não foi utilizado para caracterizar distúrbios na qualidade da água pós-incidentes ambientais de rompimento de mineração de rejeitos. Dessa forma, em face da magnitude de impacto do evento ocorrido em Mariana, considerado por Garcia et al. (2017) e Koppe (2021) como o mais grave incidente ambiental da história do Brasil, no presente estudo objetivou-se avaliar mudanças na qualidade das águas na bacia do rio Doce após o evento rompimento da barragem do Fundão, a partir da aplicação das ferramentas de controle estatístico de processos.

3.2 METODOLOGIA

3.2.1 ÁREA DE ESTUDO E BASE DE DADOS

A bacia do rio Doce situa-se na região Sudeste do Brasil, entre os paralelos 17°45' e 21°15' S e os meridianos 39°30' e 43°45' W, integrando a região hidrográfica do Atlântico Sudeste. Esta bacia, com área de drenagem de aproximadamente 86715 km², abrange 230 municípios, sendo 86% pertencentes ao estado de Minas Gerais e o restante ao Espírito Santo. As águas do rio Doce percorrem cerca de 850 km, até atingirem o oceano Atlântico. A atividade econômica da bacia do rio Doce é bastante diversificada, destacando-se atividades agropecuárias, lavouras tradicionais, agroindustrial, de mineração, industrial, comercial e de geração de energia elétrica (LUME, 2010).

A bacia do rio Doce possui mais de 3,5 milhões de habitantes, com a população urbana representando acima de 70% da população total. Mais de 100 municípios da bacia, no entanto,

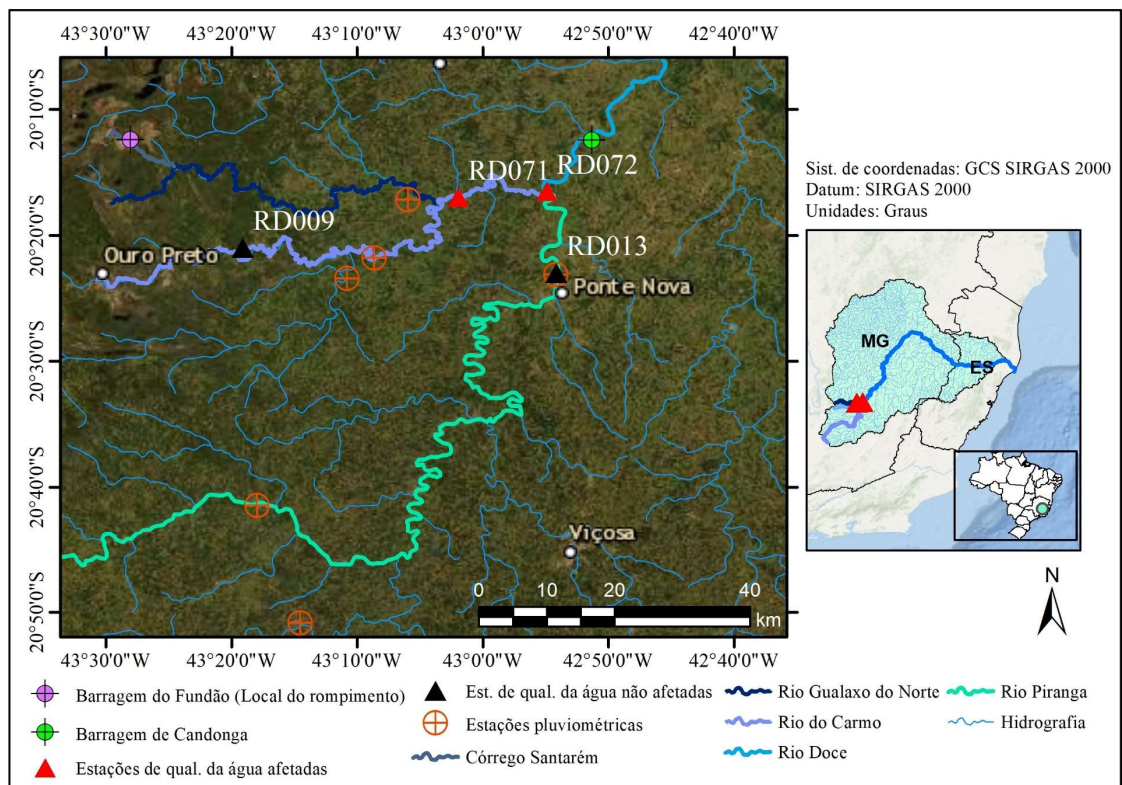
possuem população rural maior que a urbana. Em municípios de menor porte, localizados na porção média da bacia, a exploração agropecuária representa a principal atividade econômica (LUME, 2010).

O rio do Carmo nasce a oeste do município de Ouro Preto, que compõe o Quadrilátero Ferrífero, região de grande relevância econômica na extração de ferro no Brasil. Altas concentrações de metais traço encontradas na região do Quadrilátero Ferrífero têm sido atribuídas a características litológicas da região, bem como atividades antropogênicas de mineração. Depois de três séculos de exploração rudimentar de ouro, bem como modernas operações de mineração em larga escala, a região do Quadrilátero Ferrífero se encontra impactada por depósitos de elementos traços, como As, Mn e Hg (COSTA et al., 2006; HATJE et al., 2017).

Quanto aos aspectos meteorológicos, na classificação de Köppen, pode-se distinguir três tipos climáticos na bacia do rio Doce. Nas porções mais altas e nas nascentes do rio Doce, o clima é tropical de altitude com chuvas de verão e verões frescos. Nas nascentes dos afluentes do Doce o clima é tropical de altitude com chuvas de verão e verões quentes. Nos trechos médio e baixo, o clima é quente com chuvas de verão. O período mais quente refere-se aos meses de janeiro e fevereiro, enquanto, que as temperaturas mínimas ocorrem em junho e julho (LUME, 2010). Na porção estudada da bacia (Figura 3.1), a pluviosidade média anual varia de 1050 mm a 1540 mm no período chuvoso (outubro a março) e 200 mm 840 mm no período seco (abril a setembro) (SANTANA et al., 2021).

Para analisar os impactos do rompimento na bacia do rio Doce, foram estudadas alterações da qualidade da água de duas estações de monitoramento, RD071 e RD072, localizadas no rio do Carmo (tributário do rio Doce) e no rio Doce, respectivamente (Figura 3.1). Esse trecho corresponde a parte da porção inicial de deslocamento da lama, anterior a barragem de Candonga. Nessa porção da bacia foi depositada grande quantidade dos rejeitos em canais e planícies dos corpos hídricos impactados até alcançar essa barragem a jusante (RICHARD et al., 2020). Também foram analisadas estações localizadas a montante das estações estudadas, nas quais não houve influência da passagem da lama na qualidade da água, sendo elas RD009 e RD013, localizadas no rio do Carmo (a montante da sua confluência com o rio Gualaxo do Norte) e no rio Piranga (afluente do rio Doce), respectivamente. Na Figura 3.1, encontram-se a localização da bacia do rio Doce, bem como os pontos de monitoramento realizado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM).

Figura 3.1 – Localização da bacia do rio Doce e dos pontos de monitoramento.



Fonte: a autora.

A base de dados das estações RD071 e RD072 iniciou-se em 2009. Até a ocorrência do rompimento, a amostragem de qualidade da água realizada pelo IGAM no programa Água de Minas possuía frequência trimestral. Após o incidente, o monitoramento passou a ser mensal nos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce. O IGAM também iniciou um programa de monitoramento emergencial até 2017, de periodicidade variável. Dessa forma, a base de dados utilizada no presente trabalho compreende os dados trimestrais anteriores ao incidente (janeiro de 2009 a outubro de 2015), bem como os dados mensais pós-incidente (novembro de 2015 a dezembro de 2020).

Como os dados mensais eventualmente possuem falhas, os mesmos foram completados com a base de dados gerada durante o monitoramento emergencial. Devido a ocorrência de valores censurados a esquerda (abaixo dos limites de detecção) e a direita (acima dos limites de quantificação), os valores abaixo do limite de detecção foram substituídos por metade do limite de detecção, enquanto que as medições acima do limite de detecção foram substituídas pelo próprio limite de detecção. Segundo Von Sperling, Verbyla, Oliveira (2020), apesar de algumas limitações, este é um método prático de utilização dos dados censurados, adotado por muitos pesquisadores.

3.2.2 PARÂMETROS E ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA

A escolha dos parâmetros avaliados no presente trabalho foi baseada em estudos da qualidade da água a curto prazo realizados logo após o evento de rompimento da barragem do Fundão (CPRM, 2015; IGAM, 2015; SEGURA et al., 2016; HATJE et al., 2017; QUEIROZ et al., 2018), os quais demonstraram abruptas variações de vários parâmetros de qualidade da água.

Dessa forma, procedeu-se à análise da base de dados de Fe dissolvido, Mn total, condutividade elétrica (CE), turbidez, oxigênio dissolvido (OD), pH, IQ_{ANSF}, além do indicador biológico de contaminação fecal *Escherichia coli*, a fim de avaliar a existência de fontes de poluição por esgoto sanitário na região. Também foram analisados de forma indireta vários metais, englobados no índice de qualidade da água do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (IQ_{ACCME}).

3.2.2.1 ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA

Os índices utilizados nos estudos foram o IQ_{ANSF} e o IQ_{ACCME}. O IQ_{ANSF}, desenvolvido por Brown et al. (1973), é o produtório ponderado de nove parâmetros: OD, coliformes termotolerantes/*Escherichia coli*, DBO, pH, nitrato, fosfato, temperatura, turbidez e sólidos totais (Equação 2.1). O IQ_{ACCME}, por sua vez, foi desenvolvido pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCME, 2001), sendo calculado pela Equação 2.8, a partir dos fatores escopo, frequência e amplitude.

Os elementos considerados na composição do IQ_{ACCME} foram Fe dissolvido; Mn total; As total; Cd total; Pb total; Cu dissolvido; Cr total; Hg total; Ni total e Al dissolvido. Para o cálculo dos fatores, empregaram-se os limites máximos expressos na DN COPAM/CERH-MG 1/2008, que estabelece concentrações máximas permitidas de poluentes em águas superficiais do estado de acordo com a classe do corpo hídrico.

3.2.3 GRÁFICOS DE PROCESSOS PARAMÉTRICOS

Segundo Montgomery (2019), o gráfico de processos é um teste de hipóteses de variações da média de subgrupos ou de valores individuais. Tais alterações podem ser provenientes de causas naturais, as quais são variações impossíveis de serem controladas. Entretanto, o gráfico de processo também pode indicar a presença de causas atribuíveis, que

produzem mudanças indesejadas de desempenho e deslocam a média a outro patamar. Quando somente há a ocorrência de causas naturais, afirma-se que a média do processo não mudou e o processo está sobre controle estatístico. Quando o processo opera na presença de causas atribuíveis, ele está fora de controle e o produto ou serviço frequentemente possui características fora dos limites especificados.

Considerando a variabilidade da qualidade da água em rios, causas especiais consistem em variações de vazão em eventos extremos; falhas no processo de amostragem ou nas análises laboratoriais; além de eventos de poluição decorrentes de despejos de efluentes sanitários, industriais, agrícolas ou de mineração.

O CEP conta com limites de controle, que são limites estabelecidos quando o processo somente está submetido a causas atribuíveis. Se os parâmetros monitorados assumem valores fora desses limites, o processo é considerado fora de controle (CHAKRABORTI; GRAHAM, 2019).

Existem duas fases de monitoramento a partir do CEP. Na Fase 1, os valores dos parâmetros de interesse, que são os limites inferiores de controle (LIC), limites superiores de controle (LSC) e linha central (LC), são desconhecidos, e por isso devem ser estimados em uma situação sob controle. Calculados os parâmetros na Fase 1, o monitoramento pode se iniciar tão logo os dados estejam disponíveis, essa etapa corresponde à Fase 2 (CHAKRABORTI; GRAHAM, 2019). Em via de regra, os parâmetros da Fase 1 devem ser obtidos em um período no qual não há manifestações de causa atribuíveis. Por isso, na ocorrência de pontos fora de controle, devem ser identificadas as causas atribuíveis relacionadas e os pontos fora de controle podem ser descartados.

No presente trabalho, o CEP foi utilizado como uma ferramenta de monitoramento para diagnosticar a permanência das manifestações de causas atribuíveis. A causa atribuível em foco correspondeu ao impacto do rompimento da barragem do Fundão na qualidade da água. Segundo Montgomery (2019), o gráfico de processos é como um teste estatístico, no qual a hipótese nula é de estabilidade dos parâmetros estatísticos monitorados, que significa permanência dos valores na maioria do tempo dentro dos limites de controle. Dessa forma, os gráficos de controle foram utilizados no presente trabalho para testar a hipótese de retorno da média de variáveis de qualidade da água aos níveis habituais de oscilação. Tais níveis foram estabelecidos a partir de dados anteriores ao rompimento (Fase 1). Ressalta-se que, devido a

inexistência de fatores manipulatórios, no presente trabalho, o CEP foi utilizado para diagnóstico ambiental, e não controle operacional rotineiro.

Assim, os dados utilizados na Fase 1 corresponderam às amostragens realizadas desde janeiro de 2009 a outubro de 2015, período anterior ao rompimento da barragem, o que corresponde a um total de 28 amostras para cada parâmetro e estação. Na Fase 2, ou fase de monitoramento, foram utilizados os dados pós-rompimento, de novembro de 2015 a dezembro de 2020.

Uma vez que os gráficos de Shewart, gráficos de processos mais comumente empregados, utilizam informações contidas nas amostragens recentes, os mesmos são insensíveis a variações pequenas ou graduais da média do processo. Uma opção é a utilização de gráficos EWMA e somas cumulativas (CUSUM), mais sensíveis na detecção de mudanças em relação aos gráficos de Shewart, pois cada ponto plotado carrega a informação de uma longa sequência de dados (KOUTRAS; BERSIMIS; MARAVELAKIS, 2007).

Dessa forma, os gráficos EWMA foram utilizados no presente trabalho para amostragem individual de dados ambientais. Foram obtidos de acordo com as Equações 2.12–2.15 (MONTGOMERY, 2019), a partir da função *ewma* do pacote *Qcc* (SCRUCCA, 2004), por meio do programa estatístico livre R versão 3.6.3 produzido pelo R Core Team (2021). No presente estudo, foram adotados os valores de $L = 3$ e $\lambda = 0,2$ para detectar mudanças de média magnitude (MONTGOMERY, 2019). Os gráficos EWMA foram utilizados em detrimento dos gráficos CUSUM devido a sua maior facilidade de interpretação (CHAKRABORTI; GRAHAM, 2019).

3.2.4 ÍNDICE DE CAPACIDADE DE PROCESSO (ICP)

Segundo Corbett, Pan (2002), o ICP constitui-se em uma ferramenta de avaliação quantitativa do desempenho ambiental no que diz respeito ao risco de provocar desconformidades em relação à regulação vigente. Desde que distribuídos normalmente, a partir dos valores de ICP, pode-se obter a probabilidade de falhas.

Montgomery (2019) fixa valores de ICP em função das falhas. Quanto maior o ICP menor o risco de ocorrerem amostras fora dos limites de especificação, assim, maior a capacidade do processo, ou seja, a aptidão em cumprir com os limites de especificação (DEFELIPE; BENEDITO, 2017). O ICP foi obtido a partir da Equações 2.17, nos casos em que

somente há um limite superior de especificação, 2.18 quando o que importa é o limite inferior (OD e IQA_{NSF}) e 2.16 para os casos em que há limite inferior e superior, como no caso do pH. O cálculo foi realizado a partir da função *process.capability* do pacote *Qcc* (SCRUCCA, 2004).

3.2.5 NORMALIZAÇÃO DA BASE DE DADOS

Para que fossem gerados os gráficos de processo e o ICP, foi necessário que a distribuição subjacente dos dados fosse a normal. Dessa forma, a normalidade dos dados foi testada a partir do teste de normalidade de Shapiro-Wilk, a 5% de significância. Caso os dados não fossem normais, a normalização foi realizada a partir da transformação Box-Cox (BOX; COX, 1964), por meio das funções *BoxCox.lambda* e *Box.Cox* do pacote *forecast* (HYNDMAN; KHANDAKAR, 2008; HYNDMAN et al., 2021).

A transformação Box-Cox é realizada a partir das Equações 3.1 e 3.2, segundo Box; Cox (1964).

$$Z = \frac{Y^{\lambda_z} - 1}{\lambda_z} \quad \text{para } \lambda_z \neq 0 \quad (\text{Equação 3.1})$$

$$Z = \ln Y \quad \text{para } \lambda_z = 0 \text{ e } Y = 0 \quad (\text{Equação 3.2})$$

Em que Y é o dado a ser transformado, Z é o valor transformado e λ_z é o parâmetro da transformação a ser estimado a partir da minimização das medidas de assimetria e curtose dos dados.

Os gráficos EWMA (limites de controle e z_i) foram plotados com os valores normais ou normalizados. Entretanto, para uma melhor noção da magnitude dos valores, plotou-se um segundo eixo de ordenadas com os valores reais (não transformados) exponencialmente ponderados conforme Equação 2.12. No gráfico NPEWMA-SN, descrito mais detalhadamente no item 3.2.6, a plotagem do segundo eixo não foi possível, pois os valores z_i^{SN} , independente da sua magnitude, se compreendem entre -1 e 1 (dependendo de sua posição em relação à mediana e o coeficiente λ adotado), não existindo uma equivalência direta entre z_i^{SN} e os valores reais.

3.2.6 GRÁFICO DE PROCESSOS NÃO PARAMÉTRICOS

Os dados dos monitoramentos ambientais por vezes não são normalizáveis. A utilização de dados abnormais compromete o desempenho do CEP, aumentando a taxa de falsos alarmes,

ou seja, indicativos de que o processo está fora de controle quando na verdade está sob controle (MONTGOMERY, 2019). Com a aplicação de gráficos de controle não paramétricos, não é necessário conhecer a distribuição de probabilidade subjacente, dessa forma tais gráficos são robustos por definição (CHAKRABORTI et al., 2019).

Para os casos em que a normalização não foi possível, utilizaram-se gráficos de processos não paramétricos. Na Fase 1, de forma a testar se a média permanece estável, utilizou-se o procedimento não paramétrico chamado de segmentação recursiva e permutação (RS/P), desenvolvido por Capizzi, Mansarotto (2013), a 1% de significância. Nessa análise, a hipótese nula é de estabilidade da média. Para casos em que a medida de tendência central não é estável, não foi possível prosseguir com a análise, pois há indícios de que causas especiais estejam atuando de forma significativa no período base, o que produz um alargamento substancial dos limites de controle.

Chong, Mukherjee, Khoo (2020) utilizaram a metodologia RS/P para investigar a estabilidade de amostras de referência para avaliação da turbidez em uma estação de tratamento de água. O mesmo foi realizado no trabalho de Sanusi et al. (2020) para o monitoramento da concentração de cloro em água para abastecimento.

Na Fase 2, ou fase de monitoramento, o gráfico de controle estatístico não paramétrico do tipo EWMA de postos com sinais (NPEWMA-SN), desenvolvido por Graham, Chakraborti, Human (2011), foi utilizado para detectar alterações sustentadas de natureza média na qualidade da água pós-rompimento. Tal procedimento foi adotado por Cruz et al. (2019) no monitoramento da variação da DBO no rio São Francisco. A rotina de cálculo do gráfico NPEWMA-SN a ser executada no *software* R, adaptada de Henning et al. (2014), encontra-se no APÊNDICE A. O valor alvo utilizado na Fase 2 correspondeu à mediana dos dados de referência, caso a série de dados se apresente constante na Fase 1.

Na construção do gráfico, primeiramente definiu-se o sinal estatístico a partir das Equações 3.3 e 3.4 (GRAHAM; CHAKRABORTI; HUMAN, 2011).

$$SN_i = \text{sinal}(X_i - \theta_o) \text{ para } i=1, 2, 3, \dots \quad (\text{Equação 3.3})$$

$$\text{sinal}(X) = \begin{cases} 1 & \text{se } x > 0 \\ 0 & \text{se } x = 0 \\ -1 & \text{se } x < 0 \end{cases} \quad (\text{Equação 3.4})$$

em que: θ_0 é a mediana dos dados da Fase 1; e X é o valor da amostra. Os pontos plotados no gráfico foram obtidos por meio da Equação 3.3, enquanto que os limites de controle foram definidos a partir das Equações 3.5 – 3.8, adotado $\lambda = 0,2$ e $L = 2,471$ para uma mudança média.

$$z_i^{SN} = \lambda SN_i + (1 - \lambda) Z_{i-1} \quad Z_0 = 0 \quad (\text{Equação 3.5})$$

$$LIC = -L \sqrt{\frac{\lambda}{2-\lambda}} \quad (\text{Equação 3.6})$$

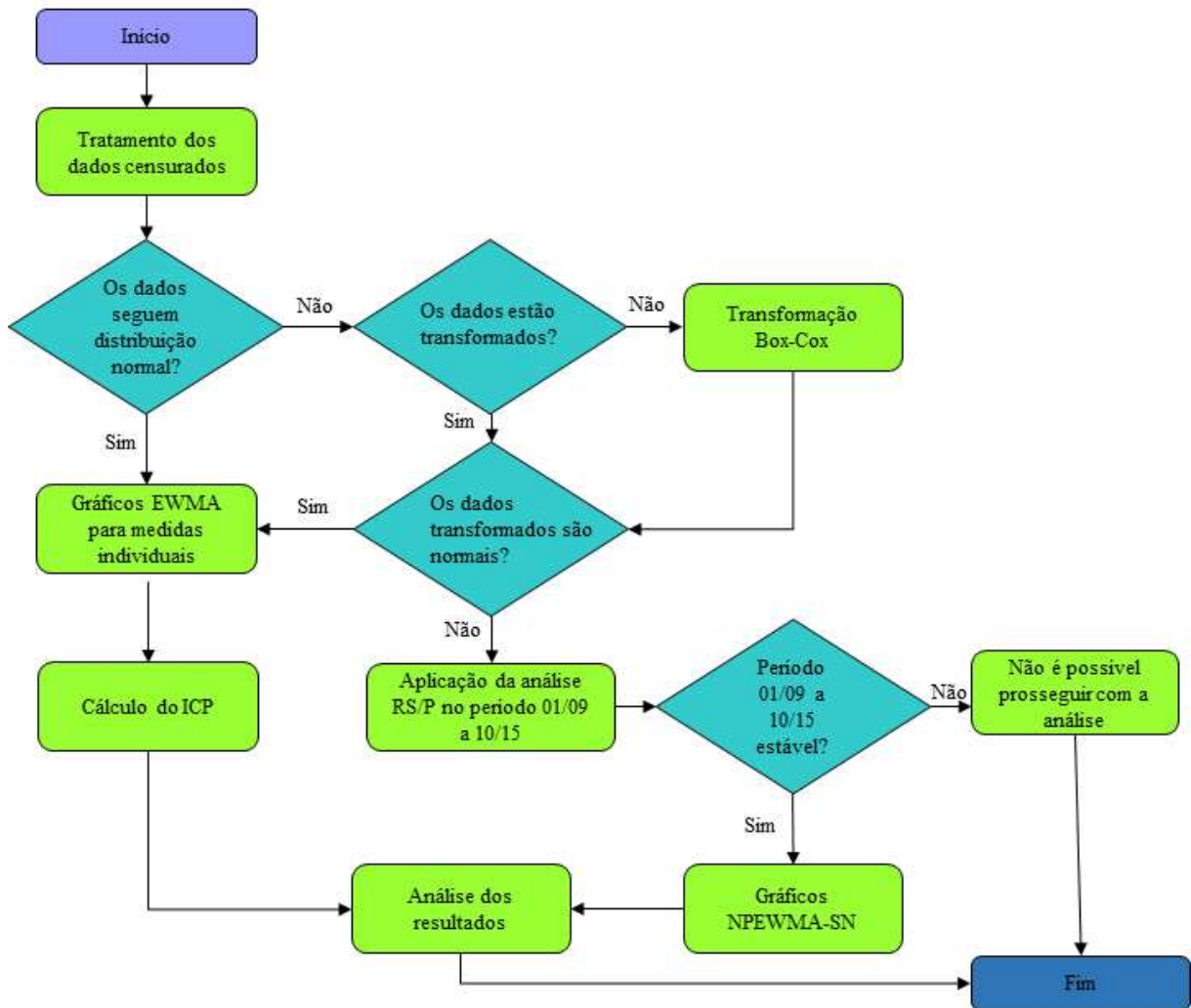
$$LC = 0 \quad (\text{Equação 3.7})$$

$$LSC = L \sqrt{\frac{\lambda}{2-\lambda}} \quad (\text{Equação 3.8})$$

em que z_i^{SN} é valor plotado no gráfico NPEWMA-SN.

Na Figura 3.2, apresenta-se o fluxograma da metodologia empregada no presente trabalho. Todas as análises estatísticas foram efetuadas com o auxílio do programa estatístico livre R versão 3.6.3, produzido pelo R Core Team (2021), empregando os pacotes *Qcc* (SCRUCCA, 2004), *Dfphase 1* (CAPIZZI; MANSAROTTO, 2013), *ggplot2* (WICKHAM et al., 2016) e *forecast* (HYNDMAN; KHANDAKAR, 2008; HYNDMAN et al., 2021).

Figura 3.2 – Fluxograma da metodologia aplicada no desenvolvimento do trabalho.



3.2.7 ANÁLISE DE TOTAIS PRECIPITADOS

Para analisar a influência da precipitação na qualidade da água, foram obtidos os totais precipitados anuais iniciando-se do ano hidrológico de 2009/2010 até 2019/2020 nas estações em estudos. O mês de outubro marca o início do ano hidrológico na região estudada (LIMA et al., 2019). Os totais precipitados nas estações afetadas e não afetadas foram obtidos via interpolação IDW. A localização das estações pluviométricas utilizadas na interpolação encontra-se na Figura 3.1. Como as séries possuem eventuais falhas, procedeu-se ao preenchido a partir do método da regressão linear simples, recomendado por Pruski et al. (2004). Como adotado por Lima et al. (2019), o critério de escolha para o preenchimento das séries baseou-se no valor do coeficiente de determinação (R^2) maior ou igual a 0,70 entre a estação com dados faltantes e a estação que possui dados no mesmo período das falhas.

3.3 RESULTADOS

3.3.1 GRÁFICOS DE PROCESSOS

Na Figura 3.3, apresentam-se os gráficos EWMA de CE, turbidez, *E. coli* e IQA_{NSF} para a RD071 e a RD072. Na Figura 3.4, estão os gráficos EWMA de pH, Fe dissolvido e Mn total para a RD071 e a RD072. No APÊNDICE B, encontram-se os p valores do teste de normalidade Shapiro-Wilk a 5% de dados não-transformados e transformados, além dos valores de λ da normalização Box-Cox. Não foi possível normalizar os parâmetros OD e IQA_{CCME} a $\alpha = 5\%$ nas referidas estações afetadas (RD071 e RD072) e por isso foram construídos gráficos NPEWMA-SN para esses parâmetros (Figura 3.5). Os gráficos de EWMA e NPEWMA-SN dos parâmetros estudados para RD009 e RD013 encontram-se em material suplementar, nos APÊNDICES C e D. Na Tabela 3.1 encontram-se os p valores da análise RS/P para os parâmetros não normalizáveis pela transformação Box-Cox. A discussão dos resultados encontra-se no item 3.4.

Os pontos vermelhos nos gráficos EWMA e NPEWMA-SN significam que o valor amostrado está fora dos limites de controle, a linha central vermelha tracejada corresponde à média das amostras do período base (anterior ao incidente), as linhas vermelhas tracejadas acima e abaixo da linha central consistem no limite superior e inferior de controle, respectivamente. A linha pontilhada em preto marca a divisão entre o período base e o período pós-incidente. As faixas cinzas sobrepostas indicam os períodos secos, que se iniciam em abril e terminam em setembro (LIMA et al., 2019).

Figura 3.3 – Gráficos EWMA para CE em RD071(A) e RD072 (B); Turbidez em RD071 (C) e RD072 (D); *E. coli* em RD071 (E) e RD072 (F) e IQA_{NSF} em RD071 (G) e RD072 (H). z_i : valores plotados no gráfico EWMA (Equação 2.12). Os valores transformados foram normalizados pelo método Box-Cox. Os valores não transformados são os valores amostrados a partir do qual calculou-se diretamente o z_i . RD071: estação localizada no rio do Carmo. RD072: estação no rio Doce. As faixas cinzas indicam os períodos secos.

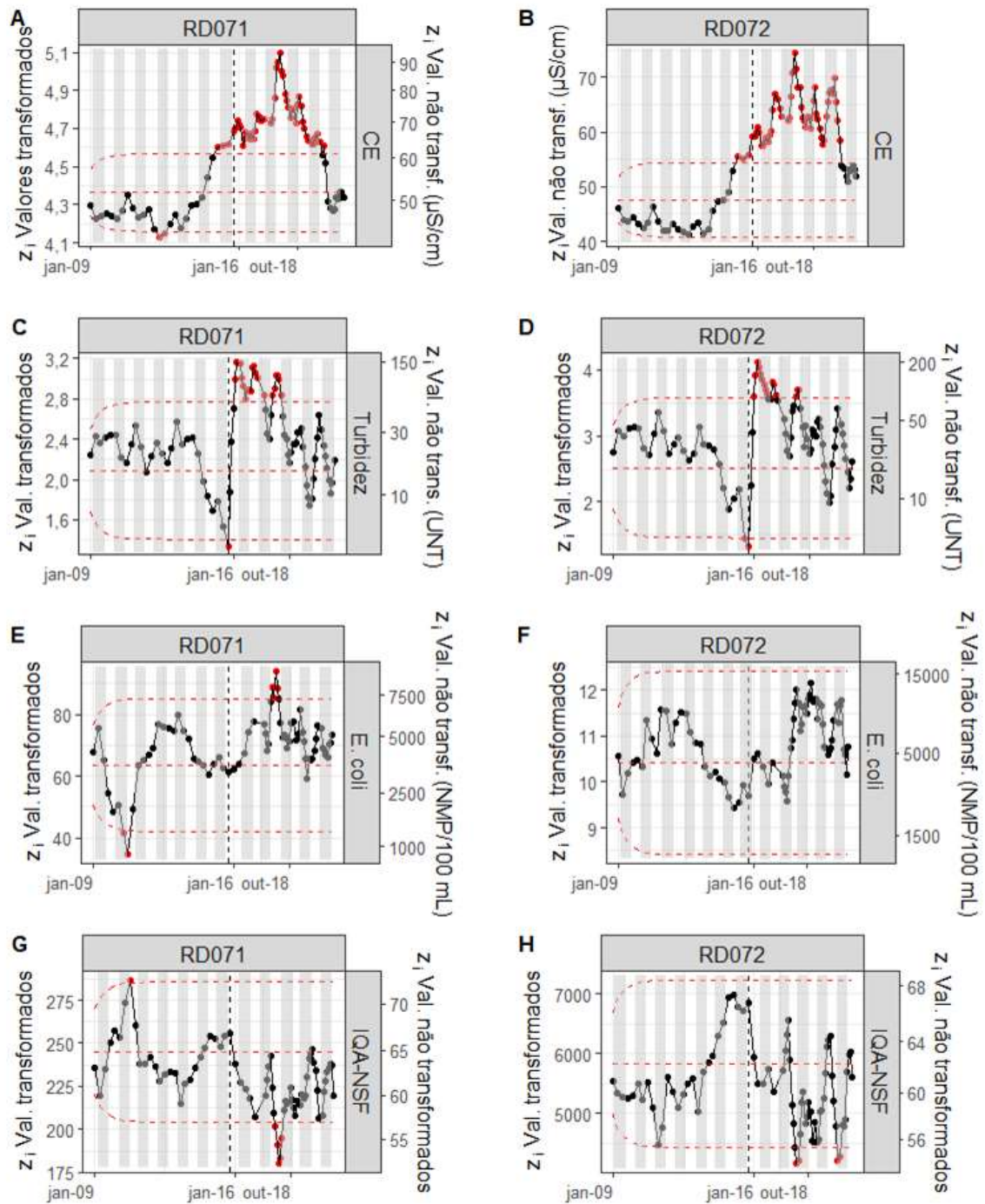


Figura 3.4 – Gráficos EWMA para pH em RD071(A) e RD072 (B); Fe dissolvido em RD071 (C) e RD072 (D) e Mn total em RD071(E) e RD072 (F). z_i : valores plotados no gráfico EWMA (Equação 2.12). Os valores transformados foram normalizados pelo método Box-Cox (Equações 3.1 e 3.2). Os valores não transformados são valores amostrados, a partir do qual calculou-se diretamente o z_i . RD071: estação localizada no rio do Carmo. RD072: estação no rio Doce. As faixas cinzas indicam os períodos secos.

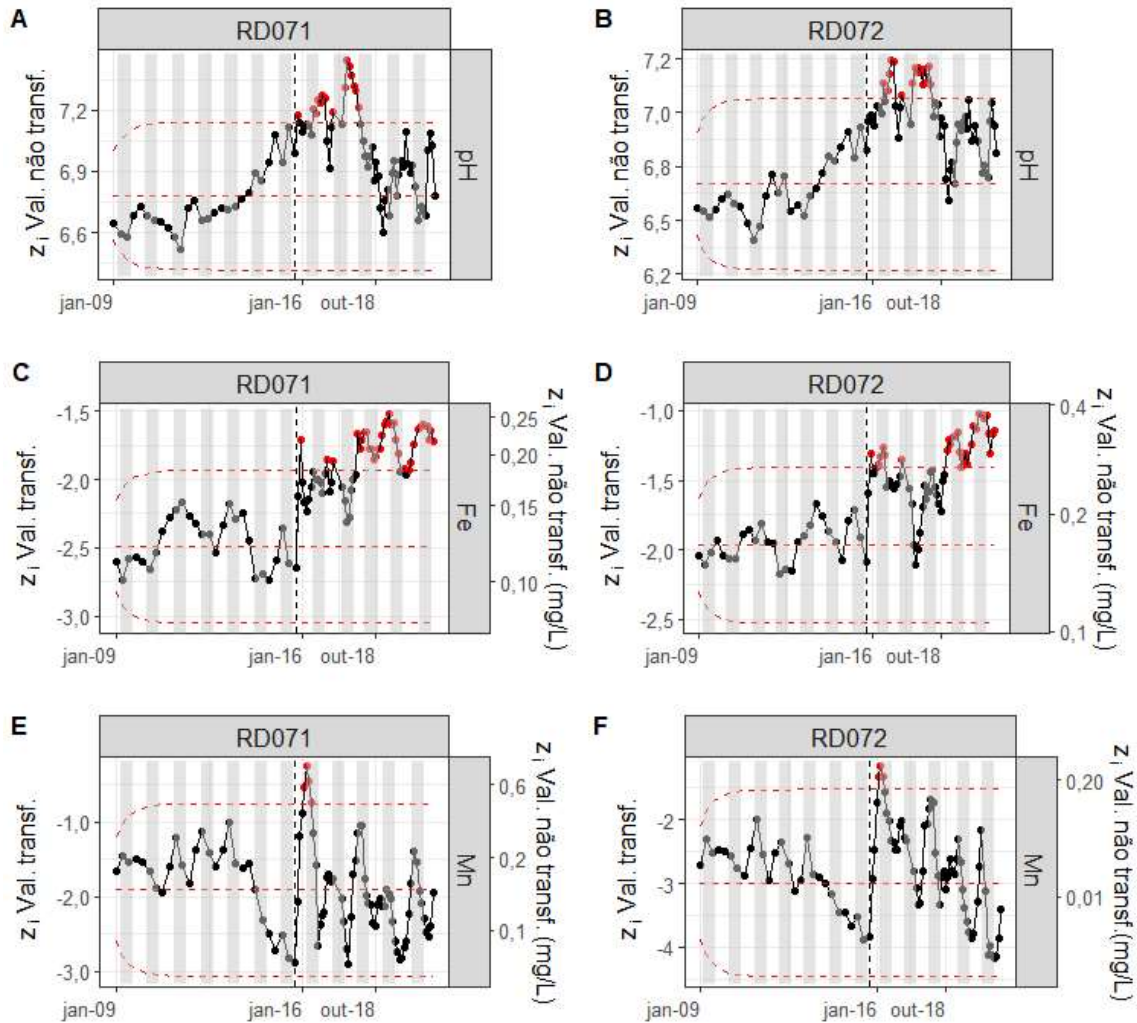


Figura 3.5 – Gráficos NPEWMA-SN para OD em RD071(A) e RD072 (B); IQA_{CCME} em RD071 (C) e RD072 (D). z_i^{SN} : valor plotado no gráfico NEPWMA-SN (Equação 3.5). RD071: estação localizada no rio do Carmo. RD072: estação no rio Doce. As faixas cinzas indicam os períodos secos.

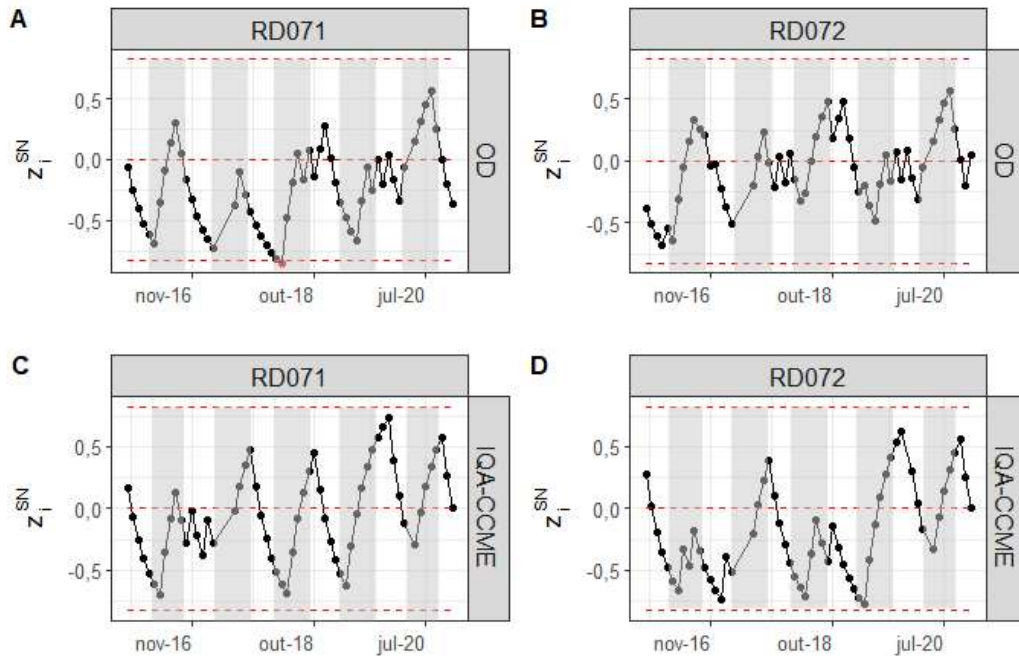


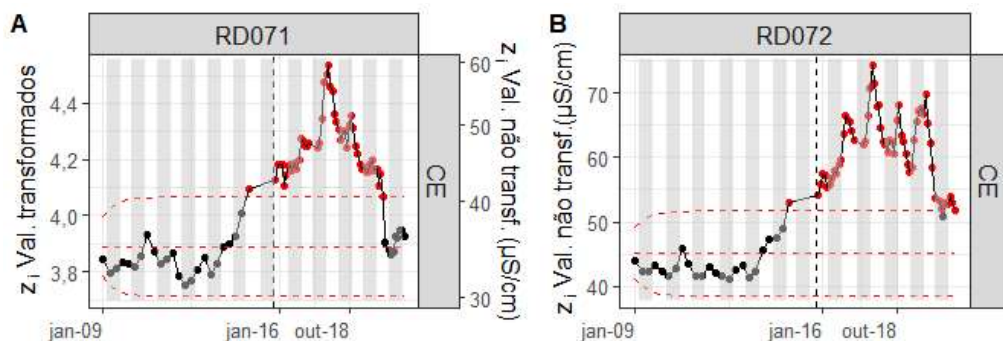
Tabela 3.1 – P valor da média da Fase 1 a partir da análise RS/P.

Estação	Parâmetro	P valor da média
RD071	OD	0,94
	IQA _{CCME}	0,07
RD072	OD	0,89
	IQA _{CCME}	0,80
RD009	Mn	0,86
RD013	Turbidez	0,76
	<i>E. coli</i>	0,26
	IQA _{NSF}	0,08
	IQA _{CCME}	0,99

A partir das análises das Figuras 3.3, 3.4 e 3.5 é possível perceber estabilidade dos parâmetros durante a Fase 1 para os parâmetros nos quais foi possível a normalização. Todos os parâmetros não normalizáveis pela transformação Box-Cox apresentaram p valor maior que o nível de significância de $\alpha = 1\%$ do teste RS/P, dessa forma, foi aceita a hipótese nula de estabilidade da média durante o período pré-rompimento.

Nos gráficos das Figuras 3.3C (turbidez na RD071), 3.3D (turbidez na RD072), 3.3E (*E. coli* na RD071) e 3.3G (IQ_{NSF} na RD072) percebe-se a ocorrência de até 2 pontos fora dos limites de controle. Tais pontos foram mantidos, uma vez que Montgomery (2019) afirma que a existência de 1 ou 2 pontos fora dos limites não produz um alargamento superficial nos limites de controle, definidos na Fase 1. Nas Figuras 3.3A e 3.3B, percebe-se um padrão anormal de CE em 2014/2015, com muitos pontos fora de controle. Isso é atribuído ao evento de seca que ocorreu no mesmo período (explicado mais detalhadamente na seção 3.4.1). Os pontos amostrados nesse período foram removidos pois são provenientes de um evento extremo que contribuiu para essa quebra de padrão. Tais pontos podem aumentar a média e o desvio-padrão da Fase 1, elevando assim os valores de LSC e LIC. Por isso, os pontos foram removidos e os novos limites foram calculados (Figura 3.6A e 3.6B).

Figura 3.6 – Gráficos EWMA com limites recalculados de acordo com as Equações 2.13 a 2.15 para CE em RD071(A) e RD072 (B). RD071: estação localizada no rio do Carmo. RD072: estação no rio Doce.



Em relação aos valores da estatística RS/P obtidos na Fase 1 para IQ_{ACCME} (metais) e OD a 1% de significância, é possível inferir que a média não se alterou durante a Fase 1. Dessa forma, os parâmetros de qualidade da água encontravam-se estáveis durante a Fase 1.

Os valores medianos, máximos dos metais componentes do IQ_{ACCME} antes e após o rompimento estão expressos na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 – Mediana, máximos e mínimos dos metais componentes do IQA_{CCME} para cada estação, separados em antes e pós-rompimento, tendo-se na última coluna os limites legais da DN COPAM/CERH-MG 1/2008.

Antes do rompimento (jan/2009-out/2015)							
	Mediana ($\mu\text{g L}^{-1}$)		Máx ($\mu\text{g L}^{-1}$)		Mín ($\mu\text{g L}^{-1}$)		DN 1/2008 ($\mu\text{g L}^{-1}$)
	RD071	RD072	RD071	RD072	RD071	RD072	
Fe	112,7	149,2	279,0	538,0	49,1	69,3	300
Mn	159,7	77,0	1654,6	1520,0	35,1	26,3	100
As	3,0	0,6	39,3	24,4	0,2	0,2	10
Cd	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	10
Pb	2,5	2,5	13,6	13,9	2,5	2,5	10
Cu	2,0	2,0	8,3	5,5	2,0	2,0	9
Cr	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	50
Hg	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	200
Ni	2,0	2,0	11,1	19,3	2,0	2,0	25
Al	50,0	50	209,0	171,0	50,0	50,0	100
IQA-CCME	91	96	100	100	51	52	-
Pós-rompimento (nov/15-dez/2020)							
Fe	210,1	212,0	645,0	581,9	69,1	64,6	300
Mn	143,3	127,0	2472,0	3675,0	4,8	8,3	100
As	2,9	1,3	7,8	11,3	0,5	0,5	10
Cd	0,3	0,3	2,4	2,5	0,3	0,3	10
Pb	2,5	2,5	54,2	42,7	2,5	2,5	10
Cu	2,0	2,0	28,4	2,0	2,0	2,0	9
Cr	20,0	20,0	84,0	51,0	2,5	20,0	50
Hg	100,0	100,0	100,0	326,0	0,0	100,0	200
Ni	2,0	2,0	29,2	19,3	2,0	2,0	25
Al	49,5	52,5	401,0	651,0	5,0	5,0	100
IQA-CCME	90	92	100	100	32	40	-

3.3.2 ÍNDICE DE CAPACIDADE DE PROCESSOS

Na Tabela 3.3, encontram-se os valores de ICP nas Fases 1 e 2 para os parâmetros da RD071 e RD072 que possuem limites expressos para a classe 2 na DN COPAM/CERH-MG 1/2008 (além do limiar de 51 para IQA_{NSF}) e que foram normalizados pela transformação Box-

Cox, sendo apresentadas as medianas dos dados não transformados. Também estão expostas as medianas do OD, o qual não foi possível a normalização (a mediana do IQA_{CCME} encontra-se na Tabela 3.2).

Tabela 3.3 – Índices de capacidade de processos e medianas dos dados não transformados nas Fases 1 e 2.

Antes do rompimento (jan/2009-out/2015)					
	RD071		RD072		DN 1/2008
	Mediana	ICP	Mediana	ICP	
Fe¹	112,7	0,70	149,2	0,41	300 ¹
Mn¹	159,7	-0,20	77,0	0,02	100 ¹
Turbidez²	15	0,45	23	0,37	100 ²
pH	6,7	1,38	6,7	1,26	6,0- 9,0
<i>E. coli</i>³	4100	-0,41	3278	-0,36	1000 ³
IQA_{NSF}	65	0,57	64	0,51	-
CE	52	-	47	-	-
OD	8,1	-	8,0	-	5 ⁴
Pós-rompimento (nov/15-dez/2020)					
Fe	210,1	0,32	212,0	0,05	300 ¹
Mn	143,3	-0,25	127,0	-0,06	100 ¹
Turbidez²	44	0,35	58	0,25	100 ²
pH	7,1	1,02	7,0	0,98	6,0- 9,0
<i>E. coli</i>³	4884	-0,64	8936,4	-0,61	1000 ³
IQA_{NSF}	59	0,57	59	0,52	-
CE	65	-	60	-	-
OD	8,0	-	8,0	-	5 ⁴

¹ µg L⁻¹; ² UNT; ³ NMP (100 mL)⁻¹; ⁴ valor mínimo recomendado em mg L⁻¹.

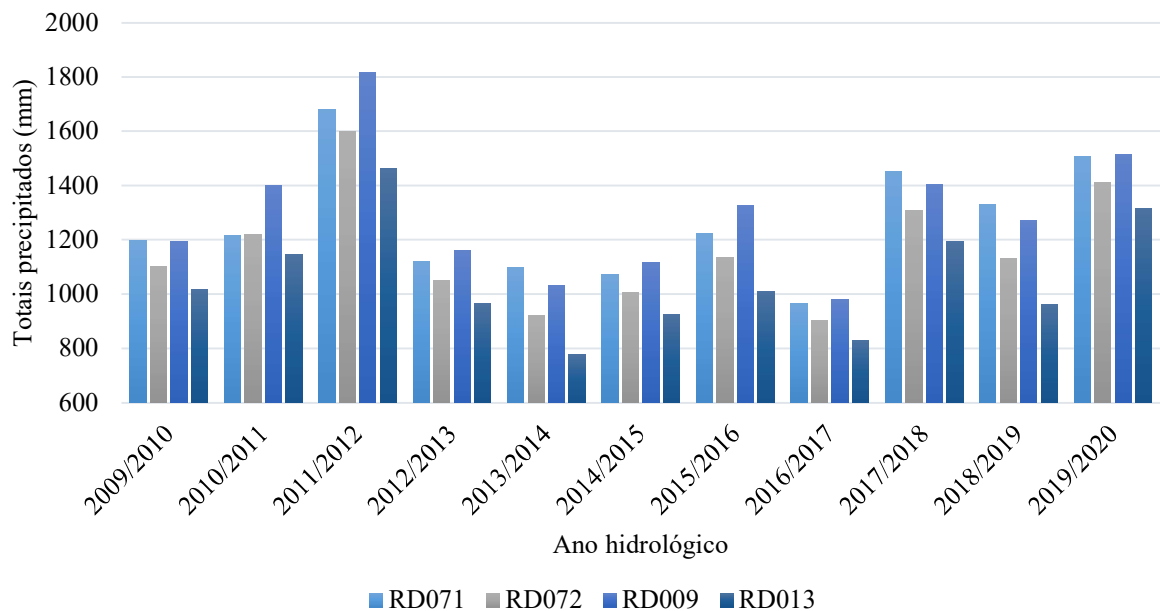
Uma vez que os ICPs para Fe, Mn, turbidez, *E. coli*, IQA_{NSF} e pH (no rio Doce, depois do incidente) apresentaram valores menores que 1, a partir da análise dos valores da Tabela 3.3 é possível perceber que tais parâmetros apresentaram valores inadequados de capacidade de processos, antes e depois do rompimento, de acordo com Ribeiro Júnior (2013). Os valores

negativos de ICP indicam que a média da distribuição está fora dos limites de especificação (Montgomery, 2019).

3.3.3 ANÁLISE DE TOTAIS PRECIPITADOS

Os totais anuais precipitados (interpolados com base nos montantes precipitados nas estações próximas, indicadas na Figura 3.1) em cada estação nos anos hidrológicos do período 2009/2010 a 2019/2020 encontram-se na Figura 3.7.

Figura 3.7 – Totais precipitados interpolados nas estações de qualidade da água para o período 2009/2010 a 2019/2020.



3.4 DISCUSSÃO

3.4.1 GRÁFICOS DE PROCESSOS

Apesar de certa estabilidade do período base, nota-se um aumento na CE entre outubro de 2014 e outubro de 2015 (Figuras 3.3A e 3.3B). Essas mudanças de padrão podem ser decorrentes de extremos hidrológicos ou de descargas de poluentes. Entretanto, percebe-se pela Figuras 3.3E e 3.3F, que os valores amostrados de concentração de *E. coli* permaneceram uniformes ou diminuídos durante esse período. Dessa maneira, essas alterações podem ser atribuídas ao evento de estiagem que ocorreu no ano hidrológico 2014/2015, o qual, segundo Lima et al. (2019), foi o maior evento de seca em 30 anos de estudo, e afetou quase todas as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos (UPGRHs) do rio Doce. Segundo o

mesmo estudo, já havia registros de reduzidos índices pluviométricos na DO1, UPGRH onde se localiza a área de estudo, durante o período de 2013/2014. A partir da Figura 3.7, é possível notar que no período de 2013/2014 a 2014/2015 os totais anuais são reduzidos em relação aos outros anos que compõem o período pré-rompimento. Isso provocou um aumento gradual da CE até a ultrapassagem dos limites de controle em janeiro de 2015.

Com a redução da disponibilidade hídrica, o aporte de turbidez, que pode estar associado ao escoamento superficial, se tornou reduzido nesse mesmo período para estas estações, enquanto que a CE, associada às formas dissolvidas de íons, aumentou devido a menor capacidade de diluição em eventos de seca.

Nota-se que, no recálculo dos limites de controle, a retirada de tais pontos produziu um estreitamento das faixas de controle, pois pontos que estavam em controle na Figura 3.3B foram reclassificados como fora de controle (Figura 3.6B). Por isso, Montgomery (2019) recomenda a utilização de poucas amostras (20-25 pontos) para a Fase 1, pois períodos base largos dão margem a manifestação de causas especiais, que provocam alargamento dos limites de controle.

A partir da análise das Figuras 3.6A e 3.6B, nota-se uma permanência de CE acima do padrão normal de oscilação, com vários pontos em sequência acima dos limites de controle desde o período 2014/2015 até os períodos seco de 2020 na RD071 e chuvoso de 2020/2021 na RD072. Logo após o rompimento da barragem, encontraram-se valores de CE acima de valores históricos (CPRM, 2015), entretanto não é possível afirmar que os níveis de CE estejam, em termos estatísticos, significativamente elevados até o período chuvoso de 2020/2021 devido ao escoamento do material da barragem depositado em canais e planícies dos corpos hídricos juntamente com a chuva, pois o mesmo padrão é observado nas estações controle, localizadas no rio do Carmo e rio Piranga (RD009 e RD013, respectivamente, no APÊNDICE C).

Para turbidez e OD, nas Figuras 3.3C, 3.3D, 3.5A e 3.5B, é possível observar que os gráficos EWMA, e seu equivalente não paramétrico, NPEWMA-SN, são pouco sensíveis à valores extremos repentinos, pois, apesar de trabalhos indicarem picos de turbidez e reduções expressivas de OD na região de estudo acima de valores históricos dias após o incidente (CPRM, 2015; IGAM, 2016; SEGURA et al., 2016), os valores superaram os limites de controle somente em fevereiro de 2016 para a RD071 e janeiro de 2016 para RD072 para turbidez, e não foram observados valores inferiores ao limite de controle para OD nesse mesmo período, provavelmente por que os valores de OD se estabilizaram rapidamente. Os gráficos EWMA e

sua versão não paramétrica (NPEWMA-SN), diferentemente dos gráficos Shewart, têm uma tendência de suavizar os *outliers*, já que cada ponto plotado carrega informação de pontos amostrados anteriormente. Essa característica é vantajosa quando se almeja analisar o padrão geral dos parâmetros de qualidade da água, excluindo-se a atuação de fontes que produzem alterações pouco persistentes (*outliers*), como por exemplo erros pontuais de amostragem.

Pela análise da Figura 3.4 (C e D), é possível notar uma ruptura com o padrão de oscilação das concentrações de Fe logo após o rompimento da barragem, para ambas as estações em estudo, com alguns pontos fora de controle, porém com muitos pontos ainda dentro dos limites de controle. Durante esse período, os valores de pH também se mantiveram superiores ao padrão normal de oscilação (Figuras 3.4A e 3.4B) com vários pontos acima dos limites de controle. Hatje et al. (2017) também encontraram valores de pH acima de valores históricos para a área estudada no pós-rompimento da barragem do Fundão. Dessa forma, e dado que na estação controle (RD009, APÊNDICE C) o gráfico EWMA indica valores estáveis, os valores de pH elevados no rio do Carmo podem ser atribuídos ao rompimento da barragem. No rio Doce (RD072), o pH se encontrou elevado, parte devido ao impacto do rompimento, parte devido à confluência com o Piranga (APÊNDICE C). Segundo Baggio, Horn (2011), a solubilidade do Fe dissolvido se reduz com o aumento do pH. Com isso, o aumento do pH pode ter auxiliado na redução da concentração de Fe nesse período, o que fez com que alguns pontos estivessem *in control* (dentro dos limites de controle).

Posteriormente, no período seco de 2018, os valores de pH se reduziram e voltaram a oscilar, na maioria das vezes, dentro dos limites de controle estabelecidos de acordo com o período pré-rompimento da barragem. A partir desse ponto, o gráfico EWMA indica uma fuga persistente dos padrões normais de oscilação de Fe dissolvido acima dos limites de controle até dezembro de 2020. Padrão similar, porém, mais atrasado, foi notado para a RD072, possivelmente devido a diluição provocada pela confluência com o rio Piranga. Na estação não afetada do rio do Carmo (RD009) também foram observados pontos fora de controle em sequência (APÊNDICE D). Entretanto, essa sequência somente se inicia no período chuvoso de 2018/2019. Dessa forma, desde o rompimento até 2019, as concentrações de Fe encontraram-se fora de controle devido ao efeito do material depositado em canais e planícies dos corpos d'água impactados. Segundo Schaefer et al. (2015), os tecnossolos, compostos pelo material da barragem depositado na bacia, possuem pouca estruturação e são facilmente propensos a erosão, o que produz aumento dos parâmetros de qualidade da água durante eventos de precipitação.

O padrão exibido no rio do Carmo (RD009 e RD071) para Fe está de acordo com Santana et al. (2021), que, comparando os níveis de Fe no rio do Carmo em estações afetadas e estações não-afetadas, inferiram que a qualidade da água era semelhante estatisticamente. Além da estabilização da concentração de Fe, para Santana et al. (2021) a turbidez também apresentou o mesmo padrão. Os autores atribuem essa melhora à implantação de medidas de conservação na bacia implantadas pela Fundação Renova, com início em abril de 2017 (RENOVA, 2018).

No presente trabalho, também se percebeu uma melhora da turbidez, desde o período seco de 2018. Entretanto, ressalta-se que os níveis de Fe no rio do Carmo e Doce (RD071 e RD072), apesar de estarem similares aos níveis encontrados em estações não afetadas (RD009), ainda encontram-se oscilando acima dos limites de controle desde o período seco de 2019, tanto para estações afetadas (Figuras 3.4C e 3.4D) quanto para a estação não-afetada no rio do Carmo (APÊNDICE D), o que indica que essa instabilidade não pode ser atribuída somente ao rompimento da barragem, mas também a outras atividades poluidoras realizadas a montante, com ênfase em atividades de mineração.

A partir da análise da Figura 3.4 (E e F), após um pico de Mn no período chuvoso de 2015/2016, um dos principais componentes do rejeito (CPRM, 2015; QUEIROZ et al. 2018), é possível observar um retorno aos níveis normais desde o período de estiagem de 2016 até atualmente. Tais resultados estão de acordo com Richard et al. (2020), que analisando todos os trechos da bacia do rio Doce afetados pelo rompimento até 2017, não observaram mudanças estatisticamente significativas de concentração desde o período seco de 2016 até o período de estiagem de 2018. É possível afirmar que, em relação ao comportamento observado na estação do Rio Doce (RD072), mesmo com uma mediana de valores elevada para o período pós rompimento em relação ao anterior (Tabela 3.2), os valores de Mn permaneceram estáveis até o fim de 2020.

A bacia do rio Doce apresenta uma alta poluição por esgotos sanitários indicada pela alta carga de *E. coli* (SERRANO et al., 2020). Entretanto, a partir das análises das Figuras 3.3E e 3.3F, dado que a concentração desse parâmetro manteve-se oscilando a níveis estatisticamente comparáveis com níveis anteriores a maioria do tempo, não é possível atribuir diretamente as anomalias dos parâmetros CE e Fe ao despejo de efluentes sanitários.

Parte do aumento da média de CE no período pós-rompimento, e de outros parâmetros, se deve provavelmente aos índices pluviométricos desse período. Na Figura 3.7, observou-se

que em 2016/2017, novamente foram registrados baixos totais precipitados anuais, por vezes menores que os registrados de 2013 a 2015. Isso ocasionou uma série de picos de CE no rio do Carmo (Figura 3.6A e APÊNDICE C), rio Doce (Figura 3.6B) e rio Piranga (APÊNDICE C) no início do período chuvoso de 2017. No mesmo período, também foram observados aumentos acima do limite de controle para pH no rio Piranga (APÊNDICE C), além dos rios do Carmo (Figuras 3.4A) e Doce (3.4B). Os níveis de OD também se encontraram abaixo do limite de controle na estação do Piranga (APÊNDICE C) e no rio do Carmo (Figura 3.5A). Esses fatores refletiram no IQA_{NSF} , que apresentou valores abaixo do LIC no mesmo período na RD071 e RD072 (Figuras 3.3G e 3.3H).

Ressalta-se que, como os gráficos de EWMA e NPEWMA-SN são médias móveis ponderadas que carregam informação de uma longa sequência temporal, é esperado que os pontos plotados apresentem uma resposta atrasada em relação a ocorrência de algum fator que altere o padrão dos dados de qualidade da água. No presente trabalho, mesmo que os reduzidos níveis pluviométricos tenham ocorrido no período 2016/2017, as alterações na qualidade da água foram identificadas somente no início do ano hidrológico de 2017/2018.

Com relação aos metais que compõem o índice IQA_{CCME} , a partir da análise da Tabela 3.2, é possível notar um aumento da mediana de Fe dissolvido (aumento de 86% para RD071 e 42% para RD072) em ambas as estações após o rompimento da barragem do Fundão. Além disso, as máximas concentrações observadas na Tabela 3.2 para Pb, Cr, Ni e Al para a RD071 e Pb, Cr, Hg, Ni e Al para a RD072 estão relacionadas ao aumento repentino da concentração dos metais durante a passagem da lama (em grande parte devido a ressuspensão de material depositado durante anos de exploração mineral), e nos meses que se seguiram próximos ao evento, de tal modo que o valor de IQA_{CCME} se reduziu a valores mínimos, chegando a 32 na RD071 e 40 na RD072. Entretanto, nas Figuras 3.5C e 3.5D, esses decaimentos repentinos não são observados devido à característica dos gráficos EWMA e NPEWMA-SN descrita anteriormente.

Segundo Silva et al. (2018), os sedimentos da barragem de rejeitos eram compostos por Fe, Mn, As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn. Entretanto, de acordo com estudo de Maia (2017), dentre esses elementos, os sedimentos do rio Piranga, não afetado pelo rompimento, apresentaram teores mais elevados de Co, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em comparação com os rios do Carmo e Doce. Já, os sedimentos dos rios do Carmo e Doce em regiões afetadas apresentaram

teores mais elevados de Cd e Fe, além de Hg, em comparação com o Rio Piranga (MAIA, 2017).

De acordo com de Vicq et al. (2015), concentrações anômalas de As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn detectadas em vários riachos a jusante de áreas de mineração, espalhados pela região do quadrilátero ferrífero, geralmente demonstram uma interferência antropogênica. Além disso, Hatje et al. (2017) afirmam que devido as características geológicas, naturalmente rica em Mn, Fe e As, além das atividades minerárias, esperam-se aumentos repentinos desses elementos na região. Tal afirmativa explica os valores máximos acima da DN COPAM/CERH-MG 1/2008 encontrados de Fe, Mn, As, Pb e Al, mesmo antes do rompimento (Tabela 3.2).

Silva et al. (2018) estudando a concentração de metais e As em sedimentos ao longo do rio do Carmo antes e depois do rompimento, encontraram valores de As, Cr e Ni acima do nível permitido pela resolução CONAMA 454/2012 (BRASIL, 2012). Entretanto, os autores afirmam que esses elementos já estavam depositados no leito do rio antes da chegada da lama. Segundo o estudo, com a passagem da lama, a mesma foi misturada com o material de fundo, rico em elementos traço, formando assim uma camada de rejeito com uma concentração aumentada desses elementos (SILVA et al., 2018).

Quanto ao fracionamento dos sedimentos antes e depois do rompimento, Silva et al. (2018) ressaltam que, apesar da deposição da lama não ter mudado a composição dos sedimentos, os mesmos apresentaram um aumento na fração disponível dos elementos Cd, Cu, Ni, Co, Cr, Pb, Zn e As após a deposição do rejeito, ou seja, após o rompimento, os elementos podem ser mais facilmente remobilizados para a água.

Maia (2017) resalta que a maioria das frações dos metais componentes da lama (com exceção do Mn, dentre os metais estudados) são encontradas em estruturas cristalinas de constituintes não silicatados dos minerais primários e secundários e aos óxidos de Fe e Al bem cristalizados. Os resultados de Silva et al. (2018) estão em concordância o obtido por Maia (2017): com exceção do Cd, Silva et al. (2018) ressaltam que a maioria dos elementos traço encontram-se na fração residual do sedimento.

Porém, Maia (2017) resalta que a taxa de liberação desses elementos é muito baixa, somente acelerada em condições anóxicas ou hipóxicas, que não foram verificadas no presente estudo pois no pós-rompimento, a mediana de OD foi de aproximadamente 8,0 mg L⁻¹ em

ambas as estações, ademais percebe-se uma oscilação dentro dos limites de controle para ambas as estações (Figura 3.5A e 3.5B).

Apesar do possível aumento da mobilidade dos elementos para água verificado por Silva et al. (2018) em pontos de monitoramentos próximos a RD071, não foi verificado um aumento estatisticamente significativo do IQ_{ACCME} em relação ao período pré-incidente, mesmo em curtos períodos de tempo (Figura 3.5C e 3.5D, não há pontos fora de controle).

3.4.2 ÍNDICE DE CAPACIDADE DE PROCESSOS

A partir da análise da Tabela 3.3, é possível notar que a área de estudo já estava degradada antes do incidente, dado que os valores de ICP calculados para o período anterior ao evento são inadequados (possuem valores menor que 1), ou seja, os parâmetros já alcançavam frequentemente valores acima da DN COPAM/CERH-MG 1/2008.

Com relação a turbidez, segundo Santana et al. (2021), a bacia já apresenta alta turbidez natural sem considerar a influência do rejeito, da ordem de 200 UNT no período seco (OLIVEIRA et al., 2018), sendo o valor máximo permitido para a classe 2 de 100 UNT.

A poluição por esgotos sanitários produz cargas de *E. coli* incompatíveis com o enquadramento da classe 2 da DN COPAM/CERH-MG 1/2008, como obtido por Serrano et al. (2020) em locais não afetados por rompimentos de barragens. Observando as Figuras 3.4G e 3.4H percebe-se que o padrão de oscilação do IQ_{NSF} é muito similar ao da *E. coli* nas estações estudadas. Dessa forma, os valores altos de turbidez e principalmente de *E. coli* produzem baixos valores de IQ_{NSF} , por vezes classificado como ruim ou péssimo, assim como obtido por Oliveira (2017) a partir da análise da variação do IQ_{NSF} na bacia do rio Doce.

Em resumo, as atividades minerárias desenvolvidas, as características litológicas da região e a existência de fontes de poluição pontuais e difusas já produziam concentrações incompatíveis para Fe, Mn, turbidez e *E. coli*.

Com o pós-rompimento, há um aumento das concentrações medianas de Fe dissolvido (de 86% para a estação localizada no rio do Carmo e 42% para a localizada no rio Doce), Mn total (65% no rio Doce), pH (6% e 4% nos rios do Carmo e Doce, respectivamente), turbidez (194% e 151%, respectivamente) nas estações. Na estação do rio do Carmo, ocorreu uma

redução de 10% da mediana de Mn total no período pós-incidente. A concentração mediana de *E. coli* aumentou 19% para o monitoramento no rio do Carmo e 173% no rio Doce.

Os ICPs calculados pós-rompimento da barragem indicam que a situação se agravou depois do evento para todos os parâmetros. Os parâmetros com menor valor de ICP, antes e depois do rompimento, são o Mn e a *E. coli*.

Ressaltasse, entretanto, que no emprego dos ICP para calcular a capacidade de atendimento à norma dos parâmetros de qualidade da água, há duas questões importantes. Segundo Von Sperling, Verbyla, Oliveira (2020), a qualidade de efluentes de estações de tratamento de água ou esgoto tem alta variabilidade quando comparada a processos industriais devido à dificuldade ou impossibilidade de controle do processo a partir de variáveis manipulatórias, ademais as características do afluente (que, analogicamente ao processo industrial, seria o equivalente a matéria prima) são impossíveis de serem manipuladas. O mesmo se estende ao processo de avaliação da qualidade da água de corpos hídricos. Esses fatores provocam aumento do desvio-padrão, o que causa redução do valor do ICP. A segunda questão reside na subestimativa do valores de capacidade que os índices C_{PS} (Equação 2.17), C_{PI} (Equação 2.18) e C_{PK} (Equação 2.19) produzem para processo que não são centrados no valor alvo localizado no ponto médio entre os limites inferior e superior de especificação (que seria exatamente a 3 desvios-padrões do limite inferior ou do superior, Figura 2.5). Processos ambientais podem naturalmente não ser centrados nessa região, embora ainda possam ser considerados capazes.

O desempenho dos parâmetros é descrito mais detalhadamente no item 3.4.1. A partir dos resultados para o Fe, dado que a variação do índice foi mínima no pós-evento, e dado o padrão bastante distinto de oscilação no pós-rompimento (Figuras 3.4C e 3.4D), ressalta-se que o ICP não é muito sensível a pequenas e médias alterações do padrão de qualidade da água, sendo, portanto, um bom indicador do *status* mais geral de poluição e do enquadramento do rio às legislações pertinentes.

3.5 CONCLUSÃO

Apesar de suas limitações, como dificuldades em indicar quais causas especiais produzem episódios de poluição, as ferramentas de controle estatístico, desde que bem caracterizadas as incertezas da análise, podem ser utilizadas para diagnosticar a variação da qualidade da água, principalmente em incidentes extremos, como no caso do rompimento da

barragem do Fundão. Em tais situações, desde que utilizando-se de um período de referência, o gráfico de controle de processos permite inferir sobre a permanência dos impactos dos extremos de poluição no corpo hídrico, podendo ser utilizado no monitoramento rotineiro da qualidade da água nesses eventos. Dada a alta variabilidade dos parâmetros de qualidade da água, recomenda-se a utilização de gráficos de controle que carregam a informações de uma longa sequência de amostragem, como por exemplo os gráficos tipo EWMA.

Os gráficos de controle indicaram que desde o rompimento (em novembro de 2015) até 2019, as concentrações de Fe encontraram-se fora de controle nas estações monitoradas do rio do Carmo e Doce provavelmente devido ao efeito do material depositado em canais e planícies dos corpos d'água impactados. De 2019 até dezembro de 2020, apesar dos níveis de Fe dissolvido estarem estatisticamente semelhantes à estação não afetada no rio do Carmo, os mesmos ainda não se encontravam dentro dos padrões normais de oscilação pré-evento. Assim como o Fe, os valores de CE até dezembro de 2020 ainda não se localizavam dentro dos níveis habituais estabelecidos durante o pré-evento, entretanto, similarmente ao Fe, o mesmo padrão foi detectado em regiões não afetadas pelo rompimento. Dessa forma, tais alterações não podem ser atribuídas unicamente à influência do rejeito.

Com relação à turbidez, os gráficos EWMA indicaram retorno aos níveis de oscilação pré-evento desde o período seco de 2018. Para o Mn total, evidencia-se retorno aos níveis normais desde o período de estiagem de 2016 até atualmente. Com relação ao IQACCME composto por metais, não foi verificado um aumento estatisticamente significativo do mesmo em relação ao período pré-incidente, mesmo em curtos períodos de tempo, pois não há pontos fora de controle.

Os ICPs calculados pós-rompimento da barragem indicam que a situação se agravou depois do evento para todos os parâmetros. Os parâmetros com menor valor de ICP, antes e depois do rompimento, são o Mn e a *E. coli*. Ressalta-se que mesmo que os gráficos de processos indicam um retorno ao níveis pré-evento, o ICP por vezes negativo para Mn representa valores bastante elevados, mesmo antes do rompimento.

Ressalta-se que o ICP não é muito sensível a pequenas e médias alterações do padrão de qualidade da água, sendo, portanto, um bom indicador do *status* geral de poluição e do enquadramento do rio às legislações pertinentes.

3.6 REFERÊNCIAS

ANA. **Relatório de Segurança de Barragens**. Brasília: ANA, 2020.

BOWKER, L. N.; CHAMBERS, D. M. **The Risk Public Liability & Economics of Tailings Facility Failures The RISK , PUBLIC LIABILITY , & ECONOMICS of TAILINGS STORAGE FACILITY FAILURES**. [S. l.: s. n.], 2017. Disponível em: https://earthworks.org/cms/assets/uploads/archive/files/pubs-others/BowkerChambers-RiskPublicLiability_EconomicsOfTailingsStorageFacility Failures-23Jul15.pdf. Acesso em: 25 ago. 2021

BOX, G. E. P.; COX, D. R. An Analysis of Transformations. **Journal of the Royal Statistical Society**, vol. 26, No. 2., p. 211-252, 1964.

BRASIL. **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 454, DE 1º DE NOVEMBRO DE 2012**. Brasil: Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional, 2012.

CHAKRABORTI, S.; GRAHAM, M. A. Nonparametric (distribution-free) control charts: An updated overview and some results. **Quality Engineering**, vol. 31, no. 4, p. 523–544, 2019. DOI 10.1080/08982112.2018.1549330.

CHONG, Z. L.; MUKHERJEE, A.; KHOO, M. B. C. Some simplified Shewhart-type distribution-free joint monitoring schemes and its application in monitoring drinking water turbidity. **Quality Engineering**, vol. 32, no. 1, p. 91–110, 2029. DOI 10.1080/08982112.2019.1578974.

COSTA, A. T.; NALINI, H. A.; CASTRO, P. de T. A.; LENA, J. C. de; MORGENSTERN, P.; FRIESE, K. Sediment contamination in floodplains and alluvial terraces as an historical record of gold exploitation in the Carmo River basin, Southeast Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. **Acta Hydrochimica et Hydrobiologica**, vol. 34, no. 3, p. 245–256, 2006. <https://doi.org/10.1002/aheh.200400625>.

CPRM. **Monitoramento Especial da bacia do Rio Doce**. Belo Horizonte: CPRM, 2015.

DE VICQ, R.; MATSCHULLAT, J.; LEITE, M. G. P.; NALINI JUNIOR, H. A.; MENDONÇA, F. P. C. Iron Quadrangle stream sediments, Brazil: geochemical maps and reference values. **Environmental Earth Sciences**, vol. 74, no. 5, p. 4407–4417, 2015. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4508-2>.

GARCIA, L. C.; RIBEIRO, D. B.; ROQUE, F. O.; OCHOA-QUINTERO, J. M.; LAURANCE, W. F. Brazil's worst mining disaster: Corporations must be compelled to pay the actual environmental costs: Corporations. **Ecological Applications**, vol. 27, no. 1, p. 5–9, 2017. <https://doi.org/10.1002/eap.1461>.

GRAHAM, M. A.; CHAKRABORTI, S.; HUMAN, S. W. A nonparametric EWMA sign chart for location based on individual measurements. **Quality Engineering**, vol. 23, no. 3, p. 227–241, 2011. <https://doi.org/10.1080/08982112.2011.575745>.

GRIMALT, J. O.; FERRER, M.; MACPHERSON, E. The mine tailing accident in Aznalcollar. **Science of the Total Environment**, vol. 242, no. 1–3, p. 3–11, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00372-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00372-1).

HATJE, V.; PEDREIRA, R. M. A.; DE REZENDE, C. E.; SCHETTINI, C. A. F.; DE SOUZA, G. C.; MARIN, D. C.; HACKSPACHER, P. C. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. **Scientific Reports**, vol. 7, no. 1, p. 1–13, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11143-x>.

HENNING, E.; WALTER, O.; SOUZA, N. S. de; SAMOHYL, R. Um Estudo para a Aplicação de Gráficos de Controle Estatístico de Processo em Indicadores de Qualidade da Água Potável. **Sistemas & Gestão**, vol. 9, no. 1, p. 2–13, 2014. <https://doi.org/10.7177/sg.2014.v9.n1.a1>.

HYNDMAN, R.J; KHANDAKAR, Y. Automatic time series forecasting: the forecast package for R. **Journal of Statistical Software**, vol. 26, no. 3, p. 1–22, 2008. Disponível em: <https://www.jstatsoft.org/article/view/v027i03>. Acesso em: 25 ago. 2021.

HYNDMAN, R; ATHANASOPOULOS, G; BERGMEIR, C; CACERES, G; CHHAY, L; O'HARA-WILD, M; PETROPOULOS, F; RAZBASH, S; WANG, E; YASMEEN, F. **forecast: Forecasting functions for time series and linear models**. R package version 8.15. 2021. Disponível em: <https://pkg.robjhyndman.com/forecast>. Acesso em: 25 ago. 2021.

IGAM. **Encarte especial sobre a qualidade das águas do rio doce após 1 ano do rompimento de barragem de fundão - 2015/2016**. Belo Horizonte: IGAM, 2016.

KOPPE, J. C. Lessons Learned from the Two Major Tailings Dam Accidents in Brazil. **Mine Water and the Environment**, vol. 40, no. 1, p. 166–173, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10230-020-00722-6>.

LUME, Ecoplan. **Bacia Hidrográfica Do Rio Doce E Planos Hídricos No Âmbito Da Bacia Do Rio Doce Volume I Relatório Final**. [S. l.: s. n.], 2010.

MACKLIN, M. G.; BREWER, P. A.; BALTEANU, D.; COULTHARD, T. J.; DRIGA, B.; HOWARD, A. J.; ZAHARIA, S. The long term fate and environmental significance of contaminant metals released by the January and March 2000 mining tailings dam failures in Maramureş County, upper Tisa Basin, Romania. **Applied Geochemistry**, vol. 18, no. 2, p. 241–257, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00123-3](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00123-3).

MAIA, F. F. **ELEMENTOS TRAÇOS EM SEDIMENTOS E QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS AFETADOS PELO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE FUNDÃO, EM MARIANA, MG**. 2017. Dissertação (Mestrado em Solo e Nutrição de Plantas) – Departamento de Solo, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2017.

OLÍAS, M.; CERÓN, J. C.; MORAL, F.; RUIZ, F. Water quality of the Guadamar River after the Aznalcóllar spill (SW Spain). **Chemosphere**, vol. 62, no. 2, p. 213–225, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.05.015>.

OLIVEIRA, A. M. **DESENVOLVIMENTO DE ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA COM NÚMERO REDUZIDO DE PARÂMETROS**. 2017. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2017.

PRUSKI, F.F.; PEREIRA, S.B; NOVAES, L.F.; SILVA, D.D.; RAMOS, M.M. Precipitação média anual e vazão específica média de longa duração, na Bacia do São Francisco. **Rev Bras Eng Agrí Ambient**, vol. 8, p. 247-253, 2004.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. 2021. **R Foundation for Statistical Computing**. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

RENOVA. **RELATÓRIO ANUAL DE ATIVIDADES**. Belo Horizonte: Renova, 2018.

SANUSI, R. A.; CHONG, Z. L.; MUKHERJEE, A.; XIE, M. Distribution-free hybrid schemes for process surveillance with application in monitoring chlorine content of water. **Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems**, vol. 206, no. April, p. 104099, 2020. DOI 10.1016/j.chemolab.2020.104099.

SCHAEFER, C. E. G. R.; SANTOS, E. E.; SOUZA, C. M.; DAMATO NETO, J.; FERNANDES FILHO, E. I.; DELPUPO, C. Cenário histórico, quadro fisiográfico e estratégias

para recuperação ambiental de Tecossolos nas áreas afetadas pelo rompimento da barragem do Fundão, Mariana, MG. **Arquivos do Museu de História Natural e Jardim Botânico da UFMG**, vol. 24, no. 1–2, p. 105–135, 2015. Disponível em: <https://seer.ufmg.br/index.php/mhnpj/article/view/11332/8524>. Acesso em: 25 ago. 2021

SCRUCCA, L. qcc: an R package for quality control charting and statistical process control. **R News**, vol. 4, no. 1, p. 11–17, 2004. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/qcc/qcc.pdf>.

SERRANO, L. de O.; BORGES, A. C.; PRUSKI, F. F.; DE MELO, M. C. A new approach to use load duration curves to evaluate water quality: A study in the Doce River Basin, Brazil. **Water (Switzerland)**, vol. 12, no. 3, p. 1–21, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12030811>.

SHAADAN, N.; JEMAIN, A. A.; DENI, S. M. Investigating the capability of a control chart based on functional data for daily PM10 monitoring. **AIP Conference Proceedings**, vol. 1643, p. 58–64, 2015. <https://doi.org/10.1063/1.4907425>.

SILVA, D. de C.; BELLATO, C. R.; MARQUES NETO, J. de O.; FONTES, M. P. F. TRACE ELEMENTS IN RIVER WATERS AND SEDIMENTS BEFORE AND AFTER A MINING DAM BREACH (BENTO RODRIGUES, BRAZIL). **Química Nova**, vol. 41, no. 8, p. 857–866, 2018.

TAFFARELLO, D.; BITTAR, M.S.; SASS, K.S., CALIJURI, M.C.; CUNHA, D.G.F.; MENDIONDO, E.M. Ecosystem service valuation method through grey water footprint in partially-monitored subtropical watersheds. **Science of the Total Environment**, vol. 738, p. 139408, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139408>

THOMPSON, F.; DE OLIVEIRA, B. C.; CORDEIRO, M. C.; MASI, B. P.; RANGEL, T. P.; PAZ, P.; FREITAS, T.; LOPES, G.; SILVA, B. S.; CABRAL, A. S.; SOARES, M.; LACERDA, D.; VERGILIO, C. dos S.; LOPES-FERREIRA, M.; LIMA, C.; THOMPSON, C.; DE REZENDE, C. E. Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. **Science of the Total Environment**, vol. 705, p. 1–6, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135914>.

UNESCO. **The United Nations World Water Development Report**. Paris: UNESCO, 2015.

VERGILIO, C. dos S.; LACERDA, D.; OLIVEIRA, B. C. V. de; SARTORI, E.; CAMPOS, G.

M.; PEREIRA, A. L. de S.; AGUIAR, D. B.de; SOUZA, T. da S.; ALMEIDA, M. G. de; THOMPSON, F.; REZENDE, C. E. de. Metal concentrations and biological effects from one of the largest mining disasters in the world (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). **Scientific Reports**, vol. 10, no. 1, p. 1–12, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62700-w>.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. New York, USA: Springer-Verlag, 2016. <https://ggplot2.tidyverse.org>. ISBN 978-3-319-24277-4

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES

As ferramentas de controle de processos são ainda pouco empregadas no monitoramento ambiental da qualidade da água e efluentes devido ao desconhecimento do seu potencial e dificuldades na análise. Entretanto, no presente trabalho demonstrou-se ser possível sua aplicação quando se deseja estudar o impacto ambiental de um fenômeno extremo na avaliação da qualidade da água de rios por meio da comparação com um período base.

Dentre um dos obstáculos na análise, destaca-se a dificuldade em normalizar a base de dados, além da ocorrência de dados autocorrelacionados. Nos casos em que não for possível a normalização da base de dados, recomenda-se a utilização da estatística RS/P e os gráficos NPEWMA-SN para o monitoramento da qualidade da água. Quando a autocorrelação ocorre, recomenda-se a modelagem da estrutura correlacional a partir de um modelo autorregressivo integrado de médias móveis (ARIMA).

Apesar de alguns trabalhos recentes de aplicação do CEP na qualidade da água, ainda são necessários mais estudo. Assim, recomenda-se que trabalhos futuros possam estudar os seguintes aspectos, como forma de facilitar sua aplicação:

- Emprego de metodologias que permitam determinar o ICP mesmo em condições de não-normalidade.
- Sendo a avaliação da qualidade da água um fenômeno multivariado, recomenda-se estudar a aplicação do CEP utilizando gráficos de controles e ICPs multivariados.
- Emprego das ferramentas CEP considerando a sazonalidade dos dados ambientais.
- Recomenda-se estudar as possibilidades de aplicação conjunta das ferramentas CEP com outras ferramentas de análise estatísticas já consolidadas para análise de qualidade da água, tais como teste de hipóteses e análise multivariadas.
- Aplicação das ferramentas CEP para cargas poluidoras em detrimento de concentração, pois, dessa forma, as influências das vazões na diluição de poluentes podem ser levadas em consideração na análise.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Rotina para cálculo do gráfico NPEWMA-SN.

```

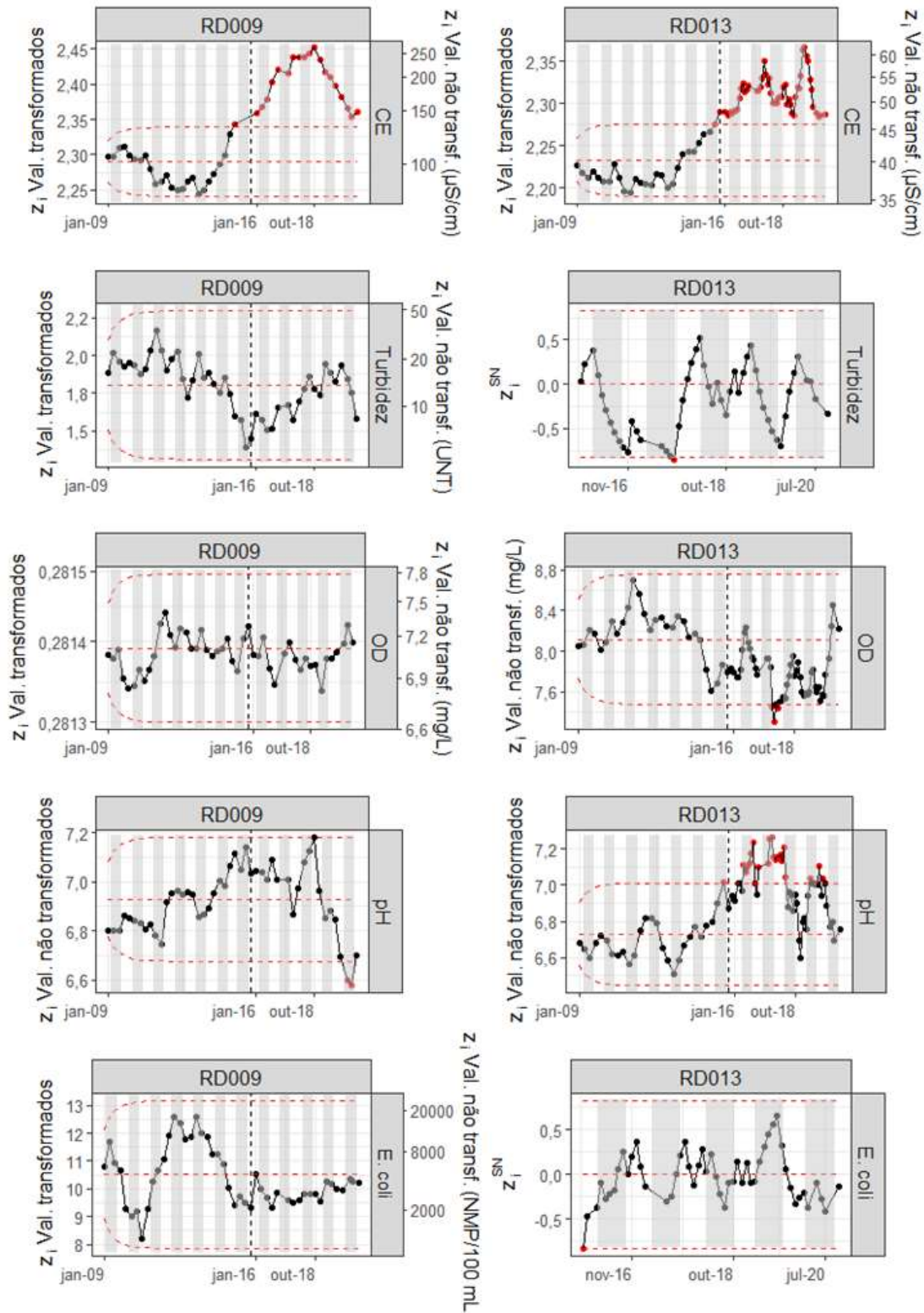
NPEWMA<-function(dados,lambda,L,theta){
  sn=0
  for (i in 1:nrow(dados)){
    sn[i]=(sign(dados[i,2]-theta))}
  z=0
  z[1]<-lambda*sn[1]+(1-lambda)*z[1]
  valores<-matrix(nrow=88,ncol=1)
  valores[1,1]<- z[1]
  for (i in 1:nrow(dados)){
    z[i+1]=lambda*sn[i+1]+(1-lambda)*z[i]
    valores[i+1,1]<-z[i+1]}
  ucl=round(L*sqrt(lambda/(2-lambda)),digits=3)
  lcl=round(-L*sqrt(lambda/(2-lambda)),digits=3)
  #print(valores)
  plot(z,type='b',ylim=c(lcl-
0.08,ucl+0.2),xlab="Observa??es",ylab=expression(Z[i]),main="NPEWMA SN",
    axes=F,cex.main=0.8)
  axis(1, at = seq(1, nrow(dados), 1))
  axis(2)
  args <- append(as.list(par('usr')), 'grey90')
  names(args) <- c('xleft', 'xright', 'ybottom', 'ytop', 'col')
  do.call(rect, args)
  grid(col = "white")
  points(z,type="b",bg=ifelse(z>ucl|z<lcl,2,1),pch=21)
  abline(h=0)
  abline(h=ucl,lwd=2,col="red")
  abline(h=lcl,lwd=2,col="red")
  text(6,ucl*1.04,paste("UCL =",ucl),cex=0.7)
  text(6,lcl*1.04,paste("LCL =",lcl),cex=0.7)
  lines(x=c(28,28),y=c(-1.5,1.3),lty = 1, col = "red")
  return(valores)
}

```

APÊNDICE B – P valores do teste de normalidade Shapiro-Wilk a 5% de significância para os parâmetros de qualidade da água, transformados e não-transformados, além do valor de λ_z da transformação Box-Cox.

		Fe	Mn	IQA- NSF	CE	OD	pH	Turbidez	<i>E. coli</i>	IQA- CCME
RD071	P valor dados não-transformados	4,98E-10	2,20E-16	0,04	1,46E-04	3,31E-03	0,54	2,20E-16	4,25E-04	2,52E-08
	P valor após a transformação	0,06	0,09	0,06	0,75	0,01	-	0,44	0,22	2,52E-08
	λ_z	-0,15	0,10	1,40	0,05	1,70	-	-0,20	0,40	1,00
RD072	P valor dados não-transformados	2,58E-07	1,63E-12	0,01	0,06	0,02	0,40	2,20E-16	7,40E-10	9,15E-10
	P valor após a transformação	0,83	0,43	0,06	-	0,03	-	0,60	0,12	9,15E-10
	λ_z	-0,10	0,20	2,30	-	1,30	-	-0,10	0,05	1,00
RD009	P valor dados não-transformados	9,01E-06	7,76E-07	8,27E-03	0,02	8,74E-03	0,37	3,95E-11	9,99E-11	0,21
	P valor após a transformação	0,27	2,09E-04	0,23	0,77	0,38	-	0,31	0,08	-
	λ_z	-0,10	0,45	2,65	-0,35	-3,55	-	-0,30	0,05	-
RD013	P valor dados não-transformados	0,01	1,28E-04	1,03E-05	4,26E-04	0,40	0,17	1,46E-13	9,39E-10	2,66E-03
	P valor após a transformação	0,94	0,8361	0,01	0,52	-	-	0,04	2,72E-04	1,49E-03
	λ_z	0,10	-0,15	4,60	-0,30	-	-	-0,20	0,35	4,85

APÊNDICE C – Gráficos EWMA e NPEWMA-SN das estações RD009 (rio do Carmo, não afetada) e RD013 (rio Piranga, não afetada) para CE, Turbidez, OD pH e *E. coli*.



APÊNDICE D – Gráficos EWMA e NPEWMA-SN das estações RD009 (não afetada, localizada no rio do Carmo) e RD013 (não afetada, localizada no rio Piranga) para Fe, Mn, IQA-NSF e IQA-CCME.

