



Carolina Rossini Simões

**Eletroflotação de finos e ultrafinos de minério de ferro
com o uso de um biossurfactante extraído da bactéria
*Rhodococcus opacus***

Dissertação de Mestrado

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Materiais e Processos Químicos e Metalúrgicos, do Departamento de Engenharia Química e de Materiais da PUC-Rio.

Orientadores: Prof. Maurício L. Torem
Co-orientador: Dr. Ronald. R. Hacha

Rio de Janeiro
Novembro de 2020



Carolina Rossini Simões

**Eletroflotação de finos e ultrafinos de minério de ferro
com o uso de um biossurfactante extraído da bactéria
*Rhodococcus opacus***

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Materiais e Processos Químicos e Metalúrgicos da PUC - Rio. Aprovada pela Comissão Examinadora abaixo assinada.

Prof. Maurício Leonardo Torem

Orientador

Departamento de Engenharia Química e de Materiais – PUC-Rio

Dr. Ronald Rojas Hacha

Co-orientador

Departamento de Engenharia Química e de Materiais – PUC-Rio

Prof. Alexandre Vargas Grillo

Instituto Federal do Rio de Janeiro - IFRJ

Dr. Antonio Gutiérrez Merma

Departamento de Engenharia Química e de Materiais – PUC-Rio

Prof. Hudson Jean Bianquini Couto

Centro de Tecnologia Mineral – CETEM / MCTI

Rio de Janeiro, 23 de novembro de 2020

Todos os direitos reservados. É proibida a reprodução total ou parcial do trabalho sem autorização da universidade, da autora e do orientador.

Carolina Rossini Simões

Graduou-se em Engenharia Ambiental na Universidade Severino Sombra, Vassouras, Rio de Janeiro, Brasil em 2013. Obteve o título de Especialização em Segurança do Trabalho na Universidade Católica de Petrópolis, Petrópolis, Rio de Janeiro, Brasil em 2016.

Ficha Catalográfica

Simões, Carolina Rossini

Eletroflotação de finos e ultrafinos de minério de ferro com o uso de um biossurfactante extraído da bactéria *Rhodococcus opacus* / Carolina Rossini Simões; orientador: Maurício L. Torem; co-orientador: Ronald R. Hacha. – 2020.

117 f. ; 30 cm

Dissertação (mestrado) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Engenharia Química e de Materiais, 2020.

Inclui bibliografia

1. Engenharia Química e de Materiais - Teses. 2. Eletroflotação. 3. Biossurfactante. 4. Minério de ferro. 5. Hematita. 6. Quartzo. I. Torem, Maurício Leonardo. II. Rojas Hacha, Ronald. III. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Departamento de Engenharia Química e de Materiais. IV. Título.

CDD: 620.11

Aos meus pais, Mônica e Cesar, que não mediram
esforços para que chegasse nessa etapa da minha vida;
e a minha irmã pelo amor e apoio.

Agradecimentos

Primeiro agradeço a Deus, pelo dom da vida, por me ajudar nos dias difíceis, sem ele nada disso seria possível.

Agradeço ao meu orientador, o Professor Dr. Maurício Leonardo Torem, pela confiança, paciência e ensinamentos.

Ao meu coorientador, Dr. Ronald Rojas Hacha, pela ajuda no laboratório, pela paciência, compreensão e ensinamentos científicos e de vida.

Ao Departamento de Engenharia Química e Materiais (DEQM) da PUC – Rio, seus professores, pesquisadores e funcionários, pela oportunidade de realização do curso, experiências trocadas, conhecimento transmitido, colaboração e incentivo.

A minha família, principalmente meus pais, Mônica e Cesar e a minha irmã Cláudia por todo amor, carinho, compreensão e auxílio, sem eles também nada disso teria acontecido.

Agradeço aos meus colegas de curso e laboratório, em especial Luana Nascimento, Carlos Moura, Jesana Moura, Marcelo Camarate, Elivone Lopes e Antonio Gutiérrez Merma que foram meus companheiros do dia-a-dia e que muito me ajudaram.

Ao CNPq, à FAPERJ e à PUC-Rio, pela concessão dos auxílios financeiros.

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de financiamento 001.

Resumo

Simões, Carolina Rossini; Torem, Maurício Leonardo. **Eletroflotação de finos e ultrafinos de minério de ferro com o uso de um biossurfactante extraído da bactéria *Rhodococcus opacus***. Rio de Janeiro, 2020. 117p. Dissertação de Mestrado - Departamento Engenharia Química e de Materiais, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

O presente trabalho visou avaliar o processo de eletroflotação de partículas finas e ultrafinas de minério de ferro com o uso de um biossurfactante extraído da bactéria *Rhodococcus Opacus*. Foram realizados estudos de caracterização de um minério de ferro (análise granulométrica, difração de raios – X e fluorescência de raios – X). Através das medições de espectroscopia no infravermelho foi possível identificar uma provável interação do biossurfactante com a hematita, o espectro após a interação mostrou grupos funcionais característicos do biossurfactante (NH, CH₂, C=O, COO⁻ e PO₂⁻). As medidas de potencial zeta mostraram uma possível interação eletrostática entre a hematita e o biossurfactante, a reversão de carga mudou do pH 5,3 para 3,5 após a interação. As medidas de ângulo de contato sugerem que após a interação, a hematita pode ter se tornado mais hidrofóbica, alterando o ângulo de contato de 40° para 60°. As medidas de tensão superficial foram realizadas para determinar as propriedades físico-químicas do biossurfactante. De acordo com os resultados, o biossurfactante apresentou características tensoativas, reduzindo a tensão superficial de 71 mN/m para 40 mN/m em 25 mg/L de biossurfactante. Finalmente, foram realizados testes de eletroflotação com duas frações granulométricas de minério de ferro (-38+20µm e -20 µm) para avaliar o pH (3-11), a concentração do biossurfactante (50-800 mg/L), a densidade de corrente (5,28-16mA/cm²) e a agitação da solução (300-700 rpm). Segundo os resultados obtidos, o aumento do pH prejudicou a recuperação metalúrgica e o teor de ferro. Os melhores resultados ocorreram em pH 3, esse comportamento pode ser atribuído a interações eletrostáticas que ocorrem nessa faixa de pH. O aumento da concentração do biossurfactante favoreceu a recuperação metalúrgica e o teor de ferro, este comportamento se manteve até 300 mg/L, acima deste valor ocorreu um declínio provocado provavelmente pela formação de micelas. O aumento da densidade de corrente também favoreceu a recuperação metalúrgica e o teor de ferro. Para a amostra

com faixa granulométrica de $-38+20 \mu\text{m}$ a recuperação metalúrgica máxima foi em torno de 83% e teor de ferro de 59%, e a amostra com granulometria inferior a $20 \mu\text{m}$ apresentou uma recuperação metalúrgica e teor de Fe máxima de aproximadamente de 98% e 64% respectivamente. Dessa forma, os resultados obtidos mostram um potencial uso da técnica de eletroflotação na recuperação de partículas finas e ultrafinas de minério de ferro, utilizando o biossurfactante extraído da bactéria *Rhodococcus opacus*.

Palavras-chave

Eletroflotação; biossurfactante; minério de ferro; hematita; quartzo.

Abstract

Simões, Carolina Rossini; Torem, Maurício Leonardo (Advisor). **Electroflotation of fine and ultrafine iron ore using a biosurfactant extracted from *Rhodococcus opacus* bacteria.** Rio de Janeiro, 2020. 117p. Dissertação de Mestrado - Departamento Engenharia Química e de Materiais, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

This work aimed to evaluate the electroflotation process of fine and ultrafine iron ore particles using biosurfactant extracted from *Rhodococcus Opacus* bacteria. Characterization studies of iron ore were carried out (particle size analysis, X-ray diffraction and X-ray fluorescence). Through infrared spectroscopy measurements it was possible to identify a possible interaction of the biosurfactant with the mineral, the hematite spectrum after the interaction showed characteristic functional groups of the biosurfactant (NH, CH₂, C=O, COO-e PO₂-). The measurements of zeta potential suggest a possible electrostatic interaction between the hematite and the biosurfactant, by shifting the isoelectric point from 5.3 to 3.5. Contact angle measurements suggest that after interaction, hematite may have become more hydrophobic, changing the contact angle from 40° to 60°. Surface tension measurements were performed to determine the physico-chemical properties of the biosurfactant. According to the results, the biosurfactant showed tensioactive characteristics, reducing the surface tension from 71 mN/m to 40 mN/m in 25 mg/L of biosurfactant, the formation of micelles occurred from 300mg/L of biosurfactant. Finally, electroflotation tests were performed with two size fractions of iron ore (-38+20 µm and -20 µm) to evaluate the pH (3-11), biosurfactant concentration (50-800 mg/L), current density (5.28-16mA/cm²) and solution agitation (300-700 rpm). According to the results obtained, the increase in the pH impaired the metallurgical recovery and iron grade. The best results occurred at pH 3, this behavior can be attributed to electrostatic interactions that occur in this pH range. The increase of the biosurfactant concentration favored metallurgical recovery and the iron grade, this behavior remained up to 300 mg/L, above this value occurred a decline probably caused by the formation of micelles. The increase in current density also favored metallurgical recovery and iron content. For the sample with particle size range from -38+20 µm the maximum metallurgical recovery was around 76% and 59% iron grade and the sample with particle size from -20 µm the maximum

metallurgical recovery and grade of Fe were around 90% and 64%, respectively. The results obtained show a potential use of the electroflotation technique in the recovery of fine and ultrafine iron ore particles, using the biosurfactant extracted from the *Rhodococcus opacus* bacterium.

Keywords

Electroflotation; biosurfactant; iron ore; hematite, quartz.

Sumário

1	Introdução	17
2	Justificativa e Relevância do trabalho	19
3	Objetivos	20
3.1.	Objetivo Geral	20
3.2.	Objetivos Específicos	20
4	Revisão Bibliográfica	21
4.1.	Minério de Ferro	21
4.2.	Flotação	25
4.3.	Bioflotação	32
4.3.1.	<i>Rhodococcus opacus</i>	34
4.3.2.	Biossurfactantes	35
4.4.	Eletroflotação	37
4.4.1.	O tamanho de bolha na eletroflotação	41
4.4.2.	Vantagens e desvantagens do processo de eletroflotação	44
5	Materiais e Métodos	47
5.1.	Preparação e caracterização da Amostra	47
5.2.	Preparação do biossurfactante	51
5.2.1.	Cultivo e crescimento da bactéria <i>Rhodococcus opacus</i>	51
5.2.2.	Preparação e extração do Biossurfactante	53
5.3.	Medida de Tensão Superficial	55
5.4.	Medidas de ângulo de contato	56
5.5.	Medidas de Potencial Zeta	57
5.6.	Espectroscopia de infravermelho (FTIR)	58

5.7. Ensaio de Eletroflotação	58
5.7.1. Eletrodo	59
5.7.2. Linha Experimental	59
5.7.3. Descrição do processo de eletroflotação	61
6 Resultados e Discussões	63
6.1. Caracterização das amostras do Minério de Ferro	63
6.2. Espectroscopia no infravermelho – FTIR	66
6.2.1. Espectroscopia no infravermelho do biossurfactante extraído da <i>R. opacus</i>	66
6.2.2. Espectroscopia no infravermelho do mineral hematita	68
6.2.3. Espectroscopia no infravermelho do mineral quartzo	70
6.2.4. Espectroscopia no infravermelho do minério de ferro	72
6.3. Medidas de Tensão Superficial	74
6.3.1. Efeito do pH	74
6.3.2. Efeito da concentração do Biossurfactante	75
6.4. Medidas de ângulo de contato	77
6.5. Ângulo de contato da hematita	77
6.6. Ângulo de contato do quartzo	79
6.7. Medidas de Potencial Zeta	81
6.7.1. Medidas de potencial Zeta da hematita	81
6.7.2. Medidas de Potencial Zeta do Quartzo	84
6.8. Ensaio de Eletroflotação	86
6.8.1. Arraste mecânico	86
6.8.2. Ensaio de Eletroflotação usando o biossurfactante extraído da bactéria <i>Rhodococcus opacus</i>	87
6.8.3. Estudo comparativo do uso do biossurfactante e de reagentes convencionais na eletroflotação	96
7 Conclusões	98
8 Referências Bibliográficas	100

Lista de figuras

- Figura 1 - Ilustração simplificada da estrutura de formação da dupla camada elétrica (adaptado de Zeta- Meter, 1993). 27
- Figura 2 - Representação do ângulo de contato entre a fase líquida, sólida e gasosa em equilíbrio. (a) Partícula aderida na bolha, e (b) representação do ângulo de contato e das forças de tensões superficiais (adaptado de Wills & Finch, 2016). 29
- Figura 3 - Modelo de nucleação heterogênea para superfícies hidrofóbicas e hidrofílicas (Adaptado de Brennen, 2014). 39
- Figura 4 - Forças que interagem sobre a bolha durante o crescimento (adaptado de Lumanauw, 2001). 40
- Figura 5 - Fatores que influenciam o tamanho de bolha na eletroflotação (adaptado de Venkatachalam, 1992). 41
- Figura 6 - Influência do tipo do material no tamanho das bolhas (adaptada de Venkatachalam et al., 1992). 44
- Figura 7 - Titulação com solução de dicromato de potássio para determinação de ferro. A: Início da titulação, solução com a cor esbranquiçada. B: Fim da titulação, solução com a cor violeta. 48
- Figura 8 - Fluxograma da preparação das amostras de minério de ferro. 50
- Figura 9 - Amostra bacteriana *Rhodococcus opacus* em meio sólido após os 3 dias. 52
- Figura 10 - Meio de cultura líquido YMG. 52
- Figura 11 - Inoculação e crescimento das bactérias em meio líquido. A: Inoculação das bactérias do meio sólido para o meio líquido. B: Crescimento bacteriano em agitador rotatório. 53
- Figura 12 - Fluxograma da preparação e extração do biossurfactante. 54
- Figura 13 – Equipamento para as medidas de tensão superficial (tensiômetro DC 200S). 55
- Figura 14 – Equipamento para as medidas de ângulo de contato (DC 200 Surface Optics). 56
- Figura 15 - Aparelho de Potencial Zeta (Zeta – Meter System 4.0). 57

Figura 16 - Equipamento de espectroscopia de infravermelho (Scientific Nicolet 6700 FT – IR).	58
Figura 17 - Eletrodo de platina utilizado na célula de eletroflotação.	59
Figura 18 - Modelo esquemático da linha experimental utilizada nos ensaios de eletroflotação.	60
Figura 19 - Linha experimental de eletroflotação.1: controlador de pH automática, 2: reator, 3: solução reguladora de pH, 4: água de lavagem, 5: bomba peristáltica, 6: fonte de tensão.	60
Figura 20 - Curva de distribuição granulométrica da amostra de minério de ferro com faixa granulométrica -38 +20 μm .	63
Figura 21 - Curva de distribuição granulométrica da amostra de minério de ferro com partículas menores a 20 μm .	64
Figura 22 - Difratoograma de raios-x da amostra de minério de ferro.	66
Figura 23 - Espectro FTIR do biossurfactante extraído da <i>R. opacus</i> .	67
Figura 24 - Espectro FTIR da hematita.	68
Figura 25 - Espectros FTIR da hematita antes e após a interação com o biossurfactante.	70
Figura 26 - Espectro FTIR do quartzo.	71
Figura 27 - Espectros FTIR do quartzo antes e após a interação com o biossurfactante.	72
Figura 28 - Espectros FTIR da amostra de minério de ferro com granulometria entre -38+ 20 μm antes e após a interação com o biossurfactante.	73
Figura 29 - Espectros FTIR da amostra de minério de ferro com partícula inferior a -20 μm antes e após a interação com o biossurfactante.	74
Figura 30 - Efeito do pH na tensão superficial do biossurfactante.	75
Figura 31 - Efeito da concentração do biossurfactante na tensão superficial em diferentes pH.	76
Figura 32 - Efeito do pH no ângulo de contato da hematita antes e após a interação com o biossurfactante. Concentração do biossurfactante de 300 mg/L.	78
Figura 33 - Efeito da concentração do biossurfactante no ângulo de contato da hematita. pH 3.	79

Figura 34 - Efeito do pH no ângulo de contato do quartzo antes e após a interação com o biossurfactante. Concentração do biossurfactante de 300 mg/L.	80
Figura 35 - Efeito da concentração do biossurfactante no ângulo de contato do quartzo. pH 3.	81
Figura 36 - Perfis de potencial zeta da hematita em diferentes concentrações de NaCl.	82
Figura 37 - Perfis de potencial zeta da hematita antes e após a interação com o biossurfactante. Concentração de NaCl 10^{-3} mol/L.	83
Figura 38 - Perfis de potencial zeta do quartzo em diferentes concentrações de NaCl.	84
Figura 39 - Perfis de potencial zeta do quartzo antes e após a interação com o biossurfactante. Concentração de NaCl 10^{-3} mol/L.	85
Figura 40 - Efeito da agitação do sistema no arraste mecânico das partículas. Densidade de corrente de 16 mA/cm ² e pH 3.	86
Figura 41 - Efeito do pH na eletroflotação de minério de ferro. Densidade de corrente 16 mA/cm ² , concentração do biossurfactante 300 mg/L, faixa granulométrica -38 +20 µm e agitação de 300 rpm.	88
Figura 42 - Efeito do pH na eletroflotação de minério de ferro. Densidade de corrente 16mA/cm ² , concentração do biossurfactante 300 mg/L, tamanho de partícula inferior a 20 µm e agitação 300 rpm.	89
Figura 43 - Efeito da concentração do biossurfactante na eletroflotação de minério de ferro. Densidade de corrente 16mA/cm ² , pH 3, faixa granulométrica -38 +20 µm e agitação 300 rpm.	90
Figura 44 - Efeito da concentração do biossurfactante na eletroflotação de minério de ferro. Densidade de corrente 16 mA/cm ² , pH, tamanho de partícula inferior a 20 µm e agitação 300 rpm.	91
Figura 45 - Efeito da densidade de corrente na eletroflotação de minério de ferro. Concentração do biossurfactante 300mg/L, pH 3; faixa granulométrica -38 +20 µm e agitação 300 rpm.	92
Figura 46 - Efeito da densidade de corrente na eletroflotação de minério de ferro. Concentração do biossurfactante 300mg/L, pH 3; tamanho de partícula inferior a 20 µm e agitação 300 rpm.	93

Figura 47 - Efeito da agitação do sistema na eletroflotação de minério de ferro. Densidade de corrente 16 mA/cm², concentração do biossurfactante 300mg/L; pH 3; faixa granulométrica -38 +20 µm. 94

Figura 48 - Efeito da agitação do sistema na eletroflotação de minério de ferro. Densidade de corrente 16 mA/cm², concentração do biossurfactante 300mg/L; pH 3; tamanho de partícula inferior a 20 µm. 95

Lista de tabelas

Tabela 1 – Composição mineralógica dos minérios itabiríticos (adaptado de Ave, 2009).	22
Tabela 2 - Composição química de diferentes amostras de lama de minério de ferro do Quadrilátero Ferrífero.	23
Tabela 3 - Classificação de partícula pelo tamanho (adaptado de Sivamohan & Forssberg, 1985).	31
Tabela 4 - Microorganismos utilizados na flotação de hematita e quartzo.	33
Tabela 5 - Composição da parede celular da bactéria <i>R. opacus</i> (adaptada de Sutcliffe et al., 2010).	34
Tabela 6 – Classificação dos biossurfactantes produzidos por diferentes microorganismos (adaptado de Nitschke & Pastore, 2002).	36
Tabela 7 - Diâmetros das bolhas em diferentes densidades de corrente	43
Tabela 8 - Reagentes químicos e seus procedimentos de preparo para a determinação de ferro total por volumetria.	49
Tabela 9 - Material para o meio de cultura bacteriano (YMG).	51
Tabela 10 - Condições operacionais avaliadas no processo de eletroflotação	61
Tabela 11 - Análises químicas por titulação (volumetria) das amostras de minério de ferro.	65
Tabela 12 – Composição química das amostras de minério de ferro por FRX.	65
Tabela 13 - Ensaio de eletroflotação comparativos utilizando uma amostra de hematita.	96
Tabela 14 – Ensaio de eletroflotação comparativos utilizando uma amostra de minério de ferro.	97

1 Introdução

No beneficiamento mineral, são gerados grandes volumes de rejeitos de granulometria fina e ultrafina que podem apresentar altos teores de ferro, acima de 40% (Martins & Borges, 2002). Grandes quantidades de minerais finos e ultrafinos são armazenadas em barragens de rejeitos gerando altos custos e impactos ambientais (Espósito & Duarte, 2010). Técnicas de flotação convencional apresentam baixa eficiência na recuperação de partículas finas e ultrafinas (Lima et al., 2020; Prakash et al., 1999). A baixa eficiência de recuperação dessas partículas se dá principalmente pela baixa colisão e adesão bolha-partícula, a dificuldade de superar a barreira energética, maior área superficial e uma elevada adsorção de reagentes (Rubio et al., 2004; Waters et al., 2008; Shahbazi et al., 2010).

Outra variável além do tamanho de partícula que influencia na flotação é o tamanho de bolha. Os fenômenos de adesão, colisão e transporte estão relacionados diretamente com o tamanho de bolha. A recuperação de finos é mais eficiente quando utilizado bolhas de menor diâmetro devido à maior área superficial da bolha (Miettinen et al., 2010; Yao et al., 2016).

Dessa forma, diversas tecnologias vêm sendo estudadas com intuito de melhorar a recuperação de partículas finas e ultrafinas (Farrokhpay et al., 2020). Dentre essas tecnologias, temos a eletroflotação, que é um processo onde utiliza as bolhas de hidrogênio e oxigênio que são geradas a partir da eletrolise da água, podendo ser utilizadas em conjunto ou separadas (Sarkar, 2010). Essa tecnologia permite controlar a produção e o tamanho das bolhas a partir da densidade de corrente, material e tipo de eletrodo, pH do sistema e concentração do eletrólito. Essa tecnologia atende os aspectos principalmente os que estão relacionados à probabilidade de adesão-colisão entre a bolha e a partícula (Ketkar et al., 1991; Chen, 2004; Jimenez et al., 2010). Ainda podemos transformar o processo de eletroflotação em uma biotecnologia, quando substituídos os surfactantes sintéticos por biossurfactantes.

Os biossurfactantes têm características similares com os surfactantes convencionais, eles possuem caráter anfipático, podendo se adsorver na superficial do mineral modificando suas propriedades, tornando a partícula

hidrofóbica ou hidrofílica (Bezerra, 2017). Segundo Mesquita et al. (2003) o grau de hidrofobicidade pode ser atribuído a maior proporção dos grupos dos ácidos graxos, proteínas e ao caráter ácido/básico da parede celular. Já a hidrofiliabilidade é atribuída à maior proporção de polissacarídeos.

Devido a essas propriedades funcionais, os biossurfactantes podem ser usados em diversas aplicações na indústria, por exemplo, na biorremediação de água e solos, na indústria de cosméticos, como emulsificantes e agentes espumantes, na indústria alimentícia, como emulsificantes em padaria e sorveteria (Nitschke& Pastore, 2002; Prommachan, 2002; Kosaric, 2001).

Em relação à flotação mineral, alguns estudos relatam que os biossurfactantes podem agir como coletores e espumantes, por conseguirem alterar as propriedades superficiais da partícula. Outra possível vantagem dos biossurfactantes é que eles podem apresentar maior capacidade de degradação quando comparados aos surfactantes sintéticos (Zouboulis et al., 2003; Puelles, 2016; Oliveira, 2018).

Khoshdast et al. (2012) estudaram o uso do biossurfactante extraído da *Pseudomonas aeruginosa* na flotação de minério de cobre e verificaram que o biossurfactante agiu como espumante. Já Puelles (2016) utilizou o biossurfactante extraído da bactéria *Rhodococcus opacus* como coletor de hematita na flotação em tubo Hallimond.

Dessa forma, este trabalho estudou a eletroflotação de finos e ultrafinos de minério de ferro com o uso do biossurfactante extraído da bactéria *Rhodococcus opacus*.

2 Justificativa e Relevância do trabalho

Partículas finas de minério de ferro gerados na etapa de deslamagem possuem alto teor de ferro (Lima et al., 2020; Martins & Borges, 2002). A recuperação dessas partículas por processos convencionais de flotação é baixa (Farrokhpay et al., 2020), fazendo com que grandes quantidades de minerais na fração de finos sejam armazenadas em barragens de rejeitos. Os riscos associados a essas barragens são grandes, podendo trazer danos à saúde e ao meio ambiente, além de custos de movimentação e armazenamento (Lacaz et al., 2016), por isso que é de suma importância a recuperação dessas partículas.

A baixa eficiência de recuperação das partículas finas pode ser melhorada mediante a utilização de microbolhas (<100 µm) (Pease et al., 2006; Capponi et al., 2006). Nesse sentido, a eletroflotação por ser um processo que gera microbolhas com tamanho inferior a 100 µm, se apresenta como uma tecnologia limpa capaz de minimizar o problema da baixa recuperação (Shen et al., 2003).

Outro fator importante que vem sendo estudado é o uso de biorreagente na concentração de minerais. Algumas dessas pesquisas vêm sendo realizadas pelo grupo de tecnologia mineral da PUC – Rio, onde utiliza microorganismos com características hidrofóbicas para a recuperação do mineral (Hacha, et al., 2018; Merma et al., 2013; Camarate, 2019). Pesquisas na área de biotecnologia apontam que biossurfactantes podem ser usados para substituir os surfactantes químicos, por oferecerem características funcionais, tais como, carga elétrica negativa e hidrofobicidade, além de apresentarem baixa toxicidade e maior capacidade de degradação em relação aos surfactantes (Rao & Subramanian, 2007; Mesquita et al., 2002).

Dessa maneira, a recuperação de finos e ultrafinos de minério de ferro por eletroflotação utilizando biossurfactante produzido a partir da bactéria *Rhodococcus opacus*, apresenta-se como uma tecnologia ambientalmente adequada e inovadora visto que na literatura consultada não foi possível evidenciar estudos relacionados.

3 Objetivos

3.1. Objetivo Geral

O objetivo geral do trabalho é estudar a recuperação de partículas finas e ultrafinas de hematita de um minério de ferro por eletroflotação usando o biossurfactante extraído da bactéria *Rhodococcus opacus*.

3.2. Objetivos Específicos

- Caracterizar a amostra de minério de ferro (análise química, granulométrica e mineralógica);
- Avaliar as propriedades relacionadas aos grupos funcionais do biossurfactante antes e após a interação com os minerais presentes no minério de ferro (hematita e quartzo) utilizando a espectroscopia no infravermelho – FTIR;
- Avaliar as propriedades eletroforéticas dos minerais presentes no minério de ferro antes e depois da interação com o biossurfactante (potencial zeta);
- Avaliar as propriedades superficiais do biossurfactante relacionado à tensão superficial e dos minerais (hematita e quartzo) em relação ao ângulo de contato;
- Estudar os efeitos de algumas variáveis que influenciam na recuperação dos minerais de ferro, tais como: pH, concentração do biossurfactante, densidade de corrente, agitação do sistema e tamanho de partícula.

4 Revisão Bibliográfica

4.1. Minério de Ferro

O minério de ferro é composto por uma associação de minerais de interesse e a ganga. Os minerais de ferro que apresentam maior interesse econômico normalmente são encontrados na forma oxidada, podendo ser a hematita (Fe_2O_3), a magnetita (Fe_3O_4) e goethita (FeOOH) (Ave, 2009).

Segundo o Relatório de Gestão e Estudos Estratégicos, os países que mais exploraram minério de ferro foram Brasil, China, Austrália e Índia, sendo que o Brasil apresenta a quinta maior reserva de ferro do mundo, localizadas principalmente em Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e Pará (Assunção, 2010). A companhia Vale é a principal empresa responsável pela extração do minério de ferro no Brasil, com 79,17% da produção total. O restante da produção cabe a outras empresas, tais como, Usiminas, Anglo American e Mineração Corumbaense (Ferreira, 2019).

Na região sudeste de Minas Gerais está localizado a maior reserva de ferro do Brasil, conhecida como Quadrilátero Ferrífero, que corresponde a uma área total de 7000 km². O minério de ferro explorado nesta região é classificado em dois grupos: itabiríticos e hematíticos. O minério de ferro do grupo hematítico é normalmente homogêneo, constituídos basicamente de hematita, portanto ricos em ferro. Já o grupo dos Itabiritos são minérios de baixo teor e quimicamente heterogêneos com bandas constituídas de óxido de ferro e sílica. Esses minérios considerados itabiríticos, podem ser classificados como: friáveis, compactos e semi-compactos, conforme Tabela 1 (Ave, 2009).

Tabela 1 – Composição mineralógica dos minérios itabiríticos (adaptado deAve, 2009).

Classificação dos minérios itabiríticos	Componentes mineralógicos
Itabiritos friáveis	Predominantemente hematita e martita, em menor quantidade limonita/goethita
Itabiritos compactos	Bandas alternadas de magnetita/hematita e quartzo
Itabiritos semi-compactos	Magnetita, martita e hematita, com bandas de sílica e minerais silicáticos

Dessa forma, o minério de ferro necessita passar por um beneficiamento adequado de forma a concentrar o mineral de interesse. O beneficiamento de minério abrange as etapas de cominuição (britagem e moagem) para a redução do tamanho de partícula, depois o peneiramento e a classificação. Após a classificação, o minério vai para a etapa de concentração (Bezerra, 2017).

Entre os processos de concentração existentes, temos a concentração gravimétrica, concentração por separação magnética, concentração eletrostática e a flotação. A flotação atualmente é um dos processos de concentração mais utilizado para a separação seletiva de minério de ferro (de Moraes, 2014).

Após o beneficiamento, os rejeitos são armazenados, em barragens de rejeito ou utilizados para enchimento de galerias subterrâneas, esta última etapa trás riscos ambientais e sociais (Ferreiro, 2019; Mazzinghy, 2012).

Segundo Nociti (2011), os rejeitos apresentam características que variam em função do material lavrado e dos processos empregados no beneficiamento. Os rejeitos gerados na etapa de tratamento ou beneficiamento mineral são classificados em dois grupos: os rejeitos de granulometria fina (lama) e os rejeitos gerados no processo de flotação convencional (Espósito& Duarte, 2010).

As características físico-químicas das lamas dependem do processo industrial, das operações de britagem e moagem e dos constituintes da água do processo (Ghose& Sen, 2001). Segundo Araújo (2006), a lama apresenta partículas finas e ultrafinas inferiores a 20 µm e é caracterizada pela presença de duas fases (líquido e sólido). De acordo com Wolff (2009), em geral, as lamas possuem tamanho médio de 10 µm. Por outro lado, Huang et al. (2018), ressalta que o tamanho médio da lama é de aproximadamente 5 µm.

Outra característica importante presente nas lamas é o alto teor de ferro, segundo Martins & Borges (2002), as lamas podem apresentar teores acima de 40%. A Tabela 2 mostra a composição química de diferentes amostras de lama de minério de ferro do Quadrilátero Ferrífero.

Tabela 2 - Composição química de diferentes amostras de lama de minério de ferro do Quadrilátero Ferrífero.

Componentes (%)									Referências
SiO ₂	Al ₂ O ₃	CaO	Fe ₂ O ₃	Fe	SO ₃	Mn	Outros	Perda ao fogo	
24,06	6,41	5,79	57,83	40,48	-	1,552	0,075	3,61	Guimarães (2011)
7,12	-		85,32	59,72	0,41	-	0,15	7,0	Peixote et al. (2016)
28,64	3,06	-	64,17	44,91	-	0,91	0,085	3,07	Lima et al. (2020)
11,53	1,63		83,84	58,68	-	0,081	0,94	2,0	Totou et al. (2011)

As técnicas de flotação convencional não apresentam boa eficiência na concentração de rejeitos de granulometria fina (lama), devido à baixa recuperação destas partículas finas (Rocha et al., 2010; Prakash et al., 1999). Portanto, novas tecnologias estão sendo estudadas para recuperação dessas partículas, tais como: flotação por ar dissolvido, floculação seletiva e eletroflotação.

Rodrigues & Rubio (2007) estudaram a utilização da flotação por ar dissolvido gerando microbolhas com diâmetros entre 30 a 100 µm para a recuperação de partículas finas com tamanho inferior a 13 µm. A injeção de pequenas bolhas levou a melhorias nos parâmetros de separação, pois aumentou a probabilidade de colisão bolha-partícula.

Abreu (2018) realizou um estudo de floculação seletiva/separação magnética da lama de minério de ferro com 51% de ferro, usando metassilicato de sódio e o hexametáfosfato de sódio como dispersante e amido de milho como floculante. Os resultados mostraram que foi obtido teores de ferro no concentrado de aproximadamente 60% e uma recuperação mássica de 41%.

Makuei et al. (2018) investigaram o comportamento da eletroflotação na recuperação de partículas finas de quartzo (10-30 µm) utilizando o oleato de sódio como coletor. Os resultados mostraram que a recuperação foi eficaz com aproximadamente 82%.

Por outro lado, os rejeitos gerados no processo de flotação convencional podem ser considerados um subproduto de baixo teor mineral, com tamanho de partícula entre 10 a 150 μm (Wolff, 2009). Normalmente as técnicas mais utilizadas para a concentração são concentração magnética ou flotação direta (Vianna, 2004). Segundo Araujo et al. (2005) a flotação direta é muito utilizada para minerais com baixo teor ou rejeitos que vão ser armazenados em barragens de rejeitos.

Liu et al. (1996) investigaram a flotação direta de minério de ferro, usando como coletores o sulfonato de petróleo, o óleo de arroz e o óleo de rícino saponificado em meio aquoso e alcoólico. Foram utilizados como depressores o silicato de sódio, hexametáfosfato de sódio e o ácido tânico. O sulfonato de petróleo trouxe bons resultados em pH 6 e 8. Óleo de arroz apresentou melhores resultados em meio alcoólico do que em meio aquoso. Óleo de rícino em meio alcoólico teve melhor recuperação da hematita do que em meio aquoso. Analisando os depressores, o silicato de sódio demonstrou ser pouco eficiente para depressão do quartzo, já o ácido tânico foi o mais seletivo.

Dessa forma, grandes volumes e massas desses rejeitos de granulometria fina (lama) e rejeitos do processo de flotação convencional são dispostos de forma direta sobre a superfície do terreno, formando barragens de rejeitos (Peixoto et al., 2016).

As barragens de rejeito têm como função principal a contenção dos rejeitos e como objetivo secundário reservar água de reuso para ser usado no beneficiamento (IBRAM, 2016). Segundo os dados do relatório da Agência Nacional de Mineração, antigo DNPM, o Brasil possui aproximadamente 724 barragens cadastradas no interior do país, sendo que 5% delas foram consideradas de alto risco de desabamento (DNPM, 2016).

Os riscos associados a desastres com barragens de rejeitos são grandes, podendo causar danos ambientais, comprometendo o solo, a cobertura vegetal e os rios. Como também danos à saúde da população e impactos socioeconômicos (Lacaz et al., 2016). Além dos danos ambientais gerados pelas barragens, também existem os custos de movimentação e armazenamento desses rejeitos, gerando uma perda financeira estimada em até 3,5% dos custos totais (Symonds Group, 2001).

Em novembro de 2015 ocorreu o maior desastre ambiental da história do Brasil, a barragem localizada no município de Mariana - MG rompeu, causando vazamento de rejeito de mineração de ferro, que se estendeu pelo vale do Córrego do Fundão, chegando à barragem de Santarém alcançando a cidade de

Bento Rodrigues, comprometendo mais de 600 km de cursos de água e devastando mais de 1500 hectares de vegetação. Ainda podemos citar outro incidente ambiental que ocorreu em 2019 em Brumadinho, sendo considerado o maior desastre ambiental da mineração do país depois do rompimento da barragem em Mariana (Brasil, 2015; Souza & Fellet, 2019).

Com isso, a preocupação com as questões ambientais vem crescendo e o emprego de novas tecnologias vem sendo realizados no aproveitamento de rejeitos e na concentração de finos (lamas) (Gomes, 2009). Segundo Yang et al. (2014) os rejeitos de minério de ferro podem ser usados na construção civil, sendo utilizando na produção de matérias – primas. Bai et al. (2011), alegaram que a utilização do rejeito de minério de ferro traz vantagem na confecção do concreto e da argamassa. Segundo Wolff (2009), quando tivermos uma tecnologia economicamente viável, que permita a concentração de rejeitos, as barragens serão uma importante fonte de ferro.

4.2. Flotação

A flotação é um processo de separação de partículas em suspensão aquosa, baseado na hidrofobicidade natural ou induzida dos minerais com o uso adequado de reagentes químicos, também conhecidos como agentes modificadores, entre eles agentes coletores ou depressores. Os coletores são capazes de tornar as espécies minerais hidrofílicas em hidrofóbicas, já os depressores tornam os minerais hidrofóbicos em hidrofílicos ou podem inibir a adesão dos coletores na superfície do mineral sem interesse (ganga).

Após a modificação das características interfaciais do mineral, a superfície mineral se torna hidrofóbica e/ou a ganga se torna hidrofílica, desta forma podem ser separadas pela adição de bolhas de ar no sistema. As bolhas vão atuar como carregadoras das partículas minerais hidrofóbicas, formando agregados de partículas hidrofóbicas aderidas às bolhas, que por apresentarem menor densidade que o fluido, são conduzidos à superfície formando uma espuma onde são retiradas, enquanto as demais espécies minerais presentes por serem hidrofílicas, ficam em solução. Portanto, o processo de flotação envolve as três interfaces: líquido/gás, sólido/líquido e sólido/gás (Wills & Finch, 2016; Whelan & Brown, 1956).

Dessa forma, o bom desempenho do processo de flotação está relacionado a uma separação seletiva, sendo necessário o conhecimento das

características mineralógicas, como também da química de superfície como, por exemplo, a carga superficial, hidrofobicidade e forças de tensão superficial (Rocha et al., 2010; Hunter, 1981).

Como mencionado antes, as cargas superficiais desempenham um papel fundamental para a flotação. Ela surge pela imersão de um sólido em solução aquosa o que produz uma região heterogênea na interface sólido/líquido. Um excesso de carga, positiva ou negativa, aparentemente fixa na superfície sólida é equilibrada por uma região difusa de carga contrária, chamada de contra-íons, tentando garantir a eletroneutralidade na interface, e íons de carga de mesmo sinal, também chamado de co-íons são repelidas para mais longe da superfície da partícula. Essa interação nas interfaces é conhecida como Dupla Camada Elétrica (DCE) (Fuerstenau & Pradip, 2005). A Figura 1 mostra uma ilustração simplificada da estrutura de formação da DCE, na superfície sólido-líquido, mostrando a carga sobre a partícula e a camada difusa de contra-íons estendendo-se para o meio aquoso. Sua estrutura é constituída pela camada compacta, região próxima a partícula e pela camada difusa, próximo a solução.

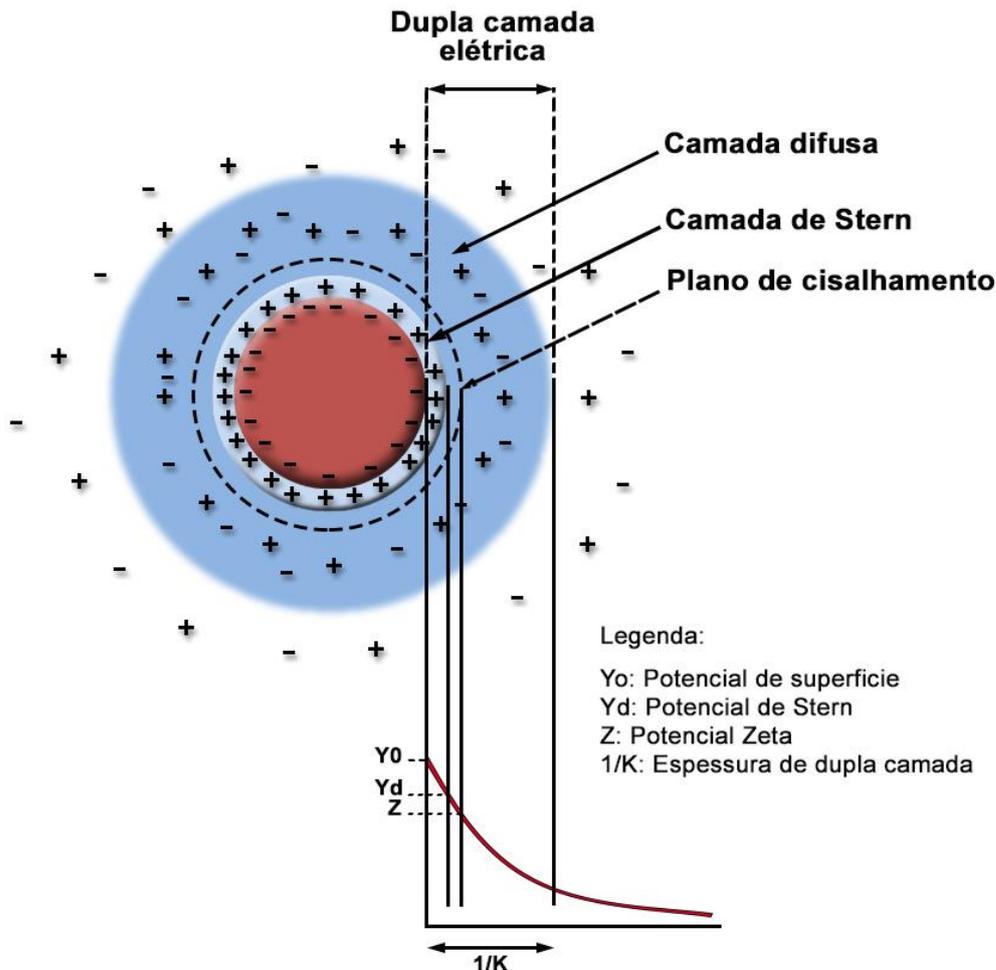


Figura 1 - Ilustração simplificada da estrutura de formação da dupla camada elétrica (adaptado de Zeta- Meter, 1993).

A adsorção de íons presentes no meio aquoso sobre a superfície da partícula pode ser específica, envolvendo interações estáveis, governada pelas ligações químicas de alta energia entre os grupos funcionais da superfície da partícula e espécies em solução, e não específica, quando as forças de ligação entre as moléculas são de baixa intensidade, como as forças de natureza eletrostática (Sposito, 1998).

O entendimento da Dupla Camada Elétrica é de fundamental importância no tratamento de minério, principalmente quando se trata da adsorção dos coletores por atração eletrostática (não específica). Muitos parâmetros que são usados para caracterizar e quantificar a DCE podem ser usados para entender o comportamento dos minerais e dos agentes modificadores de superfície, como por exemplo, a magnitude da carga elétrica, o ponto de carga zero (PCZ) do mineral, potencial zeta (PZ), a espessura da DCE, adsorção específica de coletores e o fenômeno de troca iônica (Baltar, 2010; Fuerstenau et al., 2007).

O potencial zeta, também conhecido como potencial eletrocinético é a medida do potencial elétrico entre a superfície externa da camada compacta e o meio líquido, essa medida é realizada no plano de cisalhamento, na Figura 2 é possível identificar o ponto onde é realizada a medida do potencial zeta. Quando uma partícula é imposta a uma diferença de potencial, ela migra de um pólo de sinal oposto ao da sua carga primária. Os contra-íons presentes na camada compacta (camada de Stern), por estarem fortemente atraídos à superfície mineral, podem migrar junto à partícula, só que nem todos que estão na camada difusa têm essa capacidade (Hunter, 1981).

Dessa forma, o potencial zeta pode ser determinado através da velocidade da partícula em uma célula sob a influência de um campo elétrico aplicado, também conhecido como mobilidade eletroforética. Essa mobilidade está associada ao potencial elétrico da partícula na fronteira de sua superfície com o fluido e com a força do campo elétrico aplicado. Portanto, o potencial zeta é proporcional à velocidade da partícula, quanto maior for à densidade e extensão da camada difusa, maior será a velocidade da partícula. As técnicas mais utilizadas para a medição do potencial zeta são a eletroforese e o potencial de escoamento. O método de eletroforese consiste em medir a carga superficial das partículas que se movem a uma velocidade fixa no campo elétrico. Essas partículas estão suspensas em uma polpa, eletricamente carregadas e se movimentam sob a ação do campo elétrico imposto. Isso ocorre quando uma partícula é exposta a um campo elétrico em uma solução eletrolítica (Hunter, 1993).

O local onde se encontra a igualdade de sítios superficiais aniônicos e catiônicos é chamado de ponto de carga zero (PCZ). O PCZ pode ser definido como o logaritmo negativo da atividade dos íons determinadores de potencial (IDP), corresponde à carga real de superfície nula, calculada no potencial de superfície (Aguiar, 2014).

O ponto isoelétrico (PIE) é o logaritmo negativo da atividade dos íons determinadores de potencial em uma carga líquida nula do plano de cisalhamento. É o valor onde o potencial zeta é nulo, onde a carga líquida do plano de cisalhamento também é nula na presença de eletrólitos indiferentes (Hunter, 1981).

Alguns fatores podem influenciar no valor do potencial zeta, tais como: pH, força iônica, temperatura, concentração de biossurfactante. A mobilidade das partículas está relacionada tanto com a constante dielétrica, quanto com a

viscosidade do líquido e o potencial elétrico entre a partícula e o líquido em movimento (Aguiar, 2014).

Outro fator que deve ser avaliado no processo de flotação mineral é o ângulo de contato, pois através dele que conseguimos determinar o caráter hidrofóbico de uma partícula (Lec et al., 2008). O ângulo de contato é produzido na interseção entre interface líquido/sólido e a interface líquido/gás, em outras palavras, é o ângulo gerado entre a linha tangente a interface líquido-gás e a linha paralela à superfície do sólido, sendo representada esquematicamente pela Figura 2 e demonstrada pela equação de Young (Equação 1).

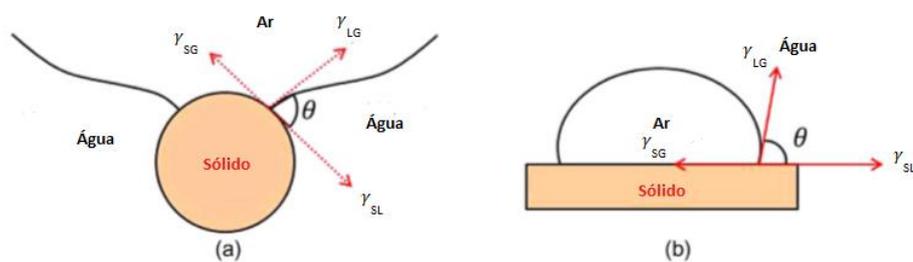


Figura 2 - Representação do ângulo de contato entre a fase líquida, sólida e gasosa em equilíbrio. (a) Partícula aderida na bolha, e (b) representação do ângulo de contato e das forças de tensões superficiais (adaptado de Wills & Finch, 2016).

A equação de Young (Equação 1) estabelece as condições termodinâmicas do equilíbrio entre as interfaces líquido/gás, sólido/líquido e sólido/gás, onde o ângulo de contato (θ) depende da tensão superficial ou da energia livre superficial (γ) das três interfaces (Kelly & Spottiswood, 1982).

$$\gamma_{SG} = \gamma_{SL} + \gamma_{LG} \cdot \cos \theta \quad (1)$$

Sendo, θ o ângulo de contato, γ_{SG} , γ_{SL} , e γ_{LG} as tensões interfaciais sólido-gás, sólido-líquido e líquido-gás respectivamente.

Dessa forma, os minerais com alto valor de ângulo de contato são considerados hidrofóbicos, ou seja, tendem a se aderir na superfície de uma bolha, por outro lado os minerais com baixo valor de ângulo de contato são considerados hidrofílicos, portando a probabilidade de adesão bolha-partícula está relacionado ao ângulo de contato. Alguns pesquisadores consideram que uma partícula com ângulo de contato inferior a 60° pode ser classificada como hidrofílica, precisando de ajuda de um coletor para ser recuperada por flotação (Yuan & Lee 2013; Marmur, 2009; Fabiano, 2005).

A tensão superficial é outro fator importante no processo de flotação e pode ser definido como a energia necessária para aumentar a superfície por unidade de área (Schambil & Schwuger, 1987). Ela aparece como resultado do desequilíbrio das forças que agem sobre as moléculas da superfície e as que estão no interior de uma solução. Quando comparado as interações intermoleculares de qualquer líquido é possível perceber que na interface líquido-gás ocorre um número menor de interações que no interior do líquido. Como a tensão superficial é um fenômeno que ocorre na superfície e depende das interações moleculares de uma solução, então ela é muito influenciada pela temperatura e pelo aumento da concentração do surfactante (Cho & Laskowski, 2002).

Os surfactantes atuam modificando as forças interfaciais, diminuindo a força de coesão entre as moléculas e conseqüentemente diminuindo a tensão superficial. Essa redução na tensão superficial ocorre até a formação de agregados coloidais, também chamados de micelas (Rao, 2004; Rosen, 1989). A concentração mínima de surfactante para que seja iniciada a formação de micelas é chamado de concentração micelar crítica (CMC). Diversos fatores podem influenciar no valor da CMC, como a estrutura do tensoativo (tamanho da cadeia de hidrocarbonetos), as condições operacionais (força iônica, contra-ions, temperatura) ou a presença de impurezas. O valor da CMC pode ser levado como referência para avaliar a concentração dos reagentes que serão utilizados na flotação (Rosen, 1989; Rao, 2004).

Além da química de superfície, outros fatores também influenciam o processo de flotação, como por exemplo, o tamanho de bolha e o tamanho de partícula (Oliveira, 2018). Segundo Rocha et al. (2010), nenhum processo mineral consegue concentrar de forma eficiente todos os tamanhos de partícula.

Em relação às partículas finas, os processos convencionais de flotação apresentam baixa eficiência, principalmente devido à baixa probabilidade de colisão bolha-partícula. Dessa forma, essas partículas podem apresentar uma baixa cinética de recuperação e uma maior probabilidade a seguir o fluxo de água do que as partículas de tamanhos mais grosseiros. Além disso, partículas finas têm maiores áreas específicas em comparação as partículas grosseiras, o que leva a adsorção excessiva de reagente e também apresentam menores energias de adesão da partícula na bolha (Bu et al., 2017; Weber & Paddock, 1983; Trahar, 1981; Schulze et al., 1989; Yoon, 2000).

Os efeitos do tamanho da partícula na flotação foram amplamente estudados por diversos autores. Zhang et al. (2020), investigaram os efeitos do

tamanho das partículas na flotação da pirita e identificaram que o tamanho de partícula foi um agente determinante na flotação e na recuperação final. As partículas entre 10 a 20 μm tiveram uma recuperação de quase 100%. Ran et al. (2019), estudaram o efeito do tamanho da partícula na flotação de minerais de cobre, ouro e chumbo. Os melhores resultados foram utilizando a faixa granulométrica -74 +20 μm , com isso verificaram que a recuperação de partículas grosseiras foi melhor do que com partículas mais finas.

Porém, quando se trata de tamanho de partícula, não existe uma padronização para denominar as partículas conforme seu tamanho. Dessa forma, os autores acabam definindo de forma diferente o que é uma partícula grossa ou fina. Por exemplo, Trahar (1981) considera partículas finas entre 5 e 10 μm e partículas grosseiras acima de 70 μm . Por outro lado, Bazin & Proul (2001) consideram partículas abaixo de 37 μm como partículas finas, acima disso eles consideram partículas grosseiras. Apesar dessa discordância, este estudo utilizou a definição realizada por Sivamohan & Forssberg (1985), onde se considera partículas inferiores a 100 μm como partículas finas e abaixo de 10 μm como partículas ultrafinas, conforme pode ser visto na Tabela 3.

Tabela 3 - Classificação de partícula pelo tamanho (adaptado de Sivamohan & Forssberg, 1985).

Nome	Tamanho (μm)
Grosso	>500
Médio	<500
Ultrafino	<10
Fino	<100
Colóide	<1
Supercolóide	<0,2

Como descrito anteriormente, o tamanho de bolha também influencia no processo de flotação, pois está relacionado na eficiência da adesão e colisão bolha-partícula e no transporte da partícula. A utilização de bolhas com menor diâmetro, portanto com maior área superficial, favorece a recuperação de partículas finas, permitindo a obtenção de níveis mais elevados da cinética de coleta e transporte de sólido por volume de ar (Santana, 2007).

Alguns estudos mostram que a probabilidade de colisão-adesão pode aumentar quando bolhas de menor diâmetro são usadas na flotação de partículas finas (Xing et al., 2017). A adesão da partícula na bolha, só ocorre se

o tempo necessário para a ruptura do filme entre a bolha e a partícula for menor que o tempo de deslizamento (tempo que uma partícula leva para deslizar sobre a superfície da bolha) (Xing et al., 2019). Utilizando bolhas com diâmetros menores a velocidade de subida da bolha será menor, como consequência o tempo de deslizamento também diminuirá, favorecendo a fixação partícula-bolha (Hewitt et al., 1995).

Além disso, as bolhas muito pequenas podem ter uma velocidade de ascensão muito baixa, podendo ocorrer a coalescência. Com isso, partículas que foram capturadas escapam da zona de fixação da bolha, gerando uma menor eficiência do processo (Reis & Barrozo, 2016).

O uso de um surfactante pode ajudar na estabilidade da bolha, instalando suas moléculas na interface reduzindo a tensão superficial. Com isso, ajuda a reduzir o fluxo de ar, que além de gerar bolhas com diâmetros menores ainda reduz o arraste mecânico e produz uma espuma mais estável que contribui para uma flotação mais seletiva (Han et al., 2014).

4.3. Bioflotação

A bioflotação emprega bactérias e/ou seus produtos metabólicos para serem utilizados como reagentes na flotação, podendo trabalhar como coletores, depressores ou espumantes. A etapa mais importante da bioflotação é a adesão das bactérias e/ou seus derivados a superfície do mineral modificando as propriedades de superfície tornando-os hidrofílica ou hidrofóbica. O grau de hidrofobicidade pode ser dado à proporção dos grupos graxos em relação aos grupos funcionais hidrofílicos, e também ao caráter ácido/básico da superfície celular (Botero et al., 2007; Rea et al., 2015).

A utilização dessas espécies microbianas e seus derivados como reagentes da bioflotação é determinada pela existência de diversos grupos funcional presentes nas moléculas que formam a parede celular. Esses grupos funcionais (fosfatos, aminas, amidos e carboxilas) trazem as bactérias características similares aos reagentes convencionais utilizados na flotação. A composição da parede celular determina a capacidade de alteração da superfície do mineral (Dubel et al., 1992; Zheng et al., 2001).

O processo de alteração das propriedades da superfície do mineral pelo microorganismo, segundo Dwyer et al. (2012), podem ocorrer pela adesão celular na superfície do mineral ou os microorganismos podem catalisar reações de

oxidação ou de redução que modificam a superfície do mineral, como também as proteínas extracelulares e polissacarídeos produzidos pelo microorganismo podem interagir com a superfície do mineral.

Dessa forma, a bioflotação apresenta grande vantagem tecnológica, por ser seletiva e ter bastante flexibilidade da escolha da bactéria e seus derivados, como também, apresenta vantagens ao meio ambiente, por ser um microorganismo e ter alta degradabilidade quando comparado a reagentes sintéticos (Mesquita et al., 2003).

Kim et al. (2017) estudaram a bioflotação de minério de cobre usando células da bactéria *Rhodococcus opacus* como coletor. Foi possível observar que a seletividade do mineral na bioflotação foi maior do que nos processos convencionais utilizando o xantato como reagente.

Consuegro et al. (2020), também estudaram espécies microbianas para separação seletiva do mineral usando a microflotação. Na pesquisa realizada por eles, foram utilizadas diferentes bactérias como depressor de pirita. As bactérias *Halobacillus sp.* e *Halomonas sp.* e *Halomonas boliviensis* foram as que obtiveram os melhores resultados de biodepressão da pirita.

A Tabela 4 lista alguns estudos encontrados na literatura de espécies microbianas que estão sendo utilizadas para flotação dos minerais quartzo e hematita.

Tabela 4 - Microorganismos utilizados na flotação de hematita e quartzo.

Biorreagente	Sistema	Função	Referência
<i>Mycobacterium phlei</i>	Finos de hematita	Coletor e floculantes	Yang et al.(2007)
<i>Desulfovibrio desulfuricans</i>	Hematita-quartzo	Coletor de quartzo	Sabari & Natarajan (2010)
<i>Rhodococcus Opacus</i>	Hematita- quartzo	Coletor	Mesquita et al. (2003)
<i>Bacillus polymyxa</i>	Quartzo	Coletor	Patra & Natarajan (2008)
<i>Rhodococcus ruber</i>	Hematita	Coletor	Lopez et al. (2015)
<i>Rhodococcus erythropolis</i>	Hematita e gangas (quartzo, caulinita e aptita)	Coletor	Yang (2017)
<i>Rhodococcus erythropolis</i>	Hematita	Coletor	Oliveira (2018)
<i>Stenotrophomonas</i>	Hematita	Coletor	Yang et al. (2013)
<i>Rhodococcus opacus</i>	Hematita	Coletor	Hacha et al. (2018)

4.3.1.

Rhodococcus opacus

A *Rhodococcus opacus* é uma bactéria que pode ser isolada dos solos, de usinas de tratamento de água ou de lodos ativados. Essa espécie apresenta aplicações para biorremediação, bioflotação, biotransformação e biocatálise, tornando-se potencial biotecnológico (Stratton et al., 2002). Além disso, segundo Bell et al. (1998), a bactéria *Rhodococcus opacus* apresenta capacidade de hidrofobicidade, ausência de patogenicidade e facilidade de multiplicação celular.

A bactéria *Rhodococcus opacus* é gram-positiva, unicelular, filamentosa, estritamente aeróbica e não patogênica, com a capacidade de transformar diferentes hidrocarbonetos em lipídeos (Alvarez et al., 2004). A principal característica dessa bactéria é a presença de filamentos, que são responsáveis por formação de espuma quando entra em contato com o meio aquoso (Sharma & Rao, 2002). Segundo Stratton et al. (2002), se tem muitos problemas em usinas de lodo ativado devido a geração de espumas causadas por essa bactéria, o que o levou a estudar o valor crítico para produção de bolhas estáveis.

A parede celular da *Rhodococcus opacus* é composta por polissacarídeos, ácidos micólicos e lipídeos, na qual trazem uma característica anfipática a superfície celular parecida com os reagentes convencionais utilizados na flotação, como também trazem propriedades de coletor/espumante. A composição da parede celular da *Rhodococcus opacus* é apresentada na Tabela 5. As bactérias gram-positivas apresentam envelopes celulares dominados por grandes lipídeos de cadeia ramificada (micolatos), formando uma monocamada, o que diferencia das bactérias gram-negativas, que possuem bicamadas de micolatos (Sutcliffe et al., 2010).

Tabela 5 - Composição da parede celular da bactéria *R. opacus* (adaptada de Sutcliffe et al., 2010).

Material da parede celular	Concentração (g.L⁻¹)	Composição (%)
Proteínas	0,16	2,85
Carboidratos	0,61	10,54
Lipídeos	1,92	33,33
Suspensão celular	11,52	-

Muitas bactérias da família *Rhodococcus* são utilizadas em pesquisa de biobeneficiamento, entre elas temos a *Rhodococcus Erythropolis* para biosorção do mineral cobre, a *Rhodococcus ruber* para flotação do mineral hematita e também a *Rhodococcus opacus* para biosorção de cádmio (II), chumbo (II), níquel (II), cobalto (II), e cromo (VI) (Baltazar et al., 2018; Lopez et al., 2015; Dobrowolski et al., 2017).

4.3.2. Biossurfactantes

Segundo Decesaro et al. (2015), os biossurfactantes são obtidos através de microorganismos extracelularmente ou como parte das membranas celulares e que a maioria deles é produzida por bactérias, mas também podem ser extraídas de leveduras e fungos.

Os biossurfactantes apresentam características semelhantes aos surfactantes sintéticos, portanto, sendo capaz de reduzir a tensão superficial e a tensão interfacial. De acordo com Almeida (2010), os biossurfactantes são constituídos por duas porções, sendo uma hidrofílica, composta por aminoácidos ou peptídeos (mono, di ou polissacarídeos) e a outra hidrofóbica composta por uma cadeia hidrocarbônica de um ou mais ácidos graxos, saturadas ou insaturadas.

Liu et al. (2016) dividiram os biossurfactantes em dois grupos, os de baixo peso molecular (lipopeptídeo, glicolipídio e o fosfolipídio) e os de alto peso molecular (lipoproteínas, lipopolissacarídeos, proteínas, polissacáridos e biopolímeros complexos).

Por outro lado, Placwa-Plociniczak et al. (2011) separaram os biossurfactantes conforme sua composição química, levando em consideração seu grupo funcional e a origem microbiana, sendo que as principais classes são: glicolipídios, lipopeptídios e lipoproteínas, fosfolipídios e ácidos graxos, surfactantes poliméricos e surfactantes particulados. A Tabela 6 mostra a classificação dos biossurfactantes produzidas por diferentes microorganismos.

Tabela 6 – Classificação dos biossurfactantes produzidos por diferentes microorganismos (adaptado de Nitschke & Pastore, 2002).

Classificação dos Biossurfactantes	
Tipo de biossurfactante	Microorganismo
Glicolipídios	
Raminolipídios	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>
Soforolipídios	<i>Torulopsis bombicola</i> , <i>Torulopsis apicola</i>
Trealolipídios	<i>Rhodococcus erythropolis</i> , <i>Mycobacterium</i> sp
Lipopeptídios e lipoproteínas	
Peptídio-lipídio	<i>Bacillus licheniformis</i>
Viscosina	<i>Pseudomonas fluorescens</i>
Serrawetina	<i>Serratia marcescens</i>
Surfactina	<i>Bacillus subtilis</i>
Subtilisina	<i>Bacillus brevis</i>
Polimixina	<i>Bacillus polymyxa</i>
Ácidos graxos, lipídios neutros e fosfolipídios	
Ácidos graxos	<i>Corynebacterium lepus</i>
Lipídios neutros	<i>Nocardia erythropolis</i>
Fosfolipídios	<i>Thiobacillus thiooxidans</i>
Surfactantes poliméricos	
Emulsan	<i>Acinetobacter calcoaceticus</i>
Biodispersan	<i>Acinetobacter calcoaceticus</i>
Liposan	<i>Candida lipolytica</i>
Carboidrato-lipídio-proteína	<i>Pseudomonas fluorescens</i>
Manana-lipídio-proteína	<i>Candida tropicalis</i>
Surfactantes particulados	
Vesículas	<i>Acinetobacter calcoaceticus</i>
Células	Várias bactérias

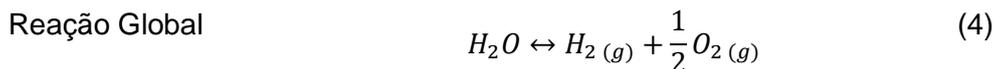
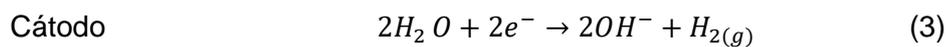
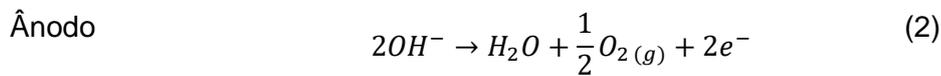
De acordo com Dhanarajan & Sem (2014) os glicolípídeos são formados por carboidratos ligados com ácidos alifáticos de cadeia longa ou ácidos hidroxi-alifático, sendo que essa ligação é feita por meio de éter ou grupo éster. Os grupos mais importantes dessa classificação para a biotecnologia são: raminolípídeos, sorolípídeos e trealolípídeos. Diversos tipos de trealolípídeo são produzidos por vários microorganismos entre eles temos: *Mycobacterium*, *Rhodococcus*, *Arthrobacter*, *Nocardia* e *Gordonia*. As bactérias do gênero *Rhodococcus* têm a capacidade de transformar, biodegradar ou utilizar como fonte de carbono vários componentes hidrofóbicos tais como: hidrocarbonetos, ligninas e esteróides, produzindo assim glicolípídeos contendo trealose como carboidrato (Lang & Philp, 1998).

De acordo com Mulligan et al. (2014), os biossurfactantes apresentam várias vantagens sobre os surfactantes sintéticos entre elas temos a biodegradabilidade, baixa toxicidade e biocompatibilidade, podendo ser usado em indústrias farmacêuticas e alimentares. Outra vantagem é a disponibilidade de matérias-primas, sendo produzidas a partir de matérias-primas que estão disponíveis em grandes quantidades e a fonte de carbono pode ser de hidrocarbonetos, hidratos de carbono ou lipídeo, podendo ser usadas separadamente ou combinadas. A especificidade também é um fator importante, já que os biossurfactantes são moléculas orgânicas complexas com grupos funcionais específicos, podendo ser usadas para fins específicos.

4.4. Eletroflotação

A eletroflotação é uma vertente da flotação, onde a principal diferença está na forma como as bolhas são geradas. Nesse processo são geradas microbolhas de oxigênio e hidrogênio com diâmetro médio de 17 a 105 μm durante a eletrólise da água. A eletrólise da água é um processo eletroquímico que ocorre quando se aplica uma diferença de potencial elétrico a dois ou mais eletrodos que estão em solução contendo eletrólitos condutores. Uma série de reações eletroquímicas de oxirredução ocorre na solução com os eletrólitos e na superfície do eletrodo. Quando é aplicada a diferença de potencial elétrico no eletrodo, ocorre a passagem de corrente elétrica, e com isso os elétrons se deslocam do ânodo para o cátodo. Sendo que, no ânodo ocorre à oxidação, conseqüentemente ocorrendo à remoção de elétrons. Já no cátodo ocorre a redução, recebendo o fluxo de elétrons (Han et al., 2002; Bagotsky, 2006).

Portanto, as bolhas de oxigênio são geradas no ânodo (Equação 2) e as de hidrogênio no cátodo (Equação 3). A reação global da eletrolise da água é apresentada na Equação 4. Esses gases podem ser usados separadamente ou em combinação com as bolhas de ar.



Na eletrólise da água, o mecanismo de formação de bolhas pode ser dividido em três subprocessos: nucleação, crescimento e desprendimento da bolha no eletrodo (Atenas et al., 2010; Gonzales, 2013). A nucleação ocorre quando uma fase de transição surge no interior de outra. Essa fase de transição pode ser de uma gotícula em gás saturado ou até mesmo uma bolha de um líquido. Existem dois principais mecanismos de nucleação: heterogênea e homogênea.

A principal diferença entre os mecanismos homogêneos e heterogêneos é que a primeira a formação ocorre no interior de uma fase líquida e a outra as bolhas de gás são geradas na superfície do eletrodo. As bolhas de gás geradas no eletrodo ocorrem com maior frequência, pois necessitam de menos saturação da solução (Manrich et al., 1992; Church, 2002; Maris, 2006).

Em relação à nucleação homogênea, em solução pouco saturada, as bolhas de gás tendem a dissolver-se na solução devido à tensão superficial. Por outro lado, em solução supersaturada, caso a solução não esteja em equilíbrio, às bolhas tendem a crescer dependendo se a perturbação aumentar ou diminuir o raio relativo ao raio de equilíbrio da bolha (Brujan, 2011).

Por outro lado, na nucleação heterogênea as bolhas são geradas na superfície de um sólido mediante a formação de um embrião de vapor (Maris, 2006). Os sólidos por possuírem superfícies irregulares, quando submersas em solução aquosa, estabelecem um núcleo de gás. Segundo Atchley & Prosperetti (1989), por causa da tensão superficial a pressão do gás no núcleo pode ser inferior a pressão no líquido, como o gás se difunde a partir do núcleo, desde que a linha de contato esteja fixa, a concavidade vai aumentar reduzindo a pressão de gás. Como consequência, tal núcleo pode persistir sem dissolver-se por completo no líquido. Morch (2009) explica que a origem e a persistência dos

núcleos é a ordenação adjacente das moléculas do líquido as superfícies sólidas levando a uma hidrofobicidade local nas regiões de concavidade de outra forma na superfície hidrofílica. A Figura 3 apresenta uma ilustração da nucleação heterogênea sobre dois tipos de superfícies

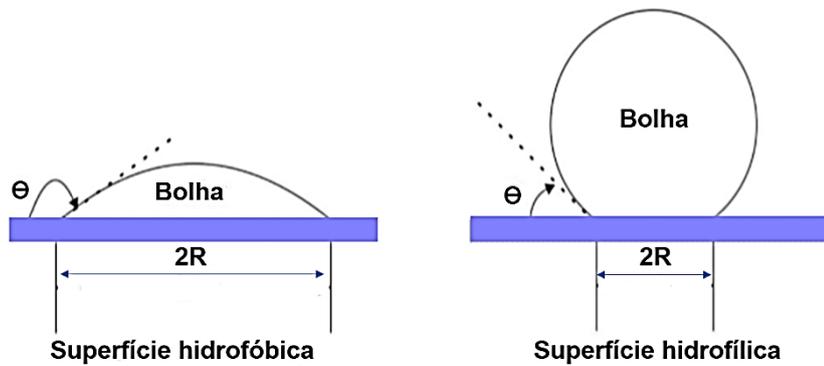


Figura 3 - Modelo de nucleação heterogênea para superfícies hidrofóbicas e hidrofílicas (Adaptado de Brennen, 2014).

O crescimento das bolhas é influenciado por diversos fatores, tais como: a difusão molecular do gás na interface gás-líquido, inércia, viscosidade e tensão superficial. Outra razão que pode interferir no crescimento da bolha na superfície do eletrodo é a coalescência (Jones et al., 1999; Sides & Tobias, 1985).

Muitos estudos foram realizados para avaliar o crescimento da bolha, por exemplo, Brandon & Kelsall (1985) avaliaram o crescimento das bolhas em relação ao tempo e observaram que o crescimento das bolhas antes dos primeiros 10 ms foi o mais rápido devido à alta saturação das moléculas formadoras de gás. Eles alegaram que quanto menor a tensão superficial do líquido, mais rápido é a taxa de crescimento da bolha. A diminuição da tensão superficial do líquido aumentou a pressão interna da bolha e conseqüentemente aumentou a taxa de crescimento da bolha. Quando o tempo estava entre 10 a 100 ms, a taxa de crescimento da bolha diminuiu, porque a saturação das moléculas formadoras de gás estava menor. Quando o tempo ultrapassou a 100 ms, a taxa de crescimento da bolha reduziu mais ainda. Nesse período o gás penetrou através da bolha nas superfícies dos eletrodos, enquanto a difusão do gás na solução foi insignificante.

Segundo Blandamer et al. (1967) a taxa de crescimento das bolhas de hidrogênio e oxigênio depende da densidade de corrente, carga faradaica e velocidade de rotação do eletrodo, mas é independente do pH da solução, do material do eletrodo e da adição de surfactantes.

Existem diferentes forças que atuam sobre a bolha quando estão em contato com a superfície durante o crescimento da bolha. Algumas ajudam na fixação da bolha na superfície e outras facilitam o desprendimento. A relação dessas forças está representada na Figura 4 e demonstradas na Equação 5 (Jones et al., 1999).

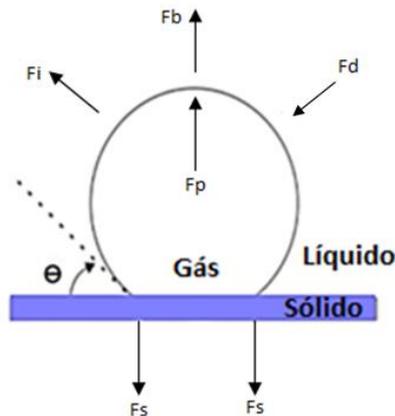


Figura 4 - Forças que interagem sobre a bolha durante o crescimento (adaptado de Lumanauw, 2001).

$$F_d + F_s = F_i + F_p + F_b \quad (5)$$

Onde F_d é a força de arraste, F_s a força de superfície (tensão superficial), F_i é a força de inércia, F_p força de pressão e F_b o empuxo, na qual puxa a bolha para fora da superfície do eletrodo.

Assim, as bolhas se desprendem do eletrodo quando a força do desprendimento (soma da força de pressão e empuxo) for maior que a força de fixação entre a bolha e o eletrodo (força de tensão superficial) (Lubetkin, 1994).

Segundo Jensen & Steinhard (1984), além dessas forças mencionadas, outro fator influencia no desprendimento das bolhas. Eles verificaram que as bolhas que surgiam das cavidades não se desprendiam da superfície, elas simplesmente deslizavam pelo eletrodo e colidiam em outras bolhas que estavam fixas, ocorrendo a coalescência. Outro pesquisador, Vogt (1984), também chegou à mesma conclusão e ainda afirmou que a condição do eletrodo, o seio do eletrólito e a concentração do gás dissolvido na solução impactam de forma direta no desprendimento da bolha.

4.4.1. O tamanho de bolha na eletroflotação

Pesquisadores como Glas & Westwater (1964); Brandon & Kelsall (1985) estudaram a geração de bolhas de oxigênio e hidrogênio no processo de eletroflotação. Verificaram que o tamanho de bolha poder ser influenciado por diversos fatores, tais como pH do sistema, densidade de corrente e tipo de eletrodo (material do eletrodo, geometria e rugosidade). A Figura 5 mostra vários fatores que afetam o diâmetro da bolha gerada eletroliticamente (Venkatachalam, 1992). Outros pesquisadores, também realizaram estudos afirmando que esses fatores influenciam no diâmetro da bolha no processo de eletroflotação (Jimenez et al., 2010; Sun et al., 2011; Alam, 2015).

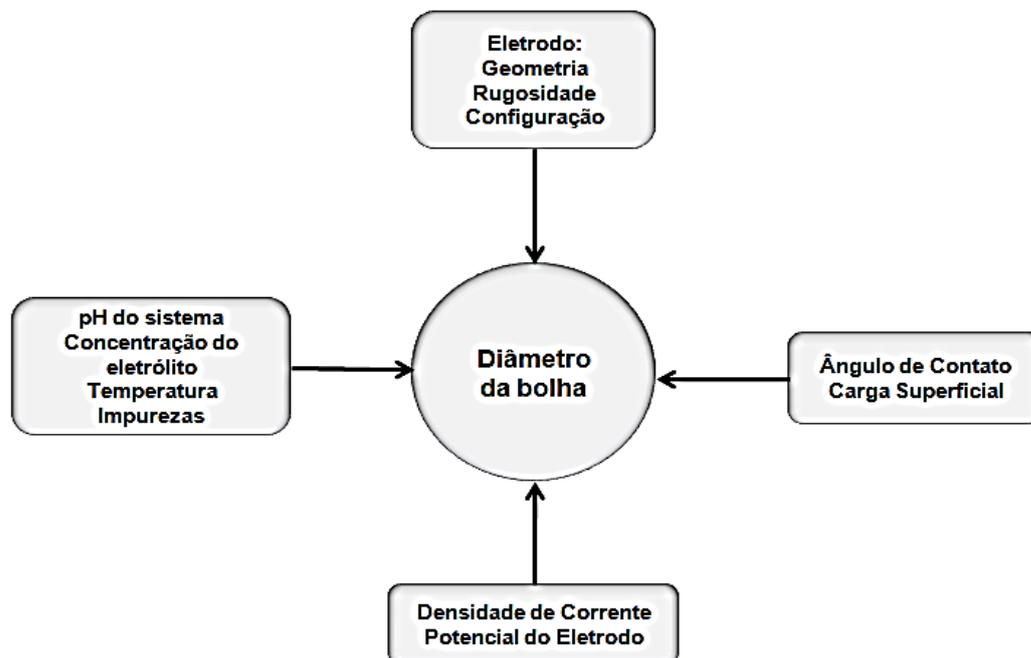


Figura 5 - Fatores que influenciam o tamanho de bolha na eletroflotação (adaptado de Venkatachalam, 1992).

4.4.1.1. Efeito do pH no sistema

Brandon & Kelsall (1985), investigaram o tamanho das bolhas de hidrogênio e oxigênio geradas eletroliticamente em função do pH. Eles verificaram que o as bolhas de hidrogênio eram maiores em soluções ácidas quando comparado com as bolhas de oxigênio, pois em meio ácido há maior presença de íons de hidrogênio na solução. Estudos análogos realizados por Janssen & Hoogland (1973) verificaram esse comportamento das bolhas de hidrogênio e oxigênio, isto é, bolhas de hidrogênio são maiores quando são

produzidos em médio ácido, em contrapartida, as bolhas de oxigênio são maiores em meio alcalino. Jiménez et al. (2010), sugerem que meios fortemente ácidos (pH 2) e fortemente alcalinos (pH 14), levam a formação de bolhas maiores, enquanto um número maior de bolhas de menor tamanho foi obtido em pH neutro. Venkatachalam et al. (1992), verificaram que em meio alcalino as bolhas de oxigênio são menores que 200 μm , já as bolhas de hidrogênio poder ser de aproximadamente 20 μm .

4.4.1.2.

Efeito da densidade de corrente

A influência da densidade corrente em relação ao tamanho de bolha foi muito estudada por diversos pesquisadores. Muitos chegaram à conclusão que o aumento da densidade de corrente favorece na redução do tamanho da bolha, por exemplo, Ketkar et al. (1991), avaliaram o efeito da densidade de corrente em relação as bolhas de hidrogênio e oxigênio e verificaram que o aumento da densidade de corrente causou uma redução do diâmetro das bolhas, justificando esse fenômeno devido a taxa de nucleação. Jiménez et al. (2010), observaram comportamentos semelhantes, onde um número elevado de bolhas pequenas fora gerado em densidade de corrente mais altas e um baixo número de bolhas com diâmetros maiores em densidade de corrente baixa. Walsh & Herron (1991), explicam que o aumento da densidade de corrente provoca o aumento da taxa de nucleação, dessa forma diminuindo o diâmetro das bolhas e provocando o aumento da taxa de desprendimento das bolhas. Landolt et al. (1970), ainda afirmam que a quantidade de bolhas de hidrogênio e oxigênio geradas através de eletrodos é diretamente proporcional a densidade de corrente, em outras palavras, quanto maior a densidade de corrente maior o número de bolhas.

Por outro lado, alguns estudos mostram resultados diferentes, onde o aumento da densidade de corrente resulta no aumento do tamanho das bolhas. Mansour et al. (2007) alegam que esse fenômeno ocorre devido a coalescência entre as bolhas. No experimento realizado por Inan et al. (2004), observa-se que em densidade de corrente de 100 $\text{A}\cdot\text{m}^{-2}$ as bolhas de hidrogênio e oxigênio tiveram diâmetros de aproximadamente 10 e 45 μm respectivamente. Já para densidade de corrente de 400 $\text{A}\cdot\text{m}^{-2}$ os diâmetros das bolhas de hidrogênio foram de aproximadamente 30 μm e oxigênio 60 μm .

A Tabela 7 mostra um levantamento realizado na literatura de alguns autores que verificaram o efeito da densidade de corrente no diâmetro das bolhas.

Tabela 7 - Diâmetros das bolhas em diferentes densidades de corrente

Densidade de Corrente (A.cm ⁻²)	Bolhas de hidrogênio (μm)	Bolhas de oxigênio (μm)	Referências
100 400	15 30	45 60	Inan et al. (2004)
125 375	34 a 49 22 a 37	48 a 50 38 a 42	Ketlar et al. (1991)
111 147	48,14 81,32	63,75 -	Bhaskar & Khangaonkar (1982)
125 250	34 29	48 46	Chen (2004)

Outros estudos verificaram que não havia uma relação clara entre o diâmetro da bolha e a densidade de corrente (Burns et al., 1997). Portanto, por mais que a densidade de corrente desempenhe um papel importante no controle do tamanho e da concentração das bolhas, também é necessário considerar os efeitos de outros fatores, tais como, material e geometria do eletrodo, ambiente químico (Tadesse et al., 2019).

4.4.1.3.

Efeito do material, geometria e rugosidade do eletrodo

O material do eletrodo influencia o tamanho das bolhas de hidrogênio e oxigênio. Além do tipo do material do eletrodo, a geometria e a rugosidade também interferem nos tamanhos das bolhas geradas durante a eletrólise (Tadesse et al., 2019). Estudos realizados por Glembotsky et al. (1975), verificaram que eletrodos de ferro produziram tamanhos menores de bolhas de hidrogênio quando comparados com os eletrodos de platina. Venkatachalam et al. (1992), alegaram que o material do cátodo influencia os diâmetros das bolhas

de hidrogênio, sendo maior em meio ácido e menor em meio alcalino, em relação a meio neutro, o material do cátodo não influencia muito no tamanho das bolhas de hidrogênio.

A Figura 6 mostra a diferença dos tamanhos das bolhas em relação ao tipo de material do eletrodo na eletroflotação.

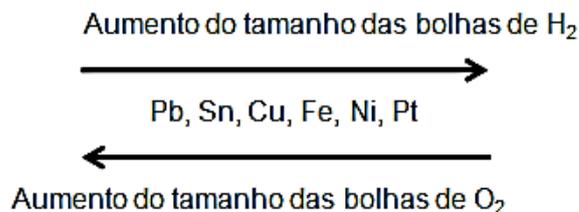


Figura 6 - Influência do tipo do material no tamanho das bolhas (adaptada de Venkatachalam et al., 1992).

Um estudo voltado à geometria do eletrodo foi realizado por Lumanauw (2000), que comparou eletrodos de Níquel confeccionados em formato de malha e placa. No caso do eletrodo de malha, quanto maior o diâmetro dos fios do cátodo, maiores as bolhas geradas. O motivo é que dois fios com grande diâmetro têm menos locais sobrepostos do que aqueles com diâmetro menor. Além disso, fios com diâmetro maior têm curvaturas menores. A maior rugosidade dos eletrodos de malha resultou em grandes bolhas (Lumanauw, 2000), em contrapartida, o aumento da rugosidade nos eletrodos de placa levou à geração de bolhas menores de hidrogênio, provavelmente devido a um maior número de locais de nucleação (Jiménez et al., 2010).

Em relação à rugosidade do eletrodo, Jiménez et al. (2010) verificaram que um número maior de bolhas de menor diâmetro foi gerado em um alto índice de rugosidade. Em contrapartida, Sun et al. (2011) estudaram o efeito do espaçamento da malha de um eletrodo de aço inox no tamanho das bolhas de hidrogênio. Para isso, utilizaram vários eletrodos com malhas de diferentes aberturas. Observaram que o aumento do espaçamento da malha trouxe um aumento do tamanho das bolhas de hidrogênio.

4.4.2.

Vantagens e desvantagens do processo de eletroflotação

O processo de eletroflotação pode apresentar algumas vantagens frente aos processos convencionais de flotação. A principal delas é a geração de microbolhas de oxigênio e hidrogênio com tamanhos inferiores a 100 µm durante

a eletrólise da água. Essas microbolhas ficam mais tempo no seio da solução, portanto aumentando a probabilidade de colisão entre bolha-partícula (Tadesse et al., 2019; Llerena et al., 1996). Muitos pesquisadores avaliaram a eficiência das microbolhas geradas na eletroflotação na recuperação de partículas finas, por exemplo, Sarkar et al. (2011) avaliaram a eletroflotação de partículas finas de sílica com tamanho entre 5,3 e 12,3 μm utilizando o coletor de brometo de cetil trimetil amônio em pH 10. Obtiveram uma recuperação máxima de 96% e atribuíram essa eficiência de coleta devido a melhoria da adesão e colisão ocasionada pelas microbolhas. Matis et al. (1993) também avaliaram a eletroflotação de partículas finas de dolomita e magnesita com tamanho de partícula entre -45 +10 μm e compararam com a flotação por ar dissolvido. Foi possível observar que a eletroflotação trouxe resultados melhores de recuperação quando comparados com a flotação por ar dissolvido. No caso da magnesita, a recuperação por eletroflotação foi até três vezes maior do que na flotação por ar dissolvido

Outra vantagem da eletroflotação é que essas microbolhas podem ser geradas juntas ou isoladas uma das outras, e serem usadas separadamente para diferentes condições de flotação. Várias pesquisas verificaram que a recuperação de minerais de sulfetos tais como calcopirita ou pirita utilizando o coletor xantato foi maior em bolhas de oxigênio do que com bolhas de hidrogênio (Bhaskar & Khangaonkar, 1982; Glembotsky et al., 1975; Kydros et al., 1994). O motivo pelo qual a recuperação desses minerais foi maior é que a taxa de adsorção do xantato aumentou com o aumento da concentração de oxigênio, mesmo em concentrações relativamente altas de oxigênio (Kuopanportti et al., 1997). Assim, a presença de oxigênio facilita a adsorção de coletores e aumenta a recuperação de minerais de sulfeto, embora a oxidação prolongada possa diminuir a flotação de minerais de sulfeto (Tadesse et al., 2019).

Para os minerais óxidos, tais como cassiterita e quartzo, as bolhas de hidrogênio obtiveram melhores recuperações do que as bolhas de oxigênio (Hogan et al., 1979; Lumanauw, 2000). Em relação à eletroflotação da cassiterita, foi possível observar um aumento na recuperação da flotação e no teor devido à redução da superfície da cassiterita pelo hidrogênio, tornando as superfícies da cassiterita mais hidrofóbicas (Hogan et al., 1979).

Na eletroflotação também é possível o controle dos tamanhos e do fluxo da bolha, através ajuste de pH da solução, densidade de corrente, composição da solução (por exemplo, tipo e concentração do reagente), material do eletrodo e geometria da superfície do eletrodo. O alto número de microbolhas proporciona

uma melhor distribuição de bolhas em uma célula de eletroflotação, o que não é possível obter em células de flotação com agitação mecânica (Bhaskar & Khangaonkar, 1982; Ren et al., 2014; Venkatachalam, 1992).

Por outro lado, a eletroflotação requer o uso de energia elétrica para a geração de bolhas, o que aumenta consideravelmente os custos de produção (Montes-Atenas et al., 2010). Vários fatores influenciam o consumo de energia elétrica, tais como: natureza dos eletrodos e a distância entre eles, condutividade eletrolítica e pH (Llerena et al., 1996).

Outra desvantagem encontrada é o controle de pH, uma vez que durante a eletrólise da água são liberados íons de H^+ e OH^- continuamente no sistema (Glembotsky et al., 1975; Llerena et al., 1996). Por mais que essas mudanças de pH possam não ser significativas se a mistura constante for mantida, a hidrofobicidade da superfície mineral, a taxa de dissociação dos reagentes e a composição aniônica do sistema podem ser influenciadas pelas alterações do pH. É necessário um controle rígido do pH do sistema, porque sua variação tem efeitos prejudiciais no desempenho da flotação. Em pH mais baixo do sistema, os metais podem lixiviar dos minerais e a estabilidade dos reagentes pode se deteriorar e reduzir substancialmente a recuperação do mineral (Bhaskar & Khangaonkar, 1982; Ren et al., 2014; Llerena et al., 1996).

5 Materiais e Métodos

Neste capítulo é apresentado a metodologia experimental usada no estudo da eletroflotação de finos e ultrafinos de um minério de ferro utilizando um biossurfactante extraído da bactéria *Rhodococcus opacus*, bem como todos reagentes, os materiais e equipamentos empregados na pesquisa. A princípio, é descrito a preparação e caracterização da amostra de minério de ferro. Depois são descritos métodos de preparação, cultivo e extração do biossurfactante. Finalmente, temos a descrição dos métodos experimentais e condições usadas no estudo da tensão superficial, ângulo de contato, medidas de potencial zeta, espectroscopia de infravermelho, e os ensaios de eletroflotação em célula Partridge-Smith modificada.

5.1. Preparação e caracterização da Amostra

Neste trabalho foi utilizada uma amostra de minério de ferro fornecida por uma mineradora de Minas Gerais. A amostra foi submetida à operação de britagem (britador de mandíbulas) e moagem (moinhos de bolas) para a redução do tamanho de partícula no Centro de Tecnologia mineral - CETEM. Após essa etapa, a amostra foi classificada (peneiramento a úmido) em duas faixas de tamanho (-38 +20 μ m e -20 μ m) sendo segregados em porções diferentes utilizando o tamanho de partícula como critérios de seleção.

As análises granulométricas das amostras foram realizadas no laboratório de Geotécnica e Meio Ambiente da PUC – Rio, utilizando o equipamento CILAS 1190 LÍQUIDO. As análises químicas por fluorescência de Raio-X (FRX) foram realizadas na Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio), pelo método de fusão com tetraborato de lítio em um espectrômetro (Philips, do modelo PW1480). Essas análises foram realizadas para confirmar os resultados das análises químicas realizadas por volumetria.

As análises químicas por volumetria foram realizadas nas amostras de minério de ferro antes e após os testes de eletroflotação. Inicialmente, em um Erlenmeyer de 500 mL foi adicionado 0,25 gramas da amostra no minério de ferro e 5 mL de água deionizada. Em uma capela, foi adicionada a solução 20

mL de ácido clorídrico (P.A.) e três gotas de cloreto estanoso a 10%. Em seguida, a solução foi aquecida em uma placa agitadora a aproximadamente 80 °C até a decomposição total da amostra.

Após a decomposição, o Erlenmeyer foi retirado da chapa aquecedora e sob agitação manual, adicionou-se o cloreto estanoso a 10% gota a gota até que a coloração amarelada desaparecesse (uma gota a mais de cloreto estanoso a 10% foi adicionado). Em seguida, lavou-se a parede do Erlenmeyer com água deionizada até o volume de 50 mL e adicionou 10 mL da solução de cloreto de mercúrio 5%. A solução foi preenchida com água deionizada até os 200 mL, adicionou-se 15 mL da solução sulfo-fosfórica e três gotas da solução indicadora de difenilamino sulfonato de sódio.

Finalmente, foi realizada a titulação com a solução de dicromato de potássio. A titulação foi finalizada quando a cor da solução se tornou violeta (Figura 7).

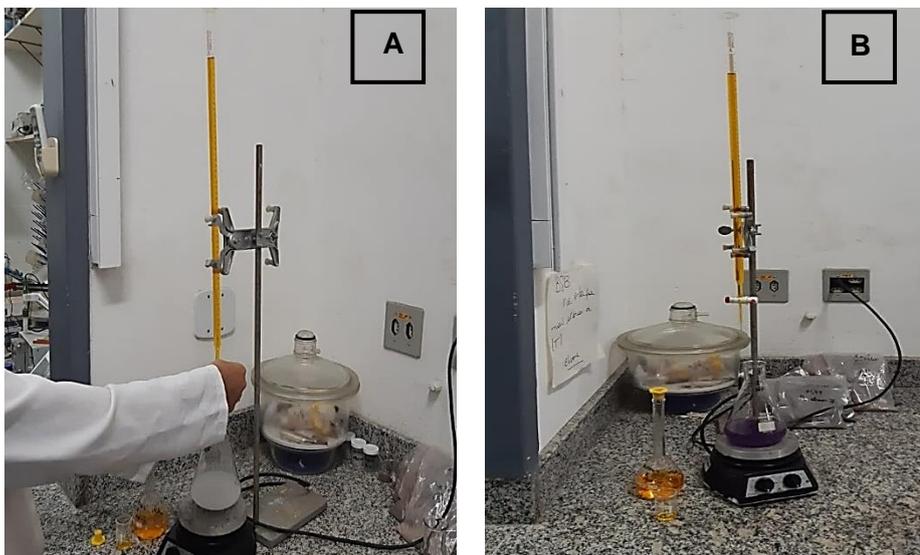


Figura 7 - Titulação com solução de dicromato de potássio para determinação de ferro. A: Início da titulação, solução com a cor esbranquiçada. B: Fim da titulação, solução com a cor violeta.

O cálculo para a determinação do teor de ferro presente na solução segue conforme a Equação 6:

$$(\%) \text{ Fe}_{\text{total}} = \frac{\text{Volume } K_2Cr_2O_7 \times 0,1 \times 0,055845 \times 100}{\text{Massa da Amostra}} \quad (6)$$

A Tabela 8 mostra todos os reagentes utilizados para análise de ferro por volumetria, como também os seus procedimentos de preparo. Todas as soluções após o uso foram armazenadas em balões volumétricos.

Tabela 8 - Reagentes químicos e seus procedimentos de preparo para a determinação de ferro total por volumetria.

Reagentes químicos	Procedimento de preparo
Ácido Clorídrico (P.A.)	-
Cloreto estanoso 10%	Em um Becker, foi dissolvido 2,5 g de cloreto estanoso em 30 mL de ácido clorídrico (P.A.) e depois adicionado 20 mL de água deionizada.
Cloreto de mercúrio 5%	Foi dissolvido em um Becker, 5g de cloreto de mercúrio em 100 mL de água deionizada
Solução sulfo-fosfórica	Adicionou-se lentamente em um balão volumétrico 300 mL de água deionizada, 300 mL de ácido sulfúrico e 300 mL de ácido fosfórico.
Solução indicadora	Foi dissolvido em um Becker, 0,1 g de difenilamino sulfonato de sódio em 100 mL de água deionizada.
Solução de dicromato de potássio	Foi pesado 1,226 g de dicromato de potássio, e deixado secar por uma hora na estufa a 100°C. Em seguida, foi dissolvido em 250mL de água deionizada.

Para a determinação mineralógica das amostras utilizadas no experimento, foram realizadas análises por difração de Raio-X (DRX), no Centro de Tecnologia Mineral – CETEM, pelo método do pó usando o equipamento Bruker-AXS D5005 equipado com espelho Goebel para feixe paralelo de raios - X. A preparação e caracterização das amostras seguiram de acordo com o fluxograma apresentado na Figura 8.

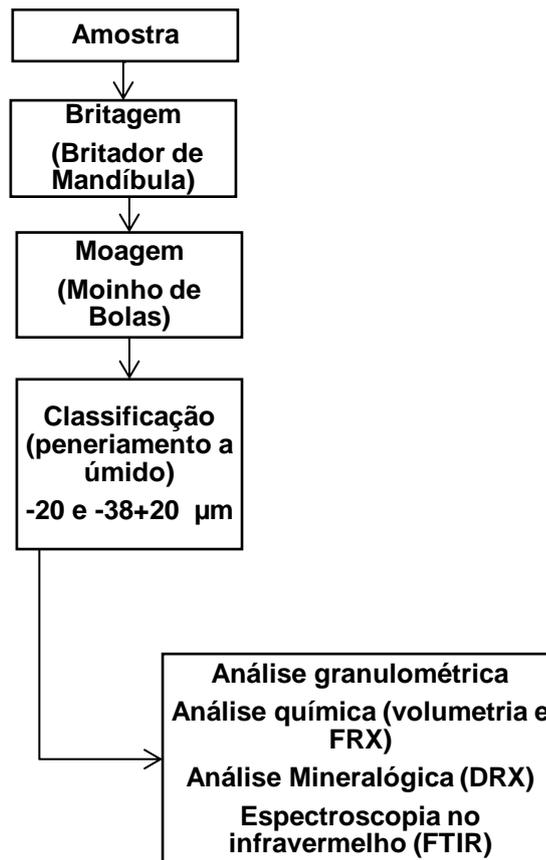


Figura 8 - Fluxograma da preparação das amostras de minério de ferro.

Foram utilizadas amostras de hematita e quartzo com tamanho de partícula inferior a 20 μm obtidas da mineradora “Zé da Estrada” (Minas Gerais) para análises de potencial zeta, espectroscopia no infravermelho (FTIR) e ângulo de contato. Essas amostras de hematita e quartzo antes de serem usadas no experimento passaram por um processo de lavagem, onde ficaram em agitação em solução de ácido clorídrico a 0,1 mol/L por aproximadamente 60 min. Depois foram lavadas com água deionizada, secas e guardadas para posteriormente serem usadas nas análises.

5.2. Preparação do biossurfactante

5.2.1. Cultivo e crescimento da bactéria *Rhodococcus opacus*

Neste trabalho foi utilizada a bactéria *Rhodococcus opacus* para extração de biossurfactante, o microorganismo foi obtida da Coleção Brasileira de Microrganismos de Ambiente e Indústria – CBMAI – UNICAMP.

Antes de realizar o cultivo e o crescimento da bactéria, toda a vidraria foi esterilizada em autoclave vertical CS, da Primatec, a 1 atm de pressão por 20 min. A capela utilizada para a inoculação da bactéria foi higienizada com álcool 70 ° INPM (Instituto Nacional de Pesos e Medidas).

A bactéria foi cultivada em meio sólido e depois cultivada em meio líquido, utilizando o meio de cultura YMG (Yeast Malt Glucose), conforme mostra a Tabela 9. Primeiramente os componentes do meio de cultura sólido foram homogeneizados em um Becker de plástico com água deionizada. Após a homogeneização, a solução foi transferida para Erlenmeyers de 500 ml e junto com as placas de Petri foram colocadas na autoclave por 20 min a 1 atm. Finalizando a autoclavagem, todo o material foi levado à capela esterilizada e o meio de cultura foi transferido dos Erlenmeyers para as placas de Petri e deixado solidificar. Em seguida, foi realizada a inoculação das bactérias nas placas de Petri e deixadas para a incubação por 3 dias em temperatura ambiente. Finalizando esse período, as placas de Petri foram armazenadas na geladeira a aproximadamente 4°C (Figura 9).

Tabela 9 - Material para o meio de cultura bacteriano (YMG).

Componentes	Sólido (g/L)	Líquido (g/L)
Glicose	10	20
Peptona	5	5
Extrato de Malte	3	3
Extrato de Levedura	3	3
Agar	20	-



Figura 9 - Amostra bacteriana *Rhodococcus opacus* em meio sólido após os 3 dias.

As placas de Petri inoculadas foram usadas para a realização do cultivo em meio líquido. Todos os componentes do meio de cultura líquido YMG (Tabela 9) foram misturados e dissolvidos em água deionizada. Após a total homogeneização, a solução foi transferida para Erlenmeyers de 500 ml, ocupando 50% do volume total da vidraria. Esses Erlenmeyers foram fechados com tampões e chapéus e autoclavados por 20 min a 1 atm de pressão (Figura 10).



Figura 10 - Meio de cultura líquido YMG.

Após a autoclavagem do meio líquido, o mesmo foi levado para a capela e deixado por 15 min em luz UV para a total esterilização. Na sequência, foi feita a inoculação das bactérias do meio sólido para o meio líquido. O crescimento bacteriano ocorreu em *shakers* rotatórios (CIEN TEC CT-712) a 28°C por 7 dias (Figura 11).

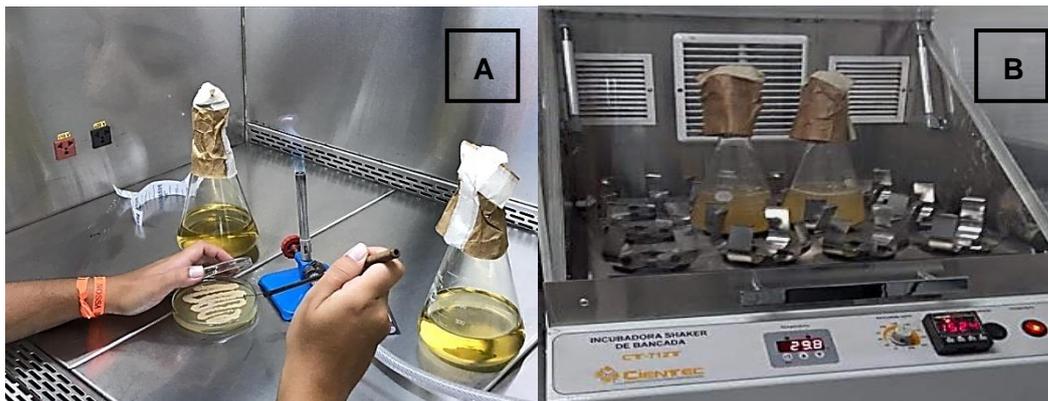


Figura 11 - Inoculação e crescimento das bactérias em meio líquido. A: Inoculação das bactérias do meio sólido para o meio líquido. B: Crescimento bacteriano em agitador rotatório.

5.2.2. Preparação e extração do Biossurfactante

Após os 7 dias no agitador, foi realizada a extração do biossurfactante. A solução com as células bacterianas do Erlenmeyer foi transferida para os tubos Falcon de 50 ml e realizado a concentração celular na centrífuga (Centrifuga digital CIENTEC CT-5000) por 10 min a 4900 RPM (5033,45 G). Após a centrifugação, o líquido presente no tubo Falcon foi descartado e adicionado 5 ml de água deionizada no precipitado da centrifugação que é constituído pelas células bacterianas. Esse precipitado foi disperso em um vortex de dispersão (FISATOM - 772) e centrifugados novamente para lavagem do precipitado bacteriano. A biomassa obtida foi ressuspensa em álcool etílico 95°INPM e transferindo para um frasco de vidro fechado. Esse frasco foi armazenado na geladeira (aproximadamente 4°C) por 24 horas, após essa etapa, o material foi autoclavado novamente por 20 min a 1 atm de pressão para ser extraído o biossurfactante.

O material presente no frasco após a autoclavagem passou por mais uma centrifugação por 10 min a 4900 RPM. O material precipitado foi descartado e o sobrenadante, colocado em um Becker de vidro e deixado na estufa a 50°C por 48 horas até todo o líquido evaporar.

Após a secagem, o material presente no Becker foi pesado e diluído em água deionizada. Por fim, foi filtrado em sistema Milipore a vácuo utilizando membrana de celulose de 0,45 µm. A parte solúvel (biossurfactante) foi armazenada em balão volumétrico na geladeira (aproximadamente 4°C) para

serem utilizados nos ensaios de eletroflotação e a parte insolúvel foi descartada. O fluxograma apresentado na Figura 12 mostra o processo simplificado da extração do biossurfactante.

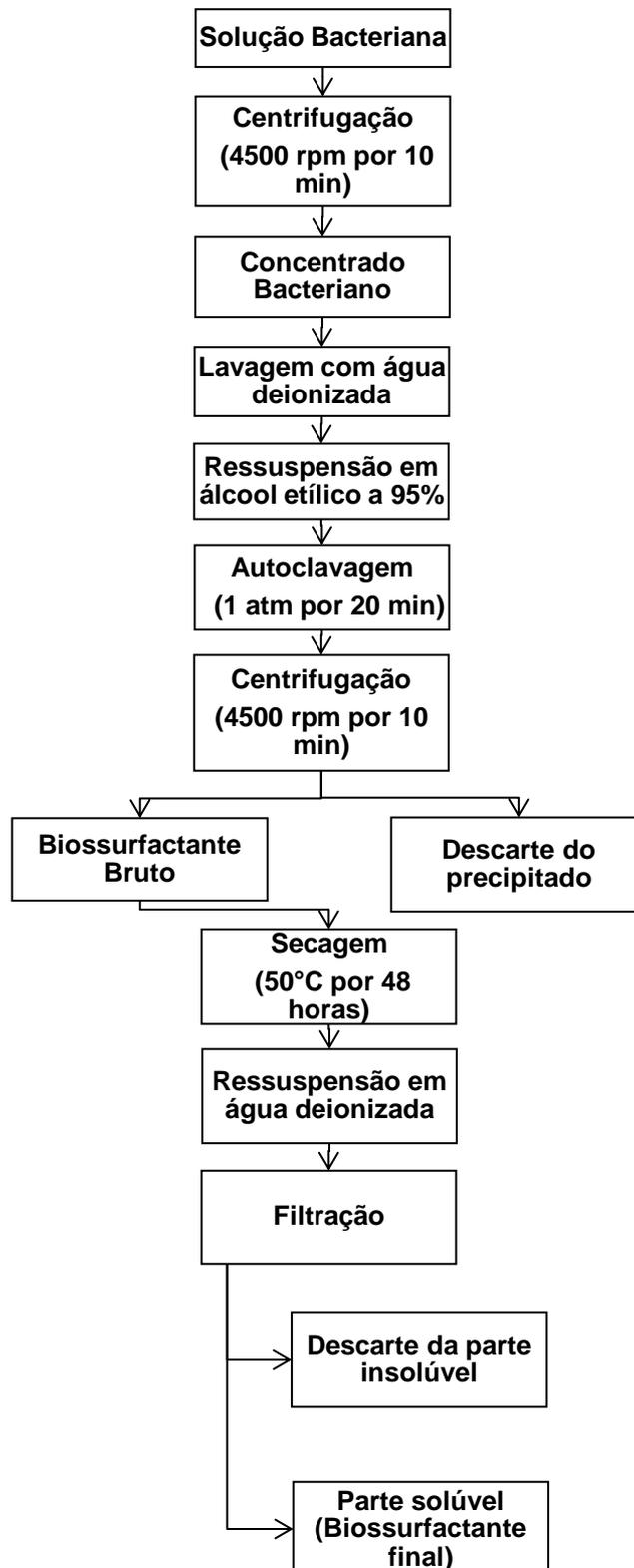


Figura 12 - Fluxograma da preparação e extração do biossurfactante.

5.3. Medida de Tensão Superficial

As medidas de tensão superficial do biossurfactante foram feitas pelo método do anel de Nöuy utilizando o tensiômetro DC 200 Surface Optics (Figura 13). O objetivo foi determinar a concentração micelar crítica do biossurfactante e avaliar a influência do pH e do efeito da concentração do biossurfactante na tensão superficial. Utilizou-se soluções de ácido clorídrico (HCl) e hidróxido de sódio (NaOH) a 0,01 mol/L para ajuste de pH e o software para a obtenção dos dados foi o Quantum-S.

No primeiro experimento, avaliou-se a influência do pH na tensão superficial, variando o pH entre 3 e 11 com concentrações fixas de biossurfactante de 25, 300 e 500 mg/L. No segundo experimento, avaliou-se o efeito da concentração do biossurfactante na tensão superficial, variando a concentração do biossurfactante entre 25 a 1000 mg/L em pH fixo de 3, 7 e 11.

Os preparos das soluções para as medições de tensão superficial foram feitos com água deionizada em balão de 100 ml, o equipamento foi calibrado antes do início dos ensaios e o anel de Nöuy foi limpo através da queima em um bico de Bunsen.



Figura 13 – Equipamento para as medidas de tensão superficial (tensiômetro DC 200S).

5.4. Medidas de ângulo de contato

As medidas de ângulo de contato foram determinadas utilizando o equipamento DC 200 Surface Optics (Figura 14), pelo método de Washburn, que usa as propriedades de um líquido não polar e de outro polar. O objetivo foi avaliar a hidrofobicidade e a influência do pH e do efeito da concentração do biossurfactante no ângulo de contato. As medidas foram feitas das amostras de quartzo e hematita com granulometria inferior a 20 μm antes e após a interação com o biossurfactante. Utilizou soluções de ácido clorídrico (HCl) e hidróxido de sódio (NaOH) a 0,01 mol/L para ajuste de pH e o software para a obtenção dos dados foi o Quantum-S.

No primeiro experimento, avaliou-se a influência do pH no ângulo de contato, para isso, foi fixado a concentração do biossurfactante em 300mg/L e variou o pH entre 3 e 11. Em seguida, foram feitas medições para avaliar o efeito da concentração do biossurfactante no ângulo de contato, fixando o pH em 3 e variando a concentração do biossurfactante entre 50-800 mg/L.

As amostras antes da realização da leitura, foram colocadas na estufa a 50°C por 24 horas, depois foram transferidas para o tubo cilíndrico do equipamento, pesadas e compactadas até preencherem aproximadamente 1/3 do tubo, nas suas extremidades foram acrescentados os filtros de papel de 55 mm. Para se obter a constante de calibração de cada amostra foi utilizado tolueno (P.A.) e as medidas de ângulo de contato foram em água destilada.

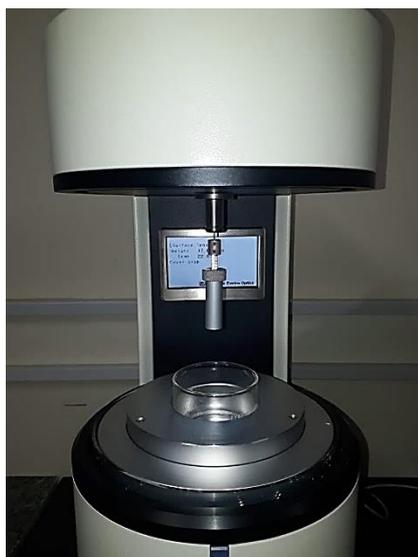


Figura 14—Equipamento para as medidas de ângulo de contato (DC 200 Surface Optics).

5.5. Medidas de Potencial Zeta

As medidas de potencial zeta foram determinadas por um equipamento de micro eletroforese do tipo Zeta - meter system 4.0+ (Figura 15). O objetivo foi avaliar a interação do biossurfactante com a superfície do mineral. As medidas foram feitas das amostras de quartzo e hematita com granulometria inferior a $20\mu\text{m}$ antes e após a interação com o biossurfactante. A faixa de pH empregada foi de 3 a 11, e os ajustes do pH foram feitos com soluções de ácido clorídrico (HCl) e hidróxido de sódio (NaOH) a $0,01\text{ mol/L}$.

Foram preparados balões de um litro com $0,025\text{g}$ do mineral hematita e solução de cloreto de sódio (NaCl) com concentrações de 10^{-2} , 10^{-3} e 10^{-4} como eletrólito indifferente. As mesmas condições foram usadas para o mineral quartzo.

Para as medidas de potencial zeta após a interação com o biossurfactante, foram pesados $0,025\text{g}$ do mineral hematita e condicionado a 300mg/L de biossurfactante por 5 min, e deixado secar na estufa a 50°C . Em seguida, esse mineral foi adicionado a um balão de um litro contendo à solução de NaCl com concentração de 10^{-3} . Foram utilizadas as mesmas condições para medidas de potencial zeta do quartzo após a interação com o biossurfactante.



Figura 15 - Aparelho de Potencial Zeta (Zeta – Meter System 4.0+).

5.6. Espectroscopia de infravermelho (FTIR)

A análises de infravermelho foram feitos no equipamento FTIR Scientific Nicolet 6700 FT-IR (Figura 16), seguindo o método de pastilha KBr (brometo de potássio), para a obtenção dos espectros utilizou o software Omnic.

Os espectros realizados tiveram como objetivo identificar os grupos funcionais presentes no biossurfactante e nas amostras de minério de ferro antes e após a interação com o biossurfactante. Para isso, foram utilizadas amostras de quartzo e hematita com granulometria inferior a 20 μm e as amostras de minério de ferro (-38+20 μm e -20 μm).

Para as análises do minério de ferro após a interação com o biossurfactante, foi necessário realizar o acondicionamento do minério em 300mg/L de biossurfactante por 5 min, depois deixado secar em estufa a 50°C por 24 horas.

As pastilhas de KBr foram confeccionadas após a homogeneização das amostras com o brometo de potássio, a proporção utilizada entre eles foi de 1/100(p/p). Em seguida, foi realizada a pastilha da mistura por compressão e feito as análises com espectros em resolução de 4 cm^{-1} usando 120 varreduras.



Figura 16 - Equipamento de espectroscopia de infravermelho (Scientific Nicolet 6700 FT – IR).

5.7. Ensaio de Eletroflotação

Para os ensaios de eletroflotação de minério de ferro foi utilizada uma célula binária de Partridge-Smith modificada. Os estudos foram

realizados usando bolhas de hidrogênio e o biossurfactante extraído da bactéria *Rhodococcus opacus*. Para estudos comparativos foram utilizados as amostras de minério de ferro e hematita e o uso do oleato de sódio e silicato de sódio.

5.7.1. Eletrodo

Os eletrodos (ânodo e cátodo) utilizados neste experimento foram confeccionados em platina contendo 99,95% de pureza pelo Laboratório Qualyta. Os eletrodos foram traçados em forma de malhas com as bordas de borracha para melhor vedação na célula eletrolítica (Figura 17). A área total do eletrodo foi de 25 cm², com diâmetro do fio de 0,08 mm e espaçamento entre os fios de 0,16 mm.

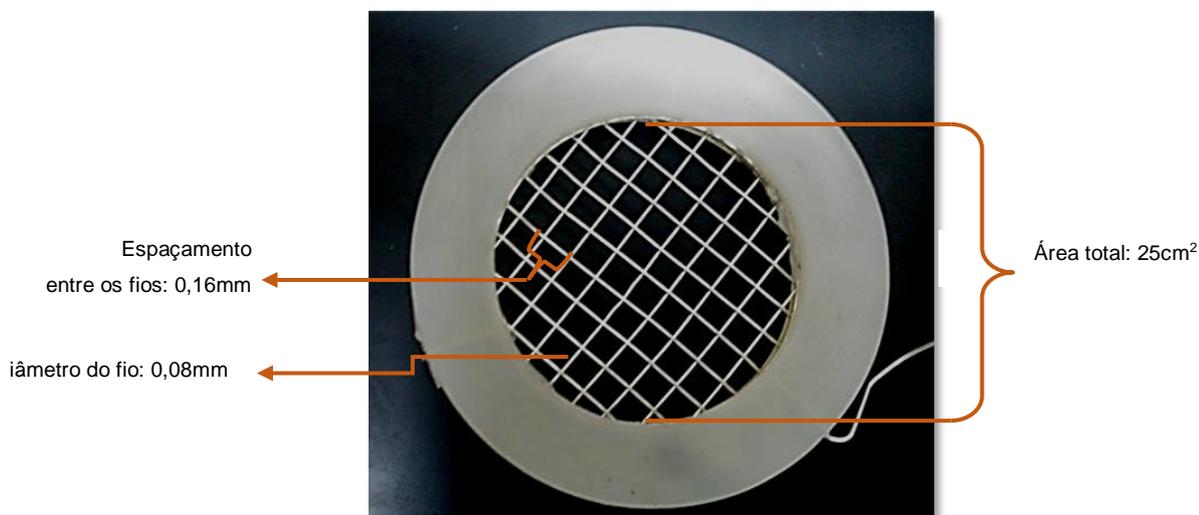


Figura 17 - Eletrodo de platina utilizado na célula de eletroflotação.

5.7.2. Linha Experimental

Utilizou-se uma célula binária de Partridge-Smith modificada. Cada célula de vidro foi confeccionada com 50 mm de diâmetro externo, 46 mm de diâmetro interno e 215 mm de altura. Foi acrescentado em cada uma delas uma malha de milipore de 40 mm de diâmetro e utilizou-se para união das células (ponte salina) uma borracha 44 mm. Na parte inferior das células foram posicionados os eletrodos de platina, que em seguida foram conectados a uma fonte de

alimentação (ICEL - PS-1001 de até 30 A), a Figura 18 mostra a configuração da célula.

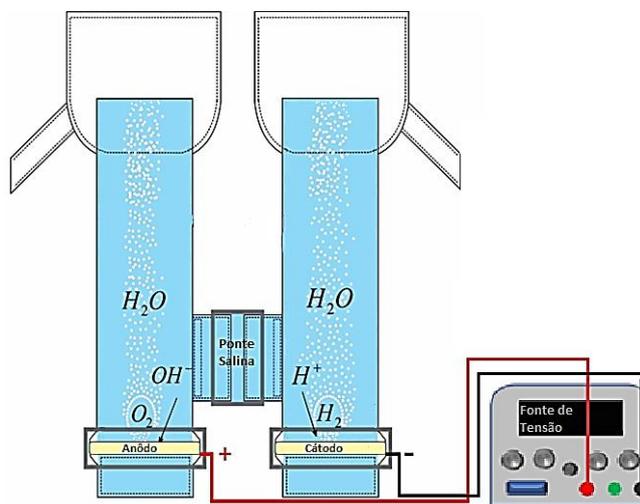


Figura 18 - Modelo esquemático da linha experimental utilizada nos ensaios de eletroflotação.

A linha experimental também contou com um dosador automático para a correção do pH (DLX pH-RX-CL), um Becker com a solução reguladora de pH, a bomba peristáltica (MILAN, modelo 040) para impulsionar a água de lavagem e um Becker com a solução de Na_2SO_4 a 0,2 mol/L utilizado para água de lavagem. A Figura 19 mostra toda a linha experimental utilizada para os ensaios de eletroflotação.

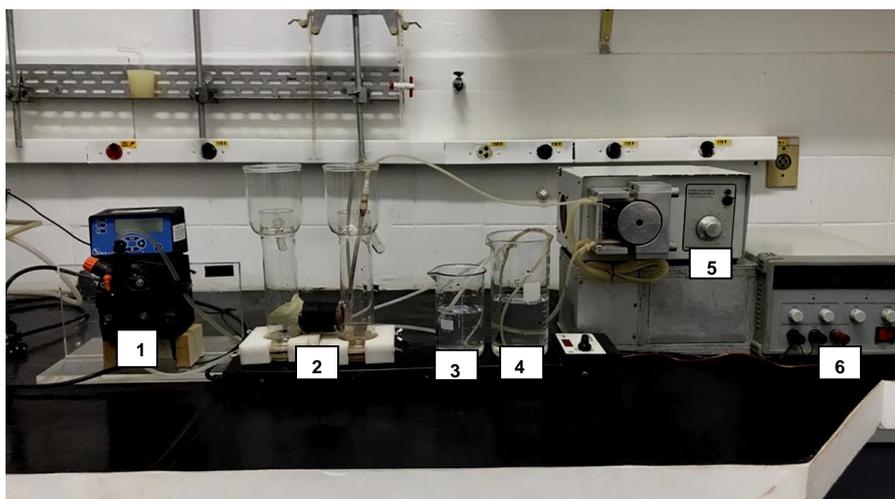


Figura 19 - Linha experimental de eletroflotação. 1: controlador de pH automática, 2: reator, 3: solução reguladora de pH, 4: água de lavagem, 5: bomba peristáltica, 6: fonte de tensão.

5.7.3. Descrição do processo de eletroflotação

Primeiramente foram realizados ensaios de arraste com as mesmas condições operacionais realizadas no estudo, porém sem a adição do biossurfactante, com o objetivo de verificar o arraste mecânico e a hidrodinâmica. A Tabela 10 apresenta as condições operacionais utilizadas no processo de eletroflotação.

Tabela 10 - Condições operacionais avaliadas no processo de eletroflotação

Condições	Amostras	
	Minério de Ferro	Hematita
pH	3, 5, 7,9 e 11	3 e 7
Concentração do eletrólito (Na ₂ SO ₄)	0,2 mol/L	0,2 mol/L
Concentração de oleato de sódio	-	400 mg/L
Concentração de silicato de sódio	-	200 mg/L
Concentração de biossurfactante	50, 100, 300, 500, 600 e 800 mg/L	300 mg/L
Massa da amostra	1 g	1 g
Densidade de Corrente	5,28; 8; e 16 mA/cm ²	16 mA/cm ²
Rotação	300, 500 e 700 rpm	300 rpm
Volume	380 ml	380 ml
Tipo de bolha	H ₂	H ₂
Tempo de acondicionamento	5 min	5 min
Tempo de eletroflotação	10 min	10 min
Temperatura	25°C	25°C
Pressão	1 atm	1 atm
Tamanho de partícula	-20µm, -38+20µm	-20µm, -38+20µm

Antes de iniciar o processo de eletroflotação, as semicélulas foram preenchidas com uma solução eletrolítica de sulfato de sódio (0,2 mol/L) até aproximadamente metade do seu volume, na sequência foi fornecido à energia elétrica pela fonte de tensão para os eletrodos, iniciando a eletrolise, gerando bolhas de hidrogênio (cátodo) e oxigênio (anôdo). Em seguida, realizou-se a estabilização das condições operacionais de cada teste, tais como: densidade de corrente, pH e rotação. Para a estabilização do pH foi necessário a adição das

soluções diluídas de ácido clorídrico (HCl) e hidróxido de sódio (NaOH) a 0,01 mol/L.

Simultaneamente, realizou-se o acondicionamento da amostra (1 g) em um Becker de vidro de 50 ml por 5 min. Após o acondicionamento, a solução foi colocada na semicélula, e a mesma foi preenchida com a solução de sulfato de sódio até completar o volume total, para assim, realizar a eletroflotação por 10 min.

6 Resultados e Discussões

6.1. Caracterização das amostras do Minério de Ferro

As amostras de minério de ferro após o peneiramento a úmido foram classificadas em duas faixas de tamanho (-38 +20 μm e -20 μm). Em seguida, foram submetidos à análise granulométrica, onde os resultados indicaram que a amostra entre -38 +20 μm possui um diâmetro médio (d_{50}) de aproximadamente 36 μm , sendo que 10% da amostra têm partículas abaixo de 53 μm e 80% com diâmetros abaixo de 26 μm (Figura 20).

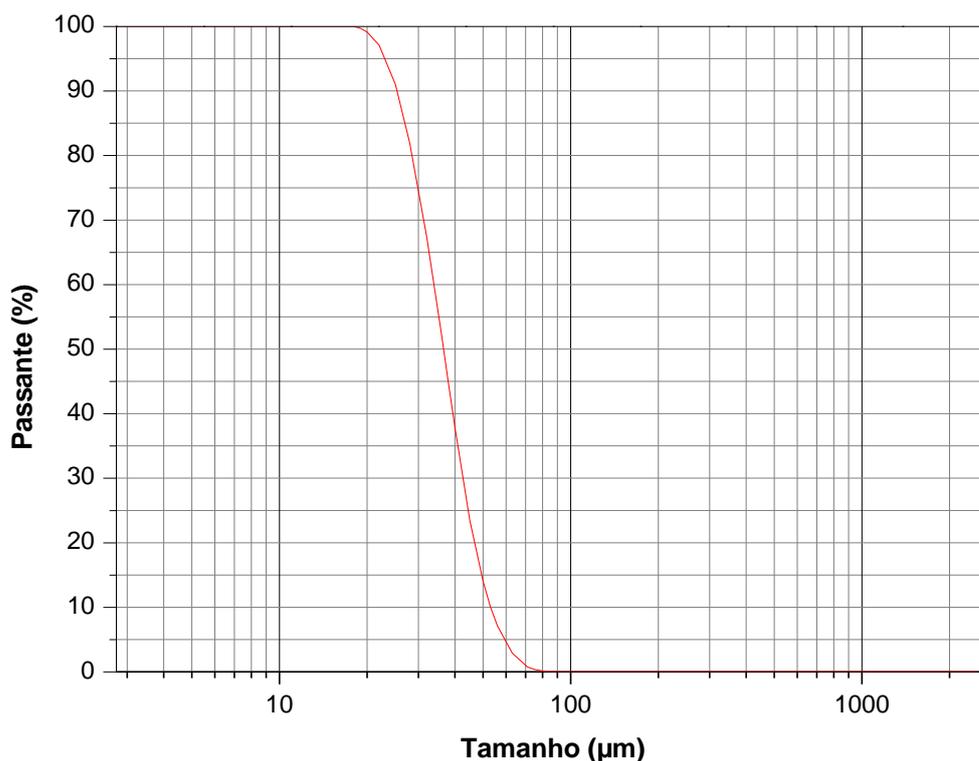


Figura 20 - Curva de distribuição granulométrica da amostra de minério de ferro com faixa granulométrica -38 +20 μm .

Já para a amostra com o tamanho de partícula inferiores 20 μm , os resultados apresentados no gráfico mostram que o diâmetro médio (d_{50}) é de

aproximadamente 13 μm , sendo que 10% das partículas possuem diâmetros de abaixo de 26,21 μm e 80% com diâmetros abaixo de 2,01 μm (Figura 21).

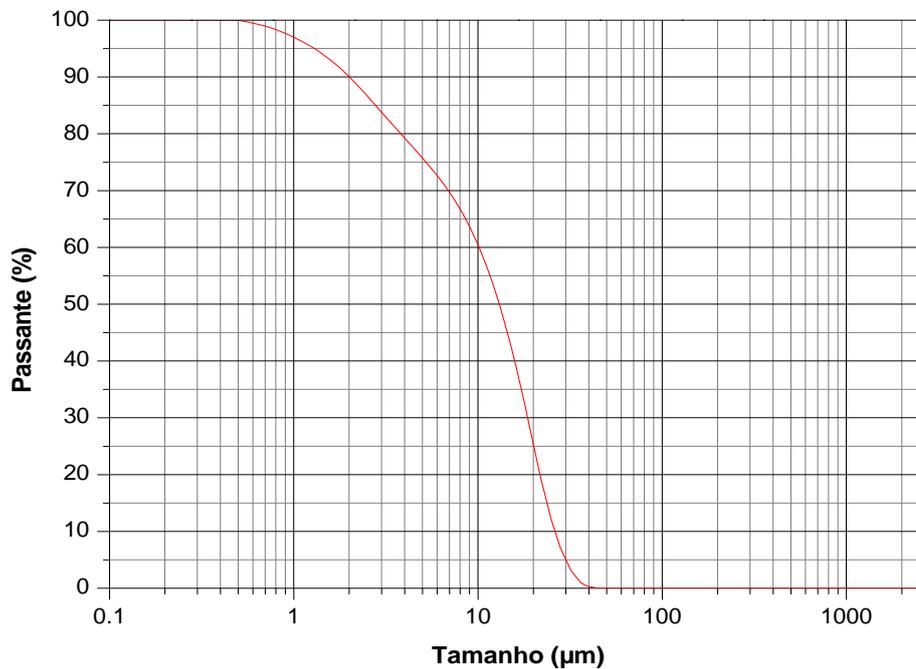


Figura 21 - Curva de distribuição granulométrica da amostra de minério de ferro com partículas menores a 20 μm .

Os resultados das análises químicas das amostras de minério de ferro pelo método de titulação (volumetria) se encontram na Tabela 11. Podemos considerar que ambas as amostras (-38 +20 μm e -20 μm) possuem alto teor de ferro, com 57,18% ($\pm 3\%$) e 59,19% ($\pm 3\%$), respectivamente. Na literatura é possível encontrar estudos de flotação utilizando partículas finas com alto teor de ferro, por exemplo, Lima et al. (2020), utilizaram amostras de lama de minério de ferro com faixa granulométrica entre -38+10 μm com teor de ferro acima de 45%.

Comparando os resultados das duas amostras utilizadas neste experimento, verificou-se que a amostra com o tamanho de partícula entre -38 +20 μm possui teor de ferro menor que a amostra com granulometria inferior a 20 μm , conseqüentemente o valor de Fe_2O_3 também foi menor. Segundo Torres & Shaeffer (2010), a dureza do mineral está diretamente relacionada à resistência ao processo de cominuição. Assim, podemos justificar essa diferença devido à dureza dos minerais presentes nas amostras, visto que, o quartzo possui dureza 7 e a hematita entre 5 e 6 na escala de Mohs (Alecrim, 1982; Abdallah, 2010).

Tabela 11 - Análises químicas por titulação (volumetria) das amostras de minério de ferro.

Amostras	Teor de Ferro	Fe₂O₃
(μm)	(%)	(%)
-38+20	53,84	76,9
-20	54,06	77,22

Os resultados das análises químicas das amostras de minério de ferro feitas por fluorescência de raios-X (FRX) são apresentados na Tabela 12. A amostra com diâmetro entre -38 +20 μm é composta por 77,123% de Fe₂O₃ e 22,653% de SiO₂, e a amostra com diâmetro inferior a 20 μm é composta por 77,513% de Fe₂O₃ e 22,185% de SiO₂. Comparando os resultados das análises químicas por titulação (volumetria) e por FRX, observa-se valores semelhantes de Fe₂O₃ para ambas as amostras, validando o método de análise química por titulação.

Tabela 12 – Composição química das amostras de minério de ferro por FRX.

Amostras	Componentes (%)								
	(μm)	Fe ₂ O ₃	Fe	SiO ₂	Al ₂ O ₅	P ₂ O ₅	PPC	MnO ₂	Outros
-38+20		77,123	53,98	22,653	0,1	0,03	--	0,062	0,032
-20		77,513	54,25	22,185	0,1	0,03	--	0,129	0,043

Os resultados obtidos por difração de raios-X (DRX) mostraram fases mineralógicas presente nas amostras, sendo elas compostas principalmente por hematita (Fe₂O₃) como mineral de interesse, e o quartzo (SiO₂) como mineral ganga (Figura 22).

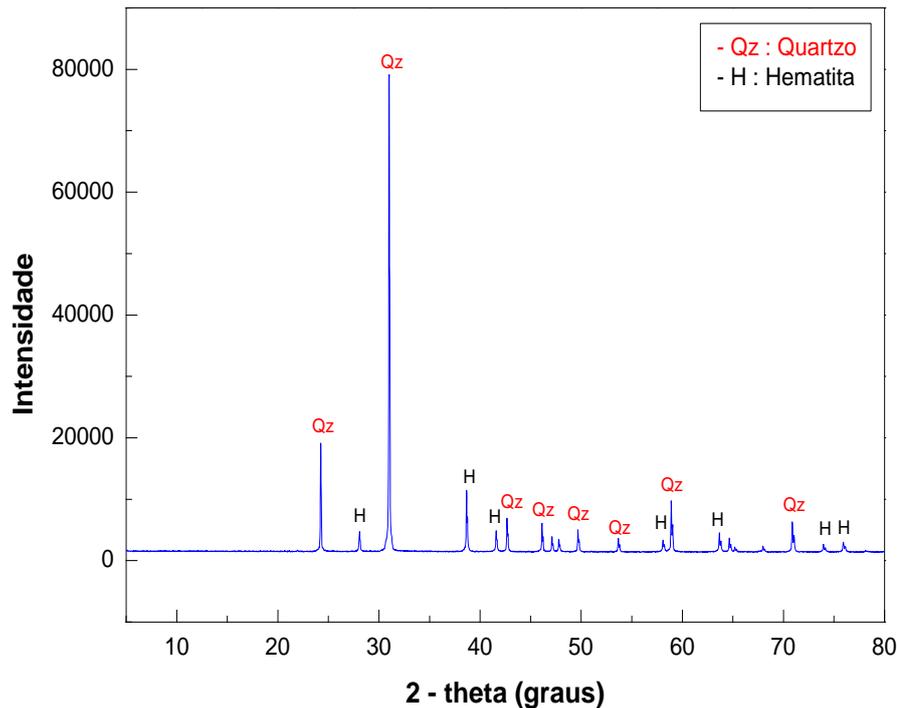


Figura 22 - Difratoograma de raios-x da amostra de minério de ferro.

6.2. Espectroscopia no infravermelho – FTIR

6.2.1. Espectroscopia no infravermelho do biossurfactante extraído da *R. opacus*

A Figura 23 apresenta o espectro obtido por infravermelho do biossurfactante extraído da bactéria *Rhodococcus opacus*. Os grupos funcionais identificados condizem com a formação da parede celular das bactérias gram-positivas, como é o caso da *R. opacus* (Ashkenazy et al., 1997; Mesquita et al., 2003; Kapoor & Viraraghavan, 1997). A região próxima a $3381,99\text{ cm}^{-1}$ pode indicar a presença do grupo hidroxila (-OH) e os estiramentos do grupo -NH que compõe açúcares e proteínas (Ashkenazy, et al., 1997). Bandas de absorção podem ser encontradas entre $2924,99\text{ cm}^{-1}$ a $2853,49\text{ cm}^{-1}$ pertencentes às vibrações assimétricas e simétricas de CH_2 e CH_3 , presentes nos lipídeos, proteínas, carboidratos e ácidos nucleicos (Mesquita et al., 2003). A banda de absorção $1634,48\text{ cm}^{-1}$ pode estar relacionada à sobreposição de estiramento $\text{C}=\text{O}$ de amida primária na proteína e alongamento da NH, NH_2 dos peptídeos (Koroleva et al., 2012; Garip et al., 2009). Já a banda de absorção próxima a

1402,19 cm^{-1} pode corresponder a vibrações simétricas do grupo COO^- (Kapoor & Viraraghavan, 1997). A banda de absorção 1239,81 cm^{-1} pode estar relacionada às vibrações assimétricas do PO_2^- encontrados em fosfolipídios e nos ácidos nucleicos (Bueno et al., 2008; Garip et al., 2009). A banda de absorção 1047,40 cm^{-1} , segundo Puelles (2016) está relacionada aos grupos funcionais do alceno, indicando a presença do ácido micólico, responsável por modificar a hidrofobicidade do mineral. Outros grupos como, alceno, álcool e acetona também indicam a presença do ácido micólico. Por fim, as bandas de absorção abaixo de 698,47 cm^{-1} representam o grupo PO_4^{3-} (Koroleva et al., 2012). Resultados semelhantes podem ser encontrados na literatura, por exemplo, Bueno (2007), verificou os espectros da biomassa da *Rhodococcus opacus* e encontrou bandas parecidas. Selatnia et al. (2004) analisaram os espectros da bactéria *Streptomyces rimosus* que, assim como a *Rhodococcus opacus*, também é uma bactéria aeróbia do grupo do actinomicetos e encontraram bandas similares

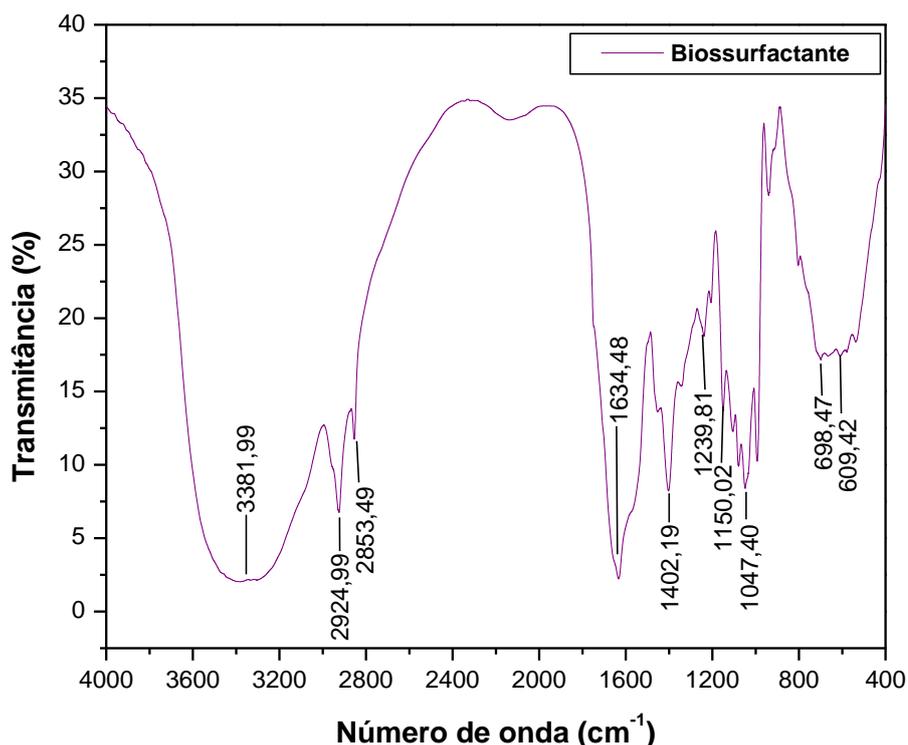


Figura 23 - Espectro FTIR do biossurfactante extraído da *R. opacus*.

6.2.2. Espectroscopia no infravermelho do mineral hematita

A Figura 24 apresenta o espectro no infravermelho do mineral hematita. Os resultados mostram que a superfície da hematita possui grupos de hidroxila (-OH) e vibrações de estiramento Fe-O. A banda de absorção $3467,26\text{ cm}^{-1}$ indica interferência com vibrações relacionadas à umidade da amostra. De acordo com Huang et al. (2018), vibrações nessa região estão relacionadas as ligações de hidrogênio, devido à presença de água residual na superfície da amostra. As bandas de absorção $589,22\text{ cm}^{-1}$ e $466,94\text{ cm}^{-1}$ podem ser atribuídas às vibrações da ligação Fe-O, característico da hematita. Alguns autores, tais como, Maity & Agrawal, (2007); Neto, (2012) afirmam que as bandas de absorção abaixo de 1000 cm^{-1} são encontradas as ligações de Fe-O característico dos óxidos de ferro. Prakash et al. (1999), encontraram bandas de absorção de 450 cm^{-1} e 470 cm^{-1} e atribuiu as ligações de Fe-O da hematita e ainda alegaram que as bandas de absorção entre 410 cm^{-1} e 450 cm^{-1} também estão relacionadas as ligações de Fe^{3+} e O^{2-} porém nem sempre são observadas por possuírem baixa intensidade.

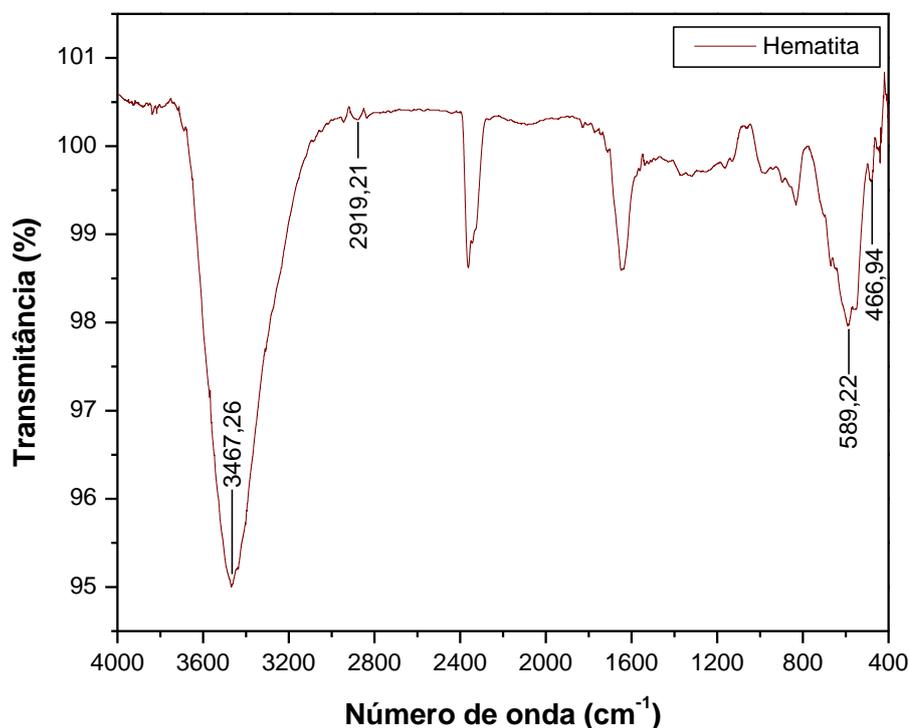


Figura 24 - Espectro FTIR da hematita.

A Figura 25 apresenta os espectros por infravermelho (FTIR) da hematita antes e após a interação com o biossurfactante. Observa-se que as vibrações do estiramento do grupo Fe-O característicos da hematita foram mantidos ($589,22\text{ cm}^{-1}$ e $466,94\text{ cm}^{-1}$). Por outro lado, podemos verificar modificações em alguns espectros que confirmam a hidrofobização da hematita, a banda de absorção $3451,64\text{ cm}^{-1}$ indica a vibração do estiramento dos grupos -OH dos polissacarídeos e das proteínas. A banda de absorção $3017,52\text{ cm}^{-1}$ corresponde ao estiramento assimétrico de CH_2 e a banda de absorção $1632,92\text{ cm}^{-1}$ pode estar relacionada à sobreposição do estiramento C=O encontrado em lipídeos e triglicerídeos. A banda de absorção $1403,76\text{ cm}^{-1}$ pode corresponder a vibrações simétricas do grupo COO^- e a banda de absorção 1316 cm^{-1} pode estar relacionada às vibrações assimétricas do PO_2^- encontrados em fosfolipídios e nos ácidos nucleicos. Dessa forma, podemos dizer que ocorreu a interação do biossurfactante com a superfície do mineral acarretando a hidrofobização da superfície da hematita. Na literatura é possível encontrar alguns trabalhos que avaliaram a interação entre a bactéria e a superfície do mineral através da espectroscopia no infravermelho. Yang et al. (2013) estudaram a interação entre a bactéria *Rhodococcus erythropolis* a hematita, verificaram que ocorreu a adsorção das células bacterianas, principalmente pela adsorção química, através de interações químicas do grupo carboxílico e fosfato na superfície do mineral. De acordo com Deo & Natarajan (1997) a interação entre a bactéria e o mineral é capaz de alterar tanto a química de superfície das células bacterianas como do mineral. Eles observaram que a hematita após a interação apresentou a banda de absorção 3400 cm^{-1} referente ao estiramento OH e grupos C-OH e CH_2OH característico dos polissacarídeos, as bandas de absorção entre 300 cm^{-1} e 600 cm^{-1} das vibrações de CH_2 , 700 cm^{-1} de formação do grupo carboxílico e 900 cm^{-1} grupos de CH_2OH .

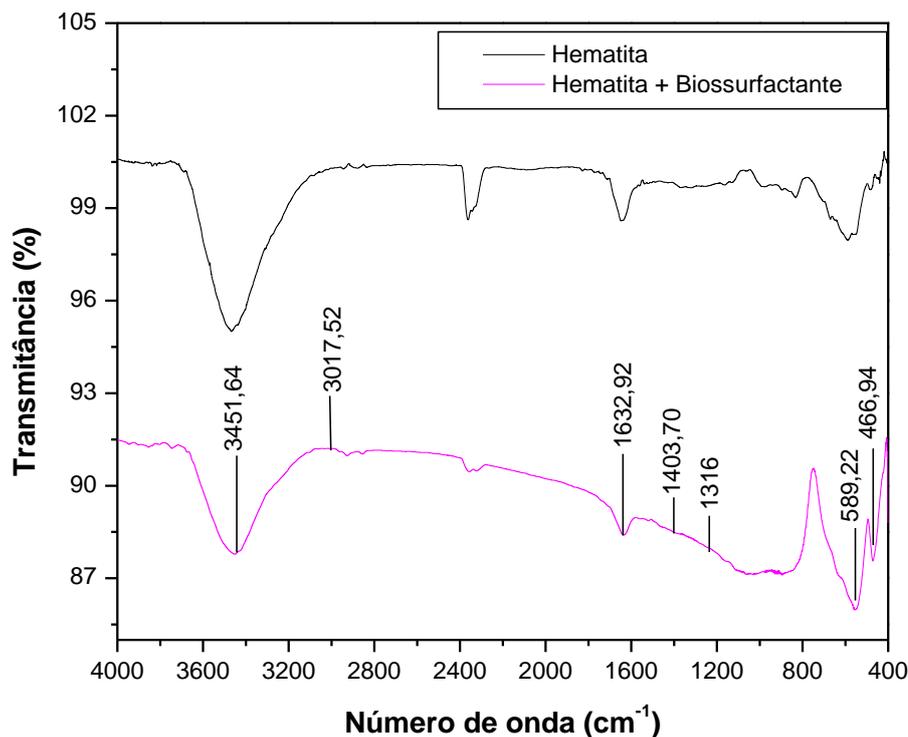


Figura 25 - Espectros FTIR da hematita antes e após a interação com o biosurfactante.

6.2.3.

Espectroscopia no infravermelho do mineral quartzo

A Figura 26 mostra o espectro por infravermelho do mineral quartzo. A superfície do quartzo apresentou a banda de absorção $3468,73\text{ cm}^{-1}$ relacionado à vibração do estiramento -OH, que pode ser atribuído a ligações de hidrogênio produzidas por OH ou pela umidade da amostra gerada por água residual (Huang et al., 2018; Liu et al., 2016). Segundo Liu et al. (2016) a banda de absorção entre 1200 cm^{-1} a 400 cm^{-1} são características das ligações fortes de Si-O. Dessa forma, podemos atribuir à banda de absorção $1081,07\text{ cm}^{-1}$ a um estiramento assimétrico e a banda de absorção $776,32\text{ cm}^{-1}$ a um estiramento simétrico. Para a banda de absorção $691,60\text{ cm}^{-1}$ foi atribuído a vibração de flexão simétrica de Si-O e a banda $472,23\text{ cm}^{-1}$ a vibração de flexão assimétrica. De acordo com Oliveira (2018), as bandas de absorção próximas a 459 cm^{-1} podem ser consideradas de vibração de flexão assimétrica de Si-O, para as vibrações próximas a 690 cm^{-1} podemos atribuir a vibrações de flexão simétrica. Liu et al. (2016) informa que as vibrações de perto de 784 cm^{-1} e 1085 cm^{-1} são de estiramento simétrico e assimétrico respectivamente.

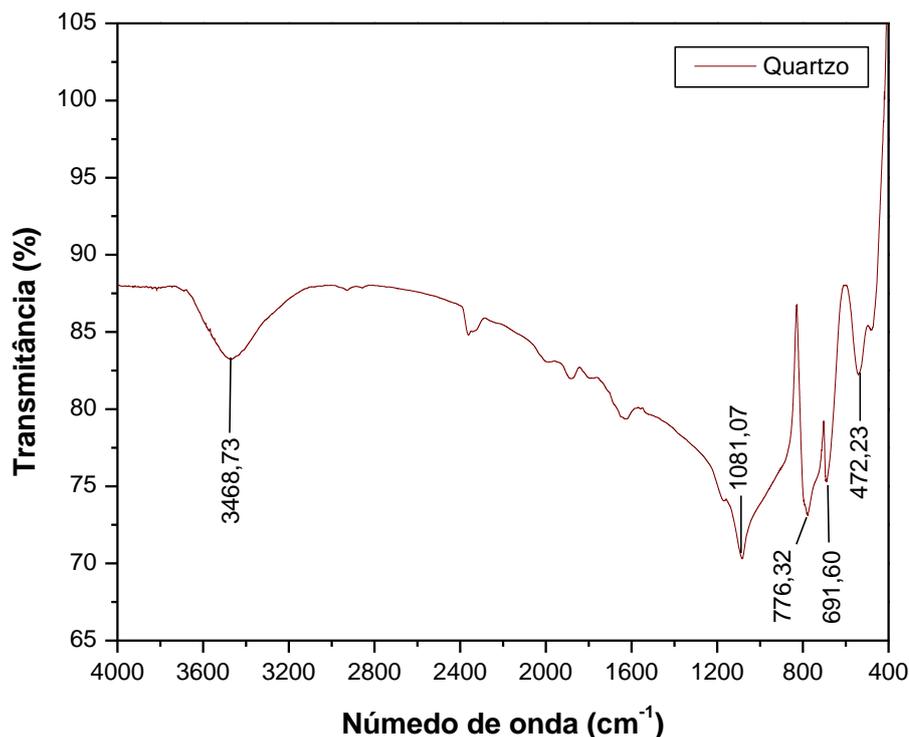


Figura 26 - Espectro FTIR do quartzo.

A Figura 27 apresenta os espectros por infravermelho do quartzo antes e após a interação com o biossurfactante. As bandas de absorção sofreram pouca alteração após a interação com o biossurfactante. Verificou-se que as bandas de absorção características das ligações de Si-O referentes ao quartzo se manteve, 1081,07 cm^{-1} a 472,23 cm^{-1} . Apenas duas bandas de absorção indicam que ocorreu alguma absorção dos grupos funcionais do biossurfactante na superfície do quartzo, as vibrações do estiramento de grupos OH e NH passaram de 3381,99 cm^{-1} para 3452,33 cm^{-1} e as vibrações do estiramento assimétrico CH_2 que alterou de 2924,99 cm^{-1} para 2922,79 cm^{-1} . Comparando os resultados de interação do biossurfactante com os minerais, observa-se uma baixa adsorção do quartzo em relação à hematita. Comportamento semelhante pode ser encontrado no estudo realizado por Deo et al. (2001), que analisaram a interação da bactéria *Paenibacillus polymxa* com os minerais quartzo e hematita. Na hematita foi possível observar a presença do grupo C-OH característico do polissacarídeo, enquanto na superfície do quartzo poucas bandas relacionadas à interação foram encontradas.

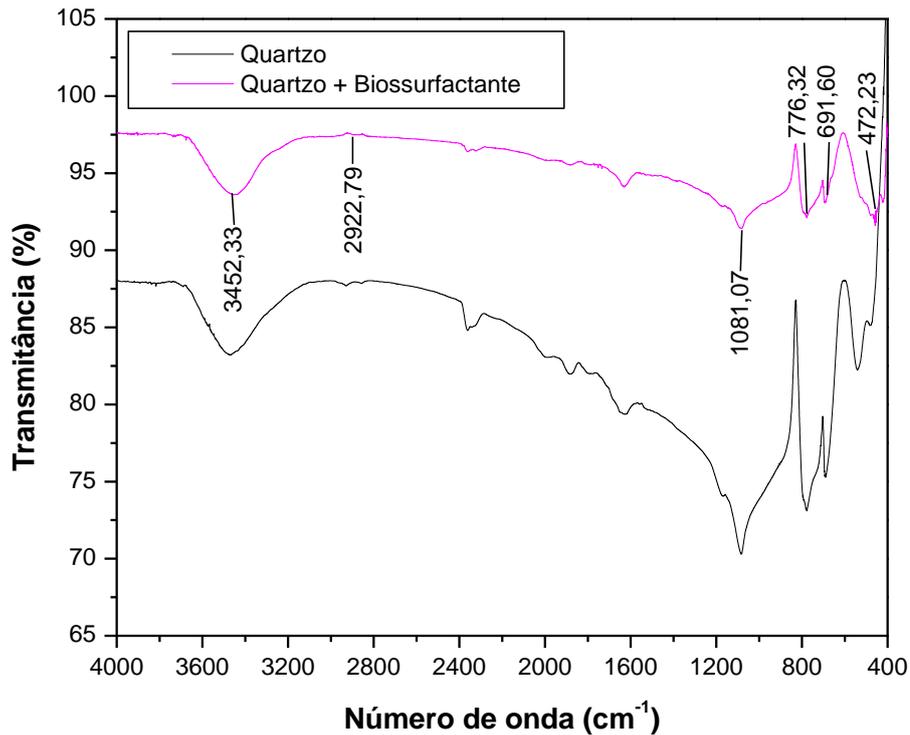


Figura 27 - Espectros FTIR do quartzo antes e após a interação com o biossurfactante.

6.2.4. Espectroscopia no infravermelho do minério de ferro

A Figura 28 mostra os espectros por infravermelho de uma amostra de minério de ferro com granulometria entre $-38+20\ \mu\text{m}$ antes e após a interação com o biossurfactante. O minério de ferro apresentou bandas de absorção entre $722,78\ \text{cm}^{-1}$ e $1083\ \text{cm}^{-1}$ relacionadas às ligações de Si-O características do quartzo e as bandas $544,13\ \text{cm}^{-1}$ e $465,34\ \text{cm}^{-1}$ relacionados à ligação Fe-O da hematita (Liu et al., 2016; Huang et al., 2014; Prakash et al., 1999; Maity & Agrawal, 2007). Após a interação podemos verificar modificações de alguns espectros, confirmando a interação do biossurfactante com a amostra, as vibrações de estiramento de grupos OH e NH mudaram para $3456,46\ \text{cm}^{-1}$, também foi possível identificar a banda de absorção $2992,55\ \text{cm}^{-1}$ relacionada a vibrações do estiramento assimétrico CH_2 (Mesquita et al., 2003). A banda $1630,72\ \text{cm}^{-1}$ pode estar relacionada à sobreposição do estiramento C=O de amida primária e alongamento da NH, NH_2 dos peptídeos e a banda de absorção $1400,27\ \text{cm}^{-1}$ podem corresponder a vibrações simétricas do grupo COO^- .

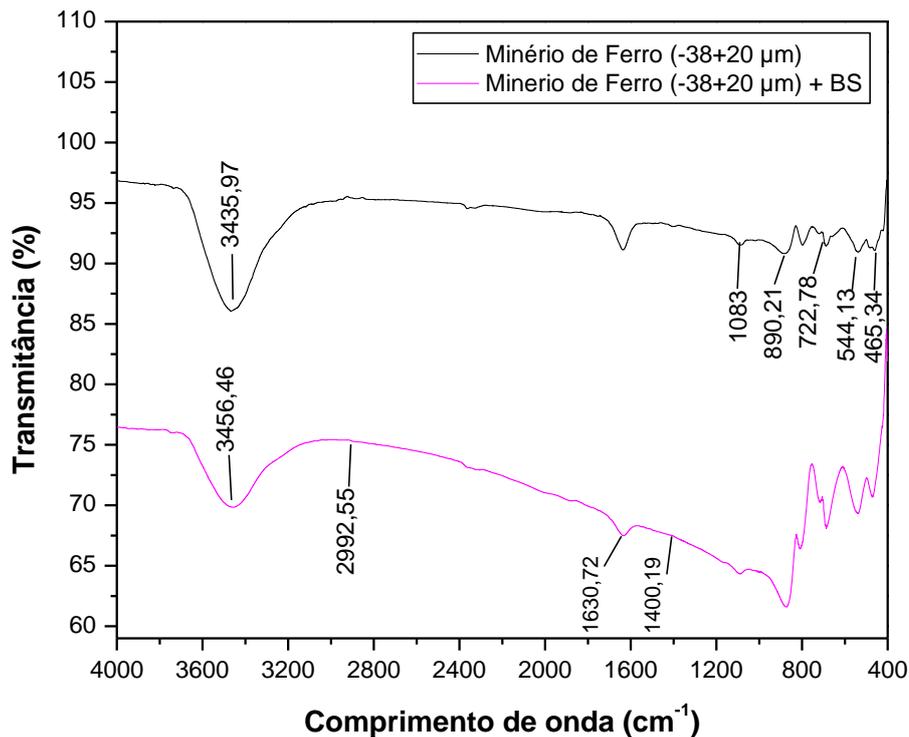


Figura 28 - Espectros FTIR da amostra de minério de ferro com granulometria entre -38+20 µm antes e após a interação com o biosurfactante.

A Figura 29 apresenta os espectros por infravermelho da amostra de minério de ferro com granulometria inferior a 20 µm antes e após a interação com o biosurfactante. Como esperado, os resultados foram semelhantes ao da amostra de minério de ferro entre -38+20 µm. As bandas de absorção entre 722,10 cm^{-1} e 1085,99 cm^{-1} relacionadas às ligações de Si-O e as bandas de absorção 502,66 cm^{-1} e 465,34 cm^{-1} relacionados à ligação Fe-O. Após a interação é possível observar a banda de absorção 3494,20 cm^{-1} provavelmente relacionado às vibrações de estiramento de grupos OH e NH e a banda 3073,14 cm^{-1} relacionada a vibrações do estiramento assimétrico CH_2 . A banda de absorção 1638,37 cm^{-1} do estiramento C=O da amida primária e ligações NH, NH_2 e a banda de absorção 1400 cm^{-1} das vibrações simétricas de COO^- .

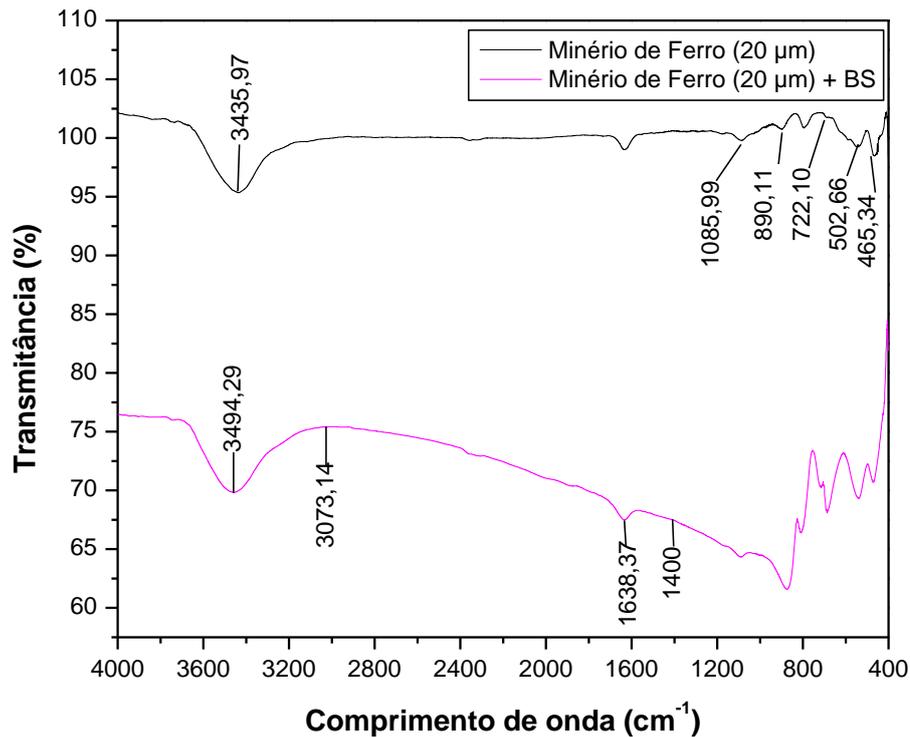


Figura 29 - Espectros FTIR da amostra de minério de ferro com partícula inferior a -20 µm antes e após a interação com o biosurfactante.

6.3. Medidas de Tensão Superficial

6.3.1. Efeito do pH

Os resultados da influência da variação do pH na tensão superficial em concentrações de 25, 300 e 500 mg/L de biosurfactante, são apresentados na Figura 30. Os perfis mostram que o aumento do pH favoreceu o aumento da tensão superficial. Em pH 3 foram encontrados os menores valores de tensão superficial, usando 25 mg/L de biosurfactante a tensão superficial foi de 41,69 mN/m e com 300 e 500 mg/L de biosurfactante a tensão superficial foi de aproximadamente 27,47 mN/m, enquanto em meio básico obtivemos os valores mais altos de tensão superficial. Esse fenômeno sugere que em meio ácido, ocorre maior adsorção do biosurfactante na interface gás/líquido, reduzindo a tensão superficial e favorecendo a formação de espuma (Makri & Doxastakis, 2007).

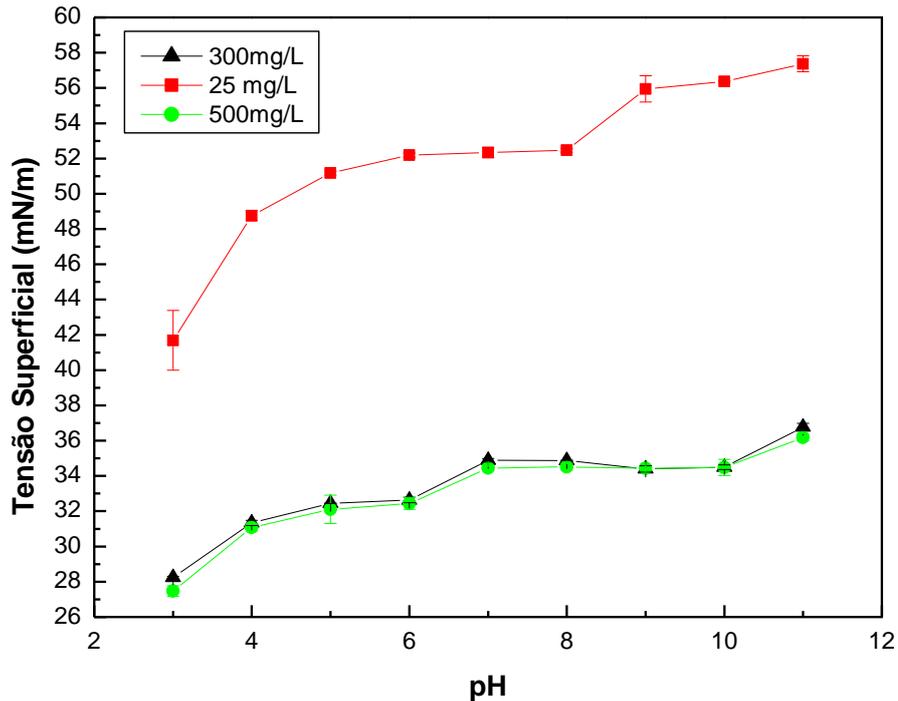


Figura 30 - Efeito do pH na tensão superficial do biossurfactante.

Um comportamento semelhante foi encontrado no estudo feito por Merma et al. (2013), onde avaliaram a influência da variação do pH na tensão superficial da água após a adição da biomassa da *R. opacus*. Os autores observaram que o aumento do pH favoreceu para o aumento gradativo da tensão superficial. Em pH 3 foram encontrados os menores valores de tensão superficial, com 54,3 mN/m. Oliveira (2018), também avaliou o efeito do pH na tensão superficial da água após a adição do biossurfactante extraído da *R. erythropolis*. Os menores resultados de tensão superficial também foram encontrados em pH 3, com 64mN/m.

6.3.2. Efeito da concentração do Biossurfactante

Os resultados da influência da concentração do biossurfactante na tensão superficial em pH 3, 7 e 11 podem ser vistos na Figura 31. Os perfis mostram que a tensão superficial da água diminuiu com o aumento da concentração do biossurfactante. A tensão superficial da água destilada foi de 71 mN/m, com a adição de 25 mg/L de biossurfactante a tensão reduziu em pH 3 para 40,08 mN/m, em pH 7 para 51,46 mN/m e em pH 11 para 58,26 mN/m. A partir de 300 mg/L de biossurfactante, a tensão superficial se manteve constante, nesse momento, podemos dizer que a concentração micelar crítica (CMC) foi atingida.

Dessa maneira, a tensão superficial reduz quando aumentamos a concentração do biossurfactante até que a sua CMC seja alcançada. A redução na tensão superficial pode ser atribuída a natureza anfipática do biossurfactante extraído da bactéria *R.opacus*. Segundo Szymanska & Sadowski (2010), os biossurfactantes possuem natureza anfipática capaz de ser absorvido facilmente na interface gás/líquido, reduzindo a tensão superficial.

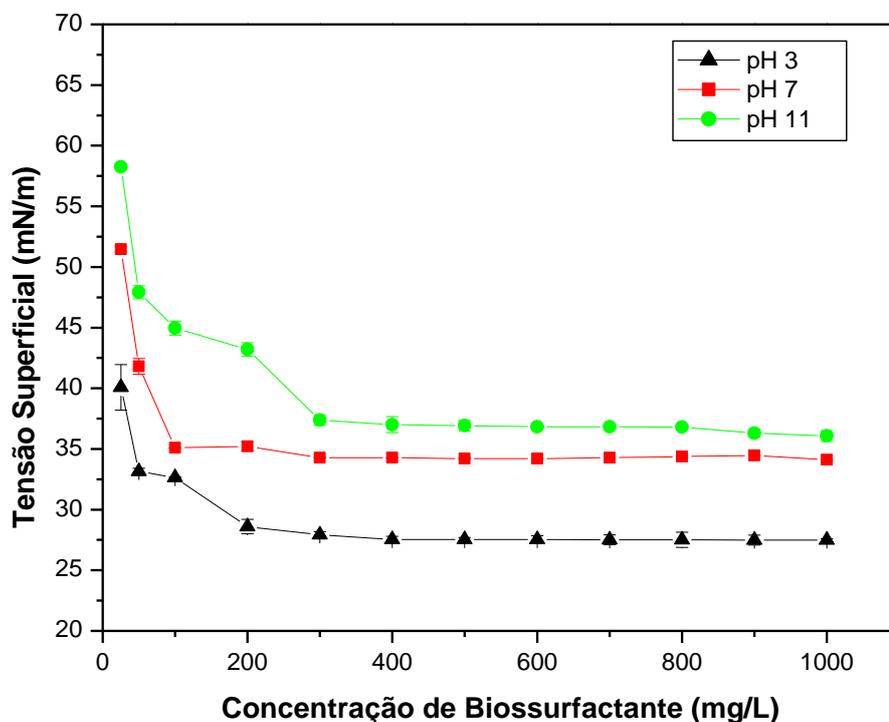


Figura 31 - Efeito da concentração do biossurfactante na tensão superficial em diferentes pH.

Vários autores afirmam que diferentes microorganismos e seus produtos metabólicos possuem a capacidade de diminuir a tensão superficial, como também a tensão interfacial de misturas aquosas e de hidrocarbonetos a níveis observados em surfactantes convencionais (Somasundaran et al., 2015; Wen-Jia et al., 2011; Lang & Philp, 1998).

Somasundaran et al. (2015), verificaram que os lipídeos presentes na membrana celular da bactéria *Archea* foram capazes de diminuir a tensão superficial da interface gás/líquido para valores de aproximadamente 32 mN/m. Outro estudo, realizado por Rufino et al. (2014), informaram que o biossurfactante extraído da *Cândida lipolytica* UCP 0988, reduziu a tensão superficial da água pura de 70 mN/m para 25 mN/m.

Didyk & Sadowsky (2012) verificaram que o biossurfactante extraído da *B. circulans* e *Streptomyces sp.* foram capazes de diminuir a tensão superficial da

água pura para 28,6 mN/m e 29,3 mN/m respectivamente. Pakshivajan (2009), informou que o biossurfactante obtido a partir da *Cândido bombicola* reduziu a tensão superficial da água pura para 34,15 mN/m.

De acordo com Puelles (2016), a presença de substâncias surfactantes no gênero *Rhodococcus*, permitiu reduzir a tensão superficial. O estudo realizado por ele, verificou que a bactéria *R. opacus* reduziu a tensão superficial da água pura de 72 mN/m para 50,5 mN/m e que a CMC foi atingida utilizando 0,092 g/L de biossurfactante.

Oliveira (2018), também estudou o gênero *Rhodococcus* e atribuiu essa capacidade de reduzir a tensão superficial à presença de trealolídeos nas bactérias. Ele observou que a tensão superficial da água pura reduziu de 73,72 mN/m para 62,89 mN/m.

6.4. Medidas de ângulo de contato

6.5. Ângulo de contato da hematita

A Figura 32 apresenta os resultados do efeito do pH no ângulo de contato da hematita antes e após a interação com o biossurfactante. As medições foram feitas em uma faixa de pH entre 3 e 11 mantendo uma concentração de biossurfactante de 300 mg/L. É possível verificar que a mudança do pH trouxe pouca variação no ângulo de contato da hematita. De acordo com Lima & Quirino (2003), essa pequena variação pode ocorrer porque em meio ácido ocorre a repulsão das cargas superficiais de mesmo valor, dessa forma o ângulo de contato é menor. Também é possível verificar um aumento significativo do ângulo de contato após a interação com o biossurfactante, indicando uma forte interação entre o biossurfactante e a superfície do mineral. Em pH 3, a hematita antes da interação teve um ângulo de contato de aproximadamente 40,38° e o ângulo após a interação aumentou para 60,01°. Dessa forma podemos dizer que após a interação com o biossurfactante a hematita se tornou mais hidrofóbica. No estudo realizado por Abaka – Wood et al. (2017), o ângulo de contato da hematita antes e após a interação com o surfactante aumentou de 41° até 88°. Os autores alegam que esse comportamento foi devido a adsorção do surfactante na superfície do mineral, alterando as propriedades de superfície, tornando o mineral mais hidrofóbico. Na literatura é possível encontrar resultados envolvendo medidas de ângulo de contato da hematita antes e após a

interação com surfactantes, onde a hematita antes da interação teve ângulo próximo a 40° e após o ângulo de contato foi acima de 60° (Smith et al., 1993; Dubel et al., 1992; Deo & Natarajan, 1998).

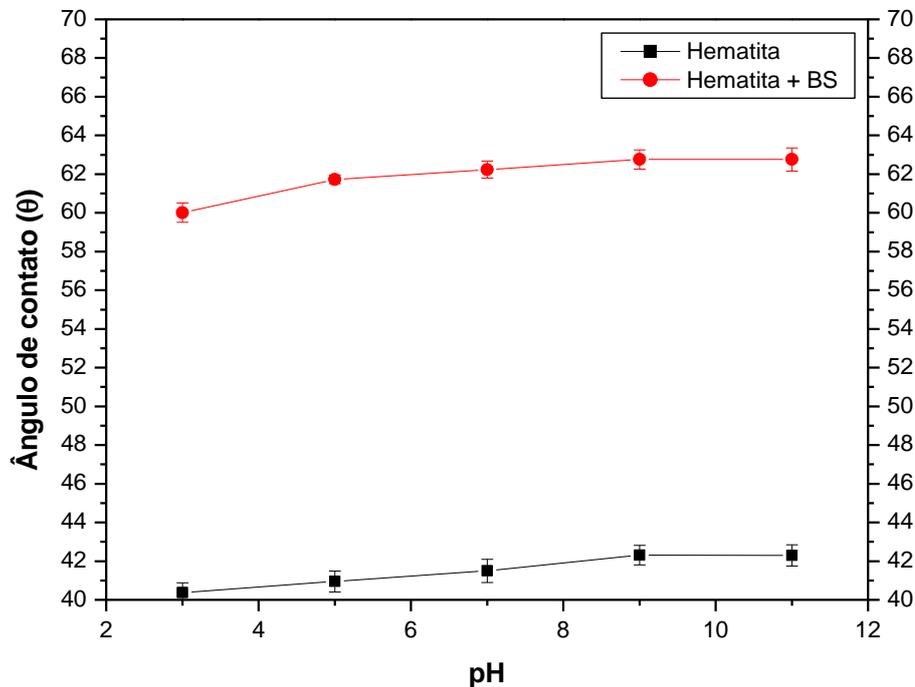


Figura 32 - Efeito do pH no ângulo de contato da hematita antes e após a interação com o biossurfactante. Concentração do biossurfactante de 300 mg/L.

Os resultados do efeito da concentração do biossurfactante no ângulo de contato da hematita são apresentados na Figura 33. As medições foram realizadas em pH 3 e em uma faixa de concentração do biossurfactante de 50 até 800 mg/L. Verifica-se que o aumento da concentração do biossurfactante impactou no aumento do ângulo de contato da hematita. Para 50 mg/L de biossurfactante o ângulo de contato foi de $60,45^\circ$, quando a concentração do biossurfactante aumentou para 300 mg/L o ângulo de contato passou a ser $61,8^\circ$. A partir dessa concentração, o ângulo de contato sofreu pouca variação, esse comportamento pode estar associado a concentração micelar crítica (CMC) que foi a partir de 300 mg/L de biossurfactante, gerando saturação da solução. Segundo Martins (2009) a hidrofobização do mineral pode ser estabilizada a partir de certa concentração de surfactante devido à geração de micelas.

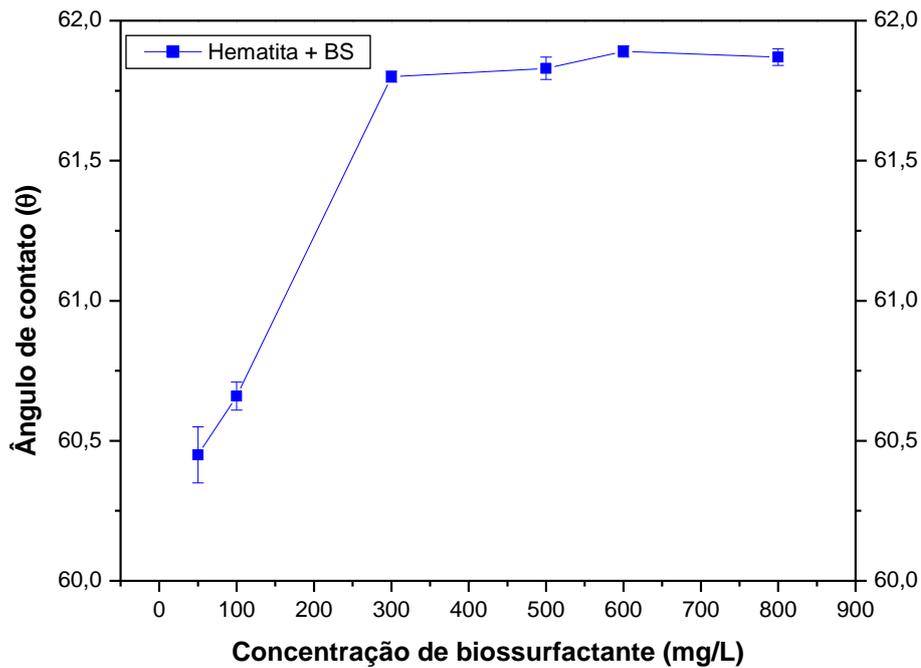


Figura 33 - Efeito da concentração do biossurfactante no ângulo de contato da hematita. pH 3.

6.6. Ângulo de contato do quartzo

A Figura 34 apresenta os resultados do efeito do pH no ângulo de contato do quartzo antes e após a interação com o biossurfactante. As medições foram realizadas para uma faixa de pH de 3 até 11 e mantendo fixa a concentração do biossurfactante em 300mg/L. Os perfis mostraram que o pH trouxe pouca influência no valor de ângulo de contato. De acordo com Hoiland et al. (2001), as variações nos valores de ângulo de contato em pHs diferentes ocorrem devido a mudanças na carga superficial do mineral. Standal et al. (1999) justificaram esses valores menores de ângulo de contato em meio ácido ocorre devido a repulsão entre as duplas camadas. Araújo et al. (2005) analisaram a influência do pH no ângulo de contato do quartzo e verificou que em meio ácido e abaixo do ponto de carga zero, o ângulo de contato foi menor devido à repulsão das duplas camadas de cargas semelhantes. Também é possível verificar que após a interação com o biossurfactante, o ângulo de contato do quartzo sofreu um aumento, em pH 3 o ângulo de contato do quartzo foi de 21,03°, subindo para 41,02° após a interação, indicando que existe uma adsorção do biossurfactante na superfície do mineral. No entanto, o ângulo de contato da hematita foi maior do que o ângulo de contato do quartzo. Dubel et al. (1992) também mediram ângulo de contato do quartzo e da hematita antes e

após a interação com surfactante e verificou um comportamento semelhante, onde os dois minerais tiveram interação com o surfactante, sendo que a hematita teve valores maiores de ângulo de contato devido a uma maior adsorção na superfície da hematita.

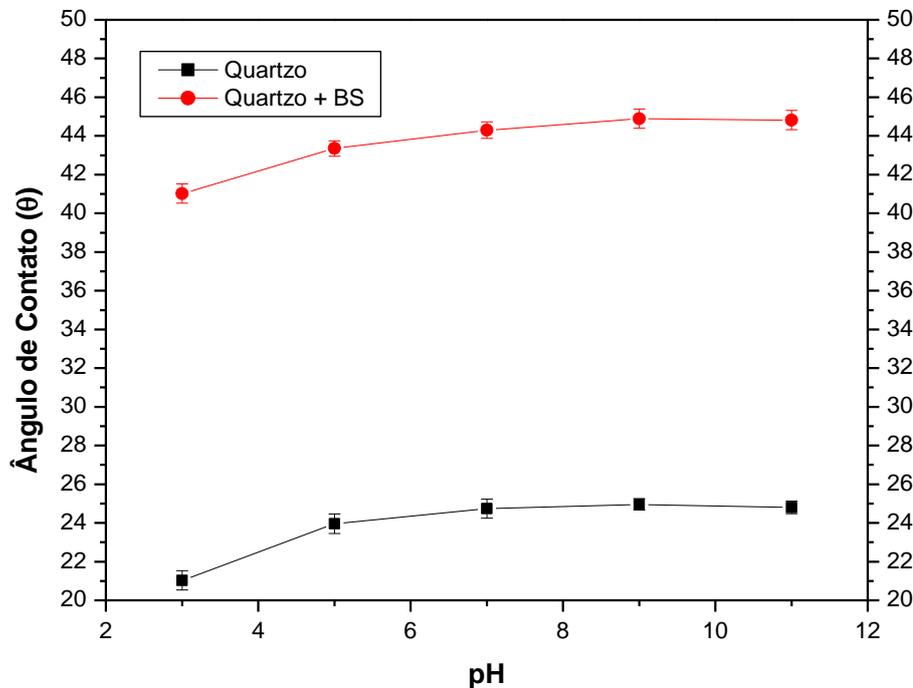


Figura 34 - Efeito do pH no ângulo de contato do quartzo antes e após a interação com o biossurfactante. Concentração do biossurfactante de 300 mg/L.

A Figura 35 apresenta os resultados do efeito da concentração do biossurfactante no ângulo de contato do quartzo, as condições foram realizadas em pH 3 e em uma faixa de concentração do biossurfactante entre 50 e 800 mg/L. O perfil sugere que o aumento da concentração do biossurfactante favoreceu para o aumento do ângulo de contato do quartzo. O ângulo de contato em pH 3 para o quartzo antes da interação do biossurfactante foi de aproximadamente 21,03°, após a interação com 50 mg/L de biossurfactante o ângulo aumentou para 38,35°. Em 300 mg/L de biossurfactante, o ângulo de contato cresceu para aproximadamente 41,16°, a partir dessa concentração, verifica-se que o aumento da concentração do biossurfactante aumentou pouco o valor do ângulo de contato. Segundo Viana (2006), espera-se que a hidrofobicidade do mineral sofra pouca alteração a partir de certa concentração de biossurfactante devido a formação de micelas. Valores semelhantes do ângulo de contato do quartzo podem ser encontrados na literatura, onde o quartzo antes da interação apresentou ângulo de contato próximo a 20° e após a

interação com surfactante o ângulo cresceu para valores próximos de 40° (Abaka-Wood et al., 2017; Iveson et al., 2004; Costanzo et al., 1995).

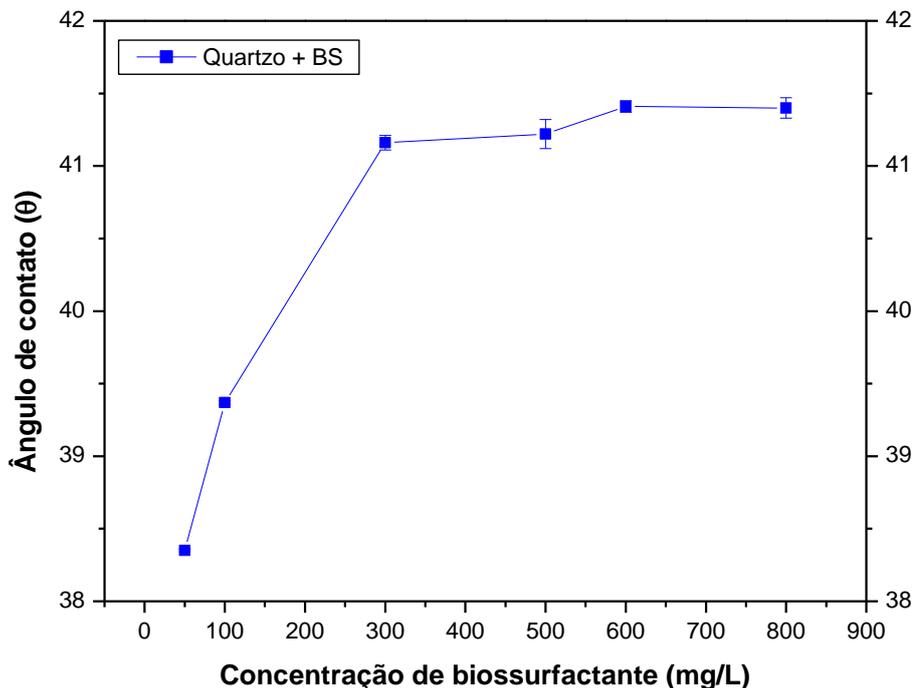


Figura 35 - Efeito da concentração do biossurfactante no ângulo de contato do quartzo. pH 3.

6.7. Medidas de Potencial Zeta

6.7.1. Medidas de potencial Zeta da hematita

A Figura 36 apresenta os resultados do efeito do pH em função do potencial zeta da hematita em diferentes concentrações de eletrólito. O aumento da concentração do eletrólito (NaCl) diminuiu a magnitude do potencial zeta do mineral, esse comportamento ocorreu sem alterar o ponto isoelétrico (PIE) que foi próximo ao pH 5,3. Segundo Fuerstenau & Pradip (2005), o aumento da força iônica da solução, causada pelo aumento da concentração do eletrólito, acarreta uma diminuição na espessura da dupla camada elétrica, o que conseqüentemente diminui a magnitude do potencial zeta. Em outras palavras, essa variação na magnitude do potencial zeta está associada ao efeito da compressão da dupla camada elétrica e ao acúmulo de contra-íons, causados pelo aumento da força iônica do sistema (Hunter, 1981).

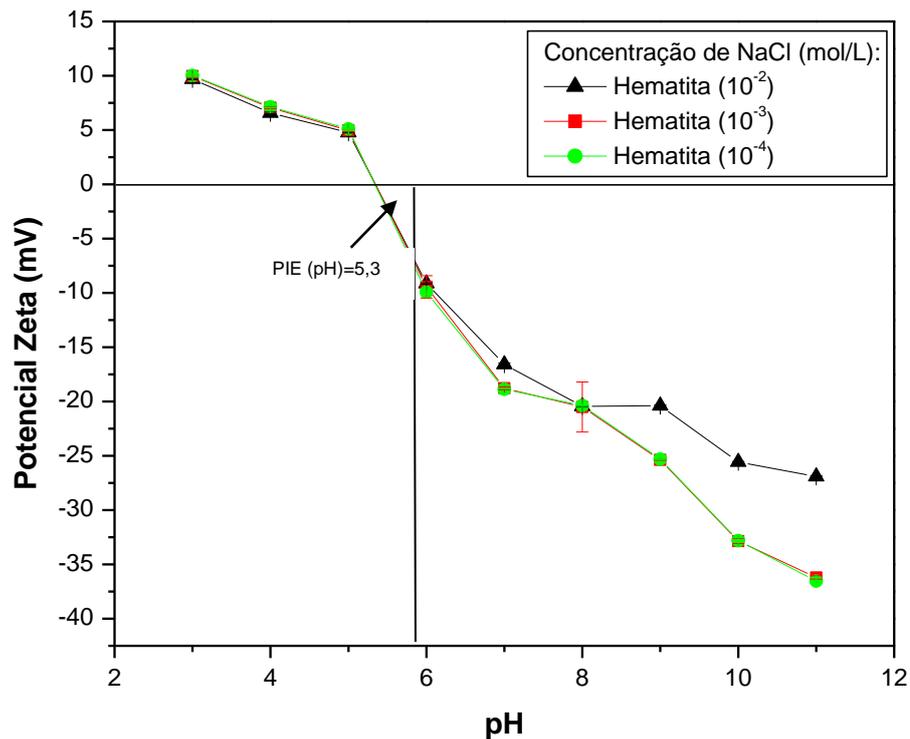


Figura 36 - Perfis de potencial zeta da hematita em diferentes concentrações de NaCl.

Na literatura foi possível encontrar diferentes valores de PIE da hematita, variando entre 5 a 7 (Oliveira et al., (2017); Mesquita & Torem, (2003); Puelles, (2016). De acordo com Parks (1965), o ponto isoelétrico da hematita normalmente é encontrado nas regiões onde o meio é ácido a neutro. Com isso, podemos dizer que o valor do PIE obtidos nas medições, corresponde com os valores encontrados em outras pesquisas. Quast (2015), afirma que essas variações no PIE podem ocorrer por vários fatores, entre eles temos: heterogeneidade do mineral, impurezas na superfície da partícula e diferenças mineralógicas.

Os perfis de potencial zeta do mineral hematita antes e após a interação com o biossurfactante extraído da bactéria *R. opacus* são apresentados na Figura 37. Analisando a curva da hematita antes da interação com o biossurfactante, podemos verificar que em pH 3 o valor de potencial zeta foi aproximadamente 10mV, em pH 11 o valor do potencial zeta foi próximo a -27 mV, e a reversão de carga aconteceu em pH 5,3. Com esses resultados, podemos dizer que a hematita mostrou flexibilidade para interagir com surfactantes aniônica e catiônico, em meio ácido (abaixo do pH 5,3) com os surfactantes aniônicos e acima do pH 5,3 com surfactantes catiônicos.

Após a interação com o biossurfactante, é possível verificar claramente que o perfil do potencial zeta foi afetado pelo biossurfactante, a reversão de

carga alterou do pH 5,3 para 3,5. Houve também a redução do potencial zeta, em pH 3 foi para aproximadamente 4mV e em pH 11 foi próximo a -40 mV. Segundo Lang & Philp (1998) esse deslocamento e a redução do potencial pode ser justificado pela adsorção na superfície do mineral.

A adsorção do biossurfactante sobre a superfície do mineral pode ser atribuída a grupos funcionais aniônicos. Os biossurfactantes extraídos das bactérias do gênero *Rhodococcus* possuem uma estrutura complexa, podendo ser composta por mono-, di-, tri-, tetramicولات, fazendo com que esses biossurfactantes apresentem características aniônicas. Dessa forma, com ajuda de forças eletrostáticas, ocorre a adsorção na superfície do mineral, considerando que a hematita possui carga positiva ou menos negativa e o biossurfactante com carga negativa (Christova & Stoineva, 2014).

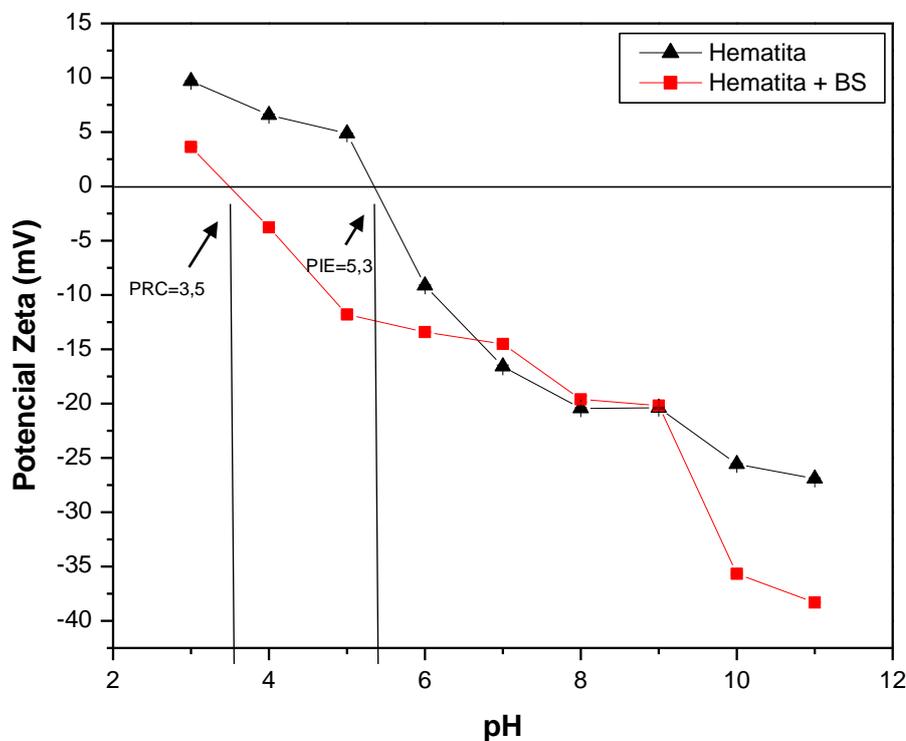


Figura 37 - Perfis de potencial zeta da hematita antes e após a interação com o biossurfactante. Concentração de NaCl 10^{-3} mol/L.

Na literatura foi possível encontrar comportamentos semelhantes, onde os valores de reversão de carga sofreram alteração após a interação. Por exemplo, Oliveira (2018) estudou a interação do mineral hematita com biossurfactante extraído da bactéria do gênero *Rhodococcus*, e verificou que a reversão de carga alterou de pH 5,2 para 4,4. Para Puelles (2016) a reversão de carga da hematita após a interação com o biossurfactante extraído da *R. opacus* alterou de pH 7,5 para 3,9. Pereira (2019), observou que a reversão de carga deslocou de pH 6,2

para 3,9. Os autores mencionados atribuíram tal comportamento devido à presença de soforolipídeos no biossurfactante, muito provavelmente na forma aniônica (Oliveira, 2018; Puelles, 2016; Pereira, 2019).

6.7.2. Medidas de Potencial Zeta do Quartzo

A Figura 38 mostra os resultados das medições do efeito do pH no potencial zeta do quartzo. O valor do potencial zeta em pH 1 foi de aproximadamente 2 mV, já em pH 3 o valor foi em torno de -12 mV. Nota-se que mesmo utilizando concentrações diferentes de cloreto de sódio, o ponto isoelétrico do quartzo não sofreu alteração, encontrado próximo ao pH 2,1. Com isso, podemos dizer que acima do PIE (pH 2,1) as partículas de quartzo são carregadas negativamente.

Diferentes valores de ponto isoelétrico do quartzo podem ser encontrados na literatura, por exemplo, Mesquita et al. (2003), encontraram valores de ponto isoelétrico do quartzo na faixa de pH entre 1,8 - 2,5. Vijayalakshmi & Raichur (2002), acharam o ponto isoelétrico do quartzo entre pH 2 a 3. Essas pequenas variações encontradas no PIE do quartzo podem ser atribuídas à composição química do mineral (Nunes & Peres, 2011; Kou et al., 2010; Hu et al., 2003).

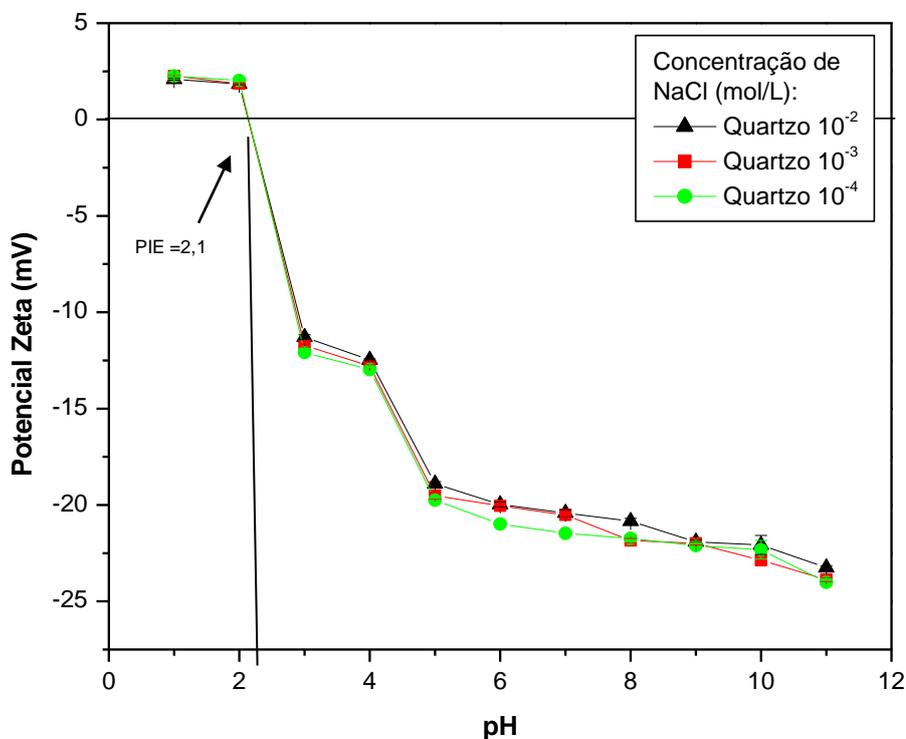


Figura 38 - Perfis de potencial zeta do quartzo em diferentes concentrações de NaCl.

Os perfis de potencial zeta do quartzo antes e após a interação com o biossurfactante são apresentados na Figura 39. Após a interação, também foi possível verificar que o perfil do potencial zeta do quartzo foi afetado pelo biossurfactante, onde o valor da reversão de carga sofreu um deslocamento do pH 2,1 para 1,3. De acordo com Oliveira et al. (2017), essas variações nas propriedades de superfície do quartzo podem ser justificadas pela adsorção do biossurfactante e por suas possíveis interações.

Na literatura existem poucos estudos de avaliação do potencial zeta do quartzo utilizando biossurfactante, Oliveira (2018), utilizou biossurfactante extraído da bactéria *R. erythropolis* e verificou que a reversão de carga do quartzo alterou do pH 4,4 para 1,9. Camarate (2019), avaliou o potencial zeta do quartzo utilizando o biossurfactante extraído da *Cândida stellata*, a reversão de carga do mineral alterou do pH 3,2 para 2,15. Os autores justificaram que essas alterações podem ocorrer devido à interação eletrostática, provavelmente a bactéria tinha características aniônicas, interagindo com a superfície negativa do mineral.

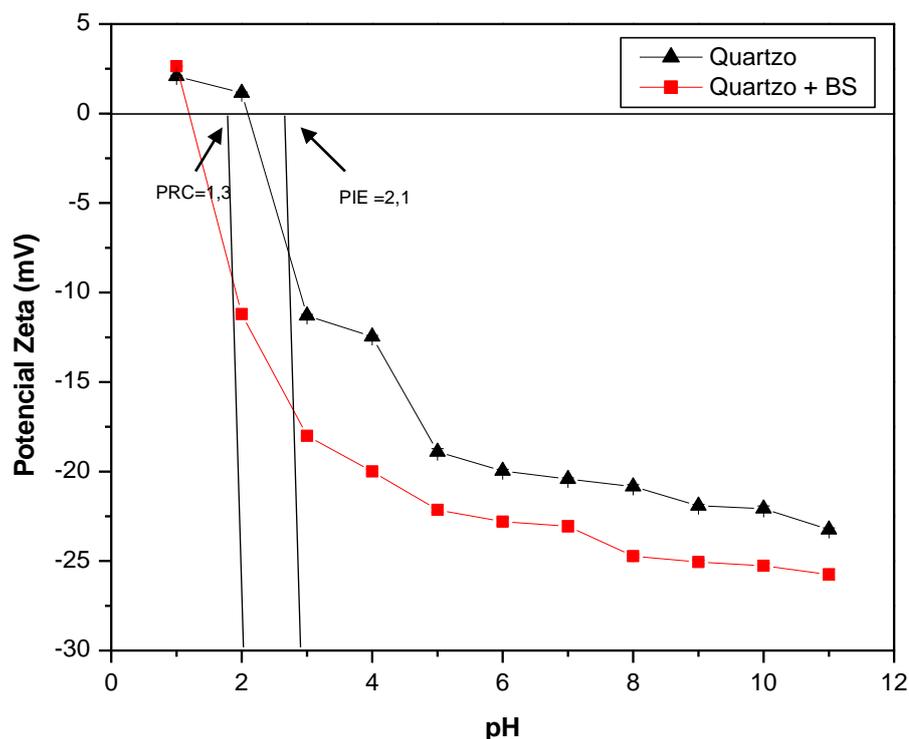


Figura 39 - Perfis de potencial zeta do quartzo antes e após a interação com o biossurfactante. Concentração de NaCl 10^{-3} mol/L.

6.8. Ensaio de Eletroflotação

6.8.1. Arraste mecânico

A Figura 40 apresenta os resultados dos ensaios de arraste mecânico realizados para as duas frações granulométricas do minério de ferro (-38+20 μm e -20 μm) nas seguintes condições: rotação (300-700 rpm), densidade de corrente (16 mA/cm²) e em pH 3. Os resultados mostram que o arraste mecânico foi inferior a 5% em massa, dessa forma podemos considerar que o grau de arraste foi baixo, visto que, muitos autores consideram que partículas com granulometria inferior a 40 μm têm maior probabilidade ao arraste mecânico (Borges, 1993; Savassi, 1999). Segundo Lima (2009), o arraste mecânico na flotação é o transporte de partículas sem considerar a sua hidrofobicidade, prejudicando a seletividade da flotação.

Hacha et al. (2018) avaliaram o arraste mecânico de três frações granulométricas (-53 +38 μm , -38 +20 μm e -20 μm) de hematita no processo de eletroflotação, e encontraram valores semelhantes de arraste mecânico, todos foram inferiores a 5% em massa do mineral. Segundo Melo & Laskowski (2006), o arraste mecânico no processo de eletroflotação pode ocorrer por diversos fatores: as características da partícula (tamanho, forma e massa), vazão de ar e condições hidrodinâmicas da célula (Melo & Laskowski, 2006).

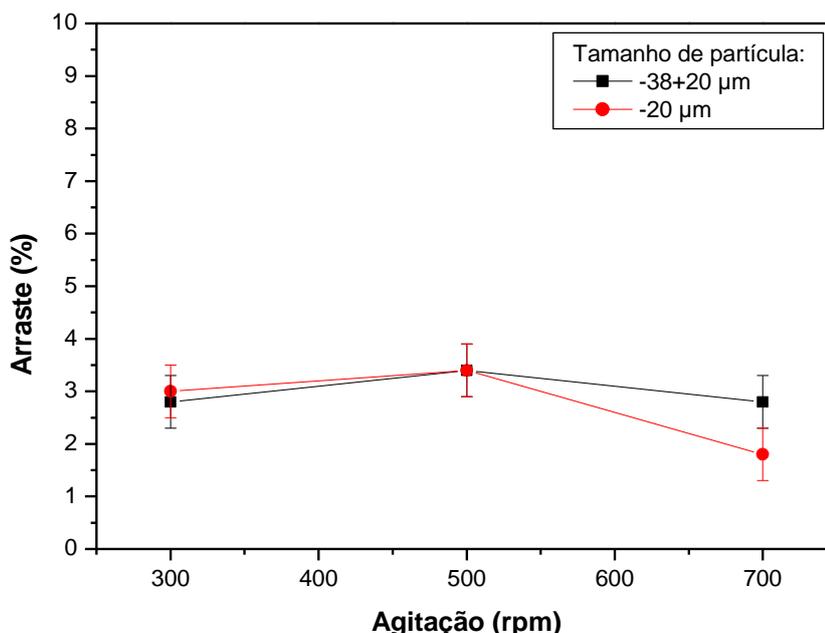


Figura 40 - Efeito da agitação do sistema no arraste mecânico das partículas. Densidade de corrente de 16 mA/cm² e pH 3.

6.8.2.

Ensaio de Eletroflotação usando o biossurfactante extraído da bactéria *Rhodococcus opacus*

6.8.2.1.

Efeito do pH na eletroflotação

A Figura 41 mostra os resultados do efeito do pH na eletroflotação do minério de ferro na faixa granulométrica -38+20 μm . O aumento do pH afetou negativamente a recuperação metalúrgica e o teor de Ferro. Em pH 7, a recuperação metalúrgica teve uma redução significativa para aproximadamente 25%. O melhor resultado encontrado para a recuperação metalúrgica e teor de Ferro foi em pH 3 com aproximadamente 80% e 59% respectivamente, podemos dizer que neste pH a interação da hematita com o biossurfactante foi forte. Esse comportamento condiz com os resultados de potencial zeta anteriormente analisado, onde as interações de caráter eletrostático ocorrem próximo a esse pH. De acordo com Kim et al. (2015) em pH 3 diferentes substâncias de caráter hidrofóbico presentes no biossurfactante, tais como: polissacarídeos, ácidos graxos, fosfolipídios e aminoácidos são ativados, contribuindo para a adsorção do biossurfactante na superfície do mineral, favorecendo a flotabilidade das partículas. Dessa forma, para que ocorra uma adsorção na superfície do mineral são necessárias diversas interações que estão relacionadas ao pH do meio (Hacha et al., 2018).

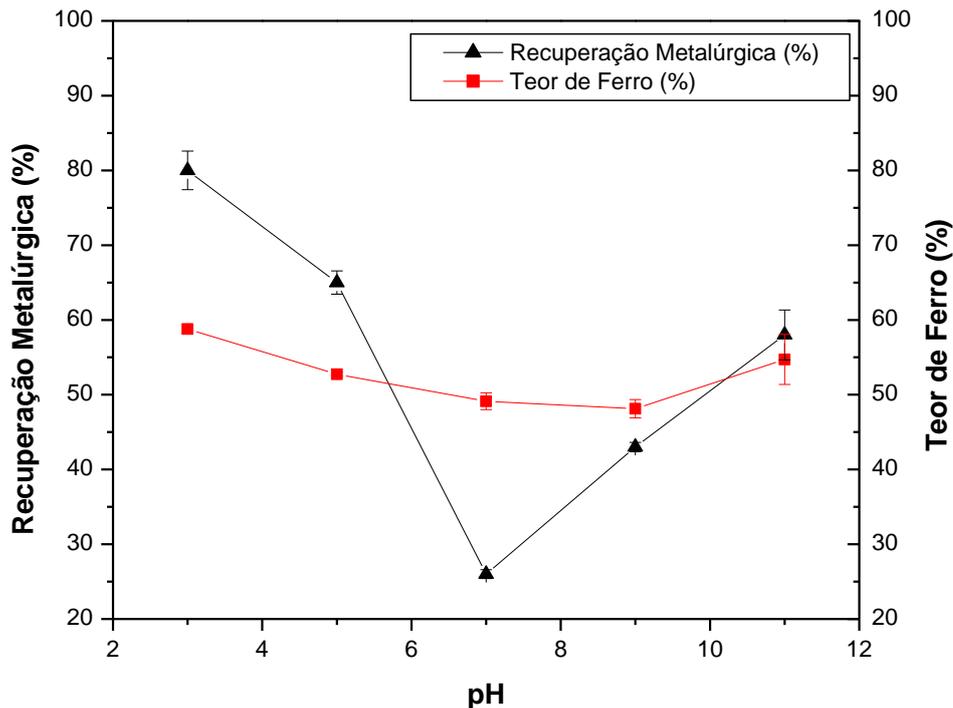


Figura 41 - Efeito do pH na eletroflotação de minério de ferro. Densidade de corrente 16 mA/cm², concentração do biossurfactante 300 mg/L, faixa granulométrica -38 +20 μm e agitação de 300 rpm.

Dando continuidade com o estudo sobre o efeito do pH na eletroflotação, foram realizados teste utilizando minério de ferro com granulometria inferior a 20 μm, resultados apresentados na Figura 42. Verificou-se um comportamento muito semelhante com os testes utilizando minério de ferro com granulometria entre -38+20 μm. O aumento do pH impactou negativamente para a recuperação metalúrgica e o teor de ferro. A melhor condição encontrada também foi em pH 3 com a recuperação metalúrgica de 98% e um teor de Ferro de 64%. Com isso, podemos dizer que o pH é uma variável muito importante no processo de eletroflotação. Segundo Quast (2015) o pH influencia nas características de superfície do mineral, visto que a carga superficial é determinada pela concentração de íons de H⁺ e OH⁻ presentes na solução. Além de o pH influenciar as características de superfície do mineral, ele também pode ativar ou inibir grupos funcionais presentes no biossurfactante (Merma et al., 2013).

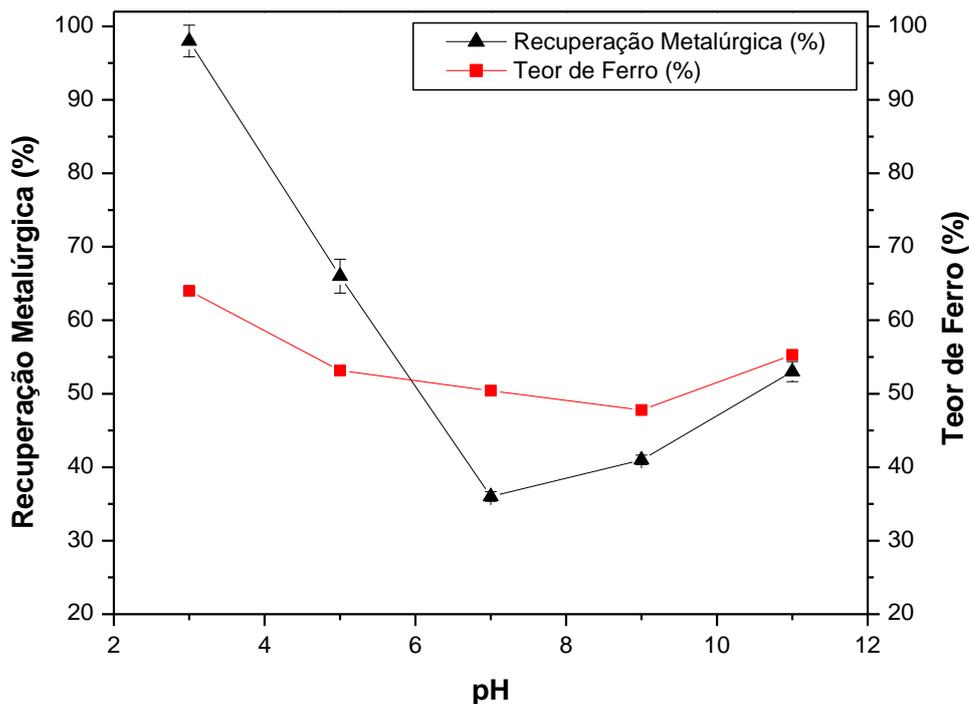


Figura 42 - Efeito do pH na eletroflotação de minério de ferro. Densidade de corrente 16mA/cm², concentração do biossurfactante 300 mg/L, tamanho de partícula inferior a 20 µm e agitação 300 rpm.

Foi encontrado na literatura resultados semelhantes sobre o efeito do pH na flotação, por exemplo, Hacha et al. (2018), estudaram o efeito do pH na eletroflotação de hematita utilizando a bactéria *R. opacus*, e a faixa de pH ótimo encontrado foi próxima a 6. Oliveira (2018) também estudou o efeito do pH na flotação de hematita utilizando a bactéria *R. erthropolise* os melhores resultados foram encontrados em pH 2. Lopes (2009) verificou que a maior flotabilidade da hematita ocorreu em meio ácido (entre 2 e 4) com valores acima de 98%, porém acima desse pH a flotabilidade teve uma queda brusca. Os autores justificaram que esses resultados em meio ácido são devido a atração eletrostática entre a superfície da partícula e o biossurfactante, visto que o mineral possui carga positiva e o biossurfactante possui características aniônicas, favorecendo a recuperação da hematita nessa faixa de pH.

6.8.2.2. Efeito da concentração do biossurfactante

A Figura 43 apresenta os resultados do efeito da concentração do biossurfactante extraído da bactéria *R. opacus* na eletroflotação de minério de ferro com faixa granulométrica -38+20 µm. O aumento da concentração

dobiossurfactante afetou positivamente a recuperação metalúrgica e o teor de ferro até a concentração de 300 mg/L de biossurfactante, neste valor de concentração a recuperação metalúrgica e o teor ferro foram de 80% e 59% respectivamente. O decréscimo da recuperação metalúrgica e do teor de ferro em altas concentrações podem estar relacionados a concentração micelar crítica (CMC) do biossurfactante que foi acima de 300 mg/L, havendo assim, a formação de micelas. Valores acima da CMC geram uma saturação da solução, gerando micelas pelas moléculas residuais (Merma et al., 2018).

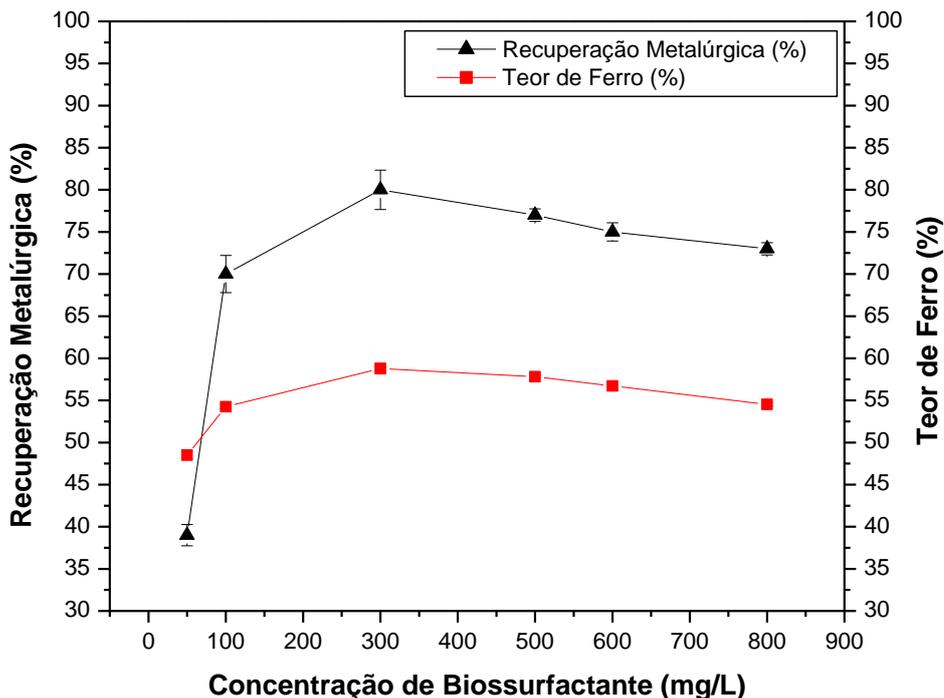


Figura 43 - Efeito da concentração do biossurfactante na eletroflotação de minério de ferro. Densidade de corrente 16mA/cm², pH 3, faixa granulométrica -38 +20 µm e agitação 300 rpm.

Após realizar o estudo sobre o efeito da concentração do biossurfactante utilizando amostra de minério de ferro entre -38+20 µm, a avaliação prosseguiu, seguindo as mesmas condições utilizando outra amostra de minério de ferro com granulometria inferior a -20 µm, resultados apresentados na Figura 44. O comportamento em relação às duas faixas granulométricas foi semelhante. O melhor resultado também foi encontrado utilizando 300 mg/L de biossurfactante, com uma recuperação metalúrgica de aproximadamente 93% e teor de ferro de 64%. A partir dessa concentração os valores de recuperação metalúrgica e teor de ferro decresceram, podemos justificar esse comportamento devido a concentração micelar crítica (CMC), onde são formadas micelas prejudicando a

flotação, ou pela preferência do biossurfactante em adsorver na interface gás/líquido.

Alguns autores alegam que a redução da eficiência no processo de flotação devido a altas concentrações de biossurfactante pode estar relacionado a formação de agregados durante a adsorção do biossurfactante na superfície do mineral, com isso reduzindo a área efetiva de adsorção. Outra teoria seria que o biossurfactante em altas concentrações tendem a adsorver na interface gás/líquido reduzindo a interação na superfície do mineral (Ekmekyapar et al., 2006, Hacha et al., 2018, Puelles, 2016).

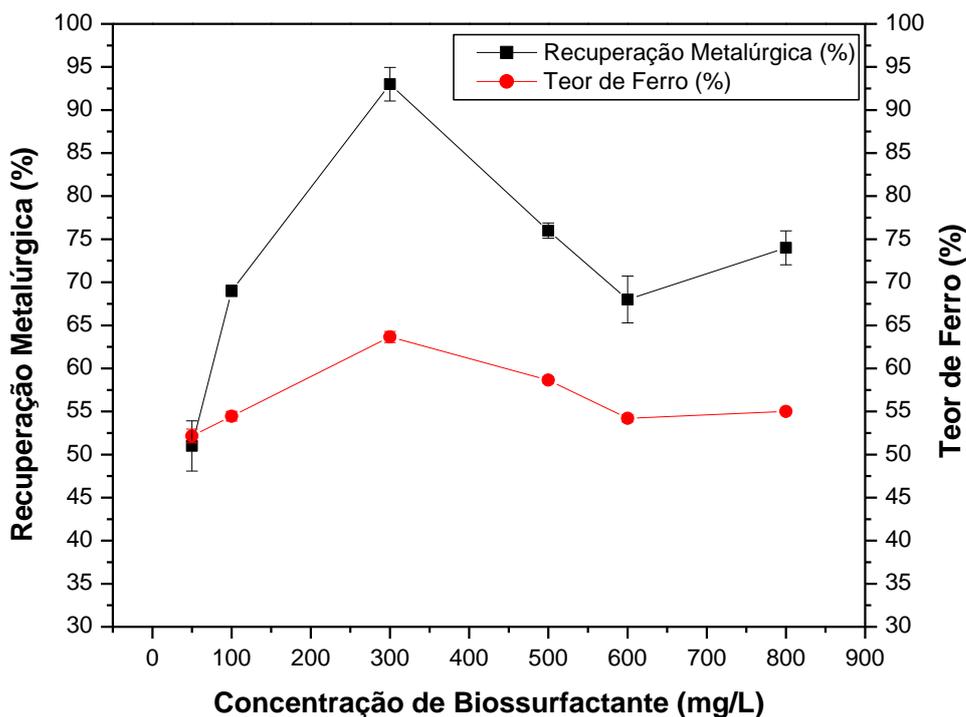


Figura 44 - Efeito da concentração do biossurfactante na eletroflotação de minério de ferro. Densidade de corrente 16mA/cm², pH, tamanho de partícula inferior a20 µm e agitação 300 rpm.

6.8.2.3.

Efeito da densidade de corrente na eletroflotação

A Figura 45 mostra o efeito da densidade de corrente na eletroflotação de minério de ferro com faixa granulométrica de -38 +20 µm. O aumento da densidade de corrente impactou positivamente na eficiência da eletroflotação. Segundo Yoon (2000) a densidade de corrente no processo de eletroflotação é muito importante, pois influencia tanto a taxa de produção quanto o diâmetro da bolha, quanto maior a densidade de corrente, maior será a produção de bolhas com diâmetros menores.

A melhor condição encontrada foi utilizando a maior densidade de corrente (16 mA/cm²), com uma recuperação metalúrgica de 83% e teor de Ferro de 59%. De acordo com Jiménez et al. (2010), a densidade de corrente influencia na quantidade e no tamanho de bolha, o que provoca o aumento da probabilidade de colisão bolha-partícula.

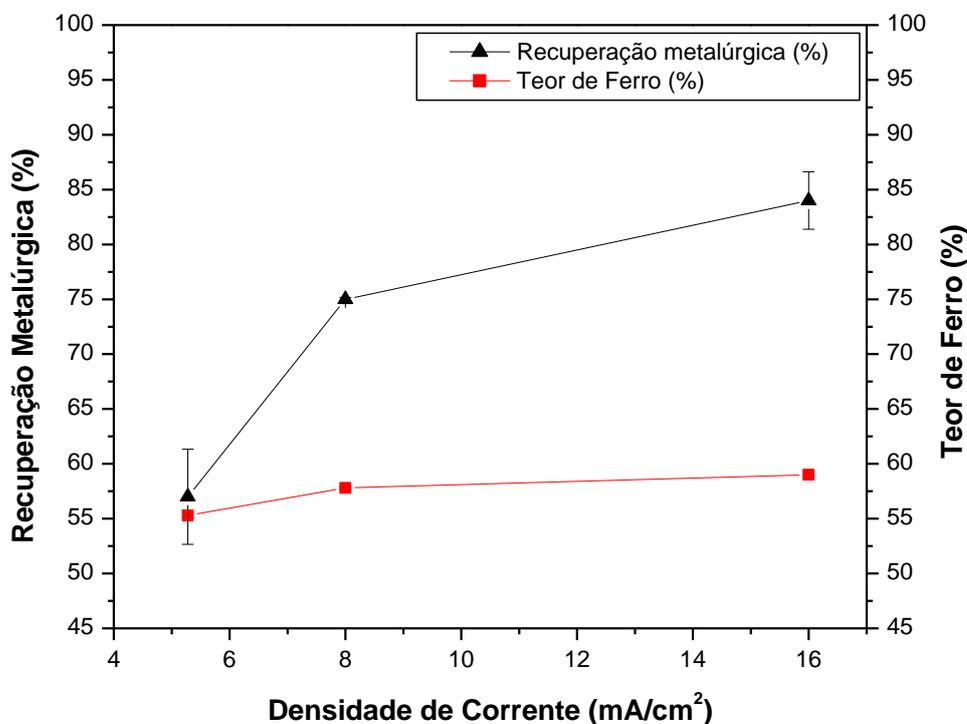


Figura 45 - Efeito da densidade de corrente na eletroflotação de minério de ferro. Concentração do biossurfactante 300mg/L, pH 3; faixa granulométrica -38 +20 µm e agitação 300 rpm.

Dando continuidade no estudo sobre o efeito da densidade de corrente na eletroflotação, foram feitos ensaios utilizando minério de ferro com granulometria inferior a 20 µm, resultados apresentados na Figura 46. Observa-se um comportamento muito parecido com os resultados utilizando minério de ferro na faixa granulométrica de -38+20 µm. Desta maneira, o aumento da densidade de corrente aumentou a recuperação metalúrgica e o teor de ferro. A melhor condição encontrada foi utilizando a densidade de corrente de 16 mA/cm² com uma recuperação metalúrgica de 93% com teor de ferro de 64%.

Logo, podemos dizer que o aumento da densidade de corrente favoreceu para eficiência do processo em ambas as faixas granulométricas avaliadas neste estudo, recuperando maior quantidade de minério com maior teor ferro. A melhora na recuperação provocada pelo aumento da densidade de corrente pode ser atribuída a redução no diâmetro e no aumento do número de bolhas,

aumentando a probabilidade de colisão entre bolha-partícula, melhorando a flotação (Jiménez et al., 2010; Yoon, 2000; Ketkar et al., 1991; Venkatachalam et al., 1992).

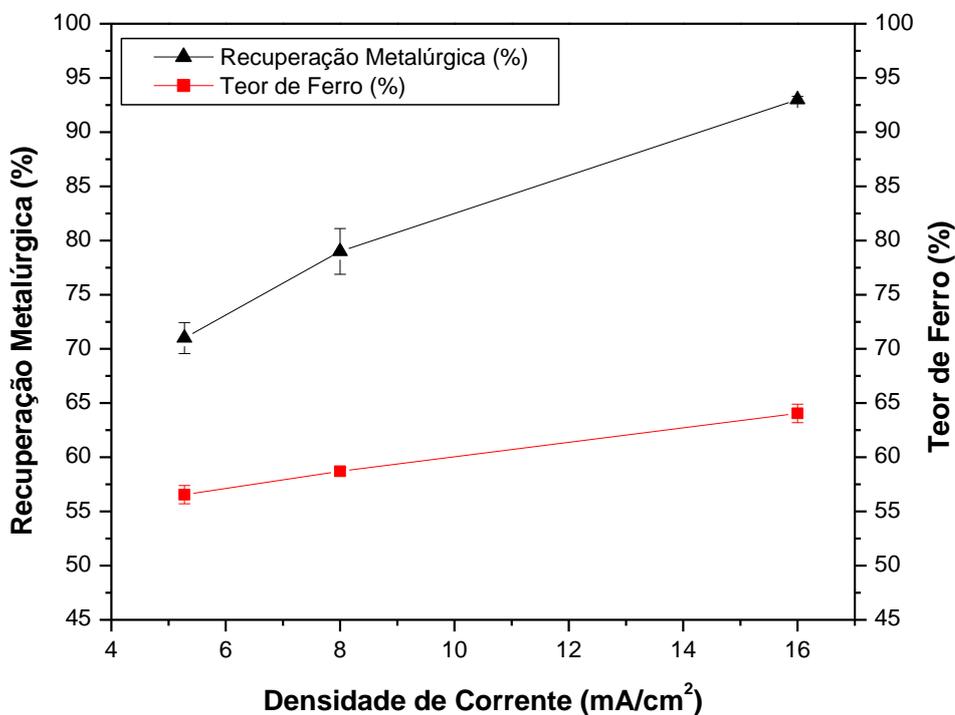


Figura 46 - Efeito da densidade de corrente na eletroflotação de minério de ferro. Concentração do biossurfactante 300mg/L, pH 3; tamanho de partícula inferior a 20 μm e agitação 300 rpm.

Analisando resultados encontrados na literatura, encontramos comportamentos semelhantes com obtidos nesta pesquisa, onde o aumento da densidade de corrente influenciou positivamente a flotação. Por exemplo, Ketkar et al. (1991) estudaram a eletroflotação do quartzo em densidade de corrente entre 12,5 – 37,5 mA/cm², utilizando oleato de sódio como reagente e verificaram os melhores resultados de flotabilidade do quartzo com aproximadamente 62%, quando utilizaram a maior densidade de corrente. Dessa forma, concluíram que o aumento da densidade de corrente acarretou na redução do tamanho da bolha favorecendo a colisão entre a bolha e a partícula, gerando uma maior recuperação do quartzo. Outro estudo, realizado por Gonzales et al. (2013) analisaram o efeito da densidade de corrente na eletroflotação de cassiterita e quartzo utilizando a *R. opacus* como biocolétor. A densidade de corrente utilizada nesse estudo foi entre 25 – 175 mA/cm², e os melhores resultados foram utilizando a maior densidade de corrente, com flotabilidade de 60% da cassiterita e 30% de quartzo.

6.8.2.4. Efeito da agitação do sistema na eletroflotação

A Figura 47 apresenta os resultados do efeito da agitação do sistema na eletroflotação de minério de ferro com faixa granulométrica -38 +20 μm . O aumento da agitação do sistema influenciou de forma negativa na eficiência da eletroflotação. O melhor resultado foi utilizando 300 rpm, com essas condições a recuperação metalúrgica e o teor de ferro foi de 83% e 58% respectivamente. Podemos dizer que esse comportamento ocorreu porque o aumento da agitação da solução gerou a ruptura do agregado bolha-partícula, prejudicando o transporte e a coleta. Modirshahlaet al. (2008), alega que a agitação é importante para que ocorra a colisão entre a bolha e a partícula e auxilia no transporte. Mas, em altas velocidades de agitação, os agregados formados podem colidir uns com os outros, ocorrendo o seu rompimento, diminuindo a eficiência.

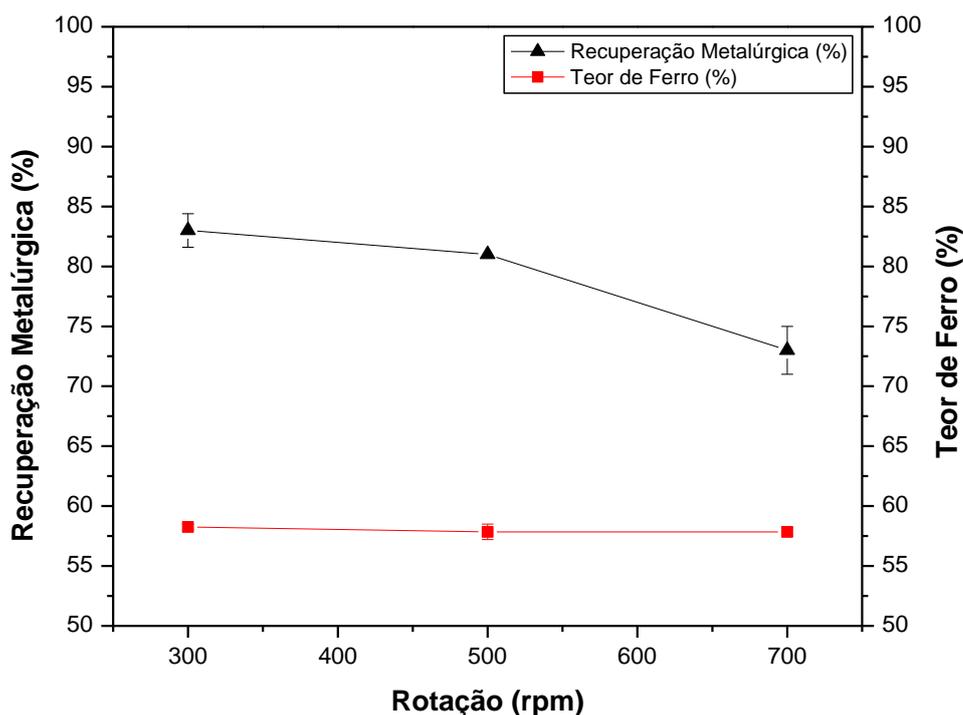


Figura 47 - Efeito da agitação do sistema na eletroflotação de minério de ferro. Densidade de corrente 16 mA/cm², concentração do biossurfactante 300mg/L; pH 3; faixa granulométrica -38 +20 μm .

A Figura 48 apresenta os resultados da influência da agitação do sistema na eletroflotação do minério de ferro com granulometria inferior a 20 μm . As condições utilizadas foram às mesmas do estudo anterior. Um comportamento

semelhante foi encontrado, onde o aumento da rotação prejudicou na recuperação metalúrgica e no teor de ferro. O melhor resultado foi utilizando 300 rpm, com uma recuperação metalúrgica de 93% e teor de ferro de 64%. Com o aumento da agitação, provavelmente os agregados foram rompidos impedindo que a partícula seja flotada. De acordo com Bayramoglu et al. (2004) a agitação tem função de manter as partículas em suspensão e promover a colisão bolha-partícula. Baixa agitação pode ocorrer à sedimentação das partículas, e uma agitação excessiva pode provocar ruptura das bolhas antes de atingir a superfície da célula.

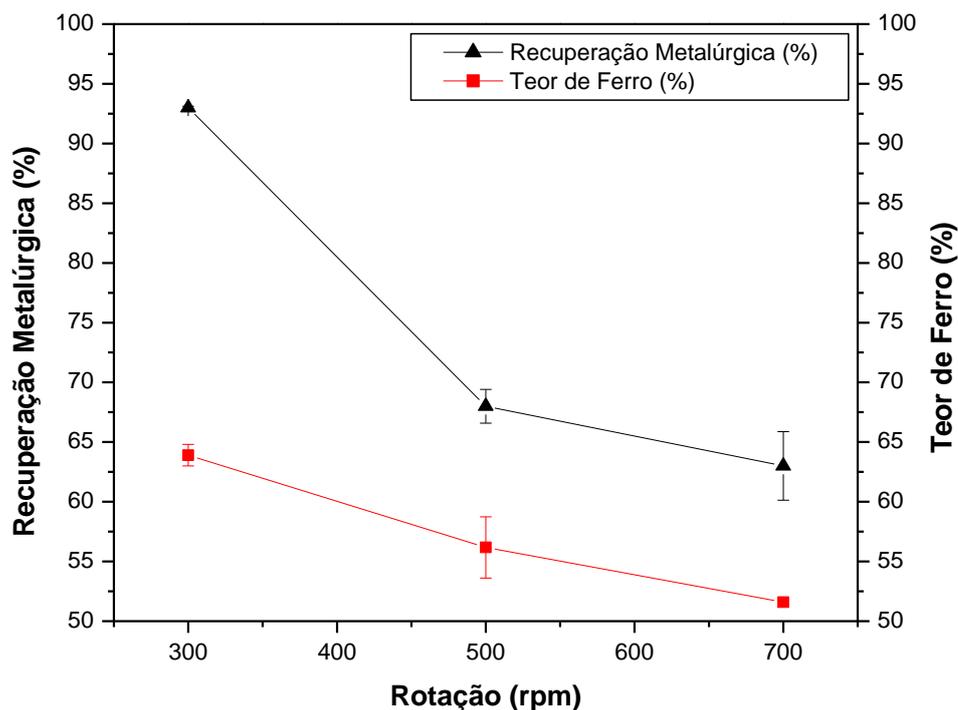


Figura 48 - Efeito da agitação do sistema na eletroflotação de minério de ferro. Densidade de corrente 16 mA/cm², concentração do biossurfactante 300mg/L; pH 3; tamanho de partícula inferior a 20 µm.

Na literatura é possível encontrar estudos sobre a influência da agitação no processo de flotação, por exemplo, Andrade (2017) avaliou a flotação de minério fosfático variando a rotação. Os resultados demonstraram que à medida que a agitação aumentou a eficiência do processo diminuiu, os melhores resultados foram encontrados utilizando 1150 rpm. Testa (2016) avaliou a agitação do sistema na flotação de apatita, variando a rotação entre 110-190 rpm. Os melhores resultados de recuperação foram utilizando 120 rpm. Os autores justificaram que o aumento da agitação diminuiu a eficiência devido a ruptura do agregado bolha-partícula.

6.8.3. Estudo comparativo do uso do biossurfactante e de reagentes convencionais na eletroflotação

Foram realizados estudos comparativos entre o biossurfactante extraído da *Rhodococcus opacus*, o coletor sintético (oleato de sódio) e o depressor (silicato de sódio), usando a amostra de minério de ferro e a hematita nas duas faixas granulométricas (-38 +20 μm e -20 μm). A Tabela 13 apresenta os resultados dos ensaios de eletroflotação de hematita após a interação com o biossurfactante em pH 3 e os ensaios após a interação com de oleato de sódio em pH 7. De acordo com os resultados obtidos, observa-se um desempenho semelhante do biossurfactante em relação ao oleato de sódio. Nessas condições, o biossurfactante apresentou uma boa recuperação da hematita, as amostras com faixa granulométrica -38+20 μm e -20 μm tiveram recuperação mássica de 87,5% e 88% respectivamente. No entanto, apesar do desempenho ter sido semelhante, o biossurfactante e o coletor sintético possuem características diferentes. Segundo Baltar (2010) a adsorção do oleato de sódio é de natureza química e apresenta uma boa dissociação formando ânions R^- em pH acima de 5. Por outro lado, de acordo com Yang et al. (2013), a adsorção do biossurfactante é predominantemente de natureza eletrostática e pode apresentar em sua composição grupos pertencentes aos polissacarídeos, ácidos micólicos e lipídeos, na qual trazem características anfipáticas parecidas com os reagentes convencionais (Sutcliffe et al., 2010; Liu et al., 2016).

Tabela 13 - Ensaios de eletroflotação comparativos utilizando uma amostra de hematita.

Condições		Recuperação Mássica (%)
Hematita com biossurfactante	-20 μm	88
	-38+20 μm	87,5
Hematita com oleato de sódio	-20 μm	91
	-38+20 μm	90

A Tabela 14 apresenta os resultados dos ensaios de eletroflotação de minério de ferro com o uso do oleato de sódio e silicato de sódio em pH 7 e com o biossurfactante nas melhores condições encontradas. Podemos verificar que os ensaios utilizando apenas o oleato de sódio, tiveram uma boa recuperação metalúrgica, com 91% para ambas as faixas granulométricas, porém analisando o teor de ferro, verificamos que não conseguiu concentrar de forma tão efetiva,

pois o teor de ferro para as amostras da faixa granulométrica -38+20 μm e -20 μm foi de 58% e 60% respectivamente. Apesar do oleato de sódio apresentar maior seletividade com a hematita devido a adsorção química que ocorre entre o reagente e a superfície do mineral, havendo a formação de quelatos de oleato férrico que são responsáveis pela ação coletora-espumante, ele também apresenta uma pequena interação com o quartzo (Lopes 2009; Fuerstenau et al., 2007; Quast, 1999).

Nos ensaios usando oleato de sódio e silicato de sódio em pH 7, observa-se que a recuperação metalúrgica reduziu, tanto para as amostras com granulometria inferior a 20 μm quanto para as amostras entre -38 +20 μm . De acordo com Arantes & Lima (2013) o silicato de sódio é muito utilizado para deprimir o quartzo, porém em algumas situações ele pode adsorver na superfície da hematita de modo que o mineral apresente caráter hidrofílico.

Os ensaios utilizando apenas o biossurfactante podem verificar melhores resultados de teor de ferro, as amostras com faixa granulométrica -38+20 μm e -20 μm tiveram 59% e 64% respectivamente. Entretanto, a recuperação metalúrgica foi menor em relação aos ensaios utilizando apenas o oleato de sódio. Podemos justificar esse comportamento devido a altas concentrações utilizadas do coletor sintético, que apesar dele apresentar bom desempenho para a recuperação de hematita, em altas concentrações ele também recupera o quartzo (Lopes 2009; Fuerstenau et al., 2007).

Tabela 14—Ensaio de eletroflotação comparativos utilizando uma amostra de minério de ferro.

Condições	Recuperação Metalúrgica (%)	Teor de Ferro (%)	
Minério de ferro com oleato de sódio	-20 μm	91	60
	-38+20 μm	91	58
Minério de ferro com oleato de sódio e silicato de sódio	-20 μm	68	61
	-38 +20 μm	63	58
Minério de ferro com biossurfactante	-20 μm	85	64
	-38 +20 μm	76	59

7 Conclusões

Os resultados obtidos indicaram a viabilidade da técnica de eletroflotação na recuperação de partículas finas e ultrafinas de minério de ferro com o uso de um biossurfactante extraído da bactéria *Rhodococcus opacus*. O espectro de FTIR da amostra da hematita após a interação com o biossurfactante mostrou uma possível adsorção, devido à presença de grupos funcionais característicos do biossurfactante, tais como NH, CH₂, C=O, COO⁻, PO₂⁻. Entretanto, o espectro de FTIR do quartzo após a interação com o biossurfactante não mostrou uma boa adsorção, apresentando apenas os grupos funcionais de NH e CH₂.

As medidas de potencial zeta mostraram que as reversões de carga do quartzo e da hematita sofreram alterações após a interação com o biossurfactante. A hematita teve a reversão de carga em pH 5,3 mudando para 3,5 após a interação com o biossurfactante. Esse comportamento sugere que pode ter ocorrido uma interação eletrostática entre o biossurfactante e a superfície da hematita.

As medidas de tensão superficial demonstraram que biossurfactante possui características tensoativas, reduzindo a tensão superficial da água de 71mN/m para 40mN/m utilizando a concentração mínima de biossurfactante de 25mg/L em pH 3. A concentração micelar crítica (CMC) foi atingindo em 300 mg/L de biossurfactante.

As medidas de ângulo de contato mostraram que após a interação com o biossurfactante, a hematita se tornou mais hidrofóbica, alterando o ângulo de contato de 40° para 60°.

Os resultados dos ensaios de eletroflotação se mostraram promissores na recuperação metalúrgica e no teor de ferro. O aumento do pH prejudicou a recuperação metalúrgica e o teor de ferro. O melhor resultado foi em pH 3, devido a interações eletrostáticas que ocorrem nessa faixa de pH. O aumento da agitação do sistema também impactou negativamente para a recuperação metalúrgica e o teor de ferro, ocasionando ruptura do agregado bolha-partícula. Por outro lado, o aumento da concentração do biossurfactante favoreceu a recuperação metalúrgica e o teor de ferro até a concentração de 300 mg/L de biossurfactante, o decréscimo da recuperação pode estar relacionado a

concentração micelar crítica (CMC) que foi atingida nessa concentração. Outro fator que favoreceu a recuperação metalúrgica e o teor de ferro foi o aumento da densidade de corrente, esse fenômeno pode ser atribuído a maior geração de bolhas com diâmetros menores. Para a amostra com faixa granulométrica - 38+20 μm a recuperação metalúrgica máxima foi de 83% com teor de ferro de 59% e a amostra com granulometria inferior a 20 μm a recuperação metalúrgica máxima foi de 98% com teor de ferro de 64%.

8 Referências Bibliográficas

ALECRIM, J.D. Recursos Minerais do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte. **Metaning**, 1982.

ABAKA-WOOD, G. B.; ADDAI-MENSAH, J.; SKINNER, W. A study of flotation characteristics of monazite, hematite, and quartz using anionic collectors. **International Journal of Mineral Processing**, v. 158, p. 55-62, jan. 2017.

ABDALLAH, S. **PROJETO QUARTZO INDUSTRIAL DUERÉ-CRISTALÂNDIA (TO)**. Goiânia: CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 59 p. (Série Rochas e Minerais Industriais, nº 06), 2010.

ABREU, F.P.V.F. **Estudos de dispersão/floculação seletiva de lama de minério de ferro**. 2018. 74 f. Dissertação de mestrado (Especialização em Engenharia de Minas) - Escola de Minas da Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais, 2018.

AGUIAR, M.A.M. **Clatratos na flotação catiônica reversa de minério de ferro**. 2014. 107 f. Dissertação de mestrado (Especialização em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais) - Universidade Federal de Minas Gerais, 2014.

ALAM, R. **Fundamentals of Electro-Flotation and Electrophoresis and Applications in Oil Sand Tailings Management**. 2015. 254 f. Tese de Doutorado (Especialização em Engenharia Civil e Ambiental) - The University of Western Ontario, 2015.

ALMEIDA, F.C.G. **Produção de biossurfactante por *Bacillus licheniformis* utilizando rejeito do abacaxi (*Ananas comosus L.*) como fonte renovável e de baixo custo**. 2010. 83 f. Dissertação de Mestrado (Especialização em Desenvolvimento de Processos Ambientais) - Universidade Católica de Pernambuco, 2010.

ALVAREZ, H.; SILVA, M.R.A.; CESARI, A.C. Physiological and morphological responses of the soil bacterium *Rhodococcus opacus* strain PD630 to water stress. **Microbiology Ecology**, v. 50, p. 75-86, 2004.

ANDRADE, F.R.D.; GOBBO, A.L.; SOUSA, L.F.A. Classificação de minério de ferro por DRX-Rietveld e análise de agrupamento. **Revista Geologia USP**, v. 16, n. 2, p. 124, 2016.

ANDRADE, F.S. **Influência da velocidade de rotação do impelidor na flotação de minério fosfático**. 2017, 51 f. Dissertação de Mestrado (Especialização em Engenharia Metalúrgica) – Universidade Federal de Goiás, 2017.

ANDRADE, L. C. R. D. **Caracterização de rejeitos de mineração de ferro, in natura e segregados, para aplicação como material de construção civil**. 2014. 96 f. Tese de doutorado (Especialização em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2014.

ANUÁRIO MINERAL BRASILEIRO, 2018. Departamento Nacional de Produção Mineral, DNPM, Brasília. Disponível em: <http://www.anm.gov.br/dnpm/paginas/anuario-mineral/arquivos/anuario-mineral-brasileiro-2018>. Acesso em: 17/03/2020.

ARANTES, R.S.; LIMA, R.M.F. Influence of sodium silicate modulus on iron ore flotation with sodium oleate. **International Journal of Mineral Processing**, v. 125, p. 157-160, 2013.

ARAUJO, A. C. **Introdução ao tratamento de minérios**. Departamento de Engenharia de Minas – Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte: Livros Técnicos e Científicos, 2004. 1-8 p.

ARAUJO, A.C.; OLIVEIRA, J.F.; SILVA, R.R.R. Espumantes na flotação catiônica reversa de minérios de ferro. **Tecnologia em Metalurgia e Materiais**, v. 1, p.13-16, 2005.

ARAÚJO, C. B. **Contribuição ao Estudo do Comportamento de Barragens de Rejeito de Mineração de Ferro**. 2006. 136 f. Dissertação de mestrado (Especialização em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE/UFRJ, 2006.

ASHKENAZY, R.; GOTTLIEB, L.; YANNAI, S. Characterization of acetone-washed yeast biomass functional groups involved in lead biosorption. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 55, p.1-10, 1997.

ASSUNÇÃO, F. C. R. **Relatório de Gestão e Estudos Estratégicos; Siderurgia No Brasil - 2010- 2025**. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos: Brasília, v.9, 2010.

ATCHLEY, A. A.; PROSPERETTI, A. The crevice model of bubble nucleation. **The Journal of the Acoustical Society of America**, v. 86, n. 3, p. 1065-1084, 1989.

ATENAS, M.G. et al. Effect of suspension chemistry into voltage drop: Application to electro-flotation. **Powder Technology**, p. 1-10, 2010.

AVE, W.J. **Projeto de Ferro Serra da Farofa**. MMX Mineração e Metálicos S.A. 2009.

BAGOTSKY, V. S. Industrial Electrolytic Processes. **Fundamentals of Electrochemistry**, 2° ed, p. 321-326, 2006.

BAI, R. Y., CAI, J.W., FENG. X.X. Study on Reducing ASR Expansion in Concrete Prepared with Iron Ore Tailings Sand. **Advanced Materials Research**, v. 295-297, p. 594-597, 2011.

BALTAR, C. A. M. **Flotação no tratamento de minérios**. Departamento de Engenharia de Minas - UFPE, 9 capítulos, p. 213, 2010.

BALTAZAR, M.P.G. et al. Copper biosorption by *Rhodococcus erythropolis* isolated from the Sossego Mine – PA – Brazil. **Journal of Materials and Research Technology**, v.379, 2018.

BAYRAMOGLU, M. et al. Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. **Separation Purification Technology**, v. 37 (2), p. 117-125, 2004.

BAZIN, C.; PROULX, M. Distribution of reagentes down a flotation bank to improve the recovery of coarse particles. **International Journal of Mineral Processing**, v. 61, n. 1, p. 1- 12, 2001.

BELL, K.S. et al. The genus *Rhodococcus* – A review. **Journal of Applied Microbiology**, v. 85, p.195–210, 1998.

BEN MANSOUR, L., KSENTINI, I., ELLEUCH, B. Treatment of wastewaters of paper industry by coagulation–electroflotation. **Desalination**, v.208, n.1-3, p.34-41, 2007.

BEZERRA, C.G. **Caracterização do rejeito de minério de ferro (IOT) e avaliação da sua influência no comportamento físico-químico e mecânico de pastas de cimento**. 2017. 158 f. Dissertação de mestrado (Especialização em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2017.

BLANDAMER, M.J. et al. Effect of added solutes on the size of hydrogen bubbles liberated from a cathodic wire in aqueous solution. **Nature**, p. 783–784, 1967.

BHASKAR, R. G.; KHANGAONKAR, P.R. Electroflotation of chalcopyrite fines. **International Journal of Mineral Processing**, v.9, n.2, p.133–143, 1982.

BORGES, A. M. B. **Arraste na flotação catiônica reversa de minérios de ferro**. 1993. 91 f. Dissertação de Mestrado (Especialização em Engenharia Metalúrgica e de Minas) - Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte, 1993.

BOTERO, A. E. C.; TOREM, M. L.; MESQUITA, L. M. S. Fundamental studies of *Rhodococcus opacus* as a biocollector of calcite and magnesite. **Minerals Engineering**, v.20, p.1026-1032, 2007.

BRANDON, N. P.; KELSALL, G. H. Growth kinetics of bubbles electrogenerated at microelectrodes. **Journal of Applied Electrochemistry**, 15. p. 475–484, 1985.

BRASIL, 2015. Entenda o acidente de Mariana e suas conseqüências para o meio ambiente. Disponível em: <https://www.gov.br/pt-br> .Acesso em: 18 mar.2018.

BRENNEN, C. E. Heterogeneous nucleation. In: **Cavitation and bubble dynamics**. Cambridge University Press, 2014.

BRUJAN, E. A. Numerical investigation on the dynamics of cavitation nanobubbles. **Microfluidics and Nanofluidics**, v. 11, n. 5, p. 511-517, 2011.

BU, X. et al. Kinetics of flotation. Order of process, rate constant distribution and ultimate recovery. **Physicochemical Problems of Mineral Processing**, 53(1), p. 342–365, 2017.

BUENO, S.M. **Bactérias produtoras de biossurfactantes: isolamento, produção, caracterização e comportamento num sistema modelo.** 2007. 99 f. Tese de Doutorado (Especialização em Engenharia e Ciência de Alimentos) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2007.

BURNS, S. E.; YIACOUMI, S.; TSOURIS, C. Microbubble generation for environmental and industrial separations. **Separation and Purification Technology**, 11. p. 221–232, 1997.

CAMARATE, M. C. **Biofloculação seletiva de hematita ultrafina contida em rejeito de minério de ferro utilizando a levedura *Cândido stellata*.** 2019, 121f. Dissertação de Mestrado (Especialização em Engenharia Química e de materiais) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 2019.

CAPPONI, F. et al. Modified column flotation of adsorbing iron hydroxide colloidal precipitates. **International Journal of Mineral Processing**, v.79, n.3, p.141–208, 2006.

CASTRO, C.; DONATI, E. Effects of different energy sources on cell adhesion and bioleaching of a chalcopyrite concentrate by *extremophilic archaeon Acidianus copahuensis*. **Hydrometallurgy**, v. 162, p. 49-56, 2016.

CAYLLAHUA, J. E. B.; TOREM, M. L. Biosorptive flotation of nickel and aluminum ions from aqueous solution. **Desalination**, v. 279, n. 1, p. 195-200, 2011.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 38, n. 1, p.11-41, 2004.

CHEN, X.; CHEN, G. Electroflotation, C. Comninellis and G. Chen, Eds, **Electrochemistry for the Environment**, Nova Iorque: Springer, pp.263–27, 2010.

CHEN, X.; CHEN, G.; YUE, P. L. A novel electrode system for electroflotation of wastewaters. **Environmental Science and Technology**, 36. p. 778–783, 2002.

CHENG, G. et al. A study of bubble-particle interactions in a column flotation process. **Physicochemical Problems of Mineral Processing**, 53, p. 17–33, 2017.

CHO, Y.S.; LASKOWSKI, J.S. Effect of flotation frothers on bubble size and foam Stability. **Journal of Mineral Processing**, 64; p. 69-80, 2002.

CHRISTOVA, N.; STOINEVA, I. Trehalose Biosurfactants. In: **Biosurfactants Research Trends and Applications**, CRC Press, Boca Raton, p.183-190, 2014.

CHURCH, C. C. Spontaneous homogeneous nucleation, inertial cavitation and the safety of diagnostic ultrasound. **Ultrasound in Medicine & Biology**, v. 28, n. 10, p. 1349-1364, 2002.

CONSUEGRA, G.L. et al. Halophilic bacteria as potential pyrite bio-depressants in Cu-Mo bioflotation. **Minerals Engineering**, v. 145, p.106062-106071, 2020.

COSTANZO, M. R. et al. Selection and Treatment of Candidates for Heart Transplantation. **Circulation**, v. 92, n. 12, p. 3593-3612, 1995.

COWBURN, J. et al. Improving the recovery of coarse coal particles in a Jameson cell. **Minerals Engineering**, 2005.

DAS, S.K.; KUMAR, S.; RAMACHANDRARAO, P. Exploitation of iron ore tailing for the development of ceramic tiles. **Waste Management**, v.20, p.725-720, 2000.

DE CASTRO, L. F. A.; FIGUEIRA, R. M.; TAVARES, R. P. **Princípios Básicos e Processos de fabricação do Gusa e aço líquido**, Editora UFMG: Belo Horizonte, p. 250, 2004.

DE MORAIS, C. A.; DE ALBUQUERQUE, R. O.; LADEIRA, A. C. Q.; **Química Nova Escola**, 8, p. 9, 2014.

DECESARO, A. et al. Biosurfactants in Bioremediation Process. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, 2015.

DEO, N.; NATARAJAN, K.A. Studies on interaction of *Paenibacillus polymyxa* with iron ore minerals in relation to beneficiation. **Journal of Mineral Processing**, 55, p. 41-60, 1998.

DEO, N.; NATARAJAN, K.A.; SOMASUNDARAN, P. Mechanisms of adhesion of *Paenibacillus polymyxa* onto hematite, corundum and quartz. **International Journal of Mineral Processing**, Minerals Bioprocessing IV, v. 62, n.1, p.47-64, 2001.

DHANARAJAN, G.; SEM, R. Amphiphilic Molecules of Microbial Origin: Classification, Characteristics, Genetic regulations and Pathways for Biosynthesis. In: **Biosurfactants: Research Trends and Applications**, CRC Press; 2014.

DIDYK, A.M.; SADOWSKI, Z. Flotation of serpentinite and quartz using biosurfactants. **Physicochemical Problems of Mineral Processing**, v.48, n.2, p. 607-618, 2012.

DNPM. Cadastro Nacional das Barragens da Mineração (Departamento Nacional de Produção Mineral) Ministério de Minas e Energia. 2016. Disponível em: http://www.dnpm.gov.br/assuntos/barragens/arquivos-barragens/BARRAGENS_PNSB_04_2016.pdf/view.

DO CARMO, F. F.; DE SOUZA, M. A. T. **Em Geossistemas Ferruginosos do Brasil**, eds.; Pristino: Belo Horizonte, p. 543, 2015.

DOBROWOLSKI, R. et al. Studies of cadmium(II), lead(II), nickel(II), cobalt(II) and chromium(VI) sorption on extracellular polymeric substances produced by *Rhodococcus opacus* and *Rhodococcus rhodochrous*. **Bioresource Technology**, v.225, p.113-120, 2017.

DUBEL, J. et al. Microorganisms as reagents: the hematite system. **Minerals Engineering**, 5, p.547, 1992.

DWYER, R. et al. Bioflotation and bioflocculation review: microorganisms relevant for mineral beneficiation. **Minerals Processing and Extractive Metallurgy**, 121 (2). p. 65-71, 2012.

ECM CONSULTORIA EM PROJETOS INDUSTRIAIS. **Desenvolvimento de Processos para Aproveitamento de Itabiritos Pobres**. Belo Horizonte, 2007. Disponível em: <https://www.ecmsa.com.br/>. Acesso em: 12 de novembro de 2020.

EKMEKYAPAR, F. et al. Biosorption of copper (II) by nonliving lichen biomass of *Cladonia rangiformis hoffm*. **Journal of Hazardous Materials**, v. 137, n. 1, p. 293-298, 2006.

ESPÓSITO, T.J.; DUARTE, A.P. Classificação de barragens de contenção de rejeitos de mineração e de resíduos industriais em relação a fatores de risco. **Mineração**, Ouro Preto, ano 2010, v. 63, n. 2, p. 393-398. 2010.

FARROKHPAY, S. et al. Flotation of fine particles in the presence of combined microbubbles and conventional bubbles. **Minerals Engineering**, v. 155, p. 106439-106445, ago. 2020

FERREIRA, F.O. B.; **Anuário Mineral Brasileiro: Principais Substâncias Metálicas** - Ano Base 2018, Agência Nacional de Mineração: Brasília, 2019.

FUERSTENAU, D. W.; PRADIP. Zeta potentials in the flotation of oxide and silicate minerals. **Advances in colloid and interface science**, v. 114, p. 9-26, 2005.

FUERSTENAU, M.C.; JAMESON, G.; YOON, R. ed. Froth Flotation: a century of innovation. **Society for Mining, Metallurgy and Exploration**, p.28-41, 2007.

GARIP, S.; GOZEN, A. C.; SEVERCAN, F. Use of Fourier transform infrared spectroscopy for rapid comparative analysis of *Bacillus* and *Micrococcus* isolates. **Food Chemistry**, v. 113, n. 4, p. 1301-1307, 2009.

GHOSE, M. K.; SEN, P. K. Characteristics of iron ore tailing slime in India and its test for required pond size. **Environmental Monitoring and Assessment**, 68(1), p. 51-61, 2001.

GLAS, J. P.; WESTWATER, J. W. Measurements of the growth of electrolytic bubbles. **International Journal of Heat and Mass Transfer**, v. 7. p. 1427-1430. 1964.

GLEMBOTSKY, V. A. et al. Selective separation of fine mineral slimes using method of electric flotation. In: **Proceedings of 11th International Mineral Processing Congress**, Cagliari, p. 561-582, 1975.

GOH, W.W.B.; SZE, C.C. AI Paradgims for teaching biotechnology. **Trends in biotechnology**, 2018.

GOMES, M. A. **Caracterização tecnológica no aproveitamento do rejeito de minério de ferro**. 2009. 89 f. Dissertação de mestrado (Especialização em Engenharia de Minas) - Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais, 2009.

GONZALES, L. G. V.; PINO, G. A. H.; TOREM, M. L. Electroflotation of cassiterite fines using a hydrophobic bacterium strain. **Revista Escola de Minas**, v. 66, n. 4, p. 507-512, 2013.

GOVENDER, Y.; GEVERICK, M. Extracellular polymeric substances (EPS) from bioleaching systems and its application in bioflotation. **Minerals Engineering**, 24, p. 1122-1127, 2011.

GUIMARÃES, N.C. **Filtragem de rejeitos de minério de ferro visando a sua disposição em pilhas**. 2011. 129 f. Dissertação de mestrado (Especialização em Engenharia metalúrgica e de minas) - Universidade Federal de Minas Gerais, 2011.

GUZZO, Q.L.; LUZ, A. B.; LINS, F. A. F. Rochas e minerais industriais: usos e especificações. In: **CETEM/MCTI**, 2º. ed. Cap. 31. p. 681-721, 2008.

HACHA, R. R. **Eletroflotação de partículas finas de hematita em célula modificada de Partridge Smith usando *Rhodococcus opacus* como biorreagente**. 2016. 174 f. Tese de Doutorado (Especialização em Engenharia Química e de Materiais) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 2016.

HACHA, R.R. et al. Electroflotation of fine hematite particles with *Rhodococcus opacus* as a biocollector in a modified Partridge–Smith cell. **Minerals Engineering**, [s.l.], v. 126, p.105-115, set. 2018.

HAN, M. Y.; PARK, Y. H.; YU, T. J. Development of a new method of measuring bubble size. **Water Science and Technology**, 2. p. 77–83, 2002.

HAN, O.H. et al. Fine coal beneficiation by column flotation. **Fuel Processing Technology**, 126, p. 49–59, 2014.

HEWITT, D.; FORNASIERO, J.; RALSTON. Bubble–particle attachment. **Journal of the Chemical Society Faraday Transactions**, 91, p. 1997–2001, 1995.

HIRAJIMA, T. et al. Effect of microorganisms on flocculation of quartz. **International Journal of Mineral Processing**, v. 102-103, p. 107-111. 2012.

HOANG, D.H. et al. Impact of flotation hydrodynamics on the optimization of fine-grained carbonaceous sedimentary apatite ore beneficiation. **Powder Technology**, 345, p. 223–233, 2019.

HOEILAND, S. et al. The effect of crude oil acid fractions on wettability as studied by interfacial tension and contact angles. **Journal Petroleum Science Engineering**, v.30, p.91-103, 2001.

HOGAN, P. A.; KUHN, T.; TURNER, J. F. Electroflotation studies based on cassiterite ores. **Transactions of the Institute of Mining and Metallurgy**, 88, p. 83–87, 1979.

HU. et al. Interactions of amphoteric amino phosphoric acids with calcium-containing minerals and selective flotation. **International Journal Mineral Processing**, 72, p. 87 – 94, 1994.

HUANG, X. et al. Hydrophobic flocculation flotation of rutile fines in presence of styryl phosphonic acid. **Transactions of Nonferrous Metals Society of China**, n. 28, p. 1424-1432, 2018.

HUNTER, R. **Foundations of Colloid Science**. Oxford Science Publications, Vol. I, pág 316-391, 1993.

HUNTER, R. J. Zeta potential in colloid science - Principles and applications. **Academic Press**, p. 59-175, 1981.

IBRAM. Instituto Brasileiro de Mineração. **Gestão e Manejo de Rejeitos da Mineração** 1.ed. - Brasília: IBRAM, p. 128, 2016.

IJAZ, K. et al. Potential impact of microbial consortia in biomining and bioleaching of commercial metals. Advancements in Life Sciences. **International Quarterly Journal of Biological Sciences**, v. 5, p. 13-18, 2017.

INAN, H. et al. Olive oil mill wastewater treatment by means of electro-coagulation. **Separation and Purification Technology**, v.36, n.1, p.23-31, 2004.

IVESON, S. M.; Holt, S.; Biggs, S. Advancing contact angle of iron ores as a function of their hematite and goethite content: Implications for pelletising and sintering. **International Journal of Mineral Processing**, 74(1-4), p. 281-287, 2004.

JANSSEN, L. J. J.; HOOGLAND, J. G. The effect of electrolytically evolved gas bubbles on the thickness of the diffusion layer-II. **Electrochimica Acta**, v. 18, n. 8, p. 543-550, 1973.

JENSEN, L. G.; STEINHARDT, P. J. Bubble nucleation and the ColemanWeinberg model. **Nuclear Physics B**, v. 237, n. 1, p. 176-188, 1984.

JIANG, B. et al. A novel integration system of magnetically immobilized cells and a pair of graphite plate-stainless iron mesh electrodes for the bioremediation of coking wastewater. **Bioresource Technology**, v. 216, p. 684-690, 2016.

JIMÉNEZ, C. et al. Study of the production of hydrogen bubbles at low current densities for electroflotation processes. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 85, n. 10, p. 1368-1373, 2010.

JONES, S. F.; EVANS, G. M.; GALVIN, K. P. The cycle of bubble production from a gas cavity in a supersaturated solution. **Advances in Colloid and Interface Science**, 80, p. 51-84, 1999.

JUNIOR JAFELICCI, M.; VARANDA, L.C. O mundo dos colóides. **Química nova na escola**, n. 9, 1999.

KAPOOR, A.; VIRARAGHAVAN, T. Heavy metals biosorption sites in *Aspergillus niger*. **Bioresource Technology**, v. 61, p.221-227, 1997.

KELLY, E.G.; SPOTTIWOOD, D.J. **Introduction to mineral processing**. Michigan University: Wiley, 491 p.,1982.

KETKAR, D. R.; MALLIKARJUNAN, R.; VENKATACHALAM, S. Electroflotation of quartz fines. **International Journal of Mineral Processing**, v. 31, n. 1-2, p. 127-138, 1991.

KHOSHDAST, H.; SAM, A.; MANAFI, Z. The use of rhamnolipid biosurfactants as a frothing agent and a sample copper ore response. **Minerals Engineering**, v. 26, p.41–49, 2012.

KIM, G. et al. Bioflotation of malachite using different growth phases of *Rhodococcus opacus*: Effect of bacterial shape on detachment by shear flow. **International Journal of Mineral Processing**, v. 143, p.98-104,2015.

KIM, G. et al. Feasibility of bench-scale selective bioflotation of copper oxide minerals using *Rhodococcus opacus*. **Hydrometallurgy**, v. 168, p.94-102, 2017.

KLEIN, C.; DUTROW, B.; **Manual de Ciências dos Minerais**, 23^a ed., Bookman: Nova Iorque, p. 718, 2012.

KOROLEVA, L. F.; LARIONOV, L. P.; GORBUNOVA, N. P. Biomaterial based on doped calcium carbonate-phosphate for Active Osteogenesis. **Journal of Biomaterials and Nanobiotechnology**, v. 3, n. 02, p. 226, 2012

KOSARIC, N. Biosurfactants and their applications for soil bioremediation. **Food Technology Biotechnology**, v.39, p. 295-304, 2001.

KOU, J., TAO, D., XU, G. Fatty acid collectors for phosphate flotation and their adsorption behavior using QCM-D. **International Journal of Mineral Processing**, 95, p. 1 – 9, 2010.

KRAMER, A. et al. Surface Tension Measurement for Optimization of Flotation Control. **Processing Engineering**, v. 46, p. 111-118, 2012.

KUOPANPORTTI, H.; SUORSA, T.; POLLANEN, E. Effects of oxygen on kinetics of conditioning in sulphide ore flotation. **Minerals Engineering**, 10. p. 1193–1205, 1997.

KYDROS, K. A.; GALLIOS, G. P.; MATIS, K. A. Electrolytic flotation of pyrite. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, 59. p. 223–232, 1994.

LACAZ, F.A.C; PORTO, M.F.S; PINHEIRO, T.M.M. Tragédias brasileiras contemporâneas: o caso do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão/Samarco. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 42, n. 9, p. 1-12, 2016.

LANDOLT, D. et al. An optical study of cathodic hydrogen evolution in high rate electrolysis. **Journal of the Electrochemical Society**, v.117, n.6, p.839–845, 1970.

LANG, S.; PHILIP, J.C. Surface-active lipids in *Rhodococcus*. **Antonie Van Leeuwenhoek**, 74, p. 59-70, 1998.

LEC, L.L.; VORONOV, R.S.; PAPAVALASSILIOU, D.V. Review of Fluid Slip Over Superhydrophobic Surfaces and Dependence on Contact Angle.

Industrial and Engineering Chemistry Research, v. 47, p. 2455-2477, 2008.

LIMA, N. P.; SILVA, K.; SOUZA, T.; FILIPPOV, L. The Characteristics of Iron Ore Slimes and Their Influence on The Flotation Process. **Minerals**, v. 10, n. 8, p. 675-686, 30 jul. 2020.

LIMA, O. A. de. **Suspensão de partículas grossas em células mecânicas de flotação**. 2009. 231 f. Tese de Doutorado (Especialização em Engenharia metalúrgica) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2009.

LIMA, R.M.F.; QUIRINO, L. Efeito da adsorção de amina no potencial zeta da hematita e do quartzo. **Revista Escola Minas**, 56, p. 45-49, 2003.

LIU, B. et al. Purification and characterization of biosurfactant produced by *Bacillus licheniformis* Y-1 and its application in remediation of petroleum contaminated soil. **Marine Pollution Bulletin**, 107, p. 46-51, 2016.

LIU, Q., ZHANG, Y., LASKOWSKI, J. S. The adsorption of polysaccharides onto mineral surfaces: an acid/base interaction. **International Journal of Mineral Processing**, v.60, p. 229-245, 1996.

LLERENA, C.; HO, J. C. K.; PIRON, D. L. Effects of pH on electroflotation of sphalerite. **Chemical Engineering Communications**, 155. p. 217–228, 1996.

LOPES, G. M.; LIMA, R. M. F. Flotação direta de minério de ferro com oleato de sódio. **Revista Escola de Minas**, v. 62, n. 3, p. 323-329, 2009.

LOPEZ, L.Y. et al. Fundamental aspects of hematite flotation using the bacterial strain *Rhodococcus ruber* as bioreagent. **Minerals Engineering**, v. 75, p.63–69, 2015.

LUBETKIN, S. D. Bubble nucleation and growth. **Butterworth-Heinemann Ltd**, Oxford, p. 159-190, 1994.

LUMANAUW, D. **Hydrogen bubble characterisation in alkaline water electrolysis**. 2000. 144 f. Tese de Doutorado (Especialização em metalurgia e ciência dos materiais) - University of Toronto, 2000.

LUZ, B. A., SAMPAIO, J.A., FRANÇA, A.S. Tratamento de minérios. In: **CETEM/MCTI**, 5° ed. 965 p, 2010.

LUZ, M. P. **Aproveitamento do filer de pedreiras da metropolitana de goiânia em pavimentos flexíveis urbanos – avaliação técnica e sócio-ambiental**. 2008. 104 f. Tese de doutorado (Especialização em ciências ambientais) - Universidade Federal de Goiás, 2008.

MAITY, D.; AGRAWAL, D.C. Synthesis of iron oxide nanoparticles under oxidizing environment and their stabilization in aqueous and non-aqueous media. **Journal of Magnetism and Magnetic Materials**, v.308, p.46-55, 2007.

MAKRI, E., A., DOXASTAKIS, G., I., Surface tension of *Phaseolus vulgaris* and *coccineus* proteins and effect of polysaccharides on their foaming properties. **Food Chemistry**. 101, p. 37 – 48, 2007.

- MAKUEI, F. et al. Electroflotation of ultrafine chalcopyrite particles with sodium oleate collector. **Minerals Engineering**, v. 120, p.44-46, 2018.
- MANRICH, S; ZANOTTO, E.D.; HAGE JUNIOR, E. Aplicabilidade da teoria clássica de nucleação modificada (CD-CNT) a cristalização de polímeros. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**, p.15-20, 1992.
- MARIS, H. J. Introduction to the physics of nucleation. **Comptes Rendus Physique**, v. 7, n. 9, p. 946-958, 2006.
- MARMUR, A. Solid-Surface Characterization by wetting. **Annual Review of Materials Research**, v. 39, p. 473-489, 2009.
- MARTINS, J., BORGES, A. A. O aproveitamento de lamas de minério de ferro por flotação colunar. In: **XIX ENTMME**, p. 211–215, Recife, PE, 2002.
- MARTINS, M. **Molhabilidade da apatita e sua influência na flotação**. 2009. 120 f. Tese de Doutorado (Especialização em Engenharia Metalúrgica) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2009.
- MATIS, K. A.; GALLIOS, G. P.; KYDROS, K. A. Separation of fines by flotation techniques. **Separation Technology**, 3. pp. 76–90, 1993.
- MAZZINGHY, D.B. **Metodologia para Escalonamento e Simulação de Moinho Vertical**. 2012. 162 f. Tese de Doutorado (Especialização em Engenharia metalúrgica, materiais e de minas) - Universidade Federal de Minas Gerais, 2012.
- MELO, F.; LASKOWSKI, J.S. Fundamental properties of flotation frothers and their effect on flotation. **Minerals Engineering**, v. 19, n. 6, p. 766-773, 2006.
- MERMA, A. G. et al. On the fundamental aspects of apatite and quartz flotation using a Gram-positive strain as a bioreagent. **Minerals Engineering**, v. 48, p. 6167, 2013.
- MERMA, A. G. et al. Comparison Study of Hematite Bioflotation by *R. erythropolis* and its Biosurfactant: Experiments and Neural Network Modeling. **Chemical Engineering Transactions**, v. 65, p. 439-444, 2018.
- MESQUITA, L. F.F.; TOREM, M.L. Interaction of a hydrophonic bacterium strain in a hematite-quartz flotation System. **International Journal of Mineral Processing**. v.71, p.31-44, 2003.
- MEYER, E. F.; WYSHEL, G. M. **Journal Chemical Education**. 63, 996, 1986.
- MIETTINEN, T.; RALSTON, J.; FORNASIERO, D. The limits of fine particle flotation. **Minerals Engineering**, v. 23, n. 5, p. 420-437, 2010.
- MODIRSHAHLA, N., BEHNAJADY, M.A., MOHAMMADI-AGHDAM, S. Investigation of the effect of different electrodes and their connections on the removal efficiency of 4-nitrophenol from aqueous solution by electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 154 (1 e 3), p. 778 e 786, 2008.

MONTE, M. B. M.; PERES, A. E. C. **Química de superfície na flotação**. Tratamento de Minérios. 4ª ed. p. 339 – 407 Rio de Janeiro: CETEM, 2004.

MONTES-ATENAS, G. et al. Effect of suspension chemistry onto voltage drop: application of electro-flotation. **Powder Technology**, 204. p. 1–10, 2010.

MULLIGAN, C.N. et al. Green Chemistry and biosurfactant research. In: **Biosurfactants: Research trends and applications**. CRC Press; 2014.

NASCIMENTO, R.S. **Flotação aniônica de minério de ferro**. 2010. 116 f. Dissertação de Mestrado (Especialização em Engenharia de Minas) - Escola de Minas da Universidade Federal de Ouro Preto, 2010.

NETO, F.N.S. **Preparação e caracterização de óxidos de ferro magnéticos revestidos com polidimetilsiloxano**. 2012. 112 f. Dissertação de Mestrado (Especialização em Engenharia de materiais) - Universidade Estadual de Goiás, 2012.

NITSCHKE, M.; PASTORE, G.M. Biosurfactants: properties and applications. **Química Nova**, 25. p. 772-6, 2002.

NOCITI, D. M. **Aproveitamento de rejeitos oriundos da extração de minério de ferro na fabricação de cerâmicas vermelhas**. 2011. 111 f. Dissertação de mestrado (Especialização em Engenharia mecânica) - Universidade Estadual Paulista Campos de Guaratinguetá, 2011.

NUNES, A.P.L.; PERES, A.E.C. Electrokinetic properties of wavellite and its floatability with cationic and anionic collectors. **Journal Colloids and Interface Science**, v.361. p. 632 – 638, 2011.

OFORI AMANKONAH, J.; SOMASUNDARAN, P. Effects of dissolved mineral species on the electro-kinetic behavior of calcite and apatite. **Colloids and Surfaces**, 15. p. 335-353, 1985.

OLIVEIRA, C. A. C. **Flotação do sistema hematita-quartzo utilizando o biossurfactante solúvel produzido por *Rhodococcus erythropolis***. 2018. 148 f. Tese de Doutorado (Especialização em Engenharia Química e de Materiais) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ, 2018.

OLIVEIRA, C.A.C. et al. On the fundamentals aspects of hematite bioflotation using a Gram positive strain. **Minerals Engineering**, v.106, p.55-63, 2017.

PARKS, G.A. The isoelectric points of solid oxides, solid hydroxides and aqueous hydroxo systems. **Chemical Reviews**, v.65, p.177–198, 1965.

PATRA, P.; NATARAJAN, K.A. Role of mineral specific bacterial proteins in selective flocculation and flotation. **Journal Minerals Processing**, 88. p. 53-8, 2008.

PEASE, J. D.; CURRY, D. C.; YOUNG, M. F. Designing flotation circuits for high fines recovery. **Minerals Engineering**, v. 19, n. 6, p. 831-840, 2006.

PEIXOTO, G.L.; MARTINS, S.V.; SILVA, A.F.; SILVA, E. Estrutura do componente arbóreo de um trecho de Floresta Atlântica na Área de Proteção Ambiental da Serra da Capoeira Grande, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, 19(3). p. 539-547, 2006.

PENG, Y. et al. Control of grinding conditions in the flotation of chalcopyrite and its separation from pyrite. **Journal Minerals Processing**, 69.p. 87–100, 2003.

PERES, A. C. C.; ARAUJO, A. C. A flotação como operação unitária no tratamento de minérios. In: CHAVES, A. P. (Org.). **Flotação: o estado da arte no Brasil** (Coleção Teoria e prática do tratamento de minérios, vol. 4). São Paulo: Signus Editora, p. 1-29, 2006.

POTYSZ, A. et al. Comparison of Cu, Zn and Fe bioleaching from Cumetallurgical slags in the presence of *Pseudomonas fluorescens* and *Acidithiobacillus thiooxidans*. **Applied Geochemistry**, v. 68, p. 39-52, 2016.

PRAKASH, S. et al. The recovery of fine iron minerals from quartz and corundum mixtures using selective magnetic coating. **International Journal of Mineral Processing**, v.57, p.87-103, 1999.

PROMMACHAN, O. **Production and application of biosurfactant from Bacillus MUV4**. 2002. 107 f. Tese de Doutorado (Especialização em Biotecnologia), Prince of Songkla University. Índia, 2002.

PUELLES, J.G.S. **Flotação de hematita utilizando biossurfactante extraído da *Rhodococcus opacus***. 2016. 112 f. Dissertação de Mestrado (Especialização em Engenharia de Materiais, Processos químicos e Metalúrgicos), Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 2016.

QUAST, K. Effects of solution ageing on the zeta potential characteristics of a hematite ore. **Advanced Powder Technology**, v. 26, n. 4, p. 1219-1224, 2015.

RABOCKAI, T. **Físico-Química de Superfícies**. Instituto de Química da Universidade de São Paulo. São Paulo, 128 p. 1979.

RAN, J. et al. Effects of particle size on flotation performance in the separation of copper, gold and lead. **Powder Technology**, 344.p. 654–664, 2019.

RAO, K.H.; SUBRAMANIAN, S. Bioflotation and Bioflocculation of relevance to minerals bioprocessing. **Microbial Processing of Metal Sulfides**, p. 267-286, 2007.

RAO, S. R. **Surface chemistry of froth flotation** – Rev. ed. of: Surface chemistry of froth flotation/ Leja, J. c1982 – 2 nd ed., V.1; New York, Chapter 4, Physical chemistry of interfaces, p. 143-208, 2004

REA, S.M. et al. Application of biotechnology in iron ore beneficiation. In: **Iron Ore: Liming, L. (Ed.) Mineralogy, Processing and Environmental Sustainability**. p. 373-391, 2015.

REIS, A.S.; BARROZO, M.A.S. A study on bubble formation and its relation with the performance of apatite flotation, **Separation Purification Technology**, 161.p. 112–120, 2016.

REN, L. et al. Investigation of condition-induced bubble size and distribution in electroflotation using a high-speed camera. **International Journal of Mineral Processing**, v. 1, p. 003, 2014.

ROCHA, L. et al. Iron ore slimes flotation. **Minerals Engineering**, v. 23, n. 11-13, p. 842-845, out. 2010.

RODRIGUES, M. L. M. et al. Bioleaching of fluoride-bearing secondary copper sulphides: Column experiments with *Acidithiobacillus ferrooxidans*. **Chemical Engineering Journal**, v. 284, p. 1279-1286, 2016.

RODRIGUES, R.T.; RUBIO, T. DAF – Dissolves air flotation: potential applications in the mining and mineral processing industry. **International Journal of Mineral Processing**, v.82, p.1-13, 2007.

ROSEN, M. J. **Surfactants and interfacial phenomena**. 2º ed. Nova Iorque: Livro Técnico e Científico, p. 33-229, 1989.

ROSIÈRE, A.C.; JÚNIOR CHEMALE, F. Itabirito e minérios de ferro de alto teor do quadrilátero ferrífero – uma visão geral e discussão. **Geonomos**, v.8, n. 2, p. 27-43, 2000.

RUBIO, J. et al. Avanços na flotação de finos de minérios sulfetados de cobre e molibdênio. In: **XXI Encontro Nacional de Tratamento de Minérios e Metalurgia Extrativa**, Florianópolis-SC, v. 2, p. 69-78, 2004.

RUFINO, R.D. et al. Characterization and properties of biosurfactant by *Candida lipolytica* UCP 0988. **Electronic Journal of Biotechnology**, v. 17, p. 34-38, 2014.

SABARI, P.M.R.; NATARAJAN, K.A. Microbially induced separation of quartz from hematite using sulfate reducing bacteria. **Colloids and Surfaces B: Biointerfaces**. 78(2). p. 163-70, 2010.

SANTANA, R.C. **Análise da influência do tamanho da partícula na flotação da apatita em coluna**. 2007. 106 f. Dissertação de mestrado (Especialização em Engenharia Química) - Universidade Federal de Uberlândia, 2007.

SARACENO, A. S. P. **Estudo do fenômeno de parafinação a partir de um óleo cru**. 2007. 93 f. Dissertação de mestrado (Especialização em Engenharia metalúrgica e de materiais) - Universidade Federal do Rio de Janeiro – COPPE, 2007.

SARKAR, M. S. K. A.; DONNE, S. W.; EVANS, G. M. Utilization of hydrogen in electroflotation of silica. **Advanced Powder Technology**, v. 22, n. 4, p. 482-492, 2011.

SARKAR, M. S. K. A.; EVANS, G. M.; DONNE, S. W. Bubble size measurement in electroflotation. **Minerals Engineering**, 23.p.1058–1065, 2010.

SAVASSI, O. N., **Direct estimation of the degree of entrainment and the froth recovery of attached particles in industrial flotation cells.** 1998. Tese de doutorado. University of Queensland, 1999.

SCHAMBIL, F.; SCHWUGER, M.J. Surfactants in consumer products. Springer-Verlag, Berlin, Cap. 4. **Interfacial and colloidal**, 1987.

SCHINDLER, F. et al. Seasonal change of microbial activity in microbially aided bioremediation. **Journal of Geochemical Exploration**, 2016.

SCHULZE, H. J. et al. Investigations of the collision process between particles and gas bubbles in flotation-a theoretical analysis. **International Journal of Mineral Processing**, v. 27, n. 3, p. 263-278, 1989.

SHAHBAZI, B.; REZAI, B.; KOLEINI, SM J. Bubble-particle collision and attachment probability on fine particles flotation. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 49, n. 6, p. 622-627, 2010.

SHARMA, P.K.; RAO, K.H. Analysis of different approaches for evaluation of surface energy of microbial cells by contact angle goniometry. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 98, p.341–46, 2002.

SHEN, F. et al. Electrochemical removal of fluoride ions from industrial wastewater. **Chemical Engineering Science**, v. 58, n. 3, p. 987-993, 2003.

SIDES, P. J.; TOBIAS, C. W. A close view of gas evolution from the back side of a transparent electrode. **Journal of Electrochemical Society**, 132. p. 583–587, 1985.

SIVAMOHAN, R.; FORSSBERG, E. A review of the literature on intermediate and fine particle gravity concentration. **International Journal of Mineral Processing**, v. 15, p. 155, 1985.

SMITH, R.W., MISRA, M. Recent develops on the bioprocessing of minerals. **Minerals Processing and Extractive Metallurgy Review**, VOL. 12, p. 37-60, 1993.

SOMASUNDARAN, P., DEO, N., DEO, P. Role of biopolymers on bacterial adhesion and mineral beneficiation. **Minerals and Metallurgical Processing**, 22.p. 1 – 11, 2015.

SOUZA, F., FELLET, J. Brumadinho poder ser o segundo maior desastre industrial do século. **Revista Época**, acessado em 12 de Dezembro de 2020.

SPOSITO, G. On points of zero charge. **Environmental Science & Technology**, v. 32, n. 19, p. 2815-2819, 1998.

SRIVASTAVA, M.O. et al. Characterization and processing of iron ore fines of Kiriburu deposit of Índia. **International Journal of Mineral Processing**, v. 61, p.93-107, 2001.

STANDAL, S. et al. Effect of polar organic components on wettability as studied by adsorption and contact angle. **Journal Petroleum Science Engineering**, v.24, p.131-144, 1999.

STRATTON, H. et al. Cell surface hydrophobicity na mycolic acid composition of *Rhodococcus* strains isolated from activated sludge foam.

Journal of Industrial Microbiology and biotechnonology, 28, p. 264-267, 2002.

SUN, W. et al. Hydrogen bubble flotation of fine minerals containing calcium. **Mining Science and Technology**, v. 21, n. 4, p. 591-597, 2011.

SUTCLIFFE, I.C.; BROWN, A.K.; DOVER, L.G. The *Rhodococcal* Cell Envelope: Composition, Organisation and Biosynthesis. In: Alvarez, H.M. (Ed.) **Biology of Rhodococcus**, v.16, 2010.

SWENSON, T. L. et al. Competitive sorption of microbial metabolites on an iron oxide mineral. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 90, p. 34-41, 2015.

SYMONDS GROUP, 2001. **A study on the costs of improving management of mining waste**, 2001.

SZYMANSKA, A.; SADOWSKI, Z. Effects of biosurfactants on surface properties of hematite. **Adsorption**, v.16, p. 233–239, 2010.

TADESSE, B. et al. Recovery of Fine and Ultrafine Mineral Particles by Electroflotation—A Review. **Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review**, 40(2), p.108–122, 2019.

TESTA, F. G. **Influência da dissipação de energia na cinética da flotação aniônica direta da apatita em meio básico**. 2016. 113 f. Tese de Doutorado (Especialização em Engenharia de Minas e Petróleo) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2016.

TORRES, C.S; SHAEFFER, L. Efeito da moagem de alta energia na morfologia e compressibilidade do compósito WC-Ni. **Matéria** (Rio de Janeiro), [s.l.], v. 15, n. 1, p. 88-95, 2010.

TOTOU, A. R. et al. Efeito da dispersão em polpas de minério itabirítico. **Mining**, Ouro Preto, p.227-2232, 2011.

TRAHAR, W. J.; WARREN, L. J. The flotability of very fine particles-a review. **International Journal of Mineral Processing**, v. 3, n. 2, p. 103-131, 1976.

TRAHAR, W.J. A rational interpretation of the role of particle size in flotation. **International Journal of Mineral Processing**, v. 8, p. 289-327, 1981.

VALDERRAMA, L.; RUBIO, J. High intensity conditioning and carrier flotation of gold mineral particles. **Intemational Journal of Mineral Processing**, 1997.

VENEU, D. M.; TOREM, M. L.; PINO, G. A. H. Fundamental aspects of copper and zinc removal from aqueous solutions using a *Streptomyces lunalinharesii* strain. **Minerals Engineering**, v. 48, p. 44-50, 2013.

VENKATACHALAM, S. Electrogenerated Gas Bubbles in Flotation. **Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review**, v.8, p.47-55, 1992.

VIANA, P. **Flotação de espodumênio, microclina, muscovita e quartzo com coletores aniônicos, catiônicos, anfotéricos e mistura de**

coletores. 2006. Tese de Doutorado (Especialização em Engenharia de materiais) - Universidade Federal de Minas Gerais, 2006.

VIANA, P. R. M. **Prática industrial na indústria de minério de ferro.** In: Apostila de Tratamento de Minérios. Departamento de Engenharia de Minas. Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte, p.205-225, 2004.

VIJAYALAKSHMI, S. P.; RAICHUR, A. M. Bioflocculation of high-ash Indian coals using *Paenibacillus polymyxa*. **International Journal of Mineral Processing**, v. 67, p. 199-210, 2002.

VOGT, H. The rate of gas evolution of electrodes-I. An estimate of the efficiency of gas evolution from the supersaturation of electrolyte adjacent to a gas-evolving electrode. **Electrochimica Acta**, v. 29, n. 2, p. 167-173, 1984.

WALSH, F.C.; HERRON, M.H. Electrocrystallization and electrochemical control of crystal growth: fundamental considerations and electrodeposition of metals. **Journal of Physics D: Applied Physics**, v.24, n.2, p.217-229, 1991.

WANG, Y. et al. Bacterial community dynamics during bioremediation of Cr (VI)contaminated soil. **Applied Soil Ecology**, v. 85, p. 50-55, 2015.

WATERS, K. E.; HADLER, K.; CILLIERS, J. J. The flotation of fine particles using charged microbubbles. **Minerals Engineering**, v. 21, n. 12, p. 918-923, 2008.

WEBER, M. E.; PADDOCK, D. Interceptional and gravitational collision efficiencies for single collectors at intermediate Reynolds numbers. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 94, n. 2, p. 328-335, 1983.

WEN-JIA, X. et al. Comparative study of biosurfactant produced by microorganisms isolated from formation water of petroleum reservoir. **Colloids and Surfaces A: Phisicochemical and Engineering Aspects**, 392, p. 124 – 130, 2011.

WENZEL, R.N. Surface Roughness and Contact Angle. **Journal of Physical Chemistry**, v. 53, n. 9, pp.1466 -1467, 1949.

WHELAN, P. F.; BROWN, D. J. Particle-bubble attachment in froth flotation. **Transactions of the Institute of Mining and Metallurgy**, v. 65, p. 181, 1956.

WILLS, B.A.; FINCH, J. **Mineral Processing Technology: An introduction to the practical aspects of ore treatment and mineral recovery.** Elsevier Science & Technology Books, 512 p., 8º Ed., 2016.

WOLFF, A.P. **Caracterização de rejeitos de minério de ferro de minas da Vale.** 2009. 107 f. Dissertação de Mestrado (Especialização em Engenharia Mineral) - Universidade Federal de Ouro Preto, 2009.

WU, Z.L. et al. Column bioleaching characteristic of copper and iron from Zijinshan sulfide ores by acid mine drainage. **International Journal of Mineral Processing**, v. 149, p. 18-24, 2016.

XING, Y.; GUI, X.; CAO, Y. Effect of bubble size on bubble-particle attachment and film drainage kinetics - a theoretical study. **Powder Technol**, 322.p.140–146, 2017.

XING, Y. et al. Recent experimental advances for understanding bubble-particle attachment in flotation. **Advances Colloid and Interface Science**. 246.p. 105–132, 2017.

XING, Y.M. et al. Role of different types of clay in the floatability of coal: induction time and bubble-particle attachment kinetics analysis. **Powder Technol**, 344, 814–818, 2019.

YANG, C. et al. Characteristics of the fired bricks with low-silicon iron tailings. **Construction and Building Materials**, 70, p. 36–42, 2014.

YANG, D. C., Reagents in Iron Ore Processing. Ed. Reagents in Mineral Technology. **Surfactant Science Series**, v.27.p.579-640, 1988.

YANG, H. et al. Flocculation and flotation response of *Rhodococcus erythropolis* to pure minerals in hematite ores. **Minerals Engineering**, 45.p.67-72, 2013.

YAO, J.; YIN, W.; GONG, E. Depressing effect of fine hydrophilic particles on magnesite reverse flotation. **International Journal of Mineral Processing**, v. 149, p. 84-93, 2016.

YOON, R. H. The role of hydrodynamic and surface forces in bubble-particle interaction. **International Journal of Mineral Processing**, v. 58, n. 1, p. 129-143, 2000.

YUAN, Y.; LEE, T.R. Contact angle and wetting properties. In: Bracco, G., Holst, B. (Eds.), **Surface Science Techniques**, Springer, p. 3–29, 2013.

ZETA-METER. **Everything you want to know about coagulation & flocculation**, 1993. Disponível em: <http://www.zeta-meter.com/index.html>. Acesso em: 27 de agosto de 2020.

ZHANG, X. et al. Effects of particle size and ferric hydroxo complex produced by different grinding media on the flotation kinetics of pyrite. **Powder Technology**, 360, 1028–1036, 2020.

ZHENG, X.; ARPS, P.J.; SMITH, R.W. Adhesion of two bacteria onto dolomite and apatite: their effect on dolomite depression in anionic flotation. **International Journal Minerals Processing**, 62, p. 159- 172, 2001.

ZOUBOULIS, A.I. et al. The use biosurfactants in flotation: application for the removal of metal ions. **Minerals Engineering**, v.16, n.11, p. 1231 – 1236, 2003.