



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL REI
PRÓ-REITORIA DE ENSINO DE GRADUAÇÃO
BACHARELADO EM ENGENHARIA DE BIOPROCESSOS**

VERONICA ROMASKEVIS COELHO PEIXOTO

**DIMENSIONAMENTO DE UM SISTEMA UNITÁRIO PARA
TRATAMENTO DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS.**

Ouro Branco, MG

2021

VERONICA ROMASKEVIS COELHO PEIXOTO

**DIMENSIONAMENTO DE UM SISTEMA UNITÁRIO PARA
TRATAMENTO DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS.**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Curso de Engenharia de Bioprocessos da
Universidade Federal de São João del-Rei, como
requisito para obtenção do grau de Bacharel em
Engenharia de Bioprocessos.

Orientador: Prof. Dr. Edson Romano Nucci

Ouro Branco, MG

2021

Ficha catalográfica elaborada pela Divisão de Biblioteca (DIBIB)
e Núcleo de Tecnologia da Informação (NTINF) da UFSJ,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

P379d Peixoto, Veronica Romaskevis Coelho.
DIMENSIONAMENTO DE UM SISTEMA UNITÁRIO PARA
TRATAMENTO DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS / Veronica
Romaskevis Coelho Peixoto ; orientador Edson Romano
Nucci. -- Ouro Branco, 2021.
62 p.

Trabalho de Conclusão (Graduação - Engenharia de
Bioprocessos) -- Universidade Federal de São João
del-Rei, 2021.

1. Drenagem Ácida de Minas. 2. Sistema Sucessivo
de Produção de Alcalinidade. 3. Dimensionamento. I.
Nucci, Edson Romano, orient. II. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

Veronica Romaskevis Coelho Peixoto

DIMENSIONAMENTO DE UM SISTEMA UNITÁRIO PARA TRATAMENTO DE DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS.

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia de Bioprocessos da Universidade Federal de São João del-Rei, como requisito para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia de Bioprocessos.

Orientador: Prof. Dr. Edson Romano Nucci.

Ouro Branco, 12 de novembro de 2021.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Ênio Nazaré de Oliveira Júnior - UFSJ

Prof. Dr. Rafael Mafra de Paula Dias - UFSJ

Prof. Dr. Edson Romano Nucci

Orientador

AGRADECIMENTOS

Deixo meus agradecimentos a Universidade Federal de São João del-Rei, principalmente a toda equipe do Campus Alto Paraopeba, por toda atenção, cumplicidade e pelo apoio contínuo dos professores e funcionários.

Ao meu orientador, Professor Dr. Edson Romano Nucci, pelos ensinamentos, orientação e conhecimentos trocados em todas as conversas.

A minha mãe, Fátima, minha inspiração de vida, pelo apoio, confiança e conselhos que me permitiram passar por tudo.

A minha irmã, Carol, que está ao meu lado em todos os momentos, sempre juntas.

Ao Aniel, meu companheiro e amigo, por toda paciência, ajuda e por dividir comigo momentos tão importantes na vida acadêmica e pessoal.

Por fim, agradeço a todos os amigos e família pela companhia, ajuda e reuniões que foram minhas grandes alegrias.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fatores que afetam a geração de drenagem ácida em uma mineração.	14
Figura 2 - Principais processos associados à geração de drenagens ácidas.....	15
Figura 3 - Desenho esquemático de um dreno anóxico de calcário.	26
Figura 4 - Desenho esquemático de tipos de <i>wetlands</i>	28
Figura 5 - Desenho esquemático de uma SSPA.	30
Figura 6 – Comparativo entre o tempo de retenção real do calcário e o tempo calculado, a partir do modelo matemático, do calcário.	42
Figura 7 - Comparativo do tempo de retenção total real e do calculado a partir do modelo matemático.....	43
Figura 8 - Representação comparativa do volume de calcário real e calculado a partir do modelo matemático.....	44
Figura 9 - Volume de calcário real em relação ao calculado utilizando o modelo matemático e o tempo real de retenção na equação.....	45
Figura 10 – Comparativo entre a alcalinidade líquida real, que é a soma das diferenças entre a acidez e alcalinidade de entrada e saída do sistema, e calculada, obtida a partir da total neutralização da acidez não-Mn mais 50 mg/L.....	46
Figura 11 - Expectativa de remoção de Ferro dos sistemas comparado ao obtido na saída dos sistemas real.	46
Figura 12 - Expectativa de aumento de pH em unidade pelo modelo matemático em relação ao obtido nos sistemas reais.	47

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Bactérias envolvidas na formação da DAM.....	18
Quadro 2 - Síntese de medidas de controle aplicadas ao tratamento de DAM.	22
Quadro 3 - Valores referenciais para construção de <i>Wetlands</i>	29
Quadro 4 - Parâmetros para emissão de efluentes em corpos receptores segundo a resolução do CONAMA 430/2011.....	33
Quadro 5 - Dados obtidos a partir das Equações (14), (15) e (16).	40
Quadro 6 - Dados de alcalinidade líquida calculados e reais.	41
Quadro 7 - Medidas de comprimento e largura da camada de calcário.	49
Quadro 8 - Altura, área da mediatriz e o δ da camada de matéria orgânica.	50
Quadro 9 - Medidas de comprimento e largura da camada de matéria orgânica.	51

SUMÁRIO

1. Introdução.....	11
2. Objetivos	13
2.1. Objetivo Geral.....	13
2.2. Objetivo Específico	13
3. Revisão Bibliográfica	14
3.1. Drenagem Ácida de Minas	14
3.1.1. Geração da DAM	15
3.1.2. Características da DAM.....	18
3.1.3. Impactos Ambientais da DAM	20
3.2. Tratamento de DAM	21
3.2.1. Sistemas Passivos de Tratamento de DAM	23
3.2.1.1. Dreno Anóxico Calcário (DAC)	24
3.2.1.2. Wetlands Construídos (WC)	26
3.2.1.3. Sistema Sucessivo de Produção de Alcalinidade (SSPA).....	29
3.3. Parâmetros de Controle	31
3.4. Modelo matemático proposto para dimensionamento	33
4. Metodologia.....	36
4.1. Caracterização dos dados amostrais	36
4.2. Aplicação dos modelos matemáticos	36
4.3. Dimensionamento geométrico.....	38
5. Resultados e Discussão.....	40
5.1. Dados amostrais e modelos matemáticos.....	40
5.2. Dimensionamento geométrico.....	48
6. Considerações Finais.....	52
7. Referências Bibliográficas	53
Anexo A	59
Anexo B.....	61

RESUMO

Um resíduo derivado da exploração de carvão, considerado um dos problemas ambientais mais graves associados à extração mineral, é a drenagem ácida de minas, a qual é um líquido ácido, gerado quando minerais sulfetados presentes em resíduos de mineração são oxidados em presença de água. Para solucionar esse problema, várias alternativas passivas se apresentam, por exemplo, os *wetlands*, os drenos anóxicos de calcário, os canais abertos de calcário e entre outros. Dentre estes, o sistema sucessivo de produção de alcalinidade, que é composto por camadas de água, matéria orgânica e calcário, desponta quanto a sua eficiência e economia de espaço físico, tornando-se um interessante sistema a ser empregado. Para adequado dimensionamento, são identificados os fatores determinantes, estipuladas as expectativas de desempenho e empregadas em métodos presentes na literatura, objetivando obter o tempo de retenção na camada de calcário e a partir daí o volume. É então feita a comparação sumária entre dados reais do sistema sucessivo de produção de alcalinidade, em diferentes localidades com o dimensionamento teórico, considerando os pontos de partida, como os dados de entrada reais, ou o mais próximo possível do real. Deste modo, com o presente estudo, pode-se quantificar a expectativa de resultado do dimensionamento, obtendo uma relação de 60% de acerto no qual o fator mais sensível é o tempo de retenção do calcário e da matéria orgânica. O dimensionamento geométrico é então feito para considerar a construtibilidade quando a metodologia é aplicada e comparada com modelos de alta eficiência, obtendo resultado adequadamente conservador, considerando 22% de área superficial excedente.

Palavras-Chave: Drenagem ácida de minas, sistema sucessivo de produção de alcalinidade, dimensionamento.

ABSTRACT

A residue derived from coal mining, considered one of the most serious environmental problems associated with mineral extraction, is acid mine drainage, an acidic liquid generated when sulphide minerals present in mining residues are oxidized in the presence of water. To solve this problem, several passive alternatives are presented, such as wetlands, limestone anoxide drains, open limestone channels and so on. Among these, the successive alkalinity production system, which is composed of layers of water, organic matter and limestone, emerges in terms of its efficiency and economy of physical space, making it an interesting system to be used. For proper dimensioning, determining factors are identified, performance expectations stipulated and employed in methods present in the literature, aiming to obtain the retention time in the limestone layer and from there the volume. A summary comparison is then made between real data from alkalinity production system in different locations with the theoretical design considering the starting points as the real input data, or as close as possible to the real one, so the expected design result can be quantified, obtaining a 60% accuracy ratio in which the most sensitive factor is the retention time of lime and organic matter. The geometric dimensioning is then done to consider the constructability when the methodology is applied and compared with high efficiency models, obtaining a properly conservative result, considering 22% of excess surface area.

Key words: Acid mine drainage, successive alkalinity production system, desing.

1. Introdução

A indústria da mineração no Brasil é responsável por produzir e comercializar para grande parte das indústrias atuantes no país, como metalúrgicas, fertilizantes, siderúrgicas, e as petroquímicas, tendo como produto aproximadamente 70 minerais, sendo 21 tipos de metais, 4 tipos de combustíveis e 45 tipos de minerais industriais (VIDAL *et al.*, 2005). Segundo Nascimento *et al.* (2002), tem-se que aproximadamente a cada 1000 Kg de material minerado, 600 Kg são compostos por rejeitos e estéréis depositados no entorno da área minerada.

As minas de carvão são a principal representante da indústria de mineração, o que provoca uma atenção em torno de sua atividade, com enfoque em torno de reservas esgotadas ou inviabilizadas de operar. Tem-se observado, principalmente com as leis de regimento ambiental no país, as minas em funcionamento apresentam estruturas e processos de tratamento de resíduos e efluentes, direcionando a preocupação com os impactos dos rejeitos produzidos pelas minas desativadas e abandonadas, e evidenciando a importância de procedimentos de recomposição ambiental das áreas impactadas (KREBS *et al.*, 2010).

Um resíduo derivado da exploração de carvão, considerado um dos problemas ambientais mais graves associados à extração mineral, é a drenagem ácida de minas. A drenagem ácida de minas (DAM) é um resíduo líquido ácido gerado quando minerais sulfetados presentes em resíduos de mineração são oxidados em presença de água. Normalmente a DAM possui baixos valores de pH, elevada condutividade elétrica e concentrações de íons metálicos poluentes como, por exemplo, Fe^{2+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} , Al^{3+} , SO_4^{2-} . Assim se não devidamente tratados, os resíduos de mineração podem atingir solo, subsolo e águas superficiais e subterrâneas, gerando sérios problemas ambientais (ROSA, 2008).

A oxidação de sulfetos e acidificação de águas é um processo lento, e evitar que minerais sulfetados fiquem expostos a condições oxidantes em presença de água é fundamental para a prevenção e minimização da DAM. O tratamento de efluentes ácidos, característicos da DAM, envolve a neutralização da acidez, precipitação e imobilização das espécies dissolvidas, e uma forma de tratamento em crescente avanço são os sistemas passivos de tratamento de efluentes. Nos sistemas passivos, os contaminantes presentes nos efluentes líquidos são imobilizados em dispositivos estacionários (áreas inundadas, poços, canais, drenos) pela reação com agentes neutralizantes (sistemas passivos

abióticos) ou biomassa (sistemas passivos bióticos), sendo que entre as principais tecnologias passivas podem se destacar alagados construídos, drenos anóxicos de calcário (DAC), sistema sucessivo de produção de alcalinidade (SSPA), lagoas de calcário e canais abertos de calcário (CAC) (SEGREDO, 2014).

O dreno anóxico calcário (DAC) é baseado na dissolução da calcita (CaCO_3) para, consequentemente, aumentar o pH, neutralizar a acidez e gerar alcalinidade. Esse sistema necessita de alguns critérios para obter melhores resultados, como ausência de íon férrico, baixa concentração de oxigênio e ausência de alumínio. Os DAC são geralmente construídos junto às áreas alagadas (*wetlands*) com o objetivo de aumentar a eficiência destas (PIRAMID Consortium, 2003). Os *wetlands* construídos (WC), são tecnologias desenvolvidas a partir da observação e análise de áreas naturais alagadas, sendo definidas como filtros naturais compostos de microrganismos, meio filtrante ou substrato e zonas de raízes, que tem a função de remoção de matéria orgânica e metais pesados. Essas estruturas simulam um ambiente de tratamento natural e secundário (SEZERINO *et al.*, 2018).

Os sistemas sucessivos de produção de alcalinidade (SSPA) utilizam a alcalinidade produzida em áreas alagadas anaeróbias e em DAC para remover metais da drenagem ácida de minas, produzindo mais alcalinidade do que os dois sistemas atuando separadamente. Nesse sistema, a DAM flui ao longo de um canal de água, contendo um substrato orgânico e um leito de calcário. O substrato orgânico e a profundidade da água são os fatores responsáveis pela criação de condições anaeróbias favoráveis ao sistema (SILVA, 2016). Em contraste com o DAC, os canais de calcário abertos (CAC) tem o objetivo de tratar a DAM em ambientes abertos à atmosfera.

Para construção dos sistemas utilizados no tratamento de DAM, deve-se analisar os valores dos parâmetros como vazão, pH, oxigênio dissolvido, acidez total, sulfatos, sólidos totais, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, ferro total, ferro II, ferro III, alumínio total e manganês total. Com a intenção de se obter os melhores resultados em tratamento de DAM, tem-se a possibilidade de se combinar métodos passivos, integrando a concepção dos modelos, com intenção de se obter uma otimização do processo, e, em longo prazo, o sistema passivo é menos oneroso que um sistema ativo, sendo que não há adição contínua de reagentes e consumo de energia, e as necessidades operativas e de manutenção são menores.

Entender e modelar os diversos métodos de tratamento se torna, portanto, uma atividade central no projeto e planejamento de sistemas de tratamento. O

dimensionamento em si consiste em a partir de correlações numéricas obtidas a partir de dados de sistemas correlatos ou obtidos *in situ*, estabelecer os quantitativos necessários e desejados para o funcionamento correto do sistema. Por estarem intrinsecamente associado à precisão do modelo, os sistemas modelados e construídos devem retroalimentar a base de dados agregando a estes toda a experiência adquirida numa operação real.

2. Objetivos

2.1. Objetivo Geral

Dimensionamento de um sistema unitário, o Sistema Sucessivo de Produção de Alcalinidade (SSPA), de sistemas passivos de tratamento de drenagem ácida de minas.

2.2. Objetivo Específico

- Realizar uma revisão bibliográfica do sistema sucessivo de produção de alcalinidade, *wetlands* construídos e dreno anóxico de calcário;
- Determinar os insumos do leito de tratamento, as dimensões do leito e o quantitativo dos insumos;
- Determinar a eficiência e dimensionamento ótimo considerando os seguintes parâmetros: pH, alcalinidade, concentração de ferro total, alumínio total e manganês total;
- Definir o roteiro de dimensionamento de modelo similar de tratamento;
- Investigar possíveis pontos de risco na construção do sistema;
- Analisar a viabilidade de implantação considerando cenários hipotéticos.

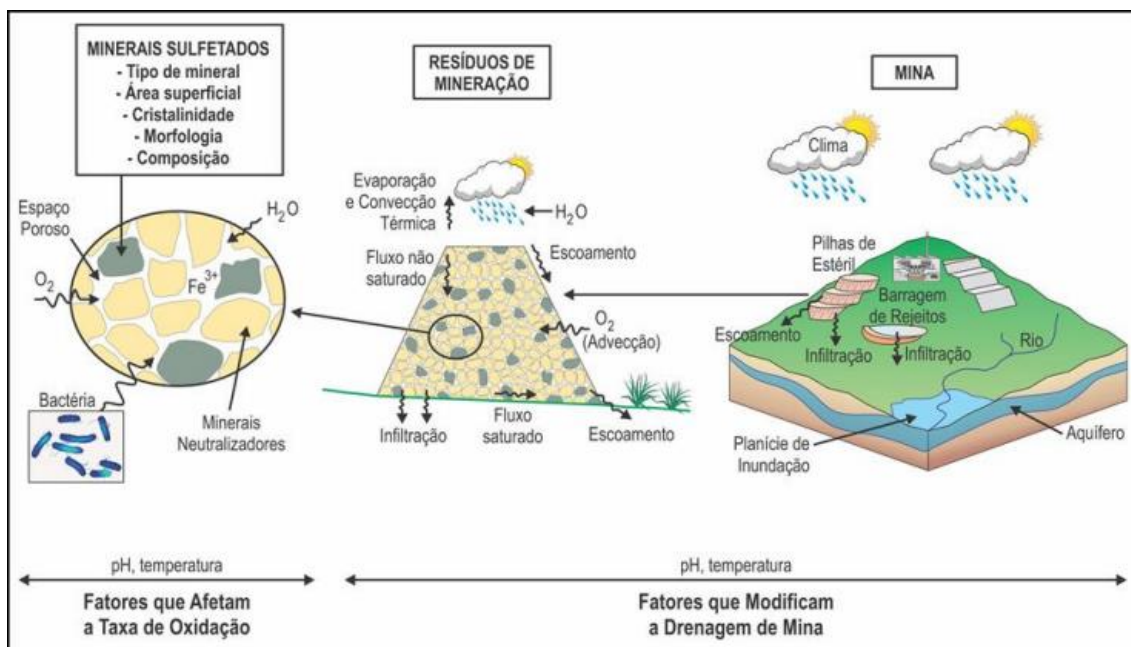
3. Revisão Bibliográfica

3.1. Drenagem Ácida de Minas

A drenagem ácida de minas (DAM) consiste em uma solução aquosa com níveis de pH em valores geralmente abaixo de 3, ou seja, meio ácido, e com a presença de diversos metais dissolvidos. Como ela é produzida quando materiais compostos de sulfeto são expostos ao gás oxigênio, água e microrganismos presentes no ambiente, ela ocorre em áreas nas quais os resíduos de minas, ricos em sulfetos, permanecem expostos à água e ao ar, sofrendo processos de oxidação. Devido a sua natureza ácida, a DAM favorece que os metais pesados se solubilizem, o que a torna altamente tóxica e corrosiva, e quando em contato com recursos hídricos tem o efeito toxicológico aos ecossistemas aquáticos, causando assim inúmeros problemas ambientais (SILVAS, 2011; DEMERS *et al.*, 2015; NÚÑEZ-GÓMEZ *et al.*, 2016; NLEYA; SIMATE; NDLOVU, 2016).

A Figura 1 apresenta um resumo de fatores que afetam a geração de DAM. A DAM é um dos primeiros problemas que são associados à poluição causada pelas atividades mineradoras.

Figura 1 - Fatores que afetam a geração de drenagem ácida em uma mineração.



Fonte: Traduzido de INAP, 2009.

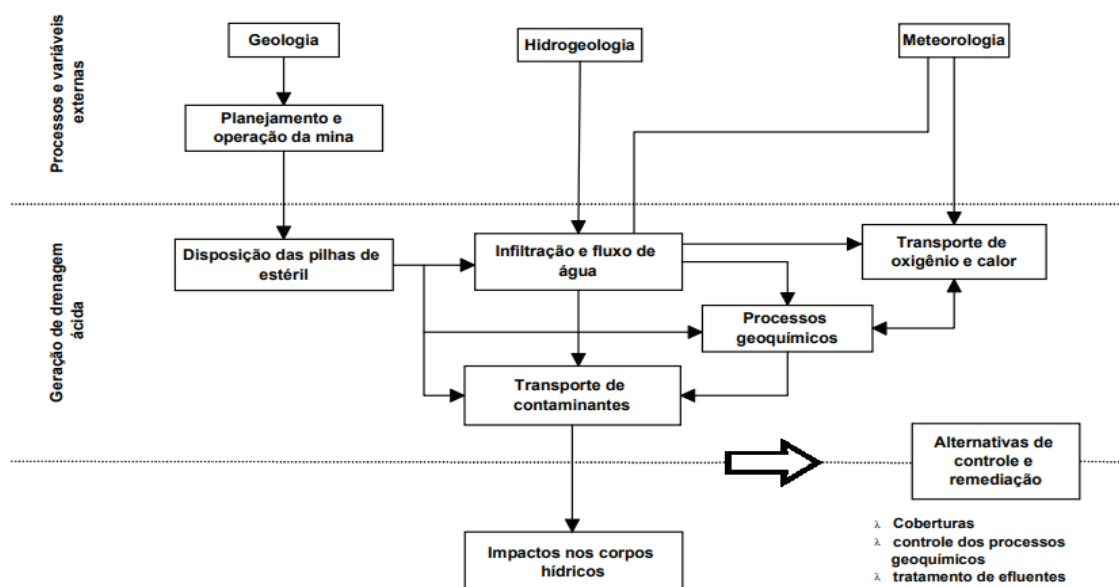
A química envolvida nos processos de geração de DAM é semelhante, mas devido a variabilidade das questões geoquímicas e físicas dos diferentes locais onde ocorre a mineração, há uma variação em suas características (SOUZA, 2015).

3.1.1. Geração da DAM

A formação de ácido sulfúrico a partir da oxidação de um sulfeto de mineral é a descrição de drenagem ácida de minas (DAM) (RIMSTIDT e VAUGHAN, 2003). Logo temos que a produção de DAM é caracterizada pela conversão da acidez na fase sólida, os minerais sulfetados, para uma acidez em fase solúvel, os metais dissolvidos como Fe, Al, Mn, Zn, Cu e Pb, resultado de um conjunto de reações de oxidação, hidrólise e precipitação, que se iniciam com a oxidação dos sulfetos metálicos (SKOUSEN *et al.*, 2016).

O processo de formação de DAM foi descrito em 1999, por Nordstrom e Alperz, que evidenciaram que a oxidação dos sulfetos é favorecida nas áreas de mineração pela facilidade com a que o ar entra em contato com os sulfetos presentes nas rochas e o incremento da superfície de contato das partículas devido à exposição própria da atividade. A partir das definições apresentadas constata-se que um local que contenha minerais sulfetos tem o potencial de se tornar um ambiente de geração de drenagem ácida, sendo que a oxidação dos sulfetos é um processo natural acelerado pela movimentação de materiais sólidos, característica dos processos de lavra e beneficiamento. A Figura 2 apresenta um diagrama dos principais processos associados à geração de DAM.

Figura 2 - Principais processos associados à geração de drenagens ácidas.



Fonte: BORMA e SOARES, 2002.

As atividades de escavação, desmonte de rochas e rebaixamento do lençol d'água em minas superficiais e subterrâneas, alteram as condições de permeabilidade ao ar, expondo

à penetração de oxigênio em áreas que inicialmente encontravam-se cobertas, facilitando o contato do oxigênio com a superfície do material reativo (RITCHIE, 1994).

Em um resumo do processo, Johnson e Hallberg, (2005), descreve que os sulfetos presentes na área sofrem oxidação e hidrólise na presença de bactérias oxidantes, formando íons sulfato e liberando prótons no meio, o que faz o efluente apresentar características de acidez, e assim o efluente age como agente lixiviante sendo capaz de dissolver metais provenientes do solo ou rocha.

Entre os minerais sulfetados, a pirita (FeS_2) é o principal, mas outros minerais sulfetados também são encontrados, como: arsenopirita (FeAsS), calcopirita (CuFeS_2) e calcocita (Cu_2S) (CAMPANER e LUIZ-SILVA, 2009).

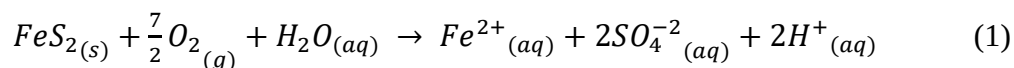
A pirita (FeS_2), pelo fato de ser o principal sulfeto de mineral encontrado em atividades de mineração, tem sido utilizada para descrever os estágios de formação da DAM. A sua taxa de oxidação depende de algumas variáveis, como a área superficial reativa da pirita, presença de oxigênio, pH da solução, agentes catalíticos, frequências de fluxo e presença da bactéria *Thiobacillus ferrooxidans* (SKOUSEN *et al.* 1998).

Fagundes (2005) evidencia que a drenagem ácida de mina pode ser descrita em quatro reações básicas que são agrupadas em três estágios, sendo que estas reações estão envolvidas na quebra da pirita que, na presença de água e oxigênio, produzem ácido sulfúrico.

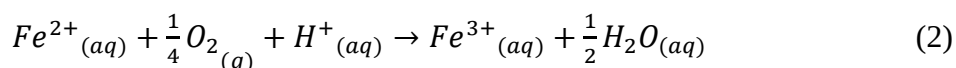
Os estágios I e II ocorrem em velocidades baixas e em ambientes com pH baixos. Esses estágios descrevem os processos de oxidação e precipitação, demonstrados pelas Equações 1 a 4:

Estágios I e II:

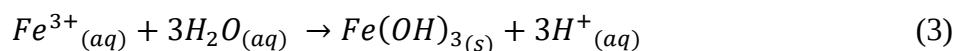
1. Oxidação da pirita pelo oxigênio atmosférico (oxidação direta):



2. Oxidação do Fe^{2+} ao Fe^{3+} :

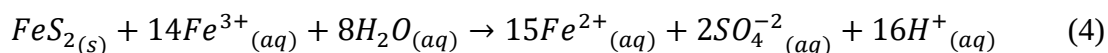


3. Precipitação do $\text{Fe}(\text{OH})_3$:



Estágio III:

4. Oxidação da pirita pelo Fe^{3+} (oxidação indireta):



Descrevendo os estágios I e II, tem-se que na primeira reação ocorre a oxidação do sulfeto mineral (pirita), gerando os produtos da dissociação do ácido sulfúrico, causando a elevação da acidez do meio. A Equação (2) descreve a oxidação Fe^{2+} para o Fe^{3+} , reação que ocorre em baixo pH.

Se o potencial de oxidação for mantido, a oxidação do íon Fe^{2+} para o Fe^{3+} irá ocorrer e consumir parte da acidez da pirita pelos íons H^+ , assim tem-se que a redução dos valores de pH favorece as reações das Equações (2) e (3). Quando a acidez é mantida em valores aproximados de pH 4,5, o íon Fe^{3+} , que foi produzido na reação (2), se precipita na forma de hidróxido de ferro, como descrito na reação da equação (3) (FAGUNDES, 2005).

Descrevendo o estágio III, que ocorre em pH mais baixos, com valores inferiores a 3,5, tem-se a reação em que o íon Fe^{3+} , não precipita e sim permanece em solução e oxida diretamente a pirita, como representado na Equação (4). Esse estágio gera os íons de hidrogênio e sulfato que provocam uma intensificação da acidez do meio, sendo que essa característica favorece a reprodução de bactérias acidófilas, que aceleram as reações de transformações de íon Fe^{2+} para o Fe^{3+} , reação da Equação (2), e também aumentam a solubilização dos metais. A partir dos estágios pode-se estabelecer uma relação cíclica entre as reações, que termina quando há o consumo total da pirita (FAGUNDES, 2005).

Segundo Sengupta (1993), a presença de bactérias nos processos de geração de DAM influenciam a velocidade das reações de oxidação e como consequência, a taxa de geração da drenagem ácida, sendo que a existência dessas bactérias na oxidação da pirita foi descoberta em 1957 e vem sendo estudada desde então.

De acordo com Fagundes (2005) e Martins *et al.* (2004), uma das bactérias mais relevantes é a *T. ferrooxidans*, responsável pela oxidação de sulfetos em sulfatos e geração de ácido sulfúrico, atuando de forma direta e indireta nas reações, sendo que também agem como catalisadoras em ambientes ácidos, que consequentemente acelera a taxa de oxidação de sulfato e de íons Fe^{2+} a Fe^{3+} . Na forma direta há ação de enzimas que atingem os materiais oxidáveis e é necessário o contato físico entre bactéria e material, e a forma indireta, que não há ação enzimática e o agente de lixiviação é unicamente gerado pelo organismo, há reação de oxidação química e a bactéria gera o Fe^{3+} por solubilização oxidante do Fe^{2+} , que reage com outros metais, tornando-se solúvel.

O Quadro 1 lista algumas das principais bactérias envolvidas nas reações de oxidação e suas condições ideais de pH e temperatura. Analisando o Quadro 1 percebe-se que as bactérias do gênero *Thiobacillus* são os principais microrganismos envolvidos na formação da DAM, sendo que esse gênero utiliza compostos inorgânicos como fonte de

energia e CO₂ como fonte de carbono, crescem lentamente e são muito pequenos, o que dificulta a identificação em cultivos puros.

Quadro 1 - Bactérias envolvidas na formação da drenagem ácida de minas.

Microrganismo	pH	Temperatura (°C)
<i>Thiobacillus thioparus</i>	4,5 – 10	10 – 37
<i>T. ferrooxidans</i>	0,5 - 6,0	15 – 25
<i>T. thiooxidans</i>	0,5 - 6,0	10 – 37
<i>T. neopolitanus</i>	3,0 - 8,5	8 – 37
<i>T. denitrificans</i>	4,0 - 9,5	10 – 37
<i>T. novellus</i>	5,0 - 9,2	25 – 35
<i>T. intermedius</i>	1,9 - 7,0	25 – 35
<i>T. perometabolis</i>	2,8 - 6,8	25 – 35
<i>Sulfolobus acidocalderius</i>	2,0 - 5,0	55 – 85
<i>Desulfovibrio desulfuricans</i>	5,0 - 9,0	10 – 45

Fonte: Adaptado de FAGUNDES, 2005.

3.1.2. Características da drenagem ácida de minas

A drenagem ácida de minas (DAM) é um efluente que apresenta coloração tipicamente vermelha, devido a presença de óxidos de ferro, caracterizada por baixo pH (em torno de valores menores que 3,5), elevada acidez (maiores que 500 mg/L em parâmetros equivalentes de CaCO₃) e altas concentrações de metais totais dissolvidos (maiores que 50 mg/L) (ZIEMKIEWICZ et al., 1997; PEREIRA, 2010).

De acordo com Skousen *et al.* (1998) a DAM pode ser classificada em cinco tipos:

- Tipo 1 apresenta pouca ou ausência de alcalinidade residual, elevada acidez e oxigênio, e concentrações altas de íons alumínio, ferro, manganês e entre outros íons tóxicos. Trata-se de água típica DAM com pH inferior a 6,0 e o potencial de acidez maior que o da alcalinidade;
- Tipo 2 apresenta pH maior que 6,0, alta taxa de sólidos totais dissolvidos (STD) e de íons ferro e manganês e baixo teor de oxigênio dissolvido (OD). Em casos que ocorrer a aeração da DAM há uma diminuição de pH tornando-a do tipo 1;
- Tipo 3 apresenta pH maior que 6,0, moderada à alta taxa de sólidos totais dissolvidos (STD), teor moderado de íons ferro e manganês, baixo teor de

oxigênio dissolvido (OD) e alcalinidade residual maior que a acidez;

- Tipo 4 apresenta pH maior que 6,0 e elevada quantidade de sólidos totais em suspensão. Após tempo de residência em reservatórios as partículas precipitam e formam a tipo 5;
- Tipo 5 apresenta o pH acima de 6,0 e baixa concentração de sólidos totais em suspensão, com presença de íons Ca^{2+} , Mg^{2+} , sulfatos e bicarbonatos.

A composição de uma DAM apresenta variações de acordo com o ambiente e as características da região e minerais no local que ela foi gerada, sendo que há estabelecido parâmetros importantes que são avaliados para esse tipo de efluente como o pH, condutividade elétrica, acidez, alcalinidade e íons poluentes (DA SILVA, 2016).

Segundo CETEM (2001), os parâmetros mais típicos da drenagem ácida de minas são avaliados pelas propriedades acidez, ferro, metais pesados e sólidos totais, sendo que para essas características têm-se estabelecidos algumas definições:

- Acidez é relacionada tipicamente a espécie química ácido sulfúrico, em faixa de concentração de pH entre 2,0 a 4,0, causando um impacto de mobilização de íons metálicos;
- Teor de ferro é uma propriedade típica e avaliada de acordo com as espécies químicas associadas de íons ferroso e férrico, óxido férrico e hidróxidos, em concentrações entre 100 e 3000 mg/L. Os impactos causados por essa propriedade são a descoloração e turbidez nas águas, um incremento a mudança no pH e também a precipitação do ferro III;
- Concentrações de metais pesados, em que os mais encontrados são o cobre (Cu), magnésio (Mg), zinco (Zn), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb) e Arsênio (As), em concentrações entre 100 e 30000 mg/L. Como impacto dessa propriedade avaliada estão a redução da flora e fauna aquática, bio-acumulação e redução da qualidade de abastecimento de água potável.
- Teor de sólidos totais, em que os mais relevantes são o cálcio (Ca), manganês (Mn), alumínio (Al) e sulfato (SO_4^{2-}), em concentrações entre 100 e 30000 mg/L.

Diferentes ensaios podem ser realizados para prever o potencial de geração de drenagem ácida de matrizes sólidas, sendo que a combinação de dois métodos ou mais proporcionam uma avaliação mais exata. Os ensaios podem ser classificados entre estáticos e cinéticos, sendo que os ensaios cinéticos tem como principal resultado o

potencial de elementos tóxicos (metais) dos minerais que estarão expostos e podem gerar impacto ambiental, e o ensaio estático tem como objetivo obter o potencial para gerar ácido e o potencial de neutralização dos diversos minerais que serão expostos (PLANTE, BUSSIÈRE, BENZAAZOUA, 2012).

3.1.3. Impactos Ambientais da drenagem ácida de minas

A drenagem ácida de minas (DAM) foi identificada como um problema iminente nos anos 70, sendo que desde então há estudos e processos de remediação disponíveis, porém, a maioria dos métodos desenvolvidos não são de total eficácia e os conflitos entre governo, empresas e organizações não-governamentais, levaram a resultados insuficientes para lidar e controlar esse problema (SIMATE e NDLOVU, 2014).

Segundo Gray (1997), os principais efeitos da DAM podem ser evidenciados em quatro áreas, a importância de cada fator varia dentro e entre os sistemas afetados, sendo eles:

- Químicos: entre os efeitos dessa área pode-se citar a redução do pH das águas, redução da capacidade natural tamponante e aumento das concentrações de metais solúveis e sólidos;
- Físicos: na área física tem-se as alterações no substrato e matriz rochosa, aumento da carga infiltrante, aumento de turbidez e adsorção de metais nos solos, sedimentos e matriz rochosa;
- Biológicos: no campo biológico há o aumento das toxicidades aguda e crônica, relativa a exposição, efeitos na respiração, reprodução e osmorregulação de espécies que tiveram contato com o efluente e distúrbios no equilíbrio ácido-base de organismos vivos;
- Ecológicos: citando os efeitos no âmbito ecológico tem-se a modificação de habitats, perda de nichos, bioacúmulo e biomagnificação de elementos tóxicos, redução e perda na capacidade de produção, eliminação de espécies sensíveis e alterações na cadeia alimentar.

Os efeitos químicos, físicos, biológicos e ecológicos podem levar a danos irreparáveis aos ecossistemas, ressaltando que a infiltração de efluentes modifica drasticamente a qualidade das águas em áreas de mineração, tornando-as frequentemente impróprias para o consumo humano (GALHARDI e BONOTTO, 2016).

No Brasil, principalmente no sul do país, a ocorrência de DAM é fortemente associada aos rejeitos piritosos encontrados no carvão mineral, sendo comum a ocorrência de dois tipos de DAM, uma denominada DAM fresca que é gerada principalmente em zonas de fluxo corrente de água, com contato entre o material piritoso e a água por um curto período de tempo, e a outra é denominada DAM carregada, em que a DAM mantém um contato longo com o rejeito (passivo ambiental ácido) (RUBIO e SILVA, 2009).

O CONAMA em conjunto com as resoluções instituídas pelos conselhos estaduais determina as normativas de limites da disposição dos efluentes nos corpos hídricos, em que a resolução 430/2011 do CONAMA estabelece em âmbito nacional as condições e parâmetros de lançamento de efluentes. Porém a resolução ainda precisa de atualizações quanto aos parâmetros de íons de metais dissolvidos (principalmente Mn e Fe).

A partir do reconhecimento dos riscos ambientais causados pela DAM houve o desenvolvimento de técnicas para minimizar o impacto desse efluente, em que as técnicas de controle podem ser aplicadas em locais onde já houve a formação de DAM e em locais em que se deseja evitar sua formação (CAMPANER e LUÍZ-SILVA, 2009).

3.2. Tratamento de drenagem ácida de minas

O tratamento de drenagem de minas é baseado em uma compreensão do sistema integrado de água da mina e o objetivo específico almejado. A localização genérica para instalação de tratamento de drenagem de minas inclui alguns objetivos a serem analisados, como: 1) se o fluxo de água de mina selecionado é proveniente de um processo ou instalação que descarrega altas concentrações e cargas de poluentes; 2) se o fluxo de água é dedicado a algum uso de água relacionado à mineração, o que pode exigir uma qualidade de água específica; 3) se será um fluxo de água de retorno para tornar a água reciclada adequada para uso na operação de mineração ou processamento de minerais; 4) e/ou se será um ponto ou fluxo de descarga difuso para um curso de água natural ou aquífero (INAP, 2012).

Deve-se compreender que os projetos de tratamento de DAM são executados de acordo com uma hierarquia de gestão de água, que pode ser descrita nas etapas: prevenção de poluição para todos pontos potenciais do projeto de mineração, minimização dos potenciais impactos a partir de medidas mitigatórias, recuperação das águas e tratamento da DAM para uso benéfico e descarte (INAP, 2012).

Segundo Kontopoulos (1998), os métodos de controle podem ser classificados em

três categorias, sendo preventivos, de contenção e remediação. Os métodos preventivos se baseiam-se em evitar ou reduzir o processo de oxidação dos sulfetos e formação de drenagem ácida, já os métodos de contenção evitam ou reduzem a liberação da DAM, e por fim os métodos de remediação se baseiam no tratamento da drenagem ácida e são classificados em ativos ou passivos. No Quadro 2 pode-se evidenciar uma síntese de medidas de controle aplicadas no tratamento de DAM.

Quadro 2 - Síntese de medidas de controle aplicadas ao tratamento de DAM.

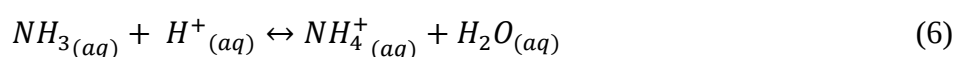
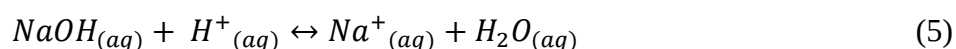
Medidas Preventivas		Remoção/Isolamento de sulfetos
		Exclusão de oxigênio por cobertura de água
		Exclusão de oxigênio por cobertura seca
		Aditivos alcalinos
		Bactericidas
Medidas de Contenção		Prevenção do fluxo de água
		Predes reativas porosas
		Disposição em estruturas de contenção
Medidas de Remediação	Sistemas Ativos	Neutralização e precipitação
		Adsorção troca iônica
		Osmose reversa
		Eletrodiálise
		Flotação por ar dissolvido (FAD)
	Sistemas Passivos	Filtro aeróbio de calcário
		Dreno anóxico de calcário
		Barreira permeável reativa
		<i>Wetlands</i>
		Reator de fluxo vertical

Fonte: Adaptado de KONTOPOULOS, 1998.

Um amplo espectro de tecnologias de tratamento de remediação de drenagem foi desenvolvido, comprovado e aplicado. As tecnologias de tratamento de drenagem de minas podem ser amplamente classificadas em tratamento ativo e tratamento passivo.

As tecnologias de tratamento ativo incluem aeração, neutralização, que geralmente inclui precipitação de metal, remoção de metais, precipitação química, processos de membrana, troca iônica e remoção biológica de sulfato. Os tratamentos mais utilizados envolvem a adição de produtos químicos, normalmente em processos de neutralização e precipitação, como cal virgem (CaO), hidróxido de sódio (NaOH) e amônia (NH₃) em drenagem ácida de minas com o intuito de aumentar o pH.

As Equações (5) e (6) demonstram a reação pretendida com a adição dos químicos hidróxido de sódio e amônia, respectivamente.



Como a solubilidade da maioria dos metais em solução é mais baixa em pH perto do valor neutro, os metais formam complexos insolúveis e precipitam. Os processos de tratamento ativos são muito eficazes para o propósito citado, mas geralmente são caros devido à necessidade de construir, manter uma instalação de tratamento e comprar reagentes químicos continuamente (JAGE, 2000).

Os tratamentos ativos por usarem reagentes fortes apresentam potenciais danos, como o aumento da salinidade provocado pelo uso do hidróxido de sódio que gera altas concentrações de Na⁺ e pode prejudicar organismos sensíveis, e a presença do íon amônio (NH₄⁺) gerado a partir da adição de amônia que possui o potencial de diminuir o pH e liberar amônia tóxica para ecossistema aquático.

Os tratamentos com sistemas passivos utilizam processos químicos, biológicos e físicos naturais, como a inclinação topográfica, a energia metabólica microbiana, a energia da fotossíntese e a energia química e que exigem uma manutenção irregular para operarem com sucesso ao longo de sua vida útil (PIRAMID Consortium, 2003).

3.2.1. Sistemas Passivos de Tratamento de drenagem ácida de minas

A tecnologia de tratamentos passivos pode ser dividida em sistemas biológicos, como as *wetlands* construídas aeróbicas e anaeróbicas, *wetlands* construídas de fluxo vertical,

biorreatores e leitos de remoção de Mn, e sistemas geoquímicos que são métodos que utilizam materiais inorgânicos, como drenos anóxicos de calcário e canais abertos de calcário. Os sistemas passivos podem ainda utilizar de processos biológicos e também geoquímicos no mesmo método aplicado, como os sistemas sucessivos de produção de alcalinidade (SKOUSEN *et al.*, 2016).

A escolha do método de tratamento de drenagem ácida depende dos fatores ambientais e físicos da região onde ocorrerá o tratamento, das características da DAM, principalmente do pH, e também de aspectos econômicos. Analisando as vantagens da utilização de tratamentos passivos em relação aos tratamentos ativos pode-se citar o baixo custo operacional e de instalação, manutenção periódica, efeitos mais uniformes, uso de materiais não perigosos, regido por processo pseudo-natural, longevidade do sistema e a integração com a paisagem e com o ecossistema local. Porém os métodos passivos também apresentam desvantagens como o alto custo de capital, necessidade de extensas áreas para tratamento de grandes vazões ou efluentes muito contaminados e controle menos preciso da qualidade dos efluentes, causados pela dificuldade em intervenções diárias (YOUNGER; BANWART; HEDIN, 2002; ACHARYA; KHAREL, 2020).

Segundo CETEM (2004), dentro os métodos de sistemas passivos os principais são:

- Dreno anóxico de calcário (DAC), sendo um sistema abiótico;
- *Wetlands* Construídas, sistemas bióticos que podem ser anaeróbios ou aeróbios;
- Sistema sucessivo de produção de alcalinidade, método que trabalha dois princípios de sistemas passivos juntos;
- Canais abertos de calcário, sistema abiótico;
- Dreno aerado com calcário, sistema abiótico;
- Barreiras reativas permeáveis, sistema biótico;
- Poços verticais produtores de alcalinidade, sistemas bióticos.

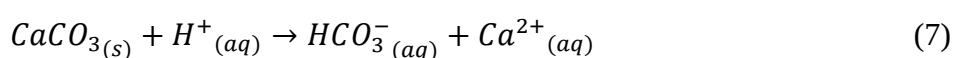
Sendo que as *Wetlands* e o sistema DAC são os métodos mais comumente utilizados e documentados na remediação de DAM (HUMPHRIES; MCCARTHY; PILLAY, 2017).

3.2.1.1. Dreno Anóxico Calcário (DAC)

O DAC é utilizado e construído para interceptar fluxos de água de subsuperfície, com intuito de impedir o contato do oxigênio com efluentes. Esse sistema é formado por um

leito de calcário enterrado, que evita o contato com o oxigênio atmosférico impedindo assim a oxidação dos metais e a blindagem do calcário, instalados no ponto de descarga para capturar a DAM subterrânea e, em seguida, tampados com argila ou solo compactado. A DAM então flui pelo leito, sob condições de gravidade, e dissolve o calcário liberando a alcalinidade do bicarbonato, em seguida o efluente é direcionado para uma lagoa de decantação para permitir a neutralização de ácido, ajuste de pH e processos de precipitação de metal (CETEM, 2001; HEDIN *et al.*, 1994).

Um exemplo de reações que ocorrem em um DAC é dado pelas Equações (7) a (9) ((HEDIN *et al.*, 1994, CRAVOTTA, 2003, MELANSON, 2006).



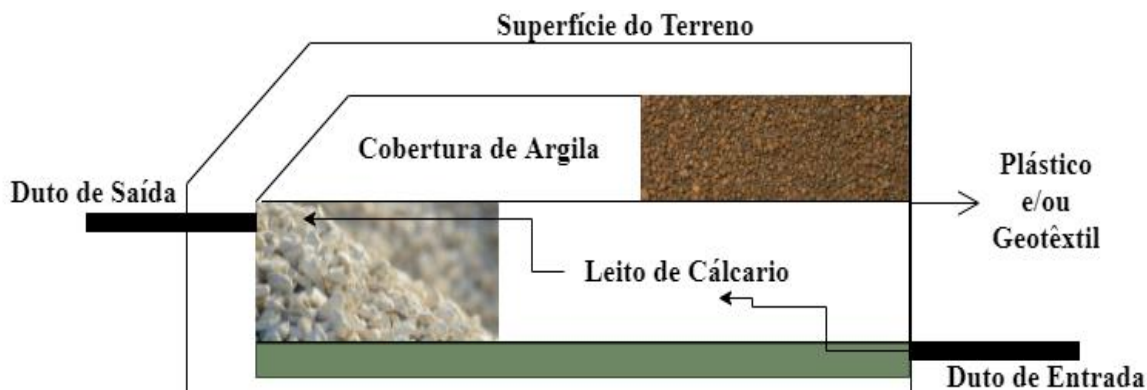
O ambiente anóxico no DAC impede a oxidação de metais dissolvidos (principalmente ferro) dentro do dreno. Os precipitados metálicos são formados apenas na saída do dreno, devido à oxidação com oxigênio. Esses sistemas demonstraram a capacidade de aumentar a alcalinidade e/ou neutralizar a acidez em até 300 mg/ L como $CaCO_3$, exigindo um tempo de retenção entre 14 a 23 horas (HEDIN e WATZLAF, 1994, HEDIN *et al.*, 1994a).

Segundo Fripp *et al.* (2000) e Trindade e Soares (2004), a utilização do DAC permite a produção de alcalinidade sem que a passivação ocorra, mas para que o sistema tenha resultados esperados é necessário que a concentração de oxigênio seja pequena com valores menores que 0,5 mg/L e que não haja alumínio e íons férricos ou estejam em baixas concentrações, pois tanto o alumínio quanto o íon férrico tendem a precipitar com o aumento do pH passivando a superfície dos fragmentos de calcário.

Os drenos anóxicos de calcário possuem em média uma vida útil que varia entre 15 e 20 anos, sendo que sua longevidade é influenciada pela quantidade e qualidade do calcário utilizado (WOLKERSDORFER, 2008).

A Figura 3 representa um desenho esquemático de um DAC convencional.

Figura 3 - Desenho esquemático de um dreno anóxico de calcário.



Fonte: Adaptado de EPA, 1999.

A partir do esquema e definições de construção mencionados entende-se que o DAC com instalação adequada deve valer de desnível topográfico, utilizando o gradiente de pressão e a gravidade para permitir a livre e contínua vazão do efluente, sendo que o canal deve ser adequadamente largo e profundo para alojar a quantidade de calcário necessário.

Além de que para se obter resultados esperados o dimensionamento analisa os parâmetros de vazão máxima prevista do efluente a ser tratado, a vida útil do dreno, a pureza do calcário, a qualidade final desejada para a água, a vazão de descarga, o tempo de retenção e as propriedades do efluente que será tratado.

A partir de estudos como de Trindade e Soares (2004), tem-se as dimensões típicas de um DAC como sendo 0,60 a 2,70 m de largura por 45 a 450 m de comprimento, com profundidades que variam entre 0,60 e 2,00 m e coberturas impermeáveis ou geotêxtil com cerca de 10 a 20 mm, que serão assentadas com argila. Em relação ao calcário, que deve possuir a maior pureza possível, utiliza-se a granulometria entre 2 a 4 cm.

O processo de compactação da cobertura tem o intuito de evitar a infiltração e erosão, bem como proteger e evitar perfuração da cobertura. A vegetação superficial deve ser composta por plantas de raízes curtas para evitar a infiltração de água e oxigênio e evitar danos ao sistema DAC.

3.2.1.2. *Wetlands Construídos (WC)*

Wetlands construídos conhecidas como alagados ou banhados construídos, são caracterizadas por zonas alagadas artificiais construídas utilizando plantas aquáticas e substratos (brita, areia, bambu, casca de arroz, entre outros) para simular os processos

químicos e biológicos de banhados naturais (ANJOS, 2003).

Segundo Iaqueli (2016), os sistemas de alagados construídos apresentam como principais fatores de funcionamento a gravidade, permeabilidade e degradação biológica, operando como tratamento secundário para remoção de matéria orgânica por meio de reações bioquímicas e também como tratamento terciário de remoção de nutrientes. Esse tipo de tratamento apresenta benefícios como fácil implantação, manutenção, operação, não requer um alto investimento, e fácil integração à paisagem do ambiente em que está localizada.

Os principais processos de ação dentro das *wetlands* são a desnitrificação, adsorção de íons amônio e de metais, remoção de patógeno por microrganismos, retirada de metais pesados e substâncias tóxicas e decomposição de orgânicos tóxicos, em que esses processos são realizados pela matéria orgânica, microorganismos, pela vegetação e processos anaeróbicos e aeróbicos (POÇAS, 2015).

Há basicamente dois tipos de *wetlands*, aeróbias e anaeróbias, sendo que a forma de construção pode variar em mais modelos e os mais utilizados são *wetlands* de fluxo superficial (WFS), *wetlands* de fluxo subsuperficial (WFSS), *wetlands* de fluxo horizontal subsuperficial (WFHS) e *wetlands* de fluxo vertical (WFV). Geralmente os *wetlands* anaeróbios e de fluxo vertical tem o intuito de tratar DAM com altas concentrações de Al, Fe^{3+} e oxigênio dissolvido, e *wetlands* aeróbios são mais comumente utilizados para remover precipitados de metal em DAM alcalinas (SKOUSEN *et al.*, 2016).

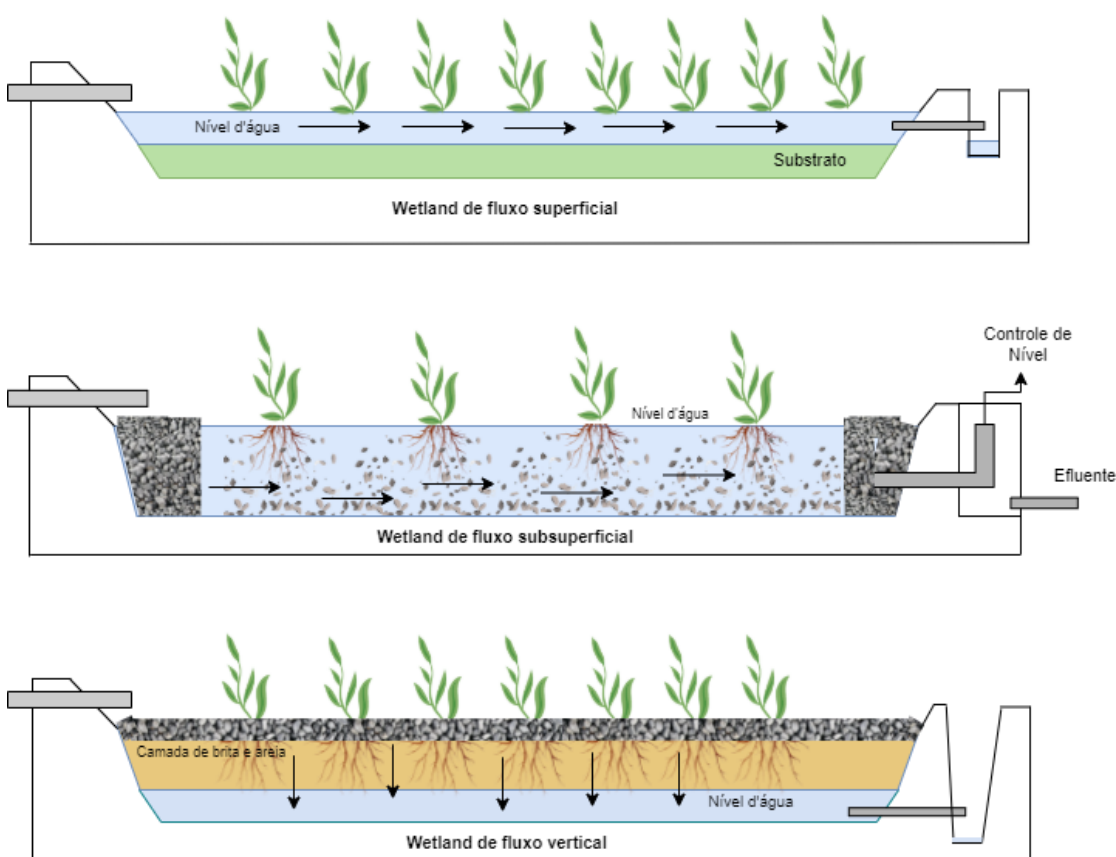
O tipo de *wetland* de fluxo superficial possui o fluxo acima da superfície, com uma altura de lâmina d'água menor que 0,4 m, que passa pela vegetação que está enraizada na camada de sedimento localizada na base. Em decorrência da maior exposição do fluxo ao meio atmosférico e aos raios solares esse sistema possui maior incorporação de oxigênio e inativação de patógenos, porém essas características também ocasionam proliferação de vetores e de odor (STIEGEMEIER, 2014).

Em *wetlands* de fluxo subsuperficial o fluxo atravessa em contato com o substrato, que possui uma altura menor que 0,6 m, e não entra em contato com a superfície, sendo mantido abaixo do nível do leito, esse tipo de configuração é composto por filtros lentos horizontais preenchidos com brita ou areia como meio suporte e onde as raízes das plantas se desenvolvem. A passagem pelo substrato, que possui uma mistura de bactérias

associadas e raízes das plantas, proporciona a depuração da matéria orgânica através da formação de biofilme (ZANELLA, 2008).

Os *wetlands* do tipo fluxo vertical possuem entrada de fluxo pela parte superior e saída pela parte inferior, em que a vegetação é plantada na superfície superior do reator, assim seu sistema radicular infiltra nas camadas inferiores. O sistema possui filtros de escoamento vertical intermitente e camadas de areia, brita e cascalho por onde é drenado em fluxo vertical (VYMAZAL, 2005). A Figura 4 esquematiza os tipos de *wetlands*.

Figura 4 - Desenho esquemático de tipos de *wetlands*.



Fonte: Adaptado de SALATI, 2006.

Para o adequado dimensionamento e escolha do tipo de *wetlands* é necessário conhecer os parâmetros de saída desejados, bem como as configurações do local em que será instalada e as condições de investimento e manutenção.

As *wetlands* mais estudadas e construídas são de fluxos superficial e subsuperficial, assim no Quadro 2 foi construída uma relação de critérios e referências de dimensionamento para esses dois tipos de *wetlands*.

Quadro 3 - Valores referenciais para construção de *wetlands*.

Característica	Wetlands	
	Fluxo Superficial	Fluxo subsuperficial
Tempo de Retenção (Dia)	5 a 14	2 a 7
Profundidade Substrato (cm)	10 a 50	10 a 100
Taxa de Fluxo (mm/dia)	7 a 60	2 a 30
Controle Mosquitos e Odor	Necessário	Não Necessário
Proporção Comprimento por Altura	2:1 a 10:1	0,25:1 a 5:1
Área Requerida (ha/m.dia)	0,002 a 0,014	0,001 a 0,007

Fonte: Adaptado de KLETECKE, 2011.

3.2.1.3. Sistema Sucessivo de Produção de Alcalinidade (SSPA)

Os sistemas SSPA, originalmente chamados de sistemas SAPS ou RAPS nas siglas em inglês, foram desenvolvidos com intuito de tratar a drenagem ácida com altos teores de metais e baixo pH. O tratamento utilizando SSPA combina as tecnologias do DAC e *wetlands* com etapas anaeróbias e aeróbias, mas esse sistema utiliza o fluxo vertical.

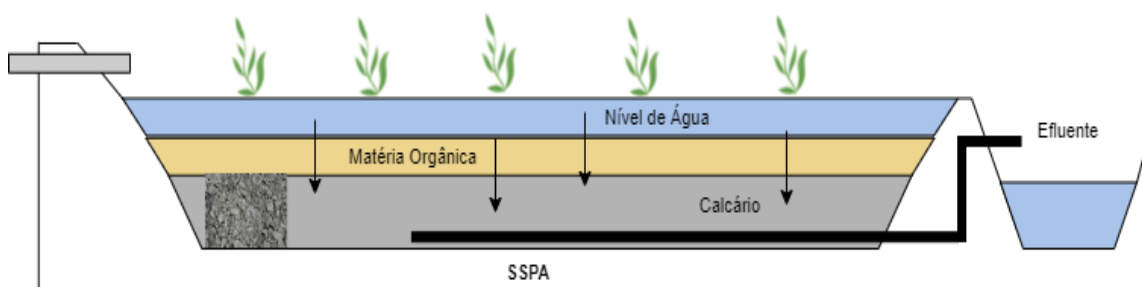
Os SSPAs propõem tratar a água ácida fluindo verticalmente primeiro através do material orgânico de baixa condutividade, associado a microrganismos, e em seguida, após a água se tornar anóxica, o fluxo segue pela camada de calcário obtendo como saída uma água alcalina sem que ocorra precipitação de ferro no calcário (WATZLAF *et al.*, 2000; WOLKERSDORFER, 2008).

Na camada superior do material orgânico há atividade microbiana aeróbia, para remoção de oxigênio dissolvido e enquanto é consumido há formação de condições anóxicas que auxiliam no aumento do ferro férrico (III) para reduzir a ferro ferroso (II). Simultaneamente, microrganismos anaeróbios reduzem o sulfato em sulfeto de hidrogênio, criam alcalinidade do bicarbonato e o alumínio é precipitado em $\text{Al}(\text{OH})_3$ e retido na camada orgânica. Na camada de calcário ocorre a dissolução da calcita resultando na geração de bicarbonato e aumento no pH. Por fim, quando o efluente entra

em contato com a atmosfera na saída, o ferro e outros elementos se precipitam, por isso os sistemas sucessivos de produção de alcalinidade são geralmente seguidos de outro sistema, como *wetlands* aeróbias para coleta de lodo precipitado (MATTHIES *et al.* 2010).

Há fatores envolvidos no sistema que devem ter atenção pois interferem na sua longevidade. Esses fatores são a tendência de entupimento, a troca de material orgânico devido à degradação, que ocorre comumente a cada dois a três anos, o estabelecimento de bactérias redutoras de sulfato (SRB) e de microrganismos, o fluxo vertical ou descendente e a carga hidráulica para garantir a interação entre as camadas do sistema, e o nível da água, que deve ser mantido acima do nível da matéria orgânica para evitar excesso de oxigênio no calcário. A eficiência da SRB e de processos microbianos pode ser comprometida em ambientes em baixas temperaturas, logo em climas frios há a dificuldade de ação mas como os SSPA possuem etapas subterrâneas os processos anaeróbios podem operar durante o inverno, devido a essas características se recomenda o início da ação do tratamento com SSPA em meses mais quentes para que a SRB e os microrganismos associados acumulem densidade populacional antes de encontrarem condições de baixa temperatura (GUSEK e WILDEMAN, 2002; WOLKERSDORFER, 2008; MATTHIES *et al.*, 2010). A Figura 5 demonstra um esquema representativo de uma SSPA.

Figura 5 - Desenho esquemático de uma SSPA.



Fonte: Adaptado de JAGE *et al.*, 2000.

A partir dos estudos de Dietz e Stidinger (1996) e Trindade e Soares (2004), se estabeleceram parâmetros típicos para construção do sistema de produção de alcalinidade. Em relação ao tamanho tem-se valores entre 150 a 3100 m², com camadas de calcário ao fundo variando em alturas de 0,5 a 2 m e a camada de material orgânico entre alturas de 0,2 a 0,5 m. O nível de água acima da camada orgânica deve-se manter entre 0,5 a 1,5 m para que o sistema não tenha excesso de oxigênio e o tempo de retenção é estimado entre

12 a 15 horas, com intuito de alcançar o máximo de alcalinidade. Nos tratamentos utilizando SSPA não há obrigatoriedade de vegetação e tem-se a recomendação de utilizar para captação uma tubulação perfurada para saída do efluente.

3.3. Parâmetros de Controle

Todos os sistemas de prevenção, contenção e remediação da drenagem ácido tem como objetivo adequar os efluentes que serão liberados em corpos hídricos a parâmetros que obedecem aos regulamentos e normas ambientais estabelecidos, evitando assim a contaminação das águas e solos.

Segundo Pastore e Miotto (2000), Silveira *et al.* (2007) e Machado (2007), os parâmetros comumente monitorados para o controle de DAM são pH, condutividade, potencial redox, temperatura, ferro total, manganês total, oxigênio dissolvido, sólidos suspensos, sólidos totais, sulfato total, zinco total, turbidez e cor. Há outros parâmetros que são relevantes de acordo com as autoridades, especificidade da DAM gerada e do entorno do local do depósito do material minerado. Segue listado abaixo uma breve descrição dos parâmetros comumente utilizados:

- a) pH: é um parâmetro utilizado para indicar o grau de concentração de íons de hidrogênio gerados pela reação de dissociação da molécula de água. Atividades que alterem o equilíbrio de íons H^+ e OH^- causam mudanças no receptor, afetando outros parâmetros como solubilidade de metais e biodisponibilidade de nutrientes.
- b) Alcalinidade: é a capacidade de neutralizar os íons H^+ . Toda água possui alguma alcalinidade, porém em drenagem ácida de minas a alcalinidade é parcialmente ou totalmente consumida;
- c) Acidez: é a capacidade do meio reagir com os íons OH^- . A acidez elevada é uma das características da DAM;
- d) Condutividade: diz respeito sobre a habilidade de uma solução em conduzir corrente elétrica e é correlacionado com o teor de sólidos dissolvidos. Esse parâmetro relaciona a presença, a concentração, a mobilidade e a valência dos íons presentes. Quanto mais pura a água maior a sua resistência à corrente elétrica, a qual é refletida por um valor baixo de condutividade.
- e) Potencial redox (Eh): o potencial de oxidação-redução descreve o potencial de uma reação entre substâncias, em que a reatividade e mobilidade de um elemento dependem desse potencial de oxi-redução tornando possível abordar as reações

químicas envolvidas em um meio aquoso.

- f) Temperatura: parâmetros que interferem em reações químicas, físicas e biológicas, influenciando a solubilidade dos metais, o teor de oxigênio dissolvido, o pH, o Eh e a condutividade.
- g) Oxigênio dissolvido: influenciado pela temperatura, com relação inversamente proporcional. Esse parâmetro é relacionado diretamente à formação de metais pesados.
- h) Ferro: é o principal metal da DAM, podendo estar presente na forma de Fe^{2+} e Fe^{3+} . A presença dos íons de ferro altera a coloração da água e provoca a dissolução de outros minerais.
- i) Manganês: presente na forma reduzida Mn^{4+} e Mn^{2+} confere propriedades prejudiciais à água, modificando gosto e conduzindo capacidades de descoloração a roupas e objetos que tiver em contato, além da deposição sobre alimentos.
- j) Zinco: presente em menores concentrações que outros metais, pode provocar a mudança de cor e viscosidade da água. Facilita a formação de compostos como hidróxidos, sulfetos e carbonatos.
- k) Alumínio: parâmetro presente em altas concentrações na DAM e em condições específicas de concentração e pH são tóxicos ao ecossistema marinho.
- l) Sulfato: originado da oxidação de pirita os íons sulfato em altas concentrações possuem efeitos nocivos ao ser humano, como o efeito laxativo, e modificam as características de odor e poder de corrosão, pois pela ação de bactérias em condições anaeróbicas formar o gás sulfídrico.

A resolução 430 de 2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que “Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências” estabelece os parâmetros para lançamento de efluentes para o corpo receptor, sendo que os parâmetros de relevância para a drenagem ácida são demonstrados na Quadro 4.

Quadro 4 - Parâmetros para emissão de efluentes em corpos receptores segundo a resolução do CONAMA 430/2011.

Parâmetros	CONAMA 430/2011 (mg/L)
Alumínio Total	-
Arsênio Total	0,5
Cádmio Total	0,2
Chumbo Total	0,5
Cobre Total	1
Cromo Total	1,1
Ferro Total	15
Manganês Total	1
Mercurio Total	0,01
Níquel Total	2
Zinco Total	5
pH	5 a 9

Fonte: Adaptado da resolução do CONAMA 430/2011.

3.4. Modelo matemático proposto para o dimensionamento

Utilizando a metodologia proposta por Jage (2000), após a devida caracterização dos parâmetros de entrada, os valores são correlacionados aos quantitativos necessários de calcário e de matéria orgânica através de relações químico-matemáticas obtidas pela observação de sistemas em funcionamento e de ensaios de laboratório. Para obter máxima segurança de engenharia, foi utilizada uma confiabilidade de 95%, garantindo assim que o dimensionamento se dará para os 5% piores casos possíveis, esta medida é usual em engenharia e contemplada na grande maioria das normas Brasileiras sobre dimensionamento, também é recomendada por Dietz e Stidinger (1996) e por pesquisadores de áreas correlatas como Tsutya (2006).

As amostras comparáveis devem ser extraídas em pontos de controle nas entradas e saídas de sistema, de modo que se possa garantir os valores de referência adotados. Por padrão as coletas devem espaçadas em períodos mensais, geralmente inteirando um ano, porém em alguns estudos podem, sem prejuízo à precisão do modelo, serem descartados os meses equivalentes ao inverno, isso se justifica pela baixa atividade bacteriana na redução de sulfatos, o que causariam a existência de *outliers*.

A partir dos dados amostrais, os itens que relacionam a competência dos sistemas

passam por um tratamento a fim de estabelecer relações estatísticas e de obtermos os 5% piores casos. Para o modelo proposto, dois itens adicionais devem ser levados em consideração, um valor de acidez relativo à gerada pela porção gerada apenas pelos constituintes que não o manganês, acidez de não-manganês, este fator adicional tenciona isolar o efeito gerado pelo Fe e pelo Al, e o termo alcalinidade líquida, em mg/L de CaCO_3 medida em capacidade de neutralização de H^+ .

Para cálculo da acidez de não-manganês, usa-se a relação estabelecida por Hiden *et al.* (1994), Rose e Cravotta (1998) e por Jage (2000). O parâmetro de acidez utilizado é ponderado pela quantidade de metais de interesse presentes na amostra e na sua reatividade com o calcário (CaCO_3) e medido em mg/L de CaCO_3 , é também o índice de comparabilidade entre sistemas. A Equação (10), proposta por Hiden *et al.* (1994) é:

$$Acidez_{calc} = 50 \left(\left(\frac{2Fe^{+2}}{56} \right) + \left(\frac{3Fe^{+3}}{56} \right) + \left(\frac{3Al}{27} \right) + \left(\frac{2Mn}{55} \right) + 1000(10^{-(pH)}) \right) \quad (10)$$

E a modificação proposta por Rose e Cravotta (1998), a Equação (11) com consideração dos efeitos causados pelo Fe e Al apenas:

$$Acidez \text{ Não Mn}_{calc} = Acidez_{calc} - 50 \left(\frac{2Mn}{55} \right) \quad (11)$$

Onde todos os parâmetros são expressos em mg/L.

A natureza dos dados teóricos obtidos com os ensaios em laboratório, por Jage (2000) revelam que a interação entre o fator de acidez calculada é dependente do tempo de retenção e dos componentes químicos da amostra. Seu efeito deve ser, portanto, considerado para determinação da alcalinidade líquida.

A alcalinidade líquida é uma construção teórica matemática, gerada para determinar o quanto de material gerador de alcalinidade, no presente estudo o calcário, deve ser adicionado a uma água para remover metais e aumentar o pH. Em um afluente ácido a acidez é neutralizada e ocorre a geração de alcalinidade resultando em alcalinidade líquida. Para os fins da pesquisa o termo alcalinidade líquido se define como a soma da diminuição da acidez e o aumento da alcalinidade (KIRBY E CRAVOTTA, 2005).

Através de correlações estatísticas e ponderações, Jage (2000) define a Equação (12):

$$Alcal_{Liquida} = 59,33 \cdot \ln|t_r| + 1,03 \cdot Fe + 0,32 \cdot (Acidez\ Não\ Mn_{calc}) - 80,43 \quad (12)$$

Onde a alcalinidade líquida é expressa em mg/L de CaCO₃.

A matéria orgânica, dentro de um sistema de tratamento de DAM tem papel fundamental por ajudar a reduzir os níveis de oxigênio na água, dentro qual ocorrem reações fermentativas sendo as principais responsáveis pela remoção do O₂ dissolvido, esta deve ser uma camada permeável. A matéria orgânica pode ser vegetada ou não, e composta por uma mistura de solo, turfa, palha, esterco, bagaço de cana, biomassa microbiana, composto orgânico de fungos, serragem ou uma variedade de mistura orgânica (HIGGINS *et al.*, 2003). Diferentes composições de matéria orgânica vão levar a diferentes resultados e taxas de remoção, portanto há diferenças de condições ótimas de trabalho.

Para a estimativa do tempo de retenção usa a Equação (13), proposta por Jage (2000):

$$t_r = \frac{4,403 \cdot V_{cal} \cdot V_{vz}}{Q} \quad (13)$$

Onde:

V_{cal} = Volume de calcário (m³);

V_{vz} = Ponderador para o volume de vazios, expresso como uma fração;

Q = Vazão fluindo pelo sistema (GPM).

Em ordem de simplificação e de acordo com os estudos referenciais, o volume de calcário e de matéria orgânica também são obtidos da equação (3.4. - 4), está metodologia está de acordo com também proposta por Higgins *et al.*, (2003) e por Matthies *et al.* (2010).

4. Metodologia

Inicialmente com objetivo de calibrar o modelo de dimensionamento proposto por Jage (2000) e a fim de avaliar sua replicabilidade, avaliou-se comparando-se com resultados reais, obtidos em teses e publicações, a acurácia da modelagem. Para tanto se faz necessário que os dados obtidos sejam de natureza comparável e que possam ser aplicados em campo. Assim, a seguir segue uma descrição das características necessárias das amostras utilizadas, bem como seu tratamento e aplicabilidade.

4.1. Caracterização dos dados amostrais

Os dados foram obtidos a partir do estudo de Rose e Dietz (2002), que descreveram um compilado de informações retiradas de diversos estudos sobre as dimensões de sistema sucessivo de produção de alcalinidade (SSPA) construídas e suas características. Algumas considerações, descritas a seguir, foram feitas para a montagem da amostragem de dados, tratados estatisticamente com um intervalo de confiança de 95%:

- a) Em geral a área foi obtida a partir do comprimento e da largura, porém em sistemas que possuem outras formas que não a retangular, a área foi obtida a partir de uma série de triângulos;
- b) O volume de calcário é calculado a partir da área, assumindo uma inclinação interna de 2H:1V das paredes do tanque, usando a fórmula prismoidal e as espessuras das camadas de água, material orgânico e calcário. É possível que este cálculo subestime o calcário se às margens do leito de calcário forem mais íngremes do que 2:1;
- c) A massa de calcário foi calculada assumindo um valor de 50% de vazios e densidade de 2,5 g/cm³, mas para alguns locais, a massa real estava disponível;
- d) O diâmetro do calcário foi considerado como a dimensão máxima aproximada dos fragmentos de calcário.

4.2. Aplicação dos modelos matemáticos

A partir dos dados coletados e tratados, são utilizadas as relações estabelecidas por Jage (2000) para obtermos a acidez de não-manganês comparável para os diversos modelos, que é obtida pela relação da Equação (14):

$$Não - Mn Acidez = Acidez_{CaCO_3} - 1,818.Mn \quad (14)$$

Onde as grandezas são dadas em mg/L. A acidez referida é obtida pela titulação de CaCO_3 , como exposto acima.

Por meio da manipulação da Equação (15), que representa a alcalinidade líquida, podemos explicitar o termo que compõe o tempo de residência no calcário, neste ponto se faz necessário estabelecer a quantidade de alcalinidade esperada para o sistema. Faz sentido supor a completa neutralização da acidez de não-Mn e, como margem de alcalinidade extra, o valor conservador de 50 mg/L, tal valor é sugerido na literatura que se apresente dentro da faixa de 20 mg/L à 40 mg/L (Dietz e Stidinger, 1993).

$$\text{Alcal}_{\text{Líquida}} = 59,33 \cdot \ln|t_r| + 1,03 \cdot Fe + 0,32 \cdot (\text{Acidez Não Mn}_{\text{calc}}) - 80,43 \quad (15)$$

Assim sendo, a Equação (15) se reduz e pode-se obter o tempo de residência necessário neste modelo, a partir desse ponto, faz-se trivial a obtenção do volume do calcário e de matéria orgânica, que são obtidos a partir da Equação (16):

$$t_r = \frac{4,403 \cdot V_{\text{cal}} \cdot V_{\text{vz}}}{Q} \quad (16)$$

O volume de vazios considerado será de 50% para o calcário, seguindo a base dos dados amostrais e o volume de vazios da matéria orgânica utilizada nos cálculos será de 60%, tendo como referência as averiguações dessa camada do sistema.

No método proposto por Jage (2000), originalmente se faz previsão de um adicional de calcário como garantia de durabilidade, porém tal critério se mostrou não proveitoso, por estar em discordância com o método de manutenção tradicional que envolve a retirada do calcário e sua eventual substituição. Da maneira que no presente trabalho esse fator será desconsiderado no modelo.

Para a obtenção do tempo de retenção na matéria orgânica, a metodologia empregada por Jage (2000) não é adequada para cenários diversificados, sendo baseada em observações de modelos relativamente específicos. Assim recomenda-se para melhorar a assertividade dos dimensionamentos, o uso de metodologia semelhante para determinação do tempo de retenção, com especial atenção à relação entre oxigênio dissolvido e temperatura de funcionamento. Para o presente estudo usou-se o valor de 26 h que é um valor conservador segundo os valores de referência adquiridos a partir dos testes pilotos de colunas SSPA.

Neste ponto, são comparados os tempos de residência e o volume de calcário e de matéria orgânica, com enfoque na efetividade do tratamento e fazendo as devidas correlações com a efetividade do tratamento e assertividade da simulação. Para obtenção de parâmetros de comparação através da relação entre o tempo de retenção no calcário, é feita a determinação inversa. Obtendo-se a expectativa de alcalinidade líquida pela diferença de acidez entre as amostras de entrada e de saída e baseando-se no tempo de retenção real.

Correlações e previsões sobre a retirada de metais pesados são feitas a partir da relação entre as amostras reais e a expectativa explícita através do modelo proposto.

4.3. Dimensionamento geométrico

Uma vez determinados os volumes de calcário e matéria orgânica dentro dos parâmetros escolhidos, esses valores são dados de entrada para a determinação das dimensões geométricas do SSPA.

A partir dos dados geométricos levantados por Rose e Dietz (2002), obtemos uma relação, *alpha*, entre os lados do sistema real, definido pela Equação 17:

$$\alpha = b/c \quad (17)$$

Onde *b* é o maior dos lados do sistema em planta e *c*, o menor, a *alpha* chamamos de coeficiente de forma. Para a presente discussão apenas se admite sistemas retangulares, em planta e com inclinação fixa e igual em todos os lados. Usando o fator de forma combinado com a o volume de calcário, estipula-se uma aproximação para a inclinação real das paredes do sistema, tal relação agrega um pouco de imprecisão por considerar o fator de forma fixo nas diversas alturas do sistema SSPA, apesar disto, a aproximação se torna viável por sua simplicidade e por conta de estar coerente com a ordem de imprecisões inerentes ao processo de dimensionamento. A inclinação real pode ser dada pela Equação (18):

$$\text{Inclinação} = \tan \theta = \frac{\sqrt{\frac{\alpha * V_{\text{calcário}}}{h_{\text{calcário}}} * b_{\text{água}}}}{2h_{\text{água}} + 2h_{\text{M.O.}} + h_{\text{calcário}}} \quad (18)$$

Onde:

α = coeficiente de forma;

$V_{\text{calcário}}$ = Volume da camada de calcário;

$h_{\text{calcário}}$ = altura da camada de calcário;

$b_{\text{água}}$ = largura da camada de água;

$h_{\text{água}}$ = altura da lâmina d'água;

$h_{\text{M.O.}}$ = altura da camada de matéria orgânica.

O uso da inclinação real como parâmetro referencial de entrada para o dimensionamento se faz uma escolha interessante por respeitar as condições do solo de entorno real, tornando as escolhas geométricas mais plausíveis, da mesma maneira ao adotar o fator de forma real.

Uma vez imposto um valor inicial de referência para a altura da camada de calcário, obtêm-se a área da projeção em planta da mediatriz do tronco de pirâmide formado pela camada de calcário, assim são obtidas as dimensões do topo e da base desta camada, impondo-se como restrição para determinação da altura da camada subsequente, a de matéria orgânica, a área e forma do topo da camada calcária e a inclinação.

Segundo Rose e Dietz (2002), a determinação da altura da matéria orgânica é crítica no processo de dimensionamento de SSPA por exigir harmonia entre as decisões tomadas para imposição da forma (relação entre lados, expressa no fator de forma e a inclinação do talude suposta pela inclinação original), frequentemente a busca pela forma ótima entre as alturas das camadas, a inclinação das paredes e o fator de forma se dá iterativamente, comparando os volumes obtido com os calculados e as alturas com margens de referência supondo, se necessárias, aproximações sempre a favor da segurança.

A altura da lâmina d'água é determinada a partir de valores de referência, tentando sempre obter um valor de área similar ao valor do SSPA real.

Uma vez dimensionadas, as dimensões dos sistemas, real e dimensionando, são comparadas e discutidas, bem como relacionadas às recomendações construtivas levantadas.

5. Resultados e Discussão

5.1. Dados amostrais e modelos matemáticos

As Tabelas com todos os dados amostrais, retirados de Rose e Dietz (2002), se encontram nos Anexos A e B. A partir da coleta destes dados, fez-se a aplicação das equações de acidez de não-manganês, tempo de retenção e volumes. Os resultados obtidos estão demonstrados no Quadro 5.

Quadro 5 - Dados obtidos a partir das Equações de acidez de não-manganês, tempo de retenção e volumes

Nome dos Sistemas	Acidez Não Mn (mg/L)	Tempo de Ret. Calcário (hr)	Tempo de Ret. Total Calculado (hr)	Volume do Calcário (m³)	Volume do M. Orgânica (m³)
Lambert	40	13	39	55	94
BEL2	48	16	42	356	481
BEL1	101	30	56	691	494
Filson 1	154	36	62	507	301
Harb-Walk	170	15	41	74	109
Hortert	2	9	35	35	81
Howe Bridge D	267	87	113	1251	312
Howe Bridge K	116	1	27	21	424
Howe Bridge W	254	7	33	125	374
Jennings	239	50	76	400	174
LLC2	92	27	53	325	260
LLC3	42	15	41	176	260
LLC4	36	14	40	164	260
Maust #1	127	28	54	591	460
Maust #2	-18	7	33	154	460
McKinley	36	13	39	88	148
Oven Run B1	470	804	830	78787	2123
Oven Run B2	207	76	102	7408	2123
Oven Run D1 H	83	19	45	732	839
Oven Run D1 W	61	10	36	439	954
Oven Run D2 H	-2	9	35	353	871
Oven Run D2 W	-35	6	32	277	1026
Oven Run E1	197	74	100	4429	1299
Oven Run E2	52	16	42	970	1299
PMAC	177	10	36	5	10
Pot Ridge C10	157	41	67	1051	559
Pot Ridge C6	355	155	181	4009	559

Pot Ridge TEST	354	188	214	1713	197
Rock Run #1	121	25	51	297	257
Rock Run #2	7	10	36	132	291
Sommerville	325	404	430	4609	247
USC1	192	90	116	734	177
USC2	9	10	36	85	182

Fonte: Próprio Autor, 2021.

De acordo com a metodologia, fez-se os cálculos do tempo de retenção com a alcalinidade líquida indicada para completa neutralização da acidez de não-Mn e, como margem de alcalinidade extra, o valor conservador de 50 mg/L, em seguida fez-se os cálculos da alcalinidade líquida a partir dos dados reais obtidos nos sistemas, com os tempos de retenção reais. Os resultados obtidos estão descritos no Quadro 6.

Quadro 6 - Dados de alcalinidade líquida calculados e reais.

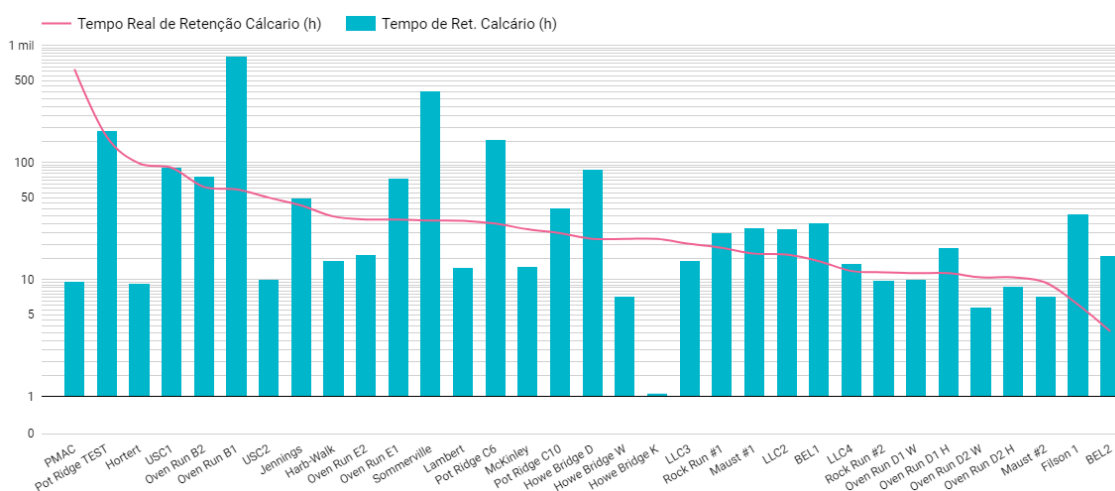
Nome dos Sistemas	Alcal. Líquida Real (mg/L)	Alcal. Líquida Calculada (mg/L)
Lambert	192,00	90,00
BEL2	83,90	98,00
BEL1	50,52	150,82
Filson 1	-4,26	203,74
Harb-Walk	251,55	219,55
Hortert	45,87	52,37
Howe Bridge D	101,28	317,28
Howe Bridge K	101,37	166,37
Howe Bridge W	173,72	303,92
Jennings	451,28	289,28
LLC2	-38,10	142,10
LLC3	-76,78	91,92
LLC4	3,87	86,37
Maust #1	310,55	176,55
Maust #2	29,18	32,18
McKinley	93,25	85,55
Oven Run B1	215,64	519,64
Oven Run B2	310,46	257,46
Oven Run D1 H	63,37	133,37
Oven Run D1 W	79,38	111,28
Oven Run D2 H	-12,00	48,00
Oven Run D2 W	7,10	15,10
Oven Run E1	126,00	247,00

Oven Run E2	34,00	102,00
PMAC	325,47	227,27
Pot Ridge C10	82,37	207,37
Pot Ri'dge C6	132,37	405,37
Pot Ridge TEST	387,19	404,19
Rock Run #1	194,92	170,82
Rock Run #2	12,34	57,24
Sommerville	104,55	374,55
USC1	4,27	242,37
USC2	34,46	59,46

Fonte: Próprio Autor, 2021.

A partir dos dados obtidos, fez-se a criação de gráficos e análises. A Figura 6 relaciona o tempo de retenção real obtido (a partir dos modelos analisados) e o tempo de retenção (calculado a partir do modelo matemático). Em seguida, na Figura 7 tem-se os tempos totais reais e os calculados.

Figura 6 – Comparativo entre o tempo de retenção real do calcário e o tempo calculado, a partir do modelo matemático, do calcário.

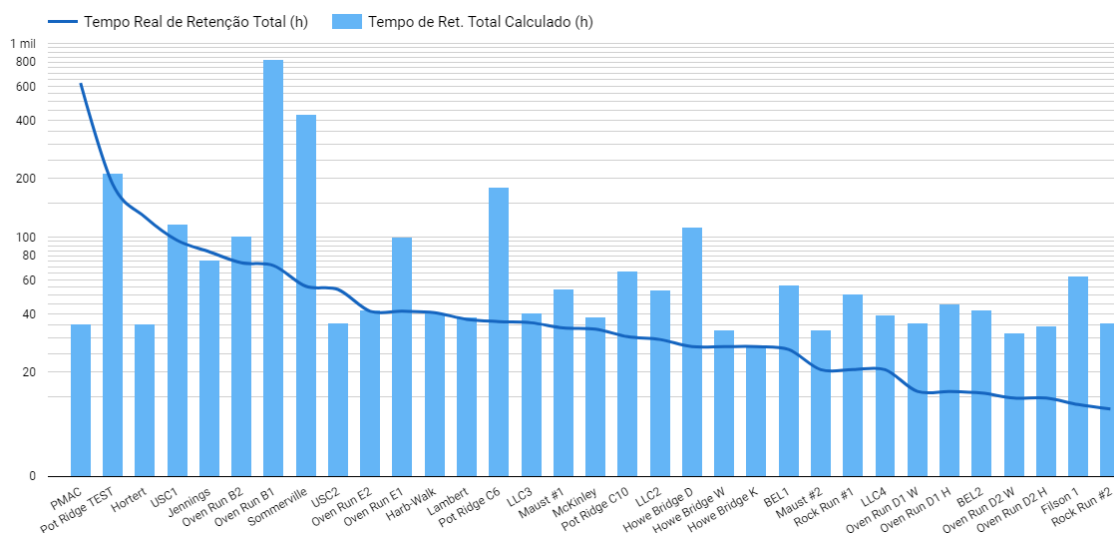


Fonte: Próprio Autor, 2021.

Na Figura 6 pode-se evidenciar que o tempo de retenção de calcário, obtido a partir da equação proposta por Jage (2000), possui uma assertividade de aproximadamente 60%. Esse resultado está embasado em fatores determinantes, como a pureza do calcário, que segundo a metodologia deve ser a maior possível, porém em um sistema real a pureza do calcário possui variações, as quantidades de ferro e relação de acidez de não manganês. A partir da Equação (15), percebe-se que em um sistema calculado tem-se a suposição da

capacidade de neutralizar a acidez de não manganês e por uma margem extra mais 50 mg/L. Essa suposição, que é a alcalinidade líquida, acarreta um resultado baseado na obtenção de um sistema ótimo de aumento de pH.

Figura 7 - Comparativo do tempo de retenção total real e do calculado a partir do modelo matemático.

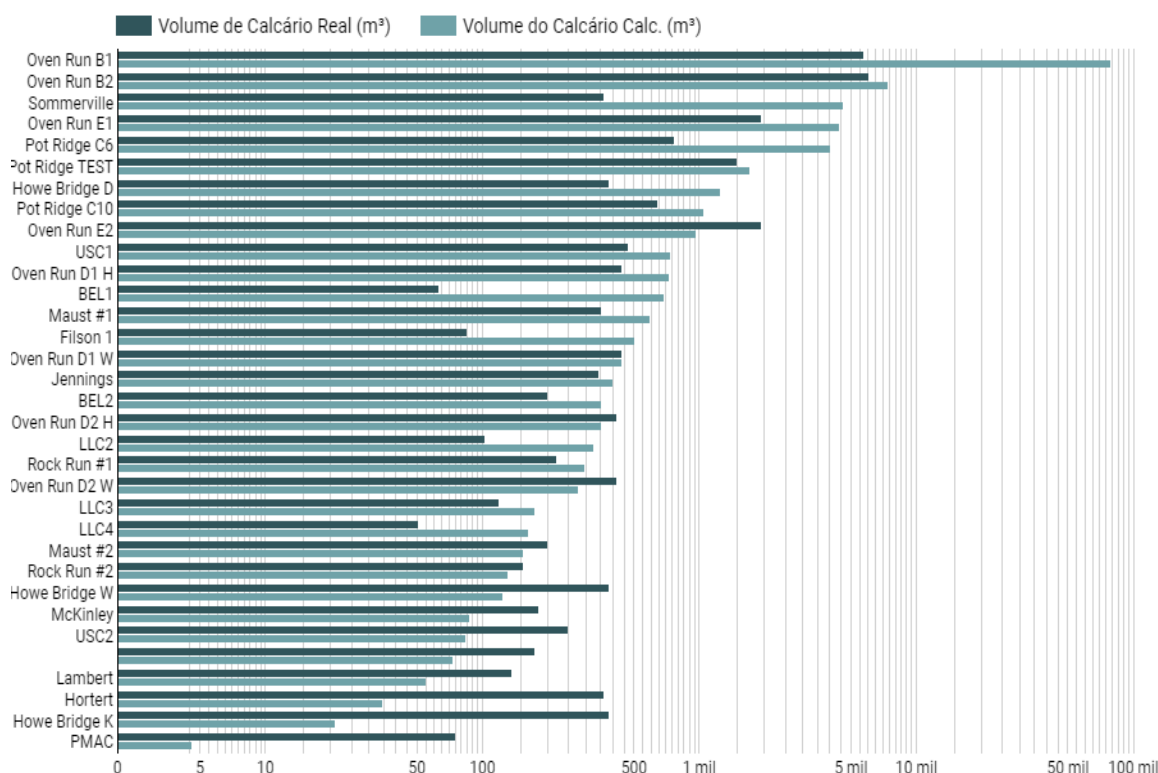


Fonte: Próprio Autor, 2021.

Com a suposição de um tempo de retenção constantes de matéria orgânica de 26 horas, feita com base em testes em menores escalas, há uma relação de tempo total superestimada, como evidenciado a partir da Figura 6, devido às particularidades de cada sistema estudado, como a composição da matéria orgânica e as variações de produtividade de bactérias atuantes nessa camada relacionadas às temperaturas e oferta de substratos. Por essa relação, com o tempo de retenção da matéria orgânica combinados com o tempo de retenção do calcário, tem-se um tempo total médio calculado maior que o utilizado em sistemas reais.

A partir dos tempos de retenção pode-se obter os volumes e analisar os resultados entre os sistemas reais e os calculados, na Figura 8 é possível observar essa relação.

Figura 8 - Representação comparativa do volume de calcário real e calculado a partir do modelo matemático.

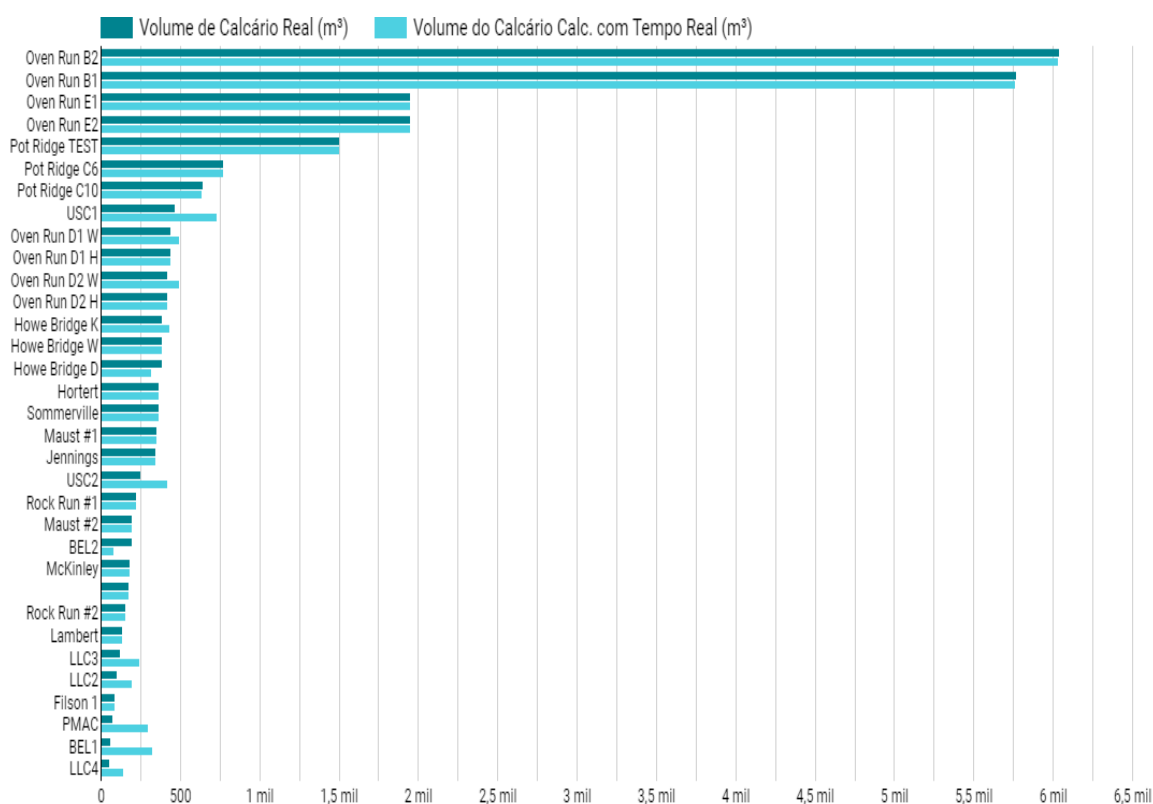


Fonte: Próprio Autor, 2021.

A Figura 8 descreve a relação entre o volume de calcário real e o calculado, a partir da Equação (16), que considera o tempo de retenção obtido por meio da Equação (15). Pode-se perceber que os volumes calculados e reais apresentam uma diferença significativa, sendo que a vazão, o tempo de retenção e o volume de vazios são determinantes para o resultado. O volume de vazios possui uma relação inversamente proporcional ao volume de calcário, logo em sistemas reais a granulometria pode ditar diferenças de produtividade em um mesmo tempo de retenção, assim como a vazão do sistema que possui uma relação diretamente proporcional ao volume.

O tempo de retenção utilizado para obtenção do volume sendo o calculado acarreta uma persistência das discrepâncias de resultados entre o real e o calculado. Sendo assim, para se analisar a Equação proposta por Jage (2000), fez-se o cálculo do volume de calcário a partir dos tempos de retenção reais. A Figura 9 ilustra os resultados obtidos.

Figura 9 - Volume de calcário real em relação ao calculado utilizando o modelo matemático e o tempo real de retenção na equação.



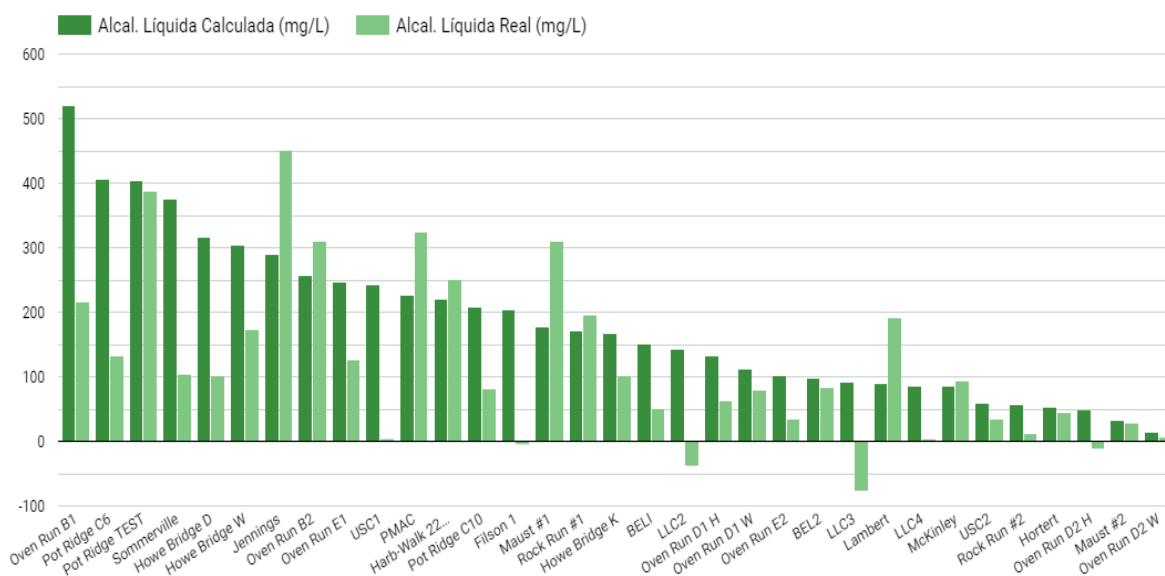
Fonte: Próprio Autor, 2021.

A partir da Figura 9, pode-se observar que a Equação (16) de volume, é uma relação assertiva, em que o gráfico evidencia que os volumes calculados com o tempo real estão bem próximos dos volumes utilizados nos sistemas reais. Com essa observação, pode-se inferir que o parâmetro de alcalinidade líquida é determinante para entender as diferenças encontradas entre os tempos de retenção reais e calculados do calcário. Para entendimento da relevância da alcalinidade líquida no sistema, a Figura 10 relaciona a alcalinidade líquida real e calculada.

Segundo Jage (2000) e Kepler e McCleary (1994) os sistemas que obtiveram uma alcalinidade líquida capaz de neutralizar a acidez, em valores considerando aproximadamente maiores que 150 mg/L, são sistemas efetivos de SSPAs, assim a partir dessa referência é possível determinar os sistemas reais de maior efetividade. Observando os resultados de alcalinidade obtidos e reais e os tempos de retenção é possível entender que as equações trabalham com a suposição de sistemas efetivos, assim analisando os casos em que não foi possível obter um resultado efetivo é esperado que haja uma

discrepância entre o calculado e o real. Essa percepção auxilia na visão dos casos em que o dimensionamento não foi compatível com o real e que obtiveram resultados não efetivos para o proposto principal pelo sistema SSPA, de aumento de pH e alcalinidade.

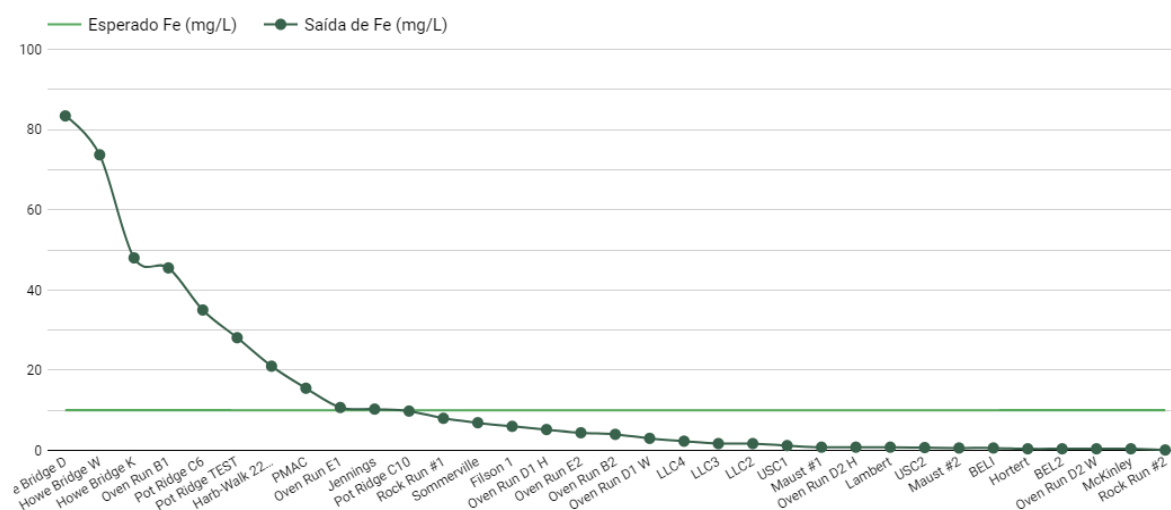
Figura 10 – Comparativo entre a alcalinidade líquida real, que é a soma das diferenças entre a acidez e alcalinidade de entrada e saída do sistema, e calculada, obtida a partir da total neutralização da acidez não-Mn mais 50 mg/L.



Fonte: Próprio Autor, 2021.

Para completar as análises dos sistemas, é necessário observar a remoção obtida de ferro e o aumento de pH e as Figura 11 e 12 ilustram os resultados obtidos.

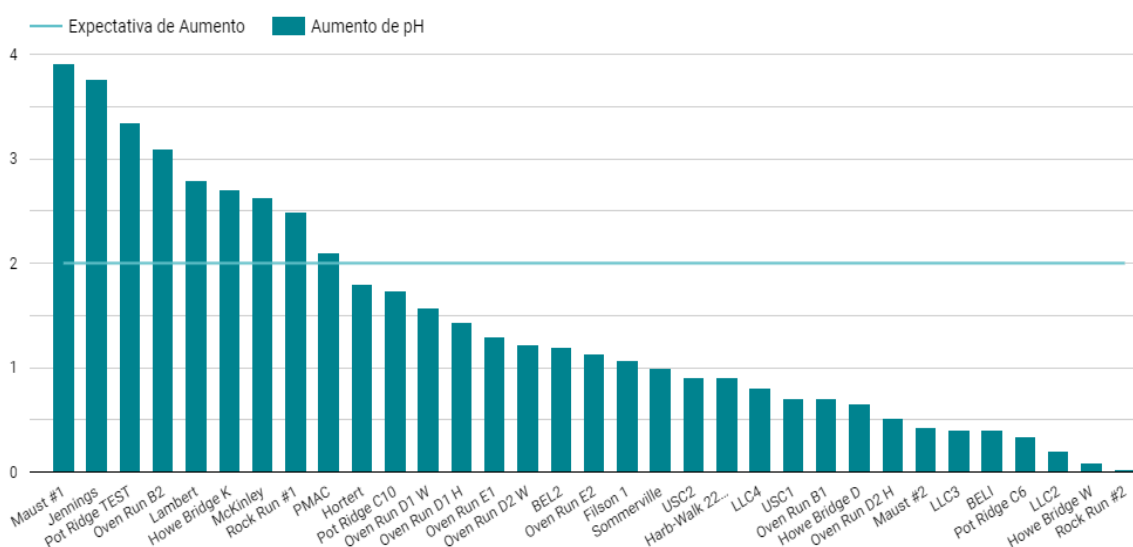
Figura 11 - Expectativa de remoção de Ferro dos sistemas comparado ao obtido na saída dos sistemas real.



Fonte: Próprio Autor, 2021.

Segundo o CONAMA 430/2011, o ideal é um efluente com valores iguais ou inferiores a 15 mg/L e o segundo Jage (2000), prevê uma redução de ferro para valores iguais ou menores que 10 mg/L. A partir da análise dos resultados obtidos, pode-se perceber que a remoção de ferro foi satisfatória em aproximadamente 75% dos casos, sendo que segundo Trindade e Soares (2004), a matéria orgânica tem maior influência nesses resultados. Apesar de não haver uma comparação direta entre os volumes de matéria orgânica reais e obtidas, devido à falta de dados, pode-se inferir, a partir da análise de remoção de ferro, que a maioria dos sistemas conseguiu se adequar em volume e tempo de retenção na matéria orgânica.

Figura 12 - Expectativa de aumento de pH em unidade pelo modelo matemático em relação ao obtido nos sistemas reais.



Fonte: Próprio Autor, 2021.

A expectativa de Jage (2000) na elaboração das equações para dimensionamento é a obtenção de um aumento de 2 em pH, sendo que esse aumento é resultado da combinação de produtividade das camadas de matéria orgânica e calcário. A partir da observação da Figura 12, observou-se uma grande variação de aumento do pH, ou seja, em que cerca de 30% dos casos houve um aumento igual ou superior a 2. Apesar do esperado ser um aumento de 2, cerca de 60% dos sistemas tiveram um pH final em valores iguais ou maiores que 6, se enquadrando assim na legislação.

Analisando o sistema *Over Run B2*, considerado efetivo com base na análise de sua alcalinidade líquida, aumento de pH e remoção de ferro, para melhor evidenciar a assertividade das equações de dimensionamento pode-se observar que em relação ao

tempo de retenção de calcário e total, e volume de calcário as equações de Jage (2000) obtiveram valores significativos e próximos aos reais.

As equações apresentadas, bem como suas considerações para efetividade, evidenciam que para um dimensionamento inicial dos sistemas SSPAs, as equações de Jage (2000) são assertivas, sendo que após a construção o sistema deve ser monitorado e adaptado a realidade da qualidade da DAM de entrada, o esperado de saída, o local, o material e capital disponíveis.

5.2. Dimensionamento geométrico

De posse dos dados dos Sistemas Sucessivos de Produção de Alcalinidade (SSPAs) já construídos, elegeu-se uma das amostras de um sistema, considerado efetivo no tratamento proposto, para servir de dados de entrada e aplicação do método de dimensionamento geométrico.

O sistema escolhido foi a *Oven Run B2*. Inicialmente, obteve-se um fator de forma referente à área, determinado e alinhado com a realidade do terreno e disponibilidade de espaço para construção. O coeficiente de forma determinado foi de *alpha* igual a 3, admitindo um sistema retangular e com inclinação obtida de 22%. Comparando com o sistema real, observa-se que há uma pequena diferença, em que o coeficiente de forma obtido a partir da lâmina d'água no *Over Run B2* é de 3,6; porém em um dimensionamento inicial fez-se a suposição com proporcionalidade referente ao esperado, por isso a escolha de *alpha* igual a 3. A inclinação calculada pode apresentar pequenas variações, devido às condições do solo do entorno real e disponibilidade de recursos.

Utilizando como referência os parâmetros estabelecidos para as camadas de um sistema SSPA, no dimensionamento inicial se determina a altura da camada de calcário e da lâmina d'água baseados na forma escolhida e inclinação. No caso do dimensionamento proposto para o *Over Run B2*, determinou-se uma altura de camada de calcário de 1 metro, para o nível de água uma altura de 0,6 metros, respeitando a condição do nível de água cobrir completamente a camada de matéria orgânica.

Após as determinações de valores necessários estabelecidas, fez-se o cálculo da área da projeção em planta da mediatriz do tronco de pirâmide, formado pela camada de calcário, resultando em 7.408 m², sendo que para essa medida fez-se da utilização do volume calculado de calcário e da altura estipulada dessa camada. A partir da área da

mediatriz, que é a relação entre os lados, sendo b o comprimento e c a largura, é estabelecido as Equações (19) a (21):

$$\text{área} = b * c \quad (19)$$

$$b = \text{alpha} * c \quad (20)$$

$$\text{área} = \text{alpha} * c^2 \quad (21)$$

Com a manipulação das equações (19) a (21), é possível obter o valor de largura c da mediatriz do calcário em 49,7 metros e comprimento b de 149,1 metros. Para que se possa calcular os valores de comprimento da base e topo da camada de calcário, se faz necessário o cálculo de um fator δ , que representa a diferença no comprimento da mediatriz para o topo e a base.

A variável δ existe devido a geometria em forma do sistema SSPA, que possui inclinação, logo para se obter a variável utiliza-se da geometria de um triângulo retângulo, em que se tem a altura (h) e a inclinação para então encontrar o δ , a Equação (22) descreve como obtém-se o δ :

$$\delta = (h/2)/\text{inclinação} \quad (22)$$

A partir das medidas de comprimento e altura da mediatriz da camada do calcário, acrescentasse duas vezes o δ para as medidas de topo e menos duas vezes o δ para as medidas de base, estabelecendo então os valores demonstrados no Quadro 7:

Quadro 7 - Medidas de comprimento e largura da camada de calcário.

	Largura (c) (m)	Comprimento (b) (m)
Base	45,1	144,5
Mediatriz	49,7	149,1
Topo	54,2	153,6

Fonte: Próprio Autor, 2021.

Como o topo da camada de calcário é igual a base da camada de matéria orgânica, é possível determinar a relação entre as variáveis para calcular a altura da camada de matéria orgânica. Para que se possa estabelecer nas proporções as medidas da camada de matéria orgânica foi necessário fazer uma interação, baseada na área dessa camada, para isso estabeleceu-se as Equações (23) a (26):

$$V_{M.O.} = A_{mediatriz\ M.O.} * h_{M.O.} \quad (23)$$

$$A_{mediatriz\ M.O.} = c_{mediatriz\ M.O.} * b_{mediatriz\ M.O.} \quad (24)$$

$$b_{mediatriz\ M.O.} = b_{topo\ calcário} * \delta * 2 \quad (25)$$

$$c_{mediatriz\ M.O.} = c_{topo\ calcário} * \delta * 2 \quad (26)$$

Em que:

$V_{M.O.}$ = Volume da matéria orgânica;

$A_{mediatriz\ M.O.}$ = Área da mediatriz da camada de matéria orgânica;

$h_{M.O.}$ = altura da camada de matéria orgânica;

$b_{mediatriz\ M.O.}$ = comprimento da mediatriz da camada de matéria orgânica;

$b_{topo\ calcário}$ = comprimento do topo da camada de calcário;

$c_{mediatriz\ M.O.}$ = largura da mediatriz da camada de matéria orgânica;

$c_{topo\ calcário}$ = largura do topo da camada de calcário.

A partir das Equações (22) a (26), obteve-se a Equação (27) e por meio do cálculo de interação, descobrir a altura, área da mediatriz e o δ da camada de matéria orgânica, e assim pode-se obter também os valores de comprimento e largura da mediatriz, topo e base desta camada. A interação busca harmonia entre a altura do calcário e da matéria orgânica, coeficiente de forma e inclinação. Os valores encontrados estão demonstrados no Quadro 8 e 9.

$$(b_{topo} + h_{M.O.} * 2 * Inc) * (c_{topo} + h_{M.O.} * 2 * Inc) - \frac{V_{M.O.}}{h_{M.O.}} = 0 \quad (27)$$

Quadro 8 - Altura, área da mediatriz e o δ da camada de matéria orgânica.

Altura (m)	Área (m²)	δ
0,2	8567,5	0,6

Fonte: Próprio Autor, 2021.

Quadro 9 - Medidas de comprimento e largura da camada de matéria orgânica.

	Largura (c) (m)	Comprimento (b) (m)
Base	54,2	153,6
Mediatriz	55,4	154,7
Topo	56,5	155,9

Fonte: Próprio Autor, 2021.

Por fim, fez-se as relações da camada de água, em que a altura da lâmina d'água foi determinada em 1 metro, tentando sempre obter um valor de área similar ao valor do SSPA real. A partir das etapas seguidas, obteve-se o δ de valor igual a 2,7, comprimento do topo da camada de água em 161,3 metros e largura em 61,9 metros, evidenciando uma área de 9993 m². Em comparativo com o sistema real, que possui 7.774 m² de área de topo da camada de água do sistema SSPA, podemos inferir que o modelo aplicado de dimensionamento é assertivo, obtendo um valor de aproximadamente 22% maior que o real. O valor encontrado pode obter variações devido a considerações de espaço, material e capital disponíveis, sendo que para um dimensionamento inicial as equações obtidas foram efetivas, tornando possível prever os parâmetros e espaços necessários para obter um sistema SSPA efetivo. As determinações de entradas, como volumes, alturas e forma se mostram essenciais para o adequado dimensionamento, sendo necessário entender o espaço e as características de DAM que serão tratadas.

6. Considerações Finais

A partir dos dados obtidos entende-se que a modelagem matemática proposta por Jage (2000) é assertiva para um dimensionamento inicial de um sistema sucessivo de produção de alcalinidade, tendo como pontos de atenção o estudo do espaço de instalação, bem como a disponibilidade desse espaço e o capital disponível para investimento.

As equações de tempo de retenção possuem um maior erro associado, principalmente por trabalharem com o parâmetro de alcalinidade líquida suposta, obtendo uma assertividade de aproximadamente 60%. Já a equação de cálculo de volume se mostra mais assertiva com aproximadamente 80% quando compara ao real, evidenciando que o modelo matemático de volume relaciona as variáveis de vazão, volumes e tempo de retenção adequadamente, sendo que, caso alguma dessas variáveis apresentem erros, haverá uma propagação deste em todo o dimensionamento.

A qualidade da água de entrada do sistema é um ponto de grande relevância para o sistema ter efetividade, influenciando principalmente nos critérios de tempo de retenção, remoção de ferro e aumento do pH. Apesar dos sistemas em sua maioria não aumentarem o pH em 2 unidades como expectativa, todos atingiram os parâmetros recomendados pelo CONAMA em relação ao pH igual ou maior que 6 dos efluentes que serão destinados aos corpos receptores.

O dimensionamento geométrico se mostrou efetivo, obtendo um valor de aproximadamente 22% maior que o real quando aplicados a um sistema considerado efetivo, *Over Run B2*. Ressaltando as suposições feitas para variáveis como alturas e inclinação, que são supostas a partir de parâmetros estabelecidos pela literatura e adaptados de acordo com a proporcionalidade do sistema, ajustados a partir das interações entre as variáveis.

Após os resultados obtidos a partir dos dados coletados por Rose e Dietz (2002) de SSPA reais, do modelo matemático de Jage (2000), assim como o dimensionamento geométrico proposto, os resultados demonstram a viabilidade de serem utilizados para o dimensionamento inicial de um sistema sucessivo de produção de alcalinidade de tratamento de DAM, sendo que se faz necessário um monitoramento a longo prazo, de aproximadamente um a dois anos, e então ajustes para otimização do tratamento.

7. Referências Bibliográficas

- ACHARYA, B. S.; KHAREL, G. Acid mine drainage from coal mining in the United States – An overview. **Journal Of Hydrology**, Amsterdam, v. 588, p. 125061, 2020.
- ANJOS, J. A. S. A. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: O caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA**. Tese de doutorado - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 328 p., 2003.
- BORMA, L. de S.; SOARES, P. S. M. Drenagem ácida e gestão de resíduos sólido-s de mineração. In: TRINDADE, R. B. E.; BARBOSA FILHO, O. **Extração de ouro: princípios, tecnologias e meio ambiente**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, cap 10, p. 253-276, 2002.
- C.S. KIRBY, C.A. CRAVOTTA III. **Net alkalinity and net acidity 1: Theoretical considerations**. Applied Geochemistry 20. p. 1920–1940, 2005.
- CAMPANER, V.P.; LUIZ-SILVA, W. Processos físico-químicos em drenagem ácida de mina em mineração de carvão no sul de Brasil. **Quim. Nova**, v. 32, n. 1, p. 146-152, 2009.
- CETEM/MCT. Projeto conceitual para recuperação ambiental da Bacia Carbonífera Sul Catarinense, RT33/2000, RT45/200, RT46/200 – **Relatório Técnico elaborado para SIECESC**, v. 1, 2 e 3, 2001.
- CRAVOTTA A. Size and performance of anoxic limestone drains to neutralize AMD, **Ecosystem Restoration**, p. 1277–1289, 2003.
- DEMERS, I.; BENZAAZOUA, M.; MBONIMPA, M.; BOUDA, M.; BOIS, D.; GAGNON, M. Valorisation of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 1: material characterization and laboratory kinetic testing. **Minerals Engineering**, v. 76, p. 109–116, 2015.
- DIETZ, J. M.; D. M. STIDINGER. **Acidic mine drainage abatement in an anaerobic sub-surface flow wetland environment - case history of the treatment system at corsica, PA**. Annual Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation (ASSMR), Knoxville, TN. p 531-540. 1996.
- EPA – Environmental Protection Agency, 1999. **Coal Remining BMP Guidance Manual**. Disponível em: www.epa.gov.
- FAGUNDES, J. R. T. **Balanço hídrico do bota-fora BF4 da mina de Osamu Utsumi, INB, como subsídio para projetos de remediação de drenagem ácida**. Dissertação (mestre em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2005.
- FARFAN, J. R. J. Z.; BARBOSA FILHO, O.; de SOUZA, V. P. Avaliação do potencial de drenagem ácida de rejeitos da industria mineral. Rio de Janeiro: **CETEM/MCT**. 58 p, 2004.
- FRIPP, J., ZIEMKIEWICZ, P.F., CHARKAVORKI, H. **Acid Mine Drainage Treatment**. EMRRP Technical Notes Collection: ERDC TN-EMRRPSR-14, Vicksburg, 2000.

GALHARDI, J.A.; BONOTTO, D.M. Hydrogeochemical features of surface water and groundwater contaminated with acid mine drainage (AMD) in coal mining areas. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 23, p.18911-18927, 2016.

GRAY, N.F. Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem. **Environmental Geology**, v. 30, 1997.

GUSEK, J.; WILDEMAN T. **Passive treatment of aluminium-bearing acid rock drainage**. West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium, Morgantown, WV April 16-17, 2002.

HEDIN, R. S., G. R. WATZLAF, AND R. W. NAIRN. **Passive treatment of acid mine drainage with limestone**. Journal of Environmental Quality, v. 23, p. 1338-1345, 1994.

HEDIN, R. S.; G. R. WATZLAF. **The Effects of Anoxic Limestone Drains on Mine Water Chemistry**. In: Proceedings of the International Land Reclamation and Mine Drainage Conference, Pittsburgh, PA. p. 185-194, 1994

HIGGINS, J. P.; HARD, B. C.; MATTES, A. **Bioremediation of rock drainage using sulphate reducing bacteria**. Sudbury, 2003.

HUMPHRIES, M. S.; MCCARTHY, T. S.; PILLAY, L. Attenuation of pollution arising from acid mine drainage by a natural wetland on the Witwatersrand. **South African Journal Of Science**, Pretoria, v. 113, n. 1/2, p.1-9, 2017.

IAQUELI, A. L. **Wetlands construídos: aplicações, benefícios e vantagens do sistema**. Centro Universitário do Instituto Mauá de Tecnologia, São Paulo, 2016.

INAP - The International Network for Acid Prevention (2009). **Global Acid Rock Dranaige Guide. International Network for Acid Prevention**. Skellefteå, Sweden.

INAP - **The International Network for Acid Prevention**.2012. Acesso, 12 set, 2021. disponível em: http://www.gardguide.com/index.php/Chapter_7

JAGE C. R.; ZIPPER C. E.; HENDRICKS A. C. **Factors affecting performance of successive alkalinity producing systems**. In: Proceedings of the 17th ASMR, Tampa, FL, p 451–458, 2000.

JAGE, C. R. **Water Quality Based Design Guidelines for Successive Alkalinity-Producing System Used in the Treatment of Acidic Mine Drainage**. M.S. thesis - Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg Virginia, 80 p., 2000.

JOHNSON, D.B.; HALLBERG, K.B. **Acid mine drainage remediation options: a review**. Sci. Total Environ, v. 338, p. 3–14, 2005.

KLETECKE, R. M. **Remoção/exportação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais: Hedychium coronarium, Heliconia psittacorum, Cyperus alternifolius e Colocasia esculenta**. Tese de doutorado. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, 310 p. 2011.

KONTOPOULOS, A. **Acid Mine Drainage Control**. In: CASTRO, S.H. et alii. (Eds.). Effluent Treatment in the Mining Industry Chile: University of Concepción, p.57-118, 1998.

- KREBS, A. S. J.; AMBONI, T. M.; ROMANO NETO, R.; ZANUZ, M.; GOMES, C. J. B.; AMARAL, J. E. **Monitoramento das bocas de minas abandonadas com drenagens ácidas, na área correspondente à Bacia Carbonífera de Santa Catarina**. XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços, p. 1–16, 2010.
- MACHADO, L. Ensaio estático e cinético para a prevenção da geração de drenagem ácida de minas da mineração de carvão com escória de aciaria. Rem: **Revista Escola de Minas**. Universidade Federal de Ouro Preto. São Paulo, Brasil, 2007.
- MARTINS C.M.; DAMAN, D.; ROESER H.M.P.; NALINI Jr. H.A. Estudo microbiológico relacionado a geração de drenagem ácida em antigas minas de pirita no município de Ouro Preto, MG. **Geochimica Brasiliensis**, 2004a.
- MATTHIES, R., APLIN, A. & JARVIS, A. **Performance of a passive treatment system for net-acidic coal mine drainage over five years of operation**. Science of the Total Environment 408, pp. 4877-4885. 2010.
- MELANSON M. **Analyse d'un système de traitement passif pour le site de la mine de Eustis**, Sherbrooke, Canada, Centre Universitaire de Formation en Environnement, p. 1–57, 2006.
- NASCIMENTO, F.M.F., MENDONÇA, R.M.G., MACÊDO, M.I.F., SOARES, P.S.M. **Impactos ambientais nos recursos hídricos da exploração de carvão em Aberto**, II; Congresso Brasileiro de Mina Subterrânea. Belo Santa Catarina. In:II Congresso Brasileiro de Mina a Céu. Resumo, Belo Horizonte, 2002.
- NLEYA, Y.; SIMATE, G. S.; NDLOVU, S. Sustainability assessment of the recovery and utilisation of acid from acid mine drainage. **Journal of Cleaner Production**, v. 113, p. 17–27, 2016.
- NORDSTROM, D. K.; ALPERS, C. N. Geochemistry of acid mine waters. PLUMLEE, G. S. The environmental geochemistry of mineral deposits. **Reviews in Economic Geology**, p. 133-156, 1999.
- NÚÑEZ-GÓMEZ, D. **Potencial da casca de camarão para remediação de águas contaminadas com drenagem ácida mineral visando seu reuso secundário não potável**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina. 151 p. 2014. Disponível em: <<http://tede.ufsc.br/teses/PGEA0498-D.pdf>>. Acesso em: 1 ago. 2017.
- PASTORE, E.L.; MIOTO, J.A.. Impactos ambientais em mineração com ênfase à drenagem mineira ácida e transporte de contaminantes. **Solos e Rochas – Revista Latino-americana de Geotecnia**, v. 23, p. 33-53, 2000.
- PAT-ESPADAS, A.; PORTALES, R. L.; AMABILIS-SOSA, L.; GÓMEZ, G.; VIDAL, G. Review of Constructed *Wetlands* for Acid Mine Drainage Treatment. **Water**, Basel, v. 10, n. 11, p. 1685, 2018.
- PEREIRA, S. Y. **Impacto da Drenagem ácida na Água Subterrânea**. In: Alba, J.M.F.: Recuperação de áreas mineradas. 2a Ed. Brasília DF. Embrapa informação tecnológica. 326 p. 2010.
- PIRAMID Consortium. **Engineering guideliness for the passive remediation of acidic and/or metalliferous mine drainage and similar wastewaters**. European Commission 5th Framework. University of Newcastle Upon Tyne, UK, 2003.

- PLANTE, B.; BUSSIÈRE, B.; BENZAAZOUA, M. Static Tests Response on 5 Canadian Hard Rock Mine Tailings with Low Net Acid-Generating Potentials. **Journal of Geochemical Exploration**. v. 144, p. 57-69, 2012.
- POÇAS, C. **Utilização da tecnologia de wetland para tratamento terciário: controle de nutrientes**. Orientador: Wanderley da Silva Paganini. Dissertação de Mestrado - Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. 93 p. 2015.
- RIMSTIDT, J.D.; VAUGHAN, D.J..Pirite Oxidation. **A state of the art assessment of the reaction mechanisms**. p. 873- 880, 2003.
- RITCHIE, A.I.M. Sulfide Oxidation Mechanisms: Controls and Rates of Oxygen Transport. **MAC Short Course Handbook**, Vol. 22, pp. 201-246. J.L Jambor ; D.W. Blowes (eds.), Waterloo, Ontario, 1994
- ROSA, J. J. **Estação de tratamento de efluentes da drenagem ácida da Mina do Recreio**. Relatório técnico da empresa Aquafloat, p. 54, Porto Alegre, 2008.
- ROSE, A. W.; C. A. CRAVOTTA. **Geochemistry of Coal Mine Drainage. In Coal Mine Drainage Prediction Pollution Prevention in Pennsylvania**. PA Dept. of Environmental Protection. Harrisburg, PA. 1998.
- RUBIO, J., SILVA, R.D.R. **Tratamento ativo de drenagem ácida de minas de carvão: situação atual e tendências tecnológicas**. In: XXIII Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa. Gramado/RS, 2009.
- SALATI, E. **Controle de qualidade de água através de sistemas de wetlands construídos**. Rio de Janeiro: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, 2006.
- SCHNEIDER; C. H. **Controle da drenagem ácida de minas na mineração de carvão de Santa Catarina: caso da Mina UM II – verdinho**. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia de Minas, Metalurgia e Materiais. UFRGS. Porto Alegre. 2007.
- SEGREDO, A. E. A. E. **Proposta de um sistema passivo para o tratamento da drenagem ácida de mina gerada no depósito de rejeitos de capão da roça, charqueadas/rs – copelmi mineração ltda**. Orientador: Luíz Fernando de Abreu Cybis. Dissertação apresentada ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, para obtenção do título de mestre pelo curso de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Porto Alegre. p. 120, 2014.
- SENGUPTA, M. Environmental impacts of mining – monitoring, restoration, and control. **Lewis Publishers**, v. 1, p. 167-259, 1993.
- SEZERINO, P. H. *et al.* **Wetlands Construídos Aplicados No Tratamento de Esgoto**. Sanitário. 1. ed. Tubarão: Ministério da Saúde, 2018.
- SILVA, D. da. **Neutralização e remoção de cátions poluentes da drenagem ácida de minas (DAM) utilizando calcários e zeólitas**. Orientação: Profª. Dra. Cristiane Oliveira Rodrigues. Dissertação (mestrado em Avaliação de Impactos Ambientais) – Centro Universitário La Salle, Canoas, p. 125, 2016.
- SILVAS F. P. C. **Biotecnologia aplicada ao tratamento de drenagem ácida de mina**. Dissertação - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2010.

- SILVEIRA, A. N.; SILVA, R. D. R.; RUBIO, J. **Técnicas para tratamento e aproveitamento de águas ácidas residuais da mineração de carvão. III** Workshop Gestão e Reuso de Água na Indústria 22 a 24 de novembro de 2007 - Jurerê Beach Village Florianópolis, Santa Catarina, Brasil.
- SIMATE, G.F.; NDLOVU, S. Acid mine drainage: Challenges and opportunities. **Journal of Environmental Chemical Engineering** 2, p. 1785–1803, 2014.
- SKOUSEN J, ROSE A, GEIDEL G, FOREMAN J, EVANS R, HELLIER W. **A handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage.** Acid drainage technology initiative. West Virginia University, Morgantown, p. 131, 1998.
- SKOUSEN, J.; ZIPPER, C. E.; ROSE, A.; ZIEMKIEWICZ, P. F.; NAIRN, R.; MCDONALD, L. M.; KLEINMANN, R. L. Review of Passive Systems for Acid Mine Drainage Treatment. **Mine Water And The Environment**, Heidelberg, v. 36, n. 1, p.133-153, 2016.
- SKOUSEN, J.; ZIPPER, C. E.; ROSE, A.; ZIEMKIEWICZ, P. F.; NAIRN, R.; MCDONALD, L. M.; KLEINMANN, R. L. **Review of Passive Systems for Acid Mine Drainage Treatment. Mine Water And The Environment**, Heidelberg, v. 36, n. 1, p.133-153, 2016.
- SOUZA, V. P. **Drenagem ácida, aspectos ambientais: uma revisão.** Rio de Janeiro: CETEM/MCTI. p. 48, 2015.
- STIEGEMEIER, A. M. **Avaliação do sistema de Wetland construído no polimento do efluente da indústria frigorífica de aves.** Monografia – Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, 2014.
- TRINDADE R.B.E & SOARES, P.S.M. Tecnologias de Sistemas Passivos para o Tratamento de Drenagem Ácida de Minas. CETEM/MCT, **Série Tecnológica Mineral**, n.30, 52 p, Rio de Janeiro-RJ. 2004
- TSUTIYA, Milton T. **Abastecimento de Água.** São Paulo, Escola Politécnica da USP. 3ª Edição, 2006.
- VIDAL, F. W. H., SALES F. A. C. B., ROBERTO, F. A. C., SOUSA, J. F., MATTOS, I. C. **Rochas e minerais industriais do Estado do Ceará.** CETEM/UECE/DNPM/FUNCAP/SENAI. Fortaleza. p. 176, 2005.
- VYMAZAL, J. **Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, p. 478-490, 2005.
- WATZLAF, G.R., SCHRÖDER, K.T. &KAIRIES, C.L.**Long-term Performance of Anoxic Limestone Drains.** Mine Water and the Environment 19: 98-110, 2000.
- WOLKERSDORFER, C. **Water Management at Abandoned Flooded Underground Mines**, Fundamentals, Tracer Tests, Modelling, Water Treatment, pp. 243-275. 2008.
- WOLKERSDORFER, C. **Water Management at Abandoned Flooded Underground Mines.** Fundamentals, Tracer Tests, Modelling, Water Treatment. Springer. 465 p. 2008.
- YOUNGER, P. L.; BANWART, S. A.; HEDIN, R. S. **Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation.** Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. p. 453, 2002.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-Construídos utilizando brita e bambu como suporte**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Saneamento e Ambiente, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

ZIEMKIEWICZ, P.F.; SKOUSEN, J.G.; BRANT, D.L.; STERNER, P.L.; LOVETT, R.J. **Acid mine drainage treatment with armored limestone in open channels**. Journal of Environmental Quality, v. 26, p. 1017-1024, 1997.

Anexo A

Nome	Período	Vazão (L/min)	pH		Acidez (mg/L)		Alcal. (mg/L)		Ferro (mg/L)		Mangânes (mg/L)		Alumínio (mg/L)		Cálcio (mg/L)		Sulfato (mg/L)	
Lambert	02/2000 a 05/2001	36	4,6	7,39	66	0	17	169	8,8	0,8	14,3	6,8	7,6	0	-	-	838	674
BEL2	-	185	5	6,2	52	5	1,6	42,5	0,6	0,4	2,2	2,1	-	-	-	-	680	541
BEL1	-	190	4,6	5	105	51,8	0,1	1,6	0,5	0,6	2,3	2,2	-	-	-	-	517	569
Filson 1	12/1996 a 11/1997	116	3,7	4,77	241	175	0	17	27	6	48	50,6	14	10	134	168	784	914
Harb-Walk 22	12/1999 a 05/2001	42	5,9	6,8	205	4	18	104	92	21	19,5	17	0,1	0,1	-	-	891	875
Hortert	02/1999 a 03/2001	31	4,9	6,7	106	0	3,5	47	0,2	0,4	57	32	2,8	0,6	163	134	818	591
Howe Bridge D	01/1997 a 11/1997	120	5,3	5,96	340	189	31	54	56	83,4	40	38,1	-	-	194	228	779	809
Howe Bridge K	11/1991 a 10/1996	163	3,1	5,8	180	80	0	65	208	48	35*	29*	0*	0*	199+	197*	1190+	1102*
Howe Bridge W	01/1992 a 09/2000	144	5,8	5,89	323	106	31	56,8	193	73,7	38	36	0	0	193	240	1214	1102
Jennings	-	67	3,05	6,81	272	0	0	212	69	10,3	18	15,9	23	0	105	274	772	729
LLC2	-	100	4,4	4,6	183	131	0,6	1,4	0,9	1,7	50	48,8	-	-	-	-	734	739
LLC3	-	100	4,6	5	131	120	1,4	2,7	1,7	1,7	49	46,4	-	-	-	-	739	670
LLC4	-	100	5	5,8	120	49,7	2,7	19,9	1,7	2,3	46	43,2	-	-	-	-	670	651
Maust #1	10/1997 a 06/2001	177	3,17	7,08	154	0	0	184	23,7	0,8	15,1	9,4	2,6	0	-	-	570	474
Maust #2	10/1997 a 06/2001	177	6,8	7,23	0	0	187	234	0,8	0,6	9,8	6,9	<0,5	0	-	-	455	431
McKinley	12/1996 a 11/1997	57	3,9	6,53	101	4,1	3,2	65	5	0,4	36	17,2	2,1	0,3	160	179	717	691
Oven Run B1	06/2000 a 02/2001	817	3	3,7	506	254	0	0	68	45,5	20	18,6	42	28,1	-	-	775	831

Oven Run B2	06/2000 a 02/2001	817	3,5	6,6	242	0	0	103	22	4	19	21,5	28	1,8	-	-	875	1104
Oven Run D1 H	05/1997 a 03/2000	323	4,3	5,73	127	50	0	30	16	5,2	24	24,1	1,2	0,7	-	-	1322	1374
Oven Run D1 W	10/1995 a 09/2000	367	4	5,57	114	9,9	0	28	38	3	29	28,2	1,8	0,9	297	323	1372	1358
Oven Run D2 H	05/1997 a 09/1999	335	5,66	6,17	38	23	17	30	0,7	0,8	22	18,3	0,7	0,6	-	-	1292	1366
Oven Run D2 W	10/1995 a 09/2000	395	5,46	6,68	16	0		42	1,4	0,4	28	24,4	1,6	0,4	320	327	1340	1323
Oven Run E1	07/1998 a 09/1999	500*	3,04	4,34	217	84	0	13	16	10,7	11	11,4	15	9,6	-	-	900	944
Oven Run E2	07/1998 a 09/1999	500*	4,33	5,46	72	35	6	23	3	4,4	11	11	8	4,5	-	-	941	926
PMAC	06/1997 a 03/1999	4	4,4	6,5	196	2,8	2	153	122	15,5	10,3	10,3	-	-	-	-	1153	1107
Pot Ridge C10	12/1997 a 11/2000	215	3,4	5,13	201	89	0	14	23	9,8	24	20	12	5	134	152	877	778
Pot Ridge C6	7/1997 a 11/2000	215	3,07	3,41	399	223	0	0	84	35	24	23	16	12	98	128	921	875
Pot Ridge TEST	11/1995 a 11/2000	76	3,05	6,39	396	34	0	67	72	28,1	23	20,4	19	1,6	86	201	811	898
Rock Run #1	08/2000 a 05/2001	99	3,58	6,07	129	77,9	0	152	26	8	4,5	4,5	11,1	1,5	169+	253*	1013	986
Rock Run #2	08/2000 a 05/2001	112	6,84	6,86	11,6	13,9	104	123	0,8	0,1	2,4	1,3	0,5	0,6	230+	235*	929	924
Sommerville	11/1996 a 10/1997	95	3,6	4,59	390	239	0	19	6	6,9	36	32,5	48	30,3	95	138	683	980
USC1	02/1997 a 06/1999	68	4	4,7	256	196	0,1	8	1,1	1,2	35	31,6	-	-	-	-	686	508
USC2	-	70	5,1	6	44	0	29	54	0,8	0,7	19	16	-	-	-	-	540	283
			Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída

Fonte: Rose e Dietz, 2002.

Anexo B

Nome	Vazão	Comprimento (m)	Largura (m)	Lâmina d'água (m)	Altura M. orgânica (m)	Altura Camada de Calcário (m)	Área (m²)	Volume de Calcário (m³)	Massa de Calcário (Mg)	Diâmetro de Calcário (cm)	Tempo de Retenção Calcário (hr)	Tempo de Retenção M. Orgânica (hr)	Custo (\$1000)	Fonte
BEL1	190				1,37	0,46	395	63	79		3,60	11,90	32,30	Z
BEL2	185				1,07	0,76	498	199	249		14,30	12,00	32,30	Z
Filson 1	116	35	12	1	0,50	0,65	420	85	106	1,30	6,10	7,50		D
Harb-Walk	42	21,30	19,20	1	0,15	0,91	409	174	740	9,00	34,50	6,10		Du
Hortert	31	24,30	19,80	0,60	0,45		481	364	455	8,00	97,80	29,10	113,50	B
Howe Bridge	144	45	25	1,50	0,15	0,60	1125	384	454	1,30	22,20	4,90	9	W,D,K
Jennings	67	50	20		0,66	,45(1)	1000	344	345	2,50	42,80	41,00		W
Lambert	36	18,30	18,30	0,90	0,15	0,90	335	137	171		31,70	5,80		R
LLC2	100				1,07	0,46	295	103	129		16,30	13,20	20	Z
LLC3	100				1,07	0,46	357	120	150		20,10	15,90	20	Z
LLC4	100				1,07	0,46	197	51	64		11,80	8,80	20	Z
Maust #1	177	35	35	1	0,60	0,46	1225	353	1640	5,00	16,60	17,30	150	R
Maust #2	177	28,90	27,40	1	0,60	0,46	792	199	930	5,00	9,40	11,20	150	R
McKinley	57	30	20	0,40	0,15	0,40	600	183	229		26,80	6,60		D
Oven Run B1	817	286	28	0,60	0,30	0,91	8008	5766	12000	10,00	58,80	12,30	476	B
Oven Run B2	817	169	46	0,60	0,30	0,91	7774	6041	12000	10,00	61,60	11,90	476	B
Oven Run D1	323	79,20	15,20	1,50	0,30	0,91	1200	438	548		11,30	4,60		H,W
Oven Run D2	335	76,20	15,20	1,50	0,30	0,91	1158	419	524		10,40	4,30		H,W
Oven Run E1	500	135	26	1,50	0,30	0,91	3510	1948	2435		32,50	8,80	138	H,W
Oven Run E2	500	135	26	1,50	0,30	0,91	3510	1948	2435		32,50	8,80	137	H,W
PMAC	4						223	75	94		625,00	0,00	32	Z

Pot Ridge C10	215	35	28	1,60	0,30	1,50	980	641	801	10,00	24,80	5,70		R
Pot Ridge C6	215	37	30	1,60	0,30	1,50	1110	773	966	10,00	30,00	6,50		R
Pot Ridge TEST	76	37	36	0,76	0,30	1,83	1330	1505	2560	10,00	165,00	21,90	87,60	R
Rock Run #1	99	21,30	15,20		0,15	0,91	324	221	276		18,60	2,00	7,50	Mi
Rock Run #2	112	22,80	10,70		0,15	0,91	245	155	194		11,50	1,40	7,50	Mi
Sommerville	95	45	30	1	0,4*(2)	0,40	1350	364	455		31,90	23,70		D
USC1	68				0,15	0,76	662	469	586		90,00	6,10	22,50	Z
USC2	70				0,15	0,76	395	248	310		50,00	3,50	22,50	Z

Fonte: Rose e Dietz, 2002.