JÚLIA HELENA ORTIZ

**Aplicações de bactérias redutoras
de ferro**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Microbiologia do Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo, para obtenção do Título de Doutora em Ciências.

Área de concentração: Microbiologia

Orientador: Prof. Dr. René Peter Schneider

Versão parcial.

São Paulo
2018

RESUMO

ORTIZ, J. H. **Aplicações de bactérias redutoras de ferro**. 2018. 128 f. Tese (Doutorado em Microbiologia) – Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2018.

O ferro é um importante elemento em reações catalíticas no meio ambiente, pois possui a capacidade de ser reduzido ou oxidado. Duas espécies de ferro solúvel podem estar presentes em amostras ambientais, o Fe (II) e o Fe (III). Métodos analíticos capazes de diferenciar e quantificar estas duas espécies de ferro são muito importantes para a compreensão dos processos metabólicos dos diversos microrganismos, e também para entender a atuação destes microrganismos na remobilização do coagulante utilizado em estações de tratamento de esgotos (ETEs), nas quais é possível utilizar como coagulante o FeCl_3 . Porém não há trabalhos publicados que recuperam o ferro coagulado utilizando bactérias redutoras de ferro. Os objetivos deste trabalho são: 1) avaliar o método colorimétrico de fenantrolina para quantificação de Fe (II) e os principais interferentes nessas análises; e 2) avaliar o potencial do Fe (II) gerado via metabolismo das bactérias redutoras de ferro como coagulante de matéria orgânica e inorgânica de águas residuárias. Os resultados para o método colorimétrico de fenantrolina são confiáveis somente para leituras de amostras que contenham Fe (II), mas não diferencia e quantifica corretamente espécies de Fe (III) em todos os valores de pH. A separação das diferentes espécies de ferro foi feita utilizando membrana de acetato de celulose com porosidade de 0,2 μm e ajustando o valor do pH para valores entre 4 e 5. Para obtenção das concentrações de Fe (II) e Fe (III), é necessário realizar a leitura em amostras filtradas e não filtradas, pois o Fe (II) passa pela membrana e o Fe (III) fica retido. Desta forma, é possível realizar a distinção das espécies de ferro, e em seguida realizar a quantificação com testes colorimétricos, seja em campo ou em laboratório. A diferenciação das espécies de ferro se mostrou importante para quantificar corretamente o Fe (III) e o Fe (II) durante o tratamento de águas residuárias utilizando Fe (III) como coagulante na forma de FeCl_3 . Na comparação com a recuperação ácida, a biológica se mostrou mais eficiente por não apresentar metais pesados remobilizados na fração líquida, recuperando 58% do ferro quando adicionado o glicerol como fonte de carbono. Durante a remobilização do ferro houve a produção do metano, gás de interesse econômico. A escolha do coagulante e da concentração foi determinada pela remoção da turbidez, sendo o melhor coagulante para água residuária do CRUSP o FeCl_3 na concentração de 60 mg/L de Fe, pois removeu 99% da turbidez, 98% do fosfato, 85% dos carboidratos e 100% de proteínas presentes na água residuária. Aplicando-se o coagulante remobilizado (400 mg/L), foi possível remover 85% da turbidez. O ferro recuperado servirá novamente como coagulante, favorecendo a redução dos custos com o tratamento de água residuária.

Palavras-chave: Bactérias redutoras de ferro. Remobilização do coagulante. Fenantrolina. ETE. CEPT.

ABSTRACT

ORTIZ, J. H. Applications of iron-bearing bacteria. 2018. 128 f. Thesis (Doctorate in Microbiology) - Institute of Biomedical Sciences, University of São Paulo, São Paulo, SP, 2018.

Iron is an important element in catalytical action in the environment as it has an ability to be filtered or oxidized. Soluble iron species may be present in environmental samples, Fe (II) and Fe (III). Analytical methods capable of differentiating and quantifying these two iron species are very important for the remobilization of coagulation in sewage treatment plants (ETEs), in which FeCl_3 can be used as a coagulant. It is not a job that recovers coagulated iron with iron reducing units. The objectives of this work are: 1) to evaluate the colorimetric method of phenanthroline for quantification of Fe (II) and the main interferences in these analyzes; and 2) to evaluate the potential of Fe (II) through the metabolism of iron-reducing bacteria as a coagulant of organic and inorganic wastewater. The results for the colorimetric method of phenanthroline are only for the readings of samples containing Fe (II), but do not differentiate and quantify the Fe (III) species at all pH values. The separation of the fish fiber species was left to the cellulose acetate test with the porosity of 0.2 μm and adjusting the pH value to values between 4 and 5. For the concentration of Fe (II) and Fe (III), it is necessary to read in filtered and unfiltered samples, as Fe (II) passes through the membrane and Fe (III) is retained. In this way, it is possible to perform an analysis of the iron species, and then perform quantification with colorimetric tests, either in the field or in the laboratory. Differentiation of iron species has become important in correctly quantifying Fe (III) and Fe (II) during wastewater treatment using Fe (III) as a coagulant in the form of FeCl_3 . In comparison with an acid replica, a biological recovery is done through large amounts of remobilized in the liquid fraction, recovering 58% of the iron when the glycerol as carbon source. During the remobilization of the iron there was a production of methane, gas of economic interest. The choice of the coagulant and the capacity was determined by the removal of the turbidity, being the best coagulant for the residual water of the CRUSP the FeCl_3 in the concentration of 60 mg/L of Fe, since it removed 99% of the turbidity, 98% of the phosphate, 85% of carbohydrates and 100% of proteins present in the wastewater. Applying the remobilized coagulant (400 mg/L), it was 85% turbidity remover. The recovered iron will again serve as a coagulant, favoring the reduction of costs with the treatment of wastewater.

Keywords: Iron reducing bacteria. Coagulant re-mobilization. Phenanthroline. ETE. CEPT.

1 INTRODUÇÃO GERAL

O ferro é um dos elementos mais abundantes da terra. Sua extração na natureza é sob a forma de minério de ferro, e este, por sua vez é o metal mais utilizado (com 95% em peso da produção mundial de metal), devido ao seu baixo preço e dureza torna-se indispensável sua utilização em automóveis, barcos e componentes estruturais de edifícios. Os principais tipos de minério de ferro são a hematita (Fe_2O_3), a magnetita (Fe_3O_4), a limonita ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$), a siderita (FeCO_3), a pirita (FeS_2) e a ilmenita (FeTiO_3).

O ferro é abundante no subsolo, sendo potencialmente o maior aceptor de elétrons no local. A redução de ferro em ambientes naturais é predominantemente catalisada por bactérias redutoras de ferro dissimilatórias (BRFD). Desta forma, a redução do ferro deve ser uma característica comum compartilhada por uma grande diversidade de microrganismos (RÖLING *et al.*, 2003). Essas bactérias são capazes de reduzir o ferro férrico (ferro III) utilizando-o como aceptor de elétrons acoplado com a oxidação da matéria orgânica ou H_2 e obter energia para a manutenção e crescimento (FREDRICKSON e GORBY 1996; SCALA *et al.* 2006). A redução de ferro dissimilatória é importante no processo de degradação de matéria orgânica de ocorrência natural em sedimentos aquáticos, bem como a de contaminantes nos aquíferos poluídos (LOVLEY, 1991, 1994).

1.1 Redução dissimilatória do ferro

Por ser um dos elementos mais abundantes na crosta terrestre, o ferro é o aceptor de elétrons mais disponível. O uso de metais como aceptor final de elétrons é conhecido como “redução dissimilatória do metal”. A redução de ferro em ambientes naturais é predominantemente catalisada por bactérias (RÖLING *et al.*, 2003). Estas bactérias são capazes de reduzir o ferro férrico (Fe III) utilizando-o como aceptor final de elétrons acoplado com a oxidação da matéria orgânica ou H_2 e obter energia para a manutenção e crescimento (FREDRICKSON e GORBY, 1996; SCALA *et al.*, 2006).

Devido à insolubilidade do Fe (III) em pH neutro, por muito tempo, a rota abiótica foi considerada a principal e até mesmo a única forma de reduzir Fe (III), pois acreditava-se que o ferro só estaria biodisponível se estivesse solúvel (LOVLEY, 1991).

Os principais responsáveis pela redução do ferro no ciclo biogeoquímico são os microrganismos (Figura 1). Esta redução ocorre extracelularmente, isto é, os elétrons derivados da oxidação dos doadores de elétrons são transferidos até a superfície externa da célula para reduzir o aceptor de elétron terminal (substrato insolúvel) (LOVLEY, 2008).

Figura 1 – Ciclo biogeoquímico do ferro.

Fonte: CASTRO *et al.*, 2013.

A respiração microbiana utilizando o óxido de Fe (III) como aceptor final de elétrons é reconhecida como um importante processo em ambientes anaeróbios (LUU e RAMSAY, 2003). Esta respiração é mais favorável energeticamente do que a de outros aceptores finais de elétrons, por exemplo, a produção de energia utilizando o íon ferro como aceptor final é mais favorável do que o íon sulfato (LOVLEY *et al.*, 1989).

A interação entre microrganismo e o ferro ocorre de várias maneiras, com ou sem especificidade, mas geralmente é espécie-específica (LEDIN, 2000; NEWMAN e BANDIELD, 2002; MACALADY e BANDIELD, 2003). Os mecanismos de transferência de elétrons pelos quais os microrganismos respiram extracelularmente ainda são pouco compreendidos (LEANG *et al.*, 2005; GRALNICK e NEWMAN, 2007; SHI *et al.*, 2007). Alguns dos mecanismos de transferências de elétrons propostos são: o contato direto entre a célula e o substrato; a formação de uma ponte entre a célula

e o substrato, por meio de *pili*; e a liberação de uma pequena molécula (quelante) ou carreador de elétrons (Figura 2).

Figura 2 – Representação esquemática de respiração extracelular.

Fonte: GRALNICK e NEWMAN, 2007. adaptado por SILVA, 2009.

Legenda: O substrato Fe(III) , nestas figuras, é representado como um retângulo e o seu produto reduzido, Fe(II) , como um círculo (o). Em A, célula em contato direto com o substrato. B, um apêndice celular (*pili*) forma uma ponte entre a célula e o substrato. C e D: a célula libera uma pequena molécula (quelante, C) ou carreador de elétrons (D).

A capacidade dissimilatória do ferro já foi descrita em diversos microrganismos (desde psicrófilos, mesófilos até hipertermófilos), dos domínios *Archaea* e *Bacteria* (LIU *et al.*, 1997; SLOBODKIN *et al.*, 1999; HEAD *et al.*, 2003; HAMAMURA *et al.*, 2006; WEBER *et al.*, 2006). Além do ferro, alguns destes organismos podem reduzir outros metais, como cobalto, vanádio, urânio e manganês (MARSHALL *et al.*, 2006) e uma grande variedade de substratos orgânicos e inorgânicos, incluindo fumarato, nitrato, nitrito e tiosulfato.

A redução de ferro (III) para o ferro (II) está intimamente relacionada com o crescimento bacteriano em muitos ambientes anaeróbios, onde na ausência de ferro (III) não foi observado crescimento. Muitas bactérias anaeróbias redutoras de ferro (III) podem utilizar o nitrato com um aceptor final de elétrons. Organismos que utilizam o ferro (III) como aceptor final de elétrons vêm sendo utilizados em estudos de corrosão (VIDELA e HERRERA, 2009).

1.2 Bactérias redutoras de ferro

De todas as cepas identificadas como bactérias redutoras de ferro, as mais estudadas são *Geobacter* e *Shewanella* spp. (LOVLEY *et al.*, 2004; WANG *et al.*

2009). A bactéria *Geobacter metallireducens* GS 15 foi isolada pela primeira vez em sedimento aquático por Lovley em 1987. As bactérias do gênero *Geobacter* são encontradas em ambientes de sedimento anóxico e podem reduzir o Fe (III) acoplado com a oxidação de ácidos graxos de cadeia curta, alcoóis, compostos monoaromáticos e hidrogênio (LOVLEY *et al.*, 1993, 2004; NEVIN *et al.*, 2005). Já todas as bactérias do gênero *Shewanella* são Gram-negativas e apresentam mobilidade por causa da presença de flagelo. A espécie *Shewanella putrefaciens* MR-1, CN32 e SP200 é anaeróbia facultativa, portanto, pode crescer na presença ou ausência do oxigênio (PICARDAL *et al.*, 1995; LIU *et al.*, 2001; LOVLEY *et al.*, 2004). A bactéria *Shewanella putrefaciens* MR-1 é encontrada em solos, sedimentos e ambientes aquáticos (águas doces e salgadas), e tem capacidade para conservar energia para o crescimento utilizando oxigênio ou Fe (III) comoceptor final de elétrons (LOWER *et al.*, 2001). Alguns ambientes aquáticos, sedimentos e solos, são ricos em manganês e óxidos de ferro, e a *S. oneidensis* pode contribuir para a solubilização redutora dos metais presentes (MYERS e MYERS, 2003).

A bactéria *Ferribacterium limneticum* foi isolada de uma área de mineração. Essa bactéria possui capacidade de reduzir o Fe (III) utilizando como doador de elétron o acetato e comoceptor final de elétrons o oxihidróxido de Fe (III) (CUMMINGS *et al.*, 1999). Bactérias acidofílicas como a *Acidithiobacillus ferrooxidans* podem obter energia através da oxidação do Fe (II) para o Fe (III) em ambientes aeróbios ou da redução do ferro férrico usando o enxofre como doador de elétrons em ambientes anaeróbios (OHMURA *et al.*, 2002).

A bactéria *Shewanella putrefaciens* foi descrita como redutora de jarosita (minério de ferro), e com adição de antraquinona-2,6-disulfonato (AQDS) o processo de redução do ferro acontece em intervalo menor de tempo (CASTRO *et al.*, 2013). De acordo com Lovley e colaboradores (2004) os gêneros *Desulfovibrio*, *Vibrio* são redutoras de Fe (III). Alguns termófilos ferro-oxidantes tais como *Sulfobacillus* sp., *Acidimicrobium* sp. e *Thermoterrabacterium ferrireducens* também podem reduzir o Fe (III) de minerais utilizando o glicerol como doador de elétrons sob condições limitadas de oxigênio (BRIDGE e JOHNSON 1998; SLOBODKIN, 2005).

Algumas bactérias redutoras de ferro foram isoladas de solo de cultivo de arroz, identificadas como *Paenibacillus* spp., *Clostridium* spp., *Solibacillus* spp., *Lysinibacillus* spp., *Bacillus* spp. (microaerofílicas), *Azotobacterspp.*, *Pseudomonasspp.* foram

enriquecidas com diferentes fontes de carbono (glicose, piruvato, lactato e acetato) (YI *et al.*, 2012).

Diferentes doadores de elétrons podem ser utilizados por estas bactérias, incluindo compostos orgânicos, substâncias fermentáveis (glicose, aminoácidos e etc.), compostos aromáticos (tolueno, benzeno), ácidos graxos de cadeia curta ou longa, acetato, hidrogênio, contaminantes orgânicos, entre outros. A escolha do doador de elétrons depende principalmente do tipo de bactéria, das condições do ambiente e de outros fatores (CASTRO *et al.*, 2013).

King e Garey (1999) sugeriram que as bactérias redutoras de ferro presentes em rizomas de macrófitas aquáticas, reduzem os ácidos húmicos (compostos orgânicos naturalmente encontrados em solos, sedimentos e na água resultante da transformação de resíduos vegetais) e limitam a disponibilidade de matéria orgânica para outros microrganismos heterotróficos tanto na rizosfera quanto no sedimento.

1.3 Aplicações de bactérias redutoras de ferro

Microrganismos redutores de ferro possuem grande potencial para aplicação biotecnológica na biorremediação. A utilização de processos biológicos aplicados à recuperação ou remediação de áreas contaminadas é denominada de biorremediação (COOKSON, 1995; ROSA, 2001). Essa tecnologia utiliza microrganismos para a degradação de várias substâncias químicas tóxicas ou pouco tóxicas, a níveis aceitáveis do contaminante no ambiente como solo, água ou ar (TIBURTIUS *et al.*, 2004). Microrganismos capazes de reduzir Fe (III) e crescer na presença dos diversos hidrocarbonetos constituintes do petróleo podem ser úteis neste processo de biorremediação (SILVA *et al.*, 2007). O aumento na concentração de Fe (II) no meio é um forte indicativo da degradação dos contaminantes (MAZZUCO, 2004).

Em pH neutro, alguns microrganismos podem utilizar o Fe (III) ($E^0 = 0,20$ V) comoceptor final de elétrons durante a degradação do benzeno, tolueno, etil-benzeno e xilenos, porém somente na ausência de oxigênio ($E^0 = 0,82$ V) ou nitrato ($E^0 = 0,42$ V) (DETHLEFSEN *et al.*, 2004) (Obs.: maiores valores de E^0 indicam um maior potencial da substância de receber elétrons – potencial padrão de redução). No entanto, em meio ácido, esses mesmos microrganismos podem utilizar o Fe (III) comoceptor final de elétrons ao invés do nitrato, pois em pH ácido (pH~2) o E^0 do Fe (III) é de 0,76 V (Figura 3).

Figura 3 – Potencial padrão de óxido-redução (E^0).

Fonte: MADIGAN *et al.*, 2004.

Os valores de E^0 mais positivos correspondem aos pares redox de maior potencial oxidante.

Um dos principais problemas ambientais dos ecossistemas aquáticos é o processo de eutrofização, causado pelo enriquecimento de nutrientes nos corpos d'água, principalmente nitrogênio e fósforo, provocando o crescimento acelerado de algas. Com o aumento da biomassa, o oxigênio dissolvido diminui, causando a morte e consequentemente a decomposição de muitos organismos, reduzindo a qualidade da água (WITHERS *et al.* 2011), portanto a remoção do fosfato é extremamente importante. As bactérias redutoras de ferro podem ser utilizadas para remover o fosfato de águas residuárias, pois oxidam a matéria orgânica em condições anaeróbias e utilizam o Fe (III) comoceptor final de elétrons, liberando o Fe (II) para o meio, o qual se liga e precipita o fosfato (IVANOV *et al.*, 2005).

Segundo Ivanov e colaboradores (2009) uma aplicação de bactérias redutoras de ferro é na precipitação de fosfato em água residuária. Trata-se de uma tecnologia inovadora, pois diminui drasticamente os gastos com coagulantes, substituindo estes por Fe (II) produzido pelas bactérias, que utilizam o minério de ferro comoceptor final de elétrons ou que atuam reciclando o Fe (III) contido no coagulante para tratar efluentes.

Outra aplicação de bactérias redutoras de ferro, descoberta neste trabalho, é no tratamento de esgoto, por meio de remobilização do ferro utilizado como coagulante. É uma aplicação muito vantajosa, devido à viabilidade econômica.

1.4 Tratamento de água residuária

Segundo IBGE no ano de 2008 apenas 55,1% dos municípios brasileiros possuíam rede coletora de esgoto (água residuária). Em muitos estados a taxa de tratamento de esgoto coletado passa de 70%, destacando-se Roraima, Rio de Janeiro, Paraná e Distrito Federal. Porém, sabe-se que ainda falta muito para alcançar 100% e um dos principais problemas que colaboram para a falta deste tratamento em diversos municípios é o custo.

Para atender todos os municípios, o Instituto Trata Brasil acredita que seja necessário um investimento de R\$ 303 bilhões em 20 anos para a universalização da água e esgoto. Os estados que tiveram maiores investimentos em saneamento básico (tratamento de água e esgoto) foram São Paulo, Minas Gerais, Paraná, Rio de Janeiro e Bahia e os menores investimentos no Amazonas, Acre, Amapá, Alagoas e Rondônia.

O custo do tratamento do esgoto irá depender da composição do efluente e o nível do tratamento necessário para atender as características de lançamento diretamente ou indiretamente no corpo d'água, conforme a Resolução CONAMA 430/2011.

O tratamento do efluente é dividido em tratamento primário, secundário e terciário. Destaca-se o tratamento terciário devido à rapidez do tratamento que se baseia no processo físico-químico, no qual uma substância química chamada de coagulante ajuda na formação de flocos de partículas suspensas presentes no esgoto. Existem vários coagulantes no mercado, mas os mais utilizados são os sais de alumínio e ferro.

A coagulação química é o processo de desestabilização das partículas coloidais em meio aquoso. Estes colóides, na ausência do coagulante, possuem propriedades elétricas que resultam em uma força de repulsão entre eles, a qual impede a aglomeração e a sedimentação. O papel do coagulante é desestabilizar a suspensão coloidal reduzindo todas as forças repulsivas, desse modo baixando a barreira energética, permitindo que as partículas colidam e se agreguem (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1991). Dessa forma, facilitam a remoção destas impurezas em meio aquoso. As impurezas ficam separadas no fundo dos decantadores e são chamadas de lodos. Sabe-se que a adição de coagulantes aumenta significativamente a quantidade de lodos nos decantadores e o custo do tratamento.

Uma alternativa para reduzir os custos do tratamento de esgotos é a recuperação do coagulante, ou seja, retirá-lo do lodo antes de ser descartado. Existem muitos trabalhos que recuperam o coagulante por meio da utilização de compostos ácidos,

básicos, solventes orgânicos e quelantes (DANDOLINI, 2014, GUIMARÃES, 2005, OKUDA *et al.*, 2014; YANG *et al.*, 2014).

A busca de soluções economicamente viáveis e ambientalmente vantajosas para o tratamento e disposição final de lodos ETEs, continua sendo um grande desafio em todos os países, principalmente no Brasil. Diferentes alternativas de uso benéfico do lodo têm sido adotados nos países do hemisfério norte e, além de vantagens econômicas, vêm transformando, em larga escala, resíduos em recursos.

CONCLUSÃO

Bactérias redutoras de ferro são capazes de remobilizar o ferro coagulado, utilizado no tratamento de águas residuárias. Até o momento, o reinóculo destas bactérias não apresentou aumento na remobilização. O consumo de carboidratos, oriundos da própria amostra, foi de 200 mg/L e a remobilização foi de 29% de Fe. Os maiores teores de remobilização foram obtidos com diferentes fontes de carbono, entre as quais o glicerol obteve maior destaque. Utilizando glicerol como fonte de carbono, a recuperação do ferro foi de 58%. É importante destacar que a remobilização biológica não remobiliza metais pesados, diferente da recuperação ácida que solubiliza. Não é necessário alterar os valores de pH para obter melhores condições para as bactérias redutoras de ferro, o que torna menor o custo de operação. Durante a remobilização do ferro houve a produção do metano, gás de interesse econômico.

Não houve diferença estatística entre as concentrações de 40 e 60 mg/L de Fe para remoção de sólidos. A escolha da concentração foi determinada pela remoção da turbidez e o melhor coagulante para água residuária do CRUSP foi o FeCl_3 na concentração de 60 mg/L de Fe, removendo 99% da turbidez, 98% do fosfato, 85% dos carboidratos e 100% de proteínas presentes na água residuária. Porém, confirmou-se que o FeCl_3 não possui ação coagulante para o nitrogênio e a amônia.

O Fe remobilizado e mantido em solução (60 mg/L) não apresentou boa remoção da turbidez, não ultrapassando 8%. Já o ferro remobilizado, oxidado e seco, apresentou grande remoção da turbidez (85%), quando utilizado com elevada concentração (400 mg/L). Neste caso, apesar da concentração elevada, se trata de um

coagulante remobilizado e recuperado, não exigindo custo adicional. Além disso, diminui a concentração do coagulante que será descartado como lodo em aterro sanitário. Portanto, a recuperação do coagulante é viável utilizando microrganismos da própria amostra e com um custo menor na recuperação, quando comparado com o custo dos reagentes químicos utilizados na remobilização ácida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEIXO, L. M. Voltametria: conceitos e técnicas. **Universidade Estadual de Campinas, São Paulo**. 2003.

ALSAYED, A.; FERGALA, A.; KHATTAB, S.; ELDYASTI, A. Kinetics of Type I Methanotrophs Mixed Culture Enriched From Waste Activated Sludge. **Biochemical Engineering Journal**. 2018.

AMARAL, P. F. F.; FERREIRA, T. F.; FONTES, G. C.; COELHO, M. A. Z. Glycerol valorization: new biotechnological routes. **Food and Bioproducts Processing**, 87(3), 179-186. 2009.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st ed. **American Public Health Association**, Washington DC, 1220p. 2005.

AMUDA, O. S.; ALADE, A. Coagulation/flocculation process in the treatment of abattoir wastewater. **Desalination**, 196(1), 22-31. 2006.

ANDRAKA, D.; DZIENIS, L.; MYRZAKHMETOV, M.; OSPANOV, K. Application of Natural Zeolite for Intensification of Municipal Wastewater Treatment. **Journal of Ecological Engineering**, 18(2), 175-181. 2017.

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M. FERNANDES, F. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. **In: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Vol. 6. DESA/UFMG. 2001.

APHA, A. WPCF, Standard methods for the examination of water and wastewater. **American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation**, Washington DC, USA. 1995.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 22nd edition. American Public Health Association, Washington, D.C. 2012.

AYOUB, M.; AFIFY, H.; ABDELFAH, A. Chemically enhanced primary treatment of sewage using the recovered alum from water treatment sludge in a model of hydraulic clari-flocculator. **Journal of Water Process Engineering**, 19, 133-138. 2017.

BAEK, G.; KIM, J.; CHO, K.; BAE, H.; LEE, C. The biostimulation of anaerobic digestion with (semi) conductive ferric oxides: their potential for enhanced biomethanation. **Applied microbiology and biotechnology**, 99(23), 10355-10366. 2015.

BAKAR, A. F. A.; HALIM, A. A. Treatment of automotive wastewater by coagulation-flocculation using poly-aluminum chloride (PAC), ferric chloride (FeCl_3) and aluminum sulfate (alum). In **AIP Conference Proceedings**. Vol. 1571, No. 1, pp. 524-529. AIP. 2013.

BARRY, R. C.; SCHNOOR, J. L.; SULZBERGER, B.; SIGG, L.; STUMM, W. Iron oxidation kinetics in an acidic alpine lake. **Water Research**, 28(2), 323-333. 1994.

BINGJIE, O.; XIANCAI, L.; HUAN, L.; JUAN, L.; TINGTING, Z.; XIANGYU, Z.; RUCHENG, W. Reduction of jarosite by *Shewanella oneidensis* MR-1 and secondary mineralization. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, 124, 54-71. 2014.

BOKULICH, N. A.; SUBRAMANIAN, S.; FAITH, J. J.; GEVERS, D.; GORDON, J. I.; KNIGHT, R.; CAPORASO, J. G. Quality-filtering vastly improves diversity estimates from Illumina amplicon sequencing. **Nature methods**, 10(1), 57. 2013.

BOND, A. M.; CANTERFORD, J. H. Alternating current polarographic method of analysis in the presence of oxygen and other irreversibly reduced species. **Analytical Chemistry**, 43.2: 228-234. 1971.

BRADFORD, M. M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. **Analytical biochemistry**, 72(1-2), 248-254. 1976.

BRADY, N. **Elementos da Natureza e Propriedades dos Solos**. Nyle C. Brady, Ray R. Weil; tradução técnica: Igo Fernando Lepsch. 2013.

BRASIL - Fundação Nacional de Saúde. **Manual prático de análise de água**. Manual de bolso. 3ª Ed. rev. Brasília, 2009.

BRATBY, J. Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment. IWA publishing. 2016.

BRAUNSCHWEIG, J.; BOSCH, J.; HEISTER, K.; KUEBECK, C.; MECKENSTOCK, R. U. Reevaluation of colorimetric iron determination methods commonly used in geomicrobiology. **Journal of microbiological methods**, 89(1), 41-48. 2012.

BREITKREITZ, M. C.; SOUZA, A. M. D.; POPPI, R. J. Experimento didático de quimiometria para planejamento de experimentos: avaliação das condições experimentais na determinação espectrofotométrica de ferro II com o-fenantrolina. Um tutorial, parte III. **Quim. Nova**, 37(3), 564-573. 2014.

BRIDGE, T.A.M.; JOHNSON, D.B. Reduction of soluble iron and reductive dissolution of ferric iron-containing minerals by moderately thermophilic iron-oxidizing bacteria. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 64, n. 6, p. 2181-2186, 1998.

BROCK, T.D.; MADIGAN, M.T. **Biology of microorganisms**. 6 ed. Englewood Cliffs: Prentice Hall. 1991.

CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. **Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologia e gestão**. Vol. 1. Elsevier Brasil. 2013.

CARNEIRO, R. B. **Utilização de glicerol como fonte de carbono para desnitrificação e remoção biológica de fósforo em reator submetido à aeração intermitente**. Dissertação. São Carlos. SP. Universidade de São Paulo. 2015.

CASTRO, L.; GARCÍA-BALBOA, C.; GONZÁLEZ, F.; BALLESTER, A.; BLÁZQUEZ, M. L.; MUÑOZ, J.A. Effectiveness of anaerobic iron bio-reduction of jarosite and the influence of humic substances. **Hydrometallurgy**. Effectiveness of anaerobic iron bio-reduction of jarosite and the influence of humic substances. **Hydrometallurgy**. 2013.

CHAGNON, F.; HARLEMAN, D. R. Na Introduction to Chemically Enhanced Primary Treatment. **Massachusetts Institute of Technology (Publisher), Cambridge (MA)**. 2002.

CHEMCOM - Chemistry in the Community. 4^a ed. Nova Iorque: W.H. Freeman, 2001.

CONAMA, R. 357, de 17 de março de 2005. **Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA**, 357.2005.

CONAMA, R. 430, de 13 de maio de 2011. **Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA**, 430.2005.

COOKSON, J.T. **Bioremediation engineering: design and application**. McGraw-Hill, pp 525. 1995.

CRUZ VIGGI, C.; ROSSETTI, S.; FAZI, S.; PAIANO, P.; MAJONE, M.; AULENTA, F. Magnetite particles triggering a faster and more robust syntrophic pathway of methanogenic propionate degradation. **Environmental science & technology**, 48(13), 7536-7543. 2014.

CUMMINGS, D.E.; CACCAVO JR, F.; SPRING, S.; ROSENZWEIG, R. F. *Ferribacterium limneticum*, gen. nov., sp. nov., an Fe (III)-reducing microorganism isolated from mining-impacted freshwater lake sediments. **Archives of Microbiology**, v. 171, n. 3, p. 183-188, 1999.

DANDOLINI, I. **Reciclagem do lodo de estação de tratamento de água: produção de coagulante por lixiviação ácida**. 2014.

DE MORAIS, A. M. P.; SANTOS, A. A. O.; NETO, J. A. F.; DA SILVA, G. S. Proposta Tratamento do Esgoto por Meio De Biodigestores antes do seu Lançamento na Bacia do Riacho do Silva. **Caderno de Graduação-Ciências Exatas e Tecnológicas-UNIT-ALAGOAS**, 4(2), 165. 2018.

DE SOUZA, D.; MACHADO, S. A.; AVACA, L. A. Voltametria de onda quadrada. Primeira parte: aspectos teóricos. **Química Nova**, 26(1), 81-89. 2003.

DE SOUZA, K. M. Tratamento de água industrial uma revisão e atualização dos processos envolvidos na indústria química. 2007.

DETHLEFSEN, F.; MECKENSTOCK, R.; VEEHMAYER, M. K.; DAHMKE, A. Determination of bioavailable Fe (III) content in column experiments with the reactive tracer phosphate. **Environmental Geology**, v. 46, n. 6-7, p. 896-904, 2004.

DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral. Economia Mineral do Brasil – 2009. Disponível em:

<<http://www.dnpm.gov.br/conteudo.asp?IDSecao=68&IDPagina=1461>>

Acesso: 09 abr. 2014.

DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral. Economia Mineral do Brasil – 2014. Disponível em:

<https://sistemas.dnpm.gov.br/publicacao/mostra_imagem.asp?IDBancoArquivoArquivo=8985> Acesso: 23 jan. 2015.

DO CARMO C. M.; CUNHA, D. G. F. **Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologia e gestão**. Vol. 1. Elsevier Brasil. 2013.

DUBOIS, M.; GILLES, K. A.; HAMILTON, J. K.; REBERS, P. T.; SMITH, F. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. **Analytical chemistry**, 28(3), 350-356. 1956.

EISELE, T.C. Direct biohydrometallurgical extraction of iron from ore final technical report. **Department of Chemical Engineering Michigan Technological University**. 2005.

FAHIM, F. A.; FLEITA, D. H.; IBRAHIM, A. M.; EL-DARS, F. M. Evaluation of some methods for fish canning wastewater treatment. **Water, Air, Soil Pollution**, 127(1), 205-226. 2001.

FIGUEIREDO, I. C.; JORDÃO, E. P.; JUNIOR, I. V.; DEZOTTI, M.; AZAVEDO, J. P. S. II – 030 – Desempenho de produtos químicos no processo CEPT: Teste de jarro e escala piloto. **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2005.

FOUAD, M. M.; EL-GENDY, A. S.; RAZEK, T. M. Evaluation of leached metals in recovered aluminum coagulants from water treatment slurry. **Water Science and Technology**, 75(4), 998-1006. 2017.

FREDRICKSON, J.K.; GORBY, Y.A. Environmental processes mediated by iron-reducing bacteria. **Current opinion in biotechnology**, v. 7, n. 3, p. 287-294. 1996.

GALVANI, F.; GAERTNER, E. Adequação da metodologia Kjeldahl para determinação de nitrogênio total e proteína bruta. **XI MET**, 34.2006.

GHOSH, M. M.; O'CONNOR, J. T.; ENGELBRECHT, R. S. Bathophenanthroline method for the determination of ferrous iron. **Journal American Water Works Association**, 59(7), 897-905. 1967.

GJESSING, E. T. Ferrous iron in water. **Limnol. Oceanog.**, 9: 272-274.1964.

GONÇALVES, B. R. L.; PEREZ, L.; ÂNGELO, A. C. D. Glicerol: Uma inovadora fonte de energia proveniente da produção de biodiesel. In **International Workshop Advances in Cleaner Production**. 2009.

GONÇALVES, R. F. Projeto de pesquisa realizada pelo Departamento de Hidráulica e Saneamento da UFES – Programa Nacional de Pesquisa em Saneamento Básico (Prosab) da Finep/CNPq (edital 01/96), núcleo temático n.4: Subprojeto 2: Recuperação de coagulantes de lodos de ETAs para reutilização no tratamento de águas e efluentes, 1999.

GONÇALVES, R. F.; BRANDÃO, J. T.; BARRETO, E. M. D. S. Viabilidade econômica da regeneração do Sulfato de Alumínio de Lodos de Estações de Tratamento de Águas. In **20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. pp. 1298-1307.1999.

GRALNICK, J.A.; NEWMAN, D. Extracellular Respiration. **Molecular Microbiology**, v. 65, n. 1, p. 1-11, 2007.

GUIMARAES, N. C. Recuperação de coagulante a partir da acidificação de resíduos gerados na Estação de Tratamento de Água do Rio Manso. 2005.

GUIMARÃES, N. R.; FERREIRA FILHO, S. S.; HESPANHOL, B. P.; PIVELI, R. P. Evaluation of chemical sludge production in wastewater treatment processes. **Desalination and Water Treatment**, 1-7. 2015.

GUNNARS, A.; BLOMQVIST, S.; JOHANSSON, P.; ANDERSSON, C. Formation of Fe (III) oxyhydroxide colloids in freshwater and brackish seawater, with incorporation of phosphate and calcium. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, 66(5), 745-758. 2002.

GUO, C. H.; STABNIKOV, V.; IVANOV, V. The removal of nitrogen and phosphorus from reject water of municipal wastewater treatment plant using ferric and nitrate bioreductions. **Bioresource technology**, 101(11), 3992-3999. 2010.

HAMAMURA, N.; OLSON, S. H.; WARD, D. M.; INSKEEP, W. P. Microbial population dynamics associated with crude-oil biodegradation in diverse soils. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 72, n. 9, p. 6316-6324, 2006.

HAYDAR, S.; AZIZ, J. A. Characterization and treatability studies of tannery wastewater using chemically enhanced primary treatment (CEPT) — a case study of Saddiq Leather Works. **Journal of Hazardous Materials**, 163(2), 1076-1083. 2009.

HE, Q.; WANG, H.; XU, C.; ZHANG, W.; ZOU, Z.; YANG, K. Feasibility and optimization of wastewater treatment by chemically enhanced primary treatment (CEPT): a case study of Huangshi. *Chemical Speciation & Bioavailability*. v. 28. n. 1-4. p. 209-215. 2016.

HEAD, I. M.; JONES, D. M.; LARTER, S. R. Biological activity in the deep subsurface and the origin of heavy oil. **Nature**, v. 426, n. 6964, p. 344-352, 2003.

HERLEMANN, D. P.; LABRENZ, M.; JÜRGENS, K.; BERTILSSON, S.; WANIEK, J. J.; ANDERSSON, A. F. Transitions in bacterial communities along the 2000 km salinity gradient of the Baltic Sea. *The ISME Journal*. v. 5, n. 10, p. 1571–1579, 2011.

HOLMES, D. E.; BOND, D. R.; LOVLEY, D. R. Electron transfer by *Desulfobulbus propionicus* to Fe (III) and graphite electrodes. **Applied and Environmental Microbiology**, 70(2), 1234-1237. 2004.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia. **Atlas de saneamento**. Diretoria de Geo ciências. 2011. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=280933>>. Acesso em: 29 ago. 2017.

IVANOV, V.; KUANG, S.; STABNIKOV, V.; GUO, C. The removal of phosphorus from reject water in a municipal wastewater treatment plant using iron ore. **Journal of chemical technology and biotechnology**, 84(1), 78-82. 2009.

IVANOV, V.; STABNIKOV, V.; ZHUANG, W. Q.; TAY, J. H.; TAY, S. T. L. Phosphate removal from the returned liquor of municipal wastewater treatment plant using iron-reducing bacteria. **Journal of Applied Microbiology**, v. 98, n. 5, p. 1152-1161, 2005.

JUNG, K. W.; AHN, K. H. Dual purpose recovered coagulant from drinking water treatment residuals for adjustment of initial pH and coagulation aid in electrocoagulation process. **Environmental technology**, 37 (13), 1605-1617. 2016.

KATSIRIS, N.; KOUZELI-KATSIRI, A. Bound water content of biological sludges in relation to filtration and dewatering. **Water Research**, 21 (11), 1319-1327. 1987.

KEELEY, J.; JARVIS, P.; JUDD, S. J. An economic assessment of coagulant recovery from water treatment residuals. **Desalination**, 287, 132-137. 2012.

KEELEY, J.; SMITH, A. D.; JUDD, S. J.; JARVIS, P. Acidified and ultrafiltered recovered coagulants from water treatment works sludge for removal of phosphorus from wastewater. **Water research**, 88, 380-388. 2016.

KING, G.M; GAREY. M.A. Ferric iron reduction by bacteria associated with the roots of freshwater and marine macrophytes. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 65, n. 10, p. 4393-4398, 1999.

KOTEWICZ, M. L.; D'ALESSIO, J. M.; DRIFTMIER, K. M. Cloning and over expression of Moloney murine leukemia virus reverse transcriptase in *Escherichia coli*. *Gene*, v. 35, n. 3, p. 249-258, 1985.

KUMAR, S.; MITTAL, S. K.; KAUR, N.; KAUR, R. Improved performance of Schiff based ionophore modified with MWCNT for Fe (II) sensing by potentiometry and voltammetry supported with DFT studies. **RSC Advances**, 7 (27), 16474-16483. 2017.

LEAL, F. C. T.; LIBÂNIO, M. Estudo da remoção da cor por coagulação química no tratamento convencional de águas de abastecimento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 7(3), 117-128. 2002.

LEANG, C.; ADAMS, L. A.; CHIN, K. J.; NEVIN, K. P.; METHÉ, B. A.; WEBSTER, J.; LOVLEY, D. R. Adaptation to disruption of the electron transfer pathway for Fe (III) reduction in *Geobacter sulfurreducens*. **Journal of Bacteriology**, v. 187, n. 17, p. 5918-5926, 2005.

LEDIN, M. Accumulation of metals by microorganisms-processes and importance for soil systems. **Earth-Science Reviews**, v. 51, n. 1, p. 1-31, 2000.

LEE, C. S.; ROBINSON, J.; CHONG, M. F. A review on application of flocculants in wastewater treatment. **Process Safety and Environmental Protection**, 92 (6), 489-508. 2014.

LEE, G. F.; STUMM, W. Determination of ferrous iron in the presence of ferric iron with bathophenanthroline. **Journal American Water Works Association**, 52 (12), 1567-1574. 1960.

LIN, L.; LI, R. H.; LI, Y.; XU, J.; LI, X. Y. Recovery of organic carbon and phosphorus from wastewater by Fe-enhanced primary sedimentation and sludge fermentation. **Process Biochemistry**, 54, 135-139. 2017.

LIU, C.; KOTA, S.; ZACHARA, J. M.; FREDRICKSON, J. K.; BRINKMAN, C. K. Kinetic analysis of the bacterial reduction of goethite. **Environmental Science & Technology**, v. 35, n. 12, p. 2482-2490, 2001.

LIU, S. V.; ZHOU, J.; ZHANG, C.; COLE, D. R.; Gajdarziska-Josifovska, M.; Phelps, T. J. Thermophilic Fe (III)-reducing bacteria from the deep subsurface: the evolutionary implications. **Science**, v. 277, n. 5329, p. 1106-1109, 1997.

LIU, Y.; HUANG, L.; DONG, G.; LIU, G.; WU, X.; WANG, C.; WANG, L. Enhanced granulation and methane recovery at low load by down flow sludge circulation in anaerobic treatment of domestic wastewater. **Bioresource technology**, 249, 851-857. 2018.

LOVLEY, D. R.; GIOVANNONI, S. J.; WHITE, D. C.; CHAMPINE, J. E.; PHILLIPS, E. J. P.; GORBY, Y. A.; Goodwin, S. *Geobacter metallireducens* gen. nov. sp. nov., a microorganism capable of coupling the complete oxidation of organic compounds to the reduction of iron and other metals. **Archives of microbiology**, v. 159, n. 4, p. 336-344, 1993.

LOVLEY, D. R.; HOLMES, D. E.; NEVIN, K. P. Dissimilatory Fe (III) and Mn (IV) reduction. **Advances in Microbial Physiology**, v. 49, p. 219-286, 2004.

LOVLEY, D. R.; WOODWARD, J. C.; CHAPPELLE, F. H. Simulated anoxic biodegradation of aromatic hydrocarbons using Fe (III) ligands. **Nature**, 370: 128-131, 1994.

LOVLEY, D. R. Dissimilatory Fe (III) and Mn (IV) reduction. **Microbiological Reviews**, v. 55, n. 2, p. 259, 1991.

LOVLEY, D. R. Extracellular electron transfer: wires, capacitors, iron lungs, and more. **Geobiology**, v. 6, n. 3, p. 225-231, 2008.

LOVLEY, D. R.; BAEDECKER, M. J.; LONERGAN, D. J.; COZZARELLI, I. M.; PHILLIPS, E. J. P.; SEIGEL, D. I. Oxidation of aromatic contaminants coupled to microbial iron reduction. **Nature**, v. 339, n. 6222, p. 297-300, 1989.

LOVLEY, D. R.; PHILLIPS, E. J. P. Availability of ferric iron for microbial reduction in bottom sediments of the freshwater tidal Potomac River. **Appl. Environ. Microbiol.** 52, 751-757, 1986.

LOVLEY, D. R.; PHILLIPS, E. J. P. Rapid assay for microbially reducible ferric iron in aquatic sediments. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 53, n. 7, p. 1536-1540, 1987.

LOWER, S. K.; HOCHELLA, M. F.; BEVERIDGE, T. J. Bacterial recognition of mineral surfaces: nanoscale interactions between *Shewanella* and α -FeOOH. **Science**, v. 292, n. 5520, p. 1360-1363, 2001.

LUU, Y.S.; RAMSAY, J. A. Review: microbial mechanisms of accessing insoluble Fe (III) as an energy source. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 19, n. 2, p. 215-225, 2003.

MACALADY, J.; BANFIELD, J. F. Molecular geomicrobiology: genes and geochemical cycling. **Earth and Planetary Science Letters**, v. 209, n. 1, p. 1-17, 2003.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; DUNLAP, P. V.; CLARK, D. **P. Microbiologia de BROCK**. Artmed, 2004.

MANAHAN, S. E. **Química ambiental**. Bookman Editora. 2016.

MARGUTI, A. L.; FILHO, S. S. F.; PIVELI, R. P. Otimização de processos físico-químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processos de precipitação química com cloreto férrico. **Artigo Técnico**. Engenharia Sanitária Ambiental. v. 13. n. 4. p. 395 – 404. 2008.

MARSHALL, M. J.; BELIAEV, A. S.; DOHNALKOVA, A. C.; KENNEDY, D. W.; SHI, L.; WANG, Z.; FREDRICKSON, J. K. C-Type cytochrome-dependent formation of U (IV) nanoparticles by *Shewanella oneidensis*. **PLoS biology**, v. 4, n. 8, p. 268, 2006.

MASSCHELEIN, W. J.; DEVLEMINCK, R.; GENOT, J. The feasibility of coagulant recycling by alkaline reaction of aluminium hydroxide sludges. **Water Research**, 19 (11), 1363-1368. 1985.

MAZZUCO, L.M. **Atenuação natural de hidrocarbonetos aromáticos em aquíferos contaminados com óleo diesel**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, SC. 2004.

MEHER, L. C.; SAGAR, D. V.; NAIK, S. N. Technical aspects of biodiesel production by trans esterification—a review. **Renewable and sustainable energy reviews**, 10(3), 248-268. 2006.

MELO, G. M. P.; MELO, V. P.; MELO, W. J. Metais pesados no ambiente decorrente da aplicação de lodo de esgoto em solo agrícola. **BRASIL. Ministério do Meio**

Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Processos. Brasília: MMA, CONAMA. 2004.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos.** McGraw Hill Brasil. 2015.

MORADIHAMEDANI, P.; ABDULLAH, A. H. High-performance cellulose acetate/polysulfone blend ultrafiltration membranes for removal of heavy metals from water. **Water Science and Technology**, 75(10), 2422-2433. 2017.

MORGAN, B.; LAHAV, O. The effect of pH on the kinetics of spontaneous Fe (II) oxidation by O₂ in aqueous solution—basic principles and a simple heuristic description. **Chemosphere**, 68.11: 2080-2084. 2007.

MOTA L.; DI VITTA P.B. Química forense: utilizando métodos analíticos em favor do poder judiciário. **Rev. Acad. Oswaldo Cruz** 1, 2014.

MYERS, C. R.; MYERS, J. M. Cell surface exposure of the outer membrane cytochromes of *Shewanella oneidensis* MR-1. **Letters in Applied Microbiology**, v. 37, n. 3, p. 254-258, 2003.

MYERS, C.; NEALSON, K. Respiration-linked proton translocation coupled to anaerobic reduction of manganese (IV) and iron (III) in *Shewanella putrefaciens* MR-1. **J. Bacteriol.** 172, 6232–6238. 1990.

NAIR, A. T.; AHAMMED, M. M. Influence of sludge characteristics on coagulant recovery from water treatment sludge: a preliminary study. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, 19(3), 1228-1234. 2017.

NAVAS-MOLINA, J. A.; PERALTA-SÁNCHEZ, J. M.; GONZÁLEZ, A.; MCMURDIE, P. J.; VÁZQUEZ-BAEZA, Y.; XU, Z.; ... HUNTLEY, J. Advancing our understanding of the human microbiome using QIIME. In **Methods in enzymology**. vol. 531, pp. 371-444. Academic Press. 2013.

NEVIN, K. P.; HOLMES, D. E.; WOODARD, T. L.; HINLEIN, E. S.; OSTENDORF, D. W.; LOVLEY, D. R. *Geobacter bemidjensis* sp. nov. and *Geobacter psychrophilus*

sp. nov., two novel Fe (III)-reducing subsurface isolates. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 55, n. 4, p. 1667-1674, 2005.

NEWMAN, D. K.; BANFIELD, J. F. Geomicrobiology: how molecular-scale interactions underpin biogeochemical systems. **Science Signaling**, v. 296, n. 5570, p. 1071, 2002.

NOUREDDINE, H.; FAKIH, M.; MAKHOUR, Y.; ZEINEDDINE, D.; BOUSSERRHINE, N. Co and Mn decrease chemical and biological reduction rate of iron oxyhydroxides. **Physics Procedia**, 21, 211-219. 2011.

OBUEKWE, C. O.; WESTLAKE, D. W. S. Effects of medium composition on cell pigmentation, cytochrome content, and ferric iron reduction in a *Pseudomonas* sp. isolated from crude oil. **Canadian Journal of Microbiology**, 28(8), 989-992. 1982.

OHMURA, N.; SASAKI, K.; MATSUMOTO, N.; SAIKI, H. Anaerobic respiration using Fe³⁺, S₀, and H₂ in the chemolitho autotrophic bacterium *Acidithiobacillus ferrooxidans*. **Journal of bacteriology**, v. 184, n. 8, p. 2081-2087, 2002.

OKUDA, T.; NISHIJIMA, W.; SUGIMOTO, M.; SAKA, N.; NAKAI, S.; TANABE, K.; OKADA, M. Removal of coagulant aluminum from water treatment residuals by acid. **Water research**, 60, 75-81. 2014.

OLIVE, N. **Design of a chemically enhanced primary treatment plant for the city of Alfenas, Minas, Gerais, Brazil**. Dissertation, Massachusetts Institute of Technology. 2002.

PAN, Y.; YANG, X.; XU, M.; SUN, G. The role of enriched microbial consortium on iron-reducing bioaugmentation in sediments. **Frontiers in microbiology**, 8. 2017.

PAVANELLI, G. Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada. **Dissertação**. São Carlos. p.223. 2001.

PENG, H.; ZHANG, Y.; TAN, D.; ZHAO, Z.; ZHAO, H.; QUAN, X. Roles of magnetite and granular activated carbon in improvement of anaerobic sludge digestion. **Bioresource technology**, 249, 666-672. 2018.

PICARDAL, F.; ARNOLD, R. G.; HUEY, B. B. Effects of electron donor and acceptor conditions on reductive dehalogenation of tetrachloromethane by *Shewanella putrefaciens* 200.**Applied and Environmental Microbiology**, v. 61, n. 1, p. 8-12, 1995.

PIGEON, P. E.; LINSTEDT, K. D.; BENNETT, E. R. Recovery and reuse of iron coagulants in water treatment. **Journal-American Water Works Association**, 70(7), 397-403. 1978.

PINTO, A. J.; RASKIN, L. PCR biases distort bacterial and archaeal community structure in pyrosequencing datasets. **PLoS ONE**. v.7, n. 8, 2012.

POURBAIX, M. **Lectures on electrochemical corrosion**. 1973.

QIN, J. J.; LI, Y.; LEE, L. S.; LEE, H. Cellulose acetate hollow fiber ultrafiltration membranes made from CA/PVP 360 K/NMP/water.**Journal of Membrane Science**,218(1), 173-183.2003.

RAO, G. G.; SOMIDEVAMMA, G. Volumetric determination of iron (III) with hydroxylamine as a reducing agent.**Fresenius' Journal of Analytical Chemistry**,165(6), 432-436. 1959.

RAT'KO, A. I.; IVANETS, A. I.; SAKHAR, I. O.; DAVYDOV, D. Y.; TOROPOVA, V. V.; RADKEVICH, A. V. The retentiveness of ceramic microfiltration membranes with respect to ferric iron ions.**Protection of Metals and Physical Chemistry of Surfaces**,48(5), 553-556.2012.

RÖLING, W. F., HEAD, I. M., & LARTER, S. R. The microbiology of hydrocarbon degradation in subsurface petroleum reservoirs: perspectives and prospects.**Research in Microbiology**, v. 154, n. 5, p. 321-328, 2003.

ROSA, A.P. Processos de biorremediação na mitigação do impacto ambiental, devido a eventuais derrames de óleo na bacia de campos. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF), Macaé, RJ. 2001.

SANTANA-CASIANO, J. M.; GONZÁLEZ-DÁVILA, M.; MILLERO, F. J. Oxidation of nanomolar levels of Fe (II) with oxygen in natural waters.**Environmental science & technology**,39(7), 2073-2079. 2005.

SANTOS, J. F. D. **Desenvolvimento e avaliação do desempenho de flotador alternativo para tratamento de água residuária sintética da indústria de alimentos**.2008.

SCALA, D. J., HACHERL, E. L., COWAN, R., YOUNG, L. Y., & KOSSON, D. S. Characterization of Fe (III)-reducing enrichment cultures and isolation of Fe (III)-reducing bacteria from the Savannah River site, South Carolina.**Research in microbiology**, v. 157, n. 8, p. 772-783, 2006.

SCHINK, B.; THOMPSON, T. E.; ZEIKUS, J. G. Characterization of *Propionispira arboris* gen. nov. sp. nov.; a nitrogen-fixing anaerobe common to wetwoods of living trees.**Microbiology**,128(11), 2771-2779.1982.

SCHLOSS, P. D. The Effects of Alignment Quality, Distance Calculation Method, Sequence Filtering, and Region on the Analysis of 16S rRNA Gene-Based Studies. **PLoS ONE**. v.6, n.7, 2010.

SHAPIRO, J. On the measurement of ferrous iron in natural waters.**Limnology and Oceanography**,11(2), 293-298.1966.

SHI, L.; SQUIER, T. C.; ZACHARA, J. M.; e FREDRICKSON, J. K. Respiration of metal (hydr) oxides by *Shewanella* and *Geobacter*: a key role for multihaem c-type cytochromes.**Molecular Microbiology**, v. 65, n. 1, p. 12-20, 2007.

SILVA, C. L.; SILVA, A. L.; DE MEDEIROS, S. R.; LIMA, L. F.; e BLAHA, C. A. Detecção de bactérias redutoras de Fe (III), em mangue da bacia petrolífera potiguar com potencial biodegradador de petróleo. 2007.

SILVA, C. V. A. **Remoção de fósforo em estação compacta de tratamento de esgotos sanitários através de precipitação química**.Dissertação. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória. p. 119. 2009.

SKORONSKI, E.; OHRT, A. C.; DE OLIVEIRA CORDELLA, R.; TREVISAN, V.; FERNANDES, M.; MIGUEL, T. F.; MARTINS, P. R. Using Acid Mine Drainage to Recover a Coagulant from Water Treatment Residuals. **Mine Water and the Environment**, 36(4), 495-501. 2017.

SLOBODKIN, A. I. Thermophilic microbial metal reduction. **Microbiology**, v. 74, n. 5, p. 501-514, 2005.

SLOBODKIN, A. I.; JEANTHON, C.; L'HARIDON, S.; NAZINA, T.; MIROSHNICHENKO, M.; e BONCH-OSMOLOVSKAYA, E. Dissimilatory reduction of Fe (III) by thermophilic bacteria and archaea in deep subsurface petroleum reservoirs of Western Siberia. **Current Microbiology**, v. 39, n. 2, p. 99-102, 1999.

STEPHENSON, R. J.; DUFF, S. J. Coagulation and precipitation of a mechanical pulping effluent—I. Removal of carbon, colour and turbidity. **Water research**, 30(4), 781-792. 1996.

SYLDATK, C.; WAGNER, F. **Production of biosurfactant, in Biosurfactants and biotechnology**, Kosaric, N., Cairns, W.L., & Gary, N.C.C. (eds). Marcel Dekker, New York, USA. pp. 89–119. 1987.

TABOSA, M.; SOARES, L.; SAAVEDRA, G. Utilização do glicerol como fonte de carbono em fermentação submersa. **XVII Simpósio Nacional de Bioprocessos**. Natal/RN. 2009.

TAPANES, N. C.; ARANDA, D. A. G.; PEREZ, R. S.; CRUZ, Y. R. Biodiesel no Brasil: matérias primas e tecnologias de produção. **Acta Sci Tech**, 1(1), 119-125. 2013.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L. Wastewater engineering. **Management**, v. 7, p. 1-4, 1991.

THORPE, C. L.; MORRIS, K.; BOOTHMAN, C.; LLOYD, J. R. Alkaline Fe (III) reduction by a novel alkali-tolerant *Serratia* sp. isolated from surface sediments close to Sellafield nuclear facility, UK. **FEMS microbiology letters**, v. 327, n. 2, p. 87-92, 2012.

TIBURTIUS, E. R. L.; PERALTA-ZAMORA, P.; LEAL, E. S. Contaminação de águas por BTXS e processos utilizados na remediação de sítios contaminados. **Química Nova** 27: 441-446. 2004.

VIDELA, H. A.; HERRERA, L. K. Understanding microbial inhibition of corrosion. A comprehensive overview. **International Biodeterioration & Biodegradation**, 63(7), 896-900. 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**(Vol. 1). Editora UFMG. 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**(Vol. 1). Editora UFMG. 2005.

WANG, X. J.; YANG, J.; CHEN, X. P.; SUN, G. X.; e ZHU, Y. G. Phylogenetic diversity of dissimilatory ferric iron reducers in paddy soil of Hunan, South China. **Journal of Soils and Sediments**, v. 9, n. 6, p. 568-577, 2009.

WANG, Y.; TNG, K. H.; WU, H.; LESLIE, G.; WAITE, T. D. Removal of phosphorus from wastewaters using ferrous salts—a pilot scale membrane bioreactor study. **Water research**, 57, 140-150. 2014.

WEBER, K. A.; ACHENBACH, L. A.; e COATES, J. D. Microorganisms pumping iron: anaerobic microbial iron oxidation and reduction. **Nature Reviews Microbiology**, v. 4, n. 10, p. 752-764, 2006.

WITHERS, P.J.A.; JARVIE, H.P.; STOATE, C. Quantifying the impact of septic tank systems on eutrophication risk in rural headwaters. **Environment International**. vol. 37. n.3, p. 644-653. 2011.

XU, G. R.; YAN, Z. C.; WANG, Y. C.; WANG, N. Recycle of Alum recovered from water treatment sludge in chemically enhanced primary treatment. **Journal of Hazardous Materials**, 161(2), 663-669. 2009.

XU, Y.; HE, Y.; FENG, X.; LIANG, L.; XU, J.; BROOKES, P. C.; WU, J. Enhanced abiotic and biotic contributions to dechlorination of pentachlorophenol during Fe (III)

reduction by an iron-reducing bacterium *Clostridium beijerinckii* Z. **Science of the Total Environment**, 473, 215-223. 2014.

YANG, L.; WEI, J.; ZHANG, Y.; WANG, J.; WANG, D. Reuse of acid coagulant-recovered drinking waterworks sludge residual to remove phosphorus from wastewater. **Applied Surface Science**. 305: 337-346. 2014.

YI, W.; WANG, B.; QU, D. Diversity of isolates performing Fe (III) reduction from paddy soil fed by different organic carbon sources. **African Journal of Biotechnology**. v. 11, n. 19, p. 4407-4417, 2012.

YOUSSEF, N.; SHEIK, C. S.; KRUMHOLZ, L. R.; NAJAR, F. Z.; ROE, B, A.; ELSHAHED, M. S. Comparison of species richness estimates obtained using nearly complete fragments and simulated pyrosequencing - generated fragments in 16S rRNA gene-based environmental surveys. *Applied Environmental Microbiology*, v, 75, p. 5227–5236, 2009.