MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
Câmpus Apucarana e Londrina

LETÍCIA DE CARVALHO OGA

CONTROLE ESTATÍSTICO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS EM ETE COM LINHAS DE TRATAMENTO ANAERÓBIO E AERÓBIO

DISSERTAÇÃO

LONDRINA
2020

LETÍCIA DE CARVALHO OGA

CONTROLE ESTATÍSTICO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS EM ETE COM LINHAS DE TRATAMENTO ANAERÓBIO E AERÓBIO

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Área de Concentração: Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi
Co-orientadora: Joseane Debora Peruco Theodoro

LONDRINA

2020

TERMO DE LICENCIAMENTO

Esta Dissertação está licenciada sob uma Licença Creative Commons *atribuição uso não-comercial/compartilhamento sob a mesma licença 4.0 Brasil*. Para ver uma cópia desta licença, visite o endereço http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/ ou envie uma carta para Creative Commons, 171 Second Street, Suite 300, San Francisco, Califórnia 94105, USA.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca UTFPR - Câmpus Londrina

O34c Oga, Letícia de Carvalho

Controle estatístico do processo de tratamento de efluentes domésticos em ETE com linhas de tratamento anaeróbico e aeróbico / Letícia de Carvalho Oga. – Londrina: [s.n], 2020.

79 f. : il.; 30 cm.

Orientadora: Prof.º Dr.º Ricardo Nagamine Costanzi
Coorientadora: Prof.ª Dr.ª Joseane Debora Peruco Theodoro
Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Londrina, 2020.

Bibliografia: f. 73 - 79

1. Esgotos - Tratamento. 2. Saneamento. 3. Efluentes. I. Costanzi, Ricardo Nagamine, orient. II. Theodoro, Joseane Debora Peruco, coorient. III. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. IV. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. V. Título.

CDD: 628

Ficha catalográfica elaborada por Simone Cristina Menolli – CRB 9/1500

Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Pró-Reitora de Pesquisa e Pós-Graduação
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
Câmpus Apucarana e Londrina

TERMO DE APROVAÇÃO

CONTROLE ESTATÍSTICO DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS EM ETE COM LINHAS DE TRATAMENTO ANAERÓBIO E AERÓBIO

por

LETÍCIA DE CARVALHO OGA

Dissertação de Mestrado apresentada no dia 14 de setembro de 2020, como requisito parcial para a obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Câmpus Apucarana e Londrina, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. A mestranda foi arguida pela Banca Examinadora composta pelos membros abaixo assinados. Após avaliação da Dissertação, a Banca Examinadora considerou a Dissertação aprovada. O presente termo assinado ficará depositado na Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA.

_____
Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi - Orientador
(PPGEA UTFPR - Câmpus Londrina)

_____
Prof. Dr. Benedito Martins Gomes - Membro Titular
(UNIOESTE – Câmpus Cascavel)

_____
Prof. Dr. Marco Antonio Ferreira - Membro Titular
(Engenharia de Produção UTFPR - Câmpus Londrina)

_____
Prof. Dr. Rafael Montanhini Soares de Oliveira - Membro Titular
(DAAMB UTFPR - Câmpus Londrina)

_____
Prof. Dr. Alesandro Bail
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

" A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental"

OGA, Letícia de Carvalho. **Controle estatístico do processo de tratamento de efluentes domésticos em ETE com linhas de tratamento anaeróbio e aeróbio**. 2020.79 f. Dissertação – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2020.

RESUMO

O acesso ao meio ambiente ecologicamente equilibrado depende, entre outros fatores, do acesso ao saneamento básico. Diante disso, a correta disposição de efluentes líquidos no meio ambiente reduz os impactos negativos sobre o uso das águas de abastecimento, as quais já sofrem pressão tanto de disponibilidade quanto econômico-social e política. Relativamente ao tratamento de esgoto doméstico, existem normativas e parâmetros que devem ser atendidos para que se garanta a menor interferência possível no sistema receptor dos efluentes tratados. Entretanto, diversos fatores interferem nas características físico-químicas do esgoto, o que muitas vezes prejudica a qualidade do processo de tratamento. Assim, é fundamental acompanhar a adequabilidade da eficiência do tratamento, com a identificação das possíveis causas de interferência no processo, de maneira a minimizá-las ou mitigá-las. Entre as maneiras de se atestar a qualidade, ou seja, a adequação do processo, é por meio de ferramentas de controle estatístico de processo (CEP). O presente trabalho procurou aplicar as ferramentas de gráficos de controle e índices de capacidade de processo numa estação de tratamento de esgoto (ETE) doméstico afim de verificar se as diferentes linhas de tratamento internas à ETE estavam com desempenho adequado para a tecnologia de tratamento instalada, bem como para o corpo hídrico receptor. Foram observados dados de pH, DQO e sólidos sedimentáveis medidos nas linhas de tratamento anaeróbio, aeróbio e na mistura final. O período analisado foi de janeiro de 2016 a dezembro de 2018. O gráfico de controle aplicado foi a carta de Shewhart e mensurados os índices de capacidade C_p, C_{pl}, C_{pu}, C_{pk}, C_{pm} e C_{pmk}. Pelas cartas de Shewhart verificou-se que todos os parâmetros em todas as linhas não estão sob controle estatístico, mas que a linha de tratamento aeróbio auxiliou na melhora do controle na linha de mistura no parâmetro DQO. Pelos índices de capacidade do processo, observou-se que, com exceção dos sólidos sedimentáveis para as linhas anaeróbia e de mistura, a ETE é capaz de cumprir as especificações e atender aos padrões de lançamento exigidos pela legislação ambiental, apesar de apresentar grande variabilidade no processo.

Palavras-chave: Esgoto doméstico; ETE; cartas de controle; Shewhart; índice de capacidade do processo.

OGA, Letícia de Carvalho. **Statistical process control of domestic effluent treatment in WWTP with anaerobic and aerobic treatment lines.** 2020.79 f. Dissertação – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2020.

ABSTRACT

Among other factors, access to the ecologically balanced environment depends on basic sanitation. Therefore, the correct disposal of wastewater in the environment reduces the negative impacts on the use of water supply, which are already overloaded due to availability, economic-social and political influence. Domestic sewage treatment must meet regulations and parameters to ensure the least possible interference in the receiving system of treated effluents. However, several factors interfere in the characteristics of the wastewater, which often impairs the quality of the treatment process. Therefore, it is essential to monitor the adequacy of the treatment efficiency, identifying the possible causes of interference in order to minimize or mitigate them. Among the ways to attest quality or the adequacy of the process is through statistical process control (SPC) tools. The present work aimed to apply the control graphing tools and process capacity indexes in a domestic wastewater treatment plant (WWTP) in order to verify the performance of different treatment lines of the WWTP, in terms of suitability of the installed treatment and the quality of the receiving water body. pH, COD and settleable solids data were observed in the anaerobic, aerobic and final mixture treatment lines. The period analyzed was from January 2016 to December 2018. The control chart applied was Shewhart´s chart and the capability index C_p, C_{pl}, C_{pu}, C_{pk}, C_{pm} and C_{pmk}. Shewhart's chart showed that all parameters in all lines are not under statistical control, but that the aerobic treatment line assisted in improving the control of the COD parameter in the mixing line. Despite presenting great variability in the process, the process capacity indexes show that the WWTP is able to meet the specifications and meet the release standards required by environmental legislation, with the exception of settleable solids for the anaerobic and mixing lines.

Keywords: domestic sewage; WWTP; control charts; Shewhart; capability process index.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 5

2 OBJETIVOS 8

2.1 Objetivo Geral 8

2.2 Objetivos Específicos 8

3 REFERENCIAL TEÓRICO 9

3.1 Características do Esgoto 9

3.2 Tratamento de Esgoto Sanitário 12

3.3 Controle Estatístico de Processos 13

4 METODOLOGIA 20

4.1 Localização e Caracterização da Área de Estudo 20

4.2 Monitoramento e Variáveis para Avaliação 21

4.3 Análise Estatística 22

4.4 Verificação do CEP 23

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 25

5.1 Caracterização 25

5.2 Eficiência de Tratamento 41

5.3 Carta de Controle do Processo de Tratamento 42

5.4 Índice de Capacidade do Processo de Tratamento 60

6 CONCLUSÃO 71

REFERÊNCIAS 73

1 INTRODUÇÃO

Entre os direitos assegurados aos cidadãos pela Constituição Federal (BRASIL, 1988) em seus artigos 6º, 196 e 225 estão o acesso à saúde e ao meio ambiente ecologicamente equilibrado que estão intrinsicamente relacionados ao saneamento básico. Diante disto, padrões de tratamento bem como de disposição de efluentes líquidos devem ser controladas no âmbito do saneamento básico para minimizar os impactos ao meio ambiente físico e ao bem-estar da sociedade.

No âmbito da saúde pública, a qualidade da água utilizada para abastecimento pode ser impactada diretamente pela falta de controle operacional nos sistemas de tratamento de efluentes. Observa-se ainda a problemática da disponibilidade dos recursos hídricos devido a questões climáticas, políticas, econômicas e sociais. Logo, mitigar os efeitos advindos do lançamento de efluentes em corpos hídricos em seu caráter de degradação da qualidade de um recurso escasso e disputado é fundamental (BOKO *et al.,* 2014; LI *et al*., 2020; MIGUEL, 2015).

Isso posto, justifica-se o desenvolvimento e aplicação de normas, regulações e legislações que visem selecionar tanto o local de disposição quanto o nível de tratamento requerido para tal disposição, para que os efeitos negativos relacionados sejam os menores possíveis (CARRARO *et al.,* 2016; HUKARI, HERMANN, NÄTTORP, 2016; SPERLING, 2005; TUREK *et al.,* 2018).

Entre essas normativas e regulações figuram as Certificações ISO 9001 de Sistemas de Gestão da Qualidade e 14001 de Sistema de Gestão Ambiental as quais têm se tornado comuns em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) e de efluentes industriais, principalmente naquelas cuja operação é de responsabilidade da iniciativa privada dado ao incremento de visibilidade e segurança que essas certificações conferem à atestação da qualidade da operação (ABES, 2019; LANGENBERGER, ANDION, 2004; ROSA, PAULA JR, 2009; SELLITTO, BORCHARDT, PEREIRA, 2010).

Em 2017 a Agência Nacional de Águas – ANA (2017) em parceria com a Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental e com o Ministério das Cidades, publicou o Atlas Esgoto, um documento consolidado sobre a situação do serviço de esgotamento sanitário do país.

Identificou-se que no Brasil existe uma grande variedade de processos de tratamento com distintas faixas de eficiência de remoção de carga orgânica em termos

de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sendo que do universo avaliado, constatou-se que a maioria das ETEs apresenta eficiência na faixa entre 60% a 80% de remoção, característica comum em unidades com tecnologia de tratamento anaeróbio, conforme apresentado por Chernicharo (2016) e Yangin-Gomec (2017).

O esgoto doméstico é composto por vários componentes químicos como nitrogênio, fosforo, mas a parcela predominante é formada por carbono orgânico. Assim, o tratamento anaeróbio é uma tecnologia comprovada e bem adequada para remoção desse composto, especialmente em unidades de tratamento alocadas em áreas de clima quente como no Brasil (CHERNICHARO, 2006; KHAN *et al.,* 2011; PETROPOULOS *et al.,* 2017; SPERLING, FREIRE, CHERNICHARO, 2001; ZHANG *et al.,* 2018).

Huang *et al*. (2019) assim como Jordão e Pessôa (2017) elencam diversos fatores que interferem na qualidade e nas características do esgoto, tanto bruto e principalmente tratado, como por exemplo variações de carga afluente, toxicidade, alterações nos processos e equipamentos de tratamento, bem como a ação humana.

Tais variações interferem diretamente no resultado da qualidade do processo de tratamento, assim é importante identificar tais variações, as suas causas e então propor meios e ações para controlá-las, já que as próprias legislações ambientais tanto federais quanto estaduais estabelecem parâmetros máximos e mínimos que devem ser atendidos no lançamento do efluente tratado (BRASIL, 2011; SÃO PAULO, 2018).

Um método de controlar e constatar a adequabilidade da eficiência de um processo é por meio do controle estatístico de processo (CEP), o qual segundo Montgomery (MONTGOMERY, RUNGER, 2009, p.396) “é um conjunto de ferramentas para resolver problemas que podem ser aplicadas a qualquer processo”.

Desta forma, a qualidade, ou seja, a adequação ao uso, pode ser atestada, além de possibilitar a redução da variabilidade e a eliminação de possíveis defeitos ou inadequações com o CEP e o controle de qualidade em tempo real. Existem várias ferramentas que utilizam técnicas de observação passiva de processos, incluindo gráficos de controle e índices de capacidade de processo (NEWHART *et al.,* 2019).

Afora os pontos internos à planta de tratamento, restam as ameaças externas a serem combatidas, as quais se relacionam sobretudo ao crescimento populacional das cidades em descompasso ao aporte de investimentos em tratamento de esgoto.

Assim é necessário o desenvolvimento de técnicas que incrementem a eficiência e o controle dos sistemas de tratamento já implantados.

Em ETEs domésticas ou industriais é comum a coleta e utilização de dados para avaliações de desempenho históricas e não para o controle ativo da planta, muitas vezes por falta de conhecimento da aplicação da técnica. Nesse sentido Berthouex, Hunter e Pallesen (1978), Berthouex, Lai e Darjatmoko (1989), Oliveira e Sperling (2007), Newhart *et al.* (2019), Orssatto, Boas, Eyng (2015) e Orssatto, Hermes e Boas (2009) apresentaram formas de aplicação prática de cartas de controle em estações de tratamento de esgoto doméstico, enquanto Harsteln, Filho, Werner (2010) e Silva *et al.* (2014) demonstram a aplicação do CEP em unidades de tratamento de efluentes líquidos industriais.

Desta forma, desenvolver conhecimento sobre práticas e técnicas que aumentem a eficiência do controle da qualidade dos sistemas de tratamento em operação é fundamental para a boa gestão, subsidiando o trabalho de maneira mais eficiente e eficaz, o que aumenta a confiabilidade do sistema de tratamento implantado.

Neste trabalho, aplicou-se ferramentas estatísticas para avaliar o desempenho de uma estação de tratamento de esgotos urbanos comparando o CEP e a capacidade do processo entre as duas linhas de tratamento existentes bem como com a mistura final dessas linhas a qual chega no lançamento final.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a capacidade de atendimento à eficiência de tratamento requerida de uma estação de tratamento de esgoto por meio de técnicas estatísticas de controle de qualidade comparando suas diferentes linhas de tratamento.

2.2 Objetivos Específicos

- Constatar a eficiência de remoção de demanda química de oxigênio – DQO e sólidos sedimentáveis na ETE em suas linhas de tratamento;
- Verificar se o tratamento da estação está sob controle estatístico por meio da aplicação de cartas de controle estatístico em variáveis de qualidade do esgoto;
- Calcular os índices de capacidade do processo em variáveis de qualidade da ETE atestando se o processo em cada linha de tratamento atende às especificações legais de lançamento;
- Comparar os resultados obtidos em cada linha.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Características do Esgoto

O termo esgoto está relacionado ao efluente resultante dos diversos usos da água, os quais são comumente associados ao sua origem: esgoto sanitário, quando proveniente do uso doméstico, comercial ou de instituições públicas; esgoto industrial, cujo efluente é resultante de atividades de fim industrial; e esgoto urbano que é proveniente das atividades comerciais, residenciais e industriais que ocorrem na área urbana delimitada pela coleta da rede de esgotos (SPERLING, 2017).

De acordo com o autor, o esgoto sanitário está associado a edificações que possuem banheiros, cozinhas, lavanderias, dessa maneira é composto essencialmente de água de banho e descargas, restos de comidas, sabão, detergentes, águas de lavagem sendo suas características bem específicas.

Pela constituição, de acordo com Jordão e Pessôa (2017), o esgoto sanitário apresenta cerca de 0,08% de matéria sólida, sendo os demais 99,92% compostos de água; mesmo que ainda seja acrescentado uma parcela de águas de infiltração da rede coletora, águas pluviais indevidamente ligadas e eventuais despejos industriais.

Porém, deve-se destacar que as características do esgoto sanitário são muito peculiares às localidades e a forma de uso de água, bem como variam em sua composição dependendo da região, e em se tratando de efluentes urbanos a variabilidade é ainda maior. Este fato acresce uma necessidade de um maior controle da operação da ETE e um desafio para as metodologias de qualidade estatística.

Assim, as principais características físicas e químicas do esgoto sanitário, além dos aspectos microbiológicos, podem ser definidas pelos parâmetros (JORDÃO; PESSÔA, 2017):

- Matéria sólida;
- Temperatura;
- Odor;
- Cor aparente;
- Turbidez;
- Nitrogênio;

- Fósforo.

Porém, deve-se destacar que a remoção solicitada pelas ETEs no Brasil tem seu foco na parte sólida e orgânica. Este fato denota a necessidade de uma maior regulação e exigência para remoção dos nutrientes em um curto prazo.

Apesar da relativa insignificância do percentual de sólidos no esgoto, esse quesito é bastante importante na operação de tratamento, já que na matéria sólida se encontra boa parte dos compostos orgânicos com reflexo no aumento da cor e turbidez.

Os sólidos podem ser classificados quanto a dimensão, a sedimentabilidade, e em função da variação da temperatura de secagem, como demonstra o Quadro 1.

Quadro 1 - Classificação dos sólidos

Quesito	Classificação
Dimensão	Sólidos em suspensão
	Sólidos coloidais
	Sólidos dissolvidos
Sedimentabilidade	Sólidos sedimentáveis
	Sólidos flutuantes
	Sólidos não sedimentáveis
Secagem à alta temperatura (550° a 600°)	Sólidos fixos
	Sólidos voláteis
Secagem em temperatura média (103° a 105°)	Sólidos totais
	Sólidos em suspensão totais
	Sólidos dissolvidos totais

Adaptado de JORDÃO; PESSÔA, 2017.

Com relação à temperatura, os esgotos comumente variam entre e 20º e 30ºC (GALINDO, TONCEL, RINCON, 2016; SILVA, SILVA, SARTI, 2017). A principal interferência da temperatura no tratamento do esgoto está relacionada à velocidade das reações no tratamento biológico, pois quando inferior a 15ºC ocorre o processo de inativação das bactérias metanogênicas em sistemas anaeróbios, o que compromete, por exemplo, a digestão anaeróbia.

Além disso, processos de transferência de oxigênio são favorecidos em baixas temperaturas, enquanto processos de sedimentação o são em temperaturas mais altas, já que há redução da viscosidade do fluido.

Assim sendo, o monitoramento da temperatura é indispensável para tomada de decisões operacionais já que esta interfere na dinâmica dos processos de tratamento,

apesar de que a temperatura em si não seja um parâmetro alterável na maioria das estações de tratamento de esgoto no Brasil.

Tal como os demais parâmetros, o odor do esgoto também é característico, pois alterações no mesmo podem indicar a presença de despejos industriais e, provavelmente, indevidos ao sistema de tratamento de efluente doméstico.

O odor é resultante dos gases que são formados no processo de decomposição (AUGUSTO, CALHEIROS, CARVALHO, 2017; CHERNICHARO *et al.,* 2010). O esgoto fresco apresenta um cheiro semelhante a mofo, enquanto que esgoto séptico (velho) já remete ao cheiro de ovo podre devido à formação de ácido sulfídrico.

A cor e a turbidez, assim como o odor, permitem identificar o estado de decomposição do esgoto, tipicamente o esgoto fresco se apresenta acinzentado enquanto o séptico tende a ser preto.

Entretanto, pode apresentar cores variadas caso receba despejos de indústrias têxteis. Os autores ainda relacionam a turbidez como parâmetro de acompanhamento da eficiência do tratamento secundário, já que está intimamente relacionado aos sólidos suspensos.

Além dessas características físicas é importante identificar as principais características químicas dos esgotos, as quais estão relacionadas à matéria orgânica e inorgânica.

A matéria orgânica é comumente uma combinação de carbono, hidrogênio e nitrogênio, sendo os principais grupos os compostos de proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%), gorduras e óleos (não mais que 10%), ureia, surfactantes, fenóis e até pesticidas (em quantidade reduzida, típicos de despejos industriais). Já a matéria inorgânica presente nos esgotos é devida a areia e minerais dissolvidos (SILVA, BERNARDES, RAMOS, 2015; SPERLING, 2016).

A maneira mais usual de se mensurar a matéria orgânica é por meio da DBO, a qual representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar, ou seja, estabilizar biologicamente a matéria orgânica.

É comum também a determinação da DQO, a qual representa a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar, além dos compostos orgânicos, também os sais minerais oxidáveis (inorgânicos), com a vantagem de a análise ser mais rápida do que a DBO (2h *versus* 5 dias) e de não estar sujeita à nitrificação (ORSSATTO; HERMES; BOAS, 2009).

O pH é outro parâmetro bastante utilizado no controle de qualidade de estações de tratamento. Representa o logaritmo negativo da concentração de íons hidrogênios e interfere diretamente na corrosão de tubulações, na dosagem de produtos químicos e na própria tratabilidade do efluente por processos biológicos (METCALF; EDDY, 2003).

3.2 Tratamento de Esgoto Sanitário

O tipo de tratamento a ser aplicado ao efluente está diretamente relacionado aos padrões definidos em legislação específica tanto para o corpo receptor quanto para a qualidade do efluente em si, pois para atingir tais características de concentração é fundamental entender o que se refere a nível e eficiência de tratamento.

Segundo Sperling (2005), os níveis de tratamento são: preliminar, primário, secundário e terciário. Na sequência foram descritos os níveis de tratamento e suas características, bem como sua aplicação no presente estudo de acordo com as estruturas instaladas na ETE deste trabalho.

O foco principal do nível de tratamento preliminar é a remoção de sólidos grosseiros e areia por meio de processos físicos. Usualmente é no tratamento preliminar que se incluem as unidades de medição de vazão (PRADO; CAMPOS, 2008).

A remoção dos sólidos grosseiros é importante para proteção das bombas e tubulações bem como para não atrapalhar as demais etapas do tratamento, sendo retidos por meio do gradeamento. Já a remoção da areia visa proteger os equipamentos de abrasão, reduzindo a possibilidade de entupimento das tubulações e também facilitando o transporte do líquido (JORDÃO, PESSÔA, 2017; SPERLING, 2005).

A operação unitária aplicada é a sedimentação em canais de desarenação. Adicionalmente após o tratamento preliminar, como no caso do presente estudo, faz-se necessária a inclusão de um tanque de equalização, o qual visa estabilizar tanto a carga quanto a vazão em sistemas nos quais há variação brusca dessas variáveis ao longo do dia. A partir do tanque de equalização se direciona o efluente para o próximo nível de tratamento (METCALF & EDDY, 2003).

Após a remoção dos sólidos grosseiros, pode haver outra etapa de processo físico para remoção dos sólidos sedimentáveis e suspensos, o chamado tratamento primário, a fim de se reduzir a carga orgânica que adentrará ao tratamento secundário. Além do processo físico, há casos nos quais se incorporam produtos químicos, como coagulantes, para acelerar o processo em decantadores, por exemplo (SPERLING, 2016). Na ETE estudada inexiste este tipo de tratamento.

Ainda de acordo com Jordão e Pessôa (2017) e Sperling (2005) o tratamento secundário visa a remoção da matéria orgânica tanto suspensa quanto dissolvida, as quais não foram removidas nos níveis anteriores, uma vez que parte da matéria orgânica do efluente é retirada com os sólidos.

Diferentemente dos níveis anteriormente citados, o tratamento secundário tem caráter biológico, já que a remoção da matéria orgânica se dá mediante reações bioquímicas dos microrganismos presentes.

Existem diversas variações de tratamento secundário, sendo as mais comuns: lagoas de estabilização e suas variantes; reatores anaeróbios; lodos ativados e variantes; e reatores aeróbios com biofilme (CHERNICHARO, 2016; SPERLING, 2016, 2017).

No presente estudo, foram analisados os dados provenientes da combinação de duas variantes a saber: reator anaeróbio e lodos ativados.

Por fim, mais aplicado em países de primeiro mundo, o tratamento terciário visa a remoção de poluentes específicos e usualmente tóxicos não biodegradáveis como cálcio, potássio, nitrato, fosfato, fármacos, entre outros (BUNDSCHUH *et al.*, 2011; CHUECA, *et al.,* 2018). Trata-se de um complemento ao tratamento secundário, não utilizado no presente estudo.

3.3 Controle Estatístico de Processos

Atualmente a qualidade designada como percebida e requerida tem se expandido além dos produtos, sendo demandada também nos entregáveis da prestação de serviços. Logo a melhoria da qualidade tem se mostrado um ponto muito importante para todos os tipos de organização, dentre elas as empresas que gerenciam ETEs.

Segundo Montgomery e Runger (2009), qualidade diz respeito à eliminação sistemática de resíduos que podem ser retrabalho, preenchimento incorreto de

documentos e até mesmo não atendimento à parâmetros por conta de problemas operacionais.

Assim, o CEP pode auxiliar na determinação da capacidade de um processo de fabricação ou de tratamento, como no presente estudo, pois são passíveis a implementação de melhorias no processo visando a redução da variabilidade dos resultados. Para o controle da qualidade em tempo real, mediante técnicas de observação passiva do processo, existem diversas ferramentas, entre elas as cartas de controle e os índices de capacidade de processo. As cartas ou gráficos de controle expressam quando o sistema está operando dentro ou fora de controle (NEWHART *et al.,* 2019).

Por mais que o sistema seja bem projetado e operado é inerente que variabilidades naturais ocorram, fruto do acúmulo de muitas causas pequenas e inevitáveis, designado como ruído de fundo de acordo com Montgomery e Runger (2009). Quando o sistema opera nessas condições diz-se que o mesmo se encontra sob controle, ou seja, é um sistema estável devido a causas inerentes ao processo.

Entretanto quando se constatam grandes variabilidades ocasionadas por falhas em máquinas, operadores ou insumos verifica-se um nível inaceitável de desempenho, já que tendem a ser variabilidades muito maiores do que as de ruído. Logo nesse caso, entende-se que o sistema está operando fora de controle.

Isto posto, o gráfico de controle possui uma linha central que representa o estado sob controle do processo, ou seja, apresenta apenas causas casuais, sendo numericamente representado pela média. Além dessa, apresenta ainda duas outras linhas, os limites superior e inferior de controle definidos, pois se o processo estiver sob controle os valores amostrados estarão entre essas linhas.

Uma das cartas de controle mais conhecidas e utilizadas é a de Shewhart, desenvolvida na década de 1920 por Walter A. Shewhart, um físico, engenheiro e estatístico da Bell Telephone Laboratories (LOUZADA *et al.,* 2019; NEWHART *et al.,* 2019).

A carta de Shewhart considera a média μ e o desvio padrão σ da amostra para compor a linha central (LC) e os limites superior e inferior (LSC e LIC) de controle bem como um parâmetro multiplicador L variável conforme demonstrado nas equações 1 a 3:

$$LSC = \mu + L\sigma \qquad \text{equação (1)}$$

$$LC = \mu \qquad \text{equação (2)}$$

$$LSI = \mu - L\sigma \qquad \text{equação (3)}$$

Tal parâmetro multiplicador L representa a distância que LSC e LIC estarão da LC, sendo que L=3 garante que, em uma distribuição normal sob controle, os valores estarão dentro do intervalo dos limites a uma probabilidade de 99,73% (LOUZADA *et al.,* 2019; ORSSATTO *et al.,* 2014).

Montgomery e Runger (2009) apresentam ainda uma classificação de tipos de carta de Shewhart: carta de variável e carta de atributo.

A carta de controle de variável é aplicada quando a característica de qualidade a ser estudada pode ser medida e expressa como um número em alguma escala contínua de medição. Dentro dessa classificação existes as cartas do tipo *x, S* e *R*; os quais são aplicados respectivamente quando se pretende analisar a média, o desvio padrão ou a variação da amostra (LOUZADA *et al.,* 2019).

Já nos casos em que os dados não podem ser mensurados por números nem expressam uma escala, tem-se as cartas de atributo que representam de maneira geral contagens provenientes de avaliação: “atende ou não atende” determinada especificação e “conforme ou não conforme”, sendo que os tipos de carta de atributo representam a fração da condição ou o número absoluto das constatações.

As cartas de atributo dos tipos *p* e *np* são aplicadas quando a avaliação diz respeito a não conformidade das amostras sendo a carta *p* aplicada quando se trata da fração da amostra e a carta *np* quando relacionado ao número de verificações, fato este que a levou a ser conhecida como “carta de controle de número de não conformidades”.

Já as cartas de atributo tipos *c* e *u* são aplicadas para os casos em que se contabiliza a quantidade de defeitos mesmo que estes sejam insignificantes a ponto de não acusarem uma não conformidade.

O comportamento dos dados na carta de Shewhart permite identificar variações de causas especiais por meio de oito padrões, ou regras, como descrito por Nelson (1984) e transcritas no Quadro 2.

Quando constatados tais padrões de comportamento, ou “violações a essas regras” é possível inferir que o processo está fora de controle ou se direcionando a tal.

Quadro 2 - Regras de Shewhart para cartas de controle

Regra	Característica	Causa
1	1 ponto está fora dos limites de controle	Grande variação
2	9 pontos em consecutivos abaixo da linha central	Variação aceitável
3	6 pontos consecutivos aumentando ou diminuindo constantemente	Tendência de variação para cima ou para baixo
4	14 pontos consecutivos estão alternando para cima e para baixo	Variação sistemática não aleatória
5	2 de 3 pontos consecutivos estão a mais de 2σ da linha central na mesma direção	Variação média
6	4 de 5 pontos consecutivos estão a mais de 1σ da linha central na mesma direção	Variação pequena
7	15 pontos consecutivos estão a 1σ da linha central	Estratificação
8	8 pontos consecutivos em cada lado da linha central e nenhum a 1σ	Mistura de padrão

Fonte: Adaptado de Nelson (1984).

Os índices de capacidade do processo são outra ferramenta de CEP e visam determinar o atendimento ou não a uma especificação, ou seja, permitem estimar a uniformidade do processo e até avaliar em uma determinada quantidade de amostras quantas atenderão ao padrão.

Historicamente, Miranda (2005) separa os índices em três gerações. A primeira geração foi desenvolvida no Japão, por Kane (1986) e largamente empregada na indústria automotiva e compreende os índices C_p, C_{pl},C_{pu} e C_{pk}.

A capacidade do processo medida via índice C_p é uma comparação entre a saída real e os limites de especificação, pois C_p mede a capacidade geral do processo e é contabilizado pela razão da diferença dos limites. Quando C_p é maior do que 1,0, há indícios de que o processo atinge as especificações esperadas. Mas quando apresenta valores menores do que 1,0, infere-se a existência de uma grande variação no processo com possibilidade de ocorrência de fases de atendimento e não atendimento (KOTZ, JOHNSON, 2002; PAN, LI, SHIH, 2016).

De acordo com Montgomery (2009) o índice C_p é calculado de acordo com a equação 4:

$$C_p = \frac{LSE - LIE}{6\sigma} \qquad \text{equação (4)}$$

Onde:

C_p: índice de capacidade

LSE: limite superior de especificação

LIE: limite inferior de especificação
σ: desvio padrão

Ainda com relação à equação 4, Kane (1986) cita que o denominador 6σ está relacionado à tolerância natural de variação, o que está perfeitamente relacionado à capacidade potencial do processo medida por meio desse índice.

Os índices C_{pl} e C_{pu} estão relacionados à simetria da variabilidade do processo, são escalonados pelo sigma de capacidade e relacionados à distância entre a média do processo e os limites de especificação inferior e superior, respectivamente. Quanto mais próximos de C_p, mais simétrica é a variabilidade do processo. Os respectivos índices são calculados conforme as equações 5 e 6 (MONTGOMERY, 2009).

$$C_{pl} = \frac{\mu - LIE}{3\sigma} \qquad \text{equação (5)}$$

$$C_{pu} = \frac{LSE - \mu}{3\sigma} \qquad \text{equação (6)}$$

Onde:
C_{pl}: índice de capacidade da especificação inferior
C_{pu}: índice de capacidade da especificação superior
LSE: limite superior de especificação
LIE: limite inferior de especificação
σ: desvio padrão
μ: média

Já o C_{pk} é o índice de capacidade do processo unilateral para o limite de especificação mais próximo do processo médio, ou seja, leva em consideração a média do processo em relação às especificações, representando o ponto médio entre os limites de especificação, conforme demonstra Montgomery (2009) pela equação 7.

$$C_{pk} = \min(C_{pu}, C_{pl}) \qquad \text{equação (7)}$$

Onde:
C_{pk}: índice de capacidade da especificação unilateral

C_{pl}: índice de capacidade da especificação inferior

C_{pu}: índice de capacidade da especificação superior

De acordo com Abdolshah *et al.* (2011) C_p e C_{pk} avaliam características de qualidade única.

Os índices de segunda geração adicionalmente aos de primeira passaram a considerar o alvo do processo, tendo sido desenvolvido por Taguchi (1985 *apud* CHEN; LAI; NIEN, 2010). Consideram que a produção, além de respeitar a especificação, deve estar o mais próximo possível do alvo para agregar robustez ao produto, sendo mensurado então pelo C_{pm} (MIRANDA, 2005).

Este índice relaciona a capacidade sigma do processo com a diferença entre a média e o valor alvo, representa a centralização dos processos sobre o alvo "*target*", conforme a equação 8 (MONTGOMERY, 2009).

$$C_{pm} = \frac{LSE - LIE}{6\tau} \qquad \text{equação (8)}$$

Onde:

C_{pm}: índice de capacidade da especificação central

LSE: limite superior de especificação

LIE: limite inferior de especificação

τ: raiz quadrada da esperança do desvio quadrado do alvo ou seja (9), onde T é o alvo:

$$\tau = \sqrt{\sigma^2 + (\mu - T)^2} \qquad \text{equação (9)}$$

Já a terceira geração de indicadores de capacidade do processo, datam do início dos anos 90, tendo sido proposto por Pearn, Kotz e Johnson (1992) e constam de índices mais específicos para determinados tipos de dados, sendo o mais conhecido o C_{pmk}, o qual apresenta maior sensibilidade a desvios do alvo do que o $C_{pm,}$ conforme a equação 10 (ABDOLSHAH, M. *et al.*, 2011; MONTGOMERY, 2009).

$$C_{pmk} = \frac{C_{pk}}{\sqrt{1+\left(\frac{\mu - \mathrm{T}}{\sigma}\right)^2}} \qquad \text{equação (10)}$$

Onde:

C_{pmk}: índice de capacidade da especificação de terceira geração

C_{pk}: índice de capacidade da especificação unilateral

σ: desvio padrão

μ: média

T: alvo

Este índice considera tanto o rendimento do processo (atendimento às especificações de fabricação) quanto a perda do processo (variação da meta). O C_{pmk} pode revelar informações maiores sobre a localização da média do processo e também é mais sensível do que outros índices de capacidade para quaisquer desvios relativos à média do processo.

De acordo com Montgomery (2009), para se calcular os índices de capacidade de processo, faz-se necessário que os dados sejam normais e que estejam sob controle estatístico. Assim, sendo informados os limites de especificação, a média será centralizada entre os mesmos.

4 METODOLOGIA

4.1 Localização e Caracterização da Área de Estudo

A ETE que proveu os dados para o estudo é uma estação de tratamento de esgoto predominantemente doméstico, mas que também recebe efluentes industriais previamente tratados em uma outra estação específica para tal fim e que dispõe o efluente na própria rede coletora respeitando as características definidas no Art. 19 do Decreto nº 8.468 de 8 de setembro de 1976.

A ETE em questão está localizada em um município no estado de São Paulo sendo operada por uma pessoa jurídica de direito privado, concessionária dos sistemas e serviços públicos de afastamento e tratamento de esgoto, ficando a coleta por parte da autarquia municipal.

O sistema de tratamento é composto por gradeamentos mecânico e manual, caixa de areia, medidor de vazão do tipo calha Parshall e tanque de equalização, a partir do qual o esgoto bruto equalizado é conduzido para o tratamento biológico anaeróbio em quatro unidades paralelas de reatores anaeróbios de manta de lodo e escoamento ascendente (UASB, do inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*).

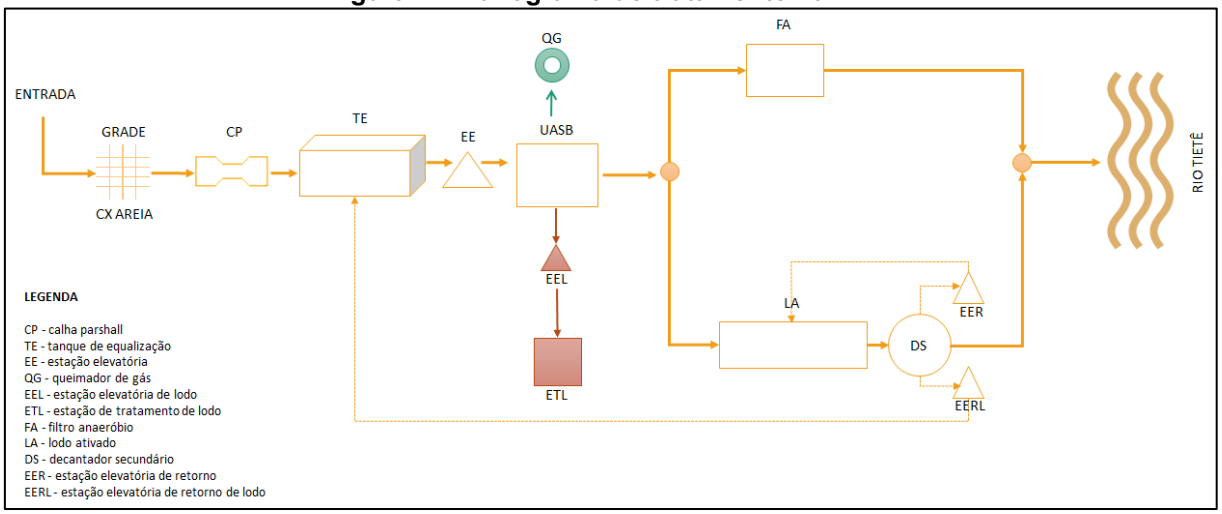
Posteriormente, a vazão é dividida em duas linhas de tratamento após o UASB, uma anaeróbia por meio de quatro filtros anaeróbios, e outra linha aeróbia pelo sistema de lodos ativados seguido de decantação secundária. Ambas as linhas se unem para o descarte final no corpo hídrico receptor que é o Rio Tietê.

O tratamento do lodo proveniente dos UASB se dá em sistema centrífugo com posterior destinação para aterro devidamente habilitado, enquanto o lodo do sistema aeróbio é recirculado na própria ETE. O fluxograma apresentado na Figura 1 permite identificar esquematicamente tal processo.

A operação da Estação envolve o monitoramento diário de diversos parâmetros em pontos de entrada e saída de cada fase do tratamento, pois as eficiências unitárias possam ser atestadas e controladas.

A existência de duas linhas diferentes de tratamento se deu em decorrência de uma posterior ampliação da estação para atender condicionantes de contrato.

Figura 1 - Fluxograma de tratamento na ETE



Fonte: o autor (2020).

4.2 Monitoramento e Variáveis para Avaliação

Diariamente os operadores da ETE realizam as medições inerentes ao controle de dados operacionais a partir de procedimentos e instruções de trabalho da Estação, foram então utilizadas no presente estudo as medições de janeiro de 2016 a dezembro de 2018.

Para atestar a qualidade do processo na ETE foram definidas três linhas: anaeróbia, aeróbia e mistura final, e se considerou os dados de pH, DQO e sólidos sedimentáveis (SSed) medidos nos seguintes pontos:

- Linha anaeróbia: saída do filtro anaeróbio;
- Linha aeróbia: saída do decantador secundário do sistema de lodos ativados;
- Mistura final: ponto de mistura das duas linhas antes do lançamento no corpo hídrico;

A eficiência de remoção de DQO e SSed foi calculada para cada uma das linhas efetuando-se a relação entre saída do efluente na linha e entrada do efluente bruto, conforme a equação 11:

$$E\ (\%) = \frac{S_o - S}{S_o} * 100\% \qquad \text{equação (11)}$$

Onde:

S_o = concentração na entrada

S = concentração na saída

4.3 Análise Estatística

Para análise estatística dos dados utilizou-se o programa RStudio (versão 1.2.5042), por ser um *software* livre de ambiente de desenvolvimento integrado para R que é uma linguagem de programação para gráficos e cálculos estatísticos em C++, avaliando:

- Estatística descritiva;
- Estudo de normalidade;
- Gráficos de controle; e
- Índices de capacidade do processo.

Quanto à estatística descritiva, para cada linha e parâmetro de análise foram calculadas: média, mediana, variância, desvio padrão, coeficiente de variação (CV), além dos valores máximo e mínimo para a devida atestação da amplitude dos dados.

Inicialmente tratou-se os dados diários efetuando-se média simples a cada sete dias, a fim de reduzir a variabilidade inerente aos diferentes tempos de detenção em cada unidade de tratamento.

A normalidade precisa ser atestada para que os testes de controle estatísticos tenham seus parâmetros atendidos, assim sendo para cada ponto e para cada parâmetro foram realizados os testes de Shapiro-Wilk, Anderson-Darling e Lilliefors todos com um nível de significância de 5%, ou seja, resultados de p-valor inferior a 0,05 rejeitam a hipótese H0 de que os dados são normais, pois transformações são necessárias para se obter a normalidade (SENVAR; SENNAROGLU, 2016).

Quando não constatada a normalidade, a mesma foi obtida por meio da transformação log, então realizado novo teste de normalidade para confirmar a efetividade, e quando ineficaz procedeu-se a transformação por meio da técnica de Box-Cox também recomendada pelos autores anteriormente citados.

4.4 Verificação do CEP

Para a avaliação do CEP foi utilizada a carta de controle de Shewhart, a qual possui dois limites, um superior e outro inferior sendo a média uma terceira e central linha (DIKO, GOEDHART, DOES, 2019; NEWHART *et al.* 2019; PRAJAPATI, 2016).

Tais limites são calculados conforme apresenta Montgomery (2009) mediante a média das amplitudes móveis e fatores de correção em função do tamanho da amostra, sendo no caso do presente estudo definidos por ±3σ das amplitudes médias.

De acordo com Amara, Dhahri e Fredj (2016) quando uma característica de qualidade a ser controlada é uma variável comumente se usa o gráfico de controle *x*, o qual monitora a média do processo, enquanto o gráfico de controle *R* supervisiona a variabilidade do processo sendo ambos os gráficos construídos a partir de dados coletados por amostragem, assim sendo, no presente estudo utilizou-se o gráfico de controle *x.*

As cartas foram elaboradas para cada um dos pontos de amostragem nas respectivas linhas, e comparadas entre si.

Para a verificação dos índices de capacidade foram calculados também via RStudio os índices: C_p, C_{pl}, $C_{pu.}$ C_{pk} e C_{pm} e a partir desses resultados e da respectiva equação obteve-se C_{pmk}. Todos os índices foram calculados para os três parâmetros (pH, SSed e DQO) nas três linhas de tratamento.

Nos casos em que forem necessárias transformações de dados para normalização, os limites dos índices também foram transformados pela mesma equação.

A Resolução 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2011) estabelece condições e padrões a serem obedecidos para que os efluentes sejam dispostos nos corpos hídricos, isto posto, relativamente aos parâmetros a serem analisados, o Art. 21 da referida Resolução estipula como condição de lançamento:

- pH entre 5 e 9;
- Materiais sedimentáveis: até 1 mL.L-1 em teste de 1 hora em cone Inmhoff;

- $DBO_{5,20}$: máximo de 120mg.L^{-1}, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO.

Em relação às questões de legislação ambiental em caso de divergências deve prevalecer a norma mais restritiva, uma vez que se entende que tal norma é a mais protetiva ao ambiente (MARCHESAN; STEIGLEDER; CAPPELI, 2011). Nesse sentido, o Decreto nº 8.468 de 8 de setembro de 1976 do Estado de São Paulo determina que a $DBO_{5,20}$ do efluente tratado deve ser no máximo 60mg.L^{-1}, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado quando constatada a redução da carga poluidora em no mínimo 80%.

Quanto à DQO não há limitante legal, em qualquer das esferas legislativas, porém seu acompanhamento operacional é muito importante já que a determinação é mais rápida do que a DBO (duas horas para DQO e cinco dias para DBO) e tem a vantagem de contabilizar ambas as frações biodegradável e não biodegradável (ORSSATTO; HERMES; BOAS, 2009).

A rotina operacional da ETE em estudo envolve a medição diária da DQO e não da DBO, assim sendo, será utilizada a relação de DQO/DBO equivalente a 3:1 conforme apresenta Chernicharo *et al.* (2015) e Chernicharo (2016).

Logo, os índices de capacidade consideraram como limites de cálculo as determinações do Decreto Estadual nº 8.468 que constam na Tabela 1.

Tabela 1 - Limites para cálculo dos índices de capacidade da ETE no ponto do efluente tratado

Parâmetro	Limite inferior	Limite superior
pH	5	9
Sólidos sedimentáveis (mL.L^{-1})	0	1
DQO (mg.L^{-1})	0	180*

Adaptado de: Decreto Estadual nº 8.468 (SÃO PAULO, 1976).
*** 60mg.L^{-1} de DBO multiplicado pela relação DQO/DBO=3.**

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização

Como resultado da caracterização foram apresentados por ponto de monitoramento a estatística descritiva, bem como o estudo de normalidade em função de seus parâmetros durante o período de estudo.

A Tabela 2 apresenta a estatística descritiva do esgoto bruto para os parâmetros de pH, sólidos sedimentáveis e DQO medidos na entrada da Estação, especificamente no tanque de equalização, e que foram utilizados para o cálculo da eficiência de remoção.

Tabela 2 - Estatística descritiva do esgoto bruto

Variável	Média	Mediana	Desvio Padrão	CV (%)	Mínimo	Máximo	Amplitude
pH	7,30	7,28	0,28	3,87	6,19	8,16	1,97
Ssed	3,1	2,9	1,3	43,18	1,1	12,7	11,6
DQO	913	847	364	39,82	372	4.241	3.869

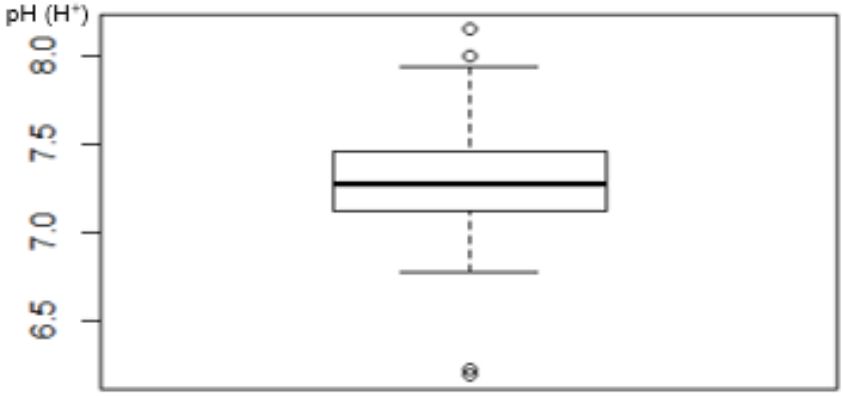
Fonte: o autor (2020).

É possível verificar que em metade das amostras analisadas no período de janeiro de 2016 a dezembro de 2018, o pH do esgoto bruto ficou acima de 7,28, sem, contudo, ultrapassar o valor de 8,16, o que resultou em um coeficiente de variação menor do que 10%, o que permite inferir de acordo com Oliveira e Sperling (2007) a pouca variabilidade deste parâmetro. Esta análise pode ser reforçada a partir do desvio padrão de 0,28 unidades em torno da média.

Sperling (2005) apresenta uma faixa de variação para pH de esgoto bruto entre 6,70 e 8,00, sendo mais usual pH em torno de 7,00. Ambos os limites obtidos neste trabalho se encontram fora da faixa apresentada pelo autor, apesar dos valores médio e mediano apresentarem-se próximos do esperado pela literatura. Estes valores, como pode ser visualizado no Gráfico 1, são representados como pontos discrepantes, porém não foram excluídos, pois os mesmos podem representar justamente um distanciamento da condição de controle.

A linha da mediana representa visualmente uma aparente simetria na distribuição dos dados, já que a mesma se encontra praticamente no meio do *box*, entretanto tal suposição foi testada hipoteticamente na sequência, pelo teste de normalidade.

Gráfico 1 - Boxplot pH – esgoto bruto

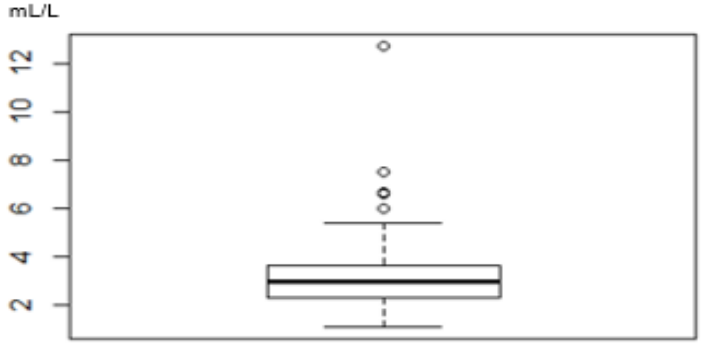


Fonte: o autor (2020).

Já os sólidos sedimentáveis no esgoto bruto, comumente apresentam-se na faixa de 10 a 20 $mL.L^{-1}$ (SPERLING, 2005). Porém na ETE em estudo, como apresentado na Tabela 2, os sólidos sedimentáveis apresentam uma média de 3,1$mL.L^{-1}$ e mais de 50% das amostras são superiores a 2,9 $mL.L^{-1}$, não ultrapassando, o valor máximo de 12,7 $mL.L^{-1}$ o qual é pouco superior ao mínimo apresentado na literatura.

A amplitude desses valores é de 11,6 $mL.L^{-1}$. Pode ser visualizado no Gráfico 2 sólidos com concentração superior a 6,0 $mL.L^{-1}$ que são discrepantes, ou *outliers.* Contudo valores inferiores à mediana não são discrepantes, sendo o desvio padrão em torno da média de apenas 1,3 $mL.L^{-1}$, o que permite inferir que o esgoto bruto que adentra à Estação possui pouca concentração de sólidos sedimentáveis, entretanto, o coeficiente de variação é superior a 30%, ou seja há alta variabilidade dos dados (OLIVEIRA; SPERLING, 2007), uma possível explicação física para esse efeito está relacionada à atuação do tanque de equalização, que promove a decantação dos sólidos no fundo do tanque.

Gráfico 2 - Boxplot sólidos sedimentáveis - esgoto bruto



Fonte: o autor (2020).

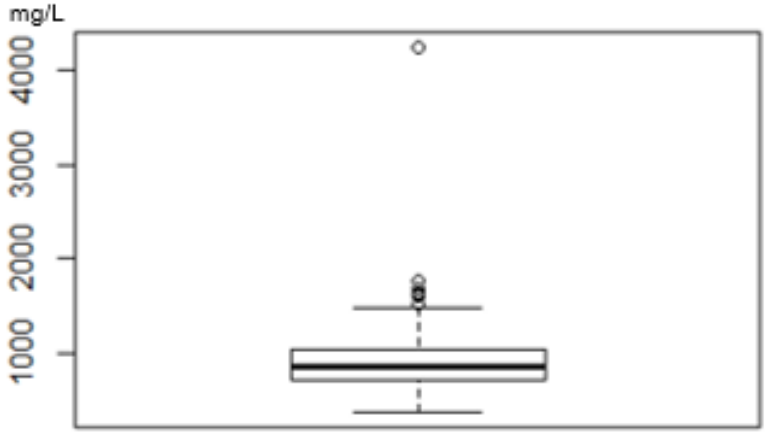
A DQO de um esgoto dito forte, conforme Orssatto, Hermes e Boas (2009) e Sperling (2005) não deveria ultrapassar o valor de 800 $mg.L^{-1}$ ficando em média em torno de $600mg.L^{-1}$. Todavia como apresentado na Tabela 2, o esgoto bruto da ETE no período de 2016 a 2018 resultou numa DQO média de $913mg.L^{-1}$ e a partir do valor da mediana, verifica-se que em mais da metade dos dados é superior a $847mg.L^{-1}$, ou seja, para um esgoto doméstico, segundo os autores, o efluente da ETE em estudo seria muito forte e provavelmente não exclusivamente doméstico.

Este resultado está de acordo com a ETE estudada, pois existe o recebimento de efluentes industriais previamente tratados e também indícios de despejos clandestinos na rede coletora, que não é operada pela Companhia.

Destaca-se que tais valores de DQO são medidos no tanque de equalização, o qual proporciona uma estabilização de carga quando há o recebimento de efluentes industriais. Apesar disso, constatou-se uma medição de $4.241mg.L^{-1}$, valor que de acordo com o *boxplot* do Gráfico 3 seria um ponto discrepante bastante isolado dos demais que são superiores a $2.000mg.L^{-1}$.

A dispersão dos dados em torno da média é de $364mg.L^{-1}$ com uma variabilidade alta, CV de quase 40%, o que permite inferir que o efluente apresenta naturalmente instabilidades externas ao tratamento e que podem interferir no controle estatístico.

Gráfico 3 - Boxplot DQO – esgoto bruto



Fonte: o autor (2020).

Foram testadas as normalidades de cada um dos parâmetros como consta na Tabela 3. Todos se mostram com distribuições não normais.

Tabela 3 - Resultados dos testes de normalidade para o esgoto bruto

	Teste de normalidade				
Variável	**Shapiro-wilk**	**Anderson-Darling**	**Lilliefors**	**p-valor**	
pH	8,099E-04	1,882E-02	3,891E-02	<0,05	Não normal
Ssed	5,900E-13	1,067E-09	1,008E-04	<0,05	Não normal
DQO	< 2.2E-16	< 2.2E-16	1,014E-09	<0,05	Não normal

Fonte: o autor (2020).

Após o tanque de equalização na ETE em estudo o esgoto bruto é direcionado para quatro sistemas UASB, os quais são, portanto, anteriores e comuns a ambas as linhas anaeróbia e aeróbia de tratamento.

Uma das tecnologias de tratamento de esgoto mais aplicadas no Brasil é o UASB, devido ao seu baixo custo de implantação quando em comparação com outras tecnologias. Entretanto é muito comum a necessidade de um pós-tratamento que garanta parâmetros de saída relacionados principalmente com carbono residual (CHERNICHARO, 2006; CHERNICHARO *et al.,* 2010,2015; KHAN *et al.,* 2011; SANZ, KÖCHLING, 2019) e nitrogênio na forma de amônia (LI *et al.,* 2019), sendo esse pós-tratamento normalmente uma modalidade aeróbia.

Em ETEs com tecnologias aeróbias verifica-se, porém, um incremento no custo operacional devido à geração e necessidade de tratamento e disposição adequada de lodo, conforme identificado por Leite, Matsumoto e Albertin (2018). Logo a combinação do tratamento anaeróbio com o aeróbio torna o tratamento de esgoto economicamente sustentável sem que haja perda na qualidade.

Entende-se necessário descrever as características do efluente após a saída dos UASBs, uma vez que esta unidade é comum a ambas linhas de tratamento. Diante disto, verificou-se que para todos os quatro UASBs o pH médio variou entre 6,96 e 6,99 com um desvio padrão variando entre 0,16 e 0,18 em torno da média, o coeficiente de variação foi inferior a 3%, o que corrobora a pouca variabilidade do processo anaeróbio em questão.

Relativamente aos sólidos sedimentáveis a média variou de 3,5 a 4,1mL.L-1 com valores máximos superiores a 15,0mL.L^{-1}, apresentando uma grande variabilidade nos dados, o que pode ser explicado operacionalmente por arrastes de sólidos devido provavelmente a entrada de efluente com concentrações de óleos e graxas não habituais. Oliveira e Sperling (2007) identificaram em estações similares CV 76% para sólidos suspensos totais.

A DQO média medida na saída dos UASBs variou entre 362 e 443mg.L^{-1} com um máximo de 1.504mg.L^{-1}, o que inferiu um coeficiente de variação percentual nos quatro reatores maior do que 50%, aderente ao verificado por Oliveira e Sperling (2007).

De acordo com Chernicharo (2016) usualmente reatores UASB tratando efluentes domésticos deveriam fornecer concentrações de DQO de saída entre 180 e 270mg.L^{-1}, sendo que os resultados obtidos são cerca de 1,5 vezes maiores do que o citado. Uma possível explicação para este aumento é o caráter de mistura com efluentes industriais.

Após cada um dos reatores UASB o efluente é direcionado para mais quatro unidades de filtros anaeróbios. Após a implantação do sistema de lodos ativados em julho de 2016, o controle individualizado dos filtros foi substituído por uma única aferição em um ponto de confluência das quatro unidades.

Destaca-se que não é toda a vazão afluente dos UASBs que é direcionada aos filtros anaeróbios. Anteriormente à implantação do sistema de lodos ativados, toda a vazão tratada pelos reatores anaeróbios adentrava aos filtros. Porém com a operação de cerca de 100L/s na linha aeróbia, apenas a diferença do montante do efluente que adentra à Estação é direcionada para os filtros, ou seja, desde julho de 2016, por volta de 150L/s têm sido tratados no filtro anaeróbio.

A Tabela 4 permite verificar a estatística descritiva dos dados mensurados na mistura da saída dos filtros anaeróbios que compõem a linha.

Tabela 4 - Estatística descritiva da linha anaeróbia

Variável	Média	Mediana	Desvio Padrão	CV (%)	Mínimo	Máximo	Amplitude
pH	7,06	7,05	0,20	2,84	6,60	7,64	1,03
Ssed	1,6	0,6	2,6	163,7	0,03	20,5	20,4
DQO	337	288	160	47,38	133	943	810

Fonte: o autor (2020).

A variação do pH no em torno da média de 7,06 foi pequena, a citar o valor de 0,20 de desvio padrão, com um coeficiente de variação menor do que 3%, o que permite inferir uma pequena variabilidade dos dados.

A média do pH se mostrou superior à média das saídas dos UASBs, porém os valores de máximo e mínimo são praticamente os mesmos dos reatores anaeróbios[1].

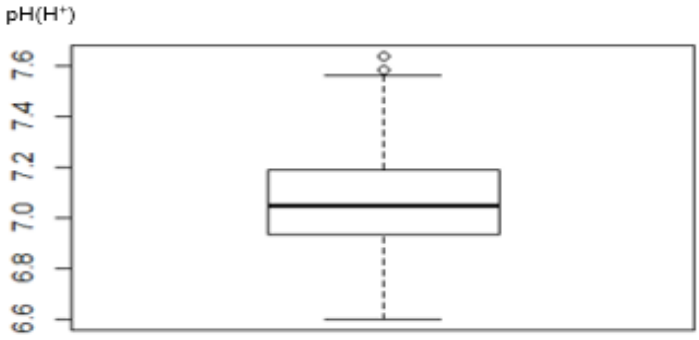
[1] Valores de pH mínimo e máximo respectivamente medidos na saída de cada reator anaeróbio – $UASB_1$: 6,14 e 8,15; $UASB_2$: 6,36 e 7,76; $UASB_3$: 6,14 e 7,82; $UASB_4$: 6,07 e 7,77.

A diferença entre a média e a mediana foi muito pequena, o que permite inferir uma distribuição dos dados próxima à normalidade, que foi posteriormente confirmado por teste de hipótese.

Verificou-se que com relação ao efluente bruto, houve redução tanto da média, quanto da mediana para o parâmetro em questão, o que permite inferir que o efeito tampão nas unidades anaeróbias tem funcionado adequadamente.

O Gráfico 4 permite visualizar o *boxplot* da pH da linha anaeróbia, com dois *outliers*, um deles o valor máximo verificado.

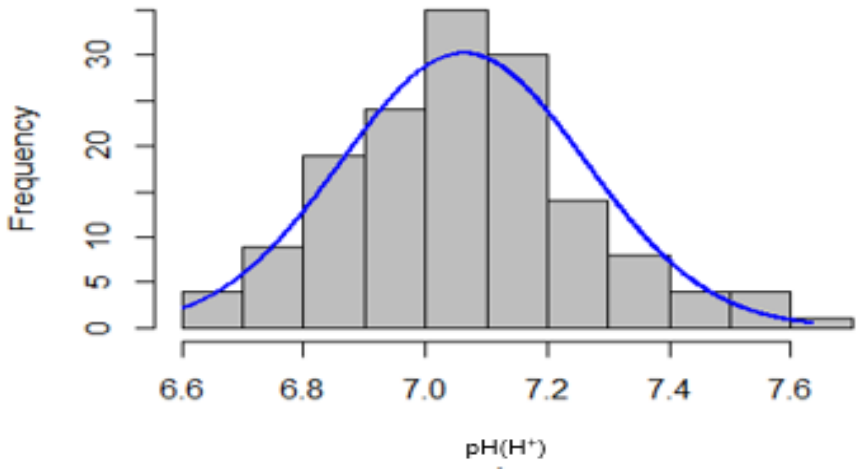
Gráfico 4 - Boxplot pH – linha anaeróbia



Fonte: o autor (2020).

Conforme citado anteriormente, a suposição de uma distribuição normal de frequência dos valores do pH para a linha anaeróbia se fortalece pela presença da linha da mediana na metade do *box*, o que se confirma visualmente pelo Gráfico 5 e pelo resultado dos testes de normalidade que constam na Tabela 5, tendo o pH apresentado p-valor maior do que 0,05, logo, apresenta uma distribuição normal.

Gráfico 5 - Distribuição de frequência – pH linha anaeróbia



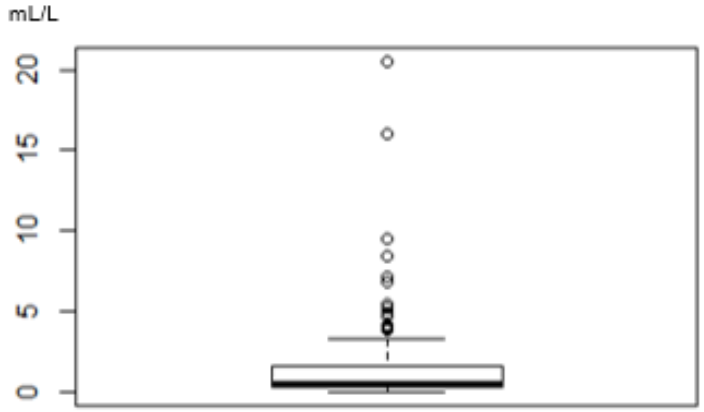
Fonte: o autor (2020).

Já os sólidos sedimentáveis apresentam muita variabilidade com um coeficiente de variação de 163%. A menor constatação de sólidos foi de 0,03mL.L^{-1} enquanto a máxima ultrapassou os 20mL.L^{-1}. Logo a amplitude dos dados foi de 20,5mL.L^{-1}, havendo, inclusive, uma piora no resultado com relação ao efluente bruto.

A média dos sólidos no período de análise foi de 1,6mL.L^{-1}, enquanto a mediana apresentou-se com o valor de 0,6mL.L^{-1}, ou seja, a maior parte dos dados é até 20 vezes maior do que o mínimo verificado, sendo a variação em torno da média de 2,6mL.L^{-1}.

O Gráfico 6 apresenta o *boxplot* dos sólidos sedimentáveis na linha anaeróbia, a partir do qual se constatam diversos pontos discrepantes que em sua maioria são superiores a 5mL.L^{-1}.

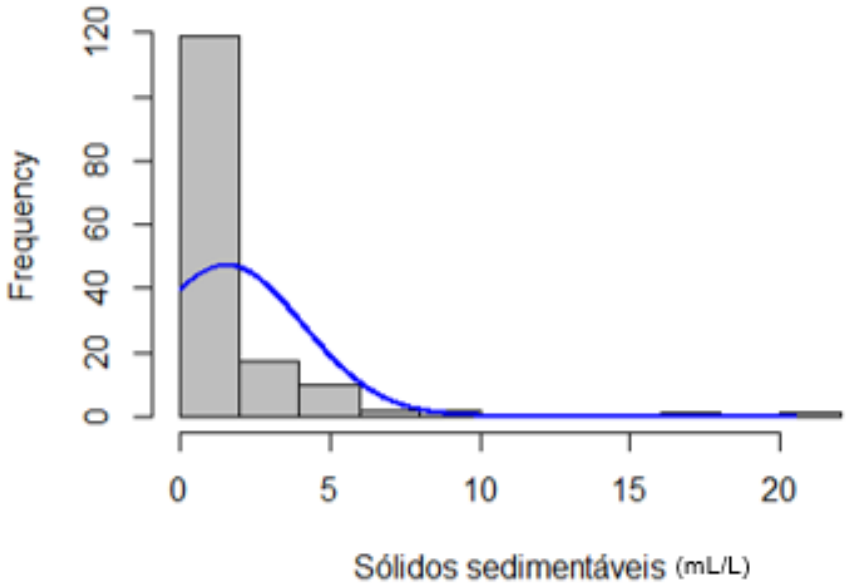
Gráfico 6 - Boxplot sólidos sedimentáveis - linha anaeróbia



Fonte: o autor (2020).

A distribuição de frequência dos sólidos sedimentáveis está bastante assimétrica à esquerda, já que a linha da mediana está praticamente sobre o limite inferior do *box.* Fato que pode ser confirmado pelo Gráfico 7, o qual claramente apresenta uma distribuição não normal, corroborado no teste de hipótese.

Gráfico 7 - Distribuição de frequência – sólidos sedimentáveis linha anaeróbia



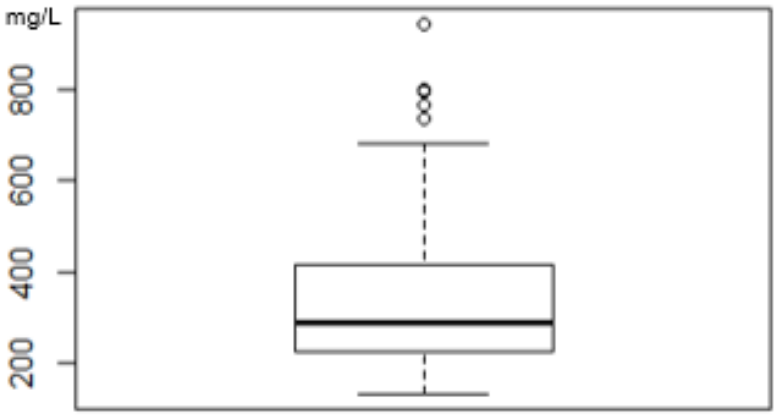
Fonte: o autor (2020).

A DQO média na linha anaeróbia no período analisado foi de 337mg.L^{-1} com um desvio padrão de 160mg.L^{-1} em torno da média e um coeficiente de variação de pouco mais que 47%, o que representa muita variabilidade nos dados, apesar de ser inferior aos 58% identificados nos estudos de Oliveira e Sperling (2007). O maior valor verificado nesta linha foi de 943mg.L^{-1} com média de 288mg.L^{-1} inferior aos maiores valores de DQO de saída dos UASBs.

Relativamente ao mínimo de DQO verificado na linha (133mg.L^{-1}), este é superior ao mínimo de DQO dos UASBs 3 e 4, de 118mg.L^{-1} e 128mg.L^{-1}, respectivamente. O que pressupõe uma inadequação no tratamento por parte dos filtros, os quais ao invés de remover compostos estão agregando-os ao efluente provavelmente pelo arraste de sólidos.

A partir da análise do Gráfico 8 verifica-se que a linha anaeróbia apresenta vários *outliers* acima do limite superior do *boxplot*. A mediana se encontra mais próxima ao primeiro quartil, o que significa que a maior concentração de dados está próxima a 300mg.L^{-1}.

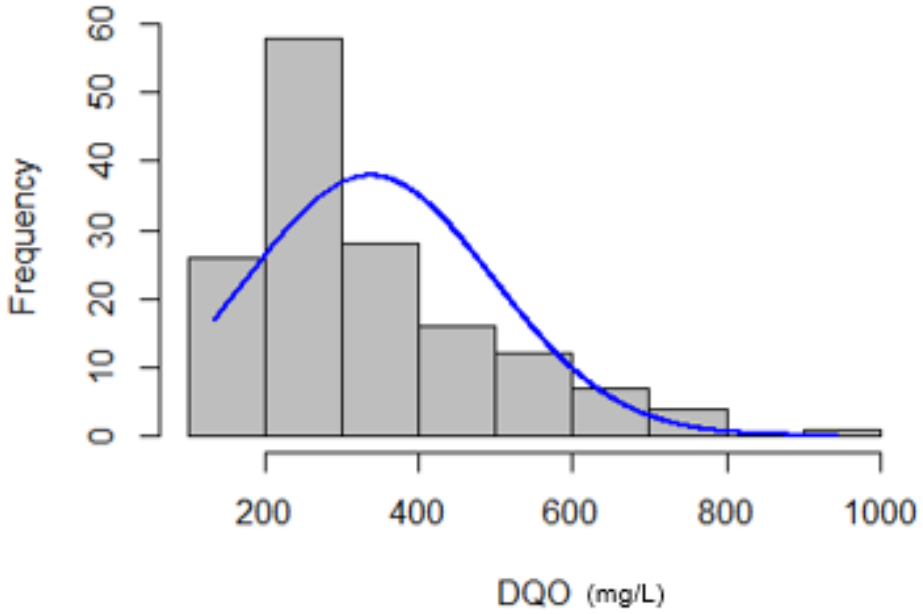
Gráfico 8 - Boxplot DQO - linha anaeróbia



Fonte: o autor (2020).

A distribuição de frequência da DQO na linha anaeróbia está assimétrica à esquerda, porém com uma leve tendência à centralização, como pode ser visualizado no Gráfico 9, o qual apesar de não apresentar uma distribuição normal, como corroborado no teste de hipótese é mais sutil do que no Gráfico 7 de SSed.

Gráfico 9 - Distribuição de frequência – DQO linha anaeróbia



Fonte: o autor (2020).

De acordo com Chernicharo (2016), efluentes domésticos provenientes de tratamento de UASB seguido de filtro anaeróbio deveriam apresentar de 100 a 200mg.L^{-1} de DQO.

A partir dos dados apresentados é possível inferir que o efluente da ETE possui características mais industriais do que sanitárias, apesar da redução da DQO com

relação ao esgoto bruto, o aumento em algumas amostras quando comparadas com o UASB pode ser explicado pelo arraste de sólidos e pela ineficiência operacional do filtro anaeróbio em termos de operação unitária.

Foram testadas as normalidades de cada um dos parâmetros como consta na Tabela 5. O pH para todos os três testes de hipótese realizados apresentou resultado condizente com uma distribuição normal, enquanto que os demais parâmetros se mostram com distribuições não normais em quaisquer dos testes.

Tabela 5 - Resultados dos testes de normalidade – linha anaeróbia

	Teste de normalidade				
Variável	**Shapiro-wilk**	**Anderson-Darling**	**Lilliefors**	**p-valor**	
pH	0,2024	0,2277	0,3092	>0,05	Normal
Ssed	< 2.2E-16	< 2.2E-16	< 2.2E-16	<0,05	Não normal
DQO	1,592E-06	8,390E-14	1,670E-09	<0,05	Não normal

Fonte: o autor (2020).

Quanto à linha aeróbia, que recebe o efluente proveniente dos UASBs e complementa o tratamento no sistema de lodos ativados convencional seguido de decantação secundária, observa-se a estatística descritiva dos dados mensurados na saída do decantador secundário na Tabela 6.

Tabela 6 - Estatística descritiva da linha aeróbia

Variável	Média	Mediana	Desvio Padrão	CV (%)	Mínimo	Máximo	Amplitude
pH	6,91	6,96	0,28	4,06	5,67	7,31	1,63
Ssed	0,07	0,0	0,2	237,0	0,0	1,0	1,0
DQO	107	100	53	49,90	18	333	314

Fonte: o autor (2020).

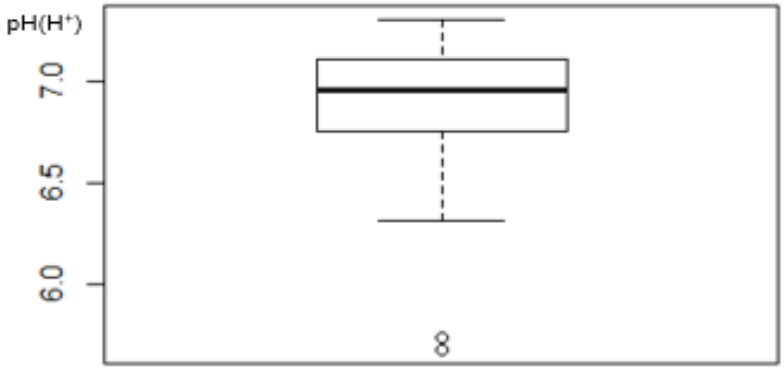
Relativamente ao pH é possível verificar que houve uma pequena redução com relação às demais etapas do tratamento na ETE de maneira que a menor média foi verificada no lodos ativados com valor de 6,91 e desvio padrão de 0,28. O coeficiente de variação apresentou valores de 4,06% maiores que as etapas analisadas anteriormente, porém ainda com característica de pouca variabilidade.

Tal redução é inerente ao processo aeróbio, pois a nitrificação do esgoto (oxidação da amônia a nitrato), que é um efeito desejável, leva a um consumo de alcalinidade do meio e consequentemente à queda de pH. Entretanto não indefinidamente, já que em meios ácidos (abaixo de 6,0) há redução da variabilidade da comunidade microbiológica (bactérias, protozoários, fungos e micrometazoários) o

que interfere na qualidade da formação do consórcio de microrganismos do lodo e consequentemente nas etapas de transformação de matéria orgânica (HERMOSO *et al.,* 2006; OLIVEIRA, ARAUJO, FERNANDES, 2009).

O menor pH medido na linha de tratamento do lodos ativados foi também o menor valor obtido em toda ETE, com uma amplitude de 1,63 e um valor máximo de 7,13. O Gráfico 10 permite verificar a presença de dois pontos discrepantes abaixo do limite inferior*,* entre eles o mínimo. A distribuição dos dados está mais concentrada à direita, uma vez que a mediana de 6,96 se encontra mais próxima ao terceiro quartil do que ao primeiro.

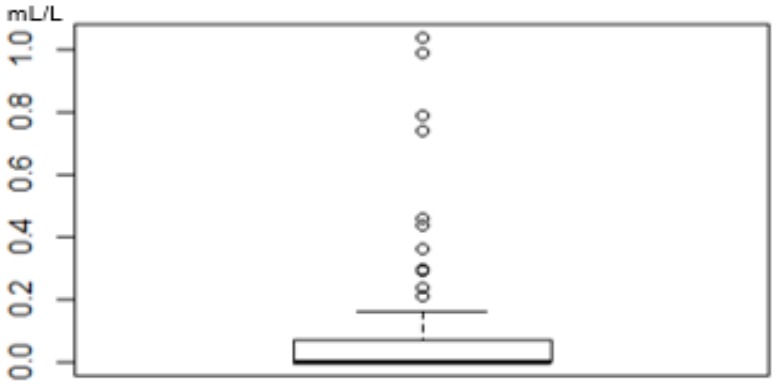
Gráfico 10 - Boxplot pH - linha aeróbia



Fonte: o autor (2020).

Já os sólidos sedimentáveis apresentaram uma particularidade devido a excelente operação do decantador secundário, pois muitas amostras apresentavam resultado nulo no teste do Cone de Imhoff, como pode ser verificado no Gráfico 11, cuja mediana está praticamente sobre o primeiro quartil, no valor 0mL.L^{-1}, enquanto que a média corresponde a 0,07mL.L^{-1}.

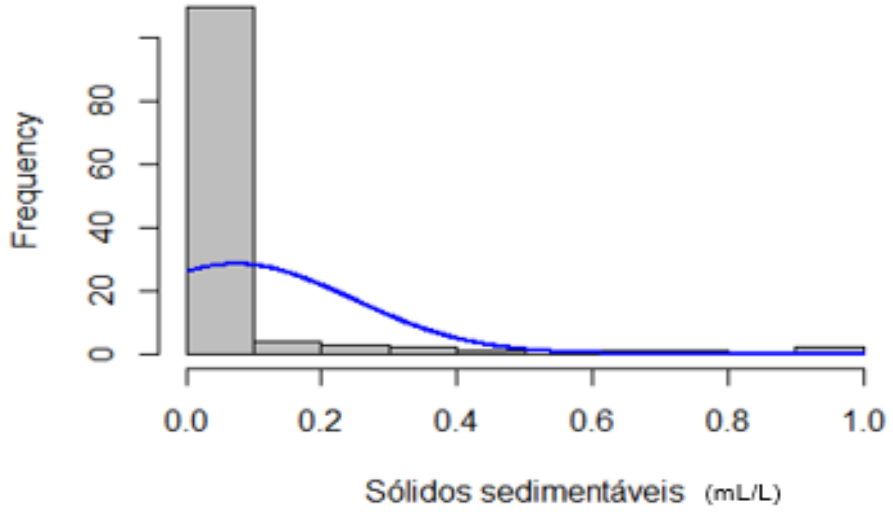
Gráfico 11 - Boxplot sólidos sedimentáveis - linha aeróbia



Fonte: o autor (2020).

Devido a essa característica de retenção de sólidos no decantador, foram identificados muitos *outliers*, com valores variando de 0,2 a 1,0mL.L^{-1}, justamente por conta da pequena frequência, como se confirma no Gráfico 12.

Gráfico 12 - Distribuição de frequência de sólidos sedimentáveis linha aeróbia



Fonte: o autor (2020).

A variabilidade dos dados apresentada no Gráfico 12 foi a maior nos pontos de amostragem, superando 237%, o que indica uma dispersão dos dados relativamente alta devido a existência de muitos resultados nulos.

Assim, quando atestado qualquer resultado, por menor que seja, ocorre uma grande variabilidade na análise estatística, já que o coeficiente de variação representa a razão entre o desvio padrão e a média.

Oliveira e Sperling (2007) encontraram CV de 110% para estações de lodos ativados em seus estudos, muito provavelmente com decantadores menos eficientes do que o presente na ETE em estudo.

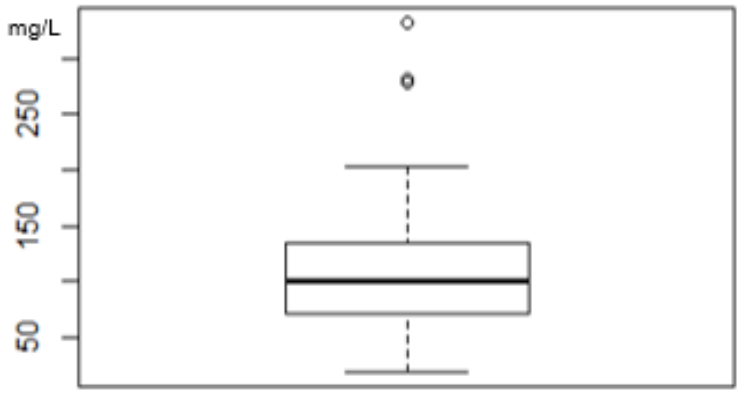
A DQO média medida na linha aeróbia foi a menor entre todos os demais pontos de amostragem e apresentou o menor desvio padrão, com valor de 107mg.L^{-1} e 53mg.L^{-1}, respectivamente.

Metade das amostras apresentou resultado abaixo de 100mg.L^{-1}, sendo o menor valor de 18mg.L^{-1}. Porém como o máximo observado foi de 333mg.L^{-1}, a amplitude dos dados foi relativamente grande em comparação com os valores obtidos neste trabalho. Assim como a variabilidade (coeficiente de variação de aproximadamente 50%, contudo inferior aos 95% constatados por Oliveira e Sperling (2007)).

Apesar do valor máximo ser três vezes maior do que o médio, ainda assim, comparativamente às demais linhas, o processo aeróbio possui uma DQO máxima de três a quatro vezes menor do que os demais pontos observados.

No Gráfico 13 é possível verificar que existem alguns pontos discrepantes para a DQO na linha aeróbia, pois todos estão acima do limite superior do *boxplot*. Entretanto estes não podem ser descartados, já que possíveis alterações no processo podem ocorrer em decorrência de situações que seriam identificadas na análise como pontos discrepantes em um *boxplot.*

Gráfico 13 - Boxplot DQO - linha aeróbia



Fonte: o autor (2020).

Com relação a efluentes sanitários domésticos provenientes de tratamento de UASB seguido de lodos ativados, Chernicharo (2016) cita que a DQO normalmente varia entre 60 e 150mg.L^{-1}, o que está próximo dos dados médios da linha de tratamento aeróbio.

O resultado dos testes de hipótese para a normalidade dos parâmetros mensurados na linha aeróbia consta na Tabela 7, sendo que todos demostram distribuições não normais.

Tabela 7 - Resultados dos testes de normalidade – linha aeróbia

	Teste de normalidade				
Variável	**Shapiro-wilk**	**Anderson-Darling**	**Lilliefors**	**p-valor**	
pH	3,354E-08	5,004E-07	2,219E-06	<0,05	Não normal
Ssed	< 2.2E-16	< 2.2E-16	< 2.2E-16	<0,05	Não normal
DQO	8,18E-06	1,316E-03	1,536E-02	<0,05	Não normal

Fonte: o autor (2020).

O corpo receptor do efluente tratado pela ETE em estudo é o rio Tietê, enquadrado no trecho em questão como Classe 4 pelo Decreto Estadual 10.755/1977 (SÃO PAULO, 1977). Antes do ponto de lançamento, os efluentes provenientes das linhas de anaeróbia e aeróbia se unem por mistura completa numa calha Parsall e são lançados ao rio.

A Tabela 8 permite verificar a estatística descritiva dos dados mensurados na mistura final do efluente tratado antes do lançamento no corpo hídrico receptor.

Tabela 8 - Estatística descritiva da linha de mistura

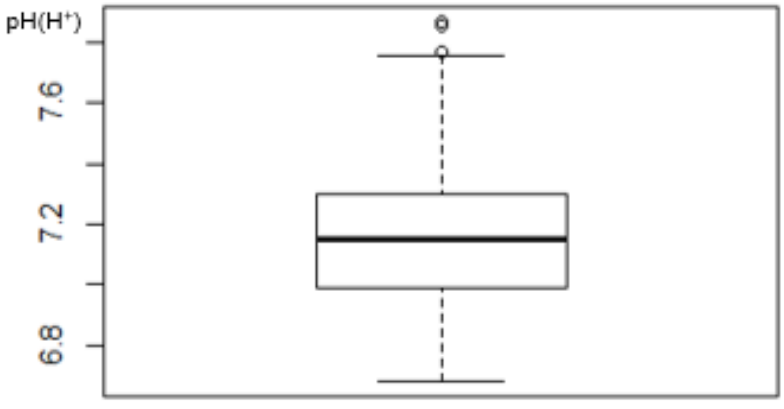
Variável	Média	Mediana	Desvio Padrão	CV (%)	Mínimo	Máximo	Amplitude
pH	7,17	7,15	0,24	3,40	6,68	7,87	1,19
Ssed	0,9	0,5	0,9	108,4	0,00	4,7	4,7
DQO	247	225	99	40,15	102	570	468

Fonte: o autor (2020).

Verifica-se que quanto ao pH, a mistura das linhas resultou num aumento do pH para 7,17, o que é muito próximo à neutralidade. O desvio relativo à média foi de 0,24 com um coeficiente de variação de 3,40%, ou seja, uma variabilidade relativamente pequena que se confirma com a amplitude de 1,19.

O *boxplot* do Gráfico 14 apresenta alguns pontos discrepantes acima do limite superior. A mediana está posicionada igualitariamente entre os quartis.

Gráfico 14 - Boxplot pH - linha de mistura



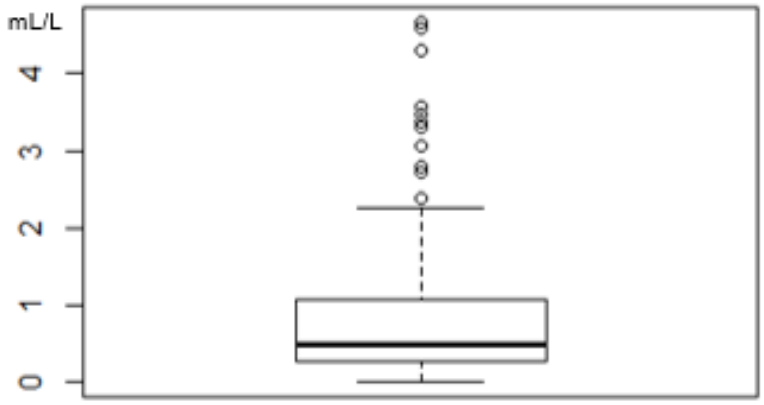
Fonte: o autor (2020).

Houve um considerável aumento na média dos sólidos sedimentáveis quando em comparação com o resultado da linha aeróbia, isso devido ao desempenho inferior da linha anaeróbia, pois na mistura ocorre aumento na quantidade de sólidos para 0,9mL.L^{-1} com um desvio de 0,9mL.L^{-1} em torno da média.

O mínimo valor mensurado na linha de mistura foi de 0mL.L^{-1}, entretanto o máximo ultrapassou 4mL.L^{-1}. Assim, constatou-se uma grande variabilidade nos dados com um coeficiente de variação superior a 100%.

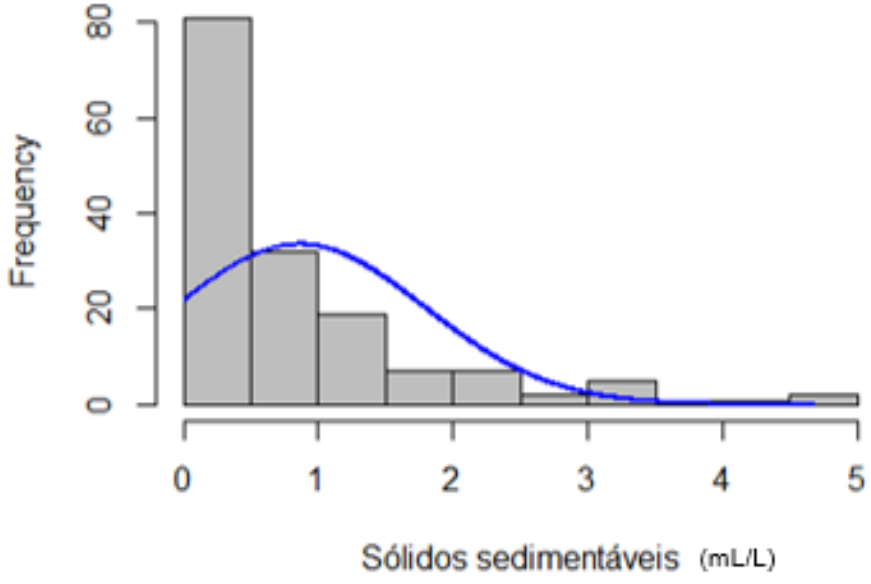
Pelo *boxplot* do Gráfico 15, nota-se uma grande quantidade de *outliers* acima do limite superior do box, com a mediana de 0,5mL.L^{-1} que se encontra bem mais próxima ao primeiro quartil do que ao terceiro. Tal posicionamento permite inferir uma distribuição de dados assimétrica à esquerda, ou seja, há maior frequência de dados com valores baixos, como observado no Gráfico 16.

Gráfico 15 - Boxplot sólidos sedimentáveis - linha de mistura



Fonte: o autor (2020).

Gráfico 16 - Distribuição de frequência de sólidos sedimentáveis linha de mistura final



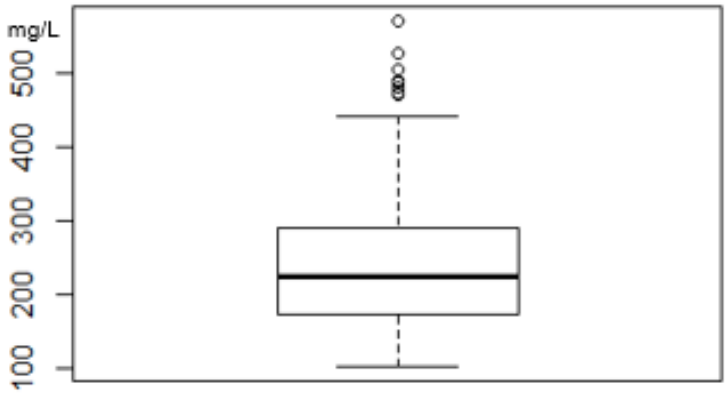
Fonte: o autor (2020).

Semelhantemente ao verificado no parâmetro de sólidos sedimentáveis, devido ao desempenho da linha anaeróbia houve um aumento substancial na DQO da linha de mistura quando comparada apenas com a DQO de linha aeróbia.

A média da DQO foi de 247mg.L^{-1} com um desvio padrão de 99mg.L^{-1} e uma variabilidade também relativamente alta, já que o coeficiente de variação foi maior que 40%.

A menor DQO verificada na mistura do efluente do filtro com o do lodos ativados foi de 102mg.L^{-1} e a máxima de 570mg.L^{-1}. Pelo Gráfico 17 é possível verificar que a mediana de 225mg.L^{-1} está equitativamente posicionada no *box*, porém há uma grande quantidade de pontos discrepantes acima do limite superior.

Gráfico 17 - Boxplot DQO - linha de mistura



Fonte: o autor (2020).

O resultado dos testes de hipótese para a normalidade dos parâmetros mensurados na linha de mistura consta na Tabela 9, sendo que todos demostram distribuições não normais.

Tabela 9 - Resultados dos testes de normalidade – linha de mistura

	Teste de normalidade				
Variável	**Shapiro-wilk**	**Anderson-Darling**	**Lilliefors**	**p-valor**	
pH	1,817E-05	1,374E-05	4,952E-04	<0,05	Não normal
Ssed*	9,452E-15	< 2.2E-16	< 2.2E-16	<0,05	Não normal
DQO	9,803E-08	2,075E-09	2,085E-04	<0,05	Não normal

***Ssed – sólidos sedimentáveis.**
Fonte: o autor (2020).

Comparando as linhas de tratamento anaeróbio, aeróbio e a mistura final verificou-se que há diferença significativa entre todas as linhas para todos os parâmetros avaliados considerando um intervalo de confiança de 95%, reitera-se que

em todas as linhas e para todos os parâmetros não foram removidos os pontos discrepantes, uma vez que os mesmos poderiam ser a causa de desvios no controle estatístico de processo.

5.2 Eficiência de Tratamento

A eficiência do tratamento foi calculada em função da remoção de SSed e de DQO considerando os valores mensurados na entrada da Estação e na saída de cada uma das linhas, sendo os resultados apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 - Eficiência de remoção de sólidos sedimentáveis e DQO

Linha	Linha anaeróbia		Linha aeróbia		Mistura final	
Parâmetros	**SSed**	**DQO**	**SSed**	**DQO**	**SSed**	**DQO**
Eficiência média[1]	36,51%[a]	58,98%[a]	97,50%[b]	88,09%[b]	68,07%[c]	72,03%[c]
DP[2]	95,98%	17,34%	5,65%	5,33%	29,52%	9,56%
CV[3]	262,91%	29,40%	5,80%	6,05%	43,37%	13,28%

[1] Diferentes letras para parâmetros iguais indicam que há diferença significativa entre as médias.
[2] Desvio padrão. [3] Coeficiente de variação.
Fonte: o autor (2020).

Comparando-se as linhas de tratamento entre si e com a mistura final, verificou-se que existe diferença significativa entre as médias de remoção de sólidos sedimentáveis e de DQO para todas as linhas, sendo claro o impacto da linha anaeróbia na redução das eficiências de remoção do efluente final.

Contudo, embora o fluxo da linha aeróbia seja menor em termos de vazão, esta ainda é capaz de compensar na mistura final a baixa eficiência da linha anaeróbia, pois os parâmetros legais de eficiência são plenamente cumpridos.

De acordo com Chernicharo (2006; 2016) e Khan *et al.* (2011) sistemas de tratamento que combinam UASB e filtro anaeróbio apresentam média de remoção de DQO variando entre 70 a 80% enquanto sistemas compostos por UASB e lodos ativados comumente removem DQO com uma eficiência variável entre 75 a 88%, assim sendo, é possível inferir que a linha anaeróbia da ETE em questão não tem performado em sua melhor condição ao passo que a linha aeróbia supera os dados de eficiência relatados na literatura.

5.3 Carta de Controle do Processo de Tratamento

Orssatto *et al.* (2014) afirmam que estações de tratamento de esgoto com tecnologia anaeróbia apresentam eficiência de remoção de DBO e DQO fora de controle estatístico de processo, logo a comparação das análises do CEP nas linhas anaeróbia, aeróbia e mistura final permitiu constatar o impacto da tecnologia aeróbia para a melhoria dos resultados do CEP da ETE de forma geral na ETE.

Na aplicação do CEP, a qualidade de um processo pode ser descrita usando a distribuição de uma ou mais características de qualidade e pode ser monitorada com gráficos de controle univariados ou multivariados (CHARKHI, AMINNAYERIA, AMIRI, 2016; DARESTANI, NASIRI, 2016; PAN, LI, SHIH, 2016).

Os dados de pH, sólidos sedimentáveis e DQO se mostraram não normais para todos os pontos de medição, com exceção apenas do pH na linha anaeróbia, de modo que foram transformados por *BoxCox* sendo novamente testados para distribuições normais.

As cartas de controle foram então elaboradas a partir dos dados transformados com os limites inferior e superior em função das médias e desvios padrões de cada um dos parâmetros.

O Gráfico 18 apresenta a carta de controle tipo *x* do pH mensurado em cada uma das linhas de estudo: anaeróbia, aeróbia e mistura final.

É claramente visível que todas as linhas tinham o pH fora de controle, pois apresentam muitos pontos que ultrapassam os limites de controle e estão destacados em vermelho, a citar 27 valores na linha anaeróbia, 16 na linha aeróbia e 36 na mistura final.

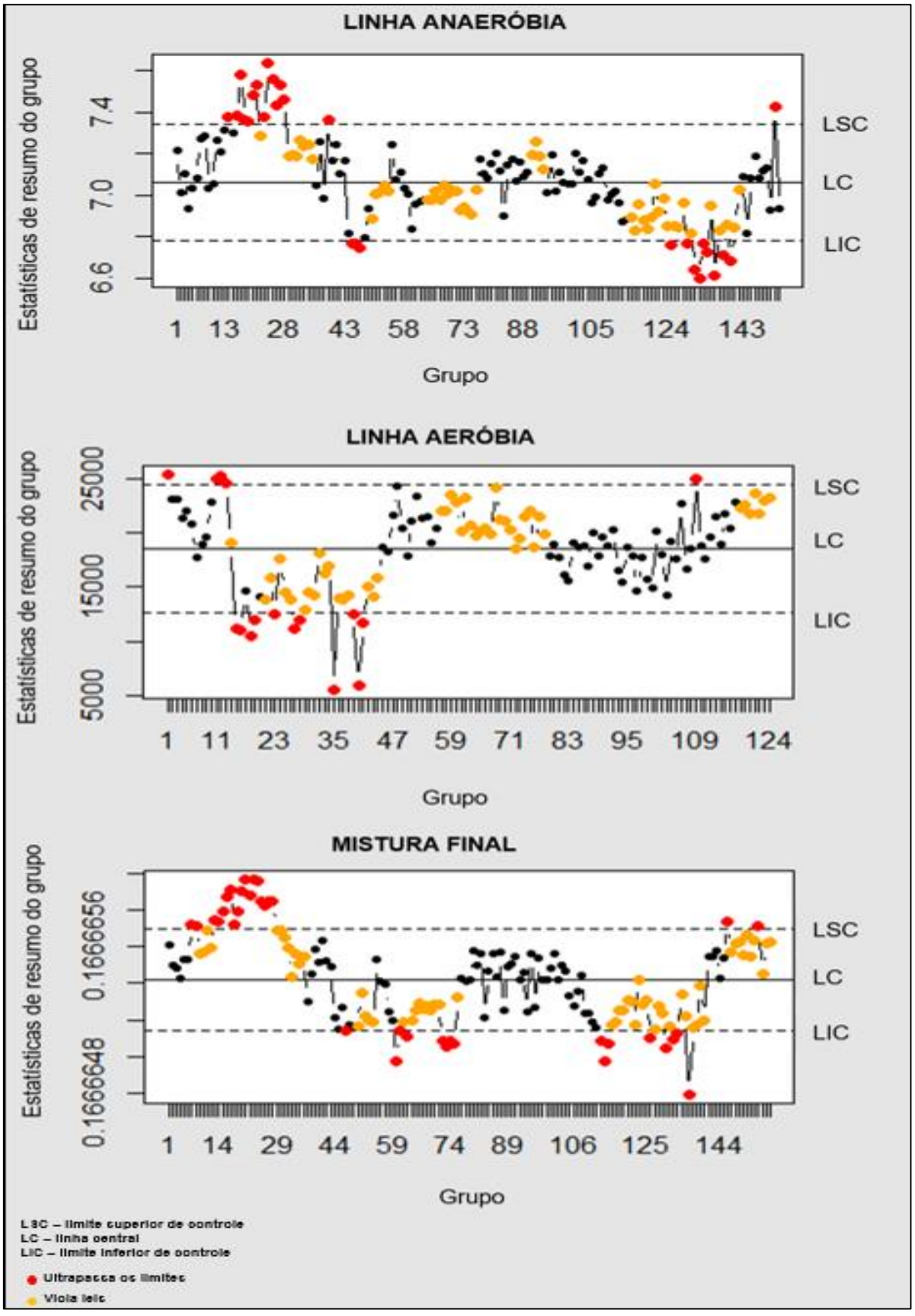
Relativamente às violações das regras de Shewhart, verifica-se pelos pontos em laranja que o sistema deu indícios de que sairia de controle pelo destaque de 59 pontos em laranja na linha anaeróbia, 54 pontos na aeróbia e 87 pontos na mistura final. Esses pontos violam as regras 2 a 8 e precedem a violação da primeira regra.

Apesar da grande quantidade de sinais (pontos laranja) em ambas as linhas, nem todos os sinais seriam de fato significativos para a indicação de saída de controle, porém poderiam ter melhorado a qualidade do processo caso houvessem sido identificados a tempo.

Como os possíveis pontos discrepantes não foram eliminados da tabela transformada e não há erros de medição, entende-se que as constatações são decorrentes do processo de tratamento.

É possível verificar que no caso do pH, a mistura do efluente proveniente da linha aeróbia com o efluente na linha anaeróbia não foi suficiente para restabelecer o controle estatístico do processo. Pelo contrário, na linha de mistura final houve mais pontos que ultrapassaram os limites de controle.

Gráfico 18 - Carta de controle tipo *x* de pH em cada uma das linhas de análise no periodo de 2016 a 2018



Fonte: o autor (2020).

Tendo sido identificados tantos pontos de violação às leis de Shewhart procurou-se analisar os períodos separadamente, em anos isolados ao invés do período completo de 2016 a 2018.

Conforme citado anteriormente, a linha aeróbia só foi implantada em meados de 2016 e levando em conta o período de estabilização do reator optou-se por desconsiderar o referido ano na análise segregada.

Dos dados de 2017, apresentados no Gráfico 19, se mostraram normais apenas os da linha anaeróbia, enquanto os de 2018, constantes do Gráfico 20, não apresentaram normalidade apenas na linha de mistura final, logo obteve-se a normalidade quando necessário por meio de transformações como no caso trianual.

É evidente a redução tanto de violações às regras quanto de extrapolação dos limites de controle com relação à análise do período de três anos consecutivos e das análises anuais como consta na Tabela 11.

Tabela 11 - Violação das regras de Shewhart para pH em cada linha em diferentes períodos de análise

Situação	Período	Linha Anaeróbia	Linha Aeróbia	Mistura Final
Ultrapassa limites	2016-2018	27	16	36
	2017	1	5	0
	2018	1	0	6
Viola Regras 2-8	2016-2018	59	54	87
	2017	17	24	15
	2018	4	6	23

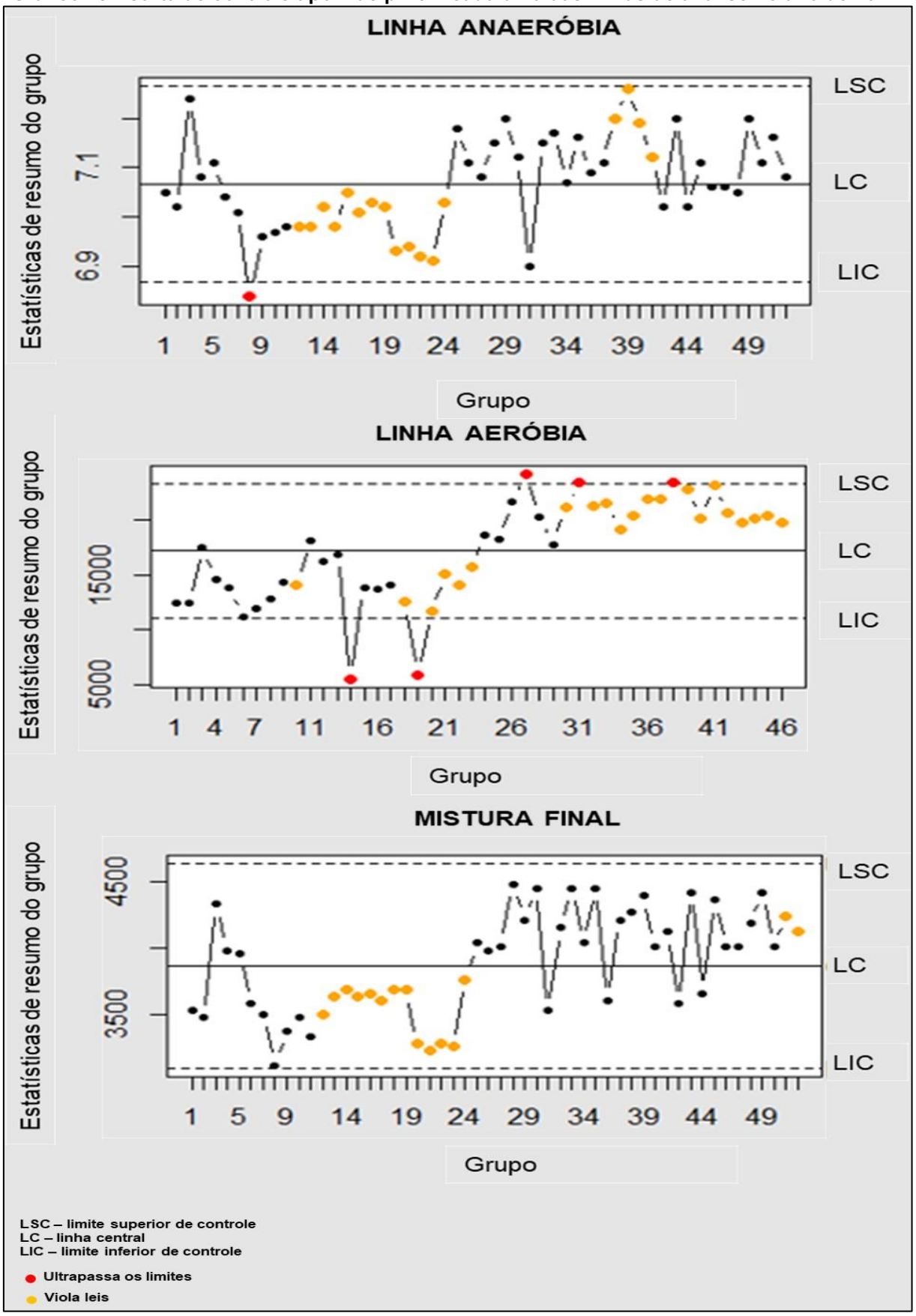
Fonte: o autor (2020).

Verifica-se que a linha anaeróbia apresentou uma melhora no comportamento em relação à violação das regras de 2-8 de 2017 para 2018, e se manteve com apenas uma extrapolação do limite em cada ano, a saber limite inferior em 2017 e limite superior em 2018.

Já a linha aeróbia restabeleceu o controle estatístico do processo de 2017 para 2018, deixando de ultrapassar os limites, o que demonstra o processo de estabilização do reator. Além da obtenção do controle, a linha também reduziu as violações das regras 2-8 em 75% no último ano com relação a 2017.

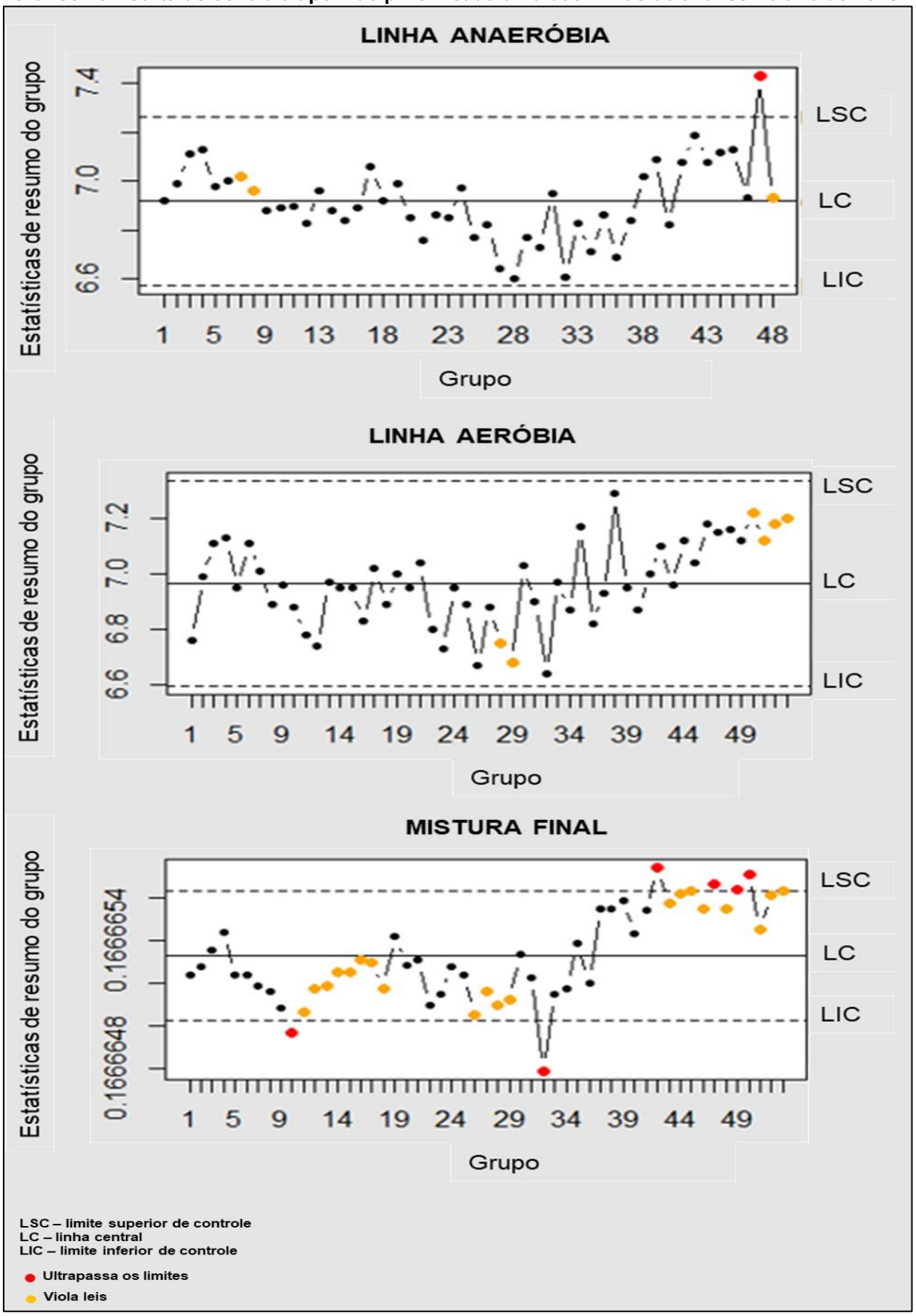
Já a mistura final demonstrou uma piora em ambos os quesitos, tanto violação de limites superiores e inferiores quanto violação das regras 2-8.

Gráfico 19 - Carta de controle tipo *x* de pH em cada uma das linhas de análise no ano de 2017



Fonte: o autor (2020).

Gráfico 20 - Carta de controle tipo *x* de pH em cada uma das linhas de análise no ano de 2018



Fonte: o autor (2020).

Comparativamente aos resultados obtidos no período de três anos consecutivos, foi possível elaborar a Tabela 12, a qual permite verificar as porcentagens de redução das violações do parâmetro pH em cada análise anual.

Em 2017 a linha que apresentou melhor resultado de melhora foi a de mistura final, seguida da anaeróbia com 96% de redução e da aeróbia com 69%, o que se inverteu comparativamente entre 2018 e o conjunto de três anos, tendo sido a linha aeróbia a de melhor redução.

Quanto às violações das regras 2-8, em 2017, verifica-se que a linha aeróbia também demonstrou a menor redução percentual entre as três linhas comparando-se seus respectivos resultados de 2016-2018, enquanto para 2018 isoladamente a linha anaeróbia foi a que apresentou maior redução em comparação ao seu próprio desempenho de CEP constatado na análise de três anos consecutivos.

Tabela 12 - Porcentagem de redução das violações de CEP do pH em cada linha com relação ao período de três anos

Situação	Período	Linha Anaeróbia	Linha Aeróbia	Mistura Final
Fora de Controle	2017	96%	69%	100%
	2018	96%	100%	83%
Violando Regra	2017	71%	56%	83%
	2018	93%	89%	74%

Fonte: o autor (2020).

O Gráfico 21 apresenta a carta de controle dos sólidos sedimentáveis, para o período de 2016 a 2018. Cabe destaque que para as linhas aeróbia e mistura final havia grande frequência de dados mensurados com valor 0 (conforme apresentado anteriormente no Gráfico 12 e Gráfico 16, respectivamente). Assim, nem a transformação por *Box-Cox* possibilitou a obtenção de uma curva normal para as linhas em questão.

A não normalidade nesse parâmetro era evidente, devido a existência de caudas pesadas, no sentido de que havia grande variância nos valores, vários pontos discrepantes de modo que os valores eram excessivamente grandes em relação aos outros, além da própria assimetria de distribuição (PINO, 2014).

Logo, trabalhou-se com os dados não transformados de SSed das linhas aeróbia e mistura final devido aos pontos anteriormente citados, já na linha anaeróbia foi possível normalizar os dados por transformação.

É possível notar que semelhantemente ao caso da análise do pH, todas as linhas de tratamento da ETE estavam fora de controle estatístico de processo no período de janeiro de 2016 a dezembro de 2018 para o parâmetro de sólidos sedimentáveis, com o adendo de que a mistura entre as linhas anaeróbia e aeróbia não auxiliou na melhoria do CEP.

Na primeira linha houve cinco extrapolações de limites, na segunda linha sete e na mistura foram 11 constatações. Além disso as violações às regras de Shewhart também pioraram na mistura, havendo sido registrados 37 violações na linha anaeróbia, apenas 10 na aeróbia e 45 na mistura final.

Importante destacar que apesar das violações do limite superior na linha aeróbia os dados não ultrapassaram o valor de $1mL.L^{-1}$, ficando a maior parte dos dados muito próxima da linha do primeiro desvio padrão.

Como os possíveis pontos discrepantes não foram eliminados e não há erros de medição, entende-se que a piora no resultado de eficiência da linha de mistura seja decorrente do processo de tratamento, muito provavelmente devido ao arraste de sólidos no filtro anaeróbio que não passaram pelo decantador da linha aeróbia.

Semelhantemente ao caso do pH, também para SSed se identificaram muitos pontos de violação às leis de Shewhart de modo que também se realizou uma análise segregada nos anos de 2017 e 2018.

Os dados apresentados no Gráfico 22 dizem respeito ao ano de 2017 e são todos não normais assim como os do Gráfico 23 (relativos a 2018), obteve-se a normalidade por meio de transformações apenas na linha anaeróbia, sendo que as demais apresentaram o mesmo comportamento de não transformação explanado anteriormente na análise trianual.

A Tabela 13 apresenta o quantitativo de violações das regras de Shewhart em cada linha e em cada período.

Tabela 13 - Violação das regras de Shewhart para SSed em cada linha em diferentes períodos de análise

Situação	Período	Linha Anaeróbia	Linha Aeróbia	Mistura Final
Ultrapassa limites	2016-2018	5	7	11
	2017	2	4	1
	2018	0	3	4
Viola Regras 2-8	2016-2018	37	10	45
	2017	21	1	15
	2018	0	9	5

Fonte: o autor (2020).

Verifica-se que a linha anaeróbia apresentou uma melhora no comportamento em relação à violação das regras de 2-8 de 2017 para 2018 estabelecendo o CEP no último ano.

Já a linha aeróbia apesar de também melhorar seu desempenho em termos de diminuição da quantidade de ultrapassagem dos limites, não foi capaz de restabelecer o CEP.

Diferentemente das linhas anteriores, a mistura final apresentou apenas uma violação do limite inferior de controle no ano de 2017, porém em 2018 piorou o resultado, violando quatro vezes o limite superior de controle, o que, entretanto, ainda é melhor do que o comportamento verificado na análise trianual.

Tais modificações de CEP em relação aos anos separados e ao período consecutivo podem ser melhor averiguadas na Tabela 14.

Tabela 14 - Porcentagem de redução das violações de CEP do SSed em cada linha com relação ao período de três anos

Situação	Período	Linha Anaeróbia	Linha Aeróbia	Mistura Final
Fora de Controle	2017	60%	43%	91%
	2018	100%	57%	64%
Violando Regra	2017	43%	90%	67%
	2018	100%	10%	89%

Fonte: o autor (2020).

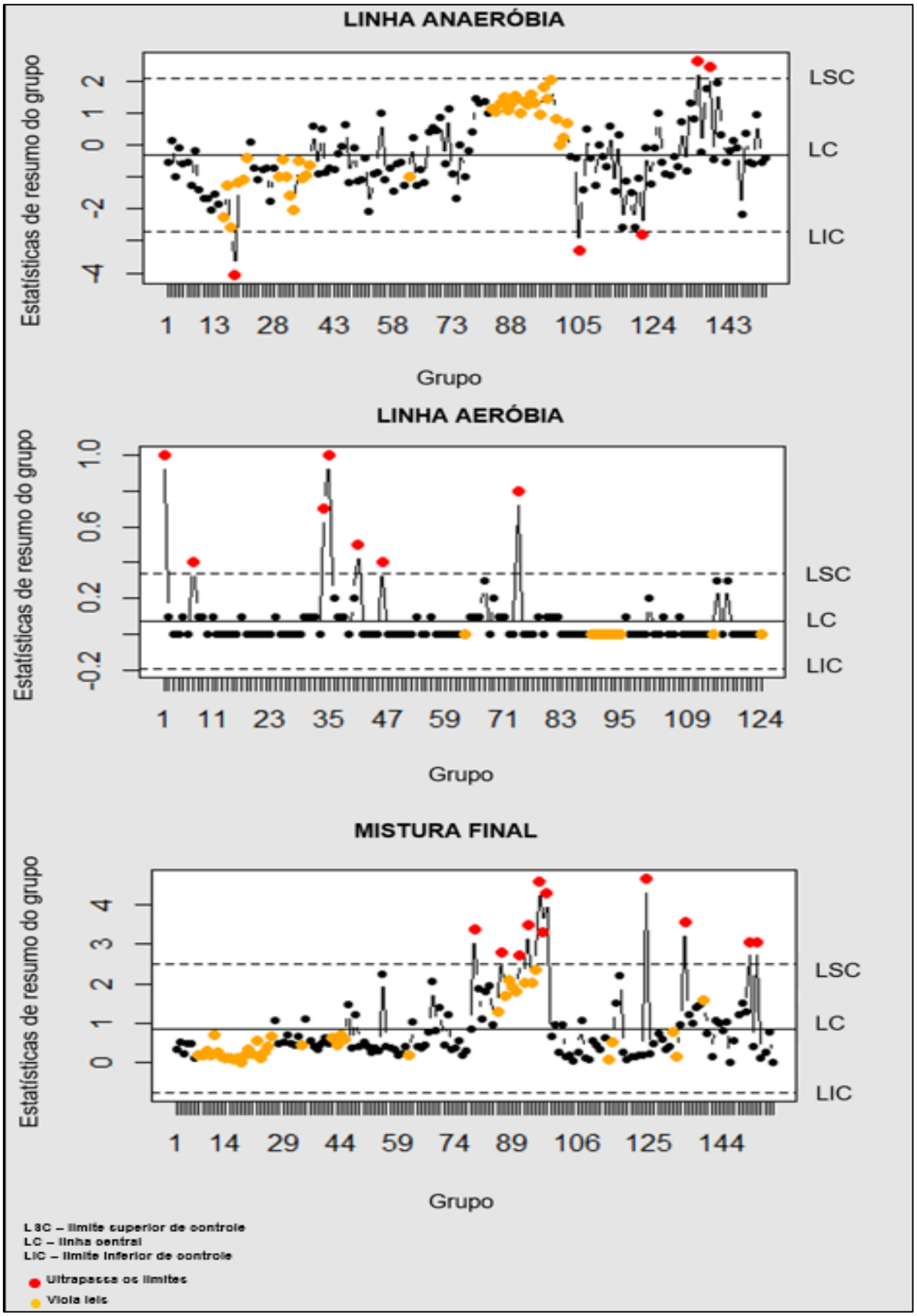
Em 2017 a mistura final também apresentou, como para pH, a melhor redução percentual de acusações de violação dos limites de controle com relação à análise de três anos. A linha aeróbia reduziu percentualmente menos violações aos limites de SSed (43%) do que de pH (69%) para 2017, entretanto, melhorou a performance em se tratando das violações das regras 2-8 tanto em comparação ao pH na própria linha, quanto ao próprio parâmetro de SSed nas demais linhas de tratamento.

Ainda com relação à análise das violações dos limites de controle, em 2018, a linha anaeróbia apresentou a melhor redução percentual comparativa ao ensaio trianual, seguida da mistura final com 64% de redução e por fim a aeróbia com 57%.

Semelhante comportamento se verifica também no mesmo ano para as violações das regras 2-8, no qual a linha anaeróbia apresentou melhor redução percentual de constatações, seguida pelas linhas de mistura final e aeróbia.

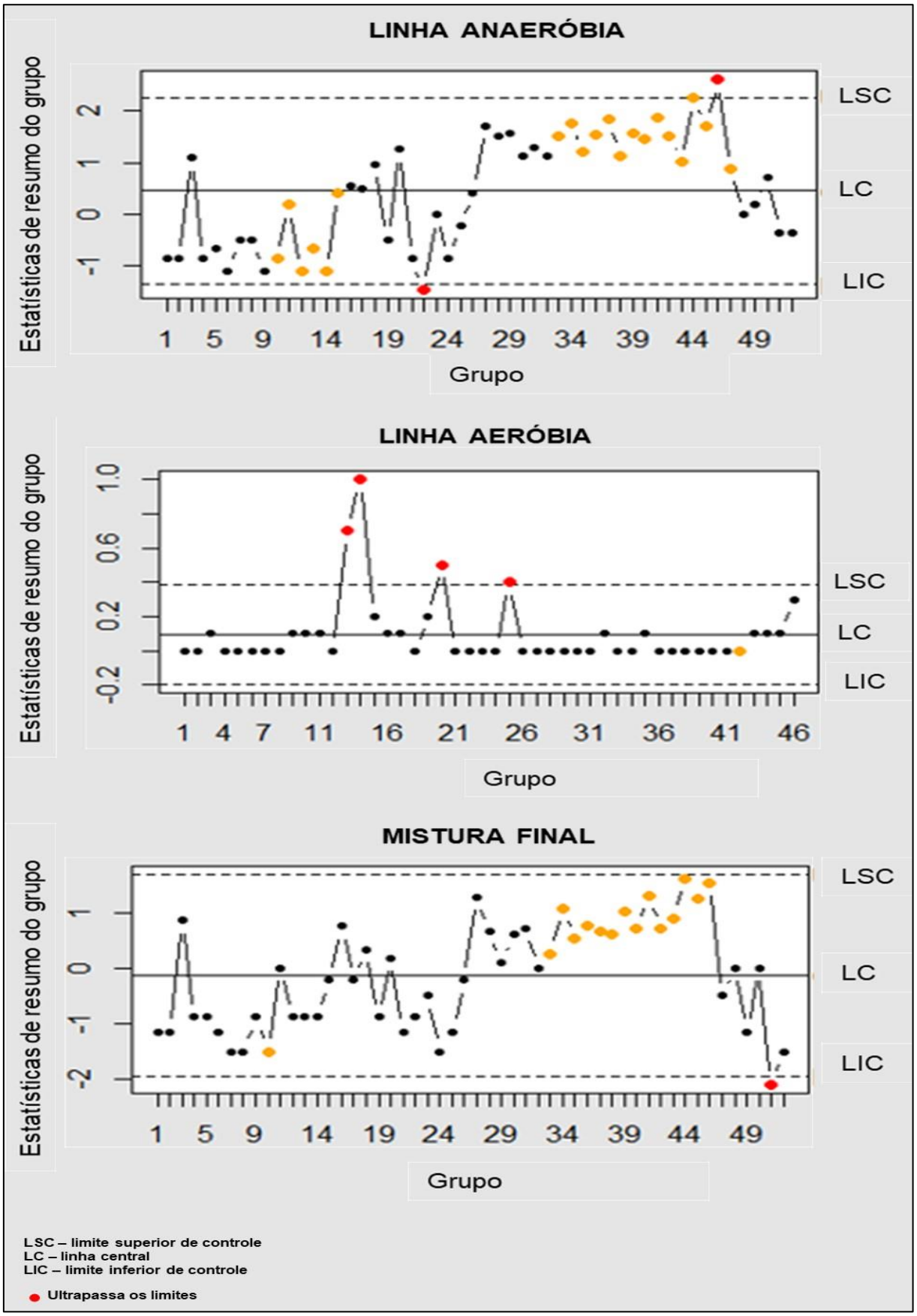
Esta última, apesar da pequena redução em 2018, apresentou a maior diminuição percentual em 2017, reprimindo 90% das violações quando comparada com a análise trianual.

Gráfico 21 - Carta de controle tipo *x* de SSed em cada uma das linhas de análise no periodo de 2016 a 2018



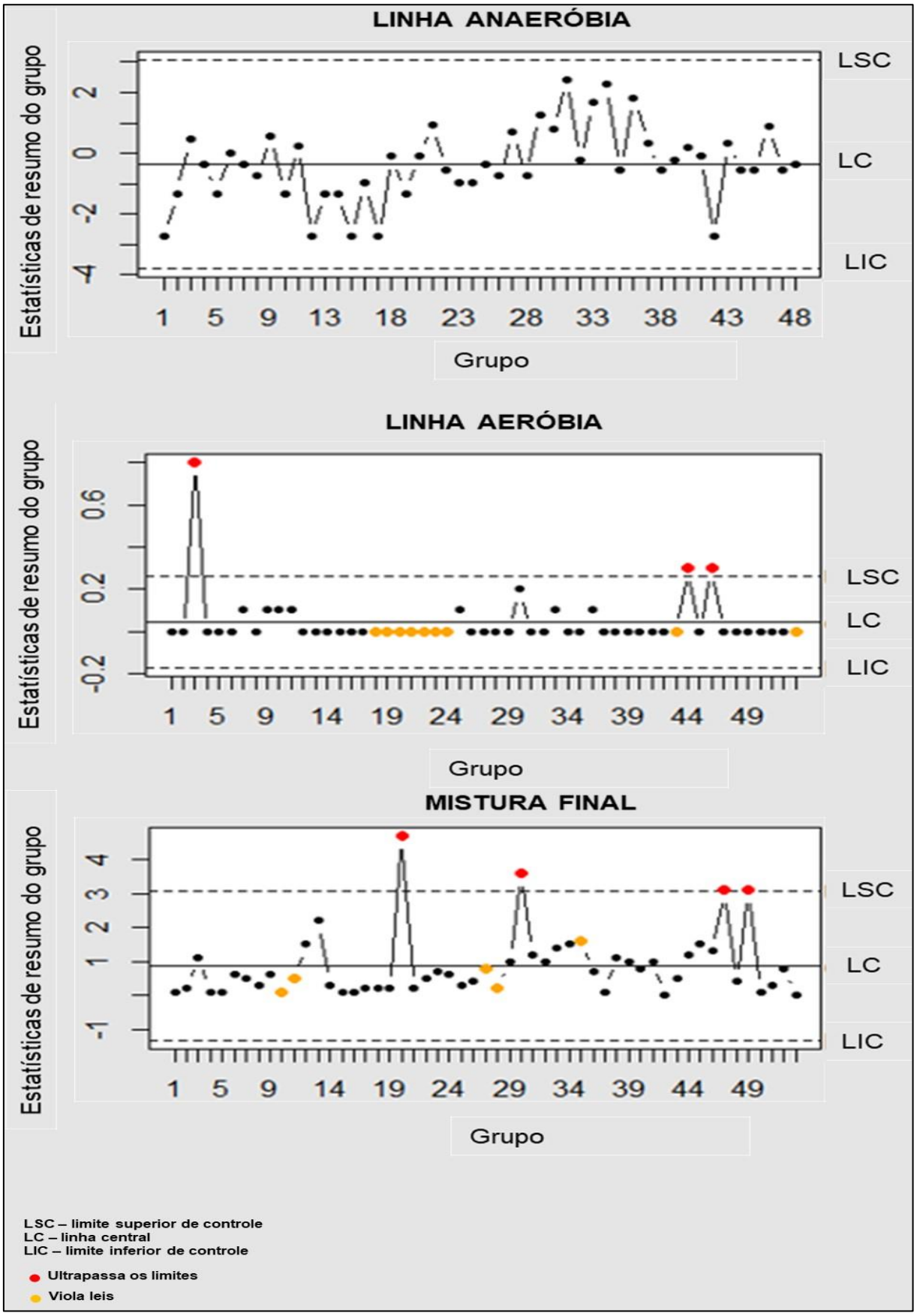
Fonte: o autor (2020).

Gráfico 22 - Carta de controle tipo *x* de SSed em cada uma das linhas de análise no ano de 2017



Fonte: o autor (2020).

Gráfico 23 - Carta de controle tipo *x* de SSed em cada uma das linhas de análise no ano de 2018



Fonte: o autor (2020).

O Gráfico 24 apresenta a carta de controle da DQO para o período de 2016 a 2018, na qual constata-se que todas as linhas em análise não estavam sob controle estatístico de processo no período analisado, já que apresentaram pontos que ultrapassam os limites superior e inferior de controle com 27, 7 e 8 pontos para as linhas anaeróbia, aeróbia e mistura final, respectivamente. No mesmo sentido houve também violação das regras de Shewhart em 58 pontos na linha anaeróbia, 7 na linha aeróbia e 36 na mistura final.

Diferentemente do que constatado nas análises de pH e SSed, a mistura das linhas anaeróbia e aeróbia promoveu uma melhora no CEP em termos de DQO, já que os resultados tanto de violação de limites de controle quanto de regras diminuíram na linha de mistura final em comparação com a linha anaeróbia.

Logo, os excelentes resultados de remoção de DQO advindos da linha de tratamento aeróbio foram eficazes para melhorar o processo como eficiência geral da ETE, sendo capaz de compensar a ineficiência da linha anaeróbia, embora não restaure o CEP.

Como verificou-se que para SSed a análise anual permitiu identificar um período de estabelecimento de controle, também foi realizada para a DQO o exame do CEP considerando os anos de 2017 e 2018 separadamente, os quais constam no Gráfico 25 e Gráfico 26 respectivamente.

Em relação ao estudo de normalidade, apenas na linha aeróbia no ano de 2017 os dados se mostraram normais, de modo que nos demais se procedeu a transformação.

A Tabela 15 apresenta os quantitativos de violação às regras de Shewhart em cada linha tanto no período trianual quanto nos anuais segregados. É possível constatar que em relação à violação da primeira regra, ambos os anos isolados performaram menos extrapolações, comparativamente ao período de três anos, apesar de que na linha aeróbia houve aumento de violações de 2017 para 2018.

Tabela 15 - Violação das regras de Shewhart para DQO em cada linha em diferentes períodos de análise

Situação	Período	Linha Anaeróbia	Linha Aeróbia	Mistura Final
Ultrapassa limites	2016-2018	27	7	8
	2017	12	1	4
	2018	4	3	2
Viola Regras 2-8	2016-2018	58	7	36
	2017	23	7	20
	2018	2	3	6

Fonte: o autor (2020).

Verifica-se que nem mesmo com análises anuais foi possível restabelecer o CEP em se tratando de DQO, mesmo tenham sido reduzidas as violações. Percentualmente, a Tabela 16 explicita tal redução. Em 2017 a linha aeróbia foi a que apresentou maior diminuição de acusações de violação dos limites comparativamente ao período de 2016-2018, entretanto considerando 2018 em relação ao período trianual a linha apresentou a menor redução entre as três analisadas.

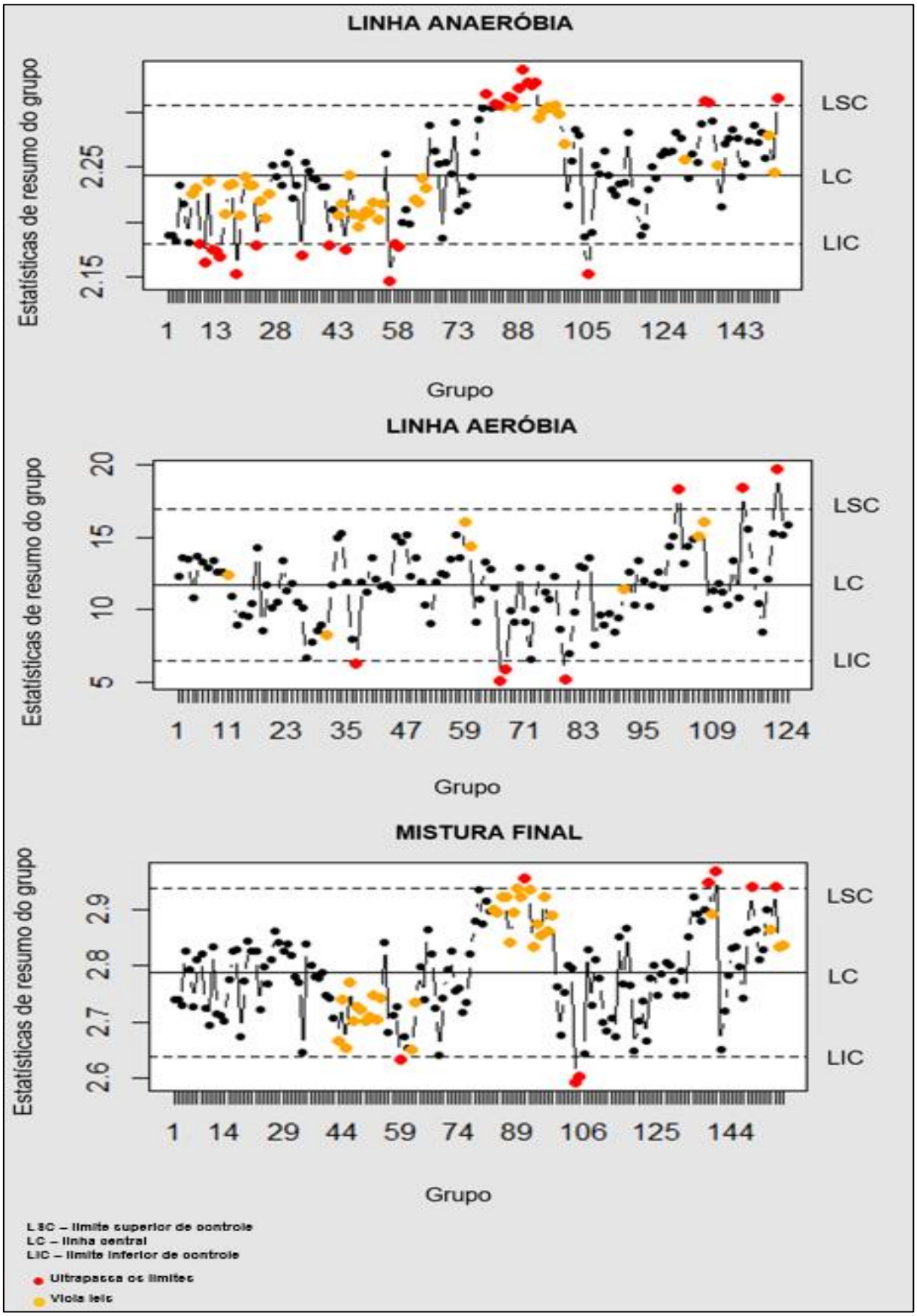
Quanto às violações das regras 2-8 a tabela é clara quanto à não redução na linha aeróbia no ano de 2017, sendo a linha anaeróbia a que mais minimizou as violações relativamente ao período trianual.

Tabela 16 - Porcentagem de redução das violações de CEP do DQO em cada linha com relação ao período de três anos

Situação	Período	Linha Anaeróbia	Linha Aeróbia	Mistura Final
Fora de Controle	2017	56%	86%	50%
	2018	85%	57%	75%
Violando Regra	2017	60%	0%	44%
	2018	97%	57%	83%

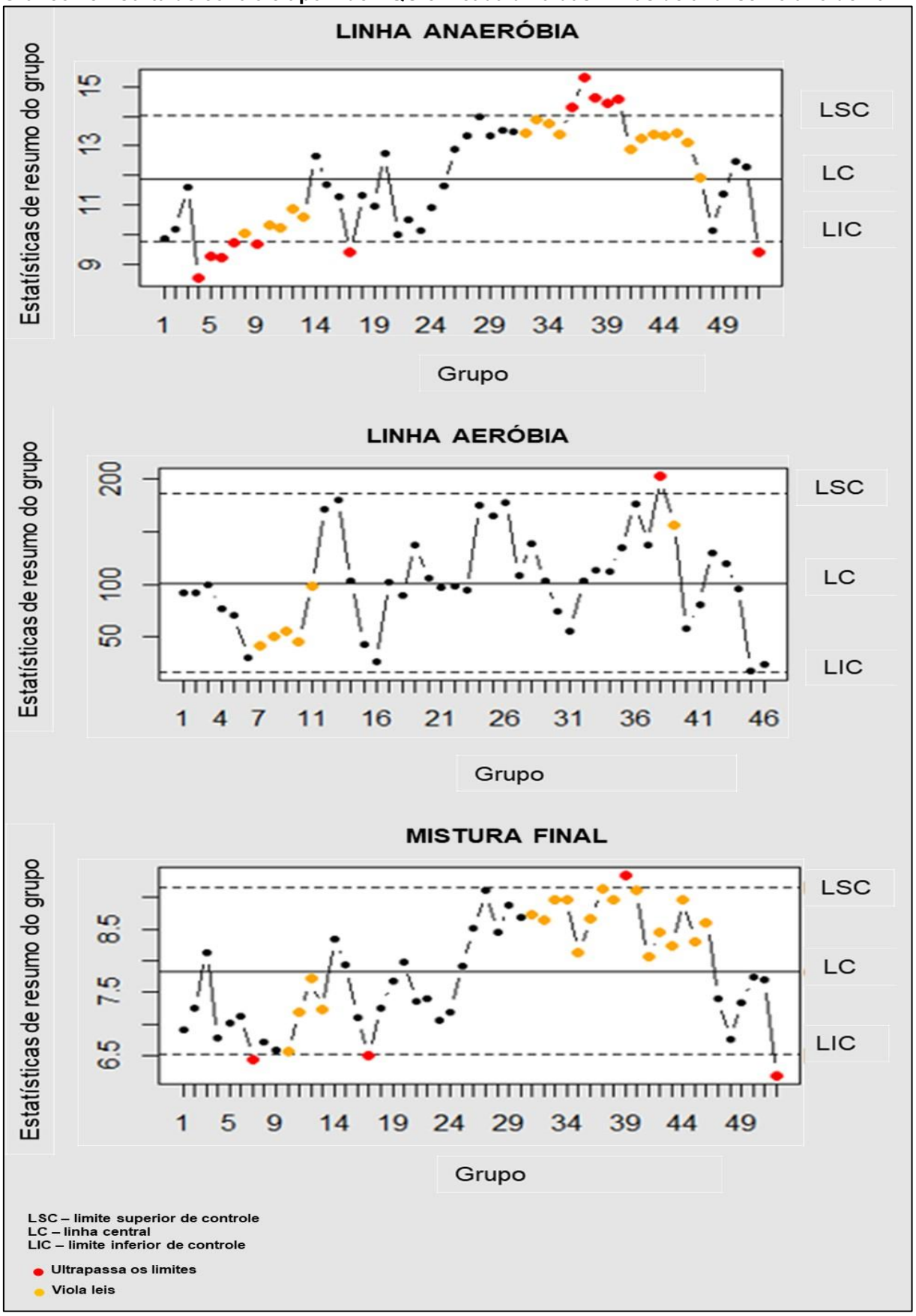
Fonte: o autor (2020).

Gráfico 24 - Carta de controle tipo x de DQO em cada uma das linhas de análise no periodo de 2016 a 2018



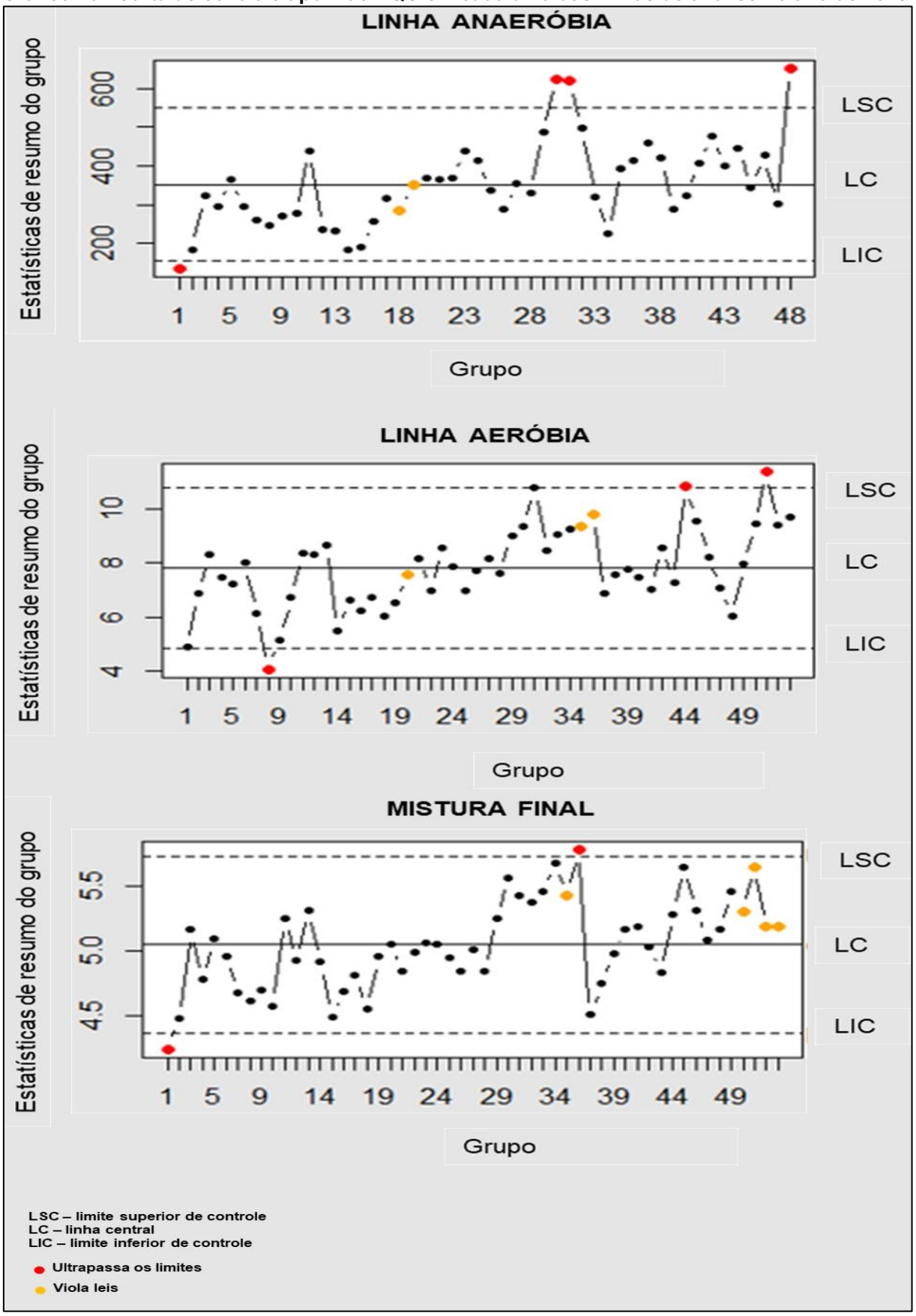
Fonte: o autor (2020).

Gráfico 25 - Carta de controle tipo *x* de DQO em cada uma das linhas de análise no ano de 2017



Fonte: o autor (2020).

Gráfico 26 - Carta de controle tipo *x* de DQO em cada uma das linhas de análise no ano de 2018



Fonte: o autor (2020).

Resultados semelhantes a esses foram verificados por Orssatto *et al.* (2014) em uma ETE com tecnologia anaeróbia e físico-química, as possíveis causas para a constante violação das regras de Shewhart, e que culminam na extrapolação dos limites de controle, podem estar relacionadas à mudança no esgoto bruto devido a inserção de esgotos industriais ou clandestinos na rede.

Relativamente às regras de Shewhart verifica-se que as mesmas são mais efetivas na identificação de desvios em amostras menores, já que comparando-se as análises dos anos separadamente em relação ao período todo, diversos alertas não culminaram de fato na extrapolação dos limites de controle, o que pôde inclusive diminuir a simplicidade da avaliação da carta.

Neste trabalho, observa-se uma inconstância no tratamento relativo aos filtros anaeróbios devido ao arraste de sólidos, similar ao problema pesquisado por Lisowyj e Wright (2020) e Müller *et al.* (2015).

5.4 Índice de Capacidade do Processo de Tratamento

Para avaliar se um processo sob controle estatístico é capaz de atender às especificações é frequentemente utilizado o chamado índice de capacidade do processo (CHIANG; LIO; TSAI, 2017) que avalia a relação entre o desempenho real do processo e as especificações que o produto ou processo deveria atender (DARESTANI, NASIRI, 2016; PAN, LI,SHIH, 2016; SCAGLIARINI, 2018).

A normalidade do processo é condição indispensável, pois implica relações exatas entre os índices de capacidade do processo e a proporção de itens não conformes. Quando a distribuição do processo não é normal os valores estimados não fornecem uma visão objetiva da capacidade real do processo conforme estudos de Castagliola (1996) e Yang *et al.* (2015).

Devido à necessidade de transformação dos dados para se obter uma distribuição normal, os limites de capacidade também foram transformados por *Box-Cox* pelos mesmos valores de λ obtidos em cada caso.

A Tabela 17 apresenta o resultado dos índices de capacidade da ETE em estudo para os três parâmetros analisados compreendendo o período trianual, isto é, de 2016 a 2018.

Tabela 17 - Índices de capacidade do processo por parâmetro em cada linha de 2016 a 2018

Parâmetro	Linha	C_p	C_{pl}	C_{pu}	C_{pk}	C_{pm}	C_{pmk}
DQO	Anaeróbia	17,46070	35,76520	-0,84390	-0,84390	0,31790	-0,01536
	Aeróbia	1,71310	2,75880	0,66740	0,66740	0,52030	0,20267
	Mistura Final	9,14060	18,61920	-0,33800	-0,33800	0,32120	-0,01188
pH	Anaeróbia	7,09300	7,31600	6,87000	6,87000	5,89700	5,70664
	Aeróbia	9,52820	2,23810	16,81830	2,23810	0,43520	0,10223
	Mistura Final	18,73580	34,09270	3,37880	3,37880	0,40660	3,37880
SSed	Anaeróbia	0,00000	-0,13780	0,13780	-0,13780	0,00000	-0,12735
	Aeróbia	1,89540	0,27820	3,51260	0,27820	0,38260	0,05616
	Mistura Final	0,30748	0,53001	0,08495	0,08495	0,25557	0,07065

Fonte: o autor (2020).

A capacidade do processo é uma comparação entre a saída real e os limites de especificação, pois em uma distribuição normal, os índices C_p e C_{pk} juntos determinam a proporção esperada de valores que estejam fora do intervalo de especificação denominado "não conforme" (KOTZ, JOHNSON, 2002; PAN, LI, SHIH, 2016; NOOROSSANA, 2002).

O índice C_p mede a capacidade geral do processo e é contabilizado pela razão da diferença dos limites, Montgormery e Runger (2009) tratam C_p como sendo a capacidade potencial do processo, isto é, sua capacidade de estar centralizado na média, sendo que quando maior que 1,0 indica que o processo atinge as especificações, mas quando menor que 1,0 infere grande variação no processo com fases de atendimento e não-atendimento às especificações, pois de acordo com Kotz e Johnson (2002) o C_p igual a 1,0 corresponde a uma proporção baixa e satisfatória de itens não conformes no processo.

É possível verificar na Tabela 17 que ambas as linhas de tratamento são capazes de atingir os parâmetros de especificação de DQO e pH durante todo o período analisado, mas apenas a linha aeróbia atende aos padrões de especificação para SSed ($C_p \geq 1$) em qualquer amostragem do período.

Como existe uma mistura com efluentes anaeróbios e aeróbios e a linha anaeróbia não é capaz (Cp = 0), a mistura final também não é capaz de atender aos parâmetros em 99,73% das amostras analisadas no período, probabilidade esta que segundo LOUZADA *et al.,* 2019 é atendida em casos nos quais o processo é capaz, ou seja devido à proporção de fluxo na linha anaeróbia a probabilidade de se escolher

ao acaso uma amostra das linhas anaeróbia e mistura que não atenda ao limite de especificação é maior do que 0,27%.

Após a constatação da capacidade potencial do processo, foi possível analisar o quão constante esse atendimento se mostrou no durante os três anos analisados, ou seja, por meio de C_{pl} e C_{pu} atestou-se a variabilidade da simetria da capacidade, no sentido de verificar se os dados estavam próximos ao limite inferior ou mais próximos ao limite superior, ou no melhor caso possível, se estavam sempre próximos à média.

Conforme constatado em todos os casos apresentados na Tabela 17 existe uma grande variabilidade de valores nos processos de tratamento analisados, já que os valores de C_{pl} e C_{pu} são bastante diferentes do C_p, inclusive significativamente diferentes.

Dos parâmetros analisados, o maior distanciamento absoluto é o da DQO na linha anaeróbia. Esta divergência significa que as variabilidades não são simétricas, ou seja, não estão igualitariamente distribuídas de ambos os lados de C_p.

O índice C_{pk} diz respeito à dispersão da centralidade sendo o menor dos valores entre C_{pl} e C_{pu}, é justamente C_{pk} que permite identificar se durante a maior parte do período analisado os dados estão mais próximos do limite inferior ou do limite superior (se C_{pk} for mais próximo de C_{pl} ou C_{pu} respectivamente).

Montgomery (2009) cita que quando $C_{pk} < C_p$, como verificado em todos os parâmetros, significa que a dispersão não está centrada ao meio, mas sim deslocada, sendo então tal índice comumente tratado pelo autor como índice de capacidade real do processo, já que indica sua dispersão.

Com relação à DQO, C_{pk} indica que em todas as linhas os dados não são simétricos e estão mais próximos do limite superior de controle (180mg.L^{-1}), já que $C_{pk} \sim C_{pu}$. Considerando a finalidade da Estação, valores de DQO mais próximos ao limite superior de especificação devem ser atentamente acompanhados, já que podem incorrer em inadequações legais quando extrapolados os limites e consequente impacto negativo no corpo receptor.

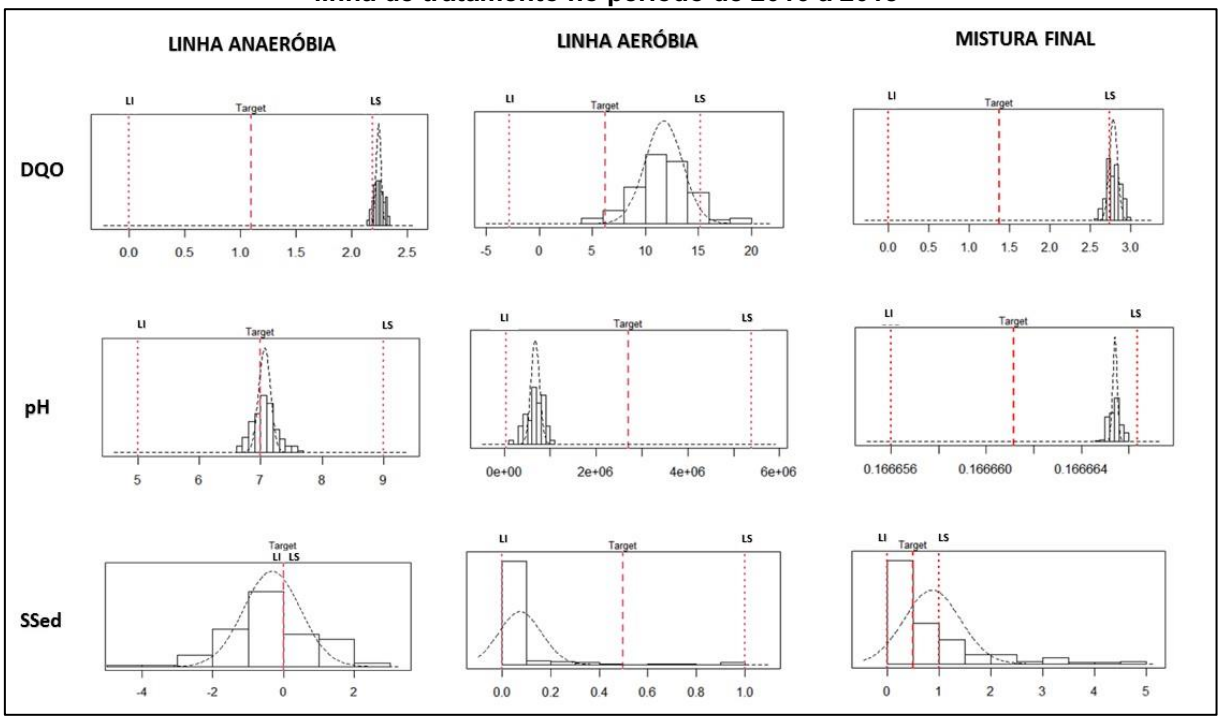
O exato inverso se verifica na análise de SSed, na qual, os dados estão assimetricamente concentrados próximo ao limite inferior de controle (0mL.L^{-1}), o que em se tratando de uma ETE não é ruim, já que infere que durante a maior parte do tempo os resultados de SSed se aproximam ao mínimo possível, logo são lançadas

pequenas concentrações de sólidos no corpo receptor, o que ambientalmente é muito bom.

Para o pH, apenas na linha aeróbia $C_{pk} \sim C_{pl}$, isto é, os dados estão concentrados mais próximos ao limite inferior de 5, enquanto nas linhas anaeróbia e de mistura final os dados estão mais próximos ao limite superior de 9.

Tais disposições podem ser visualmente constatadas no Gráfico 27, no qual é clara a concentração de dados mais próximo a cada um dos limites anteriormente explanados.

Gráfico 27 - Representação da dispersão dos índices de capacidade por parâmetro em cada linha de tratamento no período de 2016 a 2018



Fonte: o autor (2020).

No caso de C_{pk} <0 implica que a média do processo está fora dos limites de especificação, como verificado para DQO nas linhas anaeróbia (86% dos dados extrapolam o limite) e final (71% dos dados ultrapassam o limite) e para SSed na linha anaeróbia (66% dos dados estão abaixo do limite inferior e 34% acima do limite superior, logo todos os dados estão ultrapassando os limites de controle), e facilmente verificado no Gráfico 27.

Valores de $C_{pk} \geq 1{,}33$ indicam processos altamente capazes de atenderem às especificações, como verificado no caso do pH (MONTGORMERY; RUNGER, 2009).

Enquanto C_p e C_{pk} juntos estão relacionados à proporção esperada de não-conformidades, C_{pm} está relacionado à possibilidade da escolha arbitrária da perda de função (KOTZ, JOHNSON, 2002; PAN, LI, SHIH, 2016), ou seja, sua performance. Este índice permite verificar o quão aderente a média está do valor alvo, representada no Gráfico 27 pela linha centralizada entre os limites de especificação, em seu ponto médio.

Conforme apresentado anteriormente, o alvo é função esperança da variância e é representado no denominador da fórmula de C_{pm}, pois para maximizar o atendimento ao critério do C_{pm} é necessário reduzir a variância e o desvio padrão do processo, logo a média deve ser bem representativa do processo e estar mais próxima do alvo. Normalmente, o alvo representa o ponto médio entre os limites de especificação e C_{pm} é sempre menor do que C_p se diferenciando justamente pela penalização do distanciamento do alvo.

É possível dizer que um produto está conforme, sem perda associada à sua produção, quando suas características de qualidade atingem o valor alvo, essa perda representa a variação em torno do valor alvo. Apesar de não haver um valor de referência para C_{pm} em termos de escala de classificação, costuma-se assumir as metas de C_p entretanto, logo, quanto maior o valor de C_{pm} menor é a variação com relação ao alvo, isto é mais o processo é estável em seus resultados.

O valor alvo nesse estudo, seria em termos práticos e não transformados 7 para pH (ponto médio entre 5 e 9), 90mg.L^{-1} para DQO (considerando limites de 0 e 180 mg.L^{-1}) e 0,5mL.L^{-1} para SSed (já que os limites são 0 e 1 mL.L^{-1}).

De acordo com Chen, Lai e Nien (2010) quanto maior o C_{pm} maior é a performance do processo, ou seja, mais se atinge o alvo e melhor é a qualidade ótima do resultado, há menos oscilação nos resultados.

Como verificado nos resultados da Tabela 17 o único parâmetro que apresenta C_{pm} >1 é o pH na linha anaeróbia, o qual visualmente no Gráfico 27 é o único cuja distribuição de dados está centrada na linha do alvo (*target*).

O fato de todos os demais parâmetros nas respectivas linhas apresentarem C_{pm} <1 significa que apesar de apresentarem capacidade de atender aos limites de especificação (C_p >1) em se tratando de tolerâncias naturais, isto é, com uma probabilidade de atendimento num intervalo de confiança de 99,999966% (6σ), com a restrição a 3σ de tolerância (advinda de C_{pk}) ocorrem não atendimentos, e inclusive muitas variações com relação ao alvo.

Tais variações em relação à média e ao valor alvo, dizem respeito à variabilidade no tocante aos limites de especificação, apesar dos processos serem capazes, hora estão próximos ao limite superior, hora estão próximos ao limite inferior.

Devido às variações de geração de efluente nas áreas urbanas, bem como possíveis descartes irregulares na rede coletora de efluentes industriais, ou até mesmo modificações microbiológicas ou físico-químicas no tratamento é plenamente justificável que haja grande variabilidade da média e não atendimento ao valor alvo, o que não seria aceitável ou coerente num processo produtivo industrial controlável como de equipamentos eletrônicos, por exemplo.

O cálculo de C_{pmk} também leva em consideração o valor alvo semelhantemente representado pelo valor médio entre os limites de especificação como em C_{pm}, porém é mais sensível aos desvios da média com relação ao alvo já que é calculado pela parcela que apresenta menor distância entre a média e o limite de especificação e também agrega o quadrado do desvio do alvo à variância do processo em seu denominador (ABDOLSHAH *et al*., 2011).

Diante disso relativamente ao resultado de C_{pmk} valores próximos a C_{pk} (menor valor entre C_{pl} e C_{pu}) indicam que há maior variância no processo, já que C_{pk} não considera o rendimento do processo, enquanto valores de C_{pmk} próximos a C_{pm} inferem menor variância, uma vez que são consideradas as perdas e distanciamento do alvo. Não há uma escala de classificação para C_{pmk}, entretanto, quanto maior o seu valor menor é a variação em torno do alvo e mais eficiente é o processo.

Com base nos dados da Tabela 17 verifica-se que para DQO e pH os valores de C_{pmk} nas linhas anaeróbia e aeróbia se aproximam mais de C_{pm} o que permite inferir que há bastante dispersão dos valores com relação ao alvo, principalmente porque apresentam resultados menores do que 1, o que deixa claro o não atingimento, entretanto há menor variância.

Já para Ssed em todas as linhas e para DQO e pH na linha de mistura final os valores de C_{pmk} são mais próximos dos respectivos valores de C_{pk} e inclusive menores do que 1, o que indica que tanto não há atingimento do valor alvo quanto há grande variância no processo, apesar de ser capaz de atender às especificações de acordo com $C_{p.}$

Tais resultados podem ser associados com as violações das regras 2-8 de Shewhart, no sentido de que o processo pode estar conforme, mas muito variável sinalizando uma futura perda de controle.

Em suma, averiguando as sensibilidades dos índices de capacidade mensurados de 2016 a 2018, constata-se que, para DQO:

- Todas as linhas atenderiam às especificações se fosse considerado apenas C_p;
- Considerando C_{pk}, os dados são assimétricos e se concentram mais próximos ao limite superior de especificação, inclusive ultrapassando os limites, de modo que não seria capaz em todo o período analisado;
- C_{pm} e C_{pmk} mostram que não há atendimento ao alvo e há momentos em que se ultrapassam os limites de especificação.

Para SSed:

- A linha aeróbia é a única que atende às especificações considerando C_p;
- C_{pk} mostra que os dados em todas as linhas são assimétricos e se concentram mais próximos ao limite inferior de especificação;
- C_{pm} e C_{pmk} indicam que não há atendimento ao alvo e nem cumprimento às especificações numa probabilidade de 99,73%.

Para pH:

- Todas as linhas atendem às especificações considerando o índice C_p;
- Apenas a linha aeróbia está mais próxima do limite inferior de especificação, de acordo com C_{pk} e não há ultrapassagem de nenhum dos limites, nem inferior, nem superior;
- C_{pm} e C_{pmk} indicam que apenas a linha anaeróbia atinge o alvo.

Semelhantemente ao procedimento de análise realizado para as cartas de controle, o cálculo dos índices de capacidade segregados nos anos de 2017 e 2018 resultaram na Tabela 18 e na Tabela 19, a partir das quais intentou-se identificar se houve alteração no comportamento da capacidade do processo durante o período estudado.

Foi possível constatar que no ano de 2017 todas a linhas e parâmetros apresentaram capacidade potencial de atendimento aos limites legais de especificação, já que para todos o C_p se mostrou maior do que 1.

Tal comportamento representou uma melhora em comparação com os dados trianuais, já que nesses a linha anaeróbia não era capaz de atender aos limites para SSed.

Em contrapartida, como se verifica na Tabela 19, houve uma piora com relação aos dados de 2017, já que se constata semelhante comportamento de incapacidade para SSed tanto na linha anaeróbia quanto na mistura final, logo é possível inferir que foram justamente os resultados de 2018 que culminaram nessa incapacidade de acordo com C_p como discorrido anteriormente.

Tabela 18 - Índices de capacidade do processo por parâmetro em cada linha em 2017

Parâmetro	Linha	C_p	C_{pl}	C_{pu}	C_{pk}	C_{pm}	C_{pmk}
DQO	Anaeróbia	3,31240	7,78510	-1,16030	-1,16030	0,24620	-0,08623
	Aeróbia	1,06190	2,29810	0,92570	0,92570	0,98300	0,85738
	Mistura Final	5,87880	12,23100	-0,47330	-0,47330	0,30810	-0,02481
pH	Anaeróbia	10,06600	10,39800	9,73400	9,73400	7,13200	6,89494
	Aeróbia	7,05480	2,39540	11,71410	2,39540	0,50340	2,39540
	Mistura Final	7,87270	4,15870	11,58670	4,15870	0,70370	0,37166
SSed	Anaeróbia	2,12100	4,49440	-0,25250	-0,25250	0,29500	-0,03512
	Aeróbia	1,72650	0,33030	3,12280	0,33030	0,40090	0,07670
	Mistura Final	3,43551	6,79961	0,07142	0,07142	0,33875	0,00704

Fonte: o autor (2020).

Tabela 19 - Índices de capacidade do processo por parâmetro em cada linha em 2018

Parâmetro	Linha	C_p	C_{pl}	C_{pu}	C_{pk}	C_{pm}	C_{pmk}
DQO	Anaeróbia	2,16320	5,34420	-1,01790	-1,01790	0,22540	-0,10613
	Aeróbia	2,39690	4,25570	0,53800	0,53800	0,42310	0,09496
	Mistura Final	3,52020	7,39110	-0,35070	-0,35070	0,30200	-0,04061
pH	Anaeróbia	5,82300	5,58500	6,06000	5,58500	4,74000	4,54068
	Aeróbia	5,43100	5,34100	5,52100	5,34100	5,24500	5,15772
	Mistura Final	17,25750	31,09480	3,42020	3,42020	0,41560	3,42020
SSed	Anaeróbia	-0,97410	-0,10550	-1,84260	-1,84260	-0,34900	-0,66043
	Aeróbia	2,32760	0,20200	4,45320	0,20200	0,36060	0,03129
	Mistura Final	0,22788	0,39298	0,06277	0,06277	0,20420	0,05625

Fonte: o autor (2020).

Relativamente à dispersão dos dados, de acordo com os resultados de C_{pk} em ambas as análises anuais, verificou-se que para DQO em todas as linhas e seja qual fosse o período de estudo (anual ou trianual) os dados se concentravam mais próximos ao limite superior de especificação, uma vez que $C_{pk} = C_{pu}$.

Tal resultado, de certa maneira sugestiona que apesar das linhas terem capacidade para atender ao limite de especificação por meio de C_p, tal atendimento não se dá além da tolerância natural, já que C_{pl} e C_{pu} divergem muito de C_p e inclusive culminam em C_{pk} menor do que 0 o que claramente significa uma violação dos limites.

Já para o pH, o comportamento das linhas em 2017 e 2018 foi distinto tanto entre si quanto em comparação com a análise trianual.

À exceção da linha aeróbia que em todos os casos se manteve concentrada próxima ao limite inferior de especificação, as linhas anaeróbia e de mistura alternaram sua dispersão entre 2017 e 2018. Inicialmente a linha anaeróbia apresentou-se próximo ao limite superior, invertendo no ano seguinte, sendo o exato contrario verificado na linha de mistura.

Novamente, em se tratando de estabilidade de processo, a linha aeróbia manteve também para o parâmetro SSed o mesmo comportamento em termos de C_{pk} tanto para 2017, quanto para 2018 e também para a análise trianual, se mantendo sempre próximo do limite inferior de especificação, o que na prática representa concentração 0 $mL.L^{-1}$, e portanto, é a melhor condição em termos de lançamento de efluentes em corpos hídricos.

Ainda se tratando de SSed, a linha de mistura também apresentou o mesmo tipo de dispersão tanto na análise trianual, quanto anual, permanecendo com $C_{pk} = C_{pu}$ o que significa que nos casos nos quais houve ultrapassagem dos limites de especificação, tal inadequação se deu em concentrações de sólidos superiores a 1 $mL.L^{-1}$.

Já os resultados de C_{pm} e C_{pmk} demonstraram que, analogamente ao constatado na Tabela 17, apenas o parâmetro pH teria de fato condições de atender aos limites de especificação e inclusive com reduzida variação nesse atendimento, ou seja, atenderia ao alvo, seria pouco variável. Entretanto, não foram todas as linhas que se enquadraram nesse perfil, na análise trianual somente a linha anaeróbia conseguiria atender; em 2017, além da anaeróbia a aeróbia também (de acordo com C_{pmk}); e em 2018 as linhas anaeróbia e aeróbia (considerando tanto C_{pm} quanto C_{pmk}) e a linha de mistura também em termos de C_{pmk}.

Por meio da análise anual foi então possível constatar que, para DQO não houve modificação no perfil de capacidade tanto na análise trianual quanto na segregada.

Para SSed:

- Os resultados de C_p em 2017 demonstraram que todas as linhas foram capazes de atender à especificação, verificando-se o atendimento somente pela aeróbia apenas em 2018;
- C_{pk} mostra que os dados em todas as linhas são assimétricos e houve alteração apenas para a linha anaeróbia comparando-se os períodos analisados;
- C_{pm} e C_{pmk} indicam que não há atendimento ao alvo e nem cumprimento às especificações numa probabilidade de 99,73%.

Para pH:

- Todas as linhas atendem às especificações considerando o índice C_p;
- Apenas a linha aeróbia manteve a concentração de dados próximo ao limite inferior, de acordo com $C_{pk,}$ e não há ultrapassagem de nenhum dos limites, nem inferior, nem superior;
- C_{pmk} indica que em 2017 apenas a linha de mistura não atinge o alvo, o que deixa de acontecer em 2018 com a plenitude de todas as linhas.

Diante dessas análises, verifica-se a importância da complementariedade dos índices de capacidade, bem como a constante avaliação periódica dos mesmos, apesar de que a estação seja conforme, de maneira geral, em seus processos e atenda aos limites de especificações legais para a qualidade do efluente tratado não há uma estabilidade em seus resultados, havendo então muita variação, estando hora próximo ao limite mínimo.

Em termos práticos, tal assimetria próxima ao limite inferior é ótima em se tratando de qualidade de efluente, já que, exceto pH, os limites mínimos se referem à total remoção de DQO e Ssed, entretanto, quando próxima ao limite máximo aumenta-se o risco de ultrapassar o limite legal.

Uma possibilidade de melhorar os resultados seria a modificação na composição do tratamento, com inclusão de outra linha de tratamento aeróbio que promovesse o tratamento toda da vazão e adicionalmente um pós tratamento físico-químico, que viesse a compensar possíveis desvios da linha aeróbia.

Operacionalmente, se o CEP fosse implementado na prática, teria sido possível identificar os pontos nos quais houve violação das regras 2-8 de Shewhart as quais dão indícios de que o processo está saindo de controle subsidiando possíveis ações na planta relacionadas ao parâmetro (DQO, pH, ou Ssed) que estivesse sendo analisado. Para tanto, o controle em tempo real seria mais efetivo considerando um período de verificação menor, e não como no caso três anos semanalmente agrupados.

6 CONCLUSÃO

O presente trabalho teve como foco identificar se uma estação de tratamento de esgoto apresentava-se com seu processo de tratamento biológico sob controle estatístico, bem como se tinha capacidade de atender aos limites de especificação ambiental de modo continuado.

Três estratégias de operação foram comparadas na ETE: (1) tratamento anaeróbio, (2) tratamento anaeróbio seguido de aeróbio e (3) mistura final de (1) e (2). Os resultados indicaram que a linha aeróbia apresentou melhor desempenho em termos de qualidade do tratamento do efluente, com eficiência de remoção de 97,50% de Ssed e 88,09% de DQO (considerando os dados de janeiro de 2016 a dezembro de 2018).

Já a linha anaeróbia operou inadequadamente, entretanto devido à grande eficiência da linha aeróbia, a mistura final apresentou resultados satisfatórios quando comparados apenas valores de referência ambiental com a eficiência global da ETE.

A partir dos dados analisados no presente estudo, constata-se que na ETE em questão há grande variabilidade nos dados de sólidos sedimentáveis e DQO em todas as etapas do tratamento, enquanto para o pH, a variabilidade é relativamente pequena tomando como base os valores do coeficiente de variação.

Ambas as linhas não estão sob controle estatístico, então a hipótese de que a linha aeróbia devolveria ao processo o controle estatístico de qualidade não é verdadeira, apesar de que foi verificada uma melhora no CEP.

Quanto aos índices de capacidade do processo foi possível concluir que em todo o período a linha aeróbia atende aos limites de especificação para todos os parâmetros (C_p>1 e >1,33) e que o não cumprimento se deu apenas no parâmetro sólidos sedimentáveis, tanto na linha anaeróbia (C_p = 0 na análise trianual e C_p = -0,9 em 2018) quanto na mistura final (C_p = 0,3 na análise trianual e C_p = 0,2 em 2018). Logo a linha anaeróbia foi incapaz de atender à especificação, como também impactou negativamente os resultados de controle estatístico de qualidade na mistura final.

Destaca-se que tal análise não significa que a ETE não atenda ao parâmetro legal, mas sim que em todo o período analisado de janeiro de 2016 a dezembro de 2018 houve momentos temporais, com uma probabilidade de 0,27% em que não se

conseguiu uma capacidade de atendimento dos processos biológicos de tratamento estudados, como bem se verificou nos resultados de 2018.

Diante disso, conclui-se que a tecnologia de tratamento por lodos ativados após sistema anaeróbio tipo UASB tem maior potencial de aderência aos métodos de controle estatístico do processo do que sistemas que combinam processos anaeróbios e aeróbios em seu efluente final.

Porém, o incremento de outras tecnologias de tratamento poderia aumentar a estabilidade dos processos relativos aos valores de C_{pm} e C_{pmk}, os quais a exceção do pH na linha anaeróbia, foram todos inferiores a 1,0, o que indica que os processos de tratamento apresentam uma variabilidade relativamente alta.

Sugere-se ainda, que para a efetiva implementação do CEP na ETE em estudo haja um envolvimento gerencial com o comprometimento no processo de melhoria contínua, identificando os principais componentes que interferem no processo. Porém, não somente quando a Estação se apresentar fora de controle, mas gerenciar as ferramentas utilizadas neste trabalho para permitir correções e melhorias nas operações e instalações de maneira contínua. Pois, o CEP pode auxiliar na eliminação de causas atribuídas bem como reduzir a variabilidade do processo estabilizando seu desempenho.

A qualidade do processo de tratamento de esgotos é resultante da prevenção dos defeitos. Logo, o uso de ferramentas estatísticas de controle de qualidade é indispensável para identificar fatores que influenciem nos resultados e eficiências de remoção. Assim, as ferramentas do CEP podem ser muito úteis nesse processo de identificação, operação e melhoria contínua.

REFERÊNCIAS

ABDOLSHAH, M. *et al.*, Measuring process capability index Cpmk with fuzzy data and compare it with other fuzzy process capability indices. **Expert Systems with Applications**, v.38, n.6, p. 6452-6457, 2011, https://doi.org/10.1016/j.eswa.2010.11.101.

ABES. **Guia de referência para medição do desempenho,** v.1, p.35, 2019. Disponível em: http://pnqs.com.br/wp-content/uploads/2019/03/GRMD_2019.pdf. Acesso em: 28, ago. 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas** / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. - Brasília: ANA, 2017. 88 p.

AMARA, S. B.; DHAHRI, J.; FREDJ, N.B. Control chart limits based on true process capability with consideration of measurement system error. **Int. J. Metrol. Qual. Eng**., v.7, n. 401, 2016. https://doi.org/10.1051/ijmqe/2016021.

AUGUSTO, M. R.; CALHEIROS, H. C.; CARVALHO, V. S. B. Simulação numérica da dispersão do sulfeto de hidrogênio emitido por um reator UASB para tratamento de esgoto doméstico. **Rev. Ambient. Água**, v. 12, n. 2, p. 215-225, 2017. https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1841.

BERTHOUEX, P. M.; HUNTER, W. G.; PALLESEN, L. Monitoring Sewage Treatment Plants: Some Quality Control Aspects, **Journal of Quality Technology**, ano 10, v. 4, p. 139-149, 1978. https://doi.org/10.1080/00224065.1978.11980842.

BERTHOUEX, P. M.; LAI, W.; DARJATMOKO, A. A statistics-based system for treatment plant operation. **Environ Monit Assess,** v.13, p. 247-269, 1989. https://doi-org.ez48.periodicos.capes.gov.br/10.1007/BF00394232.

BOKO, M. *et al*. Climate change and the availability of water resources in Benin. **Revista Brasileira de Climatologia,** v.14, 2014. http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v14i1.38169.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 24 jul. 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA Nº 430/2011, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, ano 148, n. 92, p.89, 16 maio 2011.

BUNDSCHUH, M. *et al.* Ecotoxicological evaluation of three tertiary wastewater treatment techniques via meta-analysis and feeding bioassays using Gammarus

fossarum, **Journal of Hazardous Materials**, v.192, n. 2, p. 772-778, 2011. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.05.079.

CARRARO, E. *et al.* Hospital effluents management: Chemical, physical, microbiological risks and legislation in different countries. **Journal of Environmental Management**, v.168, p.185-199, 2016. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.021.

CASTAGLIOLA, P. Evaluation of non-normal process capability indices using Burr's distributions, **Quality Engineering**, v.8, n.4, p. 587-593, 1996. https://doi.org/10.1080/08982119608904669.

CHARKHI, M. R. A.; AMINNAYERIA, M.; AMIRI, A. Process capability indices for logistic regression profile. **Qual. Reliab. Engng**. **Int**., v.32, p.1655-1661, 2016. https://doi.org/10.1002/qre.1897.

CHEN, C.; LAI, C.; NIEN, H. Measuring process capability index C pm with fuzzy data. **Qual Quant,** v.44, p. 529-535, 2010. https://doi.org/10.1007/s11135-008-9211-x.

CHERNICHARO, C. A. L *et al*. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges, **Rev. Environ. Sci. Biotechnol**., v.14, p.649-679, 2015. https://doi.org/10.1007/s11157-015-9377-3.

CHERNICHARO, C. A. L. *et al.* Alternativas para o controle de emissões odorantes em reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico. **Eng. Sanit. Ambient**., v.15, n. 3, p. 229-236, 2010. http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522010000300005.

CHERNICHARO, C. A. L. Introdução. *In:* CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios.** 2. Ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

CHERNICHARO, C. A. L. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. *In:* CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios.** 2. Ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

CHERNICHARO, C. A. L. Post-Treatment Options for the Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater. **Rev Environ Sci Biotechnol.**, v.5, p.73-92, 2006. https://doi.org/10.1007/s11157-005-5683-5.

CHIANG, J.; LIO, Y. L.; TSAI, T. MEWMA control chart and process capability indices for simple linear profiles with within-profile autocorrelation. **Qual. Reliab. Engng. Int.,** v.33, p.1083-1094, 2017. https://doi.org/10.1002/qre.2101.

CHUECA, J *et al.* Micropollutants removal by full-scale UV-C/sulfate radical based Advanced Oxidation Processes, **Science of The Total Environment**, v.630, p.1216-1225, 2018. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.279.

DARESTANI, S.A.; NASIRI, M. Statistical process control: Fuzzy -S control chart and process capability indices in normal data environment. **International Journal of**

Quality & Reliability Management., v.33, n.1, p.2-24, 2016. https://doi.org/10.1108/IJQRM-08-2013-0130.

DIKO, M.D; GOEDHART, R.; DOES, R.J.M.M. A head-to-head comparison of the out-of-control performance of control charts adjusted for parameter estimation. **Quality Engineering**, 2019. https://doi.org/10.1080/08982112.2019.1666140.

GALINDO, A.; TONCEL, E.; RINCON, N. Evaluation of a biological filter as post-treatment wastewater unit using sea shells as support material. **Rev. Ion,** v. 29, n. 2, p. 39-50, 2016. http://dx.doi.org/10.18273/revion.v29n2-2016003.

HARSTELN, R.E.; FILHO, J.R.A.; WERNER, L. Análise de capacidade de dados não normais de um sistema de tratamento de efluente industrial. **INGEPRO – Inovação, Gestão e Produção,** v.2, n.11, 2010.

HERMOSO, A.*et al*. Correlação entre a microfauna e parâmetros físicoquímicos de um sistema de lodos ativados de uma indústria de refrigerantes. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, n. 04, p. 16-22, 2006.

HUANG, H. *et al.* Biofilm aging in full-scale aerobic bioreactors from perspectives of metabolic activity and microbial community. **Biochemical Engineering Journal**, v.146, p.69-78, 2019. https://doi.org/10.1016/j.bej.2019.03.008.

HUKARI, S; HERMANN, L. NÄTTORP, A. From wastewater to fertilisers - Technical overview and critical review of European legislation governing phosphorus recycling. **Science of The Total Environment**, v.542, n.B, p.1127-1135, 2016. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.064.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 8.ed.Rio de Janeiro: Abes, 2017.

KANE, V.E. Process Capability Indices, **Journal of Quality Technology**, v.18, n.1, p.41-52, 1986. https://doi.org/10.1080/00224065.1986.11978984.

KHAN, A. A. *et al.* Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review, **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n.12, p. 1232-1251, 2011. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.05.017.

KOTZ, S.; JOHNSON, N. L. Process capability Indices - A Review, 1992–2000. **Journal of Quality Technology**, v.34, n.1, p.2-19, 2002. https://doi.org/10.1080/00224065.2002.11980119.

LANGENBERGER, D.; ANDION C. O desafio do desenvolvimento durável em países industrializados e emergentes: uma análise comparada da responsabilidade ambiental na Alemanha e no Brasil. **Alcance**, v.11, n.3, p. 377-401, 2004.

LEITE, L.D.S; MATSUMOTO, T; ALBERTIN, L.L. Mathematical modeling of thermal drying of facultative pond sludge, **J. Environ. Eng**., v.144, 2018. https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001427.

LI, M. *et al*. The performance of an anaerobic ammonium oxidation upflow anaerobic sludge blanket reactor during natural periodic temperature variations. **Bioresource Technology**, v.293, 2019. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122039.

LI, S. *et al.* Tradeoff for water resources allocation based on updated probabilistic assessment of matching degree between water demand and water availability. **Science of The Total Environment**, v. 716, 2020. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134923.

LISOWYJ, M.; WRIGHT, M. A review of biogas and an assessment of its economic impact and future role as a renewable energy source, **Reviews in Chemical Engineering**, v.36, n.3, p.401-421, 2020. https://doi.org/10.1515/revce-2017-0103.

LOUZADA, F. *et al.* Cep online: a web-oriented expert system for statistical process control. **Pesqui. Oper.,** v.39, n.1, p.177-204, 2019. https://doi.org/10.1590/0101-7438.2019.039.01.0177.

MARCHESAN, A. M. M.; STEIGLEDER, A. M.; CAPPELLI, S. **Direito ambiental**. Porto Alegre: Verbo Jurídico, 2011.

METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4. Ed. New York: Editora McGraw – Hill, 2003.

MIGUEL, S. **Política estratégica de longo prazo para questões da água e do clima**. São Paulo: Instituto de Estudos Avançados (IEA), 2015. Disponível em: http://www.iea.usp.br/noticias/politica-estrategica-de-longo-prazo-para-questoes-da-agua-e-do-clima. Acesso em: 06 dez. 2018.

MIRANDA, Rodrigo Gabriel de. **Um modelo para análise de capacidade de processos com ênfase na transformação de dados**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Departamento de Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, 2005.

MONTGORMERY, D. C.; RUNGER, G.C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**. 4 ed. Rio de Janeiro: LTC, 2009.

MONTGORMERY, D.C. **Introduction to statistical quality control**. 6 ed. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2009.

MÜLLER, P. E. *et al.* Contribuições do CEP para a melhoria do desempenho do pós-vendas na indústria calçadista. **Revista Ingeniería Industrial**, v.14, n.1, p. 51-66, 2015. http://revistas.ubiobio.cl/index.php/RI/article/view/1915.

NELSON, L. S. The Shewhart control chart - tests for special causes. **Journal of Quality Technology**, v.16, n.4, p.237–239,1984. https://doi.org/10.1080/00224065.1984.11978921.

NEWHART, K. B. *et al*. Data-driven performance analyses of wastewater treatment plants: A review. **Water Research**, v.157, p. 498-513, 2019. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.03.030.

NOOROSSANA, R. Short communication process capability analysis in the presence of autocorrelation. **Qual. Reliab. Engng. Int**., v.18, p.75–77, 2002. https://doi.org/10.1002/qre.445.

OLIVEIRA, G. S. S.; ARAUJO, C. V. M.; FERNANDES, J. G. S. Microbiologia de sistema de lodos ativados e sua relação com o tratamento de efluentes industriais: a experiência da Cetrel. **Eng. Sanit. Ambient**., v. 14, n. 2, p. 183-191, 2009. http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522009000200006.

OLIVEIRA, S.C.; SPERLING, M. Análise da confiabilidade de estações de tratamento de esgotos. **Eng. sanit. ambient.**, v.12, n.4, p. 389-398, 2007. https://doi.org/10.1590/S1413-41522007000400005.

ORSSATTO, F. *et al.* Shewhart's control charts and process capability ratio applid to a sewage treatment station. **Eng. Agríc.,** v.34, n.4, p. 770-779, 2014. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162014000400016.

ORSSATTO, F.; BOAS, M.A.V.; EYNG, E. Gráfico de controle da média móvel exponencialmente ponderada: aplicação na operação e monitoramento de uma estação de tratamento de esgoto. **Eng Sanit Ambient**. v.20 n.4, p.43-550, 2015. https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020040093742.

ORSSATTO, F.; HERMES, E., BOAS, M.A.V. Correlação entre DQO e DBO5 e monitoramento de uma estação de tratamento de esgoto através de técnicas estatísticas de controle de processos. **Engenharia Ambiental – Pesquisa e Tecnologia**, v.6, n.3, p.155 -167, 2009.

PAN, J.; LI, C.; SHIH, W. New multivariate process capability indices for measuring the performance of multivariate processes subject to non-normal distributions. **International Journal of Quality & Reliability Management**, v.33, p.42–61, 2016. http://dx.doi.org/10.1108/IJQRM-12-2013-0195.

PEARN, W. L.; KOTZ, S.; JOHNSON, N.L. Distributional and Inferential Properties of Process Capability Indices. **Journal of Quality Technology**, v.24, n.4, p.216-231, 1992. https://doi.org/10.1080/00224065.1992.11979403.

PETROPOULOS, E. *et al*. Developing cold adapted biomass for the anaerobic treatment of domestic wastewater at low temperatures (4, 8 and 15°C) with inocula from cold environments, **Water Res.**, v.112, p.100-109, 2017. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.12.009.

PINO, F.A. A questão da não normalidade: uma revisão. **Rev. de Economia Agrícola**, São Paulo, v. 61, n. 2, p. 17-33, 2014.

PRADO, G. S.; CAMPOS, J. R. Determinação da quantidade de areia no esgoto sanitário: metodologia e estudo de caso. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 13, n.3, p.306-312, 2008.https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000300010.

PRAJAPATI, D. R. Cost comparisons of modified X chart for autocorrelated observations. **Int. J. Metrol. Qual. Eng**., v.7, n.102, 2016. https://doi.org/10.1051/ijmqe/2015030.

ROSA, D. B., PAULA JR., D.R. Disposição de lodo de esgoto no solo: estudo de viabilidade. **Revista Brasileira de Engenharia de Biossistemas**, v.3, n.2, p. 133-147, 2009. http://dx.doi.org/10.18011/bioeng2009v3n2p133-147.

SANZ, J.L., KÖCHLING, T. Next-generation sequencing and waste/wastewater treatment: a comprehensive overview. **Rev Environ Sci Biotechnol.**, v.18, p. 635-680, 2019. https://doi.org/10.1007/s11157-019-09513-0.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 8.468 de 8 de setembro de 1976**. Aprova o Regulamento da Lei n° 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1976/decreto-8468-08.09.1976.html. Acesso em: 17 out. 2018.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 10.755 de 22 de novembro de 1977**. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976 e dá providências correlatas.Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1977/decreto-10755-22.11.1977.html .Acesso em: 10 out. 2020.

SCAGLIARINI, M. A sequential hypothesis testing procedure for the process capability index Cpk. **Qual Reliab Engng Int**., v.34, p. 791-806, 2018. https://doi.org/10.1002/qre.2290.

SELLITTO, M.A.; BORCHARDT, M.; PEREIRA, G. M. Avaliação de desempenho ambiental nas operações de duas empresas regionais de saneamento urbano. **GEPROS. Gestão da Produção, Operações e Sistemas**, ano 5, n.4, p.153-168, 2010. https://doi.org/10.15675/gepros.v0i4.875.

SENVAR, O.; SENNAROGLU, B. Comparing performances of Clements, box-cox, Johnson methods with Weibull distributions for assessing process capability. **Journal of Industrial Engineering and Management**, v.9, n.3, p.634-656, 2016. http://dx.doi.org/10.3926/jiem.1703.

SILVA, T.A.L. *et al.* Utilização do controle estatístico de processo (CEP) na avaliação de uma estação de tratamento de efluente agroindustrial. **Rev. Virtual Quim**., v.6, n.2, p. 310-322, 2014. http://dx.doi.org/10.5935/1984-6835.20140022.

SILVA, S. C.; BERNARDES, R. S.; RAMOS, M. L. G. Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de wetland construído. **Eng. Sanit. Ambient**., v. 20, n. 4, p. 533-542, 2015. https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020040075357.

SILVA, J. A.; SILVA, G. H. R.; SARTI, A. Tratamento de esgoto sanitário de baixa carga utilizando reator compartimentado anaeróbio/aeróbio em escala piloto. **Eng. Sanit. Ambient**., v. 22, n. 3, p. 539-549, 2017. https://doi.org/10.1590/s1413-41522016144668.

SPERLING, M. Características das águas residuárias. *In:* SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005.

SPERLING, M. Introdução. *In:* SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2017.

SPERLING, M. Níveis, processos e sistemas de tratamento de esgotos. *In:* SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005.

SPERLING, M. Noções de qualidade das águas. *In:* SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005.

SPERLING, M. Princípios da remoção de matéria orgânica. *In:* SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2016.

SPERLING, M. Princípios de sedimentação. *In:* SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2016.

SPERLING, M. Variantes do processo de lodos ativados. *In:* SPERLING, M. **Lodos Ativados**. 4.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2016.

SPERLING, M. FREIRE, V.H.; CHERNICHARO, C.A. L. Performance evaluation of a UASB-activated sludge system treating municipal wastewater, **Water Sci. Technol**., v.43, n.11, p.323–328, 2001. https://doi.org/10.2166/wst.2001.0698.

TUREK, V. *et al*. Proposed EU legislation to force changes in sewage sludge disposal: A case study. **Chem. Sci. Eng**., v.12, n.4, p. 660–669, 2018. https://doi.org/10.1007/s11705-018-1773-0.

YANG, J. *et al*. Process Capability Indices Based on the Highest Density Interval. **Qual. Reliab. Engng. Int**., v.31, p.1327-1335, 2015. https://doi.org/10.1002/qre.1665.

YANGIN-GOMEC, C. *et al*. Microbial monitoring of ammonia removal in a UASB reactor treating pre-digested chicken manure with anaerobic granular inoculum, **Bioresource Technology**, v. 241, p. 332-339, 2017. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.070.

ZHANG, L. *et al*. Anaerobic treatment of raw domestic wastewater in a UASB-digester at 10 °C and microbial community dynamics, **Chem. Eng. J.**, v.334, p. 2088-2097, 2018. https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.11.073.