



CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL
GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

MEDIÇÃO DE ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS ÀS MARGENS DE UM RIO
ASSOREADO COM REJEITO DE MINÉRIO DE FERRO: UM ESTUDO DE CASO
NA REGIÃO DE MARIANA – MG, BRASIL.

FERNANDA RESENDE COUTO

BELO HORIZONTE

2016

FERNANDA RESENDE COUTO

MEDIÇÃO DE ATRIBUTOS MICROBIOLÓGICOS ÀS MARGENS DE UM RIO
ASSOREADO COM REJEITO DE MINÉRIO DE FERRO: UM ESTUDO DE CASO
NA REGIÃO DE MARIANA – MG, BRASIL.

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de Engenheira Ambiental e Sanitarista.

Orientadora: Prof.^a Dra. Andréa Rodrigues Marques Guimarães

Co-orientadora: Prof.^a Dra. Patrícia Procópio Pontes

BELO HORIZONTE

2016

Fernanda Resende Couto.

Medição de atributos microbiológicos às margens de um rio assoreado com rejeito de minério de ferro: um estudo de caso na região de mariana – MG, Brasil /
Fernanda Resende Couto. – Registro: 2016.

63 f.

Orientador: Prof.^a Dr.^a Andréa Rodrigues Marques Guimarães

Trabalho de conclusão de curso (Graduação) – Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, 2016

1. Resíduo de minério de ferro. 2. Biomassa microbiana. 3. Carbono orgânico. 4. Respiração basal do solo. 5.. I. Fernanda Resende Couto. II. Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais. III. Medição de atributos microbiológicos às margens de um rio assoreado com rejeito de minério de ferro: um estudo de caso na região de mariana – MG, Brasil.



Serviço Público Federal – Ministério da Educação
Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais
**CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE ENGENHARIA
AMBIENTAL E SANITÁRIA**

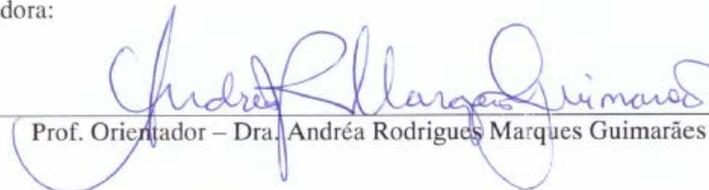
ATA DE DEFESA FINAL TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO II

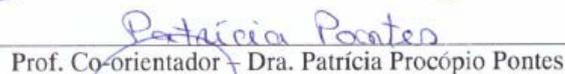
Aos 02 dias do mês de Dezembro de 2016, no campus I do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, reuniram-se os professores Andréa Rodrigues Marques Guimarães, Patrícia Procópio Pontes, Ângela de Mello Ferreira e Fátima de Cássia Oliveira Gomes, para participarem da banca de avaliação do Trabalho de Conclusão de Curso intitulado “Medição de atributos microbiológicos às margens de um rio assoreado com rejeito de minério de ferro: um estudo de caso na região de Mariana – MG, Brasil” de autoria da aluna Fernanda Resende Couto, do curso de Engenharia de Ambiental e Sanitária. Uma vez avaliado, o trabalho foi declarado:

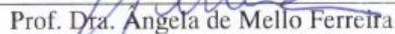
Aprovado.
 Reprovado.

Belo Horizonte, 02 de Dezembro de 2016.

Banca Examinadora:


Prof. Orientador – Dra. Andréa Rodrigues Marques Guimarães


Prof. Co-orientador – Dra. Patrícia Procópio Pontes


Prof. Dra. Ângela de Mello Ferreira


Prof. Dra. Fátima de Cássia Oliveira Gomes

AGRADECIMENTOS

À Deus pelo dom da vida

À minha orientadora, Prof^ª. Dra Andréa Rodrigues Marques Guimarães, pelos conselhos sempre úteis e precisos com que, sabiamente, orientou este trabalho.

Aos meus pais e irmãos pelo apoio incondicional em todas as horas.

À minha madrinha que me deu apoio durante todo o meu trajeto na graduação, observando de perto meu esforço e me orientando e apoiando nas horas em que mais precisei.

Ao meu namorado e companheiro de todas as horas, Mateus Augusto, pelo carinho, compreensão, amor e solidariedade inefável.

Ao meu grande amigo Vinícius de Carvalho, companheiro de trabalho e irmão na amizade.

LISTA DE FIGURAS

- Fig. 1.** (A). Localização geográfica da cidade de Barra Longa em Minas Gerais, Brasil. (B) Áreas de extração de minério de ferro na região do Quadrilátero Ferrífero. (C) Área de estudo às margens do Rio do Carmo antes e após (D) o rompimento da barragem. (E) Método de amostragem.30
- Fig. 2.** Número de unidade formadora de colônia (UFC) de actinobactéria e bactéria das amostras na profundidade de 0-5 cm das regiões I, II e III às margens do Rio do Carmo em Barra Longa-MG. As barras indicam os valores médios e desvios-padrões.41
- Fig. 3.** Organismos fotobiontes encontrados nas amostras coletadas na região I. Briófitas (A), *Anabaena* sp. (B) e seu heterocisto (he); *Trentepohlia* sp. (C) e cloroplasto (seta – D).44
- Fig. 4.** Organismos encontrados nas amostras coletadas na região II. *Fusarium* sp. (A), esporos do fungo (B e C); *Pseudanabaena* sp. (D).44
- Fig. 5.** Organismos fotobiontes encontrados nas amostras coletadas na região III (solo). Pteridófitas (A), briófitas (B), *Scytonema* sp. (C), detalhes da cianobactéria (D, E, F e G).46

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Propriedades físicas e químicas (profundidade de 0-5 cm) das amostras coletadas nas regiões I, II e III às margens do Rio do Carmo, Barra Longa-MG.38

Tabela 2 – Respiração Basal (RB), Carbono da Biomassa Microbiana (C-BM), quociente de CO₂ (qCO_2) das amostras coletadas na profundidade de 0-5 cm das regiões I, II e III às margens do Rio do Carmo em Barra Longa-MG.....40

Tabela 3 – Cianoprocaríota e fotoautotróficos eucaríotes ocorrentes nas amostras das regiões I, II e III às margens do Rio do Carmo em Barra Longa-MG.....45

SUMÁRIO

| | | |
|--------|--|----|
| 1. | Introdução | 11 |
| 2. | Referencial Teórico | 14 |
| 2.1. | O Quadrilátero Ferrífero..... | 14 |
| 2.1.1. | Barragens de rejeito no Quadrilátero Ferrífero..... | 14 |
| 2.2. | A Bacia do Rio Doce..... | 16 |
| 2.2.1. | Potencial hidrológico da Bacia do Rio Doce e seus afluentes..... | 17 |
| 2.2.2. | O solo na Bacia do Rio Doce..... | 18 |
| 2.3. | Atributos microbianos como indicadores biológicos da qualidade do solo | 19 |
| 2.3.1. | Atividade microbiana..... | 22 |
| 2.3.2. | Respirometria..... | 24 |
| 2.4. | Micro-organismos autotróficos colonizadores na sucessão ecológica | 26 |
| 3. | Material e Métodos | 28 |
| 3.1. | Localização e caracterização da área de estudo | 28 |
| 3.2. | Design experimental..... | 29 |
| 3.2.1. | Layout e amostragem no campo | 29 |
| 3.2.2. | Caracterização físico-química das amostras | 30 |
| 3.2.3. | . Carbono da biomassa microbiana e respiração basal | 32 |
| 3.2.4. | Análises microbiológicas..... | 34 |
| 3.3. | Análises estatística | 34 |
| 4. | Resultados e Discussão | 35 |
| 4.1. | Caracterização físico-química das amostras das regiões I, II e III..... | 35 |
| 4.2. | Caracterização biológica | 39 |
| 5. | Considerações finais..... | 47 |
| 6. | Referências..... | 48 |

Resumo

FERNANDA RESENDE COUTO, Medição de atributos microbiológicos às margens de um rio assoreado com rejeito de minério de ferro: um estudo de caso na região de Mariana – MG, Brasil. 2016. 63 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.

Dentre os impactos que afetam a comunidade microbiana do solo no Brasil, o mais significativo são os provocados pelas atividades minerárias. O recente colapso de uma barragem de rejeito de minério de ferro em Mariana – Minas Gerais, na região do Quadrilátero Ferrífero, assoreou o leito do Rio do Carmo e um grande volume da lama ficou depositado em suas regiões marginais. Este estudo buscou entender se no local onde a lama do rejeito ainda está depositada apresenta uma comunidade microbiológica que poderá exercer um papel fundamental no processo de “retomada” das regiões que foram afetadas. Foram realizadas análises em diferentes regiões a partir da margem do Rio do Carmo para estimar a atividade microbiana, o carbono orgânico total, a fertilidade e avaliar os micro-organismos heterótrofos e autótrofos encontrados nas amostras coletadas em três regiões (sedimento, lama de rejeito e solo). Os resultados mostraram que as regiões mais próximas ao rio possuem valores altos do qCO_2 , da razão entre biomassa microbiana (C-BM) e carbono orgânico (COT), ao contrário da região onde não houve depósito do rejeito. Esses resultados indicam que a comunidade dos micro-organismos heterotróficos corre o risco de decrescer consideravelmente, pois as áreas afetadas pela lama não oferecem nutrientes e carbono necessários à continuação do processo de sucessão. No entanto, uma comunidade de micro-organismos autotróficos foi observada, com predominância das cianobactérias, que pode ser importante na manutenção deste estágio inicial de sucessão ecológica.

Palavras chaves: Resíduo de minério de ferro, biomassa microbiana, carbono orgânico, respiração basal, cianobactéria.

Abstract

FERNANDA RESENDE COUTO, Measurement of the soil microbial attributes from the edge of silted river for tailing dam of iron ore: a case study in Mariana region -MG, Brazil. 2016. 63f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.

Changes within the environment by mining processes are the main impact that most affect the soil microbial communities in Brazil. The iron waste dam recently collapsed in Mariana, Minas Gerais, located in Quadrilátero Ferrífero, caused silting of the Carmo River and a great volume of the mining waste was deposited on its marginal regions. The object of this study was to comprehend whether in the area where the mining waste is deposited there is a microbial community that can support the recovery of the affected regions. Analyzes were carried out to estimate the microbial activity, total organic carbon, fertility and to evaluate the heterotrophic and autotrophic micro-organisms found in the samples collected in three regions (sediment, tailings mud and soil). The results showed the regions closer to the river presented high values of qCO_2 and a low ratio between microbial biomass (MB-C) and total organic carbon (TOC), unlike the region where there was no deposit of the ore tailing. These results indicate that the heterotrophic microorganisms' community might decrease considerably as the areas affected by the ore tailing do not provide the nutrients and carbon required to continue the succession process. However, autotrophic microorganisms' community was observed on the samples composed mainly of cyanobacteria. This finding may be important for this initial state of the succession process.

Keywords: Ore tailing, microbial biomass-C, organic carbon, basal respiration, cyanobacteria.

1. Introdução

O solo está entre os ambientes que mais oferecem diversidade de habitats microbianos na Terra (Quince et al., 2008). Os micro-organismos presentes no solo desempenham papel essencial para a manutenção do equilíbrio ecossistêmico terrestre, tais como ciclagem de nutrientes e crescimento de plantas (Griffiths e Philippot, 2013). No entanto, para a conservação da diversidade de comunidades microbianas no solo e de suas funções ecossistêmicas, é necessária abundância de recursos nutricionais no solo (Tardy et al., 2014), que estão cada vez mais escassos devido aos impactos provocados por atividades antrópicas. Esses impactos podem decrescer a diversidade microbiana e a estabilidade funcional do solo do local afetado (Quadros et al., 2016).

Carbono da biomassa microbiana do solo, respiração basal, carbono orgânico total (Anderson e Domsch, 2010; Kaschuk et al., 2010; Quadros et al., 2016), nutrientes tais como, nitrogênio e fósforo (Baldrian et al., 2008; Niemeyer et al., 2012) e cianobactérias (Herrero, 2008), têm sido frequentemente utilizados como atributos medidores da qualidade do solo e como ferramenta para diagnosticar e monitorar áreas impactadas por atividades antrópicas (Glover et al., 2000; Reganold et al., 2001; Balota et al., 2004; Nogueira et al., 2006; Clemente et al., 2007). Esses atributos, por exemplo, foram utilizados para diagnosticar solos de regiões impactadas por sistemas de manejo impróprios em áreas agricultáveis do Cerrado (D'Andréa et al., 2002); solos contaminados com metais, como chumbo e cádmio por uma indústria de fundição na região nordeste do Brasil (Niemeyer et al., 2012); e alterações nos ciclos biogeoquímicos em solos afetados pela mineração de carvão mineral (Quadros et al., 2016). A principal vantagem desses atributos é a facilidade de realizar a análise e o seu

baixo custo, fornecendo uma avaliação da qualidade do solo integrada às suas características biológicas (Epelde et al., 2010).

De acordo com Anderson e Donsch (2010), para compreensão adequada desses atributos, torna-se necessária à construção de uma relação entre biomassa microbiana, transferência de energia e demanda de carbono. O coeficiente de CO_2 ($q\text{CO}_2$) e a razão entre biomassa microbiana e carbono orgânico do solo podem refletir essas relações. Isso ocorre porque o aumento da diversidade de micro-organismos em um ecossistema coincide com uma elevada eficiência de uso de energia durante o processo de desenvolvimento da microbiota (alta respiração por unidade de biomassa microbiana) até sua maturidade (baixa respiração por unidade de biomassa microbiana) (Epelde et al., 2006; Zhang et al., 2008). Em regiões impactadas, micro-organismos do solo sob estresse podem ser metabolicamente menos eficazes, pois eles têm que investir mais energia para a manutenção das células, resultando em um aumento da liberação de CO_2 por unidade de biomassa microbiana (Brumme e Khanna, 2009; Wardle et al., 2004; Anderson e Donsch, 2010). Seres fotobiontes, como cianobactérias também executam papel fundamental no início do processo de sucessão ecológica em regiões impactadas, pois são colonizadores e importantes fixadores de nitrogênio (Bu et al., 2014).

Dentre os impactos que afetam a comunidade microbiana do solo no Brasil, o mais significativo são os provocados pelas atividades minerárias. Isso ocorre porque o Brasil mantém enormes reservas mundiais de minérios e sustentou taxas de produção anual de até 10% nos últimos anos (NDMP, 2006; Jacobi et al., 2011; Sonter et al., 2014). As atividades de mineração estão espalhadas por todo país, com investimentos de US\$ 75 bilhões no período 2004-2011 (NDMP, 2009). As duas mais importantes reservas de minério de ferro no Brasil são a Serra de Carajás, na floresta amazônica, estado do Pará (PA), norte do país, e o Quadrilátero Ferrífero (QF), localizado no estado

de Minas Gerais (MG), na região sudeste do país (Skiryycz et al., 2014; Schaefer et al., 2016). O Brasil é o segundo maior produtor de minério de ferro do mundo em torno de 52% dessa produção é extraído do QF, onde existem cerca de 50 minas a céu aberto atualmente em atividade (Jacobi et al., 2007; Garcia et al., 2009; NDMP, 2010; IBRAM, 2016).

O recente colapso de uma barragem de mineração de minério de ferro em Minas Gerais, na região do QF, foi um dos maiores desastres ambientais da história do país (Agurto-Detzel et al., 2016). Comunidades inteiras foram soterradas por um arraste de 34 milhões de metros cúbicos de lama e rios foram assoreados por rejeito de barragem de minério de ferro. Quase um ano se passou e a lama ainda está depositada em várias partes do principal rio da região (Rio Doce) e seus afluentes, a qual modificou suas margens e destruiu a flora local (IBAMA, 2015). Ainda não houve nenhum relato científico de como a região impactada está se regenerando, principalmente no que diz respeito à comunidade microbiológica do solo. Os esforços para recuperar e restaurar são urgentemente necessários nessas áreas, mas os resultados são lentos em aparecer.

Este estudo buscou entender se no local onde o rejeito ainda está depositado apresenta uma comunidade microbiológica que poderá exercer um papel fundamental no processo de “retomada” destas regiões que foram afetadas e “desfiguradas”. A área em análise é situada no município de Barra Longa – MG e o estudo foi conduzido às margens do Rio do Carmo, afluente impactado do Rio Doce. A hipótese é de que as áreas com lama (rejeito de barragem de minério de ferro) apresentam valores altos do qCO_2 e da razão entre biomassa microbiana (C-BM) e carbono orgânico total (COT), bem como baixa riqueza de seres fotobiontes. Sendo assim, a comunidade microbiológica corre o risco de decrescer consideravelmente, não oferecendo o suporte necessário à continuação do processo de sucessão ecológica da região impactada.

2. Referencial Teórico

2.1. *O Quadrilátero Ferrífero*

O Quadrilátero Ferrífero consiste em uma região localizada no centro do Estado de Minas Gerais, entre coordenadas aproximadas 20°15' S e 43°30' O. Sua extensão territorial é de aproximadamente 7000 km², a qual é internacionalmente conhecida devido à existência de considerável variedade de minerais de grande valor econômico. De acordo com Dorr (1969), já na década de 60, o valor dos minerais existentes no Quadrilátero Ferrífero correspondia a dois bilhões de dólares com previsão de significativo aumento desse valor no futuro. Entre todos os minerais existentes no Quadrilátero Ferrífero, o mais abundante é o minério de ferro. Por esse motivo o Estado de Minas Gerais tem sua economia baseada, principalmente, na extração desse minério, estando em primeiro lugar entre os estados do Brasil, com 67% da produção (IBRAM, 2016).

2.1.1. *Barragens de rejeito no Quadrilátero Ferrífero*

Como resultado da exploração sistemática no Quadrilátero Ferrífero, proporcionada por investimentos em tecnologias, a exploração de minério de ferro vem aumentando consideravelmente, bem como os rejeitos gerados desde a extração do minério até sua comercialização (Pereira, 2005). Os rejeitos oriundos da mineração são armazenados em barragens, as quais correm risco de rompimento causando significativos desastres ambientais. Esses desastres podem ser consideravelmente impactantes, uma vez que podem causar a destruição da vegetação e morte de animais por meio da força de arraste resultante da atividade gravitacional após o rompimento da

barragem. Além disso, essa força de arraste faz com que o rejeito misturado com água consiga alcançar longas distâncias, aumentando a magnitude do evento (Boggs, 2006).

De acordo com o Inventário Estadual de Barragens do Estado de Minas Gerais, elaborado pela Fundação Estadual do Meio Ambiente em 2013, as barragens de contenção de rejeitos de mineração em Minas Gerais eram construídas por meio da utilização de equipamentos de lavra na responsabilidade técnica do engenheiro de minas. No entanto, considerando os riscos de acidentes advindos dessas barragens e o aumento significativo das escalas de operação e produção das mineradoras, os métodos de disposição de rejeitos foram aprimorados, principalmente no que diz respeito ao aumento da segurança das estruturas, construindo-se barragens mais altas com diferentes materiais e mais controle oriundo de processos de estabilização dos solos.

Com a finalidade de estabelecer um controle maior sobre as barragens construídas em Minas Gerais, a Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) elaborou um inventário dessas barragens, avaliando suas estruturas, metodologia de construção e estabilidade, bem como a quantidade de barragens por bacia hidrográfica. Nesse inventário, elaborado em 2013, constatou-se que a bacia hidrográfica do Rio São Francisco possui maior quantidade de barragens, seguida da bacia do Rio Grande e do Rio Doce.

Essas bacias já foram consideravelmente impactadas em decorrência da considerável extração de minérios e da quantidade de rejeitos gerados da atividade minerária. Já foram registrados em Minas Gerais diversos acidentes com barragens de mineração, sendo o primeiro em 1986, barragem do Grupo Itaminas em Itabirito e a última em 2015 em Mariana, barragem pertencente à mineradora Samarco (ANA, 2016). Apesar da bacia do Rio Doce não ser a primeira no que diz respeito à quantidade de barragens que se encontram na bacia, esta tem grande histórico de acidentes

relacionados ao rompimento de barragens de rejeito. Dos sete acidentes registrados em Minas Gerais de 1986 à 2015, quatro aconteceram na bacia do Rio São Francisco, duas na bacia do Rio Doce e duas na bacia do Rio Paraíba do Sul. Todas essas bacias têm parte de sua extensão pertencente ao Quadrilátero Ferrífero.

De todos os acidentes registrados o mais impactante foi o ocorrido em Mariana no ano de 2015 na bacia do Rio Doce, em que foram carregados pelo rio um volume estimado de 34 milhões de metros cúbicos de rejeito de mineração, água e materiais utilizados em sua construção, percorrendo 600 km até a chegada em sua foz no Estado do Espírito Santo (IBAMA, 2015). Esse acidente causou significativos impactos socioeconômicos e ambientais na bacia do Rio Doce, principalmente no município de Bento Rodrigues, o qual se encontra logo abaixo da barragem do Fundão que sofreu o rompimento (ANA, 2016). Ressalta-se, porém, que os impactos decorrentes do rompimento da barragem do Fundão são sentidos em todas as comunidades ao longo do Rio Doce, não somente no município de Bento Rodrigues, pois o Rio Doce era muito utilizado como fonte de abastecimento de água e pesca (IBAMA, 2015)

2.2. *A Bacia do Rio Doce*

A bacia do Rio Doce possui área de drenagem de aproximadamente 84 mil km², dos quais 86% se encontram inseridos no Estado de Minas Gerais e o restante no Estado do Espírito Santo (ANA, 2016). Dentro de sua extensão territorial, encontram-se 255 municípios, cujos territórios estão total ou parcialmente inseridos na bacia, compreendendo-se em uma população residente de aproximadamente 3,6 milhões de habitantes (IBGE, 2010).

2.2.1. Potencial hidrológico da Bacia do Rio Doce e seus afluentes

Os recursos hídricos da bacia do Rio Doce representam ser de significativa importância no desenvolvimento econômico e da biodiversidade do leste mineiro e do noroeste capixaba. Os cursos d'água dentro da bacia são utilizados para produção de energia elétrica, captação de água para tratamento, usos relativos à agropecuária e indústria. Além disso, são de grande importância no que diz respeito à manutenção da biodiversidade de flora e fauna da região.

Segundo dados da Agência Nacional de Energia Elétrica (2016), a bacia do Rio Doce possui considerável relevância na geração de energia, estando instaladas dez usinas hidrelétricas na bacia, quatro delas localizadas no Rio Doce e 6 em seus afluentes. Adicionalmente, há outras 29 estações de geração de energia elétricas, sendo essas porém, pequenas centrais e 148 outros tipos de aproveitamento hidrelétrico na bacia em funcionamento ou em fase de implantação.

Em relação à disponibilidade hídrica superficial da bacia do Rio Doce, de acordo com o Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce (2010), a média de vazão específica na bacia seria de 11,48 L/s/km². Já no que diz respeito à potencialidade da bacia em relação à disponibilidade hídrica subterrâneas, esta tem uma reserva reguladora aproximada média de 2,63x10⁹m³/ano, disponível em aquíferos granular e fissurado.

Dentre os 25 afluentes do Rio Doce, o rio que mais contribui para a disponibilidade de água é o Rio Saçuí com 146,6 m³/s de água. O Rio do Carmo que escoas das encostas do Quadrilátero Ferrífero para os planaltos dissecados do Médio Rio Doce está entre os dez afluentes que mais contribuem para a vazão hídrica da bacia do Rio Doce. Esse rio está sujeito à alterações na qualidade da água e disponibilidade

hídrica devido à sua localização, próximo à grandes minas de extração de minério de ferro no Quadrilátero Ferrífero. A alteração das características físicas dos afluentes do Rio Doce pode impactar consideravelmente na disponibilidade hídrica da bacia (ANA, 2016).

2.2.2. *O solo na Bacia do Rio Doce*

Na bacia do Rio Doce predominam-se Latossolos Vermelho-Amarelo. Estudos indicam que latossolos vermelhos localizados no Cerrado já possuem limitações nutricionais em decorrência da baixa fertilidade natural (Freixo et al., 2002; Torres et al., 2005). Apesar do baixo teor de nutrientes em solos da região da bacia do Rio Doce, a qualidade dos solos da bacia do Rio Doce, bem como de seus afluentes tem sido degradada significativamente. O desmatamento generalizado, efeito do intenso processo de mineração na região, bem como de atividades agropastoris são fatores que têm provocado à degradação do solo. Além disso, a monocultura do eucalipto e a má gestão do solo para atividades de agricultura tem causado intenso processo de erosão, cujos sedimentos resultantes vêm assoreando os cursos d'água da bacia. O uso indiscriminado de agrotóxicos nas lavouras e adubos também tem contribuído consideravelmente na degradação do solo do Rio Doce e seus afluentes (IGAM, 2010).

A degradação intensa do solo dificulta o desenvolvimento de uma comunidade microbiológica que pode propiciar melhora do solo devido à retenção de umidade e ciclagem de nutrientes. Uma vez que a comunidade microbiana apresenta respostas rápidas às alterações no solo, sofrendo primeiramente os efeitos da degradação, o estudo dos micro-organismos de comunidades microbianas pode ser usado como indicador de qualidade do solo (D'Andréa et al., 2002).

2.3. *Atributos microbianos como indicadores biológicos da qualidade do solo*

Para crescimento e recuperação de vegetações em áreas degradadas é necessário ter um solo saudável. De acordo com Doran (1997) “*Qualidade do solo é a capacidade de um solo funcionar dentro dos limites de um ecossistema natural ou manejado, para sustentar a produtividade de plantas e animais, manter ou aumentar a qualidade do ar e da água e promover a saúde das plantas, dos animais e dos homens*”. Desse modo, um solo saudável, deve ser capaz de propiciar crescimento de plantas, regular fluxo de água no ambiente e promover ciclagem de nutrientes, sendo de fundamental importância sua qualidade no que diz respeito à recuperação de ecossistemas após desastres ambientais (Karlen et al., 1997).

Em um solo saudável há equilíbrio entre os condicionantes geológicos, hidrológicos, químicos, físicos e biológicos. No entanto, de maneira geral, as propriedades químicas e físicas do solo apresentam maior facilidade na obtenção de informações detalhadas, enquanto que as propriedades biológicas, apesar de serem de suma importância, não são muito estudadas. Isso ocorre devido à complexidade dos estudos biológicos, uma vez que são mais variáveis e apresentarem metodologia muitas vezes de difícil aplicação, principalmente as aplicadas ao conhecimento de certos micro-organismos constituintes do solo (Kimpe e Warkentin, 1998).

Os micro-organismos utilizam do carbono em transformação no solo para gerar energia e empregá-la nos processos microbianos e, por apresentar respostas rápidas às alterações no solo, o carbono microbiano pode ser utilizado como identificador de alterações na matéria orgânica, indicando a qualidade do solo. Essa relação indica a eficiência de conversão do carbono orgânico em carbono microbiano refletindo as condições microbiológicas do solo relacionadas com as transformações da matéria orgânica (Sparling, 1992).

Desse modo, um atributo microbiano indicador da qualidade do solo essencial para o conhecimento das alterações das propriedades capazes de restabelecer as funções num ecossistema é sua biomassa microbiana. As populações de micro-organismos do solo são facilmente impactadas por distúrbios causados por atividades antrópicas ou naturais no ecossistema, configurando-se, portanto, em um indicador de alta sensibilidade (Kimpe e Warkentin, 1998). Ela é constituída por bactérias, fungos, actinomicetos e alguns representantes da microfauna que participam de processos importantes na restauração de vegetação em regiões impactadas, como a ciclagem de nutrientes e transformações da matéria orgânica (Turco et al., 1994).

Por esse motivo, muitos pesquisadores utilizam dos indicadores biológicos em seus estudos para diagnosticar o solo de regiões afetadas por contaminação ou outro tipo de estresse. D'Andréa et al. (2002) estudaram alterações em atributos biológicos na região do cerrado nativo por meio do uso de indicadores biológicos. Nesse estudo, os indicadores biológicos mostraram que a instalações de pastagens em áreas de cerrado nativo reduziram consideravelmente os teores de carbono da biomassa microbiana na camada superficial do solo, reduzindo sua qualidade e potencialidade em estabelecer equilíbrio ecológico.

Nesse contexto, na restauração de áreas degradadas os bioindicadores propiciarão dados que darão suporte à avaliação do estado do solo após impactos antrópicos ou naturais e se existem micro-organismos essenciais para o desenvolvimento da vegetação na região. De acordo com Haselwandter et al. (2002) os micro-organismos da rizosfera demonstram ser essenciais no estudo de restauração de áreas degradadas. A simbiose dos micro-organismos da rizosfera afeta considerável aspectos ecológicos do crescimento de vegetação do ecossistema devastado, uma vez que esses micro-organismos são capazes de estabelecer simbiose com aproximadamente

80% de todas as espécies de plantas no planeta Terra, incluindo angiospermas, gimnospermas e pteridófitas.

No caso da avaliação de solos contaminados, os micro-organismos também apresentam ser de grande valia no estudo do grau de contaminação do solo. Há pesquisas relacionadas à contaminação de solo por processos minerários e rejeitos derivados desses processos (Mendes et al., 2008). Nesse estudo houve a análise da comunidade bacteriana do solo contaminado em área de mineração abandonada. Foram retiradas amostras de solo com vários níveis de acidez e em cada amostra foram analisadas as comunidades biológicas encontradas e essas comunidades foram comparadas com o grau de sucessão ecológica que o local de retirada da amostra se encontrava. Essa comparação entre as bactérias presentes em solos contaminados de extrema acidez, moderada acidez e em solo de razoável qualidade, indicou um ponto de referência para os pesquisadores analisarem a eficiência da restauração da área degradada por mineração.

Desse modo, o grau de contaminação do solo e o potencial de restauração de áreas degradadas podem ser investigados por meio do estudo de atributos biológicos. Para tanto, há necessidade de utilização de metodologias que detectam pequenas mudanças nas comunidades microbiológicas do solo. De modo geral, é possível o isolamento de somente 1 a 3% dos micro-organismos do solo, o que torna praticamente impossível a análise dos bioindicadores pelo método de isolamento (Lin e Brookes, 1999). Nesse contexto, as metodologias utilizadas para investigação de indicadores biológicos devem fazer medições de propriedades genéricas dos micro-organismos que traduzirão a sensibilidade não só de uma população individual, mas de toda a comunidade presente na amostra. Existem várias metodologias que podem ser aplicadas, entre as mais estudadas estão a Atividade Microbiana e a Respirometria.

2.3.1. *Atividade microbiana*

A medição da atividade microbiana é dada em peso do carbono microbiano por unidade de peso do solo. Sua metodologia foi sendo evoluída desde sua constatação, a qual foi realizada pelos pesquisadores Jenkinson e Powlson (1976). Eles descreveram a extração do carbono microbiano como: comparação de amostras de solo após fumigação com vapor de clorofórmio com amostras que não passaram pelo processo de fumigação. Nessa metodologia, após a fumigação (esterilização) das amostras, estas devem ser incubadas por dez dias para que haja avaliação do fluxo de CO₂ liberado nas amostras de solo fumigado e nas amostras de solo não fumigado.

Alguns autores propuseram mudanças no processo de determinação da atividade microbiana proposta por Jenkinson e Powlson (1976). Islam e Weil (1998), por exemplo, tentaram a substituição da fumigação por irradiação de micro-ondas, em que a determinação do carbono da biomassa microbiana era realizado por meio da espectroscopia na região da luz visível e utilizando a sacarose como padrão . Seus experimentos não são muito utilizados e não houve explicação por parte dos pesquisadores do motivo da mudança metodológica.

A metodologia carbono-fumigação-incubação (CFI) desenvolvida por Jenkinson e Powlson (1976) tem suas vantagens e limitações. Dentre as vantagens se encontram a simplicidade metodológica e o fato da taxa de respiração microbiana também poder ser determinada nesse método. No que diz respeito à suas desvantagens, há a limitação das amostras de solo que podem ser escolhidas para aplicação desse método, uma vez que amostras retiradas de áreas que receberam adições recentes de material orgânico não devem ser utilizadas, pois isso afetaria o resultado real do carbono da biomassa microbiana do solo (Matens, 1995) Além disso, não é recomendada a aplicação dessa metodologia para solos com pH inferior à cinco e há ainda uma limitação relativa à

dificuldade de encontrar um controle que expresse bem o nível de respiração basal do solo.

Outra metodologia muito utilizada na medição da atividade microbiana do solo é a desenvolvida por Vance et al. (1987), comumente chamada de carbono-fumigação-extração (CFE). A principal diferença dessa metodologia com a desenvolvida por Jenkinson e Powlson (1976) é que nessa não há determinação da biomassa por meio de incubação, mas sim com base na extração do carbono orgânico das amostras fumigadas e das não fumigadas. Dentre as vantagens desse método, a principal é a de que não há dependência do estado fisiológico da população microbiana do solo para a extração do carbono orgânico das amostras. Já em relação às limitações, destaca-se a maior complexidade laboratorial para a determinação do carbono orgânico extraído quando não há analisador total de carbono.

Muitos pesquisadores analisam a atividade microbiana do solo com os dois métodos a fim de compará-los e determinar qual método seria mais adequado para cada tipo de solo. Oliveira et al. (2001) compararam os dois métodos em solo do Cerrado com amostras retiradas de áreas cultivadas e de áreas com vegetação nativa. Essa pesquisa apresentou resultados similares para as metodologias, indicando que ambas são apropriadas para determinação de carbono da biomassa microbiana em solos do Cerrado. Já no trabalho realizado por Sparling e West (1988) houve a constatação que o método CFE é mais adequado para a grande maioria dos solos, pois impõe menos limitações à coleta de amostras, como, por exemplo, ao pH e aos teores de carbono orgânico do solo. Além disso, no estudo comparativo de Andréa e Moreno Hollweg (2004) verificou-se que, devido às limitações impostas ao método CFI, a maioria dos estudos utilizam o método CFE, desenvolvido por Vance et al. (1987), o que faz com

que a utilização desse método propicie maior possibilidade de comparação entre solos e os dados da literatura.

2.3.2. *Respirometria*

A quantificação da atividade biológica da microbiota do solo também pode ser realizada por meio do método de respirometria. Essa metodologia baseia-se na contabilização da respiração da biomassa ativa do solo por meio de medidas da liberação de CO₂ da amostra e/ou da absorção de O₂, indicando, desse modo, o perfil da atividade biológica do solo amostrado (Pedroti, 2007).

Essa técnica pode ser utilizada no estudo da comunidade microbiológica de solos em áreas impactadas. Na mineração, por exemplo, o solo apresenta limitações no que diz respeito ao restabelecimento e desenvolvimento espontâneo da cobertura vegetal. Isso acontece, principalmente, devido aos baixos teores de matéria orgânica e nutrientes presentes nas áreas de mineração abandonadas ou impactadas por rompimento de barragem de rejeitos. Nesse contexto, a atividade microbiológica de solos impactados por atividades minerárias pode ser constatada por meio do uso da respirometria, o que representaria o potencial de reabilitação da área impactada por meio da contabilização de CO₂ produzido pela biomassa ou da absorção de O₂ (Ruivo et al., 2001).

Em seu estudo sobre o potencial de reabilitação do solo por meio do manejo microbiano, Filho (2004) utilizou-se da respirometria para avaliar o solo degradado de uma área de mineração na região da Floresta Nacional do Jamari, Rondônia. Foi constatado que o solo impactado pela atividade minerária produziu taxa de CO₂ significativamente baixa em oito dias de respirometria, enquanto que, após o plantio de espécies leguminosas os valores de CO₂ chegaram a aumentar em até 200%.

Existem inúmeras metodologias para a medição da respiração dos microorganismos do solo. O teste de Sturm, por exemplo, foi bastante utilizado, porém apresenta limitações, uma vez que para a medição de CO₂ utiliza diversos processos químicos que necessitam de um espaço relativamente grande e considerável tempo para apresentar resultados. Há ainda o processo respirométrico denominado Bartha, o qual é o método padronizado pela norma brasileira NBR 14283 para estudo da biodegradação nos solos. No entanto, uma vez que a metodologia Bartha é realizada por titulometria, há considerável possibilidade de ocorrerem erros analíticos (Leitão et al., 2012).

Atualmente, a quantificação de CO₂ tem sido também realizada por respirômetros automáticos, os quais são interligados a sensores de oxigênio e de dióxido de carbono. Nesses casos, o CO₂ liberado é determinado por condutivimetria que usa relação direta entre as produções de CO₂ e as mudanças na condutividade da solução básica receptora (NaOH), analisando, desse modo, a biodegradabilidade na amostra de solo (Costa, 2010).

Para a determinação da eficiência do método aplicado, Pedroti (2007) utiliza a construção de uma curva da massa acumulada de CO₂ produzido em função do tempo. Essa curva deverá apresentar as etapas de crescimento microbológico no solo. O início da curva deve ter uma inclinação baixa demonstrando a fase de adaptação dos microorganismos, essa fase deve ser seguida por um crescimento exponencial que é representado no gráfico como uma inclinação elevada, por fim haverá a formação de um patamar onde a eficiência da biodegradação é drasticamente reduzida.

2.4. *Micro-organismos autotróficos colonizadores na sucessão ecológica*

O estudo do crescimento de seres autotróficos é de suma importância na restauração de ambientes impactados. As cianobactérias, por exemplo, contribuem significativamente na produção de oxigênio e, conseqüentemente, na manutenção do ecossistema, pois são importantes produtores primários com papel relevante nos ciclos de nitrogênio e carbono (Herrero, 2008). Além das cianobactérias, de acordo com Belnap et al. (2003), as algas, fungos microscópicos, líquens e briófitas também são de suma importância no que diz respeito à base do desenvolvimento primário do processo de sucessão ecológica. Esses micro-organismos formam incrustações biológicas nas partículas superficiais do solo que sustentam o desenvolvimento de outros tipos de seres, como os micro-organismos heterotróficos e posteriormente espécies arbóreas.

Alguns micro-organismos cumprem papel importante no processo de fixação de nitrogênio no solo, principalmente as cianobactérias que possuem heterocisto, órgão responsável por fixar o nitrogênio por meio da utilização do carbono oriundo das células vegetativas vizinhas. Além disso, esses micro-organismos realizam simbiose com inúmeras espécies de plantas, no caso das cianobactérias, houve registro de simbiose com as angiospermas do gênero *Gunnera*, gimnospermas, pteridófitas *Azolla*, briófitas do gênero *Anthosceros*, *Blasia*, *Cavicularia* e *Sphagnum*, com predominância de simbiose com as espécies dos gêneros *Nostoc* e *Anabaena*. Os fungos e as algas também fazem associações simbióticas com algumas espécies de plantas auxiliando consideravelmente no desenvolvimento e progresso do processo sucessional. São exemplos de espécies em que já foi registrado simbiose com fungos e algas: gênero *Collema*, *Peltigera*, e *Leptogium* (Schenk, 1992; Sprent e Sprent, 1990; Stacey et al., 1992; Marin et al., 2016).

Uma característica das cianobactérias que podem auxiliar consideravelmente na melhoria da qualidade do solo e, conseqüentemente, no suporte para restabelecimento de vegetação em áreas impactadas é a capacidade que algumas espécies têm de formar exopolissacarídeos. De acordo com De Philippis e Vincenzini (1998), os exopolissacarídeos são uma estrutura extracelulares formadas estrategicamente por cianobactérias quando as condições do ambiente em que se encontram não são favoráveis. Essa estrutura, portanto, tem papel protetor contra predação por protozoários e antibacterianos. Helm et al. (2000) disseram que essa estrutura formada pelas cianobactérias tem significativa estabilidade e habilidade de ligar-se a metais pesados, bem como de resistir à degradação.

Algumas cianobactérias têm a capacidade de formar exopolissacarídeos que são capazes de decompor resíduos orgânicos, como as espécies *Nostoc muscorum* e a *Tolypothrix tenuis* (De Caire et al., 2000). Essas espécies podem ser utilizadas como inoculantes em solos de baixa qualidade visando aumentar o conteúdo de polissarídeos e a atividade microbiana. De acordo com De Caire et al. (2000), quando há inóculo de tais espécies tanto a biomassa das cianobactérias quanto o exopolissacarídeos formados por elas têm a capacidade de aumentar as atividades oriundas das enzimas extracelulares, que por sua vez decompõem resíduos orgânicos aumentando a fertilidade do solo.

Couto (2014) em seus estudos mostrou que houve a formação de exopolissacarídeos na camada superior dos corpos de prova feitos por solo e rejeito de mineração de minério de ferro. Nesse estudo, houve formação de densas incrustações biológicas no solo após 88 dias de incubação em temperatura controlada de 25°C e fotoperíodo de 12h, com ocorrência, além de cianobactérias, de algas, fungos, briófitas e pteridófitas. Em outro estudo, em que houve incrustações biológicas em solos de

condições não favoráveis, observou-se fixação de nitrogênio (Belnap, 2002). Neste estudo, as amostras de solo foram coletadas em uma área de deserto gelado com temperaturas médias de -2°C . Apesar de as condições climatológicas e do solo serem desfavoráveis ao crescimento de micro-organismos, o autor observou inúmeras espécies de seres fotobiontes no local com predominância do líquen *Collema*, o qual promove fixação de nitrogênio anual por volta de 13 kg ha^{-1} .

3. Material e Métodos

3.1. Localização e caracterização da área de estudo

O local de estudo está inserido no extremo sul da Cadeia do Espinhaço que se localiza no estado de Minas Gerais (Fig. 1A), na região do Quadrilátero Ferrífero (Fig. 1B) às margens do Rio do Carmo ($20^{\circ}16'31.24''\text{S}$ e $43^{\circ}0'54.57''\text{O}$) (Fig. 1C), afluente do Rio Doce, localizado no município de Barra Longa – MG. Essa área foi afetada no dia 05 de novembro de 2015 pelo rompimento da barragem do Fundão no município de Mariana-MG ($20^{\circ}12'30.07''\text{S}$ e $43^{\circ}27'43.96''\text{O}$), que ocasionou um arraste de 34 milhões metros cúbicos de rejeito de minério de ferro. Esse rejeito atingiu o Rio Doce e seus afluentes (Fig. 1D) e causou a destruição da fauna e flora (1469 ha de áreas de preservação permanente) por aproximadamente 663,2 km a jusante ao desastre, momento em que atingiu o Oceano Atlântico no estado do Espírito Santo (IBAMA, 2015).

3.2. *Design experimental*

3.2.1. *Layout e amostragem no campo*

As coletas das amostras foram realizadas em três regiões (Fig. 1E): I) de sedimento do rio (área de maior influência do rio, constituída de sedimento do leito do rio e com ausência de vegetação); II) lama de rejeito de minério propriamente dito (área separada da região de sedimento do rio por um declive de aproximadamente 2 m de altura, constituída primordialmente de lama de rejeito de minério, com maior parte ausente de vegetação); e III) solo de pastagem (área mais distante do rio em encosta íngreme, coberta predominantemente por gramíneas rasteiras, com arbustos dispersos, utilizada para pastagem de gado).

A partir da margem do rio foi traçada uma malha de amostragem de 10 x 50 m (Fig.1E) até o solo não encoberto por lama de rejeito (área de 1200 m²). As coletas das amostras foram realizadas de 0 – 5 cm de profundidade com massa aproximada de 500 g a cada cinco metros de distância dentro da malha. As amostras coletadas em cada região (I, II e III, Fig. 1E) foram homogeneizadas e armazenadas a 7°C ± 3°C até a realização das análises químicas.

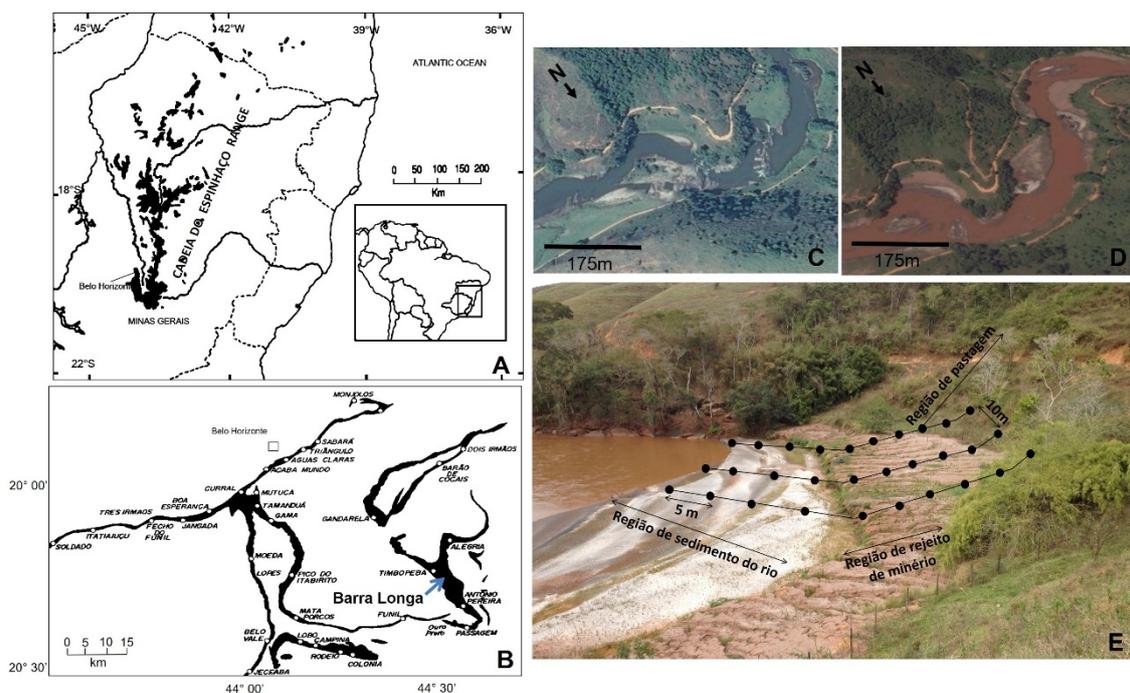


Fig. 1. (A). Localização geográfica do Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais. (B) Áreas de extração de minério de ferro na região do Quadrilátero Ferrífero e localização da cidade de Barra Longa em Minas Gerais, Brasil. (C) Área de estudo às margens do Rio do Carmo antes e após (D) o rompimento da barragem. (E) Método de amostragem.

3.2.2. Caracterização físico-química das amostras

Para as análises químicas e físicas, as amostras homogeneizadas foram quarteadas, secadas ao ar e destorroadas. Uma massa de 200 g de cada amostra foi peneirada na série de peneiras (Tyler series) seguindo a NBR 7181 (ABNT, 1984).

A quantificação de carbono orgânico total (COT) foi realizada em triplicatas utilizando o método químico desenvolvido por Walkley e Bleack (1934). Em 500 mg de cada amostra foram adicionados 10 mL de dicromato de potássio 0,1 mol/L e 20 mL de ácido sulfúrico concentrado. Após o resfriamento da solução, 200 mL de água destilada, 10 mL de ácido fosfórico concentrado e 0,5 mL de difenilamina 1% foram adicionados. A titulação do excesso de dicromato na solução foi realizada utilizando sulfato ferroso

amoniaco 0,6N. Para determinar a porcentagem de COT nas amostras, utilizou-se a Equação 1.

$$\%C = \frac{(meq.g \text{ de } Cr_2O_7^{2-} - meq.g \text{ de } Fe^{2+}) * 0,003 * (\% MS)}{P} \quad (1)$$

onde, %C é a porcentagem de carbono orgânico na amostra, *meq.g de Cr₂O₇²⁻* é o volume de dicromato pipetado multiplicado pela normalidade da solução de dicromato, *meq.g de Fe²⁺* é o volume de sulfato ferroso gasto na titulação multiplicado 0,6 N, %MS é a porcentagem de matéria seca na amostra e *P* é o peso da amostra tomado para oxidação.

Para extração de Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) da amostra, foi utilizada solução de cloreto de potássio 1N e a leitura foi realizada por espectrofotômetro de adsorção atômica. O elemento fósforo (P) foi extraído da amostra utilizando solução constituída de 4 mL de ácido clorídrico 0,05 mol L⁻¹, 0,7mL de ácido sulfúrico 0,0125 mol L⁻¹ e 500 mL de água destilada e foi quantificado utilizando o método colorimétrico. Na extração do potássio (K), também foi utilizada solução constituída de 4 mL de ácido clorídrico 0,05 mol L⁻¹, 0,7mL de ácido sulfúrico 0,0125 mol L⁻¹ e 500 mL de água destilada e sua leitura foi realizada por fotômetro de chama. No processo de quantificação do alumínio (Al), cloreto de potássio 1N foi utilizado para extração, sendo a titulação do excesso de cloreto realizada por hidróxido de sódio 1N. Os micronutrientes do solo (Cu, Fe, Mn, Zn) foram extraídos utilizando solução constituída de 4 mL de ácido clorídrico 0,05 mol L⁻¹, 0,7mL de ácido sulfúrico 0,0125 mol L⁻¹ e 500 mL de água destilada e determinados por meio de espectrofotômetro de adsorção atômica (Claessen et al., 1997). O pH foi medido utilizando pHmetro.

3.2.3. Carbono da biomassa microbiana e respiração basal

Para quantificação do carbono da biomassa microbiana (C-BM), foi utilizado o método fumigação-extração desenvolvido por Vance et al. (1987). Para a utilização dessa metodologia, foram seguidos os procedimentos estabelecidos pela Embrapa (Silva et al., 2007). As amostras coletadas nas três regiões foram peneiradas em malha de 2 mm e umedecidas em torno de 60% da capacidade de campo. O experimento foi feito em triplicata.

Das amostras (fumigadas e não fumigadas) foram retirados extratos filtrados utilizando 50 mL de solução de sulfato de potássio 0,5M. Essa solução foi utilizada para extração do C-BM juntamente com 2 mL da solução de dicromato de potássio 0,066M seguido de 10 mL de ácido sulfúrico e 5 mL de ácido ortofosfórico. A solução diluída foi titulada com sulfato ferroso amoniacal 0,033M utilizando o indicador difenillamina. Para determinar o teor de carbono nos extratos utilizou-se a Equação 2.

$$C \text{ (mg C * kg}^{-1} \text{ amostra)} = \frac{(V_b - V_a) * M * 0,003 * V_1 * 10^6}{P_s * V_2} \quad (2)$$

onde, C é o carbono extraído da amostra, V_b é o volume em mL de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da solução controle; V_a é o volume em mL de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra; M é a molaridade exata do sulfato ferroso amoniacal; V_1 é o volume do extrator (K_2SO_4) utilizado; V_2 é a alíquota pipetada do extrator para a titulação; $0,003$ é miliequivalente do carbono e P_s é a massa da amostra seca em gramas. O carbono da biomassa microbiana (C-BM) foi calculado utilizando a Equação 2.

$$C - BM - C = FC * k_c^{-1} \quad (3)$$

onde, FC é o fluxo obtido da diferença entre a quantidade de carbono (C) recuperada na amostra não fumigada e k_c o fator de correção igual a 0,33.

Respirômetros tipo Bartha foram utilizados para avaliar a produção de CO_2 das amostras coletadas. Uma solução de hidróxido de potássio 0,1N (10 mL) (Bartha e Pramer, 1965) foi utilizada para absorção do CO_2 produzido pelos micro-organismos nas amostras. Os respirômetros foram preparados em triplicatas e o experimento foi desenvolvido em um ambiente escuro contendo amostras umidificadas a 60% da capacidade de campo. A solução de hidróxido de potássio (KOH) utilizada para capturar o CO_2 permitiu sua quantificação por meio de titulação do KOH residual com ácido clorídrico 0,1N após adição de 1 mL de cloreto de bário 1,0 N, utilizando fenolftaleína como indicador. Amostras de KOH 0,1 N (livre de CO_2) também foram tituladas e utilizadas como branco. O experimento foi conduzido por sete dias. Para o cálculo da respiração basal do solo foi utilizada a Equação 4:

$$RB = \frac{(V_b - V_a) * M * 6 * 1000 / P_s}{T} \quad (4)$$

onde, RB é o carbono oriundo da respiração basal das amostras (mg de C- CO_2 * kg^{-1} amostra * $hora^{-1}$); V_b é o volume em mL de ácido clorídrico gasto na titulação da solução controle; V_a é o volume em mL gasto na titulação da amostra; M é a molaridade exata do HCl; P_s é a massa em gramas da amostra seca; T é o tempo de incubação da amostra em horas. O quociente metabólico do solo foi determinado pela Equação 5:

$$qCO_2 = \frac{RB}{C - BM - C} \quad (5)$$

onde qCO_2 é o quociente metabólico da amostra (mgC- CO_2 g^{-1} * C-BM h^{-1}); RB é a respiração basal da amostra; $C-BM$ é o carbono da biomassa microbiana da amostra

3.2.4. Análises microbiológicas

A quantificação de micro-organismos foi realizada para bactérias aeróbicas mesofílicas e actinomicetos. Dez gramas de cada amostra foram homogeneizados por 30 minutos em 150 r.p.m (28 °C) em um Erlenmeyer com 90 mL de água destilada estéril. Uma solução diluída a 10^{-4} foi utilizada para o inóculo utilizando o método *pour-plate*. O total de bactérias aeróbias mesofílicas foi quantificada após crescimento em Ágar Extrato de Solo (Subba e Rao, 1977) e as actinomicetos foram quantificados utilizando Ágar Amido. As amostras foram incubadas por 48 horas em temperatura de 25 °C. Os resultados foram expressos em unidade formadora de colônia por mililitro (UFC mL⁻¹)

Para realização do experimento de crescimento dos seres fotobiontes, 50 g das amostras foram colocadas em um recipiente transparente (placa Gerbox). As amostras, em duplicatas, foram incubadas em uma câmara germinadora com temperatura controlada (25°C) em regime alternado de luz e escuro (fotoperíodo 12h) por 63 dias. A umidade de capacidade de campo foi mantida durante todo o experimento através da umidificação semanal. Após a incubação, as amostras foram analisadas e fotografadas em um foto-estereomicroscópico Carl Zeiss e fotomicroscópio Zeiss M37 utilizando 1 mL de água para auxiliar na segregação do micro-organismos.

3.3. Análises estatística

Análises paramétricas foram realizadas para os resultados de RB, C-BM, qCO_2 , COT e os resultados de fertilidade utilizando os testes de Kolmogorov-Smirnov, Bartlett (Sileshi, 2012). Os valores foram submetidos à análise de variância (One-way ANOVA) e as médias comparadas pelo teste HSD Tukey. Todas as análises foram realizadas pelo Statistica 7.0 software.

4. Resultados e Discussão

4.1. Caracterização físico-química das amostras das regiões I, II e III

A análise granulométrica mostrou que para as regiões I e II predominaram as partículas finas e para a região III, as partículas grossas (Tabela 1). A maioria das partículas de areia (0,075 – 2,38 mm) presentes nas regiões I e II (68,5% e 38,3% respectivamente) foi fina (0,075 – 0,6 mm), exceto para a região III, que apresentou maior quantidade (47%) de partículas de areia grossa (0,6 – 2,38 mm). Entre as partículas menores que 0,075 mm, o silte e a argila apresentaram maior proporção na região II e menor na região III (Tabela 1).

Nas amostras analisadas, o COT foi significativamente menor na região I ($P < 0,0001$) e maior na região onde a lama do rejeito de minério não foi depositada (região III) (Tabela 1). De acordo com a classificação proposta pela Embrapa (Freire et al., 2009), a região III foi considerada de acidez média (5,1 – 6), apresentando resultados de acidez maiores que as demais amostras. Acidez trocável e cálcio trocável foram maiores para as regiões II e III. A região III apresentou maior quantidade de magnésio trocável quando comparada às demais regiões.

Quanto à capacidade de troca de cátions, de acordo com Freire et al. (2009), para todas as regiões os resultados foram baixos ($< 4,3$ %), sendo a região III a que mostrou maior capacidade de troca de cátions. O mesmo aconteceu com a saturação de alumínio, pois os valores foram baixos (< 30 %) para todas as regiões. No entanto, a região I apresentou valores superiores às demais. A amostra da região II apresentou alta saturação de bases (60,1 – 80 %), enquanto que a região I e III apresentaram resultados menores de disponibilidade de bases (40,1 – 60%) (Tabela 1).

Estudos mostraram que a maior presença de sedimento arenoso desfavorece o acúmulo de carbono orgânico, enquanto que maior presença de partículas finas, como silte e argila, propicia melhor acondicionamento de carbono orgânico e micronutrientes devido à proteção proporcionada pelas partículas finas (Gao et al., 2014; Dougherty et al., 2014; Lyu et al., 2015). A mesma correlação é estabelecida para a capacidade de troca de cátions; os solos argilosos apresentam maior habilidade em reter cátions através de forças eletrostáticas que os solos arenosos (Bache, 1976; Liang et al., 2006). Os resultados deste estudo, no entanto, não demonstraram essa correlação, uma vez que a comparação de dados é feita entre amostras de solo, de rejeito e de sedimento do rio. Esse fator pode influenciar nos resultados, pois o rejeito e o sedimento do rio podem apresentar características químicas e mineralógicas diferentes do solo que não propiciam a retenção de cátions e matéria orgânica da mesma maneira que o solo.

Constatou-se, no entanto, que os valores de COT das regiões estudadas são comparáveis ao solo de cerrado (Peña-Peña e Irmeler, 2016). Além disso, a região que apresentou maior valor de capacidade de troca de cátions (região III) também apresentou maior valor de COT. De acordo com Liang et al. (2006), maior porcentagem de carbono orgânico pode promover agregação de partículas onde há maior presença de cargas elétricas.

De acordo com a classificação proposta pela Embrapa (Freire et al., 2009), o nutriente fósforo apresentou valor alto (>10 mg/kg) na região II, enquanto que o valor de potássio foi maior na região III (Tabela 1). Quanto aos micronutrientes ferro e manganês, a região II apresentou resultados significativamente maiores ($P < 0,001$). No entanto, todas as regiões apresentaram valores de ferro e manganês altos (>45 mg/kg e >12 mg/kg respectivamente). Tanto o valor de cobre quanto o de zinco foram maiores para a região III (Tabela 1). A região II apresentou baixa disponibilidade de zinco (0,5 –

0,9 mg/kg) e média disponibilidade para o cobre. A região I apresentou os menores resultados para todos os micronutrientes analisados (Tabela 1).

Segundo Mackenzie et al. (2002), o fósforo é encontrado disponível no solo por meio de erosão de rochas e, principalmente, adubação. Aqueles solos que apresentam riqueza de ferro solúvel e argilominerais, como caulinita, possuem maior facilidade de adsorver o fósforo e formar compostos insolúveis que não são acessíveis para microorganismos ou plantas (Brandy, 1990; Bouwman et al., 2009). Além disso, segundo Ranno et al. (2007) a fração argila auxilia significativamente na adsorção do fósforo, uma vez que apresenta alta área superficial específica. Este estudo corrobora essa relação, pois a grande quantidade de fósforo encontrada na região II, composta de rejeito de minério de ferro, pode ser justificada pela significativa quantidade de ferro presente em sua composição e por sua textura argilosa. Além disso, a caulinita é um argilomineral presente nos minérios de ferro (Liu et al., 2004; Giri et al., 2011), o que também é um fator que propicia a retenção do fósforo de forma insolúvel. Acredita-se que a fonte do fósforo presente na região II foi provinda do Rio do Carmo, por onde a lama seguiu o seu fluxo desde a ruptura da barragem até a área de coleta. Isso porque o rio passa por áreas de atividade agropecuária, estando sujeito à contaminação de fósforo por meio da lixiviação do solo adubado com compostos fosfatados. Outra possibilidade seria o processo de flotação que aumenta a eficiência da remoção da hematita e alguns compostos flocculantes podem conter fósforo em sua composição.

Tabela 1

Propriedades físico-química (profundidade de 0 – 5 cm) das amostras coletadas nas regiões I II e III das margens do Rio do Carmo, Barra Longa, Brasil.

| Propriedades * | Regiões | | |
|--|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| | I | II | III |
| Areia (%) | 69,6 | 44,0 | 74,1 |
| Silte + Argila (%) | 30,4 | 56,0 | 25,9 |
| Carbono Orgânico Total – COT (%) | 1,5 ± 0,2 ^a | 1,9 ± 0,4 ^b | 4,2 ± 0,1 ^c |
| pH (H ₂ O) | 6,4 ± 0,2 ^a | 7,5±0,2 ^b | 5,7±0,1 ^c |
| Acidez potencial H ⁺ Al (cmol _c .carga/kg) | 0,66 ± 0,01 ^a | 0,63 ± 0,01 ^b | 2,04 ± 0,01 ^c |
| Acidez trocável Al ³⁺ (cmol _c /kg) | 0,023 ± 0,006 ^a | 0,02 ± 0,000 ^a | 0,053 ± 0,006 ^b |
| Ca ²⁺ (cmol _c /kg) | 0,44 ± 0,04 ^a | 1,31 ± 0,05 ^b | 1,04 ± 0,02 ^c |
| Mg ²⁺ (cmol _c /kg) | 0,07 ± 0,01 ^a | 0,04 ± 0,00 ^b | 0,97 ± 0,02 ^c |
| Soma das bases (cmol _c /kg) | 0,53 ± 0,04 ^a | 1,42 ± 0,05 ^b | 2,18 ± 0,07 ^c |
| P (mg/kg) | 3,93 ± 0,4 ^a | 11,70 ± 0,3 ^b | 1,43 ± 0,42 ^c |
| K (mg/kg) | 37,7 ± 35,8 ^a | 39,3 ± 36,9 ^a | 41,7 ± 40,8 ^a |
| Fe (mg/kg) | 92,2 ± 12,3 ^a | 216.,1 ± 21,9 ^b | 81.,6 ± 31,4 ^c |
| Cu (mg/kg) | 0,37 ± 0,06 ^a | 1,13 ± 0,06 ^b | 1,20 ± 0,10 ^b |
| Mn (mg/kg) | 53,0 ± 5,9 ^a | 248,7 ± 8,8 ^b | 71,7 ± 13,5 ^a |
| Zn (mg/kg) | 0,40 ± 0,00 ^a | 0,80 ± 0,10 ^b | 1,13 ± 0,12 ^c |
| Cátions trocáveis (%) | 1,18 ± 0,06 ^a | 2,05 ± 0,05 ^b | 4,25 ± 0,03 ^c |
| Cátions trocáveis efetivos (%) | 0,55 ± 0,04 ^a | 1,44 ± 0,05 ^b | 2,27 ± 0,03 ^c |
| Saturação de Alumínio (%) | 4,18 ± 0,93 ^a | 1,36 ± 0,05 ^b | 2,30 ± 0,22 ^b |
| Bases saturadas (%) | 44,2 ± 1,6 ^a | 69,3 ± 1,0 ^b | 52,1 ± 0,4 ^c |

*Os valores representam médias ± D.P. (n=3). Letras iguais na mesma linha indicam nenhuma diferença significativa dada pelo teste Tukey (P< 0,05).

O valor de manganês foi significativamente maior na região II (P<0,001) que pode ser justificado pelo pH do rejeito disposto nessa região (Tabela 1). O fator que

determina a disponibilidade de manganês no solo é o pH e o potencial de oxidação-redução. Valores de pH menores que 6,5 favorecem a redução do Mn^{4+} para Mn^{2+} , enquanto que pH acima de 6,5 formam formas insolúveis de manganês como MnO_2 , Mn_2O_3 e Mn_3O_4 , que não são aproveitadas por micro-organismos (Stevenson e Cole, 1999).

4.2. *Caracterização biológica*

A região I apresentou valores significativamente menores de RB, C-BM e COT e o maior de qCO_2 , ao contrário da região III, que apresentou valores significativamente mais baixos de qCO_2 e os mais altos de RB, C-BM e COT (Tabela 2). O C-BM, RB e COT quando correlacionados são atributos microbianos que podem mostrar o efeito de algum fator na comunidade microbiana do solo (Nogueira et al., 2006; Jiang et al., 2010; Anderson e Domsch, 2010; Niemeyer et al., 2012; Quadros et al., 2016). O desenvolvimento da biomassa microbiana está relacionado com a quantidade de carbono orgânico presente no solo e com a síntese desse carbono pela comunidade microbiana (Niemeyer et al., 2012). Nesse contexto, as regiões que apresentaram elevado C-BM- e COT podem proporcionar maior ciclagem de nutrientes, caso o carbono orgânico seja utilizado eficientemente pela comunidade microbiana (Kaschuk et al., 2010).

O desenvolvimento da diversidade de micro-organismos nos ecossistemas coincide com um aumento da eficiência do uso da energia durante o processo de crescimento da comunidade microbiana (Odum, 1969; Anderson e Domsch, 2010). Quando o equilíbrio dos micro-organismos no solo é atingido, qualquer aumento da concentração de matéria orgânica resulta em uma maior respiração, não havendo acumulação nem redução da quantidade de matéria orgânica presente no solo. Nas amostras coletadas na região III, percebeu-se uma baixa respiração basal do solo por

unidade de biomassa microbiana ($q\text{CO}_2$) e uma alta biomassa microbiana por carbono orgânico do solo (C-BM/COT) (Tabela 2), o que pode representar a estabilidade da comunidade microbiana presente nessa área. O mesmo pode ser aplicado para as amostras coletadas nas regiões I e II. O alto $q\text{CO}_2$ e baixo C-BM-/COT observado nessas amostras (Tabela 2) sugerem uma comunidade microbiana instável. Nesse caso, se o carbono orgânico presente nessas regiões for insuficiente para sustentar a respiração da biomassa microbiana, essa comunidade poderá ser reduzida significativamente.

Tabela 2

Respiração basal (RB), Carbono da biomassa microbiana (C-BM), quociente de CO_2 ($q\text{CO}_2$) das amostras coletadas a profundidade de 0 – 5 nas regiões I, II e III nas margens do Rio do Carmo, Barra Longa, Brasil.

| Amostras* | Regiões | | |
|----------------|----------------------|----------------------|-----------------------|
| | I | II | III |
| RB | $0,442 \pm 0,143^a$ | $0,682 \pm 0,124^b$ | $0,667 \pm 0,069^b$ |
| C-BM | $130,9 \pm 64,4^a$ | $190,4 \pm 52,4^a$ | $542,5 \pm 113,1^b$ |
| $q\text{CO}_2$ | $0,0041 \pm 0,002^a$ | $0,0037 \pm 0,001^a$ | $0,0013 \pm 0,0002^b$ |
| C-BM/COT | $0,48 \pm 0,19^a$ | $0,99 \pm 0,23^b$ | $1,48 \pm 0,06^c$ |

* Os valores representam médias \pm D.P. Letras iguais na mesma linha indicam nenhuma diferença significativa dada pelo teste Tukey ($P < 0,05$).

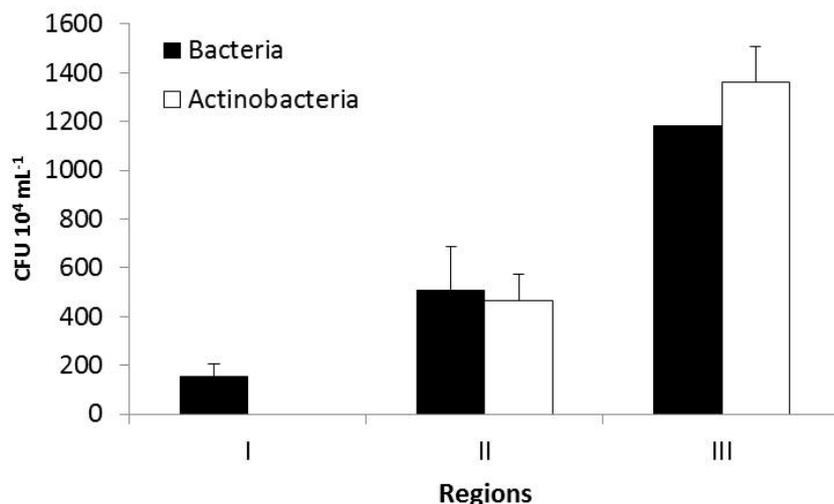


Fig. 2. Número de unidade formadora de colônia (UFC) de actinobactéria e bactéria das amostras na profundidade de 0-5 cm das regiões I, II e III às margens do Rio do Carmo em Barra Longa-MG. As barras indicam os valores médios e desvios-padrões.

O número de colônias de bactérias enumeradas para a amostra da região I (154,0 UFC/mL) foi considerado pequeno em relação às demais regiões II e III (507,6 e 1180,0 UFC/mL respectivamente). Observou-se a inexistência de colônias de actinobactérias na concentração utilizada para a região I e valores acima de 450 UFC/mL para demais regiões (Fig. 2). Bactérias e actinobactérias são importantes micro-organismos constituintes de crostas biológicas, as quais são complexas devido à grande diversidade de organismos que as compõem. Além de bactérias e actinobactérias, podem ser encontrados fungos, líquens, briófitas, pteridófitas, cianobactérias entre outros (Meeting, 1991; Belnap, 2003).

A formação de crostas biológicas sobre o solo exerce significativa importância no processo de restauração de áreas degradadas, pois auxilia no processo de ciclagem de nutrientes (Bowker, 2009; Angel et al., 2011; Tighe et al., 2012) e minimiza impactos no solo oriundos de processos erosivos (Zhang et al., 2006; Bowker et al., 2008; Bu et

al., 2013). Nas crostas biológicas, as actinobactérias são importantes, pois participam do processo de colonização. Na sucessão ecológica, eles são encontrados das fases iniciais às mais maduras em comunidades microbianas da rizosfera (Li et al., 2014) e em solo de matas, florestas e pastagens (Větrovský et al., 2014). De acordo com Chater et al. (2010) algumas espécies de actinobactérias são importantes na degradação de lignocelulose e sua forma de crescimento em filamentos auxilia na utilização de substâncias poliméricas, propiciando, desse modo, que esses micro-organismos estejam presentes mesmo em regiões onde o acesso à matéria orgânica é difícil (Warren, 1996; McCarthy, 1987; Enkhbaatar et al., 2012).

Mesmo as actinobactérias tendo facilidade em se estabelecer em áreas com pouco substrato, na região I não foram constatadas a presença desses micro-organismos (Tabela 1). A região II, apesar de apresentar escassez de nutrientes solúveis e disponíveis para utilização microbiana e carbono orgânico, apresentou maior número de colônias de bactérias e actinobactérias sendo desenvolvidos no local quando comparada com a região I. A característica granulométrica da região II pode auxiliar na maior retenção de umidade que a região I, fator que pode ter influenciado no maior desenvolvimento desses micro-organismos. A região III, sem a influência da lama do rejeito de mineração, provavelmente apresentou maior capacidade de oferecer nutrientes para o desenvolvimento de bactérias e actinobactérias que as regiões I e II (Fig. 2).

Durante a coleta, constatou-se que a região III é recoberta por gramíneas, o que pode proporcionar maior atividade microbiana, mesmo que sua granulometria não seja favorável devido à grande presença de areia grossa (Tabela 1). De acordo com Li et al. (2014), em locais onde há presença de vegetação, na rizosfera há maior presença de enzimas, carbono orgânico e, conseqüentemente, atividade microbiana. Os micro-organismos presentes na rizosfera podem produzir substâncias ácidas que aumentam a

quantidade de agregados do solo, propiciando melhor acondicionamento de substratos e micro-organismos (Singh et al., 2004; Mendes et al., 2013).

As amostras saturadas em sua capacidade de campo para cada região de estudo apresentaram início de formação de crosta biológica com 63 dias em câmara de incubação (Tabela 3). Na região I, foi observado crescimento de briófitas (Fig. 3A), cianobactéria do gênero *Anabaena* (Fig. 3B) e alga do gênero *Trentepohlia* (Fig. 3C e D). Os seres encontrados na região II foram fungos do gênero *Fusarium* (Fig. 4 A, B e C) e cianobactéria *Pseudanabaena* sp. (Fig. 4D). Já a região III apresentou organismos, como protalos de pteridófitas (Fig. 5A), briófitas (Fig. 5B) e a cianobactéria *Scytonema* sp. da ordem Nostocales (Fig. 5C, D, E, F e G).

Cianobactérias também executam papel fundamental na formação de crostas biológicas no solo, pois são importantes fixadores de nitrogênio. De acordo com Bu et al. (2014), cianobactérias, líquens e briófitas são os seres predominantes em incrustações biológicas no solo, no entanto, as cianobactérias são consideradas mais importantes pois são pioneiras no processo de colonização e fotossintetizantes. Estudos que utilizaram crostas biológicas artificiais demonstram que a presença de cianobactérias aumentou a atividade das comunidades biológicas do solo, bem como acelerou o processo de restauração de áreas situadas em zonas áridas, consideradas de difícil restauração (Hu et al., 2002; Wang et al., 2009; Tang et al., 2009; Rao et al., 2009).

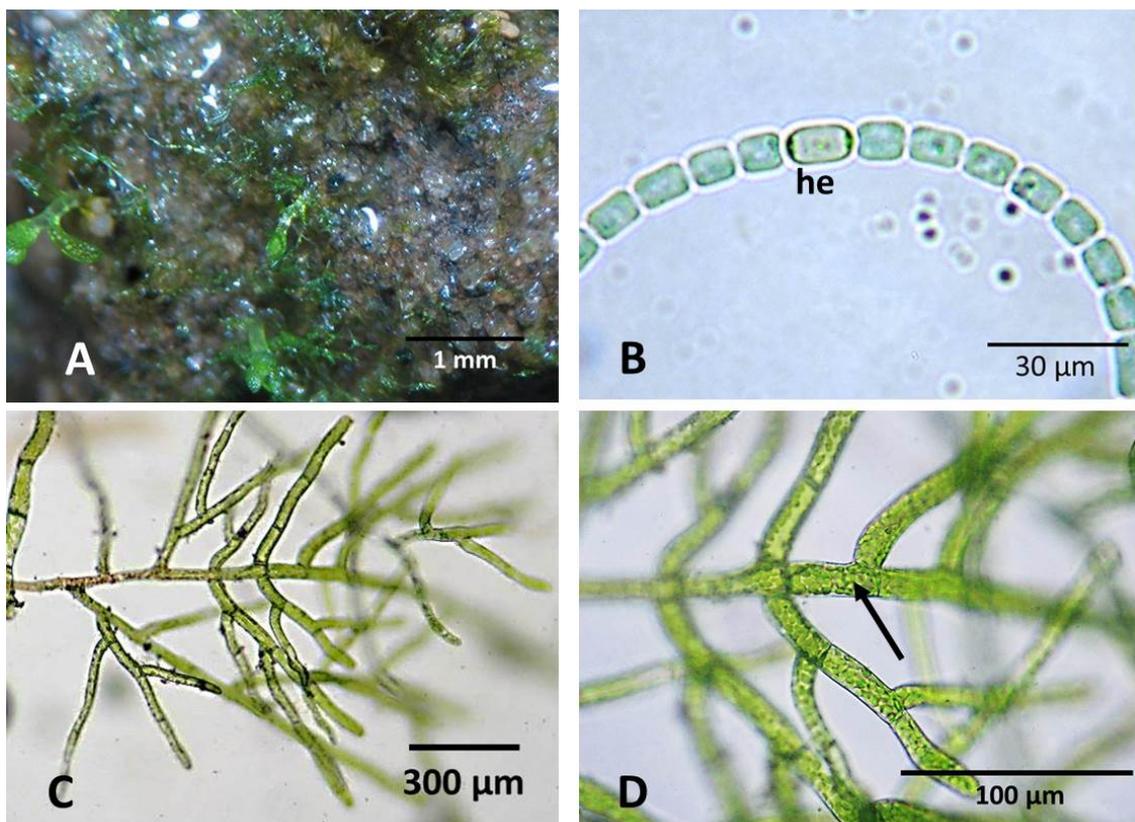


Fig. 3. Organismos fotobiontes encontrados nas amostras coletadas na região I. Briófitas (A), *Anabaena* sp. (B) e seu heterocisto (he); *Trentepohlia* sp. (C) e cloroplasto (seta – D).

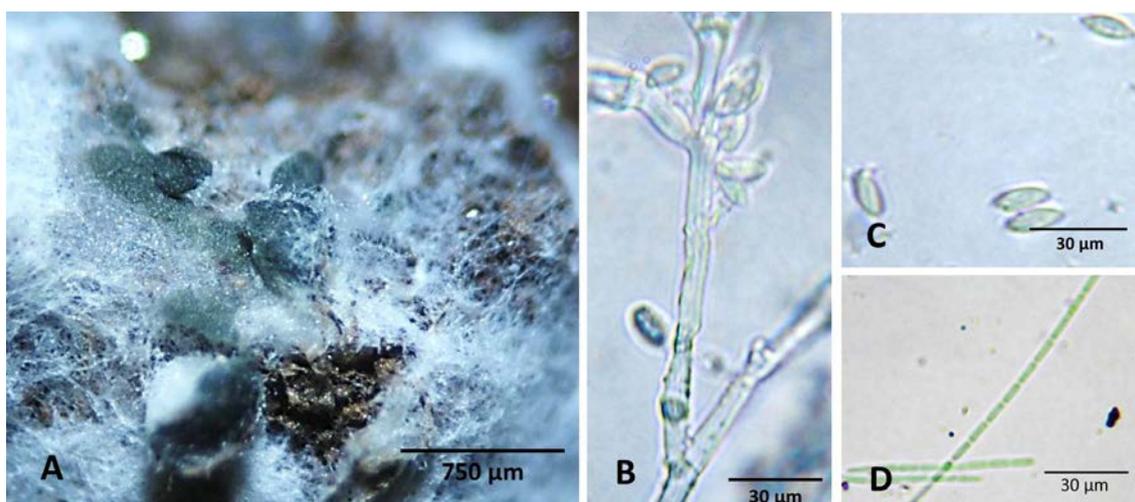


Fig. 4. Organismos encontrados nas amostras coletadas na região II. *Funsarium* sp. (A), esporos do fungo (B e C); *Pseudanabaena* sp. (D).

Tabela 3

Cianobactéria e fotoautotróficos eucariontes ocorrentes nas amostras das regiões I, II e III às margens do Rio do Carmo em Barra Longa-MG.

| Grupo | Ordem | Família | Gênero | Região |
|---------------|------------------|-------------------|--------------------------|--------|
| | Nostocales | Scytonemataceae | <i>Scytonema</i> sp. | III |
| Cianobactéria | Pseudanabaenales | Pseudanabaenaceae | <i>Pseudanabaena</i> sp. | II |
| | Nostocales | Nostocaceae | <i>Anabaena</i> sp. | I |
| Alga (verde) | Trentepohliales | Trentepohliaceae | <i>Trentepohlia</i> sp. | III |
| Briófita | | Bryaceae | | III |
| | Pottiales | Pottiaceae | - | I |
| Pteridófita | Polypodiales | Pteridaceae | - | III |
| Fungi | Hypocreales | Nectriaceae | <i>Fusarium</i> sp. | II |

A cianobactéria filamentosa *Anabaena* sp. encontrada na região I possui heterocisto (Fig. 3B), células especializadas na transformação de nitrogênio elementar em nitrogênio orgânico (Popa et al., 2007). Essa espécie é, portanto, importante no processo de ciclagem de nitrogênio para a região de sedimento do rio como também a espécie *Scytonema* sp. encontrada na região III (Fig. 5C, D, E, F, G). O gênero *Scytonema* é considerado cosmopolita. Apesar disso, em florestas tropicais esse gênero tem sido encontrado de maneira substancial (Myers et al., 2000). No Brasil, foi constatado que essa cianobactéria é componente predominante em ambientes subaerofíticos na Mata Atlântica (Komárek et al., 2013). A cianobactéria encontrada na região II, *Pseudanabaena* sp., não tem a propriedade de fixar nitrogênio. No entanto, de acordo com Acinas et al. (2009) as cianobactérias menores como *Pseudanabaena* sp. excedem, muitas vezes, as espécies maiores de cianobactérias em termos de biomassa,

desempenhando papel importante na composição do biofilme. Espécies *Anabaena* sp. podem se associar com diferentes espécies de briófitas (Vicent, 2000; Crespo et al., 2014). Esse fator pode ser um indicativo que a região tem o potencial de se recuperar apesar do alto $q\text{CO}_2$ e baixo C-BM/COT observado que sugerem uma comunidade microbiana instável.

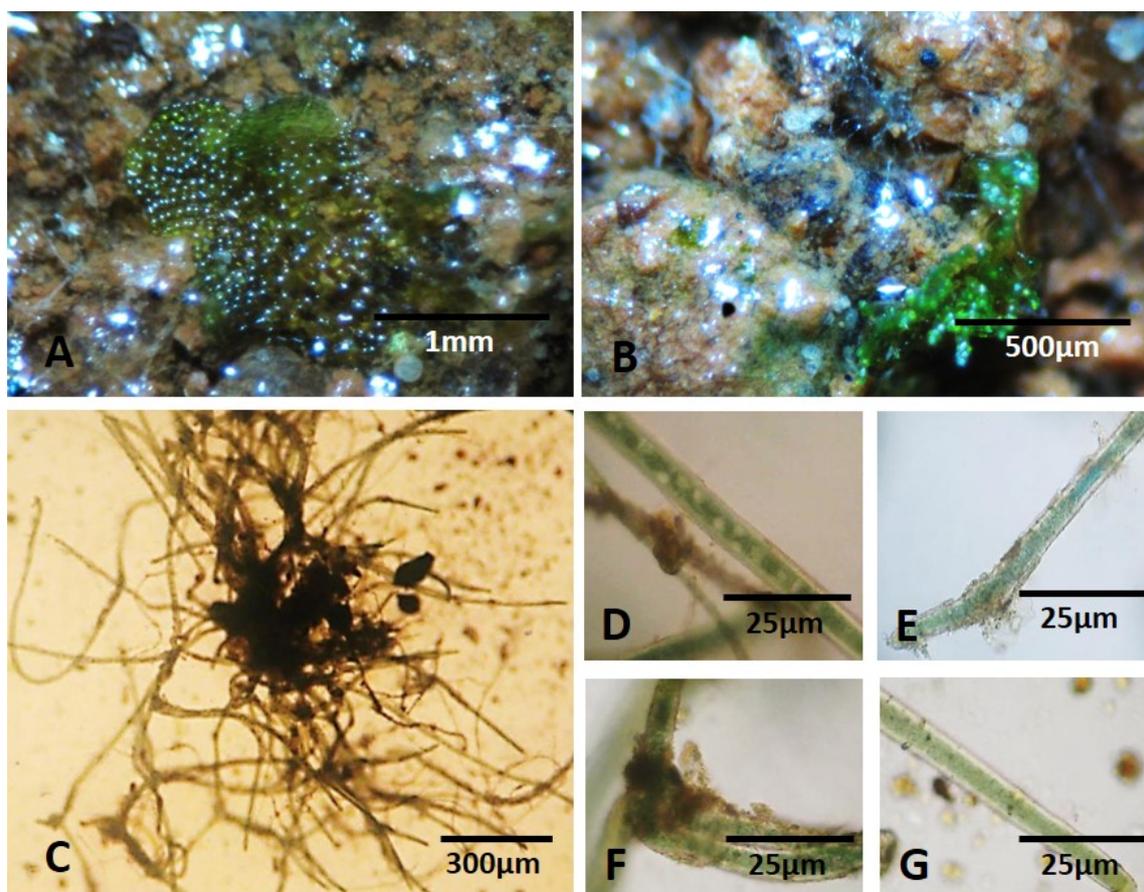


Fig. 5. Organismos fotobiontes encontrados nas amostras coletadas na região III (solo). Pteridófito (A), briófito (B), *Scytonema* sp. (C), detalhes da cianobactéria (D, E, F e G).

5. Considerações finais

Os resultados indicaram que a comunidade de micro-organismos heterotróficos corre o risco de desaparecer nas regiões I e II se elas não oferecerem carbono orgânico e outros nutrientes necessários à continuação do processo de colonização e sucessão ecológica. No entanto, em condições experimentais foi constatado crescimento de cianobactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico, que podem enriquecer a região com nitrogênio, aumentando a oferta de nutrientes necessária para a manutenção da comunidade microbiana na área estudada.

Medidas que utilizam de crostas biológicas podem ser aplicadas na restauração das áreas afetadas com o rompimento da barragem de rejeito. A utilização de crostas biológicas na retomada dessas áreas pode auxiliar consideravelmente na agregação das partículas, reduzindo perda de nutrientes por processos erosivos, bem como aumentar a fertilidade do solo com organismos fixadores de nitrogênio.

Sugere-se, desse modo, um estudo sobre os possíveis métodos de reabilitação da crosta biológica nas áreas impactadas, bem como o contínuo monitoramento da área visando acompanhar o processo de sucessão ecológica da comunidade microbiana. Uma técnica sugerida para estudo é a inoculação de crosta biológica criada em laboratório ou já existente em locais pouco ou não degradado da mesma região. Uma vez que as amostras coletadas mostraram capacidade de formarem crostas biológicas em condições ideais de temperatura, luz e umidade; é possível que o próprio material da área afetada seja utilizado como suporte da crosta biológica a ser inoculada.

6. Referências

- ABNT NBR7181, 1984. Análise Granulométrica. ABNT, Rio Janeiro, RJ. Capítulo 3 - Análise granulométrica por peneiramento, pp. 13.
- Acinas, S.G., Haverkamp, T.H., Huisman, J., Stal, L.J., 2009. Phenotypic and genetic diversification of *Pseudanabaena* spp. (cyanobacteria). *ISME J.* 378, 31–46. doi:10.1038/ismej.2008.78
- Aguserto-Detzel, H., M. Bianchi, M., Assumpção, M., Schimmel, B., Collaco, C., Ciardelli, J., 2016. The tailing and failure of 5 November 2015 in SE Brazil and its preceding seismic sequence. *Geophys. Res. Lett.* 43, 4929–4936. doi: 10.1002/2016GL069257.
- ANA – Agência Nacional das Águas, 2016. Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce: Rompimento da Barragem em Mariana/MG. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos – SPR, Brasília.
- ANA – Agência Nacional de Águas, 2015. Relatório de segurança de barragens 2012-2013. http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents//CRH/CTUM/10336/relatoriosegurancabarragens_2012-2013.pdf (accessed 20.04.2016).
- Anderson, T., Domsch, K.H., 2010. The eco-physiological approach. *Soil Biol. Biochem.* 42, 2039–2043. doi:10.1016/j.soilbio.2010.06.026
- Andréa, M. M., Moreno Hollweg, M. J., 2004. Comparação de métodos para determinação de biomassa microbiana em dois solos. *R. Bras. Ci. Solo* 28, 981 – 986.
- ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica, 2016. Sistema de Informações Georreferenciadas do Setor Elétrico. <http://sigel.aneel.gov.br/sigel.html> (accessed 24.04.16)
- Angel, R., Matthies, D., Conrad, R., 2011. Activation of methanogenesis in arid biological soil crusts despite the presence of oxygen. *Plos ONE* 6, e20453. doi:10.1371/journal.pone.0020453

- Arróniz-Crespo, M., Perez-Órtega, S., De los Ríos, A., Green, T. G. A., Ochoa-Hueso, R., Casermeiro, M. A., De la Cruz, M. T., Pintado, A., Palacios D., Rozzi, R., Tysklind, N., Sancho, L. G., 2014. Bryophyte-cyanobacteria associations during primary succession in recently deglaciated areas of Tierra del Fuego (Chile). *PLoS ONE* 9, e96081. doi:10.1371/journal.pone.0096081
- Axenov-Gibanov, D. V., Voytsekhovskaya, I. V., Tokovenko, B. T., Protasov, E. S., Gamaiunov, S. V., Rebets, Y. V., Luzhetskyy, A. N., Timofeyev, M. A., 2016. Actinobacteria isolated from an underground lake and Moonmilk Speleothem from the biggest conglomeratic karstic cave in Siberia as sources of novel biologically active compounds. *PLoS ONE* 11, e0149216. doi: 10.1371/journal.pone.0149216
- Bache, B.W., 1976. The measurement of cation exchange capacity of soils. *J. Sci. Food Agric.* 27, 273–280. doi:10.1002/jsfa.2740270313
- Baldrian, P., Trögl, J., Frouz, J., Šnajdr, J., Valášková, V., Merhautová, V., Cajthaml, T., Herinková, J., 2008. Enzyme activities and microbial biomass in topsoil layer during spontaneous succession in spoil heaps after brown coal mining. *Soil Biol. Biochem.* 40, 2107–2115. doi:10.1016/j.soilbio.2008.02.019
- Balota, E.L., Kanashiro, M., Colozzi Filho, A., Andrade, D.S., Dick, R.P., 2004. Soil enzyme activities under long-term tillage and crop rotation systems in subtropical agro-ecosystems. *Brazilian J. Microbiol.* 35, 300–306. doi:10.1590/S1517-83822004000300006
- Bartha, R.; Pramer, D., 1965. Features of a flask and method for measuring the persistence and biological effects of pesticides in soil. *Soil Sci* 100, 68–7., doi: 10.1097/00010694-196507000-00011.
- Belnap, J., 2002. Nitrogen fixation in biological soil crusts from southeast Utah, USA. *Biol. Fertil. Soils* 35, 128–135. doi:10.1007/s00374-002-0452-x
- Belnap, J., 2003. The world at your feet: desert biological soil crusts. *Front. Ecol. Environ.* 1, 181–189. doi:10.1890/1540-9295

- Belnap, J., Budel, B., Lange, L., 2003. Biological Soil Crusts: Characteristics and Distribution, in *Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management Ecological Studies*, Springer Berlin Heidelberg, pp. 3-30.
- Boggs, S. J., 2006. Transport and Deposition of Siliciclastic Sediment, in *Principles of Sedimentology and Stratigraphy*. Pearson Prentice Hall, Oregon, pp. 21 – 49.
- Bouwman, A.F., Beusen, A.H.W., Billen, G., 2009. Human alteration of the global nitrogen and phosphorus soil balances for the period 1970-2050. *Global Biogeochem. Cycles* 23, GB0A0. doi:10.1029/2009GB003576
- Bowker, M.A., Belnap, J., Bala Chaudhary, V., Johnson, N.C., 2008. Revisiting classic water erosion models in drylands: The strong impact of biological soil crusts. *Soil Biol. Biochem.* 40, 2309–2316. doi:10.1016/j.soilbio.2008.05.008
- Bowker, M.A., Maestre, F.T., Escolar, C., 2010. Biological crusts as a model system for examining the biodiversity-ecosystem function relationship in soils. *Soil Biol. Biochem.* 42, 405-417. doi:10.1016/j.soilbio.2009.10.025
- Brady, N.C., Weil, R.R., 2002. *The nature and properties of soils*. Macmillan Publ. CoNew York. doi:10.1016/S0140-6736(01)01542-2
- Brumme, R., Raubuch, M., Preiess, J., Wang, C. P., Anderson, T. H., 2009, in: Rademacher, P., Khanna, P.K., Eichhorn, J., Guericke, M., 2009. *Functioning and Management of European Beech Ecosystems - Components*. book 208. doi:10.1007/b82392, pp. 87-92.
- Bu, C. F., Wu, S. F., Han, F. P., Yang, Y. S., Meng, J., 2015. The combined effects of moss-dominated biocrusts and vegetation on erosion and soil moisture and implications for disturbance on the Loess Plateau, China. *PLoS ONE* 10, e0127394. doi:10.1371/journal.pone.0127394
- Chater, K.F., Biró, S., Lee, K.J., Palmer, T., Schrempf, H., 2010. The complex extracellular biology of *Streptomyces*: Review Article. *Fems Microbiol. Rev.* 34, 171-198. doi:10.1111/j.1574-6976.2009.00206.x

- Claessen, M.E.C., Barreto, W.D.O., Paula, J.L. De, Duarte, M.N., 1997. Manual de Métodos de Análise de Solo, Embrapa.
- Clemente, R., de la Fuente, C., Moral, R., Bernal, M. P., 2007. Changes in microbial biomass parameters of a heavy metal-contaminated calcareous soil during a field remediation experiment. *J. Environ. Qual.* 36, 1137–1144. doi: 10.2134/jeq2006.0304
- Costa, C. C., 2010. Avaliação da biodegradabilidade de petróleo utilizando microrganismos isolados do estuário do Rio Potengi (RN). Dissertação de mestrado, Rio Grande do Norte.
- Couto, F. R., 2014. Resíduo de mineração na aplicação de materiais alternativos para bioengenharia: avaliação da degradação de tijolo solo-cimento-resíduo. Monografia, Belo Horizonte.
- D'Andréa, A. F., Silva, M.L.N., Curi, N., Siqueira, J.O., Carneiro, M. A. C., 2002. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do Estado de Goiás. *R. Bras. Ci. Solo* 26, 913–923. doi:10.1590/S0100-06832002000400008
- De Caire, G. Z., De Cano, M. S., Palma, R. M., Mulé, C. Z., 2000. Changes in soil enzyme activities following additions of cyanobacterial biomass and exopolysaccharide. *Soil Biol. Biochem*, 32, 1985 – 1987. doi: 10.1016/S0038-0717(00)00174-7
- De Philippis, R. E Vincenzini, M., 1998. Exocellular polysaccharides from cyanobacteria and their possible applications. *FEMS Microbiol Rev* 22, 151 – 175. doi 10.1111/j.1574-6976.1998.tb00365
- Doran, J.W., 1997. Soil quality and sustainability. In: Proceedings of the XXVI Brazilian Congress of Soil Science, Rio de Janeiro, Brazil, 20–26 July 1997
- Dorr, J. V., 1969. Physiographic, Stratigraphic and Structural Development of the Quadrilátero Ferrífero Minas Gerais, Brazil. Geological Survey Professional Paper 641-A – Agency for International Development of the United States Department of State, Washington.

- Dougherty, M. J., Tran, H. M., Stavila, V., Knierim, B., George, A., Auer, M., Adams, P. D., Hadi, M. Z., 2014 . Cellulosic biomass pretreatment and sugar yields as a function of biomass particle size. PLoS ONE 9, e100836. doi:10.1371/journal.pone.0100836.
- Enkhbaatar, B., Temuujin, U., Lim, J.H., Chi, W.J., Chang, Y.K., Honga, S.K., 2012. Identification and characterization of a xyloglucan-specific family 74 glycosyl hydrolase from *Streptomyces coelicolor* A3(2). *Appl. Environ. Microbiol.* 78, 607–611. doi:10.1128/AEM.06482-11
- Epelde, L., Becerril, J.M., Kowalchuk, G. , Deng, Y., Zhou, J., Garbisu, C., 2010. Impact of metal pollution and *Thlaspi caerulescens* growth on soil microbial communities. *Appl. Environ. Microbiol.* 76, 7843–7853. doi:10.1128/AEM.01045-10
- Epelde, L., Hernandez-Allica, J., Becerril, J.M., Garbisu, C., 2006. Assessment of the efficiency of a metal phytoremediation process with biological indicators of soil health, in: *Difpolmine Conference*, 12-14 December, Le Corum, Montpellier, France.
- FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2013. *Inventário Estadual de Barragens do Estado de Minas Gerais. Gerência de Resíduos Sólidos Industriais e da Mineração.* FEAM-DGER-GERIM-RT, Belo Horizonte.
- Freire, F. M., Pitta, G. V. E., Alves, V. M. C., França, G. E., Coelho, A. M., 2009. *Fertilidade de solos: Interpretação de resultados de análise de solo. Versão eletrônica.* http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/milho_5_ed/feranalise.htm (accessed 01/11/16).
- Frouz, J., Nováková, A., 2005. Development of soil microbial properties in topsoil layer during spontaneous succession in heaps after brown coal mining in relation to humus microstructure development, *Geoderma* 129, 54–64. doi:10.1016/j.geoderma.2004.12.033

- Gao, G-L., Ding, G-D., Wu, B., Zhang, Y-Q., Qin, S-G., Zhao, Y-Y., Bao, Y-F., Liu, Y-D., Wan L., Deng, J-F., 2014. Fractal scaling of particle size distribution and relationships with topsoil properties affected by biological soil crusts. PLoS ONE 9, e88559. doi: 10.1371/journal.pone.0088559.
- Giri, S.K., Das, N.N., Pradhan, G.C., 2011. Magnetite powder and kaolinite derived from waste iron ore tailings for environmental applications. Powder Technol. 214, 513–518. doi:10.1016/j.powtec.2011.09.017
- Glover, J.D., Reganold, J.P., Andrews, P.K., 2000. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State. Agric. Ecosyst. Environ. 80, 29–45. doi:10.1016/S0167-8809(00)00131-6
- Griffiths, B.S., Philippot, L., 2013. Insights into the resistance and resilience of the soil microbial community. FEMS Microbiol. Rev. 37, 112–129. doi:10.1111/j.1574-6976.2012.00343.x
- Haselwandter, K., Turnau, K., 2002. Arbuscular mycorrhizal fungi, an essential component of soil microflora ecosystem restoration, in Mycorrhizal Technology in Agriculture, Birkhäuser Basel, pp. 137-149.
- Helm, R. F., Huang, Z., Edwards, D., Leeson, H., Peery, W., Potts, M., 2000. Structural characterization of the released polysaccharide of desiccation-tolerant Nostoc commune DRH -1. J. Bacterial 182, 974 – 982. doi: PMC94373
- Herrero, A., 2008. The Cyanocateria: Molecular Biology, Genomics and Evolution. Horizon Scientific Press, New York.
- Hu, C., Liu, Y., Song, L., Zhang, D., 2002. Effect of desert soil algae on the stabilization of fine sands. J. Appl. Phycol. 14, 281–292. doi:10.1023/A:1021128530086
- IBAMA, 2015. Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais. Laudo Técnico Preliminar. http://www.ibama.gov.br/phocadownload/noticias_ambientais/laudo_tecnico_preliminar.pdf (accessed 16.11.16)

- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. Senso demográfico de 2010. Características da População e dos Domicílios, Rio de Janeiro.
- IBRAM - Instituto Brasileiro de Mineração. Informações e Análises da Economia Brasileira, 2015. Informações sobre a economia mineral brasileira. <http://www.ibram.org.br/sites/1300/1382/00005836.pdf> (accessed 01.11.16)
- IBRAM– Instituto Brasileiro de Mineração. Informações e Análises da Economia Brasileira, 2016. <http://www.ibram.org.br/sites/1300/1382/00004035.pdf> (accessed 01.11.16)
- ICDD International Center for Diffraction Data, 2003. Powder Diffraction File, Alphabetical Indexes. WorldCat, Newtown Square.
- IPEMA - Instituto de Permacultura e Ecovilas da Mata Atlântica, 2005. Conservação da Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo: Cobertura florestal e Unidades de Conservação, Vitória.
- Islam, K. R. E Weil, R. R., 1998. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbono. *Biol. Fertil. Soils* 27, 408 – 416. doi: 10.1007/s003740050451
- Jacobi, C.M., do Carmo, F.F., Vincent, R.D., 2008. Estudo fitossociológico de uma comunidade vegetal sobre canga como subsídio para a reabilitação de áreas mineradas no Quadrilátero Ferrífero, MG. *Rev. Arvore* 32, 345–353. doi:10.1590/S0100-67622008000200017
- Jenkinson, D. S., Powlson, D. S., 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil: Fumigation with chloroform. *Soil Biol. Biochem.* 8, 167 – 177. doi: 10.1016/0038-0717(76)90001-8
- Jiang, J., Wu, L., Li, N., Luo, Y., Liu, L., Zhao, Q., Zhang, L., Christie, P., 2010. Effects of multiple heavy metal contamination and repeated phytoextraction by *Sedum plumbizincicola* on soil microbial properties. *Eur. J. Soil Biol.* 46, 18–26. doi:10.1016/j.ejsobi.2009.10.001

- Karlen, D. I., Mausbach, M. J., Doran H. W. Cine, R. G., Harris, R. F., Schuman, G. E., 1997. Soil quality: A concept, definition and framework for evaluation (a guest editorial). *Soil Sci Soc Am J* 61, 4 – 10. doi: 10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x
- Kaschuk, G., Alberton, O., Hungria, M., 2011. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: Inferences to improve soil quality. *Plant Soil* 338, 467–481. doi:10.1007/s11104-010-0559-z
- Kimpe, C. R., E Warkentin, B. P., 1998. Soil functions and the future of natural resources, in: Blume, H. P., Eger, H., Fleishhauer, E., Hebel, A., Reij, C., Steiner, K, G., Towards sustainable land use- Furthering cooperation between people and institutions. *Advances Geocol* 31, 3. doi: 10.1016/S0016-7061(00)00011-2
- Komárek, J., Santanna, C.L., Bohunická, M., Mareš, J., Hentschke, G.S., Rigonato, J., Fiore, M.F., 2013. Phenotype diversity and phylogeny of selected Scytonema-species (Cyanoprokaryota) from SE Brazil. *Fottea* 13, 173–200. doi:10.5507/fot.2013.015
- Larson, A. C., Von Dreele, R. B., 2001. General Structure Analysis System (GSAS). Los Alamos, National Laboratory, LAUR, California.
- Leitão, R. C., Brígida, A. I. S., Santaella, S. T., Rosa, M. F., Pinto, G. A. S., 2012. Recomendações para determinação de biodegradabilidade aeróbia usando um respirômetro automatizado. Embrapa, Comunicado Técnico, Rio de Janeiro.
- Li, X., Rui, J., Xiong, J., Li, J., He, Z., Zhou, J., Yannarell, A.C., Mackie, R.I., 2014. Functional potential of soil microbial communities in the maize rhizosphere. *PLoS ONE* 9, e112609. doi: 10.1371/journal.pone.0112609.
- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., Skjemstad, J.O., Thies, J., Luizão, F.J., Petersen, J., Neves, E.G., 2006. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 1719. doi:10.2136/sssaj2005.0383

- Lin, Q. E., Brookes, P. C., 1999. Comparison of substrate induced respiration, selective inhibition and biovolume of microbial biomass and its community structure in unamended, ryegrass-amended, fumigated and pesticide-treated soils. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1999 – 2114. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00122-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00122-4)
- Liu, G.S., Strezov, V., Lucas, J.A., Wibberley, L.J., 2004. Thermal investigations of direct iron ore reduction with coal. *Thermochim. Acta* 410, 133–140. doi:10.1016/S0040-6031(03)00398-8
- Lyu, X., Yu, J., Zhou, M., Ma, B., Wang, G., Zhan, C., Han, G., Guan, B., Wu, H., Li, Y., Wang, D., 2015. Changes of Soil Particle Size Distribution in Tidal Flats in the Yellow River Delta. *PLoS ONE* 10, e0121368. doi:10.1371/journal.pone.0121368.
- Mackenzie, F.T., Ver, L.M., Lerman, A., 2002. Century-scale nitrogen and phosphorus controls of the carbon cycle. *Chem. Geol.* 190, 13–32. doi:10.1016/S0009-2541(02)00108-0
- Marin, V. A., Baldani, V. L. D., Teixeira, K. R. S., Baldani, J. I., 1999. Fixação biológica de nitrogênio: bactérias fixadoras de nitrogênio de importância para a agricultura tropical. <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/598661/1/doc091.pdf> (accessed 18.05.2016).
- Matens, R., 1995. Current methods of measuring microbial biomass C in soil: Potentials and limitations. *Biol. Fertil. Soils* 19, 87 – 99. doi doi:10.1007/BF00336142
- McCarthy, A.J., 1987. Lignocellulose-degrading actinomycetes. *FEMS Microbiol. Lett.* 46, 145–163. doi:10.1016/0378-1097(87)90061-9
- Meeting, B., 1991. Biological surface features of semiarid lands and deserts, in: Skujins J, (Eds), *Semiarid and sand deserts: soil resource and Reclamation*. Marcel Dekker, New York, pp. 257–293.
- Mendes, M. O., Neilson, J. W., Maier, R. M., 2008. Characterization of Bacterial Community in an Abandoned Semiarid Lead-Zinc Mine Tailing Site. Department of Soil, Water and Environmental Science, University of Arizona. *Appl Environ Microbiol* 429, 3899 – 3907. doi: 10.1128/AEM.02883-07

- Mendes, R., Garbeva, P., Raaijmakers, J.M., 2013. The rhizosphere microbiome: Significance of plant beneficial, plant pathogenic, and human pathogenic microorganisms. *FEMS Microbiol. Rev.* doi:10.1111/1574-6976.12028
- Myers, N., Myers, N., Mittermeier, R. a, Mittermeier, R. A, Fonseca, G. A. B., Fonseca, G. A. B., Kent, J., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–8. doi:10.1038/35002501
- National Department of Mineral Production (DNPM)., 2006. Sumário Mineral 2006, Brasilia
- National Department of Mineral Production (DNPM)., 2009. Economia Mineral do Brasil, Brasilia.
- National Department of Mineral Production (DNPM)., 2010 Sumário Mineral. Brasilia:
- Niemeyer, J.C., Lolata, G.B., De Carvalho, G.M., Da Silva, E.M., Sousa, J.P., Nogueira, M.A., 2012. Microbial indicators of soil health as tools for ecological risk assessment of a metal contaminated site in Brazil. *Appl. Soil Ecol.* 59, 96–105. doi:10.1016/j.apsoil.2012.03.019
- Nogueira, M. A., Albino, U. B., Brandão-Júnior, O., Braun, G., Cruz, M. F., Dias, B. A., Duarte, R. T. D., Gioppo, N. M. R., Menna, P., Orlandi, J. M., Raiman, M. P., Rampazo, L. G. L., Santos, M. A., Silva, M. E. Z., Vieira, F. P., Torezan, J. M. D., Hungria, M., Andrade, G., 2006. Promising indicators for assessment of agro ecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in southern Brazil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 115, 237–247. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.01.008>
- Odum, E.P., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* (80). 164, 262–270. doi:10.1126/science.164.3877.262
- Oliveira, J. R. A., Mendes, L. C., Vivaldi, L. J., 2001. Carbono da Biomassa Microbiana em solos de Cerrado: Comparação dos Métodos Fumigação-Incubação e Fumigação-Extração. *Boletim de Pesquisa em Desenvolvimento, Embrapa, Rio de Janeiro.*

- Pedroti, G. I., 2007 Ensaio de biodegradabilidade aeróbia de hidrocarbonetos derivados do petróleo em solos. Dissertação de mestrado, Espírito Santo.
- Peña-Peña, K., Irmeler, U., 2016. Moisture seasonality, soil fauna, litter quality and land use as drivers of decomposition in Cerrado soils in SE-Mato Grosso, Brazil. *Appl. Soil Ecol.* 107, 124–133. doi:10.1016/j.apsoil.2016.05.007
- Pereira, E. L., 2005. Estudo do Potencial de liquefação de resíduos de minério de ferro sob carregamento estático. Dissertação de mestrado, Ouro Preto.
- PIRH – Plano Integrado de Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Doce e Planos de Ações para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce. 2010. Consócio ECOPLAN-LUME, Belo Horizonte.
- Popa, R., Weber, P.K., Pett-Ridge, J., Finzi, J. a, Fallon, S.J., Hutcheon, I.D., Nealson, K.H., Capone, D.G., 2007. Carbon and nitrogen fixation and metabolite exchange in and between individual cells of *Anabaena Oscillarioides*. *ISME J.* 1, 354–360. doi:10.1038/ismej.2007.44
- Quadros, P.D, Zhalnina, K., Davis-Richardson, A.G., Drew, J.C., Menezes, F.B., Camargo, F.A. de O., Triplett, E.W., 2016. Coal mining practices reduce the microbial biomass, richness and diversity of soil. *Appl. Soil Ecol.* 98, 195–203. doi:10.1016/j.apsoil.2015.10.016
- Quince, C., Curtis, T.P., Sloan, W.T., 2008. The rational exploration of microbial diversity. *ISME J.* 2, 997–1006. doi:10.1038/ismej.2008.69
- Raigón, P. M., Garcia, R. G., Sanchez, S. P. J., 1996. Characterization of waste washing solid product of mining granitic tin-bearing sands and its application as ceramic raw material. *Resour Conserv Recy* 17, 109 – 124.
- Ranno, S.K., Da Silva, L.S., Gatiboni, L.C., Rhoden, A.C., 2007. Capacidade de adsorção de fósforo em solos de várzea do Estado do Rio Grande do Sul. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 31, 21–28. doi:10.1590/S0100-06832007000100003

- Rao, B. Q., Liu, Y..D., Hu, C. X., Li, D. H., Shen, Y. W., 2009. The technology of manmade algal crust and its applications in control of desertification. *Acta Hydrobiol. Sin.* 33, 756–761. doi: 10.3724/SP.J.1035.2009.40756
- Reganold, J.P., Glover, J.D., Andrews, P.K., Hinman, H.R., 2001. Sustainability of three apple production systems. (Supplementary Information). *Nature* 410, 926–930. doi:10.1038/nature05188
- Ruivo, M. L. P., Barros, N. F., Schaeffer, C. E. R., 2001. Vegetação, biomassa microbiana e características químicas do solo como indicadores de reabilitação de áreas mineradas na Amazônia Oriental. *Rev. Cienc Ag.* 39, 137 – 160.
- Schenk, H. E. A., 1992. Cyanobacterial symbioses, in: Balows, A., Truper, H. G., Dworkin, M., Harer, W., Schleifer, K. H. *The prokaryotes – A handbook on the biology of bacteria: ecophysiology, isolation, identification, application.* Springer-Verlag, Germany, pp. 3819 – 3854.
- Sileshi, G.W., 2012. A critique of current trends in the statistical analysis of seed germination and viability data. *Seed Sci. Res.* 22, 145–159. doi:10.1017/S0960258512000025
- Silva, E. E., De Azevedo, P. H. S., De-Polli, H., 2007a. Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO₂). Comunicado Técnico 99, Embrapa, Rio de Janeiro.
- Silva, E. E., De Azevedo, P. H. S., De-Polli, H., 2007b. Determinação do Carbono da Biomassa Microbiana do Solo (BMS-C). Comunicado Técnico 98 Embrapa, Rio de Janeiro.
- Singh, B.K., Millard, P., Whiteley, A.S., Murrell, J.C., 2004. Unravelling rhizosphere-microbial interactions: Opportunities and limitations. *Trends Microbiol.* 12, 386–93. doi:10.1016/j.tim.2004.06.008
- Skirycz, A., Castilho, A., Chaparro, C., Carvalho, N., Tzotzos, G., Siqueira, J.O., 2014. Canga biodiversity, a matter of mining. *Front. Plant Sci.* 5, 653. doi:10.3389/fpls.2014.00653

- Sonter, L.J., Barrett, D.J., Soares-Filho, B.S., 2014. Offsetting the impacts of mining to achieve no net loss of native vegetation. *Conserv. Biol.* 28, 1068–1076. doi:10.1111/cobi.12260
- Sparling, G. P., West, A. W., 1988. A direct extraction method to estimate soil microbial – C- calibration in situ using microbial respiration and C-labeled cells. *Soil Biol. Biochem* 20, 337 – 343. doi: 10.1016/0038-0717(88)90014-4
- Sparling, G.P., 1992. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Soil Res.* 30, 195–207. doi:http://dx.doi.org/10.1071/SR9920195
- Sprent, G. T., Sprent, P., 1990. Nitrogen fixing organisms, Springer Netherlands, London.
- Stacey, G., Burris, R. H., Evans, H. J. 1992. Biological Nitrogen Fixation Chapman & Hall, New York.
- Stenvenson, F. J., Cole, M. A., 1999. Cycles of soil. John Wiley & Sons, New York.
- Stevenson, F.J., Cole, M., 1999. The internal cycle of nitrogen in soil, in: *Cycles of Soils: Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients.* pp. 191–229.
- Subba Rao N. S., 1977. *Soil Microorganisms and Plant Growth*, Oxford and IBH Publishing Co., New Delhi.
- Tang D-S, Wang, W-B., L, D-H., Hu, C-X., Liu, Y-D., 2009. Effects of artificial algal crust on soil enzyme activities of hopq desert, china. *Acta Hydrobiol. Sin.* 31, 339-344. doi: 10.3724/SP.J.1258.2013.00113
- Tardy, V., Mathieu, O., Lévêque, J., Terrat, S., Chabbi, A., Lemanceau, P., Ranjard, L., Maron, P.A., 2014. Stability of soil microbial structure and activity depends on microbial diversity. *Environ. Microbiol. Rep.* 6, 173–183. doi:10.1111/1758-2229.12126
- Tighe, M., Haling, R. E., Flavel, R. J., Young, I. M., 2012. Ecological succession, hydrology and carbon acquisition of biological soil crusts measured at the microscale. *PLoS ONE* 7, e48565. doi:10.1371/journal.pone.0048565.

- Turco, R. F., Kennedy, A. C., Jawson, M. D., 1994. Microbial indicator of soil quality, in: Doran, J. W., Coleman, D. C., Bezdicek, D. F., Stewart, B. A., Defining soil quality for a sustainable environment. Soil Science Society of America SSSA, Fitchburg, pp. 247 – 272.
- Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703–707. doi:10.1016/0038-0717(87)90052-6
- Větrovský, T., Steffen, K.T., Baldrian, P., 2014. Potential of cometabolic transformation of polysaccharides and lignin in lignocellulose by soil Actinobacteria. *PLoS One* 9, e89108. doi:10.1371/journal.pone.0089108
- Vincent, W.F., 2000. Cyanobacterial dominance in the polar regions. *Ecol. Cyanobacteria* 12, 321–340. doi:10.1007/0-306-46855-7_12
- Walkley, A., Black, I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37, 29–38. doi:10.1097/00010694-193401000-00003
- Wang, W., Liu, Y., Li, D., Hu, C., Rao, B., 2009. Feasibility of cyanobacterial inoculation for biological soil crusts formation in desert area. *Soil Biol. Biochem.* 41, 926–929. doi:10.1016/j.soilbio.2008.07.001
- Wardle, D. A, Bardgett, R.D., Klironomos, J.N., Setälä, H., Van Der Putten, W.H., Wall, D.H., 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science.* 304, 1629–33. doi:10.1126/science.1094875
- Warren, R.A.J., 1996. Microbial Hydrolysis of polysaccharides. *Annu. Rev. Microbiol* 50, 183–212. doi:50:183-212
- Zhang, Y., Zhang, H.W., Su, Z.C., Zhang, C.G., 2008. Soil microbial characteristics under long-term heavy metal stress: a case study in Zhangshi wastewater irrigation area, Shenyang. *Pedosphere* 18, 1–10. doi:10.1016/S1002-0160(07)60097-6

Zhang, Y.M., Wang, H.L., Wang, X.Q., Yang, W.K., Zhang, D.Y., 2006. The microstructure of microbiotic crust and its influence on wind erosion for a sandy soil surface in the Gurbantunggut Desert of Northwestern China. *Geoderma* 132, 441–449. doi:10.1016/j.geoderma.2005.06.008