

II-203 - ESTUDO DA AÇÃO DE CONSÓRCIOS MICROBIANOS NA REMEDIAÇÃO DE ÁGUAS CONTAMINADAS

Viviane Nascimento da Silva e Sá ⁽¹⁾

Bacharel e licenciada em Ciências Biológicas pelo Instituto de Biociências da Universidade do Grande Rio. Mestre em Engenharia Ambiental pela Escola Politécnica da Universidade Federal do Rio de Janeiro (PEA/UFRJ). Doutoranda em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos na Escola de Química (EQ/UFRJ).

Fabiana Valéria da Fonseca ⁽²⁾

Engenheira Química pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Mestre e Doutora em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos na Escola de Química (EQ/UFRJ).

Leila Yone Reznik ⁽³⁾

Engenheira Química pela Universidade Federal Rio de Janeiro. Mestre e Doutora em Engenharia Metalúrgica e de materiais (COPPE/UFRJ).

Tito Lívio Moitinho Alves ⁽⁴⁾

Engenheiro Químico pela Universidade Federal da Bahia, Mestre e Doutor em Engenharia Química pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

Endereço ⁽¹⁾: Avenida Athos da Silveira Ramos, Bloco E, Centro de Tecnologia, Ilha do Fundão - CEP: 21941-909 - Brasil - Tel.: (21) 2562-7346 - e-mail: viivianenascimento@gmail.com

RESUMO

O presente trabalho tem como objetivo investigar o potencial da ação de consórcios microbianos (CM) como uma aplicação para a redução de matéria orgânica em matrizes ambientais. O estudo foi conduzido em uma unidade de bancada durante 4 semanas e neste período foram avaliados o percentual de redução de matéria orgânica na corrente aquosa, a redução do volume de lodo e o efeito sobre corrosão de corpos de prova de aço carbono. Nas condições estudadas, houve destaque para o resultado obtido a amostra de efluente sanitário tratada por 10mL/L do CM, quando foi verificada a ação protetora contra a corrosão em cupons de aço carbono (AISI1020), obtendo-se resultados satisfatórios quando da exposição destes por 1 semana com redução da taxa de corrosão em 60%. Para as amostras de lodo o consórcio microbiano também mostrou-se promissor com redução de até 2,5 % do volume de lodo em 2 semanas. O efeito de redução não foi verificado sobre as concentrações de matéria orgânica na corrente aquosa, porém houve uma redução de 42% na concentração da matéria orgânica sobre o lodo.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de água, consórcios microbianos, redução do lodo, biofilme, corrosão.

INTRODUÇÃO

A recuperação de ambientes degradados por rejeitos industriais e urbanos utilizando microrganismos como catalisadores têm sido amplamente estudadas (WAITE C., SILVA G., BITENCOURT J., SABADINI-SANTOS E., CRAPEZ, 2016). Embora processos físico-químicos de tratamento possam ser empregados com certa eficiência, o uso de processos biológicos muitas vezes é mais indicado devido à maior capacidade de assimilação de variados compostos químicos presentes nos efluentes por parte da diversidade microbiana presente neste tratamento, sendo esta uma grande vantagem (VAN LOOSDRECHT; SALEM, 2006). Neste ponto, os microrganismos se destacam por sua velocidade metabólica e capacidade de solubilização de diversos compostos (MOHANAKRISHNA; SRIKANTH; PANT, 2016).

Muitos desses consórcios microbianos são obtidos através de técnicas de enriquecimento de microrganismos a partir de amostras de solo de locais preservados da natureza. O produto final, também conhecido como Microrganismos Efetivos (ME), integra um consórcio de bactérias lácticas, bactérias fotossintetizantes, leveduras entre outros microrganismos encontrados no solo, sendo desenvolvido com a finalidade de proporcionar a revitalização de solos através da sua inoculação nestes. Essa combinação favorece a aceleração da decomposição da matéria orgânica por meio da degradação de proteínas, e liberação de enzimas e ácidos orgânicos que irão promover a melhoria do ambiente tratado através da supressão das bactérias termotolerantes por meio de exclusão competitiva (HIGA, T; WIDIDANA, 1991).

Tem havido grande sucesso na aplicação de ME em sistemas sépticos, lagoas e sistemas de lodos ativados, reduzindo indicadores de qualidade de água como DBO, COD, TSS, odor de esgoto, coliformes, etc (SHANKA, et al., 2002).

Estudos anteriores mostram que, apesar de ter sua ação estabelecida em diversas matrizes ambientais, os resultados obtidos são distintos. Esse desempenho divergente demonstra ainda a necessidade de estudos que visem complementar a compreensão sobre a ação do produto, pois a associação do ME como tratamento complementar deve estar delimitada por estudos conclusivos. Sendo composto por determinadas populações microbianas se faz necessária a compreensão da sua interação efluentes e outros microrganismos presentes neste sistema. No que diz respeito aos trabalhos anteriores, Lokare et al (2007) citam a importância da confiabilidade sobre os dados gerados em pesquisas sobre o ME e os resultados apresentados na Tabela 1 reforçam a importância dessas pesquisas quanto a comparação desses estudos para a viabilidade do uso.

Tabela 1 – Uso do ME associado a diferentes matrizes ambientais

Matriz	Observações	Resultados	Referência
Águas residuárias (aquicultura)	Uso associado a microalga (<i>Chlorella sp</i>) para redução de amônia e fósforo.	Redução do Fósforo (99%), redução na amônia (97%) Após 1 semana, houve aumento dos parâmetros fosforo e amônia, devido à liberação do teor de nutrientes absorvidos da biomassa microbiana à medida que o ME entrou na fase estacionária devido à depleção do substrato para sustentar o seu crescimento.	(LANANAN et al., 2014a)
Águas residuárias (tratamento de efluentes)	Redução do volume de lodo em estações de tratamento de efluentes e fossas sépticas	Sem efeito sobre a redução do volume de lodo (expresso em sólidos suspensos) apesar de apresentar flutuações ao longo do tratamento	(SZYMANSKI; PATTERSON, 2003)
Águas residuárias (tratamento de efluentes)	Diferentes dosagens, com melhor desempenho em 1 mL/L	Obteve eficiência de remoção de 83,5%, 91,5% e 96,0% de TSS, DQO e DBO	(KARAMANY; SHATOURY, 2013)
Água de abastecimento (Malásia)	Uso associado a <i>mudballs</i>	Supressão de patogênicos e eliminação de odores	(ZAKARIA; GAIROLA; SHARIFF, 2010)
Resíduos Bovinos	Digestão anaeróbia, com diferentes dosagens (1, 10, 15% m/V) sendo verificada a melhor condição de dosagem em 15%	Diminuição dos valores DQO em 79% e Sólidos Totais em 42%	(BATISTA, 2014)

Continuação da Tabela 1

Matriz	Observações	Resultados	Referência
Águas residuárias	Efeito sobre os hidrocarbonetos policíclicos (HPA) contidos em lodos de três diferentes origens (águas residuais lácteas, lodo de flotação e lodo misto)	Redução de HPA de 70% em lodo de águas residuais lácteas e 65,7% em lodos mistos. Aumento de 280% para lodos de flotação	(BORUSZKO, 2017)
Águas superficiais (lagos eutrofizados)	Efeito sobre <i>bloom</i> de cianobactérias com uso associado a <i>mudballs</i>	Efeito somente em altas concentrações, no entanto com o aumento da dosagem, houve redução da concentração de O.D	(LURLING; TOLMAN; VAN OOSTERHOUT, 2010)
Águas cinzas	Para reuso	As taxas de remoção atingiram 98,1, 91,1, 96,1 e 96,2% para o TSS, COD, BOD5 e óleos e graxas, respectivamente	(ABDEL-SHAFY; AL-SULAIMAN; MANSOUR, 2014)

Devido à versatilidade da aplicação deste consórcio apresentada por diversos autores (GUNNARSDOTTIR et al., 2014; HU; QI, 2013; KHALIQ; ABBASI; HUSSAIN, 2006; LANANAN et al., 2014b) e considerando que no tratamento de efluentes convencional os microrganismos não são totalmente removidos, a alta concentração microbiana presente nos efluentes aumenta a potencialidade da corrosão induzida por microrganismos (CIM), o que pode comprometer a integridade da superfície metálica favorecendo a formação de ambiente corrosivo nos equipamentos e tubulações de estações de tratamento, causando diversos prejuízos em função da ruptura e consequente vazamento de esgotos (ALBUQUERQUE; NEVES, 2014; SCHUMERTH, 2006).

A CIM ocorre na presença de biofilmes que são capazes de modificar as condições químicas na superfície metálica e criar mudanças locais no tipo e na taxa das reações eletroquímicas envolvidas no processo de corrosão. Mas nem todos os biofilmes induzem a corrosão e nem sempre é possível relacionar os processos corrosivos a consórcios bacterianos ou ao número de bactérias (D. THIERRY, 1997).

A limpeza periódica dos sistemas e tubulações pode ser feita por métodos mecânicos e químicos, com a adição de agentes dispersantes que evitem a deposição biológica, facilitando depois a remoção destes, evitando assim a probabilidade de corrosão por aeração diferencial, e o desenvolvimento de bactérias anaeróbicas embaixo desses depósitos (GENTIL, 2011).

No caso dos sistemas de tratamento de efluentes secundários, não é previsto a dosagem de agentes antimicrobianos após a finalização desta etapa. Logo, a presença remanescente dos microrganismos pode promover uma atividade indesejável microbiana como a corrosão das tubulações de transporte de efluentes (MADIGAN, et al, 2010). O efeito de microrganismos seja sobre o aumento ou a diminuição da corrosão ocorre em superfícies colonizadas na presença de biofilmes (JUZEIUNAS et al., 2006). Neste ponto a dosagem de ME pode ser uma opção promissora complementar ao tratamento, uma vez que são apresentados por outros autores (BORUSZKO; BUTAREWICZ, 2015; HIGA T; WIDIDANA, 1991; SAMPAOTONG et al., 2016) sua atividade antimicrobiana sobre a outros microrganismos.

O objetivo geral deste trabalho é avaliar a aplicação de um consórcio microbiano, visando a biorremediação das amostras estudadas, neste caso: amostras de águas superficiais marinhas e lodo de praias próximas à Ilha do Fundão na Baía de Guanabara, com características que permitam a autodepuração ambiental, bem como a avaliação desta aplicação na presença de corpos de prova em ensaios de corrosão, como escolha de uma ferramenta auxiliar no tratamento de efluentes.

MATERIAIS E MÉTODOS

Coleta de amostras

As amostras aquosas e de lodo foram coletadas na Baía de Guanabara, região próxima a Ilha do Fundão, na cidade do Rio de Janeiro. No momento da coleta, foram adicionados os conservantes (HCl, H₂SO₄ ou HNO₃) necessários conforme a análise a ser realizada e foram armazenadas em temperatura de 4±1 °C até a montagem do experimento. Os experimentos foram conduzidos no Labtare - (Laboratório de Reuso de Aguas e Efluentes) - Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Caracterização das amostras

A Tabela 2 apresenta os parâmetros e métodos utilizados na caracterização das correntes coletadas antes e após o experimento.

Tabela 2 - Caracterização das correntes estudadas – corrente aquosa e fase sólida

PARÂMETROS	AMOSTRA	TÉCNICA ANALÍTICA	UNIDADE
PH	Água / Efluente	Direto, Potenciométrico	-----
OD	Água / Efluente	Direto, Potenciométrico	mg/L
CONDUTIVIDADE	Água	Direto, Potenciométrico	mS/cm
DQO	Água	Standard Methods, refluxo fechado	mg/L
MATÉRIA ORGÂNICA	Sedimentos	Massa seca	%
NITROGÊNIO AMONICAL	Água	Standard Methods, eletrodo seletivo	mg/L
FOSFATO	Água	Standard Methods, Kit Hach	mg/L
TAXA DE CORROSÃO	Efluente	Gravimétrico	mm/ano

Análises preliminares

Preliminarmente foi avaliado o efeito do aumento da concentração do ME sobre a carga orgânica. Esta avaliação foi realizada com o acompanhamento dos parâmetros Demanda Química de Oxigênio e Carbono Orgânico Total. Os testes foram realizados com diferentes concentrações de ME em água destilada, visto que a finalidade era avaliar a contribuição do produto sobre esses dois parâmetros principais, já que a formulação do produto é composta de microrganismos e melado de cana.

Foi também realizada uma etapa de avaliação da redução do volume de sedimento, com uma dosagem fixa de ME (10mL/L). Nesta fase foi avaliada a taxa de corrosão em corpos de prova de aço de carbono AISI1020. Para o estudo de degradação da matéria orgânica no sedimento foram utilizadas amostras de lodo e para o estudo de corrosão foi utilizada amostra da corrente aquosa.

Ativação do consórcio microbiano

O ME foi adquirido em estado de dormência e foi ativado conforme indicação do fabricante (90% de água 5% de melado de cana e 5% de ME) e foi cultivado a 30 °C em estufa bacteriológica (Marca Quimis). O objetivo da ativação é produzir microrganismos de segunda geração a partir da solução estoque (MAALIM et al., 2013). Para acompanhamento do crescimento celular foi realizada da leitura de absorbância (600 nm) em espectrofotômetro (agilent/8453) e a análise de peso seco. Foi acompanhado também a variação de pH neste período.

Avaliação da redução do volume de sedimento

Em uma proveta com capacidade de 250 mL foram adicionados os sedimentos oriundos em dois pontos distintos da Baía de Guanabara. Foram dosados 10 mL/L de ME, misturados com bastão de vidro e deixados em repouso por 2 semanas para avaliação da redução do volume de sedimento.

Análise do teor de matéria orgânica no sedimento

Após 4 semanas do ensaio foram retiradas alíquotas de 100 g do sedimento e pesadas 15 g em balança analítica digital GEHAKA AG-200, para determinação do teor de matéria orgânica. A determinação do teor de matéria orgânica foi realizada de acordo com o método citado por Silva (2012) que estabelece a

determinação da matéria orgânica por oxidação a quente com o cálculo através da perda de massa. As amostras do sedimento foram secas em estufa (Estufa de esterilização e secagem Gehaka G4023D) na temperatura 105°C por 24 horas. Finalizado este tempo, as amostras acondicionadas nos cadinhos de cerâmica foram levadas à mufla (Quimis) e incineradas à temperatura de 550 °C por 3 horas. Posteriormente foi levado à estufa por 30 minutos à 60 °C para resfriamento e acondicionado em dessecador com sílica. Após resfriamento à temperatura ambiente as cinzas foram pesadas em balança analítica. A determinação do teor de matéria orgânica foi realizada em razão da perda de massa em função das variações de temperaturas utilizadas no teste (105 °C e 550°C). Utilizando-se a Equação 1:

$$MO\% = (P - (T - C)) \times \frac{100}{P}$$

Error!

Bookmark not defined.(Equação 1)

onde:

P= peso da amostra (g), após 105 °C C= tara do Cadinho (g) T=peso (g), após 550°C

Montagem do aparato experimental

Para avaliação da ação biorremediadora na fase aquosa, com a finalidade de simular as condições encontradas no ambiente natural, foram montados 4 experimentos (controle, dosagens de ME 0,5 mL/L, 1,0 mL/L e 2,0 mL/L) em um recipiente plástico com capacidade de 14 L com camadas intercaladas de areia (1 cm), sedimento (1,5cm) e 7,0 L de água. Este sistema permaneceu em estabilização por 24 horas. Após este tempo, um compartimento contendo mais 2,0 L de água foi utilizado a fim de manter uma circulação contínua do fluxo, com bomba submersa (mini C - Sarlobetter) numa taxa média de 1,0 L/hora. Todas as medições e dosagem de produto foram realizadas neste compartimento, a fim de evitar perturbações nos compartimentos-teste. As imagens da Figura 1 indicam a o esquema experimental:

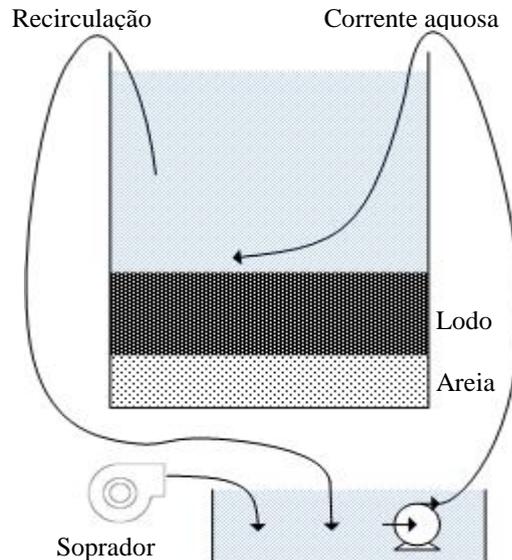


Figura 1 – Esquema do teste de bancada – Primeira camada: Areia; Segunda camada: Lodo; Terceira camada: Água Tempo total do experimento: 4 semanas.

Montagem e realização do ensaio de corrosão

O estudo de corrosão da água tratada com o ME foi realizado com 4 amostras de aço carbono AISI 1020 que foram previamente preparadas (Figura 2) conforme Norma ASTM G31 (ASTM, 2003a), submetidos ao processo de imersão total, em temperatura ambiente.

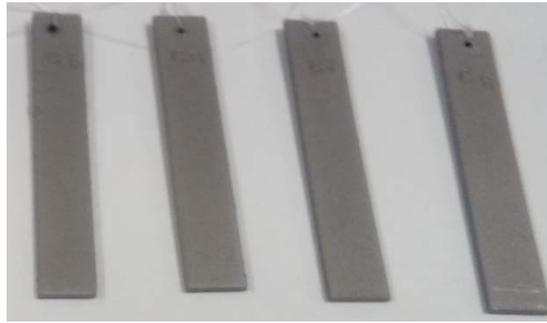


Figura 2 - Cupons metálicos AISI 1020 preparados conforme a Norma ASTM G31, antes da imersão

Foram montadas 2 condições experimentais com 4 cupons de aço carbono cada. A primeira condição consistiu em submergir 4 corpos de prova no efluente sem ME e na segunda condição foi adicionado uma dosagem única de ME na concentração 10 mL/L no primeiro dia de experimento e após 168 horas foi determinada a taxa de corrosão por perda de massa. Ao término do ensaio, 3 dos corpos de prova foram retirados e o produto de corrosão foi removido seguindo o método de limpeza química descrito na norma ASTM G1-03 (ASTM, 2003b) e procedeu-se a limpeza mecânica seguida de decapagem com Solução de Clark. O 4º corpo de prova foi removido e reservado para análise de MEV (microscopia eletrônica de varredura). Foi realizado então o cálculo da taxa de corrosão por perda de massa, que utilizou a Equação 2:

$$Tc = \frac{8,76 \times 10^4 \times \Delta m}{A \times t \times d} \quad (\text{Equação 2})$$

Onde:

Δm = perda de massa expressa em g; Tc = taxa de corrosão expressa em $\mu\text{m}/\text{ano}$; d = densidade do corpo-de-prova expressa em g/cm^3 ; A = área do corpo-de-prova expressa em cm^2 ; t = tempo do ensaio expresso em ano.

Avaliação da corrosão em microscópio eletrônico de varredura (MEV)

Para o 4º cupom, após a finalização do experimento, foi realizado o acondicionamento em frasco tipo Falcon de 50 mL e o cupom foi imerso em solução de glutaraldeído 1% por 4 horas. Seguidamente, os corpos de prova foram mergulhados em concentrações crescentes de álcool etílico (50,60,70,80 e 90%) num tempo de 20 minutos por cada concentração. Passado esse tempo, foram mergulhados em álcool etílico absoluto por 20 minutos e depois em acetona por 10 minutos. Foram então retirados e deixados em repouso em dessecador com sílica, dentro do frasco tipo Falcon por 24 horas. Após esse tempo foram metalizados com alvo de ouro em metalizador Quorum, modelo Q 150R ES. Esta camada tem a função de garantir boa produção de elétrons secundários que serão usados na formação da imagem. A avaliação da formação do biofilme nos cupons metálicos foi realizada em microscópio eletrônico de varredura (MEV), FEI Company Quanta 200 com detector de elétrons secundários (ETD) e corrente na faixa de 90-100 μA , sob alto vácuo do Laboratório de Processos de Separação com Membranas e Polímeros e no Núcleo de Catálise da COPPE/UFRJ.

RESULTADOS

Acompanhamento da ativação do ME

A variação da massa celular durante o crescimento microbiano a 30 °C está apresentada na Figura 3A. A fase de crescimento do ME apresentou maior concentração durante a primeira semana de acompanhamento, alcançando 4,0 g/L. Após esse período houve declínio da velocidade, correspondendo à fase estacionária. Sequencialmente foi acompanhado o pH e foi verificada a diminuição dos valores ao longo do tempo. Esse declínio ocorre devido ao acúmulo de metabólitos do processo de fermentação como ácido lático e lactato (OKUDA; HIGA, 1996).

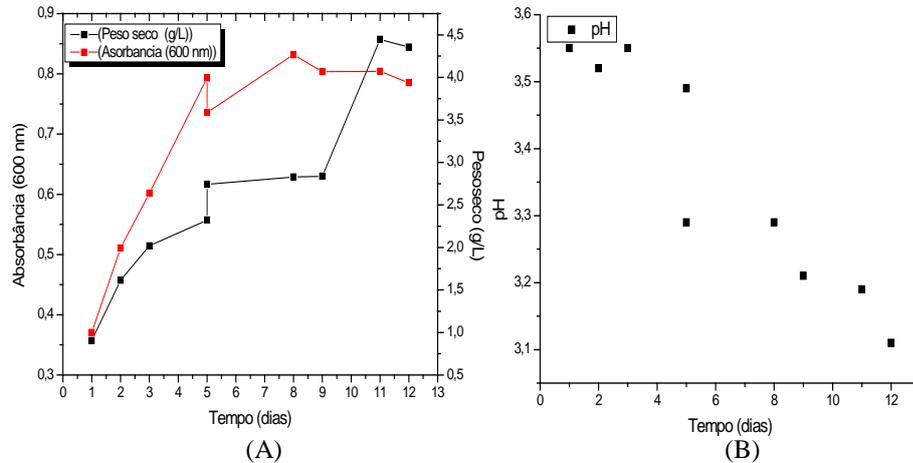


Figura 3 - Concentração celular expressa em peso seco (g/L) e medida da absorbância em 600 nm (A); acompanhamento do pH durante a ativação do ME (B).

De um modo geral, os dados reportados para avaliação do crescimento microbiano estão de acordo com a literatura (GNANADESIGAN et al., 2014; LANANAN et al., 2014a; MAYER et al., 2010; TING et al., 2013; ZAKARIA; GAIROLA; SHARIFF, 2010) que citam que ativação se dá após a 1ª semana, tempo necessário para crescimento de todos os microrganismos presentes neste meio complexo. Maalin et al (2013), também considerou ativação completa em 7 dias e o pH diminuiu de 5,8 para 3,7. de O trabalho de ABDEL-SHAFY & MANSOUR, (2016) indica valores mais altos de pH durante a ativação na faixa entre 6,5-8,0 com queda para 2,95 em cinco dias e infere que o período de incubação tem grande efeito sobre o pH, por haver esgotamento de nutrientes e após 7 dias não houve mais crescimento do ME.

Determinação da matéria orgânica conferida pelo ME

A Figura 3 apresenta os resultados dos testes de acompanhamento da dosagem do ME em água destilada. Foi verificado que houve aumento da concentração de matéria orgânica em DQO e TOC em função do aumento da concentração do produto, este aumento é justificado uma vez que é composto por melado e microrganismos. Esta mesma afirmação é feita no trabalho de Batista, (2014) que também menciona o valor de DQO mais alto na caracterização do produto antes do uso. Foram dosadas as seguintes concentrações de ME: 1,3,5,7,10 mL/L.

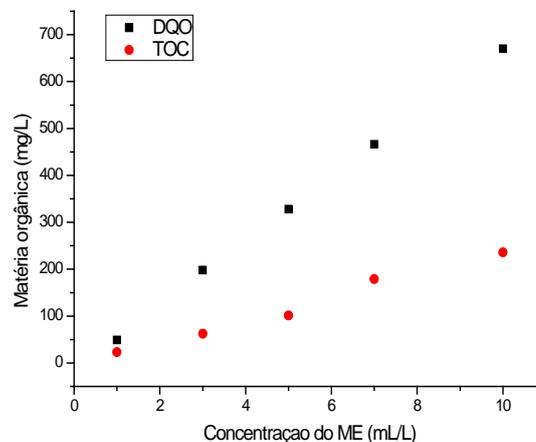


Figura 4- Avaliação da contribuição de TOC e DQO conferida pelo aumento da concentração de ME

Estes resultados serviram como base para a determinação da dosagem ótima do produto e posteriormente foram selecionadas três concentrações para teste a partir também da comparação com a indicação do fabricante e de estudos de diferentes autores com esta aplicação (KARAMANY; SHATOURY, 2013).

Análise de pH, Oxigênio Dissolvido e Condutividade

Durante as 4 semanas de experimento foi verificado que na presença do ME, foi verificado que houve uma evolução dos valores de pH nas três condições de dosagem, isto pode ter acontecido pelo processo de nitrificação, pois em pH neutro a amônia encontra-se sobre a forma de íon amônio (NH_4^+) e com o leve aumento de pH pode favorecer o deslocamento da reação para formação da amônia (NH_3^+). Metcalf & Eddy, (2003) também citam que esta reação favorece a alcalinidade do processo.

Quanto a concentração oxigênio dissolvido houve um aumento mais acentuado, especialmente observada nas condições de dosagem (0,5; 1,0 e 2,0 mL/L) com valor médio inicial de 1,8 e evoluindo até média 3,4 (Figura 5B) que corrobora que após a oxidação do nitrogênio amoniacal (Figura 6B), o consumo de oxigênio é menor. Todos os valores de condutividade apresentaram valores mais elevados ao fim do experimento mesmo na condição controle (Figura 5C), isto pode ter acontecido, devido a alguma perda de água por retirada das alíquotas para análise ou por evaporação, favorecendo o aumento da concentração de íons presentes no sistema. Os valores iniciais foram em média de 29,1 ms/cm para as condições controle e 27, 2 ms/cm para as condições 1,0 mL/L e 2,0 mL/L, finalizando com valores médios de 32,3 ms/cm para as condições controle, 0,5 e 1,0 mL/L e para a condição 2,0 mL/L, 33,17ms/cm.

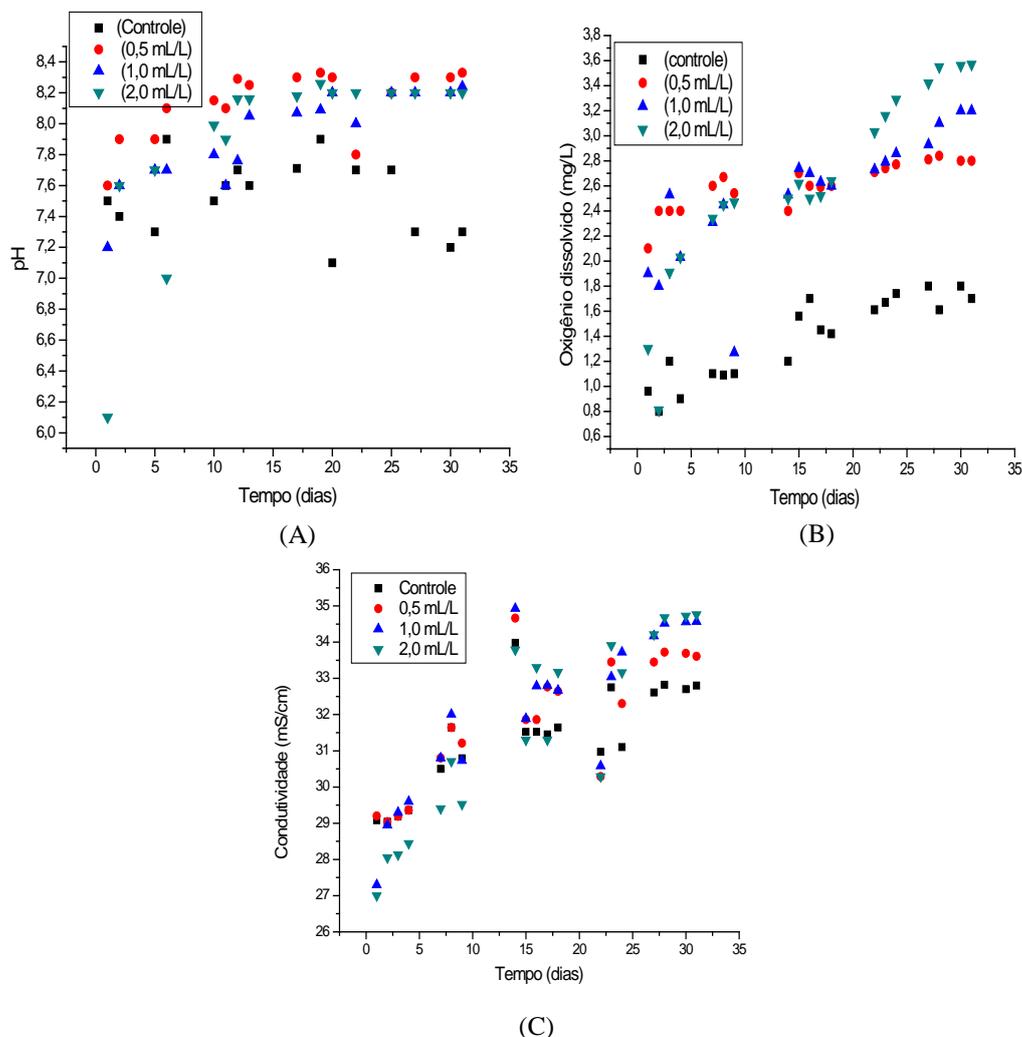


Figura 5 - Acompanhamento de pH (A), Oxigênio Dissolvido(B) e Condutividade (C)

Análise de DQO e Nitrogênio Amoniacal

Na avaliação de DQO, a primeira semana reflete que em função do aumento da concentração de ME, foi observado o aumento do valor da matéria orgânica (141,42; 142,52; 155,6; 157,67 mg/L). Foi verificado um leve aumento de DQO (Figura 6A) para todas condições estudadas, isto pode ter sido devido à natureza cada vez mais facilmente oxidável de decomposição do material na fase sólida que pode ter sido liberada deste compartimento para a fase líquida, com reflexo maior nas maiores concentrações da dosagem do produto. Para o Nitrogênio Amoniacal na primeira semana houve uma redução dos valores quando comparando ao teste controle (27,69; 15,94; 18,99; 13,76 mg/L de $\text{NH}_3\text{-NH}$), na segunda e terceira semanas essa tendência se manteve indicando que houve uma melhora na redução deste parâmetro por ação do ME. Na quarta semana, os valores seguiram nesta tendência, exceto para a 2ª condição de dosagem, mas para a primeira e terceira condição, essa tendência permaneceu (1,55; 0,92; 9,94; 0,8 mg/L de $\text{NH}_3\text{-NH}$) (Figura 6B). Este comportamento pode estar relacionado com o processo de nitrificação que ocorre pela ação microbiana, quando há consumo de amônio, sob condições aeróbias. Embora não tenham sido monitoradas outras formas de nitrogênio, é possível através da avaliação da Figura 6B constatar que houve uma redução do nitrogênio amoniacal assim como a elevação do pH e oxigênio dissolvidos verificados nas Figura 6A e Figura 6C.

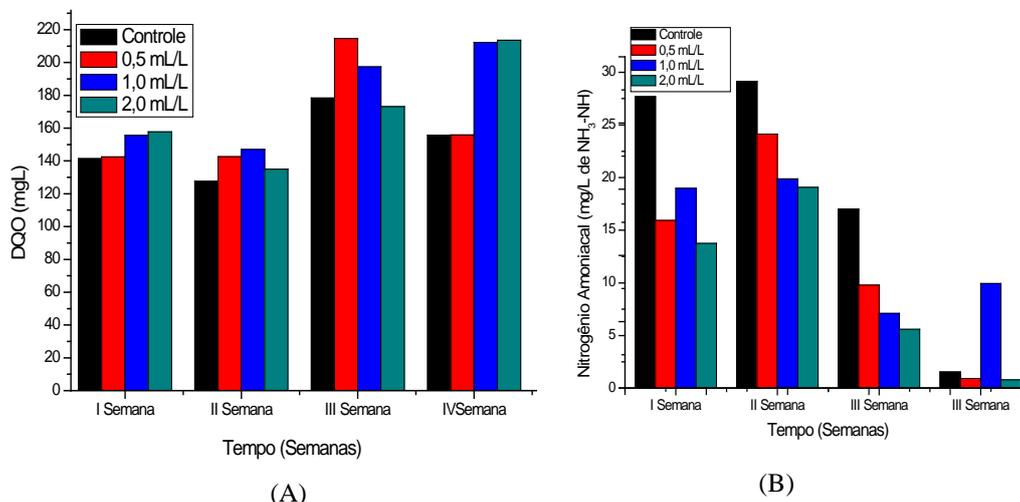


Figura 6 - Acompanhamento de DQO (A); Nitrogênio Amoniacal (B)

AVALIAÇÃO DA REDUÇÃO DO VOLUME DE SEDIMENTO

Com os sedimentos da Baía de Guanabara de dois pontos diferentes, foi observado que em aproximadamente 2 semanas, o ME favoreceu a degradação do sedimento, reduzindo volume inicial do primeiro dia que foi de 250 mL (Figura 7A). Foi observado que no 6º sexto dia já houve uma redução de volume de 2,12% (Figura 7B) e 12º dia (Figura 7C) uma redução de 2,48%.

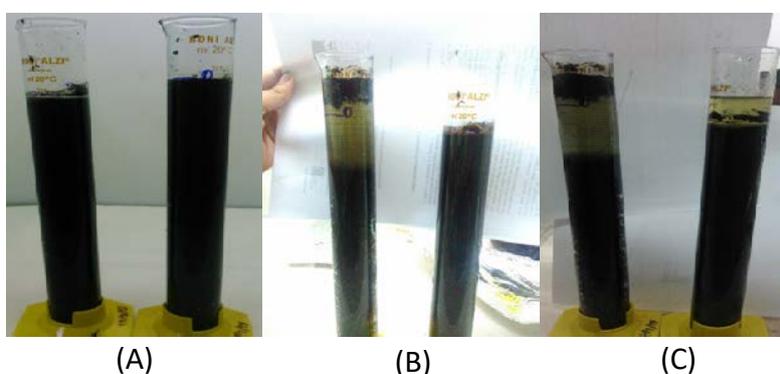


Figura 7- Acompanhamento da redução do volume de lodo. (A) dia 0, (B) 6º dia e (C) 12º dia. As amostras a esquerda e a direita são de praias distintas, porém estão na mesma ordem.

As areias grossas a médias estão presentes em uma pequena região que se estende desde a entrada da Baía de Guanabara até áreas mais próximas ao aeroporto Santos Dumont e ainda em pequenas áreas próximas as ilhas do Governador, do Fundão e cerca de 5 km da ilha de Paquetá. As areias de granulometria finas a muito finas estão distribuídas na entrada da enseada de Jurujuba, na enseada de Botafogo e na zona de transição entre as areias médias e lamas terrígenas ao sul da ponte Rio – Niterói (QUARESMA, et al, 1997).

Análise da concentração de matéria orgânica no sedimento

O teor de matéria orgânica no sedimento foi determinado através da estimativa de perda de massa por ignição (gravimetria). Os valores apresentaram variação entre 9,55% e 16,68% e estão apresentados na Tabela 1. A condição de dosagem de 1,0 mL/L favoreceu a redução de 42,74% de matéria orgânica quando comparada a condição controle.

Conforme discutido no item anterior, a associação entre matéria orgânica e a granulometria do sedimento está diretamente relacionada. Comparando-se os três experimentos com dosagens diferentes do ME, observou-se uma pequena redução da carga orgânica nas dosagens, quando comparada ao teste controle. Silva, et al (2012) encontraram uma variação de matéria orgânica na Baía de Guanabara de 0,59 até 8,4%, enquanto os valores apresentados por Cantazarro (2004) variaram entre 4 e 6%. O trabalho de Barbosa et al, (2004) apresentou cerca de 15 a 27% de matéria orgânica, no canal da Ilha do Fundão. Essas referências indicam perfis variados de matéria orgânica de um modo geral em função da granulometria.

Tabela 3 - Análise da redução da concentração de matéria orgânica no sedimento

Condição Teste	Cinzas (% matéria orgânica)
Controle	16,68
0,5 mL/L	14,25
1,0 mL/L	9,55
2,0 mL/L	11,87

Determinação da taxa de corrosão

A perda de massa foi avaliada para as seguintes condições: efluente tratado na ausência e na presença do ME. Os valores da taxa de corrosão em (mm/ano) são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Resultados obtidos após o teste de imersão por 168 horas

AMOSTRA	TAXA DE CORROSÃO (média) (mm/ano)
Efluente sem ME	0,040±0,004
Efluente com ME	0,024±0,010

Foi verificado que houve redução na taxa de corrosão da classificação de moderada para baixa (Tabela 4), de acordo com a classificação da NACE RP-07-75. Os resultados indicam que a amostras que foram submetidas ao ensaio na presença do ME apresentaram uma taxa de corrosão menores do que na ausência do ME, com uma diferença de 60%. Através da avaliação visual dos corpos de prova 168 horas após a imersão (antes da limpeza), é possível verificar a diferença de coloração do produto de corrosão formado. A coloração acastanhada é compatível com Óxido de Ferro III.

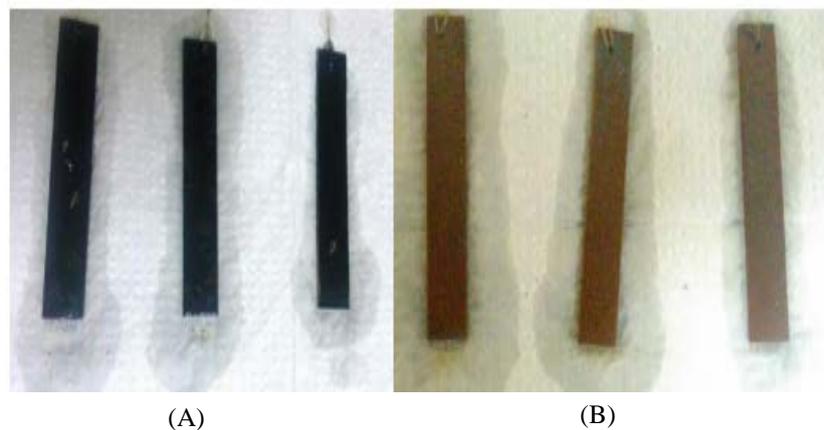


Figura 8 - Corpos de prova de aço carbono após 168 horas de imersão. Cupons (A) na presença de ME e os cupons (B) na ausência do ME

Avaliação da superfície metálica por MEV

A microscopia eletrônica de varredura foi realizada para melhor avaliação do aspecto da superfície metálica que foi visualizado nas Figuras 8 A e B. A Figura 9 A e B, ilustra a diferença da camada formada sobre a superfície metálica através da análise de MEV.

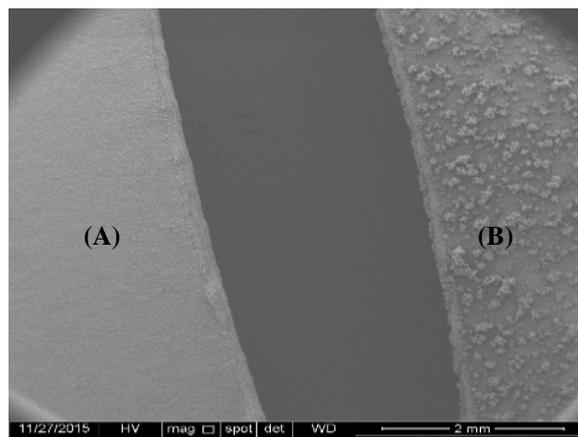


Figura 9 - Análise de MEV dos corpos de prova. À esquerda (A) o aspecto da superfície o cupom na presença do ME. À direita (B) o aspecto da superfície do cupom na ausência do ME.

A redução na taxa de corrosão foi atribuída a ação dos microrganismos presentes no ME. Segundo Videla, (2003), a presença de microrganismos pode favorecer a formação de um biofilme (protetor) na superfície metálica, retardando as reações de corrosão uniforme, mediante a redução da atividade ou a suspensão de determinadas reações no processo corrosivo. A Figura 9 A e B apresenta as imagens dos corpos de prova utilizados no monitoramento da corrosão. Através da avaliação do MEV é possível verificar a diferença na formação do produto de corrosão quando na presença do ME é verificada a uma cobertura microbiana mais uniforme sobre a superfície metálica.

A capacidade de algumas bactérias formadoras de biofilme em inibir a corrosão foi demonstrada por alguns estudos experimentais (CHONGDAR; GUNASEKARAN; KUMAR, 2005; GUNASEKARAN et al., 2004; LITTLE; WAGNER; MANSFIELD, 1991). O biofilme formado atua como um inibidor pela formação de uma camada que permanece adsorvida na interface metálica com a solução que inibe as reações catódicas e anódicas, sendo dependente da adesão a superfície. As vezes mesmos microrganismos que causam corrosão podem apresentar comportamento inibidor, mas a maioria desses mecanismos é contraditória (VIDELA, 2003), pois os biofilmes não são irreversíveis e estáveis, o que explica parcialmente este efeito inibitório.

Zarasvand & Rai, (2014) citam 5 mecanismos que contribuem para a inibição da corrosão pelo biofilme que são: remoção de agentes de corrosão, formação de uma camada protetora, eliminação de bactérias causadoras de corrosão pelo agente antimicrobiano, produção de inibidor de corrosão peptídica, e produção de biosurfactante. Utilizando-se de um consórcio bacteriano, Arps, J., et al (2003) avaliaram a corrosão microbiana do aço inoxidável 304, aço carbono 1018 e latão. Os resultados indicaram que a interferência da corrosão pelo consórcio de bactérias foi pequena e a presença da corrosão no latão foi observada tanto na presença quanto na ausência do consórcio.

CONCLUSÕES

O uso de consórcios microbianos em diferentes amostras ambientais foi investigado preliminarmente e apresentou uma potencial eficiência de tratamento. Nas análises realizadas em escala de bancada, foi possível observar a variação dos parâmetros medidos em relação a presença e ausência do ME. Considerando que estes resultados contribuem para uma nova perspectiva de uso do ME, a avaliação dos parâmetros físico químicos pH e oxigênio dissolvido indicaram uma tendência ao aumento em todas as condições de dosagem. Não foi possível determinar ainda a eficácia do produto na redução da matéria orgânica através das análises de DQO. Para o nitrogênio amoniacal, houve diminuição de todos os valores, mesmo na condição controle, exceto a condição 2.

Os testes de corrosão indicaram uma potencialidade do uso do consórcio microbiano na proteção contra a corrosão, na presença do ME, embora os mecanismos de corrosão e sua inibição microbiana necessitem de maior investigação, devido à variabilidade da atividade microbiana.

Os resultados obtidos estão de acordo com a literatura uma vez foram verificadas algumas respostas diferentes quanto ação do ME sobre a redução da matéria orgânica. No entanto, a utilização do produto se apresenta de forma promissora, por não oferecer riscos à saúde humana ou do ambiente e por ter sua aplicação isolada ou associada a outros tratamentos com bons resultados por outros autores. A associação do ME na remediação de águas contaminadas com aplicação para prevenção da corrosão destaca a importância do assunto e se apresenta como uma alternativa promissora no tratamento de efluentes, por não oferecer toxicidade, sendo necessários mais estudos até seu aproveitamento como uma técnica de controle de corrosão aplicável.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABDEL-SHAFY, H. I.; AL-SULAIMAN, A. M.; MANSOUR, M. S. M. Greywater treatment via hybrid integrated systems for unrestricted reuse in Egypt. **Journal of Water Process Engineering**, v. 1, p. 101–107, 2014.
2. ABDEL-SHAFY, H. I.; MANSOUR, M. S. M. Integration of effective microorganisms and membrane bioreactor for the elimination of pharmaceutical active compounds from urine for safe reuse. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 6, n. 4, p. 495–504, 1 dez. 2016.
3. ALASVAND ZARASVAND, K.; RAI, V. R. Microorganisms: Induction and inhibition of corrosion in metals. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 87, p. 66–74, 2014.
4. ALBUQUERQUE, A. C.; NEVES, C. A. B. BIOCORROSÃO – DA INTEGRIDADE DO BIOFILME À INTEGRIDADE DO MATERIAL. **Corrosão & Protecção de materiais**, v. 33, n. 1–2, p. 18–23, 2014.
5. ARPS, P. J., EARTHMAN, J. C., XU, L.- CHONG, SYRETT, B. C., GREEN, R., WOOD, T., & MANSFELD, F. B. **Field Evaluation of Corrosion Control Using Regenerative Biofilms (CCURB)**. (NACE, Ed.)CORROSION 2003, 16-20 March. **Anais...San Diego, California: NACE-03714**, 2003
6. ASTM. ASTM- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. ASTM- G31-72: Standard Practice for Laboratory Immersion Corrosion Testing of Metals. 2003a.
7. ASTM. ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. ASTM G1- 03. **Standard practice for preparing, cleaning, and evaluating corrosion test specimens**, 2003b.
8. BATISTA, M. **Effective microorganisms (EM) como bioalimentadores na digestão anaeróbia de resíduos de bovinos**. [s.l.] Universidade federal de Viçosa, 2014.
9. BORUSZKO, D. Research on the influence of anaerobic stabilization of various dairy sewage sludge on biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons PAHs with the use of effective

- microorganisms. 2017.
10. BORUSZKO, D.; BUTAREWICZ, A. Impact of effective microorganisms bacteria on low-input sewage sludge treatment. **Environment Protection Engineering**, 2015.
 11. CHONGDAR, S.; GUNASEKARAN, G.; KUMAR, P. Corrosion inhibition of mild steel by aerobic biofilm. **Electrochimica Acta**, v. 50, n. 24, p. 4655–4665, ago. 2005.
 12. CÓNDROR_GOLEC, A. F.; GONZÁLEZ PÉREZ, P.; LOKARE, C. Effective Microorganisms: Myth or reality? Microorganismos efi caces: mito o realidade? **Rev. peru. biol. Rev. peru. biol.**, v. 14, n. 142, p. 315–319, 2007.
 13. D. THIERRY. Biofilms Analysis of Different Steels Immersed in Ground Water. In: **Aspects of Microbially Induced Corrosion: Papers from Eurocorr'96 and the Efc Working Party on Microbial Corrosion**. [s.l.] Maney Materials Science, 1997. p. 77–88.
 14. GENTIL, V. **Corrosão**. 6. ed. Rio de Janeiro: Grupo editorial Nacional, 2011.
 15. GNANADESIGAN, M. et al. Quality evaluation of egg composition and productivity of layers in EM (Effective Microorganisms) treatments: A field report. **Egyptian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 1, n. 3–4, p. 161–166, 2014.
 16. GUNASEKARAN, G. et al. Influence of bacteria on film formation inhibiting corrosion. **Corrosion Science**, 2004.
 17. GUNNARSDOTTIR, R. et al. Effect of anaerobiosis on indigenous microorganisms in blackwater with fish offal as co-substrate. **Water Research**, v. 63, p. 1–9, 2014.
 18. HIGA T; WIDIDANA, G. N. The Concept and Theories of Effective Microorganisms T. Higa and G. N. Wididana University of the Ryukyus, Okinawa, Japan. **Proceedings of the First International Conference on Kyusei Nature Farming**, 1991.
 19. HU, C.; QI, Y. Effective microorganisms and compost favor nematodes in wheat crops. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 33, n. 3, p. 573–579, 2013.
 20. JUZELIUNAS, E. et al. Influence of wild strain *Bacillus mycoides* on metals: From corrosion acceleration to environmentally friendly protection. **Electrochimica Acta**, 2006.
 21. KARAMANY, E. H.; SHATOURY, E. S. POTENTIAL OF EFFECTIVE MICROORGANISMS (EM) FOR CONVENTIONAL ACTIVATED SLUDGE UPGRADE. **International Water Technology Journal**, v. 3, n. 2, 2013.
 22. KHALIQ, A.; ABBASI, M. K.; HUSSAIN, T. Effects of integrated use of organic and inorganic nutrient sources with effective microorganisms (EM) on seed cotton yield in Pakistan. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 8, p. 967–972, 2006.
 23. LANANAN, F. et al. Symbiotic bioremediation of aquaculture wastewater in reducing ammonia and phosphorus utilizing Effective Microorganism (EM-1) and microalgae (*Chlorella* sp.). **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 95, n. PA, p. 127–134, 2014a.
 24. LANANAN, F. et al. Symbiotic bioremediation of aquaculture wastewater in reducing ammonia and phosphorus utilizing Effective Microorganism (EM-1) and microalgae (*Chlorella* sp.). **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 95, n. PA, p. 127–134, 2014b.
 25. LITTLE, B.; WAGNER, P.; MANSFIELD, F. Microbiologically influenced corrosion of metals and alloys. **Int. Mater. Rev.**, v. 36, n. 6, p. 253–272, 1991.
 26. LURLING, M.; TOLMAN, Y.; VAN OOSTERHOUT, F. Cyanobacteria blooms cannot be controlled by Effective Microorganisms (EM??) from mud- or Bokashi-balls. **Hydrobiologia**, 2010.
 27. MAALIM, M. K. et al. **TREATMENT OF TROPICAL DOMESTIC WASTEWATER BY UASB REACTOR INOCULATED WITH EFFECTIVE MICROORGANISMS CONSORTIUM - COD AND SUSPENDED SOLIDS REMOVAL**. Proceedings of the 13th International Conference of Environmental Science and Technology Athens., **Anais...**2013
 28. MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; DUNLAP, P.V.; CLARK, D. P. **Microbiologia de Brock**. Porto Alegre: Artmed, 2010.
 29. MAYER, J. et al. How effective are “Effective microorganisms® (EM)”?. Results from a field study in temperate climate. **Applied Soil Ecology**, 2010.
 30. METCALF, E.; EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. [s.l.: s.n.].
 31. MOHANAKRISHNA, G.; SRIKANTH, S.; PANT, D. BIOPROCESSES FOR WASTE AND WASTEWATER REMEDIATION FOR SUSTAINABLE ENERGY. In: **Bioremediation and Bioeconomy**. [s.l.] Elsevier, 2016. p. 537–565.
 32. OKUDA, A.; HIGA, T. Purification of waste water with effective microorganisms and its utilization in agriculture. **Acqua**, 1996.
 33. SAMPATONG, T. et al. Viability and morphological changes of *Acanthamoeba* spp. cysts after treatment with Effective microorganisms (EM). **Journal of Parasitic Diseases**, v. 40, n. 2, p. 369–

- 373, 2016.
34. SCHUMERTH, D. J. **Gray and Impaired Water Cooling in Surface Condensers and Heat Exchangers**. ASME 2006 Power Conference. **Anais...ASME**, 2006Disponível em: <<http://proceedings.asmedigitalcollection.asme.org/proceeding.aspx?articleid=1589028>>
 35. SHANKA, B., MATHEW, W., AND PETER, F. **Evaluation of Effective Microorganisms Wastewater Treatment Method for Use in a Solar Aquatic Facility in Bozeman, Montana, USA**. Sustainable Community Development, L.L.C. 811 Cherry St, Ste 302, Columbia. **Anais...2002**
 36. SZYMANSKI, N.; PATTERSON, R. A. EFFECTIVE MICROORGANISMS (EM) AND WASTEWATER SYSTEMS Future Directions for On-site Systems: Best Management Practice Proceedings of On-site '03 Conference. 2003.
 37. TING, A. S. Y. et al. Investigating metal removal potential by Effective Microorganisms (EM) in alginate-immobilized and free-cell forms. **Bioresource Technology**, v. 147, p. 636–639, 2013.
 38. VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; SALEM, S. Biological treatment of sludge digester liquids. **Water Science and Technology**, v. 53, n. 12, p. 11–20, 2006.
 39. VIDELA, H. A. **Biocorrosão, Biofouling e Bioterioração de materiais**. 1a. ed. [s.l.] Edgard Blücher Ltda, 2003.
 40. WAITE C., SILVA G., BITENCOURT J., SABADINI-SANTOS E. , CRAPEZ, M. Copper and lead removal from aqueous solutions by bacterial consortia acting as biosorbents. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. Issue 1, p. 386–392, 2016.
 41. ZAKARIA, Z.; GAIROLA, S.; SHARIFF, N. M. Effective microorganisms (EM) technology for water quality restoration and potential for sustainable water resources and management. **Modelling for Environment's Sake: Proceedings of the 5th Biennial Conference of the International Environmental Modelling and Software Society, iEMSs 2010**, v. 1, p. 80–87, 2010.