



LETÍCIA COELHO VAZ SILVA

**ATRIBUTOS BIOQUÍMICOS E ÍNDICE DE QUALIDADE
DO SOLO EM ÁREAS MINERADAS EM RECUPERAÇÃO
NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

LAVRAS – MG

2021

LETÍCIA COELHO VAZ SILVA

**ATRIBUTOS BIOQUÍMICOS E ÍNDICE DE QUALIDADE DO SOLO EM
ÁREAS MINERADAS EM RECUPERAÇÃO NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Microbiologia e Bioquímica do Solo, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Marco Aurélio Carbone Carneiro
Orientador

LAVRAS – MG

2021

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Silva, Leticia Coelho Vaz.

Atributos bioquímicos e índice de qualidade do solo em áreas
mineradas em recuperação na Amazônia Oriental / Leticia Coelho
Vaz Silva. - 2021.

94 p. : il.

Orientador(a): Marco Aurélio Carbone Carneiro.

Dissertação (mestrado profissional) - Universidade Federal de
Lavras, 2021.

Bibliografia.

1. Revegetação. 2. Bioindicadores do solo. 3. Solos de
mineração. I. Carneiro, Marco Aurélio Carbone. II. Título.

LETÍCIA COELHO VAZ SILVA

**ATRIBUTOS BIOQUÍMICOS E ÍNDICE DE QUALIDADE DO SOLO EM
ÁREAS MINERADAS EM RECUPERAÇÃO NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Microbiologia e Bioquímica do Solo, para a obtenção do título de Mestre.

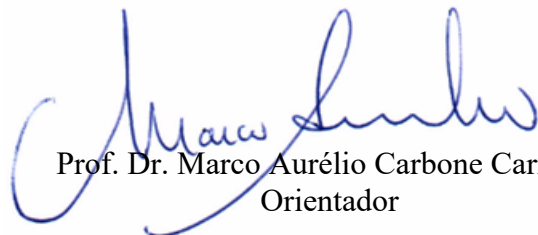
APROVADA em 13 de dezembro de 2021

Dr. Markus Gastauer – Instituto Tecnológico Vale

Dr. Silvio Junior Ramos – Instituto Tecnológico Vale

Dr. Teotônio Soares de Carvalho – Universidade Federal de Lavras

Dr. Helder Barbosa Paulino – UnIversidade Federal do Triângulo Mineiro



Prof. Dr. Marco Aurélio Carbone Carneiro
Orientador

LAVRAS – MG

2021

Aos meus pais Milton e Cleide, ao meu irmão Tiago e à minha sobrinha Sofia, que são o meu alicerce.

À Amazônia, à ciência e à sociedade.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

À minha família, pelo suporte e incentivo que sempre me foram concedidos, não só nos estudos, como na vida;

À Universidade Federal de Lavras e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, por me conceder os meios para realização desse trabalho;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de mestrado e apoio financeiro – Código de Financiamento 001;

À CAPES, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Fundação de Amparo a Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG) e ao Instituto Tecnológico Vale (ITV) pelo suporte financeiro e logístico;

Ao meu orientador, professor Marco Aurélio Carbone Carneiro, pela confiança, pelas oportunidades e aprendizados compartilhados, que foram indispensáveis para a minha formação como mestra e pesquisadora;

À professora Angélica do DFI-UFLA, pelos ensinamentos, colaboração e contribuições que muito enriqueceram essa pesquisa;

Aos membros da banca: Dr. Teotônio Carvalho, Dr. Markus Gastauer, Dr. Silvio Ramos e Dr. Helder Paulino, pela disponibilidade e contribuições para o trabalho;

Aos amigos e amigas do Laboratório de Microbiologia do Solo e do Departamento de Ciência do Solo, ICs, pós-graduandos e pós-docs, pelo auxílio nas análises, apoio nas dificuldades, companheirismo e momentos de divertimento e descontração;

Ao técnico de laboratório e colega Paulo, por todo o suporte;

À colega Aline, por ter sido paciente e sempre presente durante a execução e escrita dessa pesquisa, desde a fase do projeto. Ao colega Éder, pelo importante apoio concedido em questões de metodologia e estatística;

Às companheiras de moradia Adrienne, Renata e Vanessa, pelo convívio diário, pela amizade e por todo o suporte;

Ao meu namorado Alexandre, por ter sido tão presente e amoroso, por me encorajar em momentos difíceis e por toda a ajuda durante a execução desse trabalho;

A todos os meus amigos e amigas de Belém, Lavras e outros lugares do mundo, que sempre se fazem, de alguma forma, presentes. Obrigada pelas palavras de incentivo, boas memórias criadas e pela companhia em toda a minha jornada;

A todos que foram de alguma forma foram indispensáveis para a execução dessa pesquisa.

Muito obrigada!

RESUMO

A Floresta Nacional (FLONA) de Carajás-Pará, situada na Amazônia brasileira, contém uma importante e abundante província mineral, com reservas contendo teores acima de 65% de minério de ferro (Fe). No entanto, a atividade minerária tem intensificado a perda de áreas de floresta nativa, e a revegetação das áreas mineradas deve atender aos requerimentos legais. A revegetação promove benefícios diretos e indiretos ao solo, entre os quais: a introdução de carbono (C) ao sistema, a ciclagem de nutrientes, o sequestro de dióxido de carbono (CO₂) e um progressivo incremento nos serviços ecossistêmicos, com maior presença de processos mediados pelos microrganismos do solo. Nesse contexto, esta dissertação de mestrado teve o objetivo de investigar as respostas da biomassa e atividades da comunidade microbiana aos efeitos da revegetação, além de compreender os fatores abióticos do solo nessas áreas. Diante disso, foram avaliadas quatro cronosssequências de reabilitação sob influência da mineração de Fe na FLONA Carajás-PA, Amazônia oriental brasileira. As amostras de solo foram coletadas em três diferentes áreas, Arenito II, Noroeste II e Sul IV, e analisadas nos anos de 2016, 2017, 2018 e 2019. O solo coletado seguiu para caracterização química, de textura e análises microbiológicas. Foram avaliados o carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal (RBS), quociente metabólico (qCO_2) e microbiano ($qMIC$), proteína do solo relacionada à glomalina facilmente extraível (GFE) e atividades enzimáticas do solo: β -glicosidase (β -glu), fosfatase ácida (Phos), urease (Ure) e hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA). Os resultados foram submetidos a análise de variância (ANOVA) teste de Tukey ($p < 0.05$) e análise de componentes principais (PCA). Também foi aplicada a técnica de ordem de preferência por similaridade com uma solução ideal (TOPSIS) nos dados de 2016 e 2018, para a geração de índices de qualidade do solo (IQS) das cronosssequências com base em variáveis selecionadas. Os resultados de IQS foram submetidos a análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey ($p < 0.05$), e foi aplicada a correlação de Pearson entre variáveis, o tempo de revegetação e o IQS. Foi observado um aumento no CBM ao longo das cronosssequências, e ao longo dos anos de coleta. Também foi identificado um incremento na atividade microbiana do solo, refletida pelas variáveis RBS, β -Glu, Ure, Phos e FDA. A PCA e análise do IQS demonstrou que áreas de estágio intermediário e avançado se aproximam das áreas de referência nativa, sendo os indicadores microbiológicos os principais fatores que influenciam no IQS. Entre os atributos químicos e a textura, Fe e P demonstraram maior influência no IQS. Os dados obtidos indicam a reabilitação do solo das áreas revegetadas, principalmente aquelas em estágio intermediário e avançado, que se aproximam aos solos de condições de referência. Foi possível constatar o retorno dos processos e funções ecológicas desempenhados pelos microrganismos do solo nas cronosssequências, contribuindo para o sucesso da reabilitação do solo.

Palavras-chave: Revegetação. Bioindicadores do solo. Índice de qualidade do solo. Solos de mineração.

ABSTRACT

The Carajás National Forest (FLONA), located in the Brazilian Amazon, contains an important and abundant mineral province, with reserves containing levels above 65% of Fe. However, mining activity has intensified the loss of native forest areas, and the revegetation of mined areas must meet legal requirements. Revegetation promotes direct and indirect benefits to the soil, including: the introduction of C to the system, nutrient cycling, CO₂ sequestration and a progressive increase in ecosystem services, with a greater presence of processes mediated by soil microorganisms. This study aimed to investigate the responses of microbial community biomass and activities to the effects of revegetation, and to understand the effects of soil abiotic factors on these responses. Therefore, four rehabilitation chronosequences under the influence of Fe mining in FLONA Carajás, PA, eastern Brazilian Amazon were evaluated. Soil samples were collected in Sandstone II, Northwest II and South IV and analyzed in 2016, 2017, 2018 and 2019. The collected soil was submitted for chemical characterization, texture and microbiological analysis. Microbial biomass carbon, basal respiration, metabolic quotient, soil protein related to easily extractable glomalin and soil enzymatic activities (β -glucosidase, acid phosphatase, urease and fluorescein diacetate hydrolysis) were evaluated. The data were submitted to analysis of variance (ANOVA), Tukey test ($p < 0.05$) and principal component analysis (PCA). The technique of order of preference by similarity with an ideal solution (TOPSIS) was also applied to generate soil quality indices (SQI) of the chronosequences based on selected variables, in 2016 and 2018. The IQS results were submitted to analysis of variance (ANOVA) and Tukey's test ($p < 0.05$), and Pearson's correlation was applied between variables, the revegetation time and the IQS. An increase in MBC was observed over the chronosequences and over the years of collection. A gain in soil microbial activity was also identified, reflected by the SBR, β -Glu, Ure, Phos and FDA variables. The PCA and SQI analysis showed that intermediate and advanced stages are close to the native reference areas, with microbiological indicators being the main factors influencing the SQI. Among chemical attributes and texture, Fe and P showed greater influence on SQI. The results obtained indicate the rehabilitation of revegetated areas, especially those in intermediate and advanced stages, which are close to the reference conditions. It was possible to verify the return of ecological processes and functions performed by soil microorganisms in the chronosequences, contributing to the success of the rehabilitation.

Keywords: Revegetation. Soil microbiological attributes. Soil quality index. Mining soils

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	9
1 INTRODUÇÃO	9
2 REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO	10
2.1 Mineração de ferro e impactos ambientais	10
2.2 Reabilitação de áreas impactadas por mineração	11
2.3 Monitoramento da reabilitação	13
2.4 Indicadores microbiológicos de qualidade do solo e o monitoramento ambiental	15
2.4.1 Biomassa microbiana	16
2.4.2 Respiração do solo	17
2.4.3 Quociente metabólico e microbiano	17
2.4.4 Enzimas do solo	18
2.4.5 Glomalina	19
REFERÊNCIAS	21
SEGUNDA PARTE – ARTIGOS	26
ARTIGO 1	26
RESUMO	26
ABSTRACT	27
1 INTRODUÇÃO	28
2 MATERIAL E MÉTODOS	30
2.1 Áreas de estudo e amostragem de solo	30
2.2 Caracterização química e textural	33
2.3 Bioindicadores do solo	35
2.3.1 Carbono da biomassa microbiana	35
2.3.2 Respiração basal do solo	35
2.3.4 Proteína do solo relacionada à glomalina facilmente extraível	36
2.3.5 β -glicosidase	36
2.3.6 Fosfatase ácida	36
2.3.7 Urease	37
2.3.8 Hidrólise do diacetato de fluoresceína	37
2.4 Análises estatísticas	37
3. RESULTADOS	38
3.1 Atividade e biomassa microbiana nas cronossequências	38
3.2 Atividade enzimática do solo	43
3.3 Relação entre bioindicadores e os atributos químicos e textura do solo	46
4. DISCUSSÃO	49

4.1 Respostas da comunidade microbiana após a revegetação	49
4.2 Impactos da revegetação na atividade enzimática	50
4.3 Interações entre bioindicadores e fatores abióticos do solo após revegetação	51
5. CONCLUSÃO	52
REFERÊNCIAS.....	53
APÊNDICE	59
ARTIGO 2	61
RESUMO	61
ABSTRACT	62
1. INTRODUÇÃO	63
2. MATERIAL E MÉTODOS	65
2.1. Áreas de estudo e coleta de solo	65
2.2. Variáveis analisadas.....	68
2.3. Seleção de variáveis.....	69
2.4. Índice de qualidade do solo baseado no TOPSIS	70
3. RESULTADOS	71
3.1. Variáveis selecionadas	71
3.2. Índice de qualidade do solo (IQS) e relação com variáveis	76
3.3. IQS ao longo do tempo	80
4 DISCUSSÃO	80
4.1 Variáveis selecionadas e seus efeitos na qualidade do solo	80
4.2 IQS, relação entre variáveis e efeitos da revegetação ao longo do tempo.....	82
5. CONCLUSÃO	84
REFERÊNCIAS.....	85

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO

A mineração é uma atividade relevante para a economia do Brasil, sendo o país um dos principais produtores e exportadores, principalmente de minerais metálicos. Nesse contexto, a mineração de Fe constitui um setor estratégico, responsável por 72,8% da produção mineral brasileira no ano de 2019, com 89% da produção de substâncias metálicas advindas dos estados de Minas Gerais e Pará (BRASIL, 2020).

Na região amazônica, sudeste do estado do Pará, a Serra dos Carajás compreende uma importante e abundante província mineral, com reservas contendo teores acima de 65% de Fe (CARNEIRO et al., 2006; PARADELLA et al., 2015). No entanto, a atividade minerária tem intensificado de forma significativa a perda de áreas de floresta nativa, não apenas no local de ocorrência da mina, como também em suas áreas de influência (SONTER et al., 2017). De acordo com a Política Nacional de Meio Ambiente, as empresas mineradoras devem custear a recuperação dos danos ambientais gerados por suas atividades, além de elaborar um Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas ou Alteradas (PRAD) (BRASIL, 1981, 1997).

A revegetação e condução da reabilitação de áreas mineradas, além de atender aos requerimentos legais, promove benefícios diretos e indiretos ao ecossistema. A introdução de espécies vegetais atua na ciclagem de energia por meio da fotossíntese e nutrientes, o acúmulo e posterior decomposição de material vegetal na forma de serapilheira, a estabilização da biodiversidade, a ciclagem de nutrientes e C, o sequestro de CO₂ e um progressivo incremento nos serviços ecossistêmicos com ativação dos processos mediados pelos microrganismos do solo (CARVALHO et al., 2018; GASTAUER et al., 2018).

O acompanhamento do status do processo de reabilitação é essencial para avaliar a adequação à legislação, a proximidade das metas e obter feedbacks acerca do impacto das intervenções aplicadas na sucessão ecológica (GASTAUER et al., 2020a). Desse modo, é importante que o monitoramento da reabilitação inclua os processos ecológicos e abordagens funcionais, uma vez que esses fatores podem se recuperar antes mesmo da estrutura vegetal (ROSENFELD; MULLER, 2019; SANSEVERO; GARBIN, 2015).

Sendo assim, o monitoramento das funções da microbiota edáfica por meio de bioindicadores auxilia o avanço da reabilitação em retorno a um ambiente funcional e autossustentável (GU et al., 2019). Além de serem afetados pelos fatores físicos, químicos e bióticos do solo, os microrganismos também são muito sensíveis às atividades humanas, obtendo respostas rápidas a alterações ambientais e estresses, portanto, respondem rapidamente a práticas de reabilitação em áreas de mineração (BOTUROVA, 2020; DENG et al., 2020; SILVA et al., 2018). No geral, observa-se melhorias nos bioindicadores do solo conforme maior o tempo de revegetação, podendo se assemelhar às áreas de referência (IZQUIERDO et al., 2005; PELLE DA SILVA et al., 2019; QUADROS et al., 2016; SILVA et al., 2018).

Diante disso, a fim de compreender o processo de reabilitação de áreas impactadas pela mineração na Província Mineral de Carajás, PA, este trabalho objetiva investigar os indicadores biológicos da comunidade microbiana do solo e sua relação com o retorno dos processos e funções ecológicas desempenhadas pelos microrganismos em cronosequências de reabilitação.

2 REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

2.1 Mineração de ferro e impactos ambientais

A mineração é uma atividade relevante para a economia mundial. No Brasil, a ampla ocorrência de reservas minerais contribui para o posicionamento do país entre os principais produtores e exportadores, especialmente de minerais metálicos, principalmente a mineração de ferro (Fe) que constitui um setor estratégico, responsável por 72,8% da produção mineral brasileira no ano de 2017, com 89,4% da produção de substâncias metálicas advindas dos estados de Minas Gerais e Pará (BRASIL, 2020).

Dentre as regiões de maior ocorrência de jazidas de ferro, a região amazônica, mais precisamente sudeste do estado do Pará (Serra dos Carajás) compreende uma abundante província mineral, com reservas contendo teores acima de 65% de Fe, além de reservas de cobre, níquel e manganês (CARNEIRO et al., 2006; PARADELLA et al., 2015). O complexo minerário de Carajás é situado quase em sua totalidade na Floresta Nacional de Carajás (FLONA Carajás), uma unidade de conservação de uso sustentável ambientalmente protegida pela legislação brasileira, com fitofisionomias que variam

desde florestas estacionárias sempre verdes a cangas ferruginosas, apresentando uma singular biodiversidade (CARVALHO et al., 2018; SILVA et al., 2018).

Na província mineral de Carajás, a exploração de minério de Fe ocorre por mineração em cavas a céu aberto, o que demanda extensa remoção da vegetação nativa e impactos significativos à paisagem (RAMOS et al., 2019). A atividade da mina demanda um enorme esforço de engenharia e impacto ao meio ambiente como a supressão vegetal, remoção do solo superficial, depleção de recursos hídricos, emissão de poluentes atmosféricos, tráfego de máquinas pesadas, mudanças na topografia do terreno e pode ocasionar eventuais contaminações ambientais (solo, recursos hídricos e atmosfera) e assoreamento de corpos hídricos (BARROS et al., 2018; FERREIRA; LEITE, 2015; JESUS et al., 2016; NERI; DUPIN; SÁNCHEZ, 2016).

Em relação às áreas mineradas, os solos apresentam características físico-químicas desfavoráveis ao crescimento de plantas, podendo apresentar problemas químicos como elevada acidez, baixa carga de nutrientes, elevada concentração de elementos potencialmente tóxicos e reduzidos teores de matéria orgânica; problemas físicos como menor estabilidade de agregados e maior argila dispersa em água; e biológicos como a baixa atividade biológica (BARROS et al., 2018; CANDEIAS, 2014).

Além da inevitável remoção da cobertura vegetal para a extração do minério, o estabelecimento de infraestruturas de engenharia necessárias e vinculadas à instalação do complexo minerário, como a construção de estradas, taludes, cavas e barragens também ocasionam possíveis efeitos de perda de habitat nativo e da biodiversidade vegetal e animal do local (SIQUEIRA-GAY; SONTER; SÁNCHEZ, 2020).

2.2 Reabilitação de áreas impactadas por mineração

De acordo com a Política Nacional de Meio Ambiente, as empresas mineradoras devem custear a recuperação dos danos ambientais gerados por suas atividades, além de apresentar Projeto de Recuperação de Áreas Degradadas ou Alteradas (PRAD) no decorrer do licenciamento ambiental (BRASIL, 1981).

Para fundamentar os processos de recuperação ambiental, a Sociedade de Restauração Ecológica define reabilitação como a recomposição dos processos ambientais, da produtividade e dos serviços ecossistêmicos em ambientes degradados, diferindo da definição de restauração ecológica por não ter como objetivo o

restabelecimento integral da biodiversidade e paisagem pré-existente (SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION, 2004). Nesse contexto, a reabilitação de áreas degradadas pode ocorrer de forma passiva, baseada na condução da regeneração natural, ou de forma ativa, por meio de práticas que visem acelerar a recuperação do ambiente, a exemplo da revegetação semeadura ou plantio de espécies selecionadas; tendo em vista as alterações profundas ocorridas em ambientes minerados, estes costumam requerer maior intervenção, mediante técnicas de recuperação ativas (GASTAUER et al., 2019).

Um fator crucial para a tomada de decisão acerca da estratégia de reabilitação é a condição do substrato, em especial, a disponibilidade ou ausência da camada superficial do solo minerado. Woodbury et al. (2020) afirmam que em solos minerados de regiões tropicais as condições físico-químicas impostas pelo elevado grau de intemperismo podem limitar a atividade microbiológica, ciclagem de nutrientes e decomposição de matéria orgânica à camada superficial do solo, ou seja, afetando os principais serviços ecossistêmicos.

Por esse motivo, em áreas mineradas que sofreram perda total do solo superficial, o principal desafio é a seleção cuidadosa de espécies vegetais adaptadas às condições adversas e suas interações com os substratos de mineração (rejeitos e estéreis). Por outro lado, quando o armazenamento do *topsoil* é viável, este pode ser utilizado para a revegetação, como banco de semente e fonte de propágulos de microrganismos do solo e propiciando melhores condições físicas, químicas, e biológicas do solo para o processo de reabilitação que envolve inicialmente o estabelecimento de espécies (COOKE; JOHNSON, 2002).

A introdução de espécies vegetais pela revegetação promove a entrada primária de carbono e energia por meio da fotossíntese, o acúmulo e posterior decomposição e mineralização do material orgânico, a estabilização da biodiversidade, a ciclagem de nutrientes e C, o sequestro de CO₂ e um progressivo incremento nos serviços ecossistêmicos (CARVALHO et al., 2018; GASTAUER et al., 2018). Além disso, propicia melhorias nas condições do solo, beneficiando a fertilidade e condições adequadas para o restabelecimento de microrganismos do solo (densidade e biodiversidade), que atuam na reabilitação destas áreas mineradas (LIMA et al., 2015; SILVA et al., 2016).

2.3 Monitoramento da reabilitação

O monitoramento do processo de reabilitação de áreas mineradas é essencial para avaliar a adequação aos requerimentos legais, a proximidade das metas de recuperação e obter respostas acerca das intervenções aplicadas e seus impactos na sucessão ecológica (GASTAUER et al., 2020a). Programas de monitoramento bem planejados devem conter objetivos claros, áreas de referência, amostragem e metodologia adequadas e replicabilidade nos dados obtidos, a fim de minimizar impactos e garantir o sucesso da reabilitação (LECHNER et al., 2018).

Considerando que os ecossistemas são dinâmicos, recomenda-se uma avaliação ao longo do tempo, considerando o percurso sucessional da comunidade (SANSEVERO; GARBIN, 2015). Ainda, as áreas de referência devem ser cuidadosamente escolhidas, estando na mesma região e sob condições edafoclimáticas similares à área reabilitada, para estimar com maior acurácia o nível de sucesso da reabilitação (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005).

Sendo assim, o monitoramento ambiental da reabilitação pode assumir diversos modelos. Idealmente, amostras de solo e plantas podem ser comparadas em estados anteriores e posteriores às práticas de reabilitação, promovendo uma série de dados temporal (GASTAUER et al., 2020b). Ainda, a análise de cronossequências é uma alternativa comum e eficaz para a avaliação de áreas de mineração reabilitadas, utilizando locais sob diferentes estágios de sucessão, no entanto, sob manejos similares, que permitem inferências sobre a evolução da trajetória ecológica das áreas degradadas em relação a uma referência (MIAO et al., 2018; CARNEIRO et al., 2008).

A manutenção do ecossistema depende da diversidade e das relações entre seus componentes, entre os quais destaca-se o solo e a sua capacidade de sustentar a vida (ANZALONE et al., 2020). Solos de ambientes naturais ou sob influências antrópicas provêm benefícios à vida humana na forma de serviços ambientais, que são dependentes das suas propriedades e interações e influenciadas pelo uso atribuídos a eles (ADHIKARI; HARTEMINK, 2016). Desse modo, é importante que o monitoramento da reabilitação inclua os processos ecológicos e abordagens funcionais, possibilitando a investigação mais ampla do funcionamento do ecossistema, uma vez que esses fatores podem se recuperar antes mesmo da estrutura vegetal (ROSENFELD; MULLER, 2019; SANSEVERO; GARBIN, 2015).

Nesse âmbito, o monitoramento contínuo do solo como ecossistema permite uma melhor compreensão das funcionalidades desempenhadas por sua fase viva sobre o novo solo, avaliar o seu status de resiliência, a eficiência das técnicas aplicadas sobre ele, controlar possíveis contaminações e guiar o progresso da reabilitação ao longo do tempo (ESCOBAR et al., 2015; PELLE DA SILVA et al., 2019; SANTOS et al., 2016). No entanto, os estudos de monitoramento costumam focar em aspectos da fauna e flora e, sobretudo, parâmetros físicos e químicos dos solos, negligenciando a necessidade de avaliar o potencial de funcionalidades e biodiversidade edáficas, especialmente em áreas ferruginosas (NGUGI et al., 2019; SILVA et al., 2018).

A qualidade do solo pode ser avaliada por meio de índices que englobam atributos físicos, químicos e biológicos, e pode ser definida como a capacidade de um solo executar suas funções e serviços ecossistêmicos, em um ambiente natural ou manejado (LARSON; PIERCE, 1991; DORAN; PARKIN, 1994). Em áreas mineradas em reabilitação, os índices de qualidade do solo podem ser úteis para selecionar variáveis importantes e compreender a interrelação entre os parâmetros químicos, físicos e biológicos do solo e as suas influências na qualidade do solo (MUKHOPADHYAY et al., 2014; MUKHOPADHYAY et al., 2016; ASENSIO et al., 2013). Essa abordagem é útil para auxiliar na gestão e monitoramento das áreas degradadas, influenciando tomadas de decisão pelos *stakeholders* envolvidos em projetos de mineração (SHI et al., 2021; LEVI et al., 2021; YAO et al., 2013).

Os métodos de decisão multicritério podem ser utilizadas para a geração de índices de qualidade do solo. Nesse contexto, a técnica de ordem de preferência por similaridade com uma solução ideal (*TOPSIS*) é uma metodologia que considera diferentes parâmetros que caracterizam os sistemas que desejamos comparar, a fim de ranquear as variáveis, nesse caso o índice de qualidade do solo em relação à sua proximidade de uma solução ideal positiva (HU et al., 2016). O *TOPSIS* vem sendo utilizado em diversos cenários, desde aplicação na área de proteção florestal (WANG et al., 2021), avaliação de projetos de restauração (ZHANG et al., 2020), até a análise da qualidade de solos agrícolas (BHATTACHARYA et al., 2020), solos urbanos poluídos (LIU et al., 2016) e índice de qualidade de solos salinizados em processos de reabilitação (XIE et al., 2020). No entanto, a sua aplicação em áreas revegetadas após mineração de ferro é escassa, e demonstra ser uma estratégia inovadora para avaliar o sucesso do processo de reabilitação dessas áreas degradadas.

2.4 Indicadores microbiológicos de qualidade do solo e o monitoramento ambiental

Diferentes grupos metabólicos e/ou filogenéticos de microrganismos prestam importantes serviços ecossistêmicos no solo, destacando-se: a ciclagem de carbono e nutrientes, que disponibiliza elementos essenciais para as plantas; a degradação e controle de poluentes; a formação de microagregados, pela liberação de substâncias cimentantes e colantes ou pelo efeito físico de hifas fúngicas; o sequestro de C da atmosfera; e as simbioses e outras relações ecológicas com as plantas e demais organismos vivos (ADIKHARI; HARTEMINK, 2016; ANZALONI et al., 2020; NIELSEN; WALL; SIX, 2016).

O solo e a vegetação constituem um mecanismo de troca, em que os microrganismos são o motor biológico que media as transformações bioquímicas de elementos que garantem um fluxo contínuo de energia e matéria entre os diferentes níveis tróficos, sendo constantemente supridos pela deposição de material orgânico das plantas ou mesmo pelos macro e microrganismos (NWAISHI et al., 2016).

Contudo, áreas mineradas e inicialmente reabilitadas apresentam, de maneira geral, teores reduzidos de matéria orgânica, devido à supressão vegetal e remoção da camada superficial, afetando negativamente a funcionalidade do solo (QUADROS et al., 2016). Com o aumento do tempo e utilizando práticas de manejo que favorecem o aporte de C, como uso de plantas de crescimento rápido, produtoras de biomassa e fixadoras de nitrogênio, é possível acelerar do processo de reabilitação (SANTOS et al., 2013).

No entanto, o sucesso da reabilitação por meio da revegetação não depende apenas da estabilização da cobertura vegetal, mas também da ativação dos processos microbianos do solo que vão atuar em importantes funções como a decomposição/mineralização, simbioses radiculares como as micorrizas e fixadoras de nitrogênio, equilíbrio biológico do solo, na estruturação física do solo, transformações de elementos potencialmente tóxicos, dentre outras funções (DENG et al., 2020; FINKENBEIN et al., 2013). Para isso, é necessário que seja restabelecida a sucessão da comunidade microbiológica, colonização por seres autotróficos e heterotróficos, além das funções biológicas de mineralização de compostos orgânicos e ciclagem de elementos (HUANG; BAUMGARTL; MULLIGAN, 2012). No entanto, os estudos em áreas reabilitadas costumam focar em bioindicadores do solo são negligenciados (CELE; MABOETA, 2016; CLAASSENS et al., 2008).

Os bioindicadores do solo como a biomassa microbiana, atividade enzimática, respiração do solo, quocientes metabólicos, estrutura das comunidades e proporções entre grupos funcionais do solo são os mais estudados (PAZ-FERREIRO; FU, 2016; PILLE DA SILVA et al., 2019). A atividade biológica é usualmente avaliada pela mensuração de processos metabólicos ocorrentes no solo, assim como pelo potencial de enzimas envolvidas na ciclagem de nutrientes como N, P e S (ANDERSON, 2003; DELGADO-BALQUERIZO et al., 2016; NKONGOLO; NARENDRULA-KOTHA, 2020), podendo também incluir a quantificação de subprodutos dos microrganismos que auxiliam no processo de reabilitação, tais quais a proteína do solo relacionada à glomalina de fungos micorrízicos arbusculares (MERGULHÃO et al., 2020).

2.4.1 Biomassa microbiana

A biomassa microbiana (BM) representa a parte viva da matéria orgânica, e possui e funções-chave para a qualidade do solo, atuando em processos como a decomposição de materiais e mineralização de elementos. A medida da BM no solo representa um componente sensível e é comumente utilizada na avaliação de áreas submetidas a diferentes manejos e usos do solo, áreas degradadas por mineração e contaminadas. Por exemplo, em áreas revegetadas após mineração de cobre as respostas da biomassa microbiana podem ser observadas rapidamente, identificadas antes mesmo de se obter mudanças no conteúdo total de C (WAHSHA et al., 2017). Santos et al. (2013) observaram que a biomassa microbiana foi um dos indicadores mais sensíveis na avaliação de áreas de mineração de ouro contaminadas em revegetação. Em áreas de mineração de gipsita foi perceptível a diminuição na biomassa microbiana em relação a áreas nativas de caatinga não mineradas, comprometendo a atividade biológica nos solos impactados (MERGULHÃO et al., 2010).

Comparando cronossequências revegetadas de mineração de P, foi possível identificar que independente do método de plantio, a biomassa microbiana se torna superior com o tempo de plantio, dobrando entre 5 e 10 anos de revegetação e podendo atingir o triplo do seu valor após 20 a 25 anos de revegetação (GU et al., 2019). Pille da Silva et al. (2019) também observaram que após 4, 6 e 12 anos de revegetação com bracatinga em área de mineração de carvão, os valores de CBM tornaram-se gradualmente superiores, mas ainda inferiores em comparação à referência.

2.4.2 Respiração do solo

A respiração do solo (RBS), realizada pela atividade dos microrganismos aeróbios do solo durante o processo de decomposição heterotrófica, é um indicador da evolução do carbono no solo. Altas atividades respiratórias podem indicar, a curto prazo, mineralização e ciclagem de nutrientes, e a longo prazo, a perda de carbono do solo. Este indicador pode ser afetado por qualquer desbalanço nos componentes microbiológicos do solo, conteúdo de C e atividade da microbiota, ou como resultado de influência antrópica (PAULUCIO et al., 2017). Nesse contexto, ao avaliar cronossequência de áreas revegetadas após mineração de carvão, Quadros et al. (2016) identificaram que todas as áreas revegetadas demonstraram menor respiração basal em relação a referência, possível efeito das práticas de extração e remoção do horizonte superficial que influenciaram negativamente a microbiota. Santos et al. (2013) verificaram que a RBS também foi inferior nas áreas com menores teores de Corg, menor pH e elevada concentração de Al em localidade contaminada por mineração de ouro em reabilitação. Do mesmo modo, diversos outros estudos relatam a diminuição da respiração basal no solo de áreas mineradas quando comparadas às referências não degradadas (PILLE DA SILVA et al., 2019; STEFANOWICZ et al., 2020).

2.4.3 Quociente metabólico e microbiano

As atividades metabólicas dos microrganismos são dependentes de C, e através da combinação de processos fisiológicos com o C da biomassa microbiana é possível obter quocientes que auxiliam na compreensão da atividade microbiológica do solo, como os quocientes metabólico e microbiano (ANDERSON, 2003). Condições de estresse ambiental proporcionam elevação no quociente metabólico devido ao elevado gasto de energia direcionado à manutenção da comunidade, em detrimento à utilização de carbono para crescimento e reprodução, de modo que a proporção de C da biomassa não vai ser incorporada, mas sim perdida para atmosfera como CO₂ (CARNEIRO et al., 2008; PILLE DA SILVA et al., 2019; SANTOS et al., 2013).

Por esse motivo, é comum verificar um maior quociente metabólico em áreas de mineração recentemente revegetadas, como reflexo das limitações impostas pelo substrato previamente degradado (CARNEIRO et al., 2008). Áreas recentemente revegetadas com bracatinga no estado de Santa Catarina apresentaram $q\text{CO}_2$ 60% superior

à área em estágio avançado, 149% superior à referência, evidenciando que o maior tempo de revegetação propicia maior eficiência no incremento de C (PILLE DA SILVA et al., 2019). Similarmente, Quadros et al. (2016) observaram maior qCO_2 em áreas sob estágio intermediário de revegetação, e Silva et al. (2018) detectaram maior qCO_2 e $qMIC$ em áreas de revegetação com gramíneas após mineração de Fe, demonstrando um estado de reabilitação ainda incipiente em relação às fitofisionomias adjacentes.

2.4.4 Enzimas do solo

As enzimas extracelulares do solo são importantes para a quebra de resíduos orgânicos complexos, transformados em moléculas mais simples que servem como energia e nutrientes para os microrganismos; portanto, são importantes indicadoras da taxa de decomposição e mineralização, além de diversos processos ecossistêmicos ocorrentes no solo (ALLISON; VITOUSEK, 2005; NKONGOLO; NARENDRULA-KOTHA, 2020). Espera-se a elevação da atividade enzimática com o avanço da reabilitação, como consequência do acúmulo de matéria orgânica e aumento de funções e biomassa microbiana, demonstrando que a habilidade de degradação de substratos evolui gradualmente na sucessão de áreas mineradas (LI et al., 2018).

A β -glicosidase relaciona-se à quebra de ligações glicosídicas em açúcares complexos, tais como a celulose (QUADROS et al., 2016), e é capaz de detectar alterações no solo em um curto espaço de tempo (CLAASSENS et al., 2008). Silva et al. (2018) verificaram maiores valores de β -glicosidase em área de floresta, quando comparado com outras fitofisionomias e área revegetada no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. Em ambiente revegetado após mineração de bauxita, a atividade de β -glicosidase foi inferior nas áreas mais recentemente revegetadas, demonstrando processos bioquímicos incipientes relacionados à ciclagem de nutrientes e produção de energia (CARNEIRO et al., 2008).

As fosfatases ácida e alcalina estão diretamente relacionadas à transformação de compostos orgânicos e ao ciclo do P, sendo sintetizadas principalmente quando há baixa disponibilidade de P e inibidas em solos com reduzida CTC e conteúdo de MOS (CLAASSENS et al., 2008). Investigando diferentes fitofisionomias em Minas Gerais, Silva et al. (2018) verificaram que as fosfatases ácida e alcalina foram superiores na mata atlântica, enquanto a área de mineração de Fe revegetada com gramíneas apresentou os

menores valores de atividade dessa enzima. Por outro lado, Carneiro et al (2008) observaram uma recuperação rápida na atividade da fosfatase ácida em áreas de campo revegetadas em Poços de Caldas - MG, que se mostraram similar à referência.

A enzima urease relaciona-se a alterações na qualidade e fertilidade do solo relacionadas ao ciclo do N, sendo crucial no processo de hidrólise da ureia e na disponibilidade desse nutriente nos solos (SUN et al., 2019). A atividade da urease relacionou-se positivamente com o número de espécie de plantas utilizadas para revegetação em áreas de mineração de Pb e Zn (STEFANOWICZ et al., 2020). Essa enzima também teve maior atividade na fitofisionomia de floresta atlântica (SILVA ET AL., 2018), e aumentou significativamente com o tempo de revegetação em áreas de mineração de bauxita revegetada, de modo que a menor atividade foi encontrada na área com apenas 1 ano de revegetação (CARNEIRO et al., 2008).

A hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) é uma maneira de estimar a atividade enzimática total do solo, potencialmente identificando enzimas capazes de hidrolisar esse substrato, como as proteases, lipases, esterases, entre outras que catalisam importantes reações relacionadas à microbiota (PAULUCIO et al., 2017). É constantemente utilizada para avaliação de impactos no solo, afetada por fatores de produção, atividade, comportamento catalítico e persistência das enzimas no solo, sendo usualmente diretamente proporcional à população microbiana (MERGULHÃO et al., 2010).

Carneiro et al. (2008) observou que a atividade enzimática mensurada por FDA aumentou rapidamente, mas encontrou menor valor na área de mineração recentemente revegetada com capim braquiária, enquanto Silva et al. (2018) observou maior atividade enzimática total por FDA em mata atlântica adjacente a áreas de mineração no Quadrilátero Ferrífero, em Minas Gerais. Ainda, Paulucio et al. (2017) identificaram que a revegetação de áreas de mineração de argila com eucalipto e leguminosas elevou os resultados de FDA, se comparado com área degradada com vegetação espontânea.

2.4.5 Glomalina

Os organismos simbiotróficos que habitam o solo, notadamente os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs), geram subprodutos em seu ciclo de vida que possuem efeitos benéficos para a microbiota do solo. Nesse âmbito, a glomalina é uma

glicoproteína rica em carbono, produzida pelos FMAs e que se acumula no solo pela decomposição de hifas e esporos (SILVA et al., 2014). Essa substância se comporta como um ligante orgânico, com efeito colante e agregante, que auxilia na estabilidade de agregados e também beneficia o desenvolvimento radicular e crescimento vegetal, além de ativar o sistema biológico do solo (SCABORA; MALTONI; CASSIOLATO, 2011; PEDROSO et al., 2018; WRIGHT et al., 2007).

Estudos demonstram que a quantidade de proteínas do solo relacionadas à glomalina apresenta correlações positivas com a agregação e o estoque de C e N orgânicos do solo, também favorecendo o efeito rizosférico (AMBROSINI et al., 2015; WANG, 2017). Além disso, autores sugerem que esse material orgânico pode ser fonte de energia para os microrganismos edáficos, contribuindo para a ciclagem de C (OLIVEIRA et al., 2009). Em áreas mineradas sob revegetação, o acúmulo de proteínas solo relacionadas à glomalina pode propiciar maior tolerância de plantas a estresses gerados por contaminantes, uma vez que a glomalina é capaz de formar complexos com compostos tóxicos (WANG, 2017).

Em um gradiente de recuperação na Mata Atlântica brasileira, foi possível verificar correlação positiva entre o conteúdo de glomalina e atributos químicos e biológicos, mais expressivamente relacionada à biomassa microbiana, atividade de urease e fosfatase, ressaltando sua importância para a ciclagem de nutrientes e recuperação do solo (Vasconcellos et al. 2013). Pedroso et al. (2018) também observaram uma relação positiva do conteúdo de glomalina com a sobrevivência de plantas em solos contaminados por Zn, Cu, Pb e Cd, possivelmente devido a melhorias no conteúdo de C propiciado pela presença de FMAs e as proteínas presentes no solo. Similarmente, estudando cavas de mineração de argila em processo de reabilitação, Silva et al (2014) demonstraram que o plantio consorciado de diferentes espécies arbóreas viabiliza o aumento da quantidade de proteínas do solo relacionadas à glomalina, propiciando uma porcentagem de glomalina facilmente extraível 370% superior à de área degradada sob revegetação espontânea, o que os autores sugerem ser efeito da maior diversidade de FMAs nas áreas sob plantio.

REFERÊNCIAS

- ADHIKARI, K.; HARTEMINK, A. E. Linking soils to ecosystem services - A global review. **Geoderma**, v. 262, p. 101–111, 2016.
- ALLISON, S. D.; VITOUSEK, P. M. Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, n. 5, p. 937–944, 2005.
- ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. Indicadores da qualidade do substrato para monitoramento de áreas de mineração revegetadas. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 2, p.153-163, jun. 2015.
- ALMEIDA, V. G.; MOURA, E. N.; VIEIRA, G. T. Espécies vegetais utilizadas em áreas degradadas pela mineração. **Research, Society And Development**, v. 8, n. 3, jan. 2019.
- AMBROSINI V. G. et al. Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on young vines in copper-contaminated soil. **Braz J Microbiol**, v.46, p.1045–1052, 2015.
- ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. The metabolic quotient (qCO_2) as a specific activity parameter to asses the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, 25, 393-395, 1993.
- ANDERSON, T. H. Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 98, n. 1–3, p. 285–293, 2003.
- ANZALONI, R. A. et al. Establishing reference values for soil microbial biomass-C in agroecosystems in the Atlantic Forest Biome in Southern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 117, n. March 2019, p. 106586, 2020.
- BARDGETT, R. D.; VAN DER PUTTEN, W. H. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. **Nature**, v. 515, n. 7528, p. 505–511, 2014.
- BARROS, D. A. et al. Matéria orgânica e agregação do solo em áreas sobre influência da mineração de bauxita na região do planalto de Poços de Caldas, MG. **Agropecuária Científica no Semiárido**, Patos, v. 14, n. 2, p.160-167, jun. 2018.
- BRASIL, E. U. **O novo código de mineração no Brasil: Uma análise econômica da compensação financeira sobre a exploração dos recursos**. 2015. 173 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Teoria Econômica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.
- BOTUROVA, K. Microbiota as an indicator of the environmental burden of mined-out sites. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 444, n. 1, 2020.
- BRASIL. Agência Nacional de Mineração. Departamento Nacional de Produção Mineral. Anuário Mineral Brasileiro Substâncias Metálicas 2018.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 321, de 19 de dezembro de 1997. Brasília: CONAMA, 1997.
- BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Institui a Política Nacional do Meio Ambiente. **Diário Oficial [da] União**, Brasília – DF, 1981.
- BURNS, R. G. et al. Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 58, p. 216–234, 2013.
- CANDEIAS, C. et al. Heavy metal pollution in mine-soil-plant system in S. Francisco de Assis—Panasqueira mine (Portugal). **Applied Geochemistry** v. 44, p. 12–26, 2014.

- CARNEIRO, C. C. et al. Fusão de imagens altimétricas e aeromagnetométricas como ferramenta de interpretação geológica, exemplo da província mineral de Carajás (PA). **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 24, n. 3, p.261-271, 2006.
- CARNEIRO, M. A. C. et al. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronosseqüências de reabilitação após a mineração de bauxita. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 621–632, 2008.
- CARVALHO, J. M. et al. Influence of nutrient management on growth and nutrient use efficiency of two plant species for mineland revegetation. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 2, p.303-310, mar. 2018.
- CELE, E. N.; MABOETA, M. Response of soil enzyme activities to synergistic effects of biosolids and plants in iron ore mine soils. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 13, n. 9, p. 2117–2126, 2016.
- CLAASSENS, S. et al. Soil microbial community function and structure in a post-mining chronosequence. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 194, n. 1–4, p. 315–329, 2008.
- COOKE, J. A.; JOHNSON, M. S. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. **Environmental Reviews**, v. 10, n. 1, p. 41–71, 2002.
- DELGADO-BALQUERIZO, M. et al. Relative importance of soil properties and microbial community for soil functionality: insights from a microbial swap experiment. **Functional Ecology**, v. 30, n. 11, p. 1862–1873, 2016.
- DENG, J. et al. Variations of soil microbial communities accompanied by different vegetation restoration in an open-cut iron mining area. **Science of the Total Environment**, v. 704, n. 120, p. 135243, 2020.
- ESCOBAR, I. E. et al. Changes in Microbial Community Structure and Soil Biological Properties in Mined Dune Areas During Re-vegetation. **Environmental Management**, v. 55, n. 6, p. 1433–1445, 2015.
- FERREIRA, H.; LEITE, M. G. P. A Life Cycle Assessment study of iron ore mining. **Journal Of Cleaner Production**, v. 108, p.1081-1091, dez. 2015.
- FINKENBEIN, P. et al. Soil enzyme activities as bioindicators for substrate quality in revegetation of a subtropical coal mining dump. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 56, n. 3, p. 87–89, 2013.
- GASTAUER, M. et al. Mine land rehabilitation: Modern ecological approaches for more sustainable mining. **Journal Of Cleaner Production**, v. 172, p.1409-1422, jan. 2018.
- GASTAUER, M. et al. Mine land rehabilitation in Brazil: Goals and techniques in the context of legal requirements. **Ambio**, v. 48, n. 1, p.74-88, 11 abr. 2019.
- GASTAUER, M. et al. Integrating environmental variables by multivariate ordination enables the reliable estimation of mineland rehabilitation status. **Journal of Environmental Management**, v. 256, 2020a.
- GASTAUER, M. et al. Active rehabilitation of Amazonian sand mines converges soils, plant communities and environmental status to their predisturbance levels. **Land Degradation and Development**, v. 31, n. 5, p. 607–618, 2020b.
- GU et al., 2019. Monitoring soil biological properties during the restoration of a phosphate mine under different tree species and plantation types. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 180, n. January, p. 130–138, 2019.

- HUANG, L.; BAUMGARTL, T.; MULLIGAN, D. Is rhizosphere remediation sufficient for sustainable revegetation of mine tailings? **Annals of botany**, v. 110, n. 2, p. 223–238, 2012.
- JESUS, E. N. de et al. Regeneração natural de espécies vegetais em jazidas revegetadas. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 2, p.191-200, 1 abr. 2016.
- LECHNER, A. M. et al., 2018. Applying modern ecological methods for monitoring and modelling mine rehabilitation success. **From Start to Finish – a Life-of-mine Perspective**, n. April, p. 109–116, 2018.
- LI, X. et al. Analysis of plant and soil restoration process and degree of refuse dumps in open-pit coal mining areas. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 6, 2020.
- LIMA, K. D. R. et al. Seleção de espécies arbóreas para revegetação de áreas degradadas por mineração de piçarra na Caatinga. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 28, n. 1, p.203-213, mar. 2015.
- MERGULHÃO, A. C. E. S. et al. Glomalin production and microbial activity in soils impacted by gypsum mining in a Brazilian semiarid área. **American Journal of Agricultural and Biological Science**, v. 5, n. 4, p. 422–429, 2010.
- MIAO, R. et al. Accuracy of space-for-time substitution for vegetation state prediction following shrub restoration. **Journal of Plant Ecology**, v. 11, n. 2, p. 208–217, 2018.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2 ed. atual e ampl. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729p.
- NERI, A. C.; DUPIN, P.; SÁNCHEZ, L. E. A pressure–state–response approach to cumulative impact assessment. **Journal Of Cleaner Production**, v. 126, p.288-298, jul. 2016.
- NGUGI, M. R. et al. Successional dynamics of soil fungal diversity along a restoration chronosequence post-coal mining. **Restoration Ecology**, p. 1–10, 2019.
- NKONGOLO, K. K; NARENDRULA-KOTHA, R. Advances in monitoring soil microbial community dynamic and function. **Journal of Applied Genetics**, v. 61, n. 2, p. 249–263, 2020.
- NIELSEN, U. N.; WALL, D. H.; SIX, J. Soil Biodiversity and the Environment. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 40, n. 1, p. 63–90, 2015.
- NWAISHI, F. et al. Above and below-ground nutrient cycling: A criteria for assessing the biogeochemical functioning of a constructed fen. **Applied Soil Ecology**, v. 98, p. 177–194, 2016.
- OLIVEIRA, J. R. G. et al. O papel da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) autóctones no desenvolvimento de espécies vegetais nativas em área de dunas de restinga revegetadas no litoral do Estado da Paraíba. **Revista Brasil. Bot.**, v. 32, n. 4, p.663-670, out. 2009.
- PARADELLA, Waldir R. et al. Mapping surface deformation in open pit iron mines of Carajás Province (Amazon Region) using an integrated SAR analysis. **Engineering Geology**, v. 193, p. 61-78, jul. 2015.
- PAULUCIO, V. O. et al. Reforestation of a degraded area with Eucalyptus and Sesbania: Microbial activity and chemical soil properties. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 41, p. 1–14, 2017.
- PAZ-FERREIRO, J.; FU, S. Biological Indices for Soil Quality Evaluation: Perspectives and Limitations. **Land Degradation and Development**, v. 27, n. 1, p. 14–25, 2016.
- PEDROSO, D. F et al. Arbuscular mycorrhizal fungi favor the initial growth of *Acacia mangium*, *Sorghum bicolor*, and *Urochloa brizantha* in soil contaminated with Zn, Cu, Pb, and

- Cd. **Bulletin Of Environmental Contamination And Toxicology**, v. 101, n. 3, p.386-391, 31 jul. 2018.
- PILLE DA SILVA, E. et al. Soil attributes in coal mining areas under recovery with bracatinga (*Mimosa scabrella*). **Letters in Applied Microbiology**, v. 68, n. 6, p. 497–504, 2019.
- QUADROS, P. D. et al. Coal mining practices reduce the microbial biomass, richness and diversity of soil. **Applied Soil Ecology**, v. 98, p. 195–203, 2016.
- RAMOS, S. J. et al. Native leguminous plants for mineland revegetation in the eastern Amazon: seed characteristics and germination. **New Forests**, v. 50, n. 5, p.859-872, 20 fev. 2019a.
- RAMOS, S. J. et al. Plant growth and nutrient use efficiency of two native Fabaceae species for mineland revegetation in the eastern Amazon. **Journal Of Forestry Research**, jul. 2019b.
- ROSENFELD, M. F.; MULLER, S. C. Assessing ecosystem functioning in forests undergoing restoration. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 1, p. 158–167, 2019.
- RUIZ-JAEN, M.; AIDE, T. Restoration success: How is it being measured? **Restoration Ecology**, v. 13, n. 3, p. 569–577, 2005.
- SANSEVERO, J. B. B.; GARBIN, M. L. Restoration Success Of Tropical Forests: The Search For Indicators. **Sustainability Indicators in Practice**, n. December, p. 146–159, 2015.
- SANTOS, J. V. et al. Soil biological attributes in arsenic-contaminated gold mining sites after revegetation. **Ecotoxicology**, v. 22, n. 10, p. 1526–1537, 2013.
- SANTOS, J. V. et al. Biological attributes of rehabilitated soils contaminated with heavy metals. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 7, p. 6735–6748, 2016.
- SCABORA, M. H.; MALTONI, K. L.; CASSIOLATO, A. M. R. Associação micorrízica em espécies arbóreas, atividade microbiana e fertilidade do solo em áreas degradadas de cerrado. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 2, p.289-301, 2011.
- SER. Society for Ecological Restoration. **The SER International primer on ecological restoration**. Tucson, Arizona, USA: Society for Ecological Restoration International. 2004.
- SILVA, A. O. S. et al. Soil microbiological attributes indicate recovery of an iron mining area and of the biological quality of adjacent phytophysionomies. **Ecological Indicators**, v. 93, n. December 2017, p. 142–151, 2018.
- SILVA, J. R. et al. Initial growth of Fabaceae species: combined effects of topsoil and fertilizer application for mineland revegetation: Combined effects of topsoil and fertilizer application for mineland revegetation. **Flora**, v. 246-247, p. 109-117, set. 2018.
- SILVA, K. A. et al. Restauração florestal de uma mina de bauxita: avaliação do desenvolvimento das espécies arbóreas plantadas. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 3, p.309-319, 12 fev. 2016.
- SIQUEIRA-GAY, J.; SONTER, L. J.; SÁNCHEZ, L. E. Exploring potential impacts of mining on forest loss and fragmentation within a biodiverse region of Brazil's northeastern Amazon. **Resources Policy**, v. 67, n. March, 2020.
- SIRAVENHA, A. C. Q.; PELAES, E. G. Analysing environmental changes in the neighbourhood of mines using compressed change vector analysis: case study of carajas mountains, brazil. : case study of Carajas Mountains, Brazil. **International Journal Of Remote Sensing**, [s.l.], v. 39, n. 12, p. 4170-4193, 23 mar. 2018.
- SKIRYCZ, A. et al. Canga biodiversity, a matter of mining. **Frontiers in Plant Science**, v. 5, p.1–9, 2014.

SONTER, L. J. et al. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, p.2-7, 18 out. 2017.

STEFANOWICZ, A. et al. Soil organic matter prevails over heavy metal pollution and vegetation as a factor shaping soil microbial communities at historical Zn–Pb mining sites. **Chemosphere**, v. 240, 2020.

SUN, S. et al. Response of Soil Microbes to Vegetation Restoration in Coal Mining Subsidence Areas at Huaibei Coal Mine, China. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 10, p. 1–14, 2019.

VASCONCELLOS, R. et al. Arbuscular Mycorrhizal Fungi and Glomalin-Related Soil Protein as Potential Indicators of Soil Quality in a Recuperation Gradient of the Atlantic Forest in Brazil. **Land Degradation and Development**, v. 27, n. 2, p. 325–334, 2016.

WAHSHA et al. Microbial enzymes as an early warning management tool for monitoring mining site soils. **Catena**, v. 148, p. 40–45, 2017.

WANG, F. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in mining-impacted sites and their contribution to ecological restoration: Mechanisms and applications. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 20, p. 1901–1957, 2017.

WOODBURY, D. J. et al. Filling a void: Analysis of early tropical soil and vegetative recovery under leguminous, post-coal mine reforestation plantations in East Kalimantan, Indonesia. **Land Degradation and Development**, v. 31, n. 4, p. 473–487, 2020.

WRIGHT, S. F. et al. Glomalin in aggregate size classes from three different farming systems. **Soil Till. Res.**, 94, p. 546-549, 2007.

SEGUNDA PARTE – ARTIGOS

ARTIGO 1

Bioindicadores do solo como ferramenta para avaliar a recuperação de solos degradados por mineração na Amazônia Oriental

Soil bioindicators as a tool to assess reclamation of degraded mining soils in the Eastern Amazon

Artigo redigido e formatado conforme as normas da revista *Land Degradation & Development*, podendo sofrer modificações até a submissão. Figuras e siglas estão apresentadas em inglês para facilitar a submissão.

RESUMO

Na Floresta Nacional (FLONA) de Carajás, PA, Amazônia oriental brasileira, a mineração de Fe é uma atividade expressiva e economicamente relevante, mas que gera o desmatamento de áreas nativas e impactos na paisagem. De acordo com a legislação brasileira, reabilitação e o monitoramento de áreas degradadas por mineração é mandatório. O objetivo desse estudo foi utilizar bioindicadores do solo para avaliar o processo de reabilitação em três diferentes áreas impactadas por mineração e revegetadas. As coletas e análises de solo foram realizadas em 2016, 2017, 2018 e 2019 nas áreas denominadas Arenito II, Noroeste II e Sul IV. Em cada área, foram selecionadas cronossequências compostas por 5 diferentes estágios de revegetação: área não revegetada (NR), áreas em estágio inicial (INI), intermediário (INT) e avançado (ADV) de revegetação, e áreas de referência nativa (REF). Os bioindicadores utilizados foram o carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal do solo (RBS), quocientes metabólico (qCO_2) e microbiano ($qMIC$), proteína do solo relacionada à glomalina facilmente extraível (GFE), e atividades de β -glicosidase (β -Glu), urease (Ure), fosfatase ácida (Phos) e a hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA). Os dados foram submetidos a análise de variância e teste de médias, além de análise de componentes principais incorporando nas análises atributos químicos e textura do solo. De modo geral, foram observadas elevadas biomassa e atividade e microbiana (CBM, RBS, β -Glu, Ure Phos e FDA) nas áreas em estágios INT e ADV nas três áreas estudadas e com valores próximos às médias de REF. A análise de componentes principais revelou o agrupamento de INT, ADV e REF em Arenito II e Noroeste II, principalmente influenciada pelos bioindicadores. Os bioindicadores avaliados foram capazes de demonstrar o retorno da atividade microbiológica, processos enzimáticos e da qualidade do solo nas áreas revegetadas.

Palavras-chave: Atividade biológica do solo. Solos de mineração. Revegetação. Reabilitação de áreas degradadas. Mineração de ferro. Indicadores microbiológicos.

ABSTRACT

In the National Forest (FLONA) Carajás, PA, eastern Brazilian Amazon, iron mining is an expressive and economically relevant activity, but it generates deforestation of native areas and impacts on the landscape. According to Brazilian legislation, rehabilitation and monitoring of areas degraded by mining are mandatory. The aim of this study was to evaluate the soil bioindicators of chronosequences in three different areas revegetated after iron mining. Soil sampling and analyzes were carried out in 2016, 2017, 2018 and 2019 in areas named Sandstone II, Northwest II and South IV. In each area, chronosequences composed of 5 different stages of revegetation were selected: non-revegetated areas (NR), initial (INI), intermediate (INT) and advanced (ADV) stages, and native reference areas (REF). Microbial biomass carbon (MBC), soil basal respiration (SBR), metabolic ($q\text{CO}_2$) and microbial ($q\text{MIC}$) quotients, soil protein related to easily extractable glomalin (EEG), β -glucosidase (β -glu), urease (Ure), phosphatase (Phos) and fluorescein diacetate hydrolysis (FDA) were determined. Data were submitted to analysis of variance, means tests, and principal component analysis with chemical attributes and soil texture. In general, high biomass and microbial activity (CBM, RBS, β -Glu, Ure Phos and FDA) were found in INT and ADV stages in the three areas, approaching the averages of REF. Principal component analysis revealed clustering of INT, ADV and REF in Sandstone II and Northwest II, mainly influenced by bioindicators. The evaluated bioindicators were able to demonstrate that the revegetation of areas degraded by mining has been efficient for the rehabilitation process.

Keywords: Soil biological activity. Post-mining soils. Revegetation. Land rehabilitation. Iron mining. Microbiological indicators.

1 INTRODUÇÃO

A mineração de Fe é uma atividade relevante para a economia do Brasil e constitui um setor estratégico, responsável por 72,8% da produção mineral brasileira no ano de 2019 (Brasil, 2020). Na região Amazônica, a província mineral de Carajás possui reservas com teores de Fe acima de 65% (Carneiro et al., 2006; Paradella et al., 2015). Neste local, a exploração do minério ocorre a céu aberto pelo método de cavas, o que necessita o desmatamento de áreas nativas e impactos à paisagem e topografia natural do terreno (Ramos et al., 2019).

Devido aos danos ambientais, solos de áreas impactadas pela mineração apresentam características desfavoráveis ao crescimento de plantas. Entre os problemas químicos, pode-se citar a elevada acidez, baixa carga de nutrientes, elevada concentração de elementos potencialmente tóxicos e reduzidos teores de matéria orgânica (Silva et al., 2018; Paulucio et al., 2017). Problemas físicos comuns são a pouca ou nenhuma estruturação do solo e a menor estabilidade dos agregados, que pode ser ocasionada pelo elevado teor de argila dispersa em água (Barros et al., 2018; Asensio et al., 2013; Silva et al., 2021). Ainda, os parâmetros biológicos são afetados, apresentando baixa atividade biológica e enzimática, menor capacidade de degradação de compostos e redução de processos desempenhados pelos microrganismos edáficos (Batista et al., 2022; Batista et al., 2020; Cardoso et al., 2021; Silva et al., 2018), o que prejudica os serviços ecossistêmicos e conseqüentemente a reabilitação destes solos.

Com essa degradação ambiental após a atividade de mineração, é requerido que sejam realizadas ações que permitam a reabilitação das áreas. Para tanto, devem ser adotados processos que mitiguem os impactos negativos e que proporcionem a melhoria e a recuperação da integridade ecológica, por meio da revegetação, da reabilitação das características do solo, e do restabelecimento da biota local (Claassens et al., 2008; Garris et al., 2016; Gastauer et al., 2020).

A Sociedade de Restauração Ecológica define reabilitação como a recomposição dos processos ambientais, da produtividade e dos serviços ecossistêmicos em ambientes degradados (Society for Ecological Restoration, 2004). Nesse contexto, a revegetação auxilia na reabilitação de áreas degradadas por mineração, devido à ciclagem de energia por meio da fotossíntese e nutrientes provenientes do material vegetal. Além disso, promove o acúmulo de serapilheira, a ciclagem de elementos químicos, o sequestro de

CO₂ e um progressivo incremento nos serviços ecossistêmicos com ativação dos processos mediados pelos microrganismos do solo (Carvalho et al., 2018; Gastauer et al., 2018).

Esses processos promovem funções essenciais no ecossistema, como a decomposição da matéria orgânica, a ciclagem de nutrientes, a fixação biológica de nitrogênio, e as simbioses radiculares, como os fungos micorrizicos (Claassens et al., 2008; Garris et al., 2016; Raiz et al., 2021; Silva et al. 2021). O monitoramento da reabilitação é essencial para avaliar a adequação à legislação, a proximidade das metas e obter feedbacks acerca do impacto das intervenções aplicadas na sucessão ecológica (Gastauer et al., 2020). Sendo assim, a utilização de bioindicadores do solo para o monitoramento auxilia o crescimento vegetal e o avanço da reabilitação em retorno a um ambiente funcional e autossustentável (Gu et al., 2019). Além de serem afetados pelos fatores físicos, químicos e bióticos do solo, os microrganismos edáficos também são sensíveis às alterações ambientais, estresses e intervenções humanas, respondendo rapidamente a práticas de reabilitação em áreas de mineração (Boturova, 2020; Deng et al., 2020; Silva et al., 2018).

No geral, observa-se melhorias nos bioindicadores do solo conforme maior o tempo de revegetação, ainda que permaneçam inferiores à referência (Izquierdo et al., 2005; Pille da Silva et al., 2019; Quadros et al., 2016). Por exemplo, em áreas revegetadas após mineração de cobre as respostas do carbono biomassa microbiana (CBM) podem ser observadas rapidamente, identificadas antes mesmo de se obter mudanças no conteúdo total de C (Wahsha et al., 2017), podendo a CBM tornar-se duas a três vezes maior conforme o tempo de revegetação (Gu et al., 2019). A respiração do solo (RBS), indicadora de elevada atividade ou de perda do carbono no solo, costuma sofrer diminuição em solos de áreas mineradas quando comparadas às referências não degradadas (Quadros et al., 2016; Stefanowicz et al., 2020). Os quocientes metabólico (qCO_2) e microbiano ($qMIC$), que auxiliam na compreensão da atividade microbiológica e ecofisiológica do solo (Anderson, 2003), costumam ser superiores em áreas em processo de reabilitação após mineração (Quadros et al., 2016; Silva et al., 2018), demonstrando um estágio de reabilitação ainda incipiente em relação às referências. Por fim, em relação à atividade enzimática, espera-se um aumento com o maior tempo de revegetação, como consequência do acúmulo de matéria orgânica e biomassa vegetal e microbiana,

demonstrando que a habilidade de degradação de substratos, decomposição e mineralização, evolui gradualmente na sucessão de áreas em reabilitação (Allison; Vitousek, 2005; Li et al., 2018; Nkongolo and Narendrula-Kotha, 2020).

A fim de compreender o processo de reabilitação após a revegetação de áreas impactadas por mineração na Província Mineral de Carajás, PA, este trabalho objetiva investigar os atributos biológicos da comunidade microbiana do solo como bioindicadores e sua relação com o retorno dos processos ecológicos desempenhados pelos microrganismos. Para isso, levantamos a hipótese de que a revegetação das áreas impactadas por mineração na Província Mineral de Carajás, PA, pode ser monitorada pelo bioindicadores do solo (biomassa microbiana e suas atividades), sugerindo a reabilitação do solo e o retorno dos processos e funções ecológicas desempenhadas pelos microrganismos.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Áreas de estudo e amostragem de solo

Os locais de estudo localizados no complexo mineral de Carajás, na Floresta Nacional de Carajás (FLONA Carajás), na Amazônia Oriental brasileira (Fig. 1). A temperatura média anual é de 25° C e a precipitação é de 1900 mm ano⁻¹, sendo o clima da região caracterizado como tropical – Aw por Köppen-Geinger (Piló, Auler and Martins, 2015; Alvares et al., 2013).

As áreas avaliadas são denominadas de Arenito II, Noroeste II e Sul IV. Dentro de cada uma delas, foi avaliado o processo de reabilitação em cronossequências (Tabela 1), sendo a classificação dos estágios feita com base no tempo de revegetação. As áreas possuem diferenças de histórico, manejo e solo, e por esse motivo foram avaliadas separadamente. Áreas de floresta nativa foram selecionadas como áreas de referência. Portanto, o estudo considerou o estágio de revegetação como tratamento, dentro de cada local descrito na Tabela 1, constando de um delineamento inteiramente casualizado com 3 repetições.

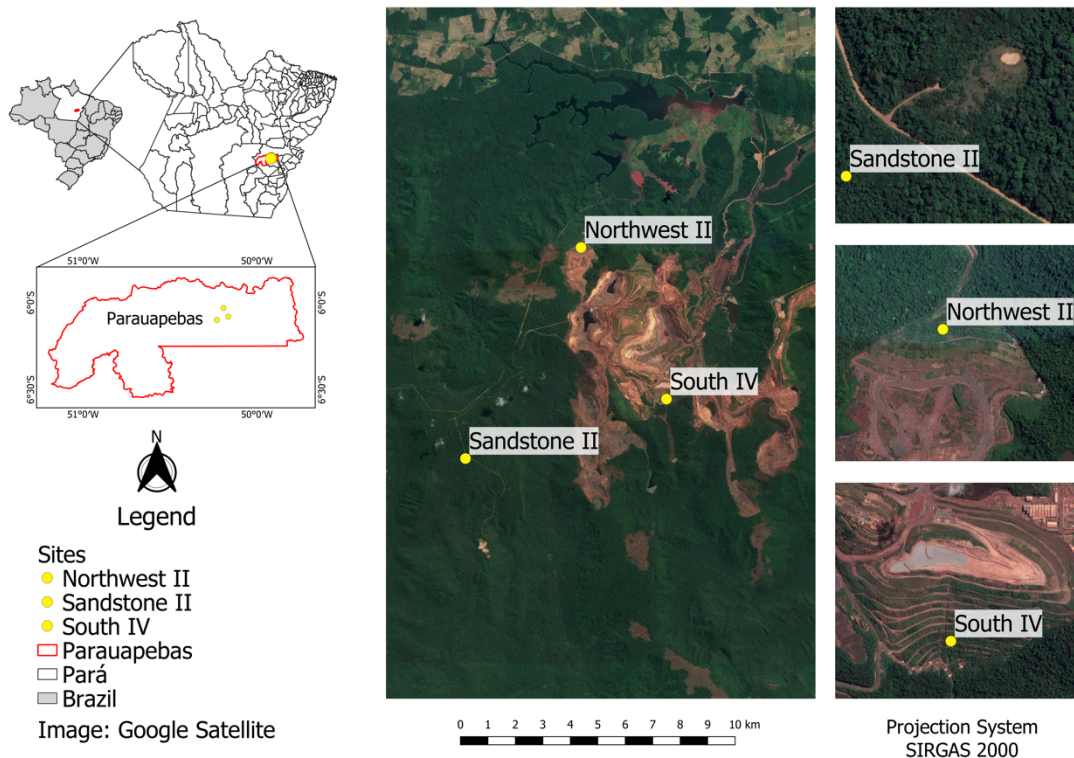


Figura 1. Áreas de estudo Arenito II (Sandstone II), Noroeste II (Northwest II) e Sul IV (South IV), localizadas no município de Parauapebas, Pará, Amazônia Oriental, Brazil.

As coletas de solo e análises laboratoriais foram realizadas anualmente entre 2016 a 2019. O local de estudo apresenta um regime pluviométrico com período mais chuvoso ocorrendo entre outubro e março (Viana et al., 2016). Todas as coletas foram realizadas entre abril e setembro, portanto, no período de estiagem.

Em cada área foram selecionadas três parcelas de 10 x 20 m, a partir das quais foram coletadas 5 amostras simples. Estas foram homogeneizadas para compor amostras compostas, totalizando 3 amostras compostas por cronosequência, somando um total de 42 amostras, em cada ano. O solo das áreas foi separado em duas partes, uma para análise microbiológica e outra para análises físicas e químicas. Após coletado, o solo foi armazenado a 4°C até o momento das análises, que foram realizadas no Laboratório de Biologia, Microbiologia e Processos Biológicos do Solo, no Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras.

Tabela 1. Descrição† de estágios de cronossucessões localizadas em Arenito II, Noroeste II e Sul IV.

Áreas	Estágio	Intervenção	Descrição	Amostragem	
Arenito II	NR	Não revegetado	-	Deposição de solo superficial.	
	INI	Inicial	2013	Deposição de solo superficial; Semeadura de mistura de espécies nativas; Enriquecimento com mudas; Adubação de cobertura. Vegetação aberta com árvores pequenas e arbustos.	
	INT	Intermediário	2006	Deposição de solo superficial; Semeadura de mistura de espécies nativas; Enriquecimento com mudas; Adubação de cobertura. Vegetação arbórea e arbustiva, com dossel contínuo.	2016, 2017 and 2018
	ADV	Avançado	2004	Deposição de solo superficial; Semeadura de mistura de espécies nativas; Enriquecimento com mudas; Adubação de cobertura. Vegetação arbórea e arbustiva, com dossel bastante fechado.	
	REF	Referência nativa	-	Floresta tropical.	
Noroeste II	NR	Não revegetado	-	Solo exposto.	
	INI	Inicial	2013	Calagem e adubação; Semeadura de espécies comerciais e nativas. Vegetação predominantemente herbácea.	2016, 2017, 2018 and 2019
	INT	Intermediário	2014	Semeadura de espécies nativas e comerciais. Vegetação predominantemente herbácea.	
	ADV	Avançado	2011	Semeadura de espécies nativas e comerciais. Vegetação arbórea com dossel fechado.	
	REF	Referência nativa	-	Floresta tropical.	
Sul IV	NR	Não revegetado	-	Solo exposto.	
	INI	Inicial	2016	Calagem e adubação; Semeadura de espécies nativas e comerciais. Vegetação predominantemente herbácea, com poucos arbustos.	
	INT	Intermediário	2012	Calagem e adubação; Semeadura de espécies nativas e comerciais. Vegetação arbustiva com dossel ainda aberto.	2016, 2017, 2018 and 2019
	ADV	Avançado	2008/2009	Calagem e adubação; Semeadura de espécies nativas e comerciais. Vegetação arbórea e arbustiva, com dossel relativamente fechado.	
	REF	Referência nativa	-	Floresta tropical.	

†Adaptado de Rodríguez-Rodríguez et al., 2021.

2.2 Caracterização química e textural

Para a caracterização química e textural (Tabela 2), o solo foi seco ao ar e peneirado a 2 mm. Foi determinado o pH em H₂O (1: 2.5 v/v), os teores P, K, Fe, Cu, Mn, Zn disponíveis pelo extrator Mehlich 1 (Mehlich, 1953); Ca²⁺, Mg²⁺ and Al³⁺ disponíveis pelo extrator KCl (1 mol L⁻¹) (McLean et al., 1958); e carbono orgânico do solo (Corg) (Walkley and Black, 1934). A textura foi determinada pelo método de Bouyoucos (1962).

Tabela 2. Caracterização química e textura do solo nas áreas Arenito II, Noroeste II and Sul IV, no primeiro ano de amostragem (2016).

Área	Estágio	pH	Corg [†]	P	K	S	Ca	Mg	Al	Zn	Fe	Mn	Cu	Argila	Silte	Areia
		(H ₂ O)	dag kg ₁ ⁻¹	----- mg dm ⁻³ -----	----- cmol _c dm ⁻³ -----	----- mg dm ⁻³ -----	%	%	%							
Arenito II	NR	5,17	0,16	4,90	0,36	33,10	1,50	0,20	0,00	0,63	114,0	35,07	13,93	16,33	12,77	70,90
	INI	5,00	2,00	2,43	0,24	16,53	1,13	0,33	0,37	0,73	226,7	78,17	0,73	35,00	9,07	55,93
	INT	4,80	1,86	9,53	0,16	8,37	1,30	0,37	0,50	2,50	101,3	35,10	0,70	26,00	5,20	68,80
	ADV	4,97	1,72	1,90	0,13	8,67	0,67	0,17	0,70	0,50	207,7	14,53	0,33	21,67	2,53	75,80
	REF	4,77	2,13	2,43	0,17	14,37	1,77	0,30	0,43	0,67	186,9	32,70	0,33	29,00	7,27	63,73
Noroeste II	NR	5,20	0,12	1,60	0,03	52,73	0,40	0,33	0,05	1,73	49,37	38,27	3,87	6,67	49,60	43,73
	INI	5,33	0,62	3,93	0,11	41,80	0,43	0,20	0,08	0,97	54,37	134,57	0,77	33,67	32,70	33,63
	INT	5,30	0,70	3,63	0,09	37,50	1,17	0,40	0,05	1,33	50,43	126,93	0,80	32,33	28,10	39,57
	ADV	4,27	2,64	2,30	0,17	18,77	0,30	0,23	1,17	0,90	252,5	39,63	2,30	43,67	13,07	43,27
	REF	4,17	2,64	2,07	0,23	32,07	0,67	0,30	1,00	1,07	191,1	77,00	2,23	61,00	18,10	20,90
Sul IV	NR	5,67	0,12	4,00	0,05	59,93	1,00	0,70	0,00	3,03	46,97	32,53	0,93	13,67	60,73	25,60
	INI	5,87	0,12	2,90	0,21	23,80	2,80	6,70	0,03	21,27	50,03	51,00	2,80	5,00	63,70	31,30
	INT	6,00	0,50	4,27	0,15	26,47	1,10	0,97	0,00	2,10	54,00	119,73	1,63	31,67	30,97	37,37
	ADV	6,23	2,42	8,60	0,30	14,17	5,57	1,57	0,00	4,90	10,10	131,4	0,97	23,00	25,97	51,03
	REF	4,30	2,52	2,37	0,20	28,27	1,50	0,53	0,50	2,13	169,2	107,9	3,20	64,33	23,97	11,70

† Corg = Carbono orgânico do solo.

2.3 Bioindicadores do solo

Os atributos do solo utilizados para investigar as funcionalidades desempenhadas pelos microrganismos foram: Carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal do solo (RBS), quocientes metabólico (qCO_2) e microbiano ($qMIC$), glomalina facilmente extraível (GFE) e atividade de enzimas fosfatase ácida (Phos), urease (Ure), β -glicosidase (β -glu) e hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA). No entanto, nem todas as análises foram realizadas todos os anos, em todas as áreas, sendo utilizados nesse trabalho apenas aqueles disponíveis no banco de dados, sendo devidamente especificados na metodologia. No ano de 2017, não foram realizadas análises em REF. Por esse motivo, considerando que a área de referência nativa não sofre influências de manejo ao longo dos anos, foram utilizados dados do ano anterior (2016) para avaliar as áreas revegetadas manejadas.

2.3.1 Carbono da biomassa microbiana

O carbono da biomassa microbiana (CBM) foi analisado em todos os anos de coleta. O CBM foi quantificado por meio de fumigação e extração (Vance et al., 1987). Para isso, 20 g de solo foram fumigados com clorofórmio, e o carbono foi extraído com sulfato de potássio (K_2SO_4) $0,5 \text{ mol L}^{-1}$. Amostras não fumigadas também foram submetidas ao mesmo processo e utilizadas como controle. Para a quantificação do carbono, foi realizada a oxidação com dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) $0,066 \text{ mol L}^{-1}$ em chapa aquecedora, com adição dos ácidos sulfúrico (H_2SO_4) e fosfórico (H_3PO_4). Por fim, a solução foi titulada com sulfato ferroso amoniacal ($0,033 \text{ mol L}^{-1}$) na presença do indicador difenilamina (1%), observando a mudança de cor azul para a cor verde.

2.3.2 Respiração basal do solo

Para determinar a respiração basal do solo (RBS), que foi analisado em todos os anos de coleta, 20 g de solo foram incubados em recipientes hermeticamente fechado, junto a um frasco contendo 20 mL de hidróxido de sódio (NaOH) $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, pelo período de três dias à temperatura de 28°C . O CO_2 liberado das amostras é capturado pela solução de NaOH, e quantificado pela é titulação com HCl $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, utilizando fenolfitaleína 1% como indicador (Alef, 1995).

2.3.3 Quocientes metabólico e microbiano

O quociente metabólico (qCO_2) foi calculado por meio dos resultados da respiração basal do solo e do carbono da biomassa microbiana, indicando a quantidade de CO_2 evoluído por unidade de biomassa, através da razão RBS/CBM (Anderson; Domsch, 1993), e foi obtido nos quatro anos de coleta. Já o quociente microbiano ($qMIC$) foi calculado pela relação entre carbono da biomassa microbiana e carbono orgânico total do solo (CBM/Corg), indicando a porcentagem de C microbiano na matéria orgânica do solo (Sparling, 1992).

2.3.4 Proteína do solo relacionada à glomalina facilmente extraível

A quantificação de proteína do solo relacionada à glomalina facilmente extraível (GFE) foi realizada apenas nos anos de 2018 e 2019. A partir de 1 g das amostras de solo, foi adicionado 8 mL de solução extratora de citrato de sódio (20 mM; pH 7,2), sendo autoclavado em 121 °C por 30 min, seguido de centrifugação a 3200 rpm por 15 minutos. Então, procedeu-se a mensuração do volume do sobrenadante e quantificação da amostra extraída em espectrofotômetro, com a utilização de Bradford (Bradford, 1976; Wright and Upadhyaya, 1996) e albumina bovina como proteína padrão para determinar a concentração de GFE.

2.3.5 β -glicosidase

A atividade da enzima β -glicosidase no solo foi quantificada nos anos de 2017, 2018 e 2019, através de metodologia descrita por Eivazi e Tabatabai (1988). Amostras de 1,0 g de solo foram misturadas em frascos com 1 mL de substrato *p*-nitrofenil- β -D-glucosídeo. Os frascos, com solo e substratos, foram incubados durante uma hora a temperatura de 37 °C, na presença de tolueno e solução tampão em pH = 6,0. Após o período de incubação, a reação foi interrompida com a adição de $CaCl_2$ (0,5 mol L⁻¹) e NaOH (0,5 mol L⁻¹), filtrando-se o sobrenadante (papel Whatman n° 42), e procedendo-se a leitura do *p*-nitrofenol liberado pela β -glicosidase em espectrofotômetro a 410 nm.

2.3.6 Fosfatase ácida

A atividade da enzima fosfatase ácida foi quantificada em todos os anos de coleta, através de metodologia descrita por Eivazi e Tabatabai (1977). Amostras de 1,0 g de solo

foram misturadas em frascos com 1 mL de substrato *o*-nitrofenil-fosfato. Os frascos foram incubados durante uma hora a temperatura de 37 °C, na presença de tolueno e solução tampão em pH = 6,5. Após o período de incubação, a reação foi interrompida com a adição de CaCl₂ (0,5 mol L⁻¹) e NaOH (0,5 mol L⁻¹), filtrando-se o sobrenadante (papel Whatman n° 42), e procedendo-se a leitura do *p*-nitrofenol liberado pela fosfatase ácida em espectrofotômetro a 410 nm.

2.3.7 Urease

A atividade da urease foi estimada em 2016, 2018 e 2019, a partir de metodologia descrita por Tabatabai e Bremner (1972). Amostras de 5 g de solo foram incubadas por duas horas à temperatura de 37 °C na presença de tolueno, tampão THAM (0,05 mol L⁻¹, pH 9,0) e solução de ureia (0,2 mol L⁻¹). A reação foi interrompida com a adição de KCl-Ag₂SO₄ (2,5 mol L⁻¹ 100 mg L⁻¹), e levada para agitação (150 rpm) por 30 minutos. Após a agitação, procedeu-se a filtração da solução e determinação do amônio por microdestilação (Keeney and Nelson, 1982).

2.3.8 Hidrólise do diacetato de fluoresceína

A atividade enzimática total do solo foi estimada em 2016, 2018 e 2019, por meio da hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA), conforme descrito por Dick et al. (1996), devido à variedade de enzimas do solo capazes de degradar esse substrato. Amostras de 2,5 g de solo foram incubadas à temperatura de 37°C, juntamente com solução de fluoresceína (C₂₀H₁₂O₅ 10 mg L⁻¹) em tampão de fosfato de sódio (60 mmol L⁻¹ a pH 7,0), durante 24 horas, sendo agitadas na velocidade de 50 rpm. Posteriormente, a reação foi interrompida com acetona (50%) e foi realizada centrifugação durante 5 minutos a 3000 rpm; o sobrenadante foi filtrado e a leitura de diferença de densidade óptica realizada em espectrofotômetro a 490 nm.

2.4 Análises estatísticas

A análise estatística dos dados foi realizada no ambiente estatístico R (R Development Core Team, 2020). Foram utilizados modelos lineares, sendo estes submetidos a testes de normalidade, heteroscedasticidade e variância pela visualização gráfica (Kozak and Piepho, 2018) e testes numéricos (Pena and Slate, 2006). Quando necessário, foram aplicadas transformações de log ou raiz quadrada aos dados, ou utilizado o método de mínimos quadrados generalizados (Menke, 2015). Os dados de

cada área avaliada e ano de coleta foram separadamente submetidos a análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey ($p < 0.05$) para comparação múltipla de médias de cada estágio de revegetação. Ainda, foi realizada a análise de componentes principais (PCA) para observar as relações entre as cronossequências e os parâmetros bioquímicos e químicos do solo nas áreas nos anos de 2016 e 2018, demonstrando a evolução temporal e a importância desses parâmetros para o monitoramento do processo de reabilitação; autovalores maiores que 0,5 foram considerados para indicar uma alta associação dos componentes principais.

3. RESULTADOS

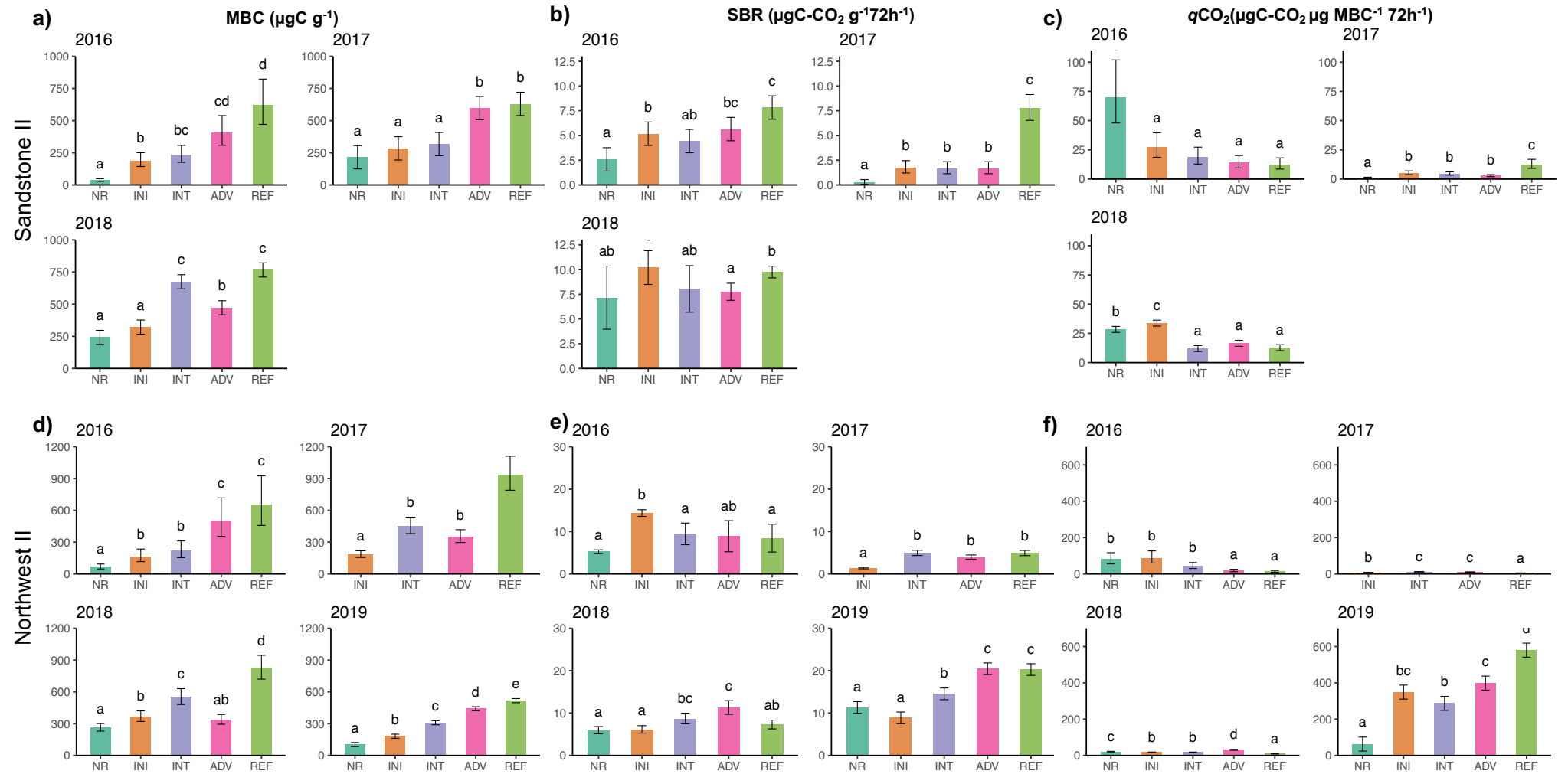
3.1 Atividade e biomassa microbiana nas cronossequências

Os valores do carbono da biomassa microbiana (CBM), respiração basal (RBS) e quociente metabólico (qCO_2) do solo foram sensíveis em captar diferenças entre as cronossequências ($p < 0.05$, Fig. 2). Além disso, ao longo dos anos de coleta, foi possível identificar menor diferença significativa dessas variáveis entre áreas INT, ADV e REF, independente da localidade ($p < 0.05$). Em 2016, as áreas ADV demonstraram maior CBM e RBS em comparação às demais. No entanto, nas demais coletas, as áreas INT atingiram médias de CBM, RBS e qCO_2 semelhantes às de áreas consideradas em estágio ADV de revegetação e às de REF.

Em Arenito II, o maior incremento observado em CBM foi de aproximadamente 190% no estágio INT, entre 2016 e 2018 (Fig. 2a). No local Noroeste II, a CBM aumentou significativamente (Fig. 2d, $p < 0.05$) ao longo das cronossequências e anos, embora não assemelhado à REF. Entre os anos avaliados, em Sul IV (Fig. 2g), houve maior acúmulo de CBM a partir de 2018, em que INT e ADV se diferenciaram positivamente ($p < 0.05$) em relação às áreas INI e NR. De modo geral, entre os locais avaliados e as cronossequências, a RBS foi elevada em áreas de REF e estágio INT e ADV de revegetação (Fig. 2b, 2e and 2h).

O qCO_2 permitiu compreender a atividade respiratória da comunidade microbiana. Entre 2016 e 2019, Arenito II apresentou médias elevadas de qCO_2 em solos de NR e INI (Fig. 2c). Similarmente, em Sul IV, os valores foram superiores na área NR, atingindo valores inferiores a $50 \mu\text{g C-CO}_2 \mu\text{g}^{-1}\text{CBM h}^{-1}$ nos solos revegetados em 2019 (Fig. 2i). Por outro lado, o comportamento do qCO_2 variou ao longo dos anos em Noroeste II, de modo

que em 2016 as maiores médias foram observadas nas áreas INI e NR, enquanto em 2019, o qCO_2 foi inferior na área NR, em relação às áreas revegetadas e REF (Fig. 2f).



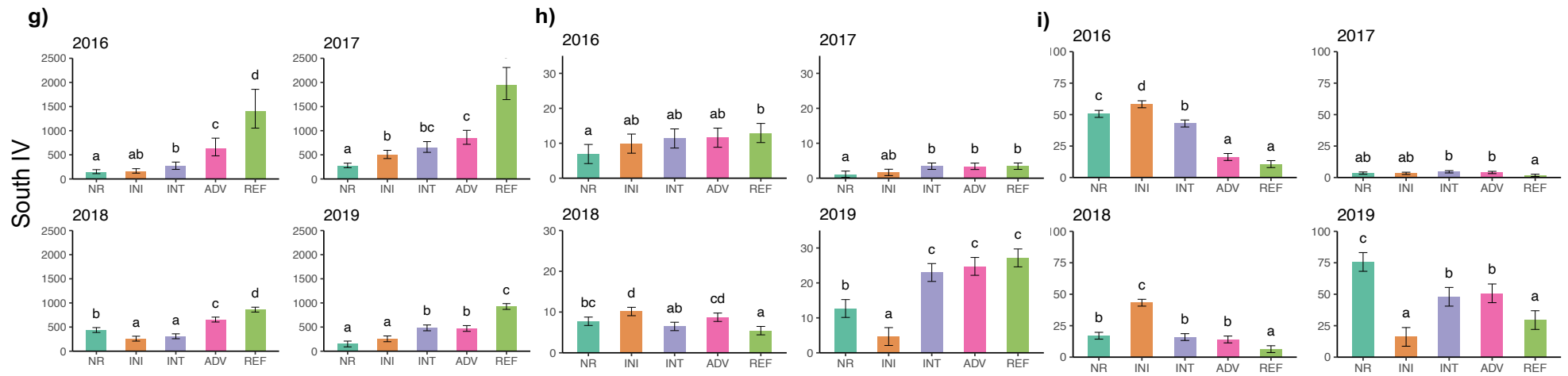


Figura 2. Carbono da biomassa microbiana (MBC), respiração basal do solo (SBR) e quociente metabólico (qCO₂) nos estágios de cronossequências das áreas Arenito II, Noroeste II and Sul IV. *A cada ano, médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0.05$).

Em Arenito II, o quociente microbiano ($qMIC$) (Tabela 3) demonstrou diferenças significativas apenas em 2017. Por outro lado, em Noroeste II e Sul IV, as médias de $qMIC$ foram de modo geral superiores ($p < 0.05$) em NR e INI em relação às demais, ao longo dos anos de coleta (Tabela 3).

A proteína do solo relacionada à glomalina facilmente extraível (GFE) apresentou diferenças significativas ($p < 0.05$, Tabela 3) entre as cronossequências nas três localidades avaliadas. De modo geral, observou-se maior acúmulo de GFE em INT e ADV, além de médias superiores nos solos de REF (Tabela 3).

Tabela 3. Quociente microbiano ($qMIC$) and proteína do solo relacionada a glomalina facilmente extraível (GFE) de solos de diferentes estágios nas cronossequências de Arenito II, Noroeste II e Sul IV.

		Áreas					
		a) Arenito II		b) Noroeste II		c) Sul IV	
Ano	Estágio	$qMIC$ %	GFE	$qMIC$ %	GFE	$qMIC$ %	GFE
2016	NR	2.71 a	-	5.68 b	-	12.48 b	-
	INI	0.97 a	-	2.90 a	-	13.77 b	-
	INT	1.49 a	-	3.36 ab	-	10.13 ab	-
	ADV	2.39 a	-	1.92 a	-	2.74 a	-
	REF	2.96 a	-	2.53 a	-	5.69 ab	-
2017	NR	16.51 ab	-	-	-	-	-
	INI	1.43 a	-	7.16 c	-	1.66 a	-
	INT	1.88 ab	-	6.90 c	-	2.97 b	-
	ADV	3.46 b	-	1.51 a	-	3.83 b	-
	REF	2.96 b	-	3.60 b	-	7.76 c	-
2018	NR	5.11 a	9.62 a	8.66 b	3.46 a	-	4.52 a
	INI	5.12 a	18.41 ab	4.53 a	7.60 a b	6.02 a	8.95 b
	INT	5.04 a	23.43 b	4.10 a	9.56 sb	2.88 a	9.17 b
	ADV	4.26 a	19.58 ab	2.94 a	5.62 ab	3.06 a	10.46 ab
	REF	5.39 a	23.23 b	3.43 a	16.29 b	2.84 a	14.25 ab
2019	NR	-	-	2.40 ab	8.60 a	-	4.55 a
	INI	-	-	1.62 a	6.28 a	4.34 a	7.69 a
	INT	-	-	3.20 bc	9.99 a	3.22 a	14.11 b
	ADV	-	-	4.21 c	10.60 a	2.22 a	13.02 b
	REF	-	-	2.03 ab	25.70 b	4.54 a	14.92 b

*A cada ano, médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0.05$).

3.2 Atividade enzimática do solo

Em todas as áreas, as maiores médias da atividade de β -Glicosidase (β -Glu) foram observadas nos estágios INT e ADV, além da REF (Tabela 4). Na localidade Noroeste II, entre 2017 e 2019, β -Glu apresentou incremento de 209,29 a 110,87 $\mu\text{g PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$ no estágio INT, e de 248,68 a 2718,93 $\text{PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$ no estágio ADV. Em 2019, a média de β -Glu foi estatisticamente igual entre as áreas ADV e REF.

A fosfatase ácida (Phos) demonstrou pouca diferença entre as cronossequências de Arenito II, com valores inferiores na área sem revegetação. Por outro lado, em Noroeste II e Sul IV, os maiores valores de Phos foram obtidos em áreas INT, ADV e REF em todos os anos de avaliação, com as médias de todas as áreas revegetadas se tornando mais próximas à REF ao longo do tempo, em relação ao solo de NR ($p < 0,05$, Tabela 4).

A atividade da Urease (Ure) foi avaliada em 2016, 2018 e 2019. Em Arenito II, a diferença entre dois anos de avaliação foi suficiente para identificar o aumento das médias de Ure nas cronossequências revegetadas, com uma aproximação à média da REF (Tabela 4). Nas localidades Noroeste II e Sul IV, a atividade de Ure foi similar, apresentando diferença significativa entre as cronossequências. Em Noroeste II, no ano de 2019, a área em estágio ADV apresentou média de atividade de Ure superior à REF ($p < 0,05$).

A atividade enzimática total do solo, estimada pela hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA), foi avaliada nos anos de 2016, 2018 e 2019 (Tabela 4). Em Arenito II e Sul IV, a atividade enzimática foi sempre inferior na área NR, nos anos avaliados, sendo que em Sul IV no ano de 2019, a maior média de FDA foi identificada em INT ($p < 0,05$). No entanto, em Noroeste II o comportamento da FDA nas cronossequências e avaliações foi diferente, de modo que NR apresentou baixa atividade enzimática nos primeiros anos, mas foi superior à de todos os outros estágios em 2019 ($p < 0,05$, Tabela 4).

Tabela 4. Atividades enzimáticas: β -Glicosidase (β -Glu), Fosfatase (Phos), Urease (Ure) e hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) de solos de diferentes estágios nas cronossequências de Arenito II, Noroeste II and Sul IV.

		Áreas											
		a) Arenito II				b) Noroeste II				c) Sul IV			
Ano	Estágo	β -Glu	Phos	Ure	FDA	β -Glu	Phos	Ure	FDA	β -Glu	Phos	Ure	FDA
	o	$\mu\text{g PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$	$\mu\text{g PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$	$\mu\text{g N-NH}_4^+ \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$	$\text{mg F kg}^{-1} \text{dia}^{-1}$	$\mu\text{g PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$	$\mu\text{g PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$	$\mu\text{g N-NH}_4^+ \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$	$\text{mg F kg}^{-1} \text{dia}^{-1}$	$\mu\text{g PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$	$\mu\text{g PNP g}^{-1} \text{h}^{-1}$	$\mu\text{g N-NH}_4^+ \text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$	$\text{mg F kg}^{-1} \text{dia}^{-1}$
2016	NR	-	641.27 a	1.91 a	14.89 a	-	398.40 a	1.51 a	3.40 a	-	1406.94 c	2.31 b	9.10 a
	INI	-	1204.8 a	1.97 a	225.88 b	-	884.55 b	1.90 ab	60.48 b	-	234.53 a	1.32 c	36.43 b
	INT	-	1209.5 a	3.01 a	296.80 b	-	1088.17 c	2.75 b	57.13 b	-	653.28 b	2.49 b	82.43 c
	ADV	-	1204.9 a	4.05 a	273.26 b	-	1283.88 d	4.78 c	144.88 c	-	1513.66 c	6.40 a	155.67 d
	REF	-	1429.1 b	3.39 a	294.15 b	-	1398.64 d	5.76 c	269.06 d	-	1495.20 c	2.78 b	293.20 e
2017	NR	56.15 a	153.58 a	-	-	-	-	-	-	89.50 a	1005.41 b	-	-
	INI	200.31 b	907.1 b	-	-	79.1 a	504.00 a	-	-	186.45 b	1107.09 b	-	-
	INT	204.18 b	1331.3 b	-	-	209.3 b	1606.10 b	-	-	329.60 c	1362.59 b	-	-
	ADV	561.85 c	1416.7 b	-	-	248.7 b	1667.10 b	-	-	383.79 c	2706.42 a	-	-
	REF	744.91 d	1428.6 b	-	-	377.0 c	1350.67 b	-	-	1633.13 d	2161.89 a	-	-
2018	NR	330.78 a	1607.2 a	4.77 a	478.53 a	68.95 a	611.81 a	7.75 b	83.69 a	197.27 a	655.85 a	3.41 a	188.96 a
	INI	355.39 a	2480.5 b	8.55 b	648.94 ab	286.0 b	1257.17 b	5.26 a	424.56 b	238.49 b	1201.57 b	4.45 a	682.83 c
	INT	825.64 b	2475.9 b	10.64 bc	683.88 ab	445.1 c	1860.22 c	3.96 a	850.35 c	374.77 c	2398.85 c	4.07 a	492.20 b
	ADV	444.98 a	2476.5 b	13.79 c	725.30 b	484.5 c	1894.12 c	4.51 a	456.95 b	2394.78 e	2701.87 abcd	11.22 b	512.17 abcd
	REF	744.91 b	2460.3 b	9.03 b	633.93 ab	814.4 d	1878.43 c	7.91 b	523.70 b	1131.34 d	3256.99 d	12.05 b	986.46 d

NR	-	-	-	-	279.7 a	226.51 a	4.89 b	113.34 b	160.28 a	1490.85 ab	4.08 ab	455.44 a
INI	-	-	-	-	1363.6 b	481.79 bc	5.36 b	44.65 a	169.23 a	1824.96 b	2.63 a	1175.15 c
2019 INT	-	-	-	-	1110.9 b	438.99 b	2.80 a	47.20 a	484.22 b	1276.11 ab	4.89 b	540.38 b
ADV	-	-	-	-	2718.9 c	513.46 c	7.42 c	46.42 a	471.32 b	1207.20 a	3.20 ab	390.99 a
REF	-	-	-	-	3377.9 c	779.50 d	5.62 b	39.32 a	463.66 b	3680.15 c	5.12 b	578.12 b

*A cada ano, medias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0.05$).

3.3 Relação entre bioindicadores e os atributos químicos e textura do solo

Na figura 3 estão apresentados os resultados dos componentes principais (CPs). Os dois primeiros componentes principais da PCA em Arenito II explicaram 58,18% dos dados em 2016, e 64,1% dos dados em 2018 (Fig. 3, Tabela S1). No ano de 2016, as variáveis que mais influenciaram CP1 foram respectivamente: FDA, Phos, qCO_2 , Corg, CBM, RBS, Al, K, Cu, S, pH, Ure e Silte. Foi possível identificar uma separação clara entre NR e os estágios de revegetação, fortemente influenciada pelo qCO_2 , pH e teores de Cu, K e S (Fig. 3a). Já em 2018, os atributos importantes para a CP1 foram respectivamente: K, Corg, Al, qCO_2 , CBM, pH, Ca, Silte, β -glu, GFE, Ure, Phos, S, Fe, Cu, FDA, P, Zn e Argila; na CP2, as variáveis de maior influência foram Areia, Argila e S (Tabela S1). Nesse ano de avaliação, atributos como Corg, CBM, GFE e atividades enzimáticas foram essenciais para a aproximação entre áreas INT, ADV e a REF (Fig 3b).

Em Noroeste II, os dois primeiros CPs explicaram 65,93% dos dados em 2016, e 67,79% dos dados em 2018 (Fig 3., Tabela S1). Em 2016, as variáveis com maiores autovetores no CP1 foram Corg, CBM, Ure, Ph, FDA, K, Al, Phos, Fe, Argila, qCO_2 , $qMIC$, Silte e S, respectivamente. Já na CP2, as variáveis de maiores autovetores foram RBS, Mn, Cu e P. A áreas de estágio ADV de revegetação agrupou-se à área de REF, sob forte influência de Corg, CBM, FDA e Phos. Por outro lado, áreas INI e INT, além do solo de NR, foram agrupados separadamente devido a teores de macro (Ca, P, Mg, S) e micronutrientes (Zn, Mn) de plantas, além dos valores de qCO_2 e pH do solo (Fig 3c). Em 2018, a CP1 de Nortwest II sofreu forte influência das variáveis Corg, pH, β -glu, CBM, Al, K, GFE, Phos, Argila, Fe, $qMIC$, Areia, FDA e Mg. Por outro lado, a CP2 foi influenciada pela Ure, RBS, Cu, Silte, S e o qCO_2 (Tabela S1). Nesse ano, identificou-se agrupamentos entre as áreas de INT e ADV, e a área de estágio INI e NR (Fig. 3d). Sendo assim, a REF agrupou-se separadamente, sob grande influência principalmente de bioindicadores (CBM, GFE, β -glu), além de teores de Al, Fe, Zn, Cu e K no solo.

As duas primeiras CPs de Sul IV explicaram 64,82% e 67,85% da variação dos dados em 2016 e 2018, respectivamente (Fig. 3, Tabela S1). No ano de 2016, na CP1, foram de maior influência as variáveis: qCO_2 , Corg, FDA, CBM, Silte, Argila, Fe, $qMIC$, Al, RBS, Phos e Ure. Já na CP2, em 2016, foram as variáveis P, Areia, pH, Ure, Ca, Mn,

Cu e Al. Em 2018, a CP1 demonstrou maiores autovetores para Corg, CBM, Al, Fe, GFE, qCO_2 , Ure, pH, Cu, Phosphatase, RBS, Silte, K, S e FDA. Em contrapartida, as variáveis com autovetores mais altos na CP2, em 2018, foram Areia, Ca, β -glu, Argila e P (Tabela S1). Nesses dois anos de avaliação foram claras as separações entre as áreas revegetadas e a REF, em resposta principalmente a fatores como qCO_2 , $qMIC$, RBS, pH e teores de Mg, Zn, S e Silte (Fig. 3e and Fig. 3f).

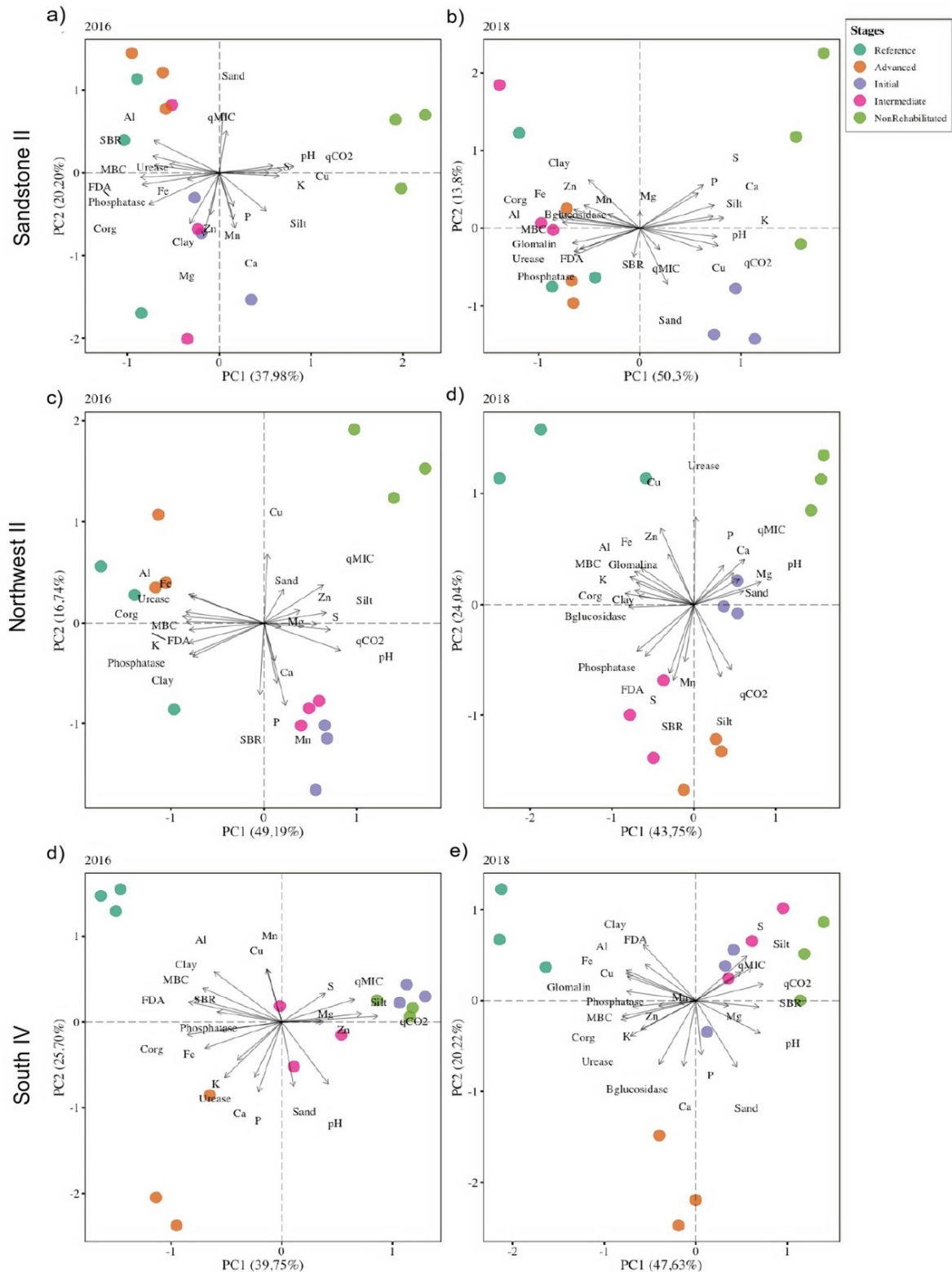


Figura 3. Análise de componentes principais (PCA) entre bioindicadores, atributos químicos e textura de solos das cronossucessões de Arenito II (Sandstone II), Noroeste II (Northwest II) e Sul IV (South IV), nos anos de 2016 e 2018.

4. DISCUSSÃO

4.1 Respostas da comunidade microbiana após a revegetação

O solo é o habitat dos microrganismos edáficos que compõem a CBM, sendo estes responsáveis por papéis importantes nos ecossistemas, principalmente na ciclagem de nutrientes a partir de resíduos vegetais, a degradação de compostos tóxicos e as relações ecológicas com outros organismos (Antoine et al., 2020), de modo que valores baixos de CBM podem indicar uma limitação de substratos orgânicos e nutrientes no solo (Boturova et al., 2020). Em nosso estudo pode-se observar que a resposta em atividades e biomassa da comunidade microbiana do solo foram significativas em relação às cronossequências de revegetação. Os resultados indicam que as práticas de revegetação adotadas têm promovido a reabilitação da biomassa e da atividade microbiana no solo, evidenciada pelo incremento em bioindicadores como o CBM e as taxas de RBS, esta última atingindo valores de $20 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ e se aproximando das áreas REF ao longo dos anos (Fig 2.).

Durante os anos de avaliação, os solos de INT, ADV e REF de Arenito II, Noroeste II e Sul IV apresentaram médias superiores de atividade respiratória (RBS) em relação aos demais (Fig 2). A RBS é um indicador amplo de funções edáficas, sendo traduzida principalmente na utilização de recursos pelos microrganismos para a obtenção de energia (Delgado-Baquerizo et al., 2016). Por esse motivo, o aumento da atividade respiratória microbiana ao longo das cronossequências é possivelmente consequência da complexidade e competência na utilização de substratos pela comunidade microbiana do solo (Escobar et al., 2015), transformando este substrato em CO_2 , nova biomassa microbiana, formação de húmus e ciclagem de nutrientes, convergindo para um solo de ecossistema reabilitado.

Essa constatação é reafirmada pelos níveis de $q\text{CO}_2$ (Fig 2) e $q\text{MIC}$ (Tabela 3) identificados em nossa pesquisa, que demonstram maiores condições de estresse metabólico e uso pouco eficiente de carbono pelos microrganismos em NR e INI, nos três locais avaliados. Ainda, o maior acúmulo de GFE em áreas revegetadas INT e ADV é um possível indício da presença de grupos funcionais específicos, como os fungos micorrízicos arbusculares, que promovem maior estabilidade biológica, nutricional e

física ao solo através dos subprodutos de seu metabolismo (Vasconcellos et al., 2013; Wang, 2017).

4.2 Impactos da revegetação na atividade enzimática

As atividades de β -glu, Phos, Ure e FDA foram, de modo geral, sensíveis às práticas de revegetação nas cronossequências de Arenito II, Noroeste II e Sul IV (Tabela 4). Médias elevadas de atividade enzimática foram identificadas tanto em INT, quanto em áreas ADV, podendo atingir valores superiores à da REF, como foi observado com a Ure em Noroeste II, no ano de 2019 (Tabela 4). Esse resultado pode indicar que as enzimas extracelulares estão funcionando de forma positiva como catalisadoras da degradação de compostos orgânicos complexos, funcionando como mecanismo base dos processos metabólicos dos microrganismos e, conseqüentemente, da disponibilidade de C e nutrientes ao solo (Burns et al., 2013). Sendo assim, nossos resultados sugerem um aumento no estoque de C e disponibilidade de energia e nutrientes nas cronossequências, de modo que os processos ecológicos desempenhados pelos microrganismos são condizentes com o de ambientes reabilitados.

A β -glicosidase (β -glu) é uma enzima relacionada ao ciclo de C, sendo eficiente para identificar alterações na dinâmica de C de solos revegetados, inclusive em regiões tropicais (de Moraes Sá et al., 2018; de Medeiros et al., 2017). O incremento da atividade de β -glu nos estágios ADV e INT indicam uma possível estabilidade no uso e estoque de C no solo das cronossequências, se equiparando ao de ecossistemas naturais em equilíbrio (REFs) (Tabela 4). A Ure é uma enzima que participa da hidrólise da ureia, influenciando a ciclagem e conteúdo de N nos solos (Sun et al., 2019), enquanto a Phos é essencial para a disponibilidade de P, especialmente em solos altamente intemperizados, sendo ambos nutrientes essenciais às plantas. Considerando que as atividades de Ure e Phos foram elevadas em áreas de estágio INT e ADV, principalmente em Noroeste II e Sul IV (Tabela 4), é possível inferir que a ciclagem desses nutrientes pode estar ocorrendo de forma satisfatória nos solos, garantindo autossustentabilidade ao sistema.

As médias de atividade enzimática total do solo (FDA), principalmente em Arenito II e Sul IV, são mais uma confirmação do sucesso das práticas de revegetação e da reabilitação dos solos avaliados (Tabela 4). A sucessão ecológica da vegetação e a

comunidade do solo estão intimamente relacionadas, de modo que o aporte de material vegetal pela revegetação serve como substrato para a atividade biológica, enquanto os processos mediados por microrganismos garantem a sustentabilidade e qualidade do solo (Gu et al., 2019). Nesse contexto, os diferentes anos de avaliação em Arenito II, Noroeste II e Sul IV permitem afirmar que a atividade enzimática demonstra uma utilização adequada de recursos mesmo em estágio INT de revegetação, que em relação a esse quesito, podem ser consideradas reabilitadas.

4.3 Interações entre bioindicadores e fatores abióticos do solo após revegetação

A análise de componentes principais mostrou informações importantes em relação a influência das variáveis microbiológicas e atributos químicos e textura do solo sobre o agrupamento das cronossequências avaliadas. De modo geral, os atributos biológicos do solo foram sensíveis em identificar mudanças nos solos após a revegetação, principalmente quando associados ao Corg, pH e teores de macro e micronutrientes.

Tanto em Arenito II quanto em Noroeste II, a avaliação evidenciou a o agrupamento entre áreas de estágio INT, ADV e de REF nativa ao longo dos dois anos de coleta, enquanto Sul IV demonstrou menor proximidade entre áreas revegetadas e REF. Esse agrupamento em Arenito II e em Noroeste II ocorreu principalmente devido a influências do Corg e parâmetros biológicos, entre os mais importantes: CBM, RBS e atividades enzimáticas (FDA, Phos, Ure) (Fig. 3). A reabilitação e o provimento de serviços ecossistêmicos pelos solos são muito dependentes da complexidade e da diversidade de funções desempenhadas pelos microrganismos (Bardgett and Van Der Putten, 2014). Sendo assim, nossos resultados mostram um forte indício da restituição do equilíbrio ecológico nas cronossequências, de modo que os processos mediados pelos microrganismos edáficos provavelmente estão garantindo as funções ecossistêmicas de decomposição de resíduos, mineralização e ciclagem de nutrientes e a qualidade do solo.

Por outro lado, considerando as áreas de estágio INI e a NR, é possível concluir que os principais fatores abióticos que influenciam negativamente nos primeiros anos da sucessão ecológica podem ser o pH e teores de macronutrientes (Ca, Mg, P, S, K) e micronutrientes (Zn, Mn e Fe), além do desequilíbrio da respiração microbiana captado pelo elevado qCO_2 (Fig 3). As áreas degradadas por mineração, quando sem intervenção, costumam apresentar solos com baixa resiliência e baixa qualidade biológica, física e

química para o crescimento de plantas (Lima et al., 2015). No entanto, o plantio de espécies vegetais aliado ao manejo adequado promove benefícios mesmo em estágios iniciais de sucessão, garantindo a cobertura do solo, entrada de matéria orgânica e nutrientes no sistema (Silva et al., 2016; Carvalho et al., 2018). Portanto, a revegetação possibilita o estabelecimento de novos macro e microrganismos, além da manutenção da sucessão ecológica ao longo do tempo, convergindo para um ambiente reabilitado, conforme foi observado nas cronossequências avaliadas nesta pesquisa.

5. CONCLUSÃO

Os parâmetros microbianos dos solos de cronossequências de Arenito II, Noroeste II e Sul IV foram ferramentas sensíveis na avaliação dos estágios de revegetação, pois evidenciaram as modificações nos processos microbianos nos solos revegetados nos quatro anos avaliados e indicaram o retorno da resiliência, da ciclagem de nutrientes e melhorias na qualidade do solo. De modo geral, parâmetros relacionados à atividade microbiana, à ciclagem de C e nutrientes e à respiração do solo encontram-se em níveis adequados nas áreas em estágio INT e ADV de revegetação, em comparação a REFs nativas, indicando sucesso na reabilitação desses solos e retorno de funções ecológicas desempenhadas pelos microrganismos. Ainda, parâmetros como $q\text{CO}_2$, pH baixo e baixos teores disponíveis de macro e micronutrientes podem influenciar negativamente os estágios iniciais de sucessão em áreas impactadas por mineração, mas melhorias na qualidade do solo podem ser identificadas após alguns anos do processo de revegetação.

REFERÊNCIAS

- Alef, K., 1995. Fieldmethods. In: Alef, K., Nannipieri, P. (Eds.), *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Elsevier, pp. 463–490.
<https://doi.org/10.1016/B978-012513840-6/50025-2>
- Allison SD, Vitousek PM. 2005. Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. *Soil Biology and Biochemistry* **37**: 937–944. DOI: 10.1016/j.soilbio.2004.09.014
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., De Moraes Gonçalves, J. L., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, *22*, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Anderson TH. 2003. Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **98**: 285–293. DOI: 10.1016/S0167-8809(03)00088-4
- Anderson, T.H., Domsch, K.H., 1993. The metabolic quotient for CO₂(qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as ph, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* *25*, 393–395.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90140-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90140-7).
- Antoine R, Machado F, Kaschuk G, Hungria M, Kayser L, Antonio M. 2020. Establishing reference values for soil microbial biomass-C in agroecosystems in the Atlantic Forest Biome in Southern Brazil. *Ecological Indicators* **117**: 106586. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106586
- Asensio V, Guala SD, Vega FA, Covelo EF. 2013. A soil quality index for reclaimed mine soils. *Environmental Toxicology and Chemistry* **32**: 2240–2248. DOI: 10.1002/etc.2315
- Bardgett RD, Van Der Putten WH. 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* **515**: 505–511. DOI: 10.1038/nature13855
- Barros DA De, Junior MGC, Oliveira AL De, Carvalho E. 2018. Matéria orgânica e agregação do solo em áreas sobre influência da mineração de bauxita na região do planalto de Poços de Caldas, MG Dalmo Arantes de Barros¹, Marcondes Geraldo Coelho Junior^{2*}, Athila Leandro de Oliveira², Eduardo Carvalho da Silva Neto².
- Batista ÉR, Carneiro JJ, Araújo Pinto F, dos Santos JV, Carneiro MAC. 2020. Environmental drivers of shifts on microbial traits in sites disturbed by a large-scale tailing dam collapse. *Science of The Total Environment* **738**: 139453. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139453
- Batista R, Franco ADJ, Paula A, Adriana J, Flor G, Tavares DS, Souza JK De, Barbosa V, Silva AO, Aur M, Carneiro C. 2022. Organic substrate availability and enzyme activity affect microbial-controlled carbon dynamics in areas disturbed by a mining dam failure. **169**: 1–7. DOI: 10.1016/j.apsoil.2021.104169

- Boturova K. 2020. Microbiota as an indicator of the environmental burden of mined-out sites. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* **444**. DOI: 10.1088/1755-1315/444/1/012004
- Bouyoucos, G.J., 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. *Agron. J.* **54**, 464–465. <https://doi.org/10.2134/agronj1962.00021962005400050028x>
- Bradford, D.M.M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal Biochem* **72**:248–254. [https://doi.org/10.1016/0003-2697\(76\)90527-3](https://doi.org/10.1016/0003-2697(76)90527-3)
- Brasil. Agência Nacional de Mineração. Departamento Nacional de Produção Mineral. Anuário Mineral Brasileiro Substâncias Metálicas 2019.
- Burns RG, DeForest JL, Marxsen J, Sinsabaugh RL, Stromberger ME, Wallenstein MD, Weintraub MN, Zoppini A. 2013. Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions. *Soil Biology and Biochemistry* **58**: 216–234. DOI: 10.1016/j.soilbio.2012.11.009
- Cardoso EB, Júnior PP, de Cássia Soares da Silva M, Cerqueira AES, Jordão TC, Moreira BC, Pereira EG, Kasuya MCM. 2021. Composition and diversity of prokaryotes at an iron ore post-mining site revealed the natural resilience 10 years after mining exploitation. *Land Degradation and Development* **32**: 256–269. DOI: 10.1002/ldr.3713
- Carneiro CC, Crósta AP, Silva AM, Pinheiro RVL. 2006. Fusão de imagens altimétricas e aeromagnetométricas como ferramenta de interpretação geológica, exemplo da província mineral de Carajás (PA). *Revista Brasileira de Geofísica* **24**: 261–271. DOI: 10.1590/s0102-261x2006000200009
- Carvalho JM, Ramos SJ, Furtini Neto AE, Gastauer M, Caldeira CF, Siqueira JO, Silva MLS. 2018. Influence of nutrient management on growth and nutrient use efficiency of two plant species for mineland revegetation. *Restoration Ecology* **26**: 303–310. DOI: 10.1111/rec.12572
- Claassens, S., Jansen Van Rensburg, P.J., Maboeta, M.S., Van Rensburg, L., 2008. Soil microbial community function and structure in a post-mining chronosequence. *Water Air Soil Pollut.* **194**, 315–329. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-008-9719-7>.
- de Medeiros EV, Duda GP, Rodrigues dos Santos LA, de Sousa Lima JR, Almeida-Cortêz JS d., Hammecker C, Lardy L, Cournac L. 2017. Soil organic carbon, microbial biomass and enzyme activities responses to natural regeneration in a tropical dry region in Northeast Brazil. *Catena* **151**: 137–146. DOI: 10.1016/j.catena.2016.12.012
- de Moraes Sá JC, Potma Gonçalves DR, Ferreira LA, Mishra U, Inagaki TM, Ferreira Furlan FJ, Moro RS, Floriani N, Briedis C, de Oliveira Ferreira A. 2018. Soil carbon fractions and biological activity based indices can be used to study the

- impact of land management and ecological successions. *Ecological Indicators* **84**: 96–105. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.08.029
- Delgado-Baquerizo M, Grinyer J, Reich PB, Singh BK. 2016. Relative importance of soil properties and microbial community for soil functionality: insights from a microbial swap experiment. *Functional Ecology* **30**: 1862–1873. DOI: 10.1111/1365-2435.12674
- Deng J, Bai X, Zhou Y, Zhu W, Yin Y. 2020. Variations of soil microbial communities accompanied by different vegetation restoration in an open-cut iron mining area. *Science of the Total Environment* **704**: 135243. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135243
- Dick, R.P., Breakwell, D.P., Turco, R.F., 1996. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In: Doran JW, Jones AJ (eds) *Methods for assessing soil quality*. Soil Sci Soc Am, Madison, pp 247–272
- Eivazi, F., Tabatabai, M.A., 1977. Phosphatases in soils. *Soil Biol. Biochem.* **9**, 167–172. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(77\)90070-0](https://doi.org/10.1016/0038-0717(77)90070-0).
- Eivazi, F., Tabatabai, M.A., 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol. Biochem.* **20**, 601–606. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(88\)90141-1](https://doi.org/10.1016/0038-0717(88)90141-1)
- Escobar IEC, Santos VM, da Silva DKA, Fernandes MF, Cavalcante UMT, Maia LC. 2015. Changes in Microbial Community Structure and Soil Biological Properties in Mined Dune Areas During Re-vegetation. *Environmental Management* **55**: 1433–1445. DOI: 10.1007/s00267-015-0470-8
- Garris, H. W., Baldwin, S. A., Van Hamme, J. D., Gardner, W. C., & Fraser, L. H. (2016). Genomics to assist mine reclamation: A review. *Restoration Ecology*, **24**, 165–173. <https://doi.org/10.1111/rec.12322>
- Gastauer M, Caldeira CF, Ramos SJ, Silva DF, Siqueira JO. 2020. Active rehabilitation of Amazonian sand mines converges soils, plant communities and environmental status to their predisturbance levels. *Land Degradation and Development* **31**: 607–618. DOI: 10.1002/ldr.3475
- Gastauer M, Silva JR, Caldeira Junior CF, Ramos SJ, Souza Filho PWM, Furtini Neto AE, Siqueira JO. 2018. Mine land rehabilitation: Modern ecological approaches for more sustainable mining. *Journal of Cleaner Production* **172**: 1409–1422. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.10.223
- Group S for ERIS & PW. 2004. The Society for Ecological Restoration International Primer on Ecological Restoration. *Ecological Restoration* **2**: 206–207. DOI: S34
- Gu L ping, Kong J jun, Chen K, Guo YQ. 2019. Monitoring soil biological properties during the restoration of a phosphate mine under different tree species and plantation types. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **180**: 130–138. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.05.001

- Izquierdo I, Caravaca F, Alguacil MM, Hernández G, Roldán A. 2005. Use of microbiological indicators for evaluating success in soil restoration after revegetation of a mining area under subtropical conditions. *Applied Soil Ecology* **30**: 3–10. DOI: 10.1016/j.apsoil.2005.02.004
- Keeney DR, Nelson DW. 1982. Nitrogen inorganic forms. In: Page AL. *Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties*. American Society of Agronomy: Madison, NY. p. 643–698.
- Kozak, M., Piepho, H.P., 2018. What's normal anyway? Residual plots are more telling than significance tests when checking ANOVA assumptions. *J. Agron. Crop Sci.* **204**, 86–98. <https://doi.org/10.1111/jac.12220>
- Li J, Xin Z, Yan J, Li H, Chen J, Ding G. 2018. Physicochemical and microbiological assessment of soil quality on a chronosequence of a mine reclamation site. *European Journal of Soil Science* **69**: 1056–1067. DOI: 10.1111/ejss.12714
- McClean, E.O., et al., 1958. Aluminum in soils: I. extraction methods and magnitudes in Ohio clays and soils 1. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **22**, 382
- Mehlich, A., 1953. Determination of P, Ca, Mg, K, Na and NH₄. North Carolina Soil Testing Division, Raleigh, pp. 195.
- Menke, W. Review of the Generalized Least Squares Method. *Surv Geophys* **36**, 1–25 (2015). <https://doi.org/10.1007/s10712-014-9303-1>
- Nkongolo KK, Narendrula-Kotha R. 2020. Advances in monitoring soil microbial community dynamic and function. *Journal of Applied Genetics* **61**: 249–263. DOI: 10.1007/s13353-020-00549-5
- Paradella WR, Ferretti A, Mura JC, Colombo D, Gama FF, Tamburini A, Santos AR, Novali F, Galo M, Camargo PO, Silva AQ, Silva GG, Silva A, Gomes LL. 2015. Mapping surface deformation in open pit iron mines of Carajás Province (Amazon Region) using an integrated SAR analysis. *Engineering Geology* **193**: 61–78. DOI: 10.1016/j.enggeo.2015.04.015
- Paulucio VO, da Silva CF, Martins MA, Pereira MG, Schiavo JA, Rodrigues LA. 2017. Reforestation of a degraded area with Eucalyptus and Sesbania: Microbial activity and chemical soil properties. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* **41**: 1–14. DOI: 10.1590/18069657rbc20160239
- Pena, EA and Slate, EH, "Global Validation of Linear Model Assumptions," *J. American Statistical Association*, 101(473):341-354, 2006.
- Pille da Silva E, Dutra de Armas R, Ademar Avelar Ferreira P, Laurentino Dantas MK, Giachini AJ, Rocha-Nicoleite E, González AH, Fonsêca Sousa Soares CR. 2019. Soil attributes in coal mining areas under recovery with bracatinga (*Mimosa scabrella*). *Letters in Applied Microbiology* **68**: 497–504. DOI: 10.1111/lam.13153

- Piló, L. B., Auler, A. S., & Martins, F. (2015). Carajás national forest: Iron ore plateaus and caves in Southeastern Amazon. In B. C. Vieira, A. A. R. Salgado, & L. J. C. Santos (Eds.), *Landscapes and landforms of Brazil* (pp. 273–283). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Quadros PD de, Zhalnina K, Davis-Richardson AG, Drew JC, Menezes FB, Camargo FA d. O, Triplett EW. 2016. Coal mining practices reduce the microbial biomass, richness and diversity of soil. *Applied Soil Ecology* **98**: 195–203. DOI: 10.1016/j.apsoil.2015.10.016
- R Development Core Team. 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Available online at <https://www.R-project.org/>
- Ramos SJ, Caldeira CF, Gastauer M, Costa DLP, Furtini Neto AE, de Souza FBM, Souza-Filho PWM, Siqueira JO. 2019. Native leguminous plants for mineland revegetation in the eastern Amazon: seed characteristics and germination. *New Forests* **50**: 859–872. DOI: 10.1007/s11056-019-09704-1
- Riaz M, Kamran M, Fang Y, Wang Q, Cao H, Yang G, Deng L, Wang Y, Zhou Y, Anastopoulos I, Wang X. 2021. Arbuscular mycorrhizal fungi-induced mitigation of heavy metal phytotoxicity in metal contaminated soils: A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 402, 123919. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123919>.
- Rodríguez-Rodríguez RM, Kimmelmeier K, Pedroso D de F, Pinto FA, dos Santos JV, Gastauer M, Caldeira CF, Ramos SJ, Siqueira JO, Carneiro MAC. 2021. Native arbuscular mycorrhizal fungi respond to rehabilitation in iron ore mining areas from the Eastern Brazilian Amazon. *Pedobiologia* **89**. DOI: 10.1016/j.pedobi.2021.150768
- Silva AO, da Costa AM, dos Santos Teixeira AF, Azarias Guimarães A, Valentim dos Santos J, de Souza Moreira FM. 2018. Soil microbiological attributes indicate recovery of an iron mining area and of the biological quality of adjacent phytophysionomies. *Ecological Indicators* **93**: 142–151. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.04.073
- Silva AO, Guimarães AA, Lopez BDO, Zanchi CS, Vega CFP, Batista ÉR, de Souza Moreira FM, da Costa Souza FR, Pinto FA, dos Santos JV, Carneiro JJ, Siqueira JO, Kimmelmeier K, Guilherme LRG, Rufini M, de Souza Dias Junior M, da Silva Aragão OO, de Castro Borges PH, de Oliveira-Longatti SM, Carneiro MAC. 2021. Chemical, physical, and biological attributes in soils affected by deposition of iron ore tailings from the Fundão Dam failure. *Environmental Monitoring and Assessment* **193**. DOI: 10.1007/s10661-021-09234-4
- Silva K de A, Martins SV, Neto AM, Demolinari R de A, Lopes AT. 2016. Restauração florestal de uma mina de bauxita: Avaliação do desenvolvimento das espécies arbóreas plantadas. *Floresta e Ambiente* **23**: 309–319. DOI: 10.1590/2179-8087.142515

- Sparling, G.P., 1992. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Aust. J. Soil Res.* 30, 195–207.
- Stefanowicz AM, Kapusta P, Zubek S, Stanek M, Woch MW. 2020. Soil organic matter prevails over heavy metal pollution and vegetation as a factor shaping soil microbial communities at historical Zn–Pb mining sites. *Chemosphere* 240. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.124922
- Sun S, Sun H, Zhang D, Zhang J, Cai Z, Qin G, Song Y. 2019. Response of soil microbes to vegetation restoration in coal mining subsidence areas at Huaibei coal mine, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16: 1–14. DOI: 10.3390/ijerph16101757
- Tabatabai, M.A., Bremner, J.M., 1970. Arylsulfatase activity of soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 34, 225. <https://doi.org/10.2136/sssaj1970.03615995003400020016x>.
- 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. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6).
- Vasconcellos RLF, Bonfim JA, Baretta D, Cardoso EJBN. 2016. Arbuscular Mycorrhizal Fungi and Glomalin-Related Soil Protein as Potential Indicators of Soil Quality in a Recuperation Gradient of the Atlantic Forest in Brazil. *Land Degradation and Development* 27: 325–334. DOI: 10.1002/ldr.2228
- Viana P, Mota N, Gil A, Salino A, Zappi D, Harley R, Ilkiu-Borges A, Secco R, Almeida T, Watanabe M, Dos Santos J, Trovó M, Maurity C, Giulietti A. 2016. Flora of the cangas of the Serra dos Carajás, Pará, Brazil: history, study area and methodology. *Rodriguesia* 67: 1107 – 1124. DOI: 10.1590/2175-7860201667501
- Wahsha M, Nadimi-Goki M, Fornasier F, Al-Jawasreh R, Hussein EI, Bini C. 2017. Microbial enzymes as an early warning management tool for monitoring mining site soils. *Catena* 148: 40–45. DOI: 10.1016/j.catena.2016.02.021
- Walkley, A., Black, I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci* 37:29–38
- Wang F. 2017. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in mining-impacted sites and their contribution to ecological restoration: Mechanisms and applications. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 47: 1901–1957. DOI: 10.1080/10643389.2017.1400853
- Wright, S.F., Upadhyaya, A., 1996. Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Sci* 161:575–586. <https://doi.org/10.1023/A:1004347701584>

APÊNDICE

Tabela S1. Resultados da PCA e autovetores de variáveis nas cronossequências de Arenito II, Noroeste II e Sul IV.

	Áreas											
	a) Arenito II				b) Noroeste II				c) Sul IV			
	2016		2018		2016		2018		2016		2018	
	CP1	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2	CP1	CP2
Autovalor	8,356	4,443	12,072	3,308	10,822	3,684	10,50	5,770	8,745	5,641	11,43	4,85
Proporção	0,380	0,202	0,503	0,138	0,492	0,167	0,438	0,240	0,398	0,257	0,476	0,202
Autovetores												
CBM	-0,707	0,090	-0,762	0,074	-0,834	0,014	-0,777	0,251	-0,787	0,271	-0,805	-0,175
RBS	-0,724	0,206	-0,061	-0,371	-0,043	-0,718	-0,249	-0,689	-0,583	0,120	0,688	-0,069
qCO2	0,811	0,077	-0,775	-0,223	0,713	-0,066	0,458	-0,585	0,869	0,069	0,737	0,183
qMIC	0,077	0,514	0,197	-0,276	0,640	0,376	0,617	0,408	0,658	0,265	0,492	0,317
Bglu	-	-	-0,698	0,145	-	-	-0,796	-0,021	-	-	-0,401	-0,700
Fosfatase	-0,841	-0,144	-0,646	-0,348	-0,798	-0,310	-0,696	-0,418	-0,557	-0,100	-0,689	-0,065
Urease	-0,547	0,108	-0,646	-0,299	-0,841	0,110	0,024	0,790	-0,518	-0,648	-0,713	-0,388
FDA	-0,860	-0,053	-0,588	-0,261	-0,801	-0,067	-0,595	-0,464	-0,843	0,235	-0,553	0,399
GFE	-	-	-0,663	-0,192	-	-	-0,701	0,198	-	-	-0,756	0,102
pH	0,583	0,086	0,760	-0,110	0,824	-2,698	0,816	0,202	0,424	-0,726	0,701	-0,360
Corg	-0,767	-0,384	-0,815	0,178	-0,874	0,007	-0,840	0,100	-0,855	-0,147	-0,819	-0,213
P	0,156	-0,402	0,577	0,453	0,141	-0,605	0,365	0,352	-0,211	-0,814	0,061	-0,599
K	0,652	-0,036	0,829	0,133	-0,810	-0,196	-0,720	0,130	-0,403	-0,442	-0,595	-0,316
S	0,542	0,000	0,628	0,558	0,568	-0,010	-0,299	-0,619	0,392	0,337	0,560	0,491
Ca	0,171	-0,665	0,736	0,298	0,116	-0,374	0,487	0,285	-0,247	-0,643	-0,137	-0,720

Mg	-0,173	-0,766	0,007	0,218	0,180	-0,038	0,554	0,232	0,456	0,011	0,356	-0,057
Al	-0,711	0,393	-0,788	0,131	-0,805	0,284	-0,721	0,302	-0,613	0,587	-0,760	0,334
Zn	-0,098	-0,504	-0,551	0,298	0,389	0,123	-0,311	0,456	0,381	0,002	-0,404	-0,058
Fe	-0,348	-0,079	-0,650	0,236	-0,781	0,267	-0,645	0,334	-0,692	-0,306	-0,763	0,302
Mn	0,155	-0,559	-0,314	0,185	0,232	-0,822	-0,110	-0,515	-0,134	0,617	-1,792	-0,028
Cu	0,689	0,035	0,618	-0,272	0,039	0,683	-0,407	0,689	-0,134	0,617	-0,750	0,265
Argila	-0,320	0,061	-0,509	0,626	-0,766	-0,332	-0,674	0,080	-0,715	0,395	-0,575	0,617
Silte	0,512	0,463	0,728	0,153	0,669	0,103	0,329	-0,653	0,724	0,098	0,611	0,364
Areia	0,043	0,726	0,275	-0,720	0,213	0,334	0,609	0,122	0,107	-0,752	0,449	-0,732

ARTIGO 2

Multicriteria approach to soil quality assessment in mining areas after revegetation in the Eastern Amazon

Abordagem multicritério para a avaliação da qualidade de solo em áreas de mineração após revegetação na Amazônia Oriental

Artigo redigido e formatado conforme as normas da revista *Ecological Indicators*, podendo sofrer modificações até a submissão. Figuras e siglas estão apresentadas em inglês para facilitar a submissão.

RESUMO

A qualidade do solo (QS) pode ser definida como a capacidade de um solo desempenhar suas funções em um ecossistema, e esse conceito pode ser aplicado para a avaliação do sucesso da reabilitação de áreas degradadas após mineração. O presente estudo objetivou aplicar uma abordagem de decisão multicritério, denominada técnica de ordem de preferência por similaridade a uma solução ideal (TOPSIS), para formular um índice de qualidade do solo (IQS) para áreas impactadas por mineração revegetadas. Foram selecionadas áreas denominadas Arenito II, Noroeste II e Sul IV. Cronossequências foram selecionadas para o TOPSIS, sendo avaliadas áreas em estágio inicial, intermediário e avançado de revegetação, uma referência ideal negativa (solo não revegetado) e uma referência ideal positiva (áreas de referência nativa). Testes de Kruskal-Wallis, análise de componentes principais e correlação de Pearson foram realizados para identificar variáveis relevantes para compor o IQS. As variáveis consideradas mais importantes para o IQS nas três áreas avaliadas foram o carbono orgânico do solo (Corg), respiração basal (RBS), atividade enzimática da urease e hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA). O IQS gerado foi capaz de identificar diferenças significativas entre as cronossequências, demonstrando melhorias na QS das áreas de estágio intermediário e avançado. Em Arenito II, a metodologia TOPSIS foi eficiente em avaliar as mudanças na QS ao longo do tempo, sugerindo a similaridade de áreas intermediárias à QS de solos em estágio avançado, a partir de 12 anos de revegetação. De modo geral, a QS dos solos é similar à de solos de referência nativa, demonstrando a reabilitação das áreas após revegetação.

Palavras-chave: Índice de qualidade do solo (IQS). Reabilitação de áreas degradadas. Técnica de ordem de preferência por similaridade a uma solução ideal (TOPSIS). Bioindicadores do solo. Análise de decisão multicritério.

ABSTRACT

Soil quality (SQ) can be defined as the capacity of a soil to perform its functions in an ecosystem, and this concept can be applied to assess the success of rehabilitation of degraded areas after mining. This study applied a multicriteria decision approach, called Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution (TOPSIS), to formulate a soil quality index (SQI) for areas revegetated after iron mining. Areas Sandstone II, Northwest II and South IV were evaluated, where chronosequences were selected for TOPSIS, being considered: areas in initial, intermediate and advanced stages of revegetation; a negative ideal solution (non-revegetated soil); and a positive ideal solution (native reference areas). Kruskal-Wallis test, principal component analysis and Pearson correlation were performed to identify relevant variables to compose the SQI. The variables considered most important for the IQS in the three areas were soil organic carbon (C_{org}), basal respiration (SBR), enzymatic activity of urease, hydrolysis of fluorescein diacetate (FDA), and the Fe content. The generated SQI was able to identify significant differences between the chronosequences, showing improvements in the QS of the intermediate and advanced stage areas. In Sandstone II, the TOPSIS methodology was efficient in evaluating changes in the QS over time, suggesting the similarity of intermediate areas to the QS of advanced areas after 12 years of revegetation. In general, the QS of the soils is similar to that of native reference soils, demonstrating the rehabilitation of areas after revegetation.

Keywords: Soil Quality Index (SQI). Rehabilitation of degraded areas. Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution (TOPSIS). Soil microbiological attributes. Multicriteria decision analysis (MCDA).

1. INTRODUÇÃO

O ferro é um dos principais minerais explorados em escala mundial, e junto à Austrália e à China, o Brasil é um dos principais produtores e detentores de reserva deste minério (Sahoo et al., 2021). No ano de 2019, o minério de ferro representou mais de 70% da produção de minerais metálicos no Brasil (Brasil, 2020), demonstrando a importância dessa commodity para a economia do país. Uma parcela importante desse minério é advinda da exploração de reservas situadas na região da Amazônia brasileira (Carneiro et al., 2006; Paradella et al., 2015), onde ocorre principalmente em cavas a céu aberto, o que causa danos extensos à paisagem e a cobertura vegetal natural (Ramos et al., 2019).

Embora economicamente relevante, a atividade minerária gera impactos expressivos ao meio ambiente, como a supressão vegetal, remoção do solo superficial, depleção de recursos hídricos, mudanças na topografia do terreno, eventuais contaminações ambientais (solo, recursos hídricos e atmosfera) e assoreamento de corpos hídricos (Barros et al., 2018; Ferreira and Leite, 2015; Jesus et al., 2016; Neri et al., 2016). Por conta de todo este impacto, torna-se essencial que as áreas sejam reabilitadas, com a finalidade de recuperar as importantes funções nesses ecossistemas. Muitas dessas funções são desempenhadas no solo, mediadas pelos microrganismos, como a ciclagem de nutrientes, a fixação biológica de nitrogênio, a mitigação das emissões de gases efeito estufa, e importantes simbioses radiculares (Bi et al., 2020; Deng et al., 2020; Juge et al., 2021; Shoemaker et al., 2017). Mas para que essas funções sejam desempenhadas efetivamente é imprescindível que o solo tenha qualidade.

A qualidade do solo pode ser definida como a capacidade de um solo desempenhar suas funções em um ecossistema natural ou manejado e pode ser avaliada através da compreensão e inter-relação de seus processos e indicadores físicos, químicos e biológicos (Larson and Pierce, 1991; Doran and Parkin, 1994). Devido aos impactos ambientais, a qualidade de solos minerados costuma ser prejudicada, devido a condições desfavoráveis ao crescimento de plantas, podendo apresentar problemas químicos, físicos e biológicos, como baixa fertilidade, reduzidos teores de matéria orgânica, alta suscetibilidade à erosão e baixa atividade biológica (Barros et al., 2018; Candeias, 2014).

Um método ativo de reabilitação de solos minerados é o plantio ou semeadura de espécies vegetais, ou seja, a revegetação das áreas mineradas. A revegetação promove a

entrada primária de carbono e energia por meio da fotossíntese, o acúmulo e posterior decomposição e mineralização do material orgânico, a estabilização da biodiversidade, a ciclagem de nutrientes e o sequestro de CO₂, com um progressivo incremento da qualidade do solo (Carvalho et al., 2018; Gastauer et al., 2018). Esses benefícios se relacionam diretamente à atividade biológica do solo, que é essencial para o início e manutenção da sucessão ecológica de ambientes degradados. Os bioindicadores do solo, como a biomassa e respiração microbiana, atividades enzimáticas, quocientes metabólicos, estrutura das comunidades e proporções entre grupos funcionais, estão entre os indicadores de qualidade do solo mais estudados (Batista et al., 2022; Paz-Ferreiro; Fu, 2016; Pille da Silva et al., 2019), tornando-se peças-chave na avaliação de processos necessários para a reabilitação ambiental e da qualidade do solo (Gu et al., 2019).

Nesse sentido, índices de qualidade do solo (IQS) têm sido desenvolvidos e utilizados para avaliar o sucesso de áreas em processo de reabilitação após mineração, por meio da seleção e utilização de atributos químicos, físicos e biológicos relevantes (Mukhopadhyay et al., 2014; Mukhopadhyay et al., 2016; Asensio et al., 2013). A abordagem de avaliação da qualidade de solos em reabilitação e o entendimento dos impactos da revegetação nos processos do solo auxiliam nas estratégias de gestão, tomadas de decisão e o monitoramento das áreas degradadas (Shi et al., 2021; Levi et al., 2021; Yao et al., 2013), sendo útil para projetos de mineração e seus stakeholders.

A técnica de ordem de preferência por similaridade com uma solução ideal (*TOPSIS*) é um método de decisão multi-critério, que considera diferentes parâmetros que caracterizam os sistemas que desejamos comparar, a fim de ranquear as variáveis, nesse caso o IQS em relação à sua proximidade de uma solução ideal positiva (Hu et al., 2016). Essa metodologia pode ser utilizada para diferentes problemáticas que demandam tomadas de decisão, com aplicação na área de proteção florestal (Wang et al., 2021), avaliação de projetos de restauração (Zhang et al., 2020), e a análise da qualidade de solos agrícolas (Bhattacharya et al., 2020), solos urbanos poluídos (Liu et al., 2016) e IQS de solos salinizados em processos de reabilitação (Xie et al., 2020). No entanto, até o momento não conhecemos estudos que aplicaram esta técnica para a geração de IQS em áreas revegetadas em processo de reabilitação após mineração, principalmente após extração de minério de ferro, destacando assim o caráter inovador da metodologia

utilizada nesse trabalho, o que contribui significativamente para o aprimoramento do estudo de áreas em reabilitação.

Sendo assim, este artigo objetiva aplicar, em dados referentes a dois anos distintos de coleta, o algoritmo de decisão multicritério TOPSIS com base nos atributos bioquímicos, químicos e textura do solo, a fim de obtermos inferências sobre a reabilitação da qualidade de solos de cronossequências de áreas revegetadas após mineração de Fe. Nossa hipótese é de que o IQS baseado no TOPSIS é capaz de identificar melhorias na qualidade desses solos nas cronossequências ao longo do tempo, e os bioindicadores do solo são representativos dessas melhorias. Para testar essa hipótese, avaliamos: I) quais atributos do solo foram mais sensíveis e selecionados para compor o IQS e; II) como o algoritmo TOPSIS pode auxiliar em tomadas de decisão sobre a qualidade do solo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Áreas de estudo e coleta de solo

O estudo foi desenvolvido em cronossequências situadas em três diferentes áreas de exploração de minério de ferro, localizadas na Floresta Nacional de Carajás (FLONA Carajás), na Amazônia Oriental, estado do Pará, Brasil (Fig. 1). A FLONA Carajás possui fitofisionomias que variam desde florestas estacionárias sempre verdes a cangas ferruginosas (Carvalho et al., 2018; Silva et al., 2018). O clima da região é tropical, classificado como Aw por Köppen-Geinger (Alvares et al., 2013). A temperatura média anual é de 25° C e a precipitação anual é de 1900 mm ano⁻¹ (Piló et al., 2015). É nessa região que está localizada uma das maiores províncias de minério de ferro do Brasil, sendo o processo de extração mineral mais utilizado no local o do tipo em cavas a céu aberto.

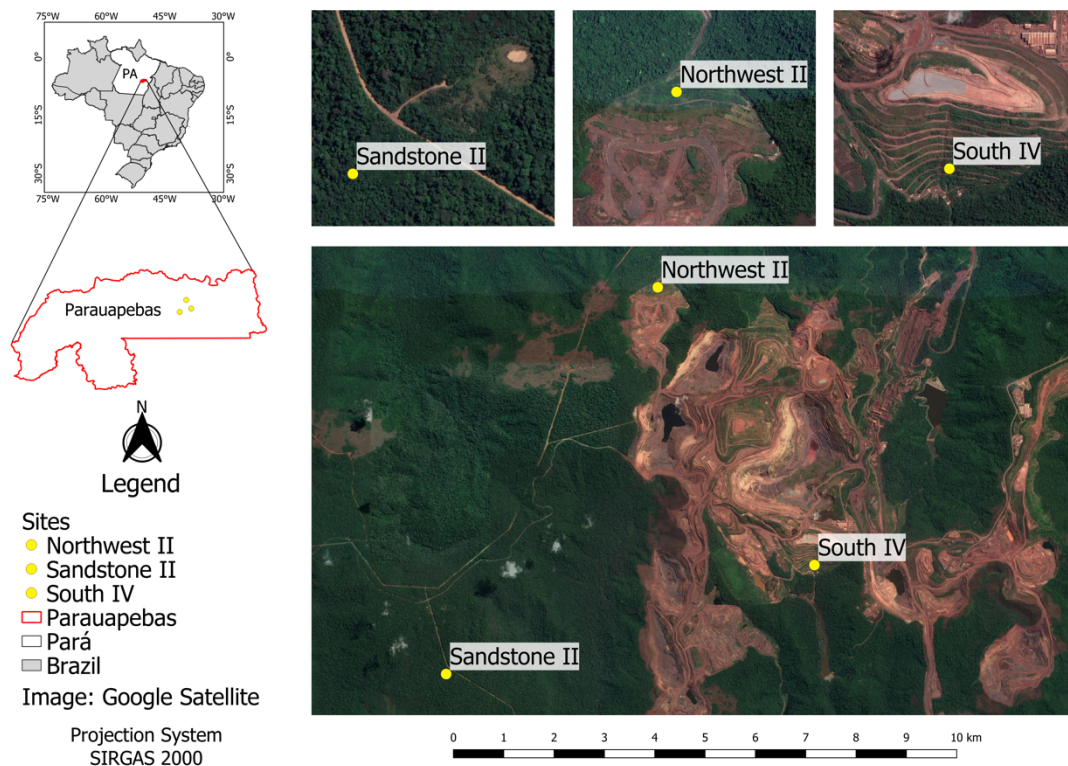


Figura 1. Localização geográfica das áreas de estudo Arenito II (Sandstone II), Noroeste II (Northwest II) e Sul IV (South IV), no município de Parauapebas, estado do Pará, Amazônia Oriental, Brasil.

As áreas de estudo abrangem três locais distintos denominados de Arenito II, Noroeste II e Sul IV (Fig. 1), que apresentavam áreas em diferentes estágios de revegetação. Os estágios de revegetação diferem entre si conforme o tempo de intervenção, e as áreas foram avaliadas separadamente, devido a diferenças de solo, flora inicial, histórico e manejo adotado na revegetação para o processo de reabilitação, que estão descritas na Tabela 1. A fim de comparar a revegetação das áreas mineradas, foram selecionadas áreas de referência ideal positiva e referência negativa, caracterizadas como áreas nativas próximas não alteradas, e áreas impactadas sem intervenção não revegetadas, respectivamente.

Tabela 1. Descrição das áreas impactadas por mineração e estágios de cronossequências localizadas em Arenito II, Noroeste II e Sul IV.

Área	Estágio	Ano de revegetação	Descrição
Arenito II	Não revegetado	-	Deposição de solo superficial.
	Inicial	2013	Deposição de solo superficial; Semeadura de mistura de espécies nativas; Enriquecimento com mudas; Adubação de cobertura. Vegetação aberta com árvores pequenas e arbustos.
	Intermediário	2006	Deposição de solo superficial; Semeadura de mistura de espécies nativas; Enriquecimento com mudas; Adubação de cobertura. Vegetação arbórea e arbustiva, com dossel contínuo.
	Avançado	2004	Deposição de solo superficial; Semeadura de mistura de espécies nativas; Enriquecimento com mudas; Adubação de cobertura. Vegetação arbórea e arbustiva, com dossel bastante fechado.
	Referência nativa	-	Floresta tropical.
Noroeste II	Não revegetado	-	Solo exposto.
	Inicial	2013	Calagem e adubação; Semeadura de espécies comerciais e nativas. Vegetação predominantemente herbácea.
	Intermediário	2014	Semeadura de espécies nativas e comerciais. Vegetação predominantemente herbácea.
	Avançado	2011	Semeadura de espécies nativas e comerciais. Vegetação arbórea com dossel fechado.
	Referência nativa	-	Floresta tropical.
Sul IV	Não revegetado	-	Solo exposto.
	Inicial	2016	Calagem e adubação; Semeadura de espécies nativas e comerciais. Vegetação predominantemente herbácea, com poucos arbustos.
	Intermediário	2012	Calagem e adubação; Semeadura de espécies nativas e comerciais. Vegetação arbustiva com dossel ainda aberto.
	Avançado	2008/2009	Calagem e adubação; Semeadura de espécies nativas e comerciais. Vegetação arbórea e arbustiva, com dossel relativamente fechado.
	Referência nativa	-	Floresta tropical.

Adaptado de Rodríguez-Rodríguez et al., 2021.

As coletas de solo foram realizadas nos anos de 2016 e 2018, no período de menor precipitação. Em cada área foram plotadas três parcelas de 10 x 20 m cada, a partir dos quais foram coletadas 5 amostras simples que foram homogeneizadas e geraram uma amostra composta, compondo 3 amostras compostas por cronosequência e a referência, totalizando 42 amostras. O solo coletado foi separado, sendo parte seco ao ar e peneirado em malha de 2mm para análises químicas e textura, enquanto outra parte foi armazenada em câmara fria a 4°C até o momento das análises, que foram realizadas nos mesmos anos de coleta, no Laboratório de Biologia, Microbiologia e Processos Biológicos do Solo, no Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, Brasil.

2.2. Variáveis analisadas

Os atributos do solo utilizados nesse estudo e suas respectivas metodologias estão resumidos na Tabela 2.

Tabela 2. Textura, atributos químicos e biológicos do solo avaliados e metodologias utilizadas.

Atributos	Metodologia	Referências
Físico		
Textura do solo	Pipeta	Bouyucous (1951)
Químicos		
Acidez do solo (pH)	Leitura em água com pHmetro	Embrapa (1997)
Al, Ca e Mg	Extrator cloreto de potássio	McLean et al., 1958
K, P, Fe, Cu, Mn, Zn	Extrator Mehlich-1	Mehlich, 1953
Carbono orgânico total (Corg)	Oxidação por dicromato de potássio	Walkley and Black, 1934
Biológicos		
Carbono da biomassa microbiana (CBM)	Fumigação e extração	Vance et al. (1987)
Respiração microbiana do solo (RBS)	CO ₂ evoluído com extração pelo NaOH	Alef and Nannipieri (1995)
Quociente metabólico (qCO_2)	Relação entre respiração e o carbono da biomassa microbiana	Anderson & Domsch (1993)

Quociente microbiano ($qMIC$)	Relação entre o carbono da biomassa microbiana e o carbono orgânico do solo	Sparling, 1992
Urease	Determinação da amônia liberada após a incubação do solo	Tabatabai & Bremner (1972)
Fosfatase ácida	Leitura em espectrofotômetro do ρ -nitrofenol	Dick et al. (1996)
Hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA)	Hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) e leitura em espectrofotômetro	Dick et al. (1996)
β -glicosidase	Leitura em espectrofotômetro do ρ -nitrofenol	Eivazi e Tabatabai (1988)
Proteína do solo relacionada a glomalina facilmente extraível (GFE)	Extração com citrato de sódio, centrifugação e quantificação em espectrofotômetro	Bradford (1976); Wright and Upadhyaya (1996)

2.3. Seleção de variáveis

Para o cálculo do índice de qualidade do solo (IQS), foi realizada a seleção prévia de um conjunto mínimo de dados com as variáveis mais representativas com auxílio de métodos estatísticos, conforme descrito por Andrews e Carroll (2003), com algumas adaptações. Todos os passos foram realizados no ambiente estatístico do R (R Core Team, 2020). Primeiramente, foi realizado o teste estatístico não paramétrico de Kruskal-Wallis para detectar variáveis com efeito significativo ($p < 0.05$) em função das cronossequências, em cada uma das áreas. A escolha de um teste não paramétrico se dá por não haver necessidade de atender premissas de normalidade e homoscedasticidade, não sendo também necessárias transformações nos dados (Andrews and Carroll, 2003).

Em seguida, as variáveis com efeito significativo em cada uma das áreas foram submetidas à análise de componentes principais (PCA), a fim de selecionar um subconjunto de variáveis representativas. Foram considerados apenas os componentes principais (CP) com autovalores > 1 , e aqueles com uma proporção de explicação de no mínimo 5% da variabilidade dos dados. Dentro de cada CP, as variáveis contendo valores com até 10% de diferença da variável com maior autovetor foram consideradas importantes. Para diminuir a redundância entre variáveis selecionadas na mesma CP, foi

utilizada a correlação de Pearson para determinar correlações entre variáveis. Quando o coeficiente de correlação era > 0.6 , as variáveis eram consideradas redundantes e aquela com maior autovetor no CP era considerada, e a outra descartada. Além disso, a fim de garantir a comparabilidade dos dados entre os anos, a presença da variável nos dois anos de coleta também foi um critério de decisão para seleção das variáveis em cada uma das áreas, separadamente. Por fim, o peso das variáveis selecionadas foi calculado pela comunalidade da PCA.

2.4. Índice de qualidade do solo baseado no TOPSIS

O método TOPSIS (técnica de ordem de preferência por similaridade com uma solução ideal) determina uma solução com a menor distância em relação a uma solução ideal positiva, e a maior distância em relação a uma solução ideal negativa (Hu et al., 2016). No caso deste estudo, a solução ideal positiva corresponde às áreas nativas, e a solução ideal negativa é relacionada às áreas não revegetadas. O procedimento TOPSIS consiste nos seguintes passos:

Passo 1: Cálculo da matriz de decisão normalizada. O valor normalizado r_{ij} de cada resultado é calculado a fim de reduzir diferenças devido a unidades, e é calculado como:

$$r_{ij} = \frac{F_{ij}}{\sqrt{\sum_{i=1}^J F_{ij}^2}} \quad (1)$$

onde $j = 1, \dots, J$, $i = 1, \dots, N$, e F_{ij} corresponde ao valor medido da variável.

Passo 2: Cálculo da matriz de decisão normalizada com pesos (v_{ij}), como:

$$v_{ij} = w_i r_{ij} \quad (2)$$

onde w_i é o peso do i -ésimo atributo, e $\sum_i^n w_i = 1$.

Passo 3: Determinação das soluções ideal (positiva) e não-ideal negativa (ou ideal negativa). Nesse estudo, a solução ideal é a área nativa, denominada matematicamente por r_i^+ , enquanto a área não reabilitada é a solução ideal negativa, denominada por r_i^- .

Passo 4: Cálculo da diferença entre as medidas utilizando a “distância euclidiana n-dimensional”, isto é, a diferença entre cada estágio de revegetação e a solução ideal, que é dada por:

$$D_J^+ = \sqrt{\sum_{i=1}^n (r_{ij} - r_i^+)^2} \quad (3)$$

Passo 5: Similarmente, a diferença entre os estágios de revegetação e a solução ideal negativa foi calculada por:

$$D_J^- = \sqrt{\sum_{i=1}^n (r_{ij} - r_i^-)^2} \quad (4)$$

Passo 6: Por fim, foi calculada a distância relativa entre cada ponto e a solução ideal:

$$R_J^+ = \frac{D_J^-}{D_J^+ + D_J^-} \quad (5)$$

A partir do cálculo da distância relativa, obtém-se um índice de qualidade do solo (IQS), o qual pode ser utilizado para ranquear as áreas revegetadas (inicial, intermediária e avançada) em relação à maior similaridade da área de referência (floresta nativa).

2.5. Análise estatística

A análise estatística foi realizada no ambiente estatístico R (R Core Team, 2020), utilizando-se modelos de regressão linear. Os modelos gerados foram testados tanto graficamente (Kozak and Piepho, 2018), quanto numericamente (Pena and Slate, 2006). Quando necessário, foram realizadas transformações a log e raiz quadrada, ou ainda, o método de mínimos quadrados generalizados (Menke, 2015). Posteriormente, os dados de cada área avaliada e o ano de coleta foram separadamente submetidos a análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey ($p < 0.05$) para comparação múltipla de médias entre os índices dos estágios de revegetação, em cada uma das áreas. Por fim, foram realizadas regressões lineares e correlações entre: o índice de qualidade de solo e as variáveis selecionadas em cada uma das áreas; entre o escore dessas variáveis e o tempo de revegetação; e entre o índice de qualidade e o tempo de revegetação nas três áreas de estudo.

3. RESULTADOS

3.1. Variáveis selecionadas

O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis foi aplicado para identificar variáveis com diferenças significativas entre as cronossequências de revegetação (Tabela S1). Na

área Arenito II, as variáveis que foram influenciadas pelo estágio de revegetação nos dois anos foram CBM, RBS, qCO_2 , P, K, Zn e Fe; em Noroeste II, as variáveis com diferenças significativas nos dois anos foram CBM, RBS, qCO_2 , Fosfatase, Urease, FDA, pH, Corg, K, Fe e Argila; por fim, as variáveis com efeito significativo em 2016 e 2018 na área Sul IV foram CBM, qCO_2 , Fosfatase, Urease, FDA, Corg, Ca, Al, Fe, Mn e Cu (Tabela S1).

A análise de componentes principais entre variáveis significativas (Tabela 3) evidenciou que na área Arenito II os três primeiros CPs explicam aproximadamente 89% da variação dos dados em 2016, e aproximadamente 85% em 2018. No ano de 2016, as variáveis consideradas relevantes foram RBS, CBM, Zn e Fe, enquanto em 2018 foram CBM, qCO_2 , K, RBS e P (Tabela 3). A análise de correlação demonstrou que as variáveis RBS e CBM apresentaram elevada correlação ($p > 0,6$) entre si e com outras variáveis, no entanto, ambas foram retidas devido aos seus elevados autovetores. Por outro lado, Fe e P foram variáveis pouco redundantes – ou seja, consideradas individualmente importantes. Sendo assim, para a avaliação da área Arenito II, foram retidas as variáveis RBS, CBM, Fe e P com seus respectivos pesos (Tabela 3), devido a influências relevantes nos dois anos de avaliação.

Em Noroeste II, os três primeiros CPs explicaram aproximadamente 93% e 88% da variação cumulativa nos dados em 2016 e 2018, respectivamente (Tabela 3). No ano de 2016, as variáveis de maior peso foram Corg, CBM, Urease, K, pH, FDA, Fosfatase, RBS e Fe, enquanto no segundo ano foram Corg, pH, CBM, Urease, RBS, Fe e FDA. Após a análise de correlação, foi verificada alta correlação entre Corg e a maioria das variáveis, sendo esta variável mantida devido ao seu maior peso. Ademais, Urease, RBS e Fe foram considerados pouco redundantes, e, também, retidos. Portanto, para os índices na área Noroeste II, foram selecionadas as variáveis Corg, Urease, RBS e Fe (Tabela 3).

Já na área Sul IV, os três primeiros CPs explicaram aproximadamente 89% da variação cumulativa nos dados em 2016, e 93% em 2018 (Tabela 3). Em 2016, qCO_2 , FDA, Corg, CBM, Urease e Fosfatase foram variáveis relevantes; em 2018, foram selecionadas Corg, CBM, Fe, Al, Cu, Mn, FDA e Ca. Com base na análise de correlação e na presença de variáveis nos dois anos, foram selecionados para o índice: Corg, qCO_2 , FDA e Fe, com seus respectivos pesos (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados da análise de componentes principais e variáveis selecionadas.

a) Arenito II										
	2016					2018				
	CP1	CP2	CP3	Com.	Peso	CP1	CP2	CP3	Com.	Peso
Autovalor	3,464	2,148	0,623			4,010	1,190	0,732		
Proporção explicada	0,495	0,307	0,089			0,573	0,170	0,105		
Proporção cumulativa	0,495	0,802	0,891			0,573	0,743	0,847		
Autovetores										
CBM	1,027	-0,315	-0,370	1,291	0,430	1,104	-0,190	0,267	1,325	0,442
RBS	1,050	-0,165	-0,425	1,311	0,437	0,054	-1,129	0,134	1,295	0,432
<i>q</i> CO2	-0,888	0,637	-0,186	1,230		-1,100	-0,283	-0,197	1,329	
P	-0,763	-0,873	0,068	1,348	0,449	-0,780	0,139	0,859	1,365	0,455
K	-0,677	0,710	-0,331	1,071		-1,086	0,025	0,235	1,236	
Zn	-0,493	-1,013	0,070	1,274		0,762	0,449	0,204	0,824	
Fe	0,818	0,463	0,640	1,292	0,431	0,934	-0,265	0,269	1,015	0,338
b) Noroeste II										
	2016					2018				
	CP1	CP2	CP3	Com.	Peso	CP1	CP2	CP3	Com.	Peso
Autovalor	8,377	1,393	0,472			5,992	2,781	0,913		
Proporção explicada	0,762	0,127	0,043			0,545	0,253	0,083		
Proporção cumulativa	0,762	0,888	0,931			0,545	0,798	0,881		
Autovetores										
CBM	1,019	-0,019	0,042	1,041		0,967	-0,321	0,053	1,042	
RBS	0,003	1,021	0,270	1,115	0,372	0,257	0,894	-0,407	1,031	0,344
<i>q</i> CO2	-0,909	0,284	0,157	0,933		-0,606	0,768	-0,387	1,107	
Fosfatase	0,958	0,294	-0,096	1,014		0,855	0,532	-0,026	1,015	
Urease	1,013	-0,140	0,023	1,047	0,349	-0,053	-0,919	-0,301	0,937	0,312
FDA	0,981	0,062	-0,236	1,023		0,767	0,521	0,478	1,089	
pH	-0,987	0,275	-0,125	1,065		-0,985	-0,242	0,080	1,035	
Corg	1,038	-0,060	0,140	1,101	0,367	1,016	-0,085	-0,226	1,090	0,363
K	0,987	0,230	-0,096	1,037		0,903	-0,132	-0,131	0,849	
Fe	0,906	-0,207	0,508	1,121	0,374	0,739	0,384	-0,483	0,928	0,309
Argila	0,911	0,404	-0,256	1,058		0,840	-0,127	0,288	0,805	

c) Sul IV										
	2016					2018				
	CP1	CP2	CP3	Com.	Peso	CP1	CP2	CP3	Com.	Peso
Autovalor	5,830	3,089	0,931			6,530	2,035	1,643		
Proporção explicada	0,530	0,281	0,085			0,594	0,185	0,149		
Proporção cumulativa	0,530	0,811	0,895			0,594	0,779	0,928		
Autovetores										
CBM	0,990	-0,215	0,006	1,025		0,994	-0,210	-0,136	1,051	
qCO₂	-1,033	-0,192	0,052	1,107	0,369	-0,897	-0,295	0,407	1,056	0,352
Fosfatase	0,696	0,329	-0,670	1,040		0,853	0,338	-0,296	0,929	
Urease	0,555	0,865	-0,007	1,057		0,873	-0,494	-0,313	1,104	
FDA	1,023	-0,187	0,117	1,094	0,365	0,692	-0,348	0,668	1,046	0,349
Corg	1,010	0,266	0,081	1,098	0,366	0,999	-0,146	-0,236	1,075	0,358
Ca	0,264	0,372	0,477	0,436		0,166	-0,798	-0,612	1,039	
Al	0,817	-0,646	-0,078	1,090		0,919	-0,026	0,473	1,069	
Fe	0,611	-0,820	-0,137	1,064	0,355	0,942	0,142	0,382	1,053	0,351
Mn	0,706	0,379	0,050	0,645		0,184	0,888	-0,443	1,019	
Cu	0,254	-0,814	0,482	0,960		0,903	0,434	0,207	1,047	

Cada componente principal (CP) explica pelo menos 5% da variação total, ou pelo menos 85% da proporção cumulativa da variação total nos dados. Valores em negrito representam as variáveis selecionadas para o conjunto mínimo de dados. Com. = Comunalidade.

Com base na técnica TOPSIS foram gerados escores para as variáveis selecionadas como indicadores representativos da qualidade do solo de cada área. Na área Arenito II, no primeiro ano de avaliação, a área em estágio avançado apresentou os maiores escores de CBM, RBS e Fe, enquanto a área intermediária possuía níveis baixos em todas as variáveis (Fig. 2a). Por outro lado, após dois anos (Fig. 2b), o estágio intermediário obteve incrementos em CBM, P e Fe, se aproximando mais das áreas de referência, enquanto a área em estágio avançado manteve níveis semelhantes de CBM, P e Fe, e redução no escore de RBS; e a área em estágio inicial apresentou um elevado escore para RBS.

Na avaliação inicial das cronossequências de Noroeste II, a área em estágio avançado obteve os maiores escores em todas as variáveis selecionadas, com exceção de RBS (Fig. 2c). Após o intervalo de dois anos, os escores de Corg, RBS e Urease aumentaram na área intermediária (Fig. 2d). Na área de estágio inicial, o principal aumento foi observado no escore da Urease. Similarmente, a área em estágio avançado de Sul IV, em 2016, tinha níveis de Corg, qCO₂ e FDA mais altos e próximos da referência, enquanto o estágio intermediário obteve escores baixos (Fig. 2e). Contudo,

em 2018, a área em estágio intermediário atingiu níveis ainda mais altos que os da área avançada, principalmente em Corg, qCO_2 e FDA (Fig. 2f).

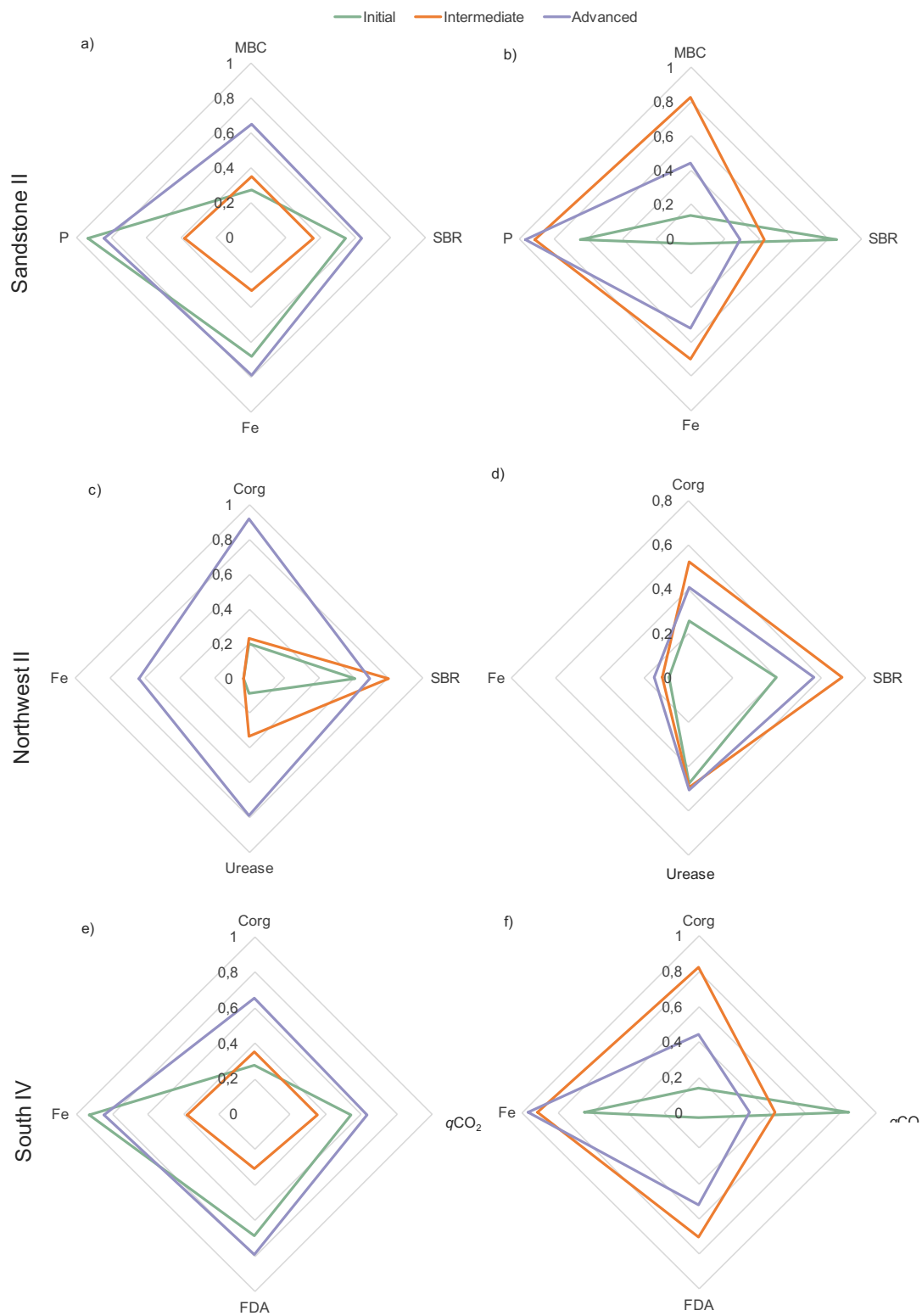


Figura 2. Escore de variáveis baseada no TOPSIS nas três áreas, em dois anos: a) Arenito II, 2016, b) Arenito II, 2018; c) Noroeste II, 2016, d) Noroeste II, 2018; e) Sul IV, 2016, f) Sul IV, 2018., em comparação com soluções ideais positiva (nativa) e negativa (não revegetada).

3.2. Índice de qualidade do solo (IQS) e relação com variáveis

As variáveis selecionadas na PCA, e seus respectivos pesos, foram utilizados para compor o IQS baseado no TOPSIS para as três áreas (Fig. 3). O IQS calculado trata-se de uma medida unitária, que ranqueia as áreas estudadas (inicial, intermediária e avançada) de acordo com a sua proximidade em relação à solução ideal positiva (área nativa) e distanciamento da solução ideal negativa (área não revegetada), com escores que variam de 0 a 1, sendo 1 correspondente à maior semelhança possível com a solução ideal positiva, e 0 correspondente à maior semelhança possível com a solução ideal negativa.

Em Arenito II, os valores médios de IQS variaram de 0,4, nas áreas inicial e intermediária em 2016 (Fig. 3a), a 0,8, na área intermediária em 2018 (Fig. 3b). Os resultados indicam que, no primeiro ano de avaliação, a área em estado avançado de revegetação tinha a qualidade do solo mais próxima a de áreas de referência nativa (IQS = 0,64), enquanto as áreas inicial e intermediária apresentaram menor IQS e não se diferenciavam entre si. No entanto, após dois anos, a área intermediária apresentou um incremento em seu IQS, com o maior valor entre os estágios e qualidade similar à da área em estágio avançado. Na cronossequência de Noroeste II, os valores médios de IQS ficaram entre 0,2 e 0,7. Em 2016 (Fig. 3c), apenas a área em estágio avançado de revegetação se diferenciava das demais, estando mais próxima à referência nativa (IQS = 0,71). No entanto, no ano de 2018 (Fig. 3d), os resultados evidenciam uma semelhança no IQS dos três estágios de revegetação. Por fim, na área Sul IV, as médias de IQS variaram em uma faixa entre 0,1 e 0,5, com os menores valores de IQS sendo observados nas áreas em estágio inicial, evidenciando maior semelhança à área não revegetada. Em 2016 (Fig. 3e), a área avançada destoava das demais, com uma média de IQS de 0,49; em 2018 (Fig. 3f), essa diferença diminuiu, de modo que os três estágios de revegetação se encontravam estatisticamente no mesmo valor de IQS.

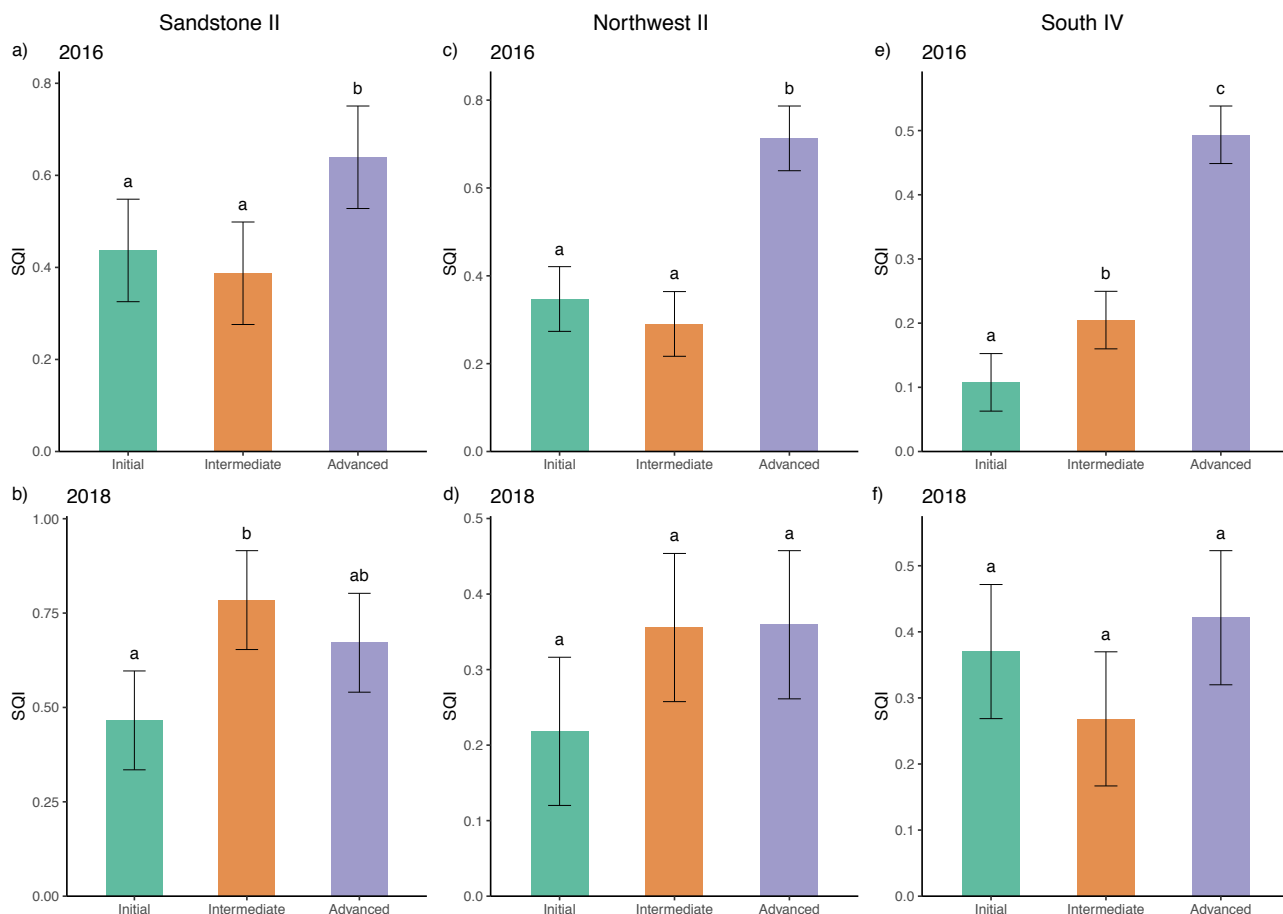


Figura 3. IQS baseado no topsis nas áreas, em dois anos: a.1) Arenito II, 2016, a.2) Arenito II, 2018; b.1) Noroeste II, 2016, b.2) Noroeste II, 2018; c.1) Sul IV, 2016, c.2) Sul IV, 2018. Em cada área, letrad diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0.05$) entre estágios da cronossequência de acordo com o teste de Tukey.

A relação entre IQS e os indicadores de qualidade do solo selecionados em cada área foi verificada para compreender o papel das variáveis no índice. Na área Arenito II, as variáveis selecionadas foram CBM, RBS, Fe e P. A CBM foi a variável com relação linear positiva significativa mais expressiva influenciando o IQS, com um coeficiente de correlação de 0,87 ($p = 0,003$) em 2016 e 2018 (Fig. 4^a). Em ambos os anos avaliados, foi verificado que quanto maior o CBM no solo, maior o IQS, com o índice sendo influenciado por valores acima de $400 \mu\text{Gc}\cdot\text{g}^{-1}$ no segundo ano de avaliação. Fe e RBS só demonstraram influência significativa no IQS no ano de 2018. A RBS apresentou uma relação inversa ($r = -0,87$, $p = 0,006$) com o IQS (Fig. 4b), enquanto o IQS foi positivamente influenciado pelo Fe (Fig. 4c). Por fim, o teor de P disponível no solo parece ter uma relação inversa com o IQS (Fig. 4d), apresentando uma correlação negativa em 2018 ($r = -0,85$, $p = 0,004$).

Em Noroeste II, os indicadores que compuseram o IQS foram Corg, RBS, Fe e Urease. A relação entre IQS e Corg só foi significativa no ano de 2016, em que foi verificada uma elevada correlação positiva ($r = 0,96$, $p < 0,001$), com valores de IQS acima de 0,5 associados a teores acima de 2 dag kg^{-1} de Corg no solo (Fig. 4e). A relação entre o RBS e o IQS não foi significativa. No ano de 2016, o Fe influenciou positivamente o IQS. Ademais, a Urease influenciou o aumento do IQS no primeiro ano de avaliação, com uma correlação positiva ($r = 0,87$, $p = 0,002$); entretanto, após dois anos, essa relação demonstrou ser negativa ($r = -0,8$, $p = 0,01$), com o declínio do IQS conforme maior influência da Urease (Fig. 4h).

Nas cronossequências de Sul IV, foram selecionados Corg, Q_{CO_2} , Fe e FDA. A influência de Corg no IQS foi significativa e evidentemente positiva nos anos de 2016 e 2018 (Fig. 4i), apresentando um coeficiente de correlação de 0,97 e 0,78, respectivamente. O Q_{CO_2} teve influência significativa no IQS apenas no ano de 2016, em que apresentou uma forte correlação negativa, reduzindo o IQS próximo a 0 em níveis acima de $50 \mu\text{g C-CO}_2 \mu\text{g CBM}^{-1}72\text{h}^{-1}$ (Fig. 4j). Fe e FDA também tiveram efeitos significativos no ano de 2016 (Fig. 4k), em que o Fe apresentou uma relação linear negativa com o IQS ($r = -0,83$, $p = 0,006$), enquanto FDA demonstrou forte correlação positiva ($r = 0,96$, $p < 0,001$).

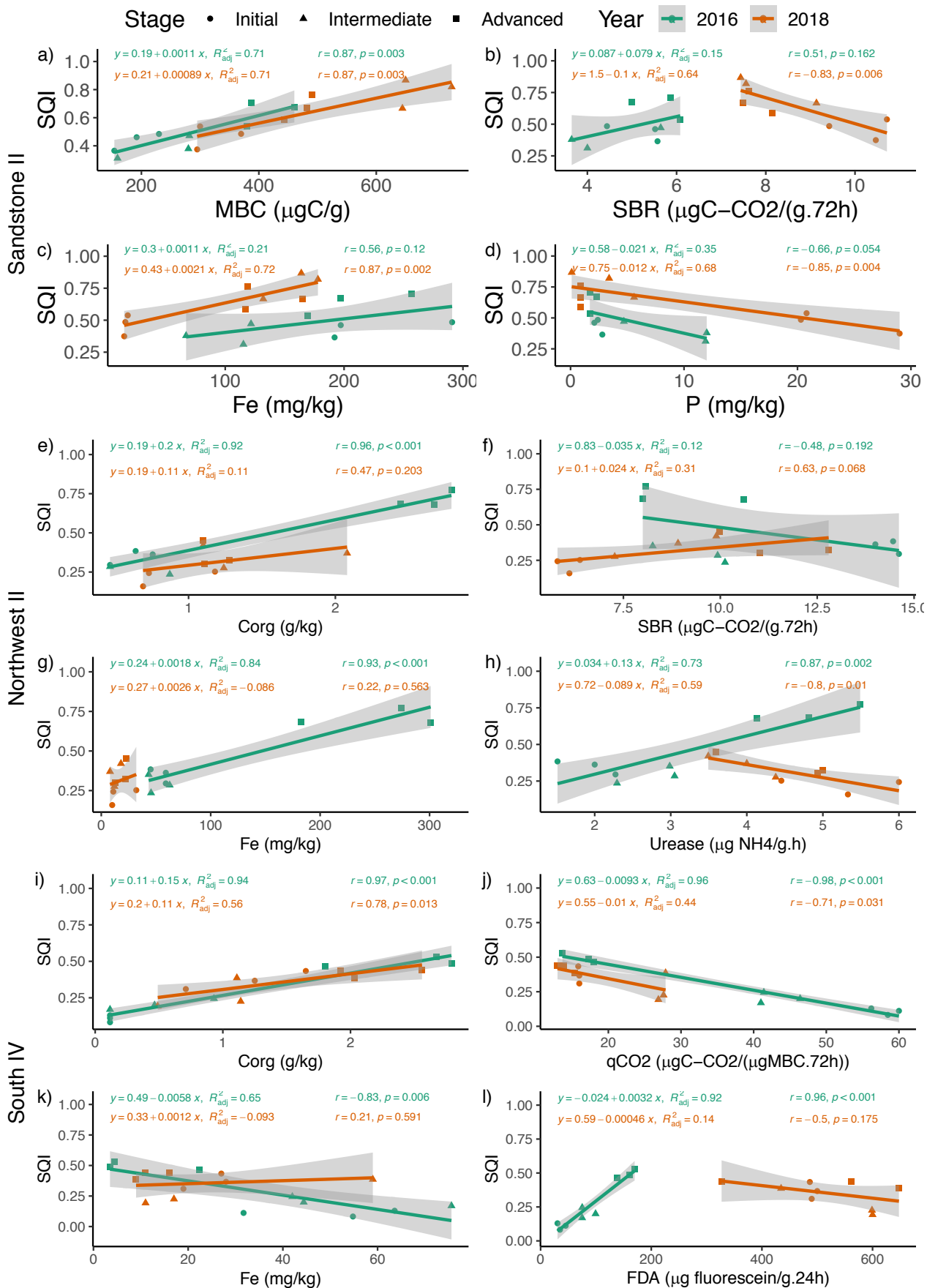


Figura 4. Relações entre o SQI baseado no TOPSIS e valores das variáveis selecionadas.

3.3. IQS ao longo do tempo

A Fig. 5 demonstra a relação linear entre o IQS das cronossequências Arenito II, Noroeste II e Sul IV e o tempo de revegetação das áreas. Em Arenito II, observou-se uma relação linear positiva ($R^2 = 0,36$), demonstrando um aumento no IQS conforme maior o tempo desde a revegetação, e uma correlação alta ($r = 0,63$, $p = 0,005$) entre estas variáveis. Sendo assim, é possível identificar que em um intervalo de dois anos entre as avaliações, a área considerada inicialmente como de estágio intermediário alcançou um nível de qualidade do solo similar à da área avançada e mais próxima da referência, por volta de 12 anos e meio de revegetação. Em Noroeste II, a correlação entre o IQS e o tempo de revegetação não foi significativa (Fig. 5). Por outro lado, na localidade Sul IV, há uma relação linear positiva ($R^2 = 0,51$) e elevada correlação ($r = 0,73$, $p < 0,001$) entre o IQS e o tempo de revegetação. Nessa localidade, é possível observar uma maior qualidade do solo e proximidade de áreas de referência nativa, conforme maior o tempo de revegetação.

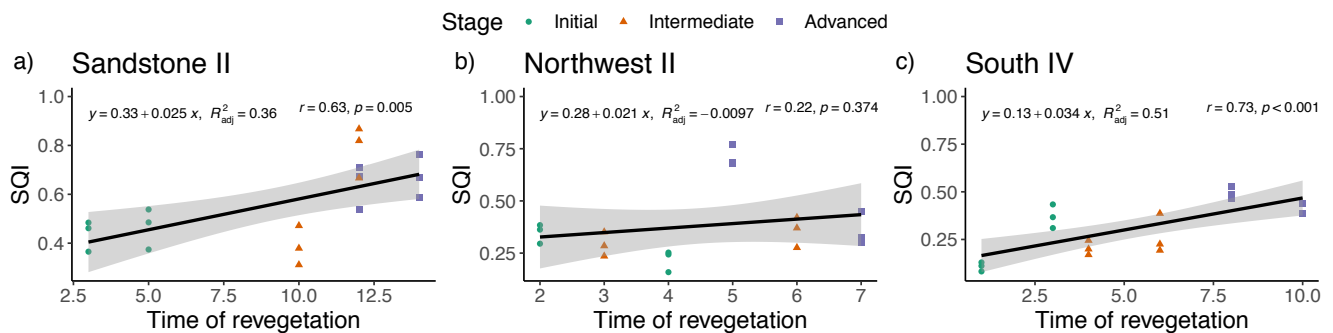


Figura 5. Relações entre o SQI baseado no TOPSIS e o tempo de revegetação de estágios de cronossequências em a) Arenito II, b) Noroeste II and c) Sul IV, comparados com as soluções ideais positivo (nativa) e negativa (não revegetada).

4 DISCUSSÃO

4.1 Variáveis selecionadas e seus efeitos na qualidade do solo

Neste trabalho, utilizamos a técnica de ordem de preferência por similaridade com uma solução ideal (TOPSIS) para avaliar a qualidade do solo (QS), um método inovador e promissor no que se refere à avaliação de áreas de mineração revegetadas, especialmente em ambientes tropicais. A avaliação do processo de reabilitação de solos degradados por meio da avaliação da QS demanda a seleção de indicadores confiáveis (Levi et al., 2021). No entanto, não há consenso sobre um conjunto definitivo de dados para a geração de um índice de qualidade do

solo (IQS) definitivo que poderá ser aplicado em todas as condições (Yao et al., 2013). Nosso estudo identificou que as variáveis selecionadas como mais relevantes para a avaliação da qualidade do solo em reabilitação, nas três áreas revegetadas, foram: CBM, RBS, Corg, qCO_2 , FDA e Urease, entre os indicadores biológicos; e P e Fe, entre os atributos químicos (Tabela 3, Fig. 2). A textura do solo não foi selecionada entre os indicadores com maior sensibilidade para compor os índices de qualidade do solo.

Os bioindicadores do solo se destacaram como os mais representativos na composição do índice de qualidade do solo. No processo de seleção das variáveis para composição do IQS e do TOPSIS, os bioindicadores além de apresentarem efeito significativo, também foram os que mostraram maiores pesos definidos pela PCA (Tabela S1, Tabela 3). Esses atributos já foram reportados em outras pesquisas como ferramentas para compreender as mudanças na cobertura do solo pelo impacto da mineração, sendo indicadores sensíveis para avaliar a qualidade do solo após o processo de revegetação de áreas degradadas (Baião et al., 2021; Batista et al., 2022; Silva et al., 2018; Wahsha et al., 2017). Os microrganismos do solo atuam como pioneiros na colonização de áreas em reabilitação, pois são eles responsáveis pela execução de importantes transformações bioquímicas de elementos que garantem um fluxo contínuo de energia e matéria (Nwaishi et al., 2016). Por esse motivo, os indicadores de atividade biológica do solo costumam ser sensíveis e é esperado que sejam representativos de mudanças em ambientes em reabilitação, conforme foi verificado em nosso estudo.

RBS e Corg estiveram presentes em dois de três conjuntos mínimos de dados e o escore dessas variáveis é uma ferramenta útil para a compreensão da influência da revegetação sobre as melhorias na QS (Tabela 3, Fig. 2). A respiração basal (RBS) é um indicador da evolução de C no solo. A curto prazo, pode representar mineralização e ciclagem de nutrientes que podem gerar benefícios à qualidade do solo, mas a longo prazo, também indica decomposição acelerada e perda de C para a atmosfera, principalmente como resultado de desequilíbrio na QS (Paulucio et al., 2017). Nos solos avaliados nessa pesquisa, o RBS estava elevado em áreas avançadas no primeiro ano de avaliação (Fig. 2a and 2c), mas após dois anos, tornou-se superior em áreas de estágio intermediário (Fig. 2b and 2b). Esse resultado é um forte indicativo da dinâmica do processo de decomposição heterotrófica nas cronossequências, demonstrando um incremento na mineralização e incorporação de C ao longo do tempo e posterior estabilização dessa atividade, quando se alcança um estágio avançado.

O Corg, também considerado importante em nosso estudo, promove benefícios diretos à QS (Tabela 3, Fig. 2). A revegetação de solos degradados promove a entrada primária de carbono no sistema. As plantas, como organismos fotossintetizantes, fazem a redução do carbono que pode ser aportado ao solo por meio de resíduos vegetais ou pela exsudação radicular, proporcionando uma importante fonte de recursos para a comunidade de organismos heterotróficos, que ao decomporem esse material orgânico geram um progressivo incremento no teor de Corg no solo e, conseqüentemente, nos serviços ecossistêmicos (Carvalho et al., 2018; Gastauer et al., 2018). Em ambientes com maior aporte de C, ocorre a entrada de comunidades de microrganismos capazes de desenvolver novas rotas metabólicas, o que promove a sucessão biológica no solo e decomposição de diferentes materiais (Delgado-Baquerizo et al., 2016). Além disso, o aumento de C no solo tem relação com as funções desempenhadas pelos microrganismos, como a RBS, atividades enzimáticas, disponibilidade de nutrientes, e a transformação de CBM em necromassa, que podem contribuir com o acúmulo de Corg (Prommer et al., 2020).

4.2 IQS, relação entre variáveis e efeitos da revegetação ao longo do tempo

A avaliação do IQS de Arenito II, Noroeste II e Sul IV indica que a qualidade dos solos em estágio intermediário e avançado tem se aproximado das áreas de referência com o passar do tempo (Fig. 3). A avaliação de IQS permite uma compreensão holística e numérica sobre a capacidade do solo de desempenhar funções (Asensio et al., 2013), sendo um parâmetro chave para avaliar o sucesso da revegetação de áreas de mineração (Mukhopadhyay et al., 2014). O *ranking* das áreas em 2016 demonstrou que o estágio avançado de revegetação era o mais próximo das áreas referência, nas três localidades. Entretanto, após dois anos, as áreas consideradas de estágio intermediário obtiveram IQS similar ao de áreas avançadas e à referência nativa, demonstrando que mesmo em períodos curtos de avaliação é possível identificar um incremento na QS, o que sugere uma retomada do equilíbrio do solo em reabilitação. Esses achados são indicativos de que as práticas de revegetação adotadas têm sido adequadas para a reabilitação do solo das áreas revegetadas. Muito provavelmente, as melhorias no IQS nos locais avaliados é fruto da atividade dos microrganismos do solo (Fig. 2, Fig. 4). A atividade microbiana inclui todas as reações e trocas metabólicas realizadas pelos microrganismos edáficos. Por consequência de seus processos ecológicos e subprodutos metabólicos, influenciam positivamente a sustentabilidade do ecossistema, a fertilidade do solo e os atributos físicos (Kujur et al., 2012), beneficiando a QS das cronossequências, mesmo em

curtos espaços de tempo.

Uma forma útil de compreender o efeito dos atributos do solo na QS é por meio da correlação entre as variáveis selecionadas e o IQS calculado. Em Arenito II (Fig. 4), é possível deduzir que CBM, Fe e P foram fatores cruciais para o incremento no IQS das áreas intermediárias no período de dois anos. O carbono da biomassa microbiana do solo (CBM) representa a parte viva da matéria orgânica, que executa processos chave para a funcionalidade do ecossistema, como a decomposição de substratos e a mineralização de elementos químicos (Delgado-Baquerizo et al., 2016). Em áreas revegetadas após mineração de cobre, por exemplo, as respostas em CBM podem ser observadas rapidamente, identificadas antes mesmo de se obter mudanças no conteúdo total de C (Wahsha et al., 2017). De acordo com os nossos resultados, há uma correlação linear forte e positiva entre a CBM e o IQS (Fig. 4a) evidenciando a importância da biomassa microbiana como catalisadora de melhorias na QS. Ainda, em Noroeste II e Sul IV, Corg e RBS foram fatores de mudança expressiva na QS. A correlação positiva entre Corg e IQS (Fig. 4e and 4i) é possivelmente fruto da entrada de matéria e energia por meio da vegetação, que com o passar do tempo é capaz de proporcionar ao solo degradado o acúmulo de C e nutrientes, sequestro de CO₂ e um progressivo incremento na QS (Mukhopadhyay et al., 2014). A maior parte do C derivado dos materiais vegetais é utilizado pelos microrganismos para gerar energia ou biomassa e, após a sua morte, a necromassa microbiana também influencia no teor de C (Prommer et al., 2020). Por outro lado, no primeiro ano de avaliação a RBS demonstrou uma influência positiva no IQS, enquanto em 2018, foi verificada uma relação negativa (Fig. 4b and 4f). Nos primeiros estágios de revegetação, a RBS é um importante indício de presença atividade biológica e mineralização da matéria orgânica primária que chega ao ambiente. No entanto, em ecossistemas já estabilizados, uma elevada taxa de RBS pode ser indicativa de perda acelerada de matéria orgânica na forma de C, e por isso tende a diminuir a QS (Nkongolo and Narendrula-Kotha, 2020).

O papel das enzimas extracelulares, representadas no IQS pela FDA e a Urease, relaciona-se à quebra de materiais orgânicos complexos em moléculas simples que servem como fonte de energia e nutrientes para os microrganismos, sendo, portanto, indicadoras da taxa de decomposição e mineralização no solo (Allison and Vitousek, 2005; Wahsha et al., 2017). Nossos resultados indicam que a atividade enzimática é essencial para a melhoria da QS principalmente em estágios iniciais do processo reabilitação, deixando de ser significativa no ano de 2018 (Fig. 4h and 4j).

Com base nos achados deste estudo, pudemos obter uma estimativa de tempo para a

reabilitação da QS de áreas impactadas por mineração e revegetadas. Existem indícios confiáveis de que em um período de dois anos, áreas consideradas em estágio intermediário de reabilitação já podem ser consideradas avançadas e, portanto, com maior proximidade à referência nativa. Em Arenito II é possível afirmar que a partir de aproximadamente 12 anos de revegetação não se observa diferença na QS entre áreas de estágio intermediário e avançado de revegetação, ambas apresentando IQS acima de 0,6 e próximas da QS de solos de ecossistemas naturais (Fig. 5a). Embora não tenha sido possível estimar um tempo aproximado para a reabilitação do solo nas áreas Noroeste II e Sul IV, o conjunto de resultados obtido nessa pesquisa aponta fortemente para o avanço da reabilitação em direção a um ecossistema equilibrado e autossustentável, de modo que os diferentes estágios tendem a alcançar um patamar avançado de reabilitação e similar ao de áreas de floresta nativa. Por fim, é possível afirmar que o método TOPSIS é uma ferramenta muito eficiente para a avaliação da QS de áreas em reabilitação após impactos da mineração.

5. CONCLUSÃO

O IQS baseado no TOPSIS conseguiu identificar melhorias significativas na qualidade do solo dos estágios de reabilitação dos locais Arenito II, Noroeste II e Sul IV em duas avaliações distintas, demonstrando de forma clara a mudança de QS de cronossequências e indicado o sucesso das práticas de revegetação adotadas. Identificamos que os indicadores bioquímicos Corg, RBS, Urease e FDA foram relevantes e sensíveis às mudanças na QS, estando presentes na composição de dois dos três IQS avaliados nesse estudo, sendo, portanto, recomendados para compor bancos de dados de monitoramento de QS de áreas revegetadas. Entre as variáveis químicas, Fe foi a que mais se destacou.

Pode se observar um *insight* da influência de variáveis no IQS ao longo do tempo, compreendendo como os benefícios da revegetação são convertidos em processos e funções essenciais ao ecossistema, e qual o papel da atividade microbiana sobre a reabilitação do solo.

Portanto, concluímos que o algoritmo de decisão multicritério TOPSIS é uma ferramenta útil e inovadora para a avaliação de IQS de áreas degradados por mineração, podendo inclusive ser aplicado para estimar o tempo necessário para a reabilitação do solo. Acreditamos que a aplicação desse algoritmo na análise da recuperação de qualidade do solo em áreas de mineração em recuperação pode auxiliar na tomada de decisão sobre o sucesso das práticas de revegetação, e sugerimos o refinamento do método com a inclusão de variáveis físicas do solo, além de variáveis vegetativas e ecológicas, para compreender o processo de reabilitação de forma holística.

REFERÊNCIAS

- Alef, K., 1995. Fieldmethods. In: Alef, K., Nannipieri, P. (Eds.), *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Elsevier, pp. 463–490. <https://doi.org/10.1016/B978-012513840-6/50025-2>
- Allison, S.D., Vitousek, P.M., 2005. Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. *Soil Biol. Biochem.* 37, 937–944. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.09.014>
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., De Moraes Gonçalves, J. L., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Anderson, T.H., Domsch, K.H., 1993. The metabolic quotient for CO₂(qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 25, 393–395. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90140-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90140-7).
- Andrews, S.S., Carroll, C.R., 2001. Designing a Soil Quality Assessment Tool for Sustainable. *Ecol. Soc. Am.* 11, 1573–1585.
- Asensio, V., Guala, S.D., Vega, F.A., Covelo, E.F., 2013. A soil quality index for reclaimed mine soils. *Environ. Toxicol. Chem.* 32, 2240–2248. <https://doi.org/10.1002/etc.2315>
- Baião, É.E., Santos, C.H.B., Santos, A.H., Marques, G., Lima, J.C., Rigobelo, E.C., Scotti, M.R., 2021. High C-and N-based soil fertility and microbial associations sustain the plant biodiversity of the campo rupestre in Brazil. *Geoderma Reg.* 25. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00401>
- Barros, D.A. De, Junior, M.G.C., Oliveira, A.L. De, Carvalho, E., 2018. Matéria orgânica e agregação do solo em áreas sobre influência da mineração de bauxita na região do planalto de Poços de Caldas, MG Dalmo Arantes de Barros¹, Marcondes Geraldo Coelho Junior^{2*}, Athila Leandro de Oliveira², Eduardo Carvalho da Silva Neto².
- Batista, É. R., Franco, A. J., Silva, A. P. V., Silva, J. A. G. F., Tavares, D. S., Souza, J. K., Silva, A. O., Barbosa, M. V., Santos, J. V., & Carneiro, M. A. C. (2022). Organic substrate availability and enzyme activity affect microbial-controlled carbon dynamics in areas disturbed by a mining dam failure. *Applied Soil Ecology*, 169, 104169. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104169>
- Bhattacharya, P., Maity, P.P., Mowrer, J., Maity, A., Ray, M., Das, S., Chakrabarti, B., Ghosh, T., Krishnan, P., 2020. Assessment of soil health parameters and application of the sustainability index to fields under conservation agriculture for 3, 6, and 9 years in India. *Heliyon* 6, e05640. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05640>
- Bi Y., Xiao L., Guo C., Christie P. 2020. Revegetation type drives rhizosphere arbuscular mycorrhizal fungi and soil organic carbon fractions in the mining subsidence area of northwest China. *Catena*, 195, 104791. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104791>

- Bouyoucos, G.J., 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. *Agron. J.* 54, 464–465. <https://doi.org/10.2134/agronj1962.00021962005400050028x>
- Bradford, D.M.M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal Biochem* 72:248–254. [https://doi.org/10.1016/0003-2697\(76\)90527-3](https://doi.org/10.1016/0003-2697(76)90527-3)
- Brasil. Agência Nacional de Mineração. Departamento Nacional de Produção Mineral. Anuário Mineral Brasileiro Substâncias Metálicas 2019.
- Candeias, C., Melo, R., Avila, P.F., Ferreira Silva, E., Salgueiro, AR., Teixeira, J.P., 2014. Heavy metal pollution in mine-soil-plant system in S. Francisco de Assis—Panasqueira mine (Portugal). *Applied Geochemistry* 44:12–26
- Carneiro, C.C., Crósta, A.P., Silva, A.M., Pinheiro, R.V.L., 2006. Fusão de imagens altimétricas e aeromagnetométricas como ferramenta de interpretação geológica, exemplo da província mineral de Carajás (PA). *Rev. Bras. Geofis.* 24, 261–271. <https://doi.org/10.1590/s0102-261x2006000200009>
- Carvalho Filho, A. de, Inda, A.V., Fink, J.R., Curi, N., 2015. Iron oxides in soils of different lithological origins in Ferriferous Quadrilateral (Minas Gerais, Brazil). *Appl. Clay Sci.* 118, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2015.08.037>
- Carvalho Filho, A.D., Curi, N., 2010. Carvalho-Filho 2010 Relações solo-paisagem no Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais.pdf 903–916.
- Carvalho, J.M., Ramos, S.J., Furtini Neto, A.E., Gastauer, M., Caldeira, C.F., Siqueira, J.O., Silva, M.L.S., 2018. Influence of nutrient management on growth and nutrient use efficiency of two plant species for mineland revegetation. *Restor. Ecol.* 26, 303–310. <https://doi.org/10.1111/rec.12572>
- De Jesus, E.N., Dos Santos, T.S., Ribeiro, G.T., Orge, M.D.R., Amorim, V.O., Batista, R.C.R.C., 2016. Regeneração natural de espécies vegetais em jazidas revegetadas. *Floresta e Ambient.* 23, 191–200. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.115914>
- Delgado-Baquerizo, M., Grinyer, J., Reich, P.B., Singh, B.K., 2016. Relative importance of soil properties and microbial community for soil functionality: insights from a microbial swap experiment. *Funct. Ecol.* 30, 1862–1873. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12674>
- Deng, J., Bai, X., Zhou, Y., Zhu, W., & Yin, Y. (2020). Variations of soil microbial communities accompanied by different vegetation restoration in an open-cut iron mining area. *Science of the Total Environment*, 704, 135243. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135243>
- Dick, R.P., Breakwell, D.P., Turco, R.F., 1996. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In: Doran JW, Jones AJ (eds) *Methods for assessing soil quality*. Soil Sci Soc Am, Madison, pp 247–272

- Doran, J.W., Parkin, T.B., 1996. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: Doran, J.W., Jones, A.J. (Eds.), *Methods for Assessing Soil Quality*. Soil Science Society of America (SSSA) Special Publication, vol. 49. SSSA, Madison, WI, pp. 25–37.
- Eivazi, F., Tabatabai, M.A., 1977. Phosphatases in soils. *Soil Biol. Biochem.* 9, 167–172. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(77\)90070-0](https://doi.org/10.1016/0038-0717(77)90070-0).
- Eivazi, F., Tabatabai, M.A., 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol. Biochem.* 20, 601–606. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(88\)90141-1](https://doi.org/10.1016/0038-0717(88)90141-1)
- Ferreira, H., Leite, M.G.P., 2015. A Life Cycle Assessment study of iron ore mining. *J. Clean. Prod.* 108, 1081–1091. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.140>
- Gastauer, M., Silva, J.R., Caldeira Junior, C.F., Ramos, S.J., Souza Filho, P.W.M., Furtini Neto, A.E., Siqueira, J.O., 2018. Mine land rehabilitation: Modern ecological approaches for more sustainable mining. *J. Clean. Prod.* 172, 1409–1422. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.223>
- Gu, L. ping, Kong, J. jun, Chen, K., Guo, Y.Q., 2019. Monitoring soil biological properties during the restoration of a phosphate mine under different tree species and plantation types. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 180, 130–138. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.05.001>
- Hu, J., Du, Y., Mo, H., Wei, D., Deng, Y., 2016. A modified weighted TOPSIS to identify influential nodes in complex networks. *Phys. A Stat. Mech. its Appl.* 444, 73–85. <https://doi.org/10.1016/j.physa.2015.09.028>
- Juge, C., Cossette, N., Jeanne, T., Hogue, R. (2021). Long-term revegetation on iron mine tailings in northern Québec and Labrador and its effect on arbuscular mycorrhizal fungi. *Applied Soil Ecology*, 168, 104145. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104145>
- Kozak, M., Piepho, H.P., 2018. What’s normal anyway? Residual plots are more telling than significance tests when checking ANOVA assumptions. *J. Agron. Crop Sci.* 204, 86–98. <https://doi.org/10.1111/jac.12220>
- Kujur, M., Patel, A.K., 2012. Comparative Assessment of Microbial Biomass and Soil Enzyme Activities as Potential Indicators of Soil Quality in Different Mine Spoil, Odisha. *J. Environ.* 01, 64–74.
- Larson, W.E., Pierce, F.J., 1991. Conservation and enhancement of soil quality. Evaluation of Sustainable Land Management in the Developing World. Vol. 2. IBSRAM Proceedings, vol. 12(2). Int. Board for Soil Res. and Management, Bangkok, Thailand.
- Levi, N., Hillel, N., Zaady, E., Rotem, G., Ziv, Y., Karnieli, A., Paz-Kagan, T., 2021. Soil quality index for assessing phosphate mining restoration in a hyper-arid environment. *Ecol. Indic.* 125. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107571>
- Liu, J., Liu, C., Han, W., 2016. Efficiently Evaluating Heavy Metal Urban Soil Pollution Using an Improved Entropy-Method-Based Topsis Model. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 71, 377–382. <https://doi.org/10.1007/s00244-016-0304-6>

- McClean, E.O., et al., 1958. Aluminum in soils: I. extraction methods and magnitudes in Ohio clays and soils 1. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 22, 382
- Mehlich, A., 1953. Determination of P, Ca, Mg, K, Na and NH₄. North Carolina Soil Testing Division, Raleigh, pp. 195.
- Menke, W. Review of the Generalized Least Squares Method. *Surv Geophys* 36, 1–25 (2015). <https://doi.org/10.1007/s10712-014-9303-1>
- Mukhopadhyay, S., Maiti, S.K., Masto, R.E., 2014. Development of mine soil quality index (MSQI) for evaluation of reclamation success: A chronosequence study. *Ecol. Eng.* 71, 10–20. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.001>
- Mukhopadhyay, S., Masto, R.E., Yadav, A., George, J., Ram, L.C., Shukla, S.P., 2016. Soil quality index for evaluation of reclaimed coal mine spoil. *Sci. Total Environ.* 542, 540–550. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.035>
- Neri, A.C., Dupin, P., Sánchez, L.E., 2016. A pressure-state-response approach to cumulative impact assessment. *J. Clean. Prod.* 126, 288–298. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.134>
- Nkongolo, K.K., Narendrula-Kotha, R., 2020. Advances in monitoring soil microbial community dynamic and function. *J. Appl. Genet.* 61, 249–263. <https://doi.org/10.1007/s13353-020-00549-5>
- Nwaishi, F., Petrone, R.M., Macrae, M.L., Price, J.S., Strack, M., Slawson, R., Andersen, R., 2016. Above and below-ground nutrient cycling: A criteria for assessing the biogeochemical functioning of a constructed fen. *Appl. Soil Ecol.* 98, 177–194. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.10.015>
- Paradella, W.R., Ferretti, A., Mura, J.C., Colombo, D., Gama, F.F., Tamburini, A., Santos, A.R., Novali, F., Galo, M., Camargo, P.O., Silva, A.Q., Silva, G.G., Silva, A., Gomes, L.L., 2015. Mapping surface deformation in open pit iron mines of Carajás Province (Amazon Region) using an integrated SAR analysis. *Eng. Geol.* 193, 61–78. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2015.04.015>
- Paulucio, V. O., da Silva, C.F., Martins, M.A., Pereira, M.G., Schiavo, J.A., Rodrigues, L.A., 2017. Reforestation of a degraded area with Eucalyptus and Sesbania: Microbial activity and chemical soil properties. *Rev. Bras. Cienc. do Solo* 41, 1–14. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20160239>
- Paz-Ferreiro, J., Fu, S., 2016. Biological Indices for Soil Quality Evaluation: Perspectives and Limitations. *L. Degrad. Dev.* 27, 14–25. <https://doi.org/10.1002/ldr.2262>
- Pena, EA and Slate, EH, "Global Validation of Linear Model Assumptions," *J. American Statistical Association*, 101(473):341-354, 2006.

- Pille da Silva, E., Dutra de Armas, R., Ademar Avelar Ferreira, P., Laurentino Dantas, M.K., Giachini, A.J., Rocha-Nicoleite, E., González, A.H., Fonsêca Sousa Soares, C.R., 2019. Soil attributes in coal mining areas under recovery with bracatinga (*Mimosa scabrella*). *Lett. Appl. Microbiol.* 68, 497–504. <https://doi.org/10.1111/lam.13153>
- Piló, L. B., Auler, A. S., & Martins, F. (2015). Carajás national forest: Iron ore plateaus and caves in Southeastern Amazon. In B. C. Vieira, A. A. R. Salgado, & L. J. C. Santos (Eds.), *Landscapes and landforms of Brazil* (pp. 273–283). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Prommer, J., Walker, T.W.N., Wanek, W., Braun, J., Zezula, D., Hu, Y., Hofhansl, F., Richter, A., 2020. Increased microbial growth, biomass, and turnover drive soil organic carbon accumulation at higher plant diversity. *Glob. Chang. Biol.* 26, 669–681. <https://doi.org/10.1111/gcb.14777>
- R Development Core Team. 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Available online at <https://www.R-project.org/>
- Ramos, S.J., Gastauer, M., Mitre, S.K., Caldeira, C.F., Silva, J.R., Furtini Neto, A.E., Oliveira, G., Souza Filho, P.W.M., Siqueira, J.O., 2019. Plant growth and nutrient use efficiency of two native Fabaceae species for mineland revegetation in the eastern Amazon. *J. For. Res.* <https://doi.org/10.1007/s11676-019-01004-w>
- Rodríguez-Rodríguez RM, Kemmelmeier K, Pedroso D de F, Pinto FA, dos Santos JV, Gastauer M, Caldeira CF, Ramos SJ, Siqueira JO, Carneiro MAC. 2021. Native arbuscular mycorrhizal fungi respond to rehabilitation in iron ore mining areas from the Eastern Brazilian Amazon. *Pedobiologia* 89. DOI: 10.1016/j.pedobi.2021.150768
- Sahoo, P.K., Powell, M.A., Martins, G.C., Dall’Agnol, R., Salomão, G.N., Mittal, S., Pontes, P.R.M., Guimarães, J.T.F., de Siqueira, J.O., 2021. Occurrence, distribution, and environmental risk assessment of heavy metals in the vicinity of Fe-ore mines: a global overview. *Toxin Rev.* <https://doi.org/10.1080/15569543.2021.1919903>
- Shi, Z., Bai, Z., Guo, D., Chen, M., 2021. Develop a soil quality index to study the results of black locust on soil quality below different allocation patterns. *Land* 10. <https://doi.org/10.3390/land10080785>
- Shoemaker, W. R., Locey, K. J., & Lennon, J. T. (2017). A macroecological theory of microbial biodiversity. *Nature Ecology & Evolution*, 1, 0107. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0107>
- Skirycz, A., Castilho, A., Chaparro, C., Carvalho, N., Tzotzos, G., Siqueira, J.O., 2014. Canga biodiversity, a matter of mining. *Front. Plant Sci.* 5, 1–9. <http://dx.doi.org/10.3389/fpls.2014.00653>.
- Silva, A. O., Guimarães, A. A., Lopez, B. D. O. Zanchi, C. S., Vega, C. F. P., Batista, É. R., Moreira, F. M. S., Souza, F. R. C., Pinto, F. A., Santos, J. V., Carneiro, J. J., Siqueira, J. O., Kemmelmeier, K., Guilherme, L. R. G., Rufini, M., Dias Junior, M. S., Aragão, O. O. S., Borges, P. H. C., Oliveira-Longatti, S. M., & Carneiro, M. A. C. (2021).

- Chemical, physical, and biological attributes in soils affected by deposition of iron ore tailings from the Fundão Dam failure. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193, 462. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09234-4>
- Sparling, G.P., 1992. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Aust. J. Soil Res.* 30, 195–207.
- Tabatabai, M.A., Bremner, J.M., 1970. Arylsulfatase activity of soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 34, 225. <https://doi.org/10.2136/sssaj1970.03615995003400020016x>.
- Tabatabai, M.A., Bremner, J.M., 1972. Assay of urease activity in soil. *Soil Biol. Biochem.* 4, 479–487. [http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(72\)90064-8](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(72)90064-8)
- 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. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6).
- Wahsha, M., Nadimi-Goki, M., Fornasier, F., Al-Jawasreh, R., Hussein, E.I., Bini, C., 2017. Microbial enzymes as an early warning management tool for monitoring mining site soils. *Catena* 148, 40–45. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.021>
- Walkley, A., Black, I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci* 37:29–38
- Wang, L., Zhou, Y., Li, Q., Zuo, Q., Gao, H., Liu, J., Tian, Y., 2021. Forest land quality evaluation and the protection zoning of subtropical humid evergreen broadleaf forest region based on the PSOTOPSIS model and the local indicator of spatial association: A case study of Hefeng County, Hubei Province, China. *Forests* 12. <https://doi.org/10.3390/f12030325>
- Wright, S.F., Upadhyaya, A., 1996. Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Sci* 161:575–586. <https://doi.org/10.1023/A:1004347701584>
- Xie, X., Pu, L., Zhu, M., Wu, T., Xu, Y., Wang, X., 2020. Effect of long-term reclamation on soil quality in agricultural reclaimed coastal saline soil, Eastern China. *J. Soils Sediments* 20, 3909–3920. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02698-w>
- Yao, R., Yang, J., Gao, P., Zhang, J., Jin, W., 2013. Determining minimum data set for soil quality assessment of typical salt-affected farmland in the coastal reclamation area. *Soil Tillage Res.* 128, 137–148. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.11.007>
- Zhang, T., Lan, J., Yu, J., Liu, Z., Yao, S., 2020. Assessment of forest restoration projects in different regions using multicriteria decision analysis methods. *J. For. Res.* 25, 12–20. <https://doi.org/10.1080/13416979.2019.1704360>

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1. Médias de variáveis avaliadas nas cronossucessões de Arenito II, Noroeste II and Sul IV.

a) Arenito II																									
Ano	Estágio	CBM	RBS	qCO2	qMIC	BG	Phos	Ure	FDA	GFE	pH	Corg	P	K	S	Ca	Mg	Al	Zn	Fe	Mn	Cu	Argila	Silte	Areia
2016	NR	37,07*	2,58*	72,64*	0,03		641,3*	1,91	14,95*		5,17	0,16	4,90*	0,36*	33,10*	1,50	0,20	0,00	0,63*	114,0*	35,07*	13,93	16,33	12,77	70,90
2016	INI	191,89*	5,18*	28,09*	0,01		1204,8*	1,97	228,05*		5,00	2,00	2,43*	0,24*	16,53*	1,13	0,33	0,37	0,73*	226,7*	78,17*	0,73	35,00	9,07	55,93
2016	INT	240,32*	4,43*	19,39*	0,15		1209,5*	3,01	297,22*		4,80	1,86	9,53*	0,16*	8,37*	1,30	0,37	0,50	2,50*	101,3*	35,10*	0,70	26,00	5,20	68,80
2016	ADV	409,21*	5,65*	14,00*	0,24		1204,9*	4,05	273,46*		4,97	1,72	1,90*	0,13*	8,67*	0,67	0,17	0,70	0,50*	207,7*	14,53*	0,33	21,67	2,53	75,80
2016	REF	630,32*	7,83*	12,62*	0,29		1429,1*	3,39	295,83*		4,77	2,13	2,43*	0,17*	14,37*	1,77	0,30	0,43	0,67*	186,9*	32,70*	0,33	29,00	7,27	63,73
2018	NR	241,62*	7,16*	28,36*	0,05	330,8*	1607,2	4,77*	478,53*	9,62	6,00*	0,48*	78,17*	0,24*	62,27	2,50*	0,14	0,00*	0,37*	14,00*	3,63	4,63*	31,67	8,33*	60,00
2018	INI	321,59*	10,2*	33,73*	0,05	355,4*	2480,5	8,66*	648,94*	18,41	6,57*	0,63*	23,37*	0,18*	15,72	1,80*	0,16	0,00*	0,47*	16,33*	4,97	5,57*	25,83	8,33*	65,83
2018	INT	674,32*	8,04*	12,00*	0,05	825,6*	2475,9	10,64*	683,88*	23,43	4,43*	1,36*	3,03*	0,05*	11,97	0,54*	0,16	0,60*	1,37*	158,0*	7,83	2,23*	40,00	4,17*	55,83
2018	ADV	471,78*	7,75*	16,50*	0,04	444,9*	2476,5	13,79*	725,30*	19,58	4,40*	1,11*	0,90*	0,05*	9,87	0,23*	0,13	0,71*	0,57*	133,6*	3,93	1,73*	34,17	3,33*	62,50
2018	REF	766,35*	9,75*	12,75*	0,05	744,9*	2460,3	9,03*	633,93*	23,23	4,67*	1,42*	1,77*	0,07*	12,54	0,67*	0,13	0,66*	0,57*	288,0*	3,77	1,57*	35,83	4,17*	60,00
b) Noroeste II																									
2016	NR	66,08*	5,26*	81,14*	0,057*		398,4*	1,51*	3,41*		5,20*	0,12*	1,60*	0,03*	52,73	0,40	0,33	0,05*	1,73	49,37*	38,27	3,87	6,67*	49,60	43,73
2016	INI	170,81*	14,4*	90,54*	0,029*		884,5*	1,93*	61,26*		5,33*	0,62*	3,93*	0,11*	41,80	0,43	0,20	0,08*	0,97	54,37*	134,57	0,77	33,67*	32,70	33,63
2016	INT	229,96*	9,44*	46,27*	0,033*		1088,2*	2,78*	59,28*		5,30*	0,70*	3,63*	0,09*	37,50	1,17	0,40	0,05*	1,33	50,43*	126,93	0,80	32,33*	28,10	39,57
2016	ADV	505,38*	8,89*	17,51*	0,019*		1283,9*	4,81*	146,67*		4,27*	2,64*	2,30*	0,17*	18,77	0,30	0,23	1,17*	0,90	252,5*	39,63	2,30	43,67*	13,07	43,27
2016	REF	670,50*	8,44*	12,97*	0,025*		1398,6*	5,88*	270,08*		4,17*	2,64*	2,07*	0,23*	32,07	0,67	0,30	1,00*	1,07	191,1*	77,00	2,23	61,00*	18,10	20,90
2018	NR	263,76*	5,92*	21,09*	0,086	70,1*	611,8*	7,75*	83,69*	3,57	7,00*	0,31*	11,87	0,04*	19,24	1,65	0,63	0,00	2,17	1,33*	9,57	1,03*	30,33*	12,50	57,17
2018	INI	368,34*	6,10*	17,52*	0,045	286,2*	1257,2*	5,26*	424,56*	8,49	5,80*	0,87*	15,10	0,05*	22,83	0,89	0,58	0,01	0,93	17,67*	70,50	0,93*	47,00*	16,67	36,33
2018	INT	552,81*	8,69*	17,42*	0,041	448,2*	1860,2*	3,96*	850,35*	9,54	4,90*	1,47*	2,53	0,08*	66,41	0,50	0,17	0,22	0,97	12,67*	74,00	0,37*	53,67*	15,83	30,50
2018	ADV	338,29*	11,3*	31,05*	0,029	484,5*	1894,1*	4,51*	456,95*	5,77	5,53*	1,16*	2,03	0,05*	73,49	0,93	0,38	0,04	0,67	19,33*	71,10	0,37*	42,83*	17,50	39,67
2018	REF	830,39*	7,26*	8,77*	0,034	814,6*	1878,4*	7,91*	523,70*	18,26	4,63*	2,53*	6,47	0,10*	37,85	0,96	0,32	0,89	5,20	239,3*	42,43	2,27*	67,83*	7,50	24,67

c) Sul IV																									
2016	NR	146,29*	6,92	50,57*	0,012		1406,9*	2,31*	9,10*	5,67	0,12*	4,00*	0,05	59,93	1,00*	0,70*	0,00*	3,03*	46,97*	32,53*	0,93*	13,67	60,73	25,60	
2016	INI	160,17*	9,89	58,22*	0,012		234,5*	1,32*	36,93*	5,87	0,12*	2,90*	0,21	23,80	2,80*	6,70*	0,03*	21,27*	50,03*	51,00*	2,80*	5,00	63,70	31,30	
2016	INT	268,32*	11,37	42,93*	0,071		653,3*	2,49*	83,17*	6,00	0,50*	4,27*	0,15	26,47	1,10*	0,97*	0,00*	2,10*	54,00*	119,73*	1,63*	31,67	30,97	37,37	
2016	ADV	663,07*	11,58	16,31*	0,027		1513,7*	6,40*	156,25*	6,23	2,42*	8,60*	0,30	14,17	5,57*	1,57*	0,00*	4,90*	10,10*	131,4*	0,97*	23,00	25,97	51,03	
2016	REF	1427,7*	12,93	10,65*	0,055		1495,2*	2,78*	294,34*	4,30	2,52*	2,37*	0,20	28,27	1,50*	0,53*	0,50*	2,13*	169,2*	107,9*	3,20*	64,33	23,97	11,70	
2018	NR	259,70*	10,1*	43,26*	-	238,6*	1201,6*	4,45*	682,83*	8,95	6,70*	0,46*	8,20	0,08	56,37*	2,27*	1,42	0,00*	1,83	5,33*	11,73*	1,07*	47,50*	20,00	32,50
2018	INI	309,02*	6,47*	15,95*	0,057	375,5*	2398,8*	4,07*	492,20*	9,17	5,70*	1,20*	6,40	0,09	24,75*	1,20*	1,05	0,00*	1,63	24,67*	157,8*	3,27*	43,33*	20,83	35,83
2018	INT	372,74*	10,2*	27,45*	0,027	442,4*	2658,5*	3,41*	544,55*	8,31	5,57*	0,91*	6,60	0,08	36,18*	0,79*	0,79	0,02*	1,77	29,00*	86,30*	2,20*	47,50*	22,50	30,00
2018	AVD	655,13*	8,72*	14,05*	0,03	2397,4*	2701,9*	11,22*	512,17*	10,46	6,20*	2,17*	14,70	0,14	12,49*	4,23*	0,85	0,00*	1,90	12,00*	71,00*	1,83*	31,67*	15,00	53,33
2018	REF	861,45*	5,44*	6,35*	0,028	1132,4*	3256,9*	12,05*	986,46*	14,25	4,40*	3,09*	6,57	0,15	18,40*	1,94*	0,66	0,54*	2,50	138,7*	74,33*	5,20*	76,67*	14,17	9,17

Estágios: NR = Não revegetado, INI = Inicial, INT = Intermediário, ADV = Avançado, REF = Referência nativa. Variáveis BG = B-glicosidase, Phos = Fosfatase, Ure = Urease, GFE = Proteína do solo relacionada à glomalina facilmente extraível. *Valores representam medias; medias seguidas por asterisco (*) indicam diferença significativa ($p < 0,05$) entre estágios da cronossequências, de acordo com o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Variáveis com diferenças significativas nos dois anos (2016 e 2019) foram selecionadas para a análise de componentes principais.