

Processamento de rejeito de carvão visando a redução de custos no tratamento da drenagem ácida de minas – estudo de caso na Região Carbonífera de Santa Catarina

Coal waste processing to reduce costs related to acid mine drainage treatment – case study in the Carboniferous District of Santa Catarina State

Jéssica Weiler¹, Juarez Ramos do Amaral Filho², Ivo André Homrich Schneider³

RESUMO

Rejeitos de carvão contêm vários minerais, entre os quais a pirita, que se oxida e gera a drenagem ácida de minas (DAM), um efluente ácido com alto poder poluidor. Atualmente, o setor de mineração de carvão brasileiro controla a DAM por meio do tratamento pelo método de neutralização/precipitação de metais, que consome substanciais quantidades de reagentes e gera um grande volume de lodo. O objetivo deste trabalho foi estudar a minimização da geração da DAM por outra abordagem, o método preventivo de isolamento e exclusão de sulfetos. O processo consiste na remoção da pirita da massa de resíduos, reduzindo a geração de acidez e minimizando a carga de metais nas estações de tratamento. A metodologia do trabalho consistiu na separação gravimétrica por meio denso de uma amostra típica de rejeito de carvão, obtendo-se três frações densimétricas: inferior a 2,2, entre 2,2 e 2,7 e superior a 2,7. Cada fração foi submetida às análises imediata e elemental. Também foram realizados ensaios estáticos e cinéticos em células úmidas para avaliação da geração de acidez no rejeito bruto e na fração com densidade intermediária. Os resultados demonstraram que, por intermédio do beneficiamento gravimétrico dos rejeitos, é possível reduzir em 30% o volume de material descartado. Esse material apresenta um potencial de geração de acidez líquido de 80 a 90% inferior ao do rejeito de carvão bruto. Além disso, estima-se que os custos com reagentes no tratamento de águas ácidas produzidas da mineração de carvão possam ser reduzidos em aproximadamente 85%.

Palavras-chave: rejeitos de carvão; drenagem ácida de minas (DAM); tecnologias mais limpas; meio ambiente.

ABSTRACT

Coal wastes contain many minerals, including the pyrite, which oxidize and generates the acid mine drainage (AMD), a highly polluting effluent. Currently, the Brazilian coal mining operations emphasise AMD control using waste water treatment systems which consume substantial amounts of reagents and generate large amounts of sludge. The aim of this work was to study the acid mine drainage control by another approach, the sulphide exclusion preventive method. The method comprises in removing the pyrite from coal tailings, reducing the acid generation and minimizing the metals load in wastewater treatment plants. Accordingly, a typical coal waste sample was submitted to a density separation process to divide the sample in the following relative density ranges: below 2.2, from 2.2 to 2.7 and above 2.7. All density fractions were submitted to ultimate and proximate analysis. Static and kinetic tests were carried with the raw waste and the pyrite-free fraction. The results showed that, by gravity processing of coal tailings, it is possible to decrease 30% the volume of wastes. The remaining material presents an acid generation potential of about 80-90% lower than the raw waste. Furthermore, it is expected a reduction in costs of reagents of approximately 85% in acid mine treatment plants.

Keywords: coal waste; acid mine drainage (AMD); clean technology; environment.

¹Engenheira Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Mestrado e doutorado em andamento em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais pela UFRGS - Porto Alegre (RS), Brasil.

²Engenheiro Ambiental pela Universidade Luterana do Brasil (Ulbra). Mestrado e Doutorado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais pela UFRGS - Porto Alegre (RS), Brasil.

³Engenheiro de Minas pela UFRGS. Mestrado e Doutorado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais pela UFRGS. Professor Associado no Departamento de Engenharia de Minas da UFRGS - Porto Alegre (RS), Brasil.

Endereço para correspondência: Jéssica Weiler - Avenida Bento Gonçalves, 9500, Setor 6, Prédio do LTM - Agronomia - 91501-970 - Porto Alegre (RS), Brasil - E-mail: jessica.weiler18@gmail.com.

Fonte de financiamento: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Rede Carvão.

Recebido: 29/04/13 - Aceito: 11/11/15 - Reg. ABES: 116411

INTRODUÇÃO

O carvão mineral é uma importante matéria-prima para a produção de energia. No Brasil, as reservas de carvão estão localizadas nos Estados do Rio Grande do Sul, de Santa Catarina e do Paraná. Conforme dados da Associação Brasileira de Carvão Mineral (ABCM), em 2013, esses Estados foram responsáveis, respectivamente, por 58,3, 39,3 e 2,4% da produção de carvão energético no Brasil. Em termos de geração de rejeitos, 80% da massa disposta a céu aberto é proveniente das atividades de beneficiamento do carvão do Estado de Santa Catarina (ABCM, 2015).

Na Região Carbonífera Catarinense, a extração de carvão é realizada predominantemente por mineração subterrânea. Devidos às suas características geológicas, o carvão ROM (“Run-of-Mine”) precisa ser beneficiado para atingir os padrões de combustão em termoeletricas. Após o processamento mineral, aproximadamente 60% do material é descartado e disposto em módulos de rejeitos. Esses módulos são caracterizados por conter rochas sedimentares associadas ao carvão mineral e nódulos de pirita (KALKREUTH *et al.*, 2010), ocupando grandes áreas e gerando elevadas vazões de drenagem ácida de minas (DAM). Deve-se mencionar que os rejeitos de carvão apresentam ainda uma fração energética decorrente de material deslocado devido a questões de liberação mineral e parcial eficiência de equipamentos tradicionalmente empregados, como os jigues (AMARAL FILHO *et al.*, 2013). A Figura 1 ilustra um depósito não controlado de rejeitos de carvão e a geração de DAM.

A DAM é um efluente de elevada acidez, formado pela oxidação da pirita (FeS_2) na presença de água (H_2O) e oxigênio (O_2). O processo de geração da DAM é acelerado na presença de bactérias acidofílicas, como as bactérias *Acidithiobacillus ferrooxidans*. O efluente é de difícil controle e o processo de geração pode ocorrer por dezenas ou até mesmo centenas de anos. Tipicamente, a DAM apresenta um baixo pH (entre 2,0 e 3,0), altas concentrações de sulfato, ferro (na forma de



Fonte: <http://www.groundtruthtrekking.org/>

Figura 1 - Vista de um módulo com disposição não controlada de rejeitos de carvão e a geração de drenagem ácida de minas.

Fe^{2+} e/ou Fe^{3+} , dependendo das condições oxidantes ou redutoras do meio) e outros metais (Al, Mn e Zn) solubilizados a partir de minerais presentes no ambiente (KONTOPOULOS, 1998). Devido às suas características, a DAM é a principal responsável pela contaminação da água e do solo nas regiões carboníferas e deve ser tratada previamente à sua emissão em corpos hídricos receptores.

O controle da geração da drenagem ácida pode ser feito por métodos preventivos, de contenção ou de remediação (KONTOPOULOS, 1998). Os métodos preventivos são aqueles nos quais é isolado um dos agentes causadores da DAM (ar, água ou sulfetos), evitando, assim, o processo de oxidação dos sulfetos e a formação da drenagem ácida. Os métodos de contenção consistem basicamente na construção de diques, canais e sistemas que evitem ou minimizem o contato do efluente ácido com o meio ambiente. Os métodos de remediação compreendem os processos de tratamento de efluentes, que podem ser realizados por métodos ativos ou passivos. Os métodos ativos ocorrem em estações de tratamento que empregam recursos humanos, reagentes e equipamentos para a neutralização do efluente e a precipitação dos metais. Os métodos passivos são realizados em sistemas em que o controle operacional intensivo não é necessário, tais como drenos anaeróbios de calcário e banhados construídos (anaeróbios e aeróbios).

No Brasil, a principal ação de controle da DAM ocorre por meio de sistemas de tratamento ativo por neutralização/precipitação de metais (SILVEIRA *et al.*, 2009). A técnica consiste em neutralizar o efluente e precipitar os metais na forma de hidróxidos. Para isso, o efluente ácido (geralmente com pH entre 2,0 e 3,0) é captado e enviado a uma estação de tratamento de efluentes, onde é feita a adição de reagentes químicos alcalinizantes. Os reagentes usualmente empregados são a soda cáustica (NaOH) e a cal (Ca(OH)_2). A soda cáustica possui um poder de neutralização maior do que a cal e gera uma menor quantidade de lodo, todavia o seu uso implica em um maior custo. O uso de polímeros floculantes também é uma prática frequente. Os polímeros são empregados para aumentar a taxa do processo na etapa de separação sólido-líquido em decantadores convencionais, de lamelas, flotores ou lagoas de decantação.

O pH ideal para a precipitação dos hidróxidos metálicos difere de acordo com o tipo de metal: o Fe^{3+} precipita em pH acima de 3,5, o Fe^{2+} , em pH superior a 8,0, o Al^{3+} , entre pH 4,5 e 9,0, e o Mn^{2+} , em pH acima de 8,5 (METCALF & EDDY, 2003). Assim, considera-se, na maioria das estações de tratamento da DAM, que o valor ideal de ajuste do pH fica entre 8,5 e 8,7. Nessa condição, todos os metais precipitam e o efluente se enquadra na faixa de pH entre 5,0 e 9,0 prevista para lançamento em corpos d'água receptores (Resolução CONAMA 430/2011). Contudo, para elevar o pH da faixa entre 2,0 e 3,0 até 8,7, são utilizadas substanciais quantidades de agentes alcalinizantes (na ordem de centenas de g a kg por m^3 , dependendo da concentração do efluente). Esse processo acarreta

também em elevado volume de lodo, que precisa ser desidratado e disposto adequadamente.

Nesse contexto, métodos preventivos têm sido considerados para minimizar os impactos ambientais da disposição de rejeitos. Pode-se citar os trabalhos conduzidos pelos métodos de coberturas secas (GALATTO *et al.*, 2007; SOARES *et al.*, 2009) e aditivos alcalinos (MACHADO *et al.*, 2009). Na primeira situação é preciso impermeabilizar toda a superfície do aterro e na segunda há necessidade de se trazer grandes quantidades de materiais fornecedores de alcalinidade. Em ambos os casos, o deslocamento e preparo de materiais é enorme e o local necessitará de um rígido controle ambiental ao longo do tempo. Existe ainda uma terceira abordagem, não avaliada em termos ambientais no Brasil, que é o método de isolamento e exclusão de sulfetos (KONTOPOULOS, 1998). Essa abordagem tem sido considerada para rejeitos de carvão e minérios sulfetados de cobre, aplicando processos gravimétricos (jigagem, meio denso, entre outros) ou físico-químicos (flotação) com resultados promissores (HESKETH; BROADHURST; HARRISON, 2010; KAZADI MBAMBA *et al.*, 2012). Neste trabalho, o processo de separação foi por meio denso de ferro-silício, uma técnica eficiente e largamente utilizada no beneficiamento mineral e que pode ser usada para a remoção e recuperação de carvões e sulfetos em escala industrial (TAVARES & SAMPAIO, 2005).

Assim, o presente estudo teve como objetivo a minimização da geração da DAM pelo processamento gravimétrico de rejeitos do carvão. O objetivo foi remover as frações pirítica e carbonosa existentes nos rejeitos, que podem ser comercializadas. Os estudos foram conduzidos em laboratório, incluindo técnicas de caracterização dos materiais e ensaios padronizados de avaliação do potencial de geração de acidez. Por fim, realizou-se uma avaliação comparativa dos custos envolvidos no tratamento da DAM com a atual sistemática adotada pelas mineradoras e com a abordagem sugerida neste trabalho.

METODOLOGIA

Preparação e caracterização da amostra de rejeito de carvão

O rejeito de carvão utilizado foi proveniente da etapa de jigagem (processo que separa gravimetricamente o carvão da ganga na faixa granulométrica entre 2,0 e 50,8 mm) de uma carbonífera localizada na região de Criciúma, Santa Catarina. Essa empresa beneficia 116.700 t de carvão mineral por mês, considerando a média dos anos de 2009 a 2013. Nesse nível de produção gera mensalmente cerca de 68.330 toneladas de rejeito.

A amostra foi primeiramente homogeneizada e quarteada conforme a NBR 10007 (ABNT, 2004). A seguir, realizou-se a separação gravimétrica do material em meio denso de ferro-silício (Fe-Si) com a intenção de se obter 3 frações densimétricas distintas: inferior a 2,2,

entre 2,2 e 2,7 e superior a 2,7 (Figura 2). Para a caracterização tecnológica, as amostras foram cominuídas e peneiradas a um diâmetro máximo de 0,25 mm (Tyler #60).

Para cada fração, foi realizada análise imediata, que contempla o teor de cinzas, matéria volátil, carbono fixo, poder calorífico e umidade. A análise elementar levou em conta o teor de carbono, hidrogênio, nitrogênio e enxofre. Também foram realizadas análises das formas de enxofre (pirítico, sulfático e orgânico).

Para obtenção do teor de cinzas, pesou-se 1 g de amostra em um cadinho de porcelana, o qual foi então colocado em forno mufla em temperatura de 800°C, por 1 h (ASTM, 2012). Para análise de matéria volátil, fez-se a queima de 1 g de rejeito de carvão, durante 5 min, em forno mufla a 950°C (ASTM, 2011). O poder calorífico foi medido em uma Bomba Calorimétrica da marca IKA, modelo C2000 (ASTM, 2013). O enxofre total, assim como carbono, hidrogênio e nitrogênio, foi analisado instrumentalmente pelo equipamento Vario Macro Elementar. As formas de enxofre pirítico e sulfático foram obtidas por meio de procedimentos titulométricos (ASTM, 2012). Por fim, o enxofre orgânico foi calculado pela subtração dos valores de enxofre pirítico e sulfático do enxofre total. Todos esses valores foram expressos em base seca, corrigidos pelo teor de umidade (ASTM, 2011).

Avaliação da geração de acidez

A avaliação da geração de acidez foi realizada nas seguintes amostras: rejeito bruto; rejeito na fração densimétrica entre 2,2 e 2,7.

Para a avaliação do potencial de geração de acidez, foram realizados os ensaios estáticos de contabilização de ácidos e bases (ABA), tanto o tradicional como o modificado (EPA, 1994). O objetivo foi determinar o balanço entre a produção de acidez e o consumo de acidez (neutralização) pelos componentes minerais da amostra. O potencial de geração de acidez (AP) foi medido a partir da análise de enxofre total (ABA

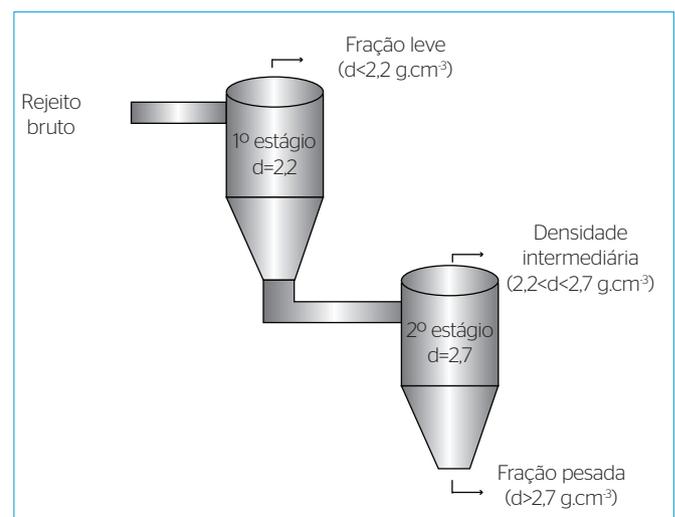


Figura 2 - Separação das frações do rejeito de carvão em meio denso de ferrosilício.

tradicional) e pela análise de enxofre pirítico (ABA modificado). Para a determinação do potencial de neutralização (NP), no método ABA tradicional, o procedimento consistiu em submeter a amostra a uma solução ácida e aquecer a 90°C para consumir os minerais neutralizantes. No método ABA modificado, o material foi submetido a uma solução ácida em temperatura ambiente por 24 h. Após, titulou-se a solução ácida com NaOH (com a mesma concentração do ácido) até pH 7,0, para o método ABA tradicional, e até pH 8,3, para o modificado. O potencial de neutralização foi calculado em $\text{kg CaCO}_3 \cdot \text{t}^{-1}$ de amostra. A determinação dos fatores AP e NP permitiu calcular o potencial de neutralização líquido ($\text{NNP} = \text{NP} - \text{AP}$). O NNP pode ser positivo ou negativo, sendo que: valores de NNP menores que $-20 (\text{kg CaCO}_3 \cdot \text{t}^{-1})$ indicam a formação de ácido; valores maiores que $+20 (\text{kg CaCO}_3 \cdot \text{t}^{-1})$, que não haverá a formação de ácido; e valores entre -20 e $+20 (\text{kg CaCO}_3 \cdot \text{t}^{-1})$, que é difícil prever o seu comportamento, sendo necessários outros ensaios para a predição da ocorrência, ou não, da DAM.

Os estudos cinéticos foram realizados conforme procedimento ASTM D 5744 (ASTM, 1996). O teste foi realizado em duas células úmidas: uma para o rejeito bruto e outra para a fração intermediária ($2,2 < d < 2,7$). O ensaio consistiu em colocar 500 g de amostra, na granulometria sugerida pela referida norma (entre 2,0 e 6,3 mm), em um recipiente fechado, no qual foi injetado e retirado ar. Inicialmente, submeteu-se cada amostra (do rejeito bruto e da fração intermediária) a uma lixiviação com 1.000 mL de água destilada e coletou-se o lixiviado para análise. Após, as células foram submetidas a um ciclo semanal de 3 dias de ar seco e 3 dias de ar úmido e, no 7º dia, à percolação de 500 mL de água. Essa água, coletada ao término de cada ciclo, foi analisada. O procedimento foi conduzido

por 92 semanas. A Figura 3 ilustra o funcionamento do equipamento utilizado para a realização do ensaio.

Os lixiviados foram analisados em relação aos seguintes parâmetros de qualidade de água: pH, potencial redox, acidez, metais (Al, Mn, Zn e Fe) e sulfato. O pH foi medido em um pHmetro, os valores de potencial redox foram medidos em eletrodo de prata/cloreto de prata e recalculados para o potencial padrão de hidrogênio — Eh (NORDSTROM & WILDE, 1998). A acidez foi obtida por titulometria. Os metais foram analisados instrumentalmente por absorção atômica em um equipamento Varian AA240FS. Já a análise de sulfatos foi realizada por cromatografia iônica (DIONEX-ICS3000). As análises foram realizadas, semanalmente, seguindo os procedimentos do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Tratamento da drenagem ácida em escala de laboratório

A fim de se avaliar o consumo de reagentes, trataram-se as águas lixiviadas das semanas 26 e 27 da célula contendo o rejeito bruto e da célula contendo a fração densimétrica entre 2,2 e 2,7. Essas semanas foram escolhidas pelo fato de o sistema ter atingido um ápice de oxidação da pirita, percebido no aumento da concentração de acidez e metais no lixiviado.

O tratamento consistiu basicamente na elevação do pH para 8,7 com adição de uma solução $0,1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ de $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Por fim, com o intuito de verificar a eficiência do tratamento, a concentração de metais (Fe, Al, Mn e Zn) e sulfato nos efluentes bruto e tratado foi analisada, respectivamente, por espectroscopia de absorção atômica e cromatografia iônica. Os

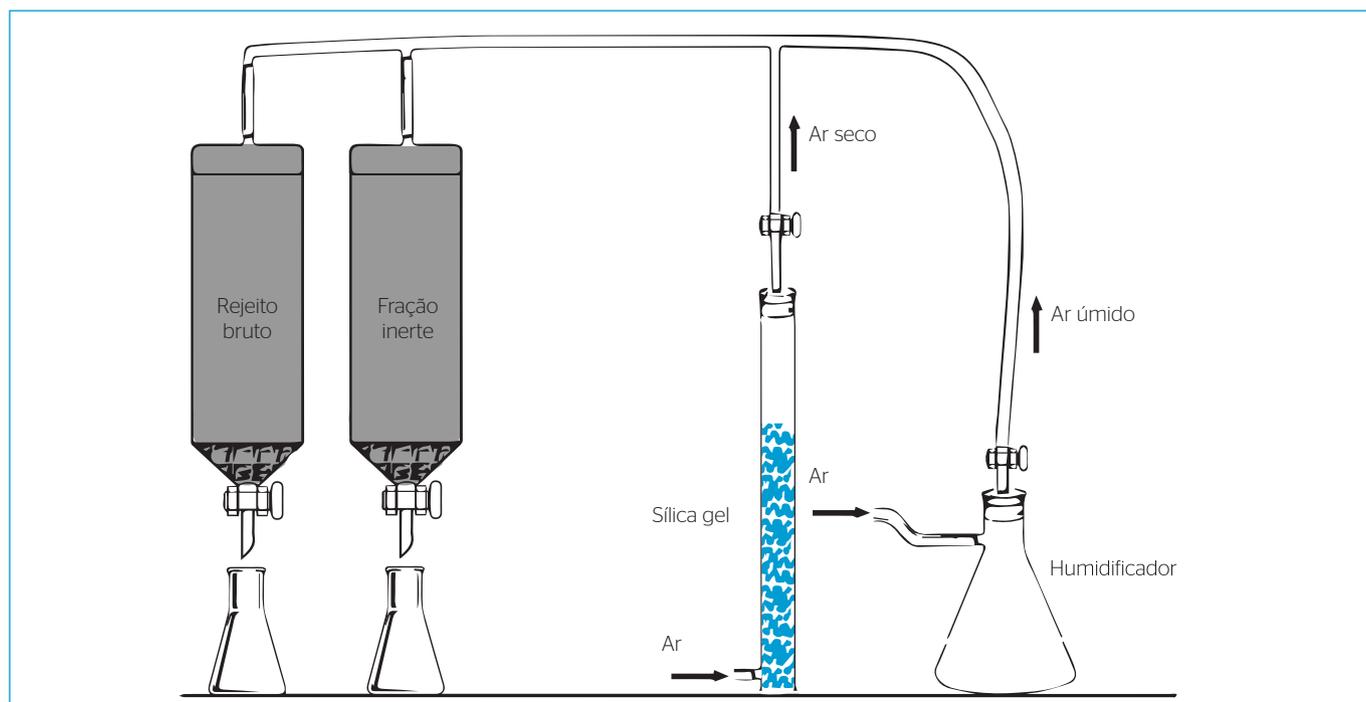


Figura 3 - Representação esquemática das células úmidas empregadas nos ensaios cinéticos.

procedimentos de análise seguiram a metodologia descrita no “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*” (APHA, 2005).

Avaliação de custos

Para avaliar os custos relacionados com o tratamento dos efluentes, originados nos rejeitos com e sem o isolamento de sulfetos, foram utilizados dados operacionais fornecidos pela carbonífera de estudo. Essa empresa trata aproximadamente 20 m³.h⁻¹ de DAMs oriundas do seu módulo de rejeitos pelo processo de precipitação/sedimentação utilizando soda e cal como reagentes alcalinos. A DAM é gerada no módulo de rejeitos durante os 365 dias do ano, sendo encaminhada para uma bacia de captação e tratamento subsequente. A estação de tratamento de DAM opera 16 h por dia e 23 dias por mês.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na separação gravimétrica por meio denso de ferro-silício (Fe-Si) foram obtidas 3 frações com diferentes densidades:

1. uma fração mais orgânica ($d < 2,2$), correspondente a 17% em massa;
2. uma fração dessulfurizada, composta por rochas sedimentares ($2,2 < d < 2,7$), que compõe 69% da massa; e
3. uma fração rica em pirita ($d > 2,7$), que contribui com 14% em massa do material (Figura 4).

A Tabela 1 resume os valores encontrados na análise imediata e elementar das três frações densimétricas obtidas.

Em relação à análise elementar, pode-se observar que a fração com densidade inferior a 2,2 contém maior quantidade de carbono, nitrogênio e hidrogênio e pode ser aproveitada em misturas com carvões de

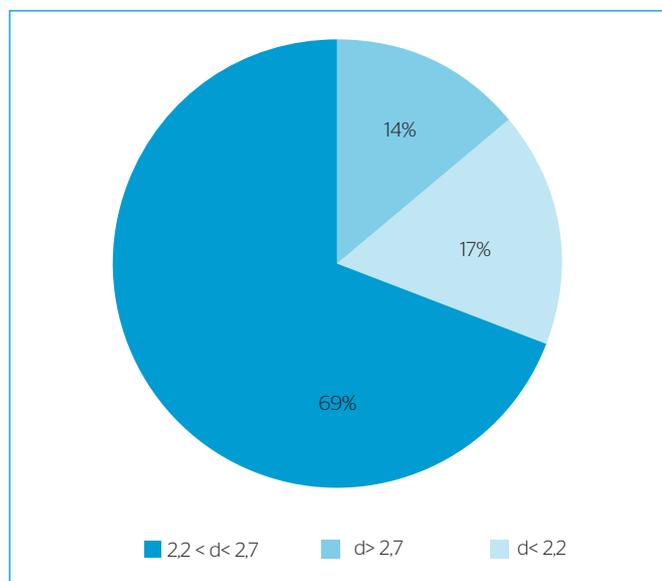


Figura 4 - Porcentagem em massa de cada fração densimétrica após os ensaios de separação gravimétrica do rejeito bruto em meio denso de ferrosilício.

melhor qualidade ou outros resíduos industriais com potencial energético (LI *et al.*, 2006; 2011; BARBOSA *et al.*, 2009; MUTHURAMAN; NAMIOKA; YOSHIKAWA, 2010). A fração com densidade intermediária possui a maior quantidade de cinzas (88,3%) e a menor quantidade de enxofre (1,1%), e será descartada como rejeito processado. O material com densidade superior a 2,7 é o que apresenta o maior teor de enxofre, com 32,5% de enxofre piritico e aproximadamente 60% de pirita. Essa fração apresenta potencial para ser comercializada como insumo na produção de ácido sulfúrico, bem como de sais e óxidos de ferro (COLLING; MENEZES; SCHNEIDER, 2011; VIGÂNCIO *et al.*, 2011; SILVA *et al.*, 2012). Ainda, é possível observar que o rejeito bruto possui 7% de enxofre, enquanto a fração com densidade entre 2,2 e 2,7, apenas 1,1%. Essa redução da quantidade de enxofre no rejeito processado implica em uma significativa redução no potencial de geração de acidez.

Os resultados dos ensaios estáticos podem ser visualizados na Tabela 2. Para a fração com densidade intermediária, o valor do NNP foi de -35,0 kg CaCO₃.t⁻¹ pelo método ABA tradicional e de -22,5 kg CaCO₃.t⁻¹ pelo método ABA modificado. Já para o rejeito bruto o valor do potencial de neutralização líquido (NNP) foi de -217,3 kg CaCO₃.t⁻¹ pelo método ABA tradicional e de -196,9 kg CaCO₃.t⁻¹ pelo método ABA modificado. Isso indica que, no material processado, com densidade entre 2,2 e 2,7, houve uma redução do potencial de geração de acidez líquido de 80 a 90% em relação ao rejeito de carvão bruto.

Tabela 1 - Resultados da análise imediata e elementar de uma amostra de rejeito de carvão bruto e para as frações densimétricas obtidas.

Parâmetro (base seca)	Rejeito bruto	$d < 2,2$	$2,2 < d < 2,7$	$d > 2,7$
Cinzas (%)	79,3	75,8	88,3	64,8
Matéria volátil (%)	11,2	11,6	8,4	27,6
Carbono fixo (%)	3,4	10,5	1,0	6,9
Poder calorífico (cal.g ⁻¹)	-	1072	303	-
C (%)	6,7	16,4	3,9	8,9
H (%)	1,3	1,8	1,1	0,9
N (%)	0,3	0,5	0,3	0,3
S (%)	7,0	1,8	1,1	37,6
S Piritico (%)	6,3	1,3	0,7	32,5
S Sulfático (%)	0,1	0,2	0,1	0,4
S Orgânico (%)	0,6	0,3	0,3	4,8

Tabela 2 - Resultados dos ensaios estáticos de contabilização de ácidos e bases (ABA) tradicional e modificado realizados com a amostra de rejeito bruto e fração intermediária.

	AP (kg CaCO ₃ .t ⁻¹)		NP (kg CaCO ₃ .t ⁻¹)		NNP (kg CaCO ₃ .t ⁻¹)	
	Tradic.	Modific.	Tradic.	Modific.	Tradic.	Modific.
$2,2 < d < 2,7$	35,0	22,5	0,0	0,0	-35,0	-22,5
Rejeito bruto	217,3	196,9	0,0	0,0	-217,3	-196,9

Tradic.: tradicional; Modific.: modificado.

Na Figura 5 são apresentados os resultados dos ensaios cinéticos com as análises semanais de pH, Eh, metais, sulfato e acidez da célula contendo o rejeito de carvão bruto e da célula contendo a fração com densidade intermediária. Os resultados mostraram uma alta variabilidade, decorrente das várias interferências no processo de lixiviação (temperatura, atividade microbiana, sistema de percolação, etc.). Essa variabilidade é considerada normal para ensaios em células úmidas (SAPSFORD *et al.*, 2009; LENGKE; DAVIS; BUCKNAM, 2010). Pode-se observar que a água lixiviada do rejeito bruto sempre apresentou valores de pH inferiores ao do material com densidade entre 2,2 e 2,7. Em relação ao potencial redox, verificou-se uma condição bastante oxidante para ambos os materiais, favorecendo a decomposição dos sulfetos. As concentrações de metais e sulfatos no rejeito beneficiado também foram menores no decorrer das 92 semanas.

A análise de acidez é possivelmente a que melhor expressa a demanda de agente alcalino necessária para neutralizar o sistema (dada tanto pelo baixo pH quanto pela presença de metais hidrolisáveis). As curvas de acidez foram integradas, e os resultados mostram que, no período de 92 semanas, a acidez lixiviada pela fração com densidade intermediária foi de 45% da emitida pelo material original. Outro benefício do processamento do rejeito é o tempo de emissão de acidez. De acordo com o balanço de massa do enxofre, durante o período de ensaio de

92 semanas, houve a remoção de 98% de S presente na célula que continha o material processado. Em outras palavras, o período de tempo de 92 semanas (aproximadamente 1 ano e 9 meses) foi suficiente para que ocorresse praticamente toda a oxidação e lixiviação da pirita. Na célula contendo o rejeito bruto, somente 31% da pirita foi oxidado nesse período, mostrando que o processo de geração de acidez deverá perdurar por um período 3 vezes superior (no mínimo, 5 anos).

No tratamento da DAM em laboratório, o consumo de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ para aumentar o pH (de aproximadamente 2,0 até 8,7) foi de $18,25 \text{ kg.m}^{-3}$ para o rejeito bruto e de $3,75 \text{ kg.m}^{-3}$ para a fração com densidade intermediária, representando uma redução de cerca de 80% no consumo de agente neutralizante no tratamento do efluente oriundo do depósito de rejeito. Esse valor está de acordo com a redução do potencial de geração de acidez obtida nos testes estáticos (Tabela 2). Os resultados das análises do efluente bruto e tratado das amostras coletadas nos ensaios cinéticos nas semanas 26 e 27 estão apresentados na Tabela 3. Após o tratamento, por neutralização/precipitação dos metais, os parâmetros analisados enquadraram-se nos limites de emissão da Resolução CONAMA 430/11.

Na Tabela 4 são apresentados os custos relativos ao atual cenário e ao cenário projetado com a exclusão da matéria carbonosa e da pirita. Considerando uma redução de 1/3 no volume de rejeitos gerados e de 1/5 do consumo de agente alcalino, observa-se uma redução no custo

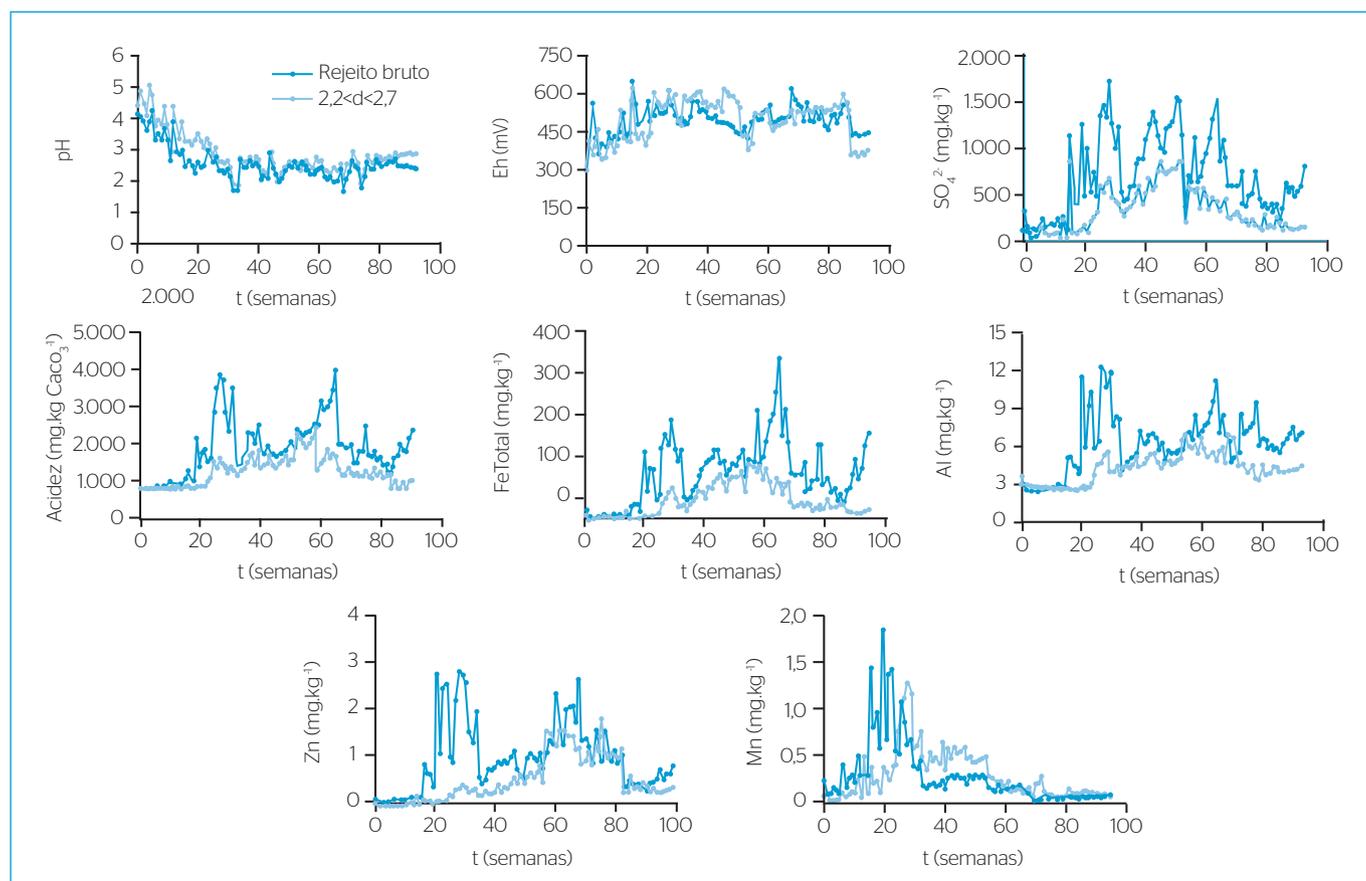


Figura 5 - Qualidade da água lixiviada em função do tempo no ensaio nas células úmidas.

mensal de aproximadamente 85% em relação ao gasto com reagentes. Cabe ressaltar que 50% dos custos no tratamento de efluentes na Região Carbonífera de Santa Catarina são referentes ao agente empregado no processo na correção do pH.

Conforme Amaral Filho (2014), a partir da produção mensal média de rejeitos de carvão dessa carbonífera, a fração energética com densidade inferior a 2,2, com poder calorífico superior (PCS) igual a 1.100 kcal.kg⁻¹, pode gerar 8.900 MW.h⁻¹. A utilização desse material, considerando um rendimento de 30% da termoelétrica (MILLER, 2005), é capaz de atender a uma população de 44.500 habitantes. Contudo, devido ao baixo poder calorífico, deve ser misturado a carvões ou resíduos de maior conteúdo energético para atender a especificação da usina termoelétrica.

Em relação ao aproveitamento da pirita contida no rejeito de carvão, é possível considerar que a produção média mensal do concentrado com 32,5% de S pirítico seria de aproximadamente 7.650 t. Isso equivaleria a uma produção de 7.614 t de ácido sulfúrico ao mês. Apesar de o produto atender a especificação do mercado, enfrenta problemas de outra ordem. Não há uma logística regional direcionada para uso do material na produção de ácido sulfúrico e para o aproveitamento do óxido de ferro residual do processo de ustulação da pirita. De forma esporádica e parcial, algumas empresas conseguem enviar concentrados de pirita para outras regiões do país para a produção de ácido sulfúrico. Cabe ressaltar que o

Brasil é deficitário na produção de enxofre, importando aproximadamente 80% do que consome (DNPM, 2013).

O esquema apresentado na Figura 6 ilustra a abordagem preventiva da técnica utilizada neste trabalho, que se baseia na separação do rejeito bruto em três densidades distintas, duas delas com potencial para aproveitamento comercial (fração energética e fração pirítica). No cenário projetado com essa abordagem, verifica-se uma redução de volume e carga no efluente a ser tratado.

A concepção deste trabalho vai ao encontro dos atuais conceitos envolvendo tecnologias mais limpas, dentre as quais se relacionam o uso racional dos recursos minerais, a atualização tecnológica dos processos para separação e concentração mineral, o aumento da eficiência energética, a conservação de recursos naturais e o desenvolvimento sustentável da mineração, aliados aos benefícios econômicos para as empresas do setor (HILSON, 2003; REDDICK; BLOTTNITZ; KOTHUIS, 2008; MCLELLAN *et al.*, 2009; HAIBIN & ZHENLING, 2010). Apesar dos benefícios econômicos e ambientais obtidos pela utilização de métodos mais sustentáveis na mineração, a aplicação efetiva desses conceitos necessita superar algumas barreiras para se tornar viável, passando necessariamente por mudanças tecnológicas, gerenciais, estruturais e culturais de todas as partes interessadas — comunidade, empresas e poder público.

Tabela 3 - Características químicas dos efluentes tratados pelo processo de neutralização/precipitação.

	Rejeito bruto		Rejeito 2,2<d<2,7		CONAMA 430/11
	Efluente bruto	Efluente tratado	Efluente bruto	Efluente tratado	
Fe (mg.L ⁻¹)	3251	0,6	94,2	0,8	15,0
Mn (mg.L ⁻¹)	1,5	0,3	2,3	0,1	1,0
Zn (mg.L ⁻¹)	5,6	<0,3	0,8	<0,3	5,0
Al (mg.L ⁻¹)	20,9	2,8	7,3	3,2	n/a
SO ₄ ²⁻ (mg.L ⁻¹)	2794	1739	1147	851	n/a

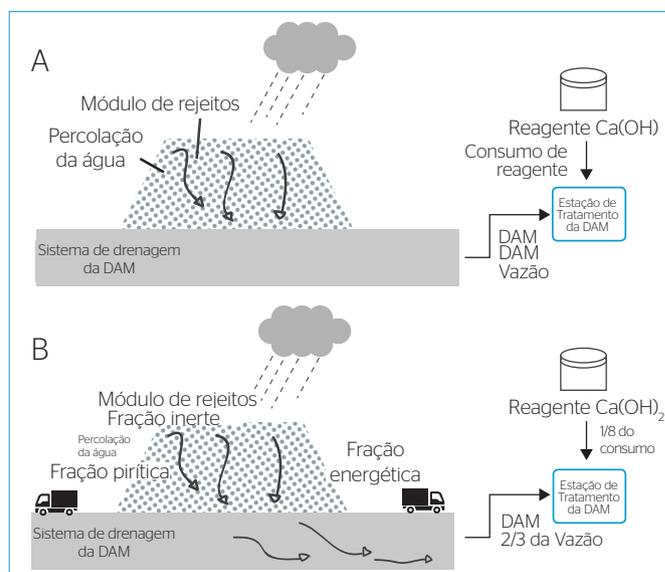
n/a: não listado na norma; CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente.

Tabela 4 - Custo atual e projetado em reagente alcalino – (CaOH)₂ – considerando a disposição exclusiva dos rejeitos com densidade entre 2,2 e 2,7.

	Atual	Projetado
Efluente gerado no modulo (m ³ .mês ⁻¹)	14.400	9.600
Consumo de reagente (kg.m ³)	18,25	3,75
Preço cal hidratada (R\$.kg ⁻¹)	0,40	0,40
Consumo de reagentes (kg.mês ⁻¹)	262.800	36.000
Custo tratamento (R\$.mês ⁻¹)	105.120,00	14.400,00
Economia mensal (R\$)	90.720,00	
Economia anual (R\$)	1.088.640,00	

CONCLUSÕES

Com o beneficiamento gravimétrico de rejeitos de carvão por meio denso foi possível reduzir a massa de resíduos dispostos em módulos de rejeitos, obtendo-se:



DAM: drenagem ácida de minas.

Figura 6 - Abordagem tradicional (A) e abordagem preventiva (B) para minimização dos custos no tratamento da drenagem ácida de minas.

1. um produto com maior teor de matéria carbonosa e com potencial uso energético (17% em massa);
2. um material a ser descartado, rico em silicatos e com baixo teor de enxofre (69% em massa); e
3. uma fração rica em pirita, que pode ser utilizada na fabricação de ácido sulfúrico e/ou sais e óxidos de ferro (14% em massa).

O segundo apresenta um potencial de geração de acidez entre 80 e 90% inferior ao do rejeito bruto e, conseqüentemente, menor potencial poluidor. Estudos em células úmidas demonstraram que o processo de geração de acidez do rejeito modificado (após separação dos sulfetos), além de apresentar menor intensidade, ocorrerá por um período menor de tempo.

Considerando os níveis de produção e geração de águas ácidas deste trabalho, em relação à simulação do tratamento da DAM com o rejeito processado, obteve-se uma redução no custo de reagente de aproximadamente 85%. A utilização da fração de menor densidade seria capaz de

gerar energia suficiente para atender a uma cidade de 44.500 habitantes. Já a comercialização do concentrado de pirita poderia gerar 7.614 t de ácido sulfúrico ao mês.

Assim, este estudo permite concluir que, com uma abordagem preventiva e de acordo com os princípios de tecnologias mais limpas, é possível melhorar o aproveitamento dos recursos minerais, reduzindo a massa de rejeitos, os riscos ambientais, os custos associados ao controle e tratamento da drenagem ácida de minas e, ainda, obter produtos com valor comercial agregado.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Rede Carvão, pelos recursos financeiros para o desenvolvimento da presente pesquisa.

REFERÊNCIAS

- ABCM - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO CARVÃO MINERAL. (2015) *Dados estatísticos - Ano 2014*. Disponível em: <http://www.carvaomineral.com.br/conteudo/gm_estatisticas/estatisticas_2014.pdf>. Acesso em: 24 abr. 2015.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (1985) *Carvão Mineral - Ensaio Densimétrico*. NBR 8738. Rio de Janeiro: ABNT. 9p.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2004b) *Resíduos Sólidos - Classificação*. NBR 10.004. Rio de Janeiro: ABNT. 77p.
- AMARAL FILHO, J.R. (2014) *Aproveitamento de rejeitos de carvão em Santa Catarina, Brasil*. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- AMARAL FILHO, J.R.; SCHNEIDER, I.A.H.; BRUM, I.A.S.; SAMPAIO, C.H.; MILTZAREK, G.; SCHNEIDER, C.H. (2013) Caracterização de um Depósito de Rejeitos para o Gerenciamento Integrado dos Resíduos de Mineração na Região Carbonífera de Santa Catarina, Brasil. *Revista Escola de Minas (Impresso)*, v. 66, p. 347-353.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington, DC.: APHA-AWWAWEF. 1134p.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIAL. (1996) *ASTM D 5744*: Standard Test Method for Accelerated Weathering of Solid Materials Using a Modified Humidity Cell. West Conshohocken, PA. 13p.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIAL. (2011) *ASTM D3175*: Standard Test Method for Volatile Matter in the Analysis Sample of Coal and Coke. West Conshohocken, PA. 6p.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIAL. (2011) *ASTM D3173*: Standard Test Method for Forms of Moisture in the Analysis Sample of Coal and Coke. West Conshohocken, PA. 4p.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIAL. (2012) *ASTM D3174*: Standard Test Method for Ash in the Analysis Sample of Coal and Coke from Coal. West Conshohocken, PA. 6p.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIAL. (2012) *ASTM D2492-02*: Standard Test Method for Forms of Sulfur in Coal. West Conshohocken, PA. 5p.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIAL. (2013) *ASTM D 5865*: Standard Test Method for Gross Calorific Value of Coal and Coke. West Conshohocken, PA. 19p.
- BARBOSA, R.; LAPA, N.; BOAVIDA, D.; LOPES, H.; Gulyurtlu, I.; MENDES, B. (2009) Co-combustion of coal and sewage sludge: Chemical and ecotoxicological properties of ashes. *Journal of Hazardous Materials*, v. 170, p. 902-909.
- COLLING, A.V.; MENEZES, J.C.S.S.; SCHNEIDER, I.A.H. (2011) Bioprocessing of pyrite concentrate from coal tailings for the production of the coagulant ferric sulphate. *Minerals Engineering*, v. 24, p. 1185-1187.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. (2011) *Resolução nº 430*. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 15 dez. 2014.
- DNPM - Departamento Nacional de Produção Mineral. (2013) *Economia Mineral do Brasil*. Enxofre. Disponível em: <http://www.dnpm.gov.br/conteudo.asp?IDSecao=68&IDPagina=1461>. Acesso em: 10 out. 2013.

- EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1994) *Acid Mine Drainage Prediction*. EPA 530-R-94-036 (Technical Document). Washington, DC.: EPA. 48p.
- GALATTO, S.L.; LOPES, R.P.; BACK, A.J.; BIF, D.Z.; SANT, E.L. (2007) Emprego de coberturas secas no controlada drenagem ácida demina - estudos em campo. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 2, p. 229-236.
- HAIBIN, L. & ZHENLING, L. (2010) Recycling Utilization Patterns of Coal Mining Waste in China. *Resources, Conservation and Recycling*, n. 54, p. 1331-1340.
- HESKETH, A.H.; BROADHURST, J.L.; HARRISON, S.T.L. (2010) Mitigating the Generation of Acid Mine Drainage from Copper Sulfide Tailings Impoundments in Perpetuity: A Case Study for an Integrated Management Strategy. *Minerals Engineering*, v. 23, p. 225-229.
- HILSON, G. (2003) Defining "Cleaner Production" and "Pollution Prevention" in the Mining Context. *Minerals Engineering*, n. 16, p. 305-321.
- Kalkreuth, W.; Holz, M.; Mexias, A.; Balbinot, M.; Levandowski, J.; Willett, J.; Finkelman, R.; Burger, H. (2010) Depositional setting, petrology and chemistry of Permian coals from the Paraná Basin: 2. South Santa Catarina Coalfield, Brazil. *International Journal of Coal Geology*, v. 84, p. 213-236.
- KAZADI MBAMBA, C.; HARRISON, S.T.L.; FRANZIDIS J.P.; BROADHURST, J.L. (2012) Mitigating acid rock drainage risks while recovering low-sulfur coal from ultrafine colliery wastes using froth flotation. *Minerals Engineering*, v. 29, p. 13-21.
- KONTOPOULOS, A. (1998) Acid Mine Drainage Control. In: CASTRO, S.H.; VERGARA, F.; SÁNCHEZ, M.A. (Eds.). *Effluent Treatment in the Mining Industry*. Chile: University of Concepción. p. 57-118.
- LENGKE, M.F.; DAVIS, A.; BUCKNAM, C. (2010) Improving Management of Potentially Acid Generating Waste Rocks. *Mine Water Environment*, v. 29, p. 29-44.
- Li, X.G.; Ma B.G.; Xu L.; Hu Z.W.; Wang X.G. (2006) Thermogravimetric analysis of the co-combustion of the blends with high ash coal and waste tyres. *Thermochimica Acta*, 441, p. 79-83.
- Li, X.G.; Lv, Y.; Ma, B.G.; Jian, S.W.; Tan, H.B. (2011) Thermogravimetric investigation on co-combustion characteristics of tobacco residue and high-ash anthracite coal. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 9783-9787.
- MACHADO, L.A.; BIENERT, L.M.; TUBINO, R.M.C.; SCHNEIDER, I.A.H. (2009) Estabelecimento de Traço entre Rejeitos de Carvão e Escória de Aciaria Elétrica para Prevenção da Drenagem Ácida de Minas. *Tecnologia em Metalurgia e Materiais*, v. 6, p. 24-30.
- MCLELLAN, B.C.; CORDER, G.D.; GIURCO, D.; GREEN, S. (2009) Incorporating Sustainable Development in the Desing of Mineral Processing Operations - Review and Analysis of Current Approaches. *Journal of Cleaner Production*, n. 17, p. 1414-1425.
- MILLER, B.G. (2005) *Coal Energy Systems*. London, UK: Elsevier Academic Press. 542p.
- METCALF & EDDY. (2003) *Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse*. New York: McGraw-Hill. 1334p.
- Muthuraman, M.; Namioka, T.; Yoshikawa, K. (2010) A comparative study on co-combustion performance of municipal solid waste and Indonesian coal with high ash Indian coal: a thermogravimetric analysis. *Fuel Processing Technology*, v. 91, p. 550-558.
- NORDSTROM, D.K. & WILDE, F.D. (1998) Reduction-Oxidation Potential (Electrod Method). In: WILDE, F.D.; RADTKE, D.B.; GIBS, J.; IWATSUBO, R.T. (Eds.). *National Field Manual for the Collection of Water - Quality Data*. U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations. Book 9, chapter 6.5.
- REDDICK, J.F.; BLOTTNITZ, H. VON; KOTHUIS, B. (2008) Cleaner Production in the South African Coal Mining and Processing Industry: A case Study Investigation. *International Journal of Coal Preparation and Utilization*, v. 28, n. 4, p. 224-236.
- SILVA, R.A.; CASTRO, C.D.; VIGÂNICO, E.M.; PETTER, C.O.; SCHNEIDER, I.A.H. (2012) Selective precipitation/UV production of magnetite particles obtained from the iron recovered from acid mine drainage. *Minerals Engineering*, v. 29, p. 22-27.
- SILVEIRA, A.N.; SILVA, R.D.R.; RUBIO, J. (2009) Treatment of Acid Mine Drainage (AMD) in South Brazil. Comparative Active Processes and Water Reuse. *International Journal of Mineral Processing*, v. 93, n. 2, p. 103-109.