



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA**

**ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DE ÁREAS DEGRADADAS PELA  
MINERAÇÃO DE SCHEELITA NA REGIÃO TROPICAL SEMIÁRIDA**

**ALANA RAYZA VIDAL JERÔNIMO DO NASCIMENTO**

**Natal - RN**  
**2015**

ALANA RAYZA VIDAL JERÔNIMO DO NASCIMENTO

**ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DE ÁREAS DEGRADADAS PELA  
MINERAÇÃO DE SCHEELITA NA REGIÃO TROPICAL SEMIÁRIDA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientadora: Profa. Dra. Karina Patrícia Vieira da Cunha

Natal - RN

2015

Catálogo da Publicação na Fonte.  
Biblioteca Central Zila Mamede. Setor de Informação e Referência

Nascimento, Alana Rayza Vidal Jerônimo do.

Atributos físicos e químicos de áreas degradadas pela mineração de scheelita na região tropical semiárida / Alana Rayza Vidal Jerônimo do Nascimento. – Natal, RN, 2015.

93 f.

Orientadora: Karina Patrícia Vieira da Cunha.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária.

1. Qualidade do solo - Dissertação. 2. Contaminação ambiental - Dissertação. 3. Metais pesados - Dissertação. 4. Degradação ambiental – Dissertação. I. Cunha, Karina Patrícia Vieira da. II. Título.

RN/UF/BCZM

CDU 628

ALANA RAYZA VIDAL JERÔNIMO DO NASCIMENTO

**ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DE ÁREAS DEGRADADAS PELA  
MINERAÇÃO DE SCHEELITA NA REGIÃO TROPICAL SEMIÁRIDA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

**BANCA EXAMINADORA**

*Karina Patricia Vieira da Cunha*

Profa. Dra. Karina Patrícia Vieira da Cunha – Orientadora  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

*Airon José da Silva*

Prof. Dr. Airon José da Silva – Examinador Externo  
Universidade Federal de Sergipe - UFS

*Fabíola Gomes de Carvalho*

Profa. Dra. Fabíola Gomes de Carvalho – Examinadora Externa  
Instituto Federal do Rio Grande do Norte - IFRN

Natal - RN

2015

À minha querida mãe, Mayza, que sempre me ensinou, com muito amor, a viver de forma íntegra, sempre com confiança em Deus, em quem depositamos toda nossa esperança.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao Senhor Deus, por ter me guiado com muito amor ao longo deste mestrado e me concedido graça, saúde e sabedoria para alcançar mais esta vitória.

À minha mãe, Mayza, por todo amor, dedicação e zelo, e a toda minha família, por me incentivar e me apoiar em todos os momentos. Ter vocês ao meu lado foi fundamental para que eu enfrentasse os desafios dessa etapa de minha vida.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária (PPgES) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, por todo suporte que possibilitou o desenvolvimento desta pesquisa, inclusive financeiro, e a CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), pela concessão da bolsa de mestrado.

À minha orientadora, professora Karina, por toda contribuição, paciência, confiança e motivação. Admiro sua dedicação e seu profissionalismo, seus ensinamentos me ajudaram a crescer pessoal e profissionalmente.

Aos professores Vanessa Becker e Manoel Lucas, pelos conselhos e contribuições na minha banca de qualificação.

Aos professores Airon Silva e Fabíola Carvalho, pelas valiosas contribuições na minha banca de defesa.

Ao professor Clístenes Nascimento e aos alunos Marília, Wildson, Ygor Jacques, João Paulo, Albérico, Felipe e Luís do Laboratório de Fertilidade do Solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco, pelo espaço concedido e auxílio na realização das análises de solo.

Ao LARHISA (Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), pelo espaço concedido para realização desta pesquisa.

Ao sr. José Augusto, por nos ter recebido em sua propriedade Serra dos Angicos onde coletamos nossas amostras de solo. A Gabriella Freire, por ter sido tão prestativa, nos acompanhou em nossa primeira viagem ao campo e possibilitou o contato com o sr. José Augusto, seus conhecimentos foram muito úteis.

À minha amiga Giovana Alves, por todo auxílio no preparo das amostras e nas análises laboratoriais. Ao João Manoel, João Paulo, Iani e Paulo, técnico do laboratório de

Mecânica dos Solos, por também terem me auxiliado nas coletas e preparo das amostras de solo.

Ao motorista Seu Assis (Coleguinha), competente e sempre disposto, por nos auxiliar nas coletas com muito bom humor.

Aos professores do PPgES, por todo ensino e contribuição na minha formação.

Aos secretários do PPgES, Pedro, Karen e Leonor (*in memoriam*) e a Célia, pelo suporte e atenção.

Aos meus colegas do mestrado, pela amizade e apoio, a nossa convivência foi muito boa.

Aos meus amigos, David, Aline, Larynne e Marcos, que me acompanham desde a graduação, juntos compartilhamos sonhos, conquistas, aperreios (rs), aprendizados e muitas alegrias. O “Dalma” será sempre especial para mim e com muito carinho sempre cultivarei a amizade de vocês.

Por fim, a todos que de alguma forma me ajudaram, torceram e oraram para que este caminho fosse trilhado com muito sucesso. Muito obrigada.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>X</b>
<b>LISTA DE TABELAS .....</b>	<b>XI</b>
<b>LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS .....</b>	<b>XII</b>
<b>RESUMO .....</b>	<b>XIII</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>XIV</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>1.1. Exploração mineral e desenvolvimento socioeconômico da sociedade.....</b>	<b>1</b>
<b>1.2. Exploração mineral de scheelita no semiárido brasileiro .....</b>	<b>1</b>
<b>1.3. Impactos ambientais decorrentes da atividade de mineração .....</b>	<b>4</b>
<b>1.4. Avaliação da qualidade do solo como instrumento de recuperação de áreas degradadas .....</b>	<b>5</b>
<b>1.5. Qualidade do solo em minas ativas .....</b>	<b>8</b>
<b>1.6. Qualidade do solo em minas abandonadas .....</b>	<b>9</b>
<b>1.7. Qualidade do solo em minas recuperadas ou em processo de recuperação</b>	<b>11</b>
<b>2. REFERÊNCIAS .....</b>	<b>13</b>
<b>CAPÍTULO 1 .....</b>	<b>19</b>
<b>RESUMO .....</b>	<b>19</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>20</b>
<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>21</b>
<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>22</b>
<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>26</b>
<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>42</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>43</b>
<b>CAPÍTULO 2 .....</b>	<b>47</b>
<b>RESUMO .....</b>	<b>47</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>48</b>
<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>49</b>
<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>50</b>
<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>54</b>
<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>67</b>

<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>69</b>
<b>3. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>72</b>
<b>4. APÊNDICES.....</b>	<b>74</b>

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO 1

- Figura 1** - Localização das áreas sob mata nativa e das minas Barra Verde e Olho d'Água, inseridas no município de Currais Novos, Estado do Rio Grande do Norte .... 23
- Figura 2** - pH e condutividade elétrica (CE) do solo sob mata nativa e das áreas das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas em Currais Novos-RN .....31
- Figura 3** - Teores de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$  trocáveis e de  $\text{H}^+$ + $\text{Al}^{3+}$  do solo sob mata nativa e das áreas das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas em Currais Novos-RN.....32
- Figura 4** - Complexo sortivo do solo sob mata nativa e das áreas das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas em Currais Novos-RN.....34
- Figura 5** - Teores de matéria orgânica (MO), fósforo disponível (P) e nitrogênio total (NT) do solo sob mata nativa e das áreas das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas em Currais Novos-RN .....35
- Figura 6** - Análise de componentes principais dos atributos físicos e químicos do solo sob mata nativa e dos solos das áreas de lavra das minas Barra Verde e Olho d'Água, Currais Novos/RN, 2015.....39

### CAPÍTULO 2

- Figura 1** - Localização das áreas sob mata nativa e das minas Barra Verde e Olho d'Água, inseridas no município de Currais Novos, Estado do Rio Grande do Norte .....51
- Figura 2** - Teores totais dos metais pesados Fe, Mn, Cr, Ni, Cd, Cu, Zn e Pb do solo sob mata nativa e das áreas das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas em Currais Novos-RN .....56
- Figura 3** - Análise de componentes principais dos teores totais dos metais pesados do solo sob mata nativa e dos solos das áreas de lavra das minas Barra Verde e Olho d'Água, Currais Novos/RN, 2015.....65
- Figura 4** - Análise de componentes principais dos teores disponíveis dos metais pesados do solo sob mata nativa e dos solos das áreas de lavra das minas Barra Verde e Olho d'Água, Currais Novos/RN, 2015 .....66

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO 1

**Tabela 1** - Atributos físicos do solo sob mata nativa e das áreas de lavra das minas Barra Verde e Olho D'Água, localizadas em Currais Novos-RN .....27

### CAPÍTULO 2

**Tabela 1** - Média ( $\pm$  desvio padrão) do pH e granulometria do solo sob mata nativa e das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas em Currais Novos-RN.....55

**Tabela 2** - Valores de referência de qualidade (VRQs) estabelecidos para o Estado do Rio Grande do Norte por Preston *et al.* (2014).....57

**Tabela 3** - Valores de Prevenção (VPs) e de Investigação (VIs) estabelecidos pela resolução CONAMA nº 420/2009 .....58

**Tabela 4** - Correlações entre os teores totais dos metais pesados Fe, Mn, Cd, Cu, Zn e Pb e o teor de areia do solo sob mata nativa e das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas em Currais Novos-RN.....59

**Tabela 5** - Teores disponíveis dos metais pesados Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb do solo sob mata nativa e das áreas das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas em Currais Novos-RN .....62

**LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACP	Análise de Componentes Principais
AR	Área próxima de um curso de água residuária
CE	Condutividade elétrica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPRM	Serviço Geológico do Brasil
CTCp	Capacidade de troca catiônica potencial
Dp	Densidade de partículas
Ds	Densidade do solo
EIA	Estudo de Impacto Ambiental
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EOD	Área de mistura de estéril e rejeito
FP	Área de uma mina em fase de pesquisa
m	Saturação por alumínio
MO	Matéria orgânica
MT	Área sob mata nativa
NT	Nitrogênio total
P	Fósforo disponível
PE	Área de deposição de estéril
PRAD	Plano de Recuperação de Áreas Degradadas
PT	Porosidade total
RBV	Área de deposição de rejeito da mina Barra Verde
RIMA	Relatório de Impacto Ambiental
ROD	Área de deposição de rejeito da mina Olho d'Água
SB	Soma de bases
V	Saturação por bases

## RESUMO

A mineração promove alterações significativas na paisagem e na qualidade do solo, além de ser considerada uma das principais fontes antrópicas de metais pesados no ambiente. A ausência de medidas de proteção sanitária e ambiental no controle dos impactos gerados contribui para o aumento do risco de degradação não apenas na área de lavra, mas em toda a extensão da área de influência da mineração. Neste contexto, diagnósticos de qualidade do solo e dos resíduos da mineração são imprescindíveis para orientar medidas que promovam a redução dos impactos e a recuperação das áreas degradadas. No município de Currais Novos, localizado na região semiárida do Estado do Rio Grande do Norte, algumas mineradoras realizam a exploração da scheelita desde a década de 1940. A mina Olho d'Água foi desativada em 1976 e a mina Barra Verde está em atividade. Nessas minas, as atividades de lavra e de beneficiamento da scheelita geraram pilhas de estéril e rejeito que estão depositadas no solo sem qualquer medida de proteção. Este trabalho teve como objetivo avaliar atributos físicos e químicos do solo e os teores de metais pesados nas minas Barra Verde e Olho d'Água a fim de identificar estágios de degradação nas áreas mineradas e estabelecer indicadores de qualidade que facilitem a recuperação e monitoramento ambiental na região. Os resultados demonstraram que a ausência de medidas de controle e de recuperação nas minas contribui para a intensificação dos processos erosivos, o que amplia o potencial de difusão de contaminantes para os demais componentes da bacia hidrográfica. As áreas de deposição de estéril e rejeito na mina ativa apresentaram nível de degradação do solo mais acentuado dentre as áreas mineradas. Na mina desativada, o crescimento espontâneo da vegetação tem favorecido a pedogênese dos substratos remanescentes da mineração e a recuperação da qualidade do solo, indicando que a técnica de revegetação é adequada para estabilização e recuperação das funções ecossistêmicas das áreas mineradas. Os teores de Cd, Cu e Pb acima dos valores de investigação estabelecidos pela legislação brasileira apontam para a necessidade de medidas de remediação nas áreas mineradas. A sensibilidade na distinção entre a área natural e minerada dos atributos fósforo disponível, pH, acidez potencial, argila, nitrogênio total, matéria orgânica, densidade do solo, porosidade total e densidade de partículas e os metais Cd, Cu e Pb faz com que sejam considerados bons indicadores de qualidade do solo a serem utilizados em programas de recuperação e monitoramento ambiental das áreas mineradas.

**Palavras-chave:** qualidade do solo, contaminação ambiental, metais pesados, degradação ambiental.

## ABSTRACT

Mining promotes significant changes in the landscape and soil quality, and is considered one of the major anthropogenic sources of heavy metals in the environment. The absence of measures of health and environmental protection in controlling the impacts generated contributes to the increased risk of degradation not only in the mined area, but in the full extent of the area affected by mining. In this context, soil quality and mining waste diagnostics are essential to guide measures that promote the reduction of impacts and the recovery of degraded areas. In the municipality of Currais Novos, located in the semi-arid region of the state of Rio Grande do Norte, some mining companies exploit the scheelite ore since 1940s. Olho d'Água mine was shut down in 1976 and Barra Verde mine is in operation. These mines, the mining and beneficiation activities of scheelite generated piles of tailings and overburden that are deposited in the soil without any protective measure. This study aimed to evaluate physical and chemical properties of soil and heavy metal content in Barra Verde and Olho d'Água mines to identify stages of degradation in mined areas and establish quality indicators for facilitate recovery and environmental monitoring in the region. The results showed that the absence of control and recovery measures in the mines contributes to the intensification of erosion, which increases the potential spread of contaminants to the other components of the watershed. The overburden deposition and tailings areas in the active mine showed stronger level of land degradation among the mined areas. In the disabled mine, the spontaneous growth of vegetation has favored the pedogenesis of the remaining substrates mining and recovery of soil quality, indicating that the revegetation technique is suitable for stabilization and recovery of ecosystem functions of mined areas. Cd, Cu and Pb beyond values of investigation established by Brazilian law indicate to need for remediation measures in mined areas. The sensitivity in distinguishing between the natural and mined area of available phosphorus, pH, potential acidity, clay, total nitrogen, organic matter, bulk density, total porosity, particle density Cd, Cu and Pb makes them good soil quality indicators to be used in recovery and environmental monitoring programs of mined areas.

**Key words:** soil quality, environmental contamination, heavy metals, environmental degradation.

## **1. INTRODUÇÃO**

### **1.1. Exploração mineral e desenvolvimento socioeconômico da sociedade**

A sobrevivência do homem no planeta Terra demanda recursos naturais e energia. No processo de obtenção desses recursos, alterações nas características do ambiente são inevitáveis. Com a evolução das atividades antrópicas, principalmente a partir do surgimento das primeiras civilizações, o homem foi ampliando sua capacidade de intervenção sobre o ambiente. A transformação social ou de comportamento do nomadismo para a fixação de residências trouxe à tona algo antes desprezível: a sustentabilidade ambiental. Se o abandono de uma localidade pelos nômades era decorrente do esgotamento dos seus recursos, o uso racional destes, que garanta a sua renovação, é fundamental ao homem sedentário.

Dentre as atividades antrópicas, a extração mineral é exercida desde a pré-história, cujas fases são divididas em função dos tipos de minerais utilizados: idades da pedra, do bronze, do ferro. Primeiramente, a mineração foi imprescindível à sobrevivência do homem e, posteriormente, assumiu a posição de fonte produtora de bens sociais e industriais, participando sobremaneira na evolução alcançada pela humanidade (FERREIRA e FERREIRA, 2008). A participação e a importância da atividade de mineração são amplamente reconhecidas no processo que culminou no atual nível de desenvolvimento, conforto e bem-estar da sociedade. E corresponde a uma atividade necessária à manutenção da qualidade de vida atingida.

É evidente a existência de uma relação direta entre desenvolvimento socioeconômico, qualidade de vida e consumo de bens minerais. Isto é, a atividade de mineração disponibiliza os recursos minerais essenciais ao desenvolvimento socioeconômico, que por sua vez, implica em maior consumo de bens minerais. Porém, não se pode negligenciar a importância de garantir a qualidade e disponibilidade dos recursos naturais indispensáveis ao desenvolvimento da sociedade.

### **1.2. Exploração mineral de scheelita no semiárido brasileiro**

No Brasil, a atividade mineradora teve início no período colonial através da descoberta da primeira jazida de ouro em 1590 (PINTO, 2000). Impactos ambientais, como desmatamentos, queimadas, alterações na qualidade e no regime hidrológico

dos cursos de água, processos erosivos, mortalidade da ictiofauna, fuga de animais silvestres, poluição química provocada pelo mercúrio metálico, acompanharam o surgimento dos primeiros núcleos auríferos no Brasil (FARIAS, 2002). Atualmente, em relação ao resto do mundo, o Brasil é possuidor das maiores reservas de nióbio (98,2%), barita (53,3%) e grafita natural (50,7%), ocupando a posição de segundo maior detentor das reservas de tântalo (36,3%) e terras raras (16,1%), e possui reservas significativas dos minérios de níquel (13,7%), ferro (13,6%) e estanho (10,0%) (BRASIL, 2014). Apesar de ser uma atividade geradora de impactos ambientais, a mineração atua como base de sustentação para a maioria dos segmentos industriais, desempenhando papel fundamental na economia brasileira, não só como geradora de empregos, mas também como fator para o desenvolvimento de diversas cidades (PEJON *et al.*, 2013).

Dentre as reservas nacionais que fomentam a economia local e regional, ressalta-se que existem cerca de 120 processos no Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM) em fase de autorização de pesquisa para o minério de tungstênio, distribuídos por diversas regiões do país (BRASIL, 2014). O minério de tungstênio é um metal que possui características únicas, como elevada dureza, densidade e ponto de fusão, que são indispensáveis na composição de certas ligas de aços especiais. No semiárido brasileiro, abrangendo os Estados do Rio Grande do Norte e da Paraíba, está localizada a Província Scheelitífera do Seridó, onde ocorrem as principais mineralizações de scheelita ( $\text{CaWO}_4$ ), constituindo-se a maior concentração de minério de tungstênio do país (DANTAS, 2000).

A scheelita é um tungstato de cálcio com composição: CaO (19,4%) e  $\text{WO}_3$  (80,6%) (GODEIRO *et al.*, 2010), que se caracteriza pelas cores branca, amarela, verde ou castanha, brilho vítreo a adamantino, fratura conchoidal, clivagem imperfeita e dureza intermediária. Na Província Scheelitífera do Seridó, a scheelita ocorre em depósitos de escarnitos (*skarns*) formando intrusões em mármore e mármore-xisto provenientes dos metamorfismos regional e de contato (SOUZA NETO *et al.*, 2008). A mineralogia dos skarns inclui uma ampla variedade de minerais calciossilicatados. A etapa progressiva do metamorfismo caracteriza-se pela ocorrência dos minerais almandina, diopsídio, anortita, e actinolita-magnésio-hornblende, e, como minerais acessórios, titanita, apatita, allanita, zircão e monazita. A etapa retrógrada é caracterizada pelo feldspato alcalino, clinozoisite-zoisite-sericite, calcita e quartzo (SOUZA NETO *et al.*, 2008). Cumpre ressaltar que vários metais (Fe, Cu, Au, Mo, W,

Pb-Zn, Sn) ocorrem nos depósitos de escarnitos, os quais contêm a pirita predominantemente como sulfeto (SOUZA NETO *et al.*, 2008). A ocorrência de scheelita nos skarns está associada aos minérios piroxênio, titanita, apatita, calcopirita e molibdenita (SOUZA NETO *et al.*, 2008).

No município de Currais Novos-RN, algumas mineradoras iniciaram a exploração de scheelita na década de 1940, com destaque para as minas Brejuí, Barra Verde, Boca de Lage e Olho d'Água. Entretanto, na década de 1990, a exploração se tornou inviável, levando à interrupção das atividades nessas minas, devido à queda do preço do tungstênio no mercado internacional resultante da maior oferta desse minério por parte da China (SOUSA e CAMELO, 2008). Ao decorrer da operação dessas minas, o processamento mecânico de scheelita gerou elevadas quantidades de rejeito e estéril que foram acumuladas em pilhas a céu aberto sem nenhuma proteção, sendo expostas à ação do vento e da água da chuva. Para se ter ideia, na mina Brejuí, duas pilhas cobrem uma área de 121.500 m<sup>2</sup>, com volume de 1.943.200 m<sup>3</sup>, totalizando 3.110.400 toneladas (PETTA *et al.*, 2014). Salienta-se que a precariedade dos métodos e equipamentos utilizados no beneficiamento resultou em quantidades significativas de scheelita desperdiçada nos rejeitos (FERNANDES *et al.*, 2009). Desse modo, é apropriado considerar, além das mineralizações de scheelita, as reservas remanescentes das operações de lavra e de beneficiamento. No início do século XXI, o governo chinês passou a restringir suas exportações do minério de tungstênio em virtude do esgotamento de suas reservas (SOUSA e CAMELO, 2008). Desde então, com as perspectivas de exploração de novas áreas e de reaproveitamento de scheelita a partir de antigas pilhas de rejeito, as mineradoras de Currais Novos começaram a retomar suas atividades impulsionadas pelo aumento do preço do minério.

Um estudo identificou que os estéreis da lavra de scheelita na mina Brejuí são constituídos por epidoto, calcita, andradita, quartzo e tremolita (SILVA JUNIOR *et al.*, 2008). Os óxidos predominantes no estéril foram SiO<sub>2</sub>, CaO, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> e Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, refletindo a predominância do mineral epidoto na composição do estéril. Os teores de CaO, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, SiO<sub>2</sub> e MgO no estéril também são reflexos da presença, respectivamente, de calcita, andradita, quartzo e tremolita.

A caracterização química e a análise granulométrica do rejeito proveniente do beneficiamento de scheelita foram objetos de um estudo com o intuito de gerar informações relevantes aos processamentos minero-metalúrgicos e às alternativas para o aproveitamento da scheelita desperdiçada no rejeito da mina Brejuí (GODEIRO *et al.*,

2010). Os resultados desse estudo demonstraram que o rejeito está associado predominantemente aos minerais calcita, quartzo, albita, anortita e biotita. Os elevados teores de CaO (em média 50,27% da composição da amostra) e SiO<sub>2</sub> (em média 25,90%) revelam que esses calcita e quartzo são os minerais mais importantes em quantidade. De acordo com a análise granulométrica, o rejeito é caracterizado como um material fino tendo em vista que mais de 50% da amostra foi inferior a 104 µm. O estudo também evidenciou que maiores teores de WO<sub>3</sub> estão associados às frações menores do rejeito, indicando que os equipamentos de concentração utilizados não apresentam boa eficiência no processamento de partículas finas da scheelita.

### **1.3. Impactos ambientais decorrentes da atividade de mineração**

A atividade de mineração provoca mudanças visíveis na paisagem, alterando significativamente a estética e a biodiversidade local, por isso é tão veementemente criticada por conservacionistas e caracterizada como de elevado potencial de degradação. A mineração subterrânea ou a céu aberto promove a remoção da vegetação, do solo e das camadas geológicas, sobrejacentes ou intercaladas ao minério de interesse, o que muda a topografia permanentemente e interrompe o regime hidrológico superficial e subsuperficial (SHRESTHA e LAL, 2011). Além disso, a inexistência de gerenciamento e de controle de poluentes eficazes em todas as etapas da mineração contribui para a redução da qualidade do solo (FU *et al.*, 2011).

A supressão da cobertura vegetal, que corresponde ao primeiro passo para a abertura das lavras e das estradas, facilita o arraste direto de rejeitos e de partículas de solo por processos erosivos, aumentando o risco de assoreamento dos corpos hídricos e do transporte de contaminantes responsável pela difusão da contaminação no ambiente (BARROS *et al.*, 2011).

Além da retirada da vegetação, os desmontes, escavações, tráfego de maquinário pesado, deposição do estéril (solo ou rocha) removido, que corresponde ao material não aproveitável economicamente, e do rejeito proveniente dos processos de beneficiamento do minério também contribuem para a deflagração de intensos processos erosivos e de movimentação de massa. Como resultado, vastas áreas podem se tornar potencialmente instáveis ou inadequadas para posterior utilização (SOBREIRA e FONSECA, 2001).

A grande quantidade de estéréis e rejeitos gerada, juntamente com a produção de água residuária, torna-se fonte de contaminação por metais pesados e de poluição do ambiente quando sua disposição não atende às medidas de proteção sanitária e ambiental (PRATAS *et al.*, 2005). Nas áreas de disposição inadequada das pilhas de estéril e rejeito, é comum a ocorrência da Drenagem Ácida de Mina (DAM) resultante da oxidação de sulfetos em presença de água (ROMERO *et al.*, 2007). A DAM tem sido reconhecida como um dos mais graves impactos ambientais associados à atividade de mineração tendo em vista que pode atingir rios e o lençol freático e, geralmente, contém elevadas concentrações de elementos dissolvidos potencialmente tóxicos, ou seja, a acidificação pode aumentar a dissolução de metais pesados, tais como cádmio, cobre e zinco (MONCUR *et al.*, 2005; ROMERO *et al.*, 2007; NAVARRO *et al.*, 2008).

Ademais, a deposição no solo de materiais atmosféricos particulados, provenientes de poeiras e fumaças liberadas durante as operações de lavra e de beneficiamento do minério, ocasiona intensa poluição (ANDRADE *et al.*, 2009b).

Vale salientar que a exposição das pilhas de estéril e rejeito aos processos de erosão hídrica e eólica e à lixiviação de contaminantes para o lençol freático desencadeia progressivo grau de contaminação de áreas circunvizinhas (ANDRADE *et al.*, 2009a). Isto é, a deterioração da qualidade do solo não se restringe à área de lavra, mas pode atingir toda a extensão da área de influência da mineração.

#### **1.4. Avaliação da qualidade do solo como instrumento de recuperação de áreas degradadas**

Diante do potencial de degradação ambiental da atividade de mineração, a legislação brasileira, conforme o Decreto nº 97.632 de 10 de abril de 1989 (BRASIL, 1989), estabelece a obrigatoriedade da elaboração do plano de recuperação da área degradada (PRAD) a ser apresentado juntamente com o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e o Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) exigidos para o processo de licenciamento de empreendimentos que se destinam à exploração de recursos minerais (CONAMA, 1986). Assim, a recuperação de áreas mineradas deve ser planejada antes da implantação do empreendimento e executada simultaneamente à mineração, prosseguindo com o monitoramento até muito tempo depois da atividade ter sido completada. Contudo, a dificuldade de fiscalização e a ausência de diagnósticos prévios dos resíduos gerados e da qualidade do solo, que orientem as medidas

necessárias à redução de impactos, conduzem à prática de processos deficientes de recuperação das áreas mineradas. No cenário internacional, a situação é semelhante e minas simplesmente são abandonadas após o esgotamento das reservas de minérios (NAVARRO *et al.*, 2008; IAVAZZO *et al.*, 2012).

Estudos têm sido realizados a fim de investigar o potencial de contaminação do solo e dos mananciais de abastecimento humano e de dessedentação animal por metais pesados decorrente da atividade de mineração (IAVAZZO *et al.*, 2012; PETTA *et al.*, 2014). Entretanto, faz-se necessário também a realização de estudos que investiguem as alterações nos atributos físicos e químicos do solo, e conseqüentemente a redução de sua qualidade, causadas por atividades de mineração. Tais informações são úteis no sentido de subsidiar o planejamento voltado para a redução dos impactos durante a fase de extração e a gestão criteriosa das atividades de recuperação pós-mineração (SHRESTHA e LAL, 2011).

A qualidade do solo é definida como a capacidade de um tipo específico de solo funcionar, dentro de limites dos ecossistemas naturais ou manejados, sustentando a produtividade das plantas e animais, mantendo ou melhorando a qualidade da água e do ar, e dando suporte a saúde humana e habitação (KARLEN *et al.*, 1997). A avaliação da qualidade do solo tem sido sugerida como uma importante ferramenta para a avaliação da sustentabilidade dos ecossistemas e o monitoramento ambiental, principalmente em programas de recuperação de áreas degradadas. Para quantificar a qualidade do solo, os principais desafios encontrados são a seleção dos atributos do solo que servirão como indicadores de qualidade de solo, bem como os níveis críticos desses atributos, que devem levar em conta as peculiaridades de cada região.

Apesar da importância socioambiental das atividades mineradoras de scheelita no município de Currais Novos-RN, poucas pesquisas foram desenvolvidas no tocante a degradação e contaminação do solo nessas áreas. Dentre essas, destaca-se o estudo da influência das pilhas de rejeito das minas Brejuí, Barra Verde e Boca de Lage, acumuladas a céu aberto, no aporte de metais pesados no sistema de drenagem do reservatório Gargalheiras, importante para o abastecimento de água da região (PETTA *et al.*, 2014). Assim, diante da grande lacuna verificada em relação aos estudos de diagnóstico ambiental do distrito de mineração em Currais Novos, se faz necessário desenvolver pesquisas que avaliem a qualidade do solo dessa região, tendo em vista a extrema importância dessas avaliações para o monitoramento ambiental.

De fato, avaliar as alterações nos atributos do solo provocadas pelo seu uso é fundamental para que se possa empregar um manejo mais adequado e contornar possíveis processos de degradação ambiental, principalmente, em locais que apresentam ecossistemas naturalmente frágeis nos quais são desenvolvidas atividades com elevado potencial de contaminação, como a mineração e suas diversas etapas.

Neste contexto, percebe-se que a degradação pode ser associada à própria definição de qualidade do solo, ou seja, à medida que as características que determinam a qualidade de um solo forem alteradas, estabelece-se um processo de degradação (DIAS e GRIFFITH, 1998).

A associação entre degradação e um determinado status de qualidade requer que primeiramente sejam estabelecidas quais características definem a qualidade de um solo, o que pode ser alcançado pela avaliação dos atributos do solo. Os atributos do solo mais sensíveis ao nível de degradação podem servir como ferramentas da avaliação da qualidade do solo denominadas de indicadores de qualidade. Bons indicadores de qualidade do solo são quantitativos, sensíveis a pequenas variações, reduzidos em número e simples de medir (NORTCLIFF, 2002). Selecionados esses atributos/indicadores, o segundo passo e não menos importante que o primeiro, é a determinação de valores de referência para a qualidade desse solo. Tendo em vista o caráter dinâmico do solo, sempre que possível, não se devem usar padrões fixos para a comparação e tomada de decisão, e sim fazê-la adotando-se valores obtidos a partir de uma área adjacente em condição natural, ou seja, em que não tenha havido a intervenção antrópica.

Além dos atributos físicos e químicos do solo utilizados com eficiência como indicadores de qualidade do solo, como, por exemplo: pH, disponibilidade de nutrientes, teor de matéria orgânica, saturação por alumínio, CTC, condutividade elétrica, estabilidade de agregados, porosidade do solo (DIAS *et al.*, 2007); atualmente, contaminantes, tais como metais pesados, advindos dos resíduos das atividades antrópicas começaram a ser incluídos na lista de indicadores, pois podem alterar as concentrações naturais e prejudicar a funcionalidade dos ecossistemas (CUNHA *et al.*, 2008; CUNHA e NASCIMENTO, 2009).

Tendo em vista a progressiva acentuação dos problemas ambientais, fica evidente o quanto é necessário investir na construção de referências e definir atributos sensíveis ao manejo e uso do solo e de fácil determinação para serem utilizados como

indicadores de qualidade do solo em programas de monitoramento ambiental, com a finalidade de evitar e/ou reverter a degradação do meio ambiente.

### 1.5. Qualidade do solo em minas ativas

Embora o conhecimento das alterações nos atributos físicos e químicos do solo resultantes da mineração para a adoção das medidas de correção das áreas mineradas mais adequadas e conseqüente sucesso do programa de recuperação ambiental, observa-se, na realidade, uma lacuna na literatura de estudos que avaliem a condição de qualidade do solo durante o desenvolvimento da atividade.

De maneira geral, solos de áreas mineradas apresentam perda drástica dos teores de matéria orgânica, carbono orgânico e nitrogênio do solo, assim como o aumento do pH, condutividade elétrica, densidade do solo e das concentrações de metais pesados (SHRESTHA e LAL, 2011; IAVAZZO *et al.*, 2012). Além disso, a remoção das camadas superiores do solo provoca perda de estrutura e funcionalidade, com conseqüente redução da biodiversidade (MENTA *et al.*, 2014).

Em uma mina de magnesita, localizada na China, a emissão de poeiras e geração de resíduos com grandes quantidades de magnésio resultaram na degradação da qualidade do solo refletida pelo aumento do pH, da relação  $Mg^{2+}/Ca^{2+}$  na solução do solo, da densidade do solo e da dispersibilidade da argila, e pela redução da porosidade do solo e do fósforo disponível (FU *et al.*, 2011). O estudo concluiu também que os indicadores de degradação mais sensíveis, dentre 14 atributos do solo analisados, de acordo com a análise de discriminante foram os teores de magnésio total, de cálcio solúvel e de fósforo disponível. Logo, a utilização desses atributos facilitaria o monitoramento da qualidade do solo em minas de magnesita, permitindo a redução dos recursos e tempo requeridos.

Recentemente um estudo demonstrou que W, Mo, Cu, Sn e, de forma menos significativa, Zn, são disponibilizados a partir das pilhas de rejeito descobertas em minas de scheelita localizadas no semiárido tropical (PETTA *et al.*, 2014). Os autores desse estudo concluíram que caso sejam disponibilizadas maiores quantidades desses metais e se as condições de transporte permanecerem constantes ou tornarem-se mais eficientes, a qualidade da água do reservatório Gargalheiras, importante reservatório de abastecimento de água para a região, pode ser deteriorada no futuro.

O foco dos estudos no aporte de metais pesados em áreas de minas ativas justifica-se pela notável preocupação acerca da contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas e das culturas alimentares por tais elementos. Os metais pesados podem ser bioacumulados na vegetação, a qual é via de entrada na cadeia trófica, e em altas concentrações podem se tornar prejudiciais à saúde humana e dos animais (MAIGA *et al.*, 2005). Se os metais pesados são apontados como cancerígenos, seu acúmulo em vegetais e frutas pode aumentar o risco de câncer em pessoas que consomem esses alimentos (PERALTA-VIDEA *et al.*, 2009).

Populações residentes nas proximidades de minas têm sido afetadas pela contaminação por metais pesados conforme demonstram alguns estudos (LACATUSU *et al.*, 1996; KEDE *et al.*, 2008). Na antiga área de mineração Metaleurop Nord, localizada na França, o número de doenças (p. ex., câncer e malformações) é cerca de dez vezes superior à média nacional e mais de 10% das crianças que vivem em seus arredores têm níveis de chumbo superiores a  $100 \mu\text{g L}^{-1}$  no sangue (PRUVOT *et al.*, 2006), limite máximo de segurança recomendado pela Organização Mundial da Saúde (OMS).

### **1.6. Qualidade do solo em minas abandonadas**

Após o encerramento das atividades, o abandono das minas resulta, frequentemente, em ambientes susceptíveis a processos erosivos e com extensas áreas de disposição de resíduos, os quais podem tornar-se uma importante fonte de contaminação do ambiente através da dispersão eólica e da erosão hídrica (MENDEZ e MAIER, 2008).

Em vista disso, não é de se admirar que muitos casos de contaminação química têm sido descritos em antigas áreas de mineração, onde quantidades significativas de vários elementos foram mobilizadas pelo intemperismo e lixiviação dos resíduos das minas abandonadas (FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ *et al.*, 2006; NAVARRO *et al.*, 2008; TERŠIČ *et al.*, 2008). Assim, este abandono expõe uma maior área de influência aos efeitos negativos da mineração, devendo sempre ser evitado.

A maioria dos locais de disposição de resíduos da mineração é desprovida de vegetação e a atividade microbiana é escassa (MOYNAHAN *et al.*, 2002; MENDEZ *et al.*, 2007), visto que rejeitos de minas apresentam condições físico-químicas inadequadas: elevadas concentrações de metais pesados fitodisponíveis (KELLY *et al.*,

2014), baixos teores dos nutrientes que suportam o crescimento biológico (N, P, K), seu pH varia desde muito ácido (pH 2) até alcalino (pH 9) dependendo do teor de carbonato ou do potencial de geração de ácido, são compostos, principalmente, por silte ou areia, quase não contêm matéria orgânica e apresentam baixa capacidade de retenção de água (MENDEZ e MAIER, 2008). Areia e matéria orgânica estão intrinsecamente relacionados com a capacidade do solo de liberar ou conter compostos químicos, respectivamente (FERNANDES *et al.*, 2003). Logo, percebe-se a predisposição dos rejeitos de minas à lixiviação dos poluentes e contaminação das águas subterrâneas. A revegetação desses rejeitos é, portanto, uma boa estratégia para amenizar esta situação, porque a copa das plantas serve para reduzir a dispersão eólica, enquanto que as raízes das plantas ajudam a prevenir a erosão hídrica e lixiviação (ASENSIO *et al.*, 2013).

Apesar dos efeitos adversos que o abandono de minas impõe ao ambiente, há estudos que relatam ocorrências de sucessão espontânea resultante de processos de recuperação natural (FROUZ *et al.*, 2008; BURGOS *et al.*, 2013), isto é, quando não há intervenção antrópica e o desenvolvimento do solo é promovido apenas por processos naturais (HELINGEROVÁ *et al.*, 2010).

A compreensão dos processos naturais de desenvolvimento vegetal e do solo em minas abandonadas pode ser de grande importância prática e econômica, uma vez que a maioria das tecnologias de recuperação baseia-se na melhoria dos processos de sucessão natural através da revegetação e a sucessão em si pode ser também uma tecnologia de recuperação bem sucedida, pois muitos dos objetivos de recuperação da revegetação podem ser alcançados através da sucessão espontânea (BRADSHAW, 1997). Analisar as alterações nos atributos físicos e químicos do solo de locais não recuperados onde houve a sucessão espontânea e de locais recuperados com plantio planejado permite avaliar o efeito da prática de recuperação em comparação com a situação em que nenhuma ação foi tomada (HELINGEROVÁ *et al.*, 2010). Salienta-se que o resultado da revegetação espontânea é fortemente influenciado pelas condições do local (EVANS *et al.*, 2013), como, por exemplo, características do solo e regime de umidade. É importante frisar que a adoção de técnicas de recuperação de áreas degradadas permite uma recuperação mais rápida e confiável.

### 1.7. Qualidade do solo em minas recuperadas ou em processo de recuperação

Após o encerramento das atividades de mineração, é necessário mitigar seus impactos, restaurando a paisagem e todas as suas funções (SVOBODOVA *et al.*, 2012). Com este desafio a ser alcançado, estudos que avaliam as condições ambientais de minas em processo de recuperação tiram o foco do aporte de metais pesados e passam a focar na estruturação e descompactação do solo, e adição de matéria orgânica e microrganismos que fixam o nitrogênio (LIMA *et al.*, 2012; MENTA *et al.*, 2014; ZHAO *et al.*, 2013; KELLY *et al.*, 2014; MUKHOPADHYAY *et al.*, 2014). Neste contexto, um dos principais objetivos da recuperação de ecossistemas em áreas degradadas pela mineração é o desenvolvimento de solos funcionais com níveis adequados de matéria orgânica e nitrogênio, e ciclagem ativa de nutrientes (ŠOURKOVÁ *et al.*, 2005). Salienta-se que, no Brasil, as diretrizes para a elaboração e apresentação de projeto de reabilitação de áreas degradadas pela mineração estão estabelecidas na NBR 13030:1999 (ABNT, 1999).

Os solos de minas recuperadas (*reclaimed mine soils*) são solos construídos (ou seja, antropogênicos) durante o processo de recuperação das áreas de mineração e, portanto, são solos jovens que estão se desenvolvendo a partir da mistura de material rochoso fragmentado e pulverizado com o solo original (SENCINDIVER e AMMONS, 2000). Sendo assim, as propriedades físicas e químicas desses solos construídos são drasticamente alteradas em comparação as existentes no solo na condição pré-mina (GUEBERT e GARDNER, 2001).

Os solos construídos apenas recebem a denominação “solos de mina recuperada” quando os materiais utilizados na construção do solo começam a ser intemperizados e apresentam a capacidade de propiciar o crescimento das plantas (DANIELS, 1996). Ao longo do tempo, o intemperismo dos fragmentos de rocha promove transformações físicas e químicas, desenvolvendo horizontes detectáveis, e há a acumulação de matéria orgânica; com isso os materiais rochosos e geológicos começam a se comportar como solos naturais (DANIELS, 1996).

O tráfego de máquinas pesadas utilizadas para transportar grandes volumes de materiais durante os processos de extração do minério e construção do solo resulta na desestruturação, mistura e compactação do solo (SCHROEDER *et al.*, 2010), a qual aumenta a densidade do solo e diminui a porosidade. De fato, solos construídos em

áreas de mina apresentam elevada densidade do solo ( $1,82 \text{ g cm}^{-3}$ , USSIRI *et al.*, 2006) e quantidade de fragmentos de rocha ( $\geq 65\%$ , ROBERTS *et al.*, 1988), sendo geralmente caracterizados por baixas taxas de infiltração (GUEBERT e GARDNER, 2001) e falta de estrutura (INDORANTE *et al.*, 1981). Observa-se que há um desequilíbrio na proporção dos tamanhos das partículas do solo construído refletido pelo aumento da quantidade de partículas de areia (61,2%) e diminuição da quantidade de silte (27,7%) e argila (11,1%) (GHOSE, 2004).

A redução da porosidade em solos construídos compactados ocasiona má aeração, restrição do crescimento radicular e diminuição da retenção de água (SEYBOLD *et al.*, 2004). Portanto, a compactação do solo é um importante fator limitante na restauração da vegetação nativa nos solos construídos (SINNETT *et al.*, 2008).

Alterações nos atributos químicos decorrentes das atividades de mineração e recuperação também são inevitáveis. Geralmente, solos construídos apresentam aumento de pH e condutividade elétrica, perda drástica das concentrações de carbono orgânico ( $>70\%$ ) e de nitrogênio ( $>65\%$ ) (GANJEGUNTE *et al.*, 2009; SHRESTHA e LAL, 2011), e maiores teores de cálcio e sódio trocáveis e igual ou maior teor de magnésio trocável em comparação ao solo original (INDORANTE *et al.*, 1981).

Enfatiza-se que processos deficientes de recuperação de áreas mineradas resultam em solos com propriedades físicas e químicas seriamente alteradas, como desestruturação física e acidez ou alcalinidade elevada (CAMPOS *et al.*, 2003; LUNARDI NETO *et al.*, 2008). Por isso, o ideal é que o processo de recuperação ocorra simultaneamente à atividade e reforça-se a relevância dos estudos de qualidade do solo para nortear esse processo.

## 2. REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Mineração – Elaboração e apresentação de projeto de reabilitação de áreas degradadas pela mineração. NBR 13030, Associação Brasileira de Normas Técnicas, São Paulo, SP. 5 p, 1999.
- ANDRADE, M. G.; MELO, V. F.; GABARDO, J.; SOUZA, L. C. P.; REISSMANN, C. B. Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo: I - fitoextração. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v.33, p.1879-1888, 2009a.
- ANDRADE, M. G.; MELO, V. F.; SOUZA, L. C. P.; GABARDO, J.; REISSMANN, C. B. Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. II - formas e disponibilidade para plantas. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v.33, p.1889-1897, 2009b.
- ASENSIO, V.; VEGA, F. A.; SINGH, B. R.; COVELO, E. F. Effects of tree vegetation and waste amendments on the fractionation of Cu, Cr, Ni, Pb and Zn in polluted mine soils. *Science of The Total Environment*, v.443, p.446–53, 2013.
- BARROS, Y. J.; MELO, V. F.; KUMMER, L.; SOUZA, L. C. P.; AZEVEDO, J. C. Indicadores físicos e químicos de qualidade de solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. *Semina: Ciências Agrárias*, v.32, p.1385-1404, 2011.
- BRADSHAW, A. Restoration of mined lands—using natural processes. *Ecological Engineering*, v.8, p.255–269, 1997.
- BRASIL. Decreto n. 97.632, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. *Diário Oficial da União, Brasília, Seção I*, p. 5571. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/1980-1989/D97632.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D97632.htm)> Acesso em: 12 set. 2014.
- BRASIL. Departamento Nacional de Produção Mineral. Sumário Mineral 2014. IN: LIMA, T. M.; NEVES, C. A.R. (coords). Brasília: DNPM, 141p, 2014.
- BURGOS, P.; MADEJÓN, P.; MADEJÓN, E.; GIRÓN, I.; CABRERA, F.; MURILLO, J. M. Natural remediation of an unremediated soil twelve years after a mine accident: Trace element mobility and plant composition. *Journal of Environmental Management*, v.114, p.36-45, 2013.
- CAMPOS, M. L.; ALMEIDA, J. A.; SOUZA, L. S. Avaliação de três áreas de solo construídos após mineração de carvão a céu aberto em Lauro Müller, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, p.1123-1137, 2003.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução n. 1, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. *Diário Oficial da União, Brasília, DF*, de 17/02/86, p.2548-2549. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>> Acesso em: 12 set. 2014.

CUNHA, K. P. V.; NASCIMENTO, C. W. A. Silicon effects on metal tolerance and structural changes in maize (*Zea mays* L.) Grown on a cadmium and zinc enriched soil. *Water Air Soil Pollution*, 197, p.323-330, 2009.

CUNHA, K. P. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; PIMENTEL, R. M. M.; ACCIOLY, A. M. A.; SILVA, A. J. Disponibilidade, acúmulo e toxidez de cádmio e zinco em milho cultivado em solo contaminado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32(6), p.1319-1328, 2008.

DANIELS, W. L. Manipulating the chemical properties of soil and mining wastes. In: Alvarez V. H. *et al.* O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Universidade Federal de Viçosa, p.869-897, 1996.

DANTAS, J. R. A. Distritos Mineiros do Nordeste Oriental. DANTAS, J. R. A.; BARROS, L. B.; SOUZA, V. C.; MONT'ALVERNE, A. A. F. Recife: DNPM 4º Distrito, 2000. 90p.

DIAS, L. E.; FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F. C. Fertilidade do solo e seu manejo em áreas degradadas. In: NOVAIS, R. F. *et al.* Fertilidade do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciências do solo, p.956-990, 2007.

DIAS, L. E.; GRIFFITH, J. J. Conceituação e caracterização de áreas degradadas. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. Recuperação de áreas degradadas. Viçosa: UFV, p.1-7. 1998.

EVANS, D. M.; ZIPPER, C. E.; BURGER, J. A.; STRAHM, B. D.; VILLAMAGNA, A. M. Reforestation practice for enhancement of ecosystem services on a compacted surface mine: Path toward ecosystem recovery. *Ecological Engineering*, v.51, p.16-23, 2013.

FARIAS, C. E. G. Mineração e meio ambiente no Brasil. São Paulo: [s. n.], 2002.

FERNANDES, B. R. B.; MACHADO, A. O.; LEITE, J. Y. Lixiviação de scheelita – uma revisão do estado da arte. In: IV Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte Nordeste de Educação Tecnológica, 2009, Belém - PA. IV CONNEPI, 2009.

FERNANDES, M. C.; COX, L.; HERMOSÍN, M. C.; CORNEJO, J. Adsorption-desorption of metalaxyl as affecting dissipation and leaching in soils: role of mineral and organic components. *Pest Management Science*, v.59, p.545-52, 2003.

FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, R.; LOREDO, J.; ORDÓÑEZ, A.; RUCANDIO, M. I. Physicochemical characterization and mercury speciation of particle-size soil fractions from an abandoned mining area in Mieres, Asturias (Spain). *Environmental Pollution*, v.142, p.217-226, 2006.

FERREIRA, G. L. B. V., FERREIRA, N. B. V. Exploração mineraria e a recuperação de áreas degradadas. *Âmbito Jurídico*, v.11(51), p.1-4, 2008.

FROUZ, J.; PRACH, K.; PIŽL, V.; HÁNĚL, L.; STARÝ, J.; TAJOVSKÝ, K.; MATERNA, J.; BALÍK, V.; KALČÍK, J.; ŘEHOUNKOVÁ, K. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology*, v.44, p.109-121, 2008.

FU, S. S.; LI, J.; FENG, Q.; LI, X. J.; LI, P.; SUN, Y. B.; CHEN, Y. Soil quality degradation in a magnesite mining area. *Pedosphere*, v.21(1), p.98-106, 2011.

GANJEGUNTE, G. K.; WICK, A. F.; STAHL, P. D.; VANCE, G. F. Accumulation and composition of total organic carbon in reclaimed coal mine lands. *Land Degradation e Development*, v.20, p.156–175, 2009.

GHOSE, M. K. Effect of opencast mining on soil fertility. *Journal of Scientific and Industrial Research India*, v.63, p.1006–1009, 2004.

GODEIRO, M. L. S.; BORGES JUNIOR, J. P.; FERNANDES, B. R. B.; LEITE, J. Y. P. Caracterização de pré-concentrado do rejeito de scheelita da mina Brejuí em concentrador centrífugo. *Holos*, v.5, p.81-90, 2010.

GUEBERT, M. D.; GARDNER, T. W. Macropore flow on a reclaimed surface mine: infiltration and hillslope hydrology. *Geomorphology*, v.39, p.151–169, 2001.

HELINGEROVÁ, M.; FROUZ, J.; ŠANTRŮČKOVÁ, H. Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). *Ecological Engineering*, v.36, p.768–776, 2010.

IAVAZZO, P.; DUCCI, D.; ADAMO, P.; TRIFUOGGI, M.; MIGLIOZZI, A.; BONI, M. Impact of Past Mining Activity on the Quality of Water and Soil in the High Moulouya Valley (Morocco). *Water, Air, e Soil Pollution*, v.223, p.573-589, 2012.

INDORANTE, S. J.; JANSEN, I. J.; BOAST, C. W. Surface mining and reclamation: initial changes in soil character. *Journal of Soil and Water Conservation*, v.36, p.347–351, 1981.

KARLEN, D. L., MAUSBACH, M. J., DORAN, J. W., CLINE, R. G., HARRIS, R. F., SCHUMAN, G. E. Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, v.61, p.4-10, 1997.

KEDE, M. L. F. M.; MOREIRA, J. C.; MAVROPOULOS, H.; ROSSI, A. M.; BERTOLINO, M. C.; PEREZ, D. V.; ROCHA, N. C. C. Estudo do comportamento do chumbo em latossolos brasileiros tratados com fosfatos: contribuições para a remediação de sítios contaminados. *Química Nova*, v.31(3), p.579-584, 2008.

KELLY, C. N.; PELTZ, C. D.; STANTON, M.; RUTHERFORD, D. W.; ROSTAD, C. E. Biochar application to hardrock mine tailings: Soil quality, microbial activity, and toxic element sorption. *Applied Geochemistry*, v.43, p.35–48, 2014.

LACATUSU R.; RAUTA C.; CARSTEA S.; GHELASE I. Soil–plant–man relationships in heavy metal polluted area in Romania. *Applied Geochemistry*, v.11, p.105–107, 1996.

LIMA, C. L. R.; MIOLA, E. C. C.; TIMM, L. C.; PAULETTO, E. A.; SILVA, A. P. Soil compressibility and least limiting water range of a constructed soil under cover crops after coal mining in Southern Brazil. *Soil e Tillage Research*, v.124, p.190–195, 2012.

LUNARDI NETO, A.; ALBUQUERQUE, J. A.; ALMEIDA, J. A.; MAFRA, A. L.; MEDEIROS, J. C.; ALBERTON, A. Atributos físicos do solo em área de mineração de carvão influenciados pela correção da acidez, adubação orgânica e revegetação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.1379-1388, 2008.

MAIGA, A.; DIALLO, D.; BYE, R.; PAULSEN, B. S. Determination of some toxic and essential metal ions in medicinal and edible plants from Mali. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v.53, p.2316-2321, 2005.

MENDEZ, M. O.; GLENN, E. P.; MAIER, R. M. Phytostabilization potential of quailbush for mine tailings: growth, metal accumulation, and microbial community changes. *Journal of Environmental Quality*, v.36, p.245–253, 2007.

MENDEZ, M. O.; MAIER, R. M. Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v.7, p.47–59, 2008.

MENTA, C.; CONTI, F. D.; PINTO, S.; LEONI, A.; LOZANO-FONDÓN. Monitoring soil restoration in an open-pit mine in northern Italy. *Applied Soil Ecology*, v.83, p.22-19, 2014.

MONCUR, M. C.; PTACEK, C. J.; BLOWES, D. W.; JAMBOR, J. L. Release, transport and attenuation of metals from an old tailings impoundment. *Applied Geochemistry*, v.20, p.639–659, 2005.

MOYNAHAN O. S.; ZABINSKI C. A.; GANNON J. E. Microbial community structure and carbon-utilization diversity in a mine tailings revegetation study. *Restoration Ecology*, v.10, p.77–87, 2002.

MUKHOPADHYAY, S.; MAITI, S. K.; MASTO, R. E. Development of mine soil quality index (MSQI) for evaluation of reclamation success: A chronosequence study. *Ecological Engineering*, v.71, p.10–20, 2014.

NAVARRO, M. C.; PÉREZ-SIRVENT, C.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, M. J.; VIDAL, J.; TOVAR, P. J.; BECH, J. Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: a case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical Exploration*, v.96, p.183–193, 2008.

NORTCLIFF, S. Standardisation of soil quality properties. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 88, p. 161-168, 2002.

PEJON, O. J.; RODRIGUES, V. G. S.; ZUQUETTE, L. V. Impactos ambientais sobre o solo. IN: CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. (coords). *Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013. cap.14, p.317-341.

PERALTA-VIDEA, J. R.; LOPEZ, M. L.; NARAYAN, M.; SAUPE, G.; GARDEA-TORRESDEY, J. The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: Implications for the food chain. *The International Journal of Biochemistry e Cell Biology*, v.41, p.1665–1677, 2009.

PETTA, R. A.; SINDERN, S.; SOUZA, R. F.; CAMPOS, T. F. C. Influence of mining activity on the downstream sediments of scheelite mines in Currais Novos (NE Brazil). *Environmental Earth Sciences*, v.72, p.1843:1852, 2014.

PINTO, M, S. Aspecto da história da mineração no Brasil colonial. IN: LINS, F. *et al.* (orgs). *Brasil 500 anos: a construção do Brasil e da América Latina pela mineração*. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2000.

PRATAS, J.; PRASAD, M. N. V.; FREITAS, H.; CONDE, L. Plants growing in abandoned mines of Portugal are useful for biogeochemical exploration of arsenic, antimony, tungsten and mine reclamation. *Journal of Geochemical Exploration*, v.85, p.99-107, 2005.

PRUVOT, C.; DOUAY, F.; HERVÉ, F.; WATERLOT, C. Heavy metals in soil, crops and grass as a source of human exposure in the former mining areas. *Journal of Soils and Sediments*, v.6(4), p.215-220, 2006.

ROBERTS, J. A.; DANIELS, W. L.; BELL, J. C.; BURGER, J. A. Early stages of mine soil genesis in Southwest Virginia spoil lithosequence. *Soil Science Society of America Journal*, v.52, p.716–723, 1988.

ROMERO, F. M.; ARMIENTA, M. A.; GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ, G. Solid-phase control on the mobility of potentially toxic elements in an abandoned lead/zinc mine tailings impoundment, Taxco, Mexico. *Applied Geochemistry*, v.22, p.109–127, 2007.

SCHROEDER, P. D.; DANIELS, W. L.; ALLEY, M. M. Chemical and physical properties of reconstructed mineral sand mine soils in Southeastern Virginia. *Soil Sciences*, v.175, p.2–9, 2010.

SENCINDIVER, J. C.; AMMONS, J. T. Minesoil Genesis and Classification. Ch. 23. In: *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*. R.I. Barnhisel, W.L. Daniels, and R.G. Darmody (Eds.) Agronomy Series No. 41. American Society of Agronomy. Madison, WI, 2000.

SEYBOLD, C. A.; GROSSMAN, R. B.; SINCLAIR, H. R.; MCWILLIAMS, K. M.; STRUBEN, G. R.; WADE, S. L. Evaluating soil quality on reclaimed coal mine soils in Indiana. *Proceedings of the 2004 National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation and The 25th West Virginia Surface Mine Drainage Task Force*, April 18–24, 2004. American Society of Mining and Reclamation, Lexington, KY, p.1644–1663, 2004.

SHRESTHA, R.; LAL, R. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. *Geoderma*, v.161, p.168-176, 2011.

SILVA JUNIOR, E. F.; GUZZO, P. L.; NEUMANN, R.; OLIVEIRA, J. C. S.; SAMPAIO, J. A. Separação de epídoto pelo fracionamento de estéreis da lavra de scheelita da Província da Borborema (RN). *REM: Revista Escola de Minas*, v.61(4), p.461-466, 2008.

SINNETT, D.; POOLE, J.; HUTCHINGS, T. R. A comparison of cultivation techniques for successful tree establishment on compacted soil. *Forestry*, v.81, p.663–679, 2008.

SOBREIRA, F. G.; FONSECA, M. A. Impactos físicos e sociais de antigas atividades de mineração em Ouro Preto, Brasil. *Goetecnia*, n.92, p.5-28, 2001.

ŠOURKOVÁ, M.; FROUZ, J.; FETTWEIS, U.; BENS, O.; HÜTL, R.F., ŠANTRŮČKOVÁ, H. Soil development and properties of microbial biomass succession in reclaimed postmining sites near Sokolov (Czech Republic) and near Cottbus (Germany). *Geoderma*, v.129, p.73–80, 2005.

SOUSA, R. R. A. B. F.; CAMELO, G. L. P. Influência da gestão de uma empresa na alavancagem das exportações: estudo de caso na Mina Brejuí. *Observatório de Monografias em Comércio Exterior*, v.1, p.135-142, 2008.

SOUZA NETO, J. A.; LEGRAND, J. M.; VOLFINGER, M.; PASCAL, M.; SONNET, F. W–Au skarns in the Neo-Proterozoic Seridó Mobile Belt, Borborema Province in

northeastern Brazil: an overview with emphasis on the Bonfim deposit. *Miner Deposita*, v.43, p.185–205, 2008.

SVOBODOVA, K.; SKLENICKA, P.; MOLNAROVA, K.; SALEK, M. Visual preferences for physical properties of mining and post-mining landscapes with respect to the sociodemographic characteristics of respondents. *Ecological Engineering*, v.43, p.34–44, 2012.

TERŠIČ, T.; GOSAR, M.; ŠAJN, R. Impact of mining activities on soils and sediments at the historical mining area in Podljubelj, NW Slovenia. *Journal of Geochemical Exploration*, v.100, p.1–10, 2009.

USSIRI, D. A. N.; LAL, R.; JACINTHE, P. A. Soil properties and carbon sequestration of afforested pastures in reclaimed minesoils of Ohio. *Soil Science Society of America Journal*, v.70, p.1797–1806, 2006.

ZHAO, Z.; SHAHROUR, I.; BAI, Z.; FAN, W.; FENG, L.; LI, H. Soils development in opencast coal mine spoils reclaimed for 1e13 years in the West-Northern Loess Plateau of China. *European Journal of Soil Biology*, v.55, p.40-46, 2013.

## Capítulo 1

### ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DO SOLO EM MINAS DE SCHEELITA NA REGIÃO TROPICAL SEMIÁRIDA

#### RESUMO

A recuperação de áreas mineradas requer a condução de estudos que viabilizem a adoção de medidas mais adequadas à redução de impactos gerados e à recuperação da qualidade do solo. Neste sentido, este trabalho teve por objetivos avaliar atributos físicos e químicos do solo das áreas das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas no município de Currais Novos-RN, e propor indicadores de qualidade do solo que facilitem o estabelecimento de programas de recuperação e monitoramento ambiental. Amostras de solo foram coletadas nas áreas: mina em fase de pesquisa (FP); de deposição de rejeito (ROD) e de mistura de estéril e rejeito (EOD) na mina Olho d'Água; de deposição de estéril (PE), próxima a um curso de água residuária (AR) e de deposição de rejeito (RBV) na mina Barra Verde; e com mata nativa (MT) como referência de qualidade do solo. As amostras de solo foram submetidas às análises de atributos físicos: densidade do solo, densidade de partículas, porosidade total e granulometria; e químicos: pH, condutividade elétrica,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  trocáveis, acidez potencial ( $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ ), soma de bases, CTCp, saturação por bases, matéria orgânica, fósforo disponível e nitrogênio total. A degradação do solo nas áreas mineradas está relacionada aos processos erosivos e ao aporte de sais na solução do solo. Os atributos P, pH,  $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ , argila, NT, MO, Ds, PT e Dp foram sensíveis na distinção entre área natural e minerada e devem ser utilizados como indicadores de qualidade do solo em programas de recuperação e monitoramento ambiental. Em área da mina desativada Olho d'Água, os indícios de recuperação da qualidade do solo parecem ser justificados pelo crescimento espontâneo da vegetação, sugerindo que a técnica de revegetação seria adequada para promover a pedogênese e recuperar as funções ecossistêmicas nas áreas mineradas.

**Palavras-chave:** mineração, degradação ambiental, recuperação de áreas mineradas.

## PHYSICAL AND CHEMICAL PROPERTIES OF SOIL IN SCHEELITE MINES IN TROPICAL SEMI-ARID REGION

### ABSTRACT

Mine areas recovery requires conducting studies to facilitate the adoption of the most appropriate measures to reduce impacts and recovery of soil quality. In this context, this study aimed to evaluate physical and chemical properties of soil in mined areas of Barra Verde and Olho d'Água, located in Currais Novos-RN, and to propose soil quality indicators to facilitate the establishment of recovery and environmental monitoring programs. Soil samples were collected in areas: mine in research phase (FP); tailings deposition (ROD) and overburden and tailings mixture (EDO) in Olho d'Água mine; overburden deposition (PE), next to a course of wastewater (AR), and tailings deposition (RBV) in Barra Verde mine; and with native vegetation (MT) as soil quality reference. Soil samples were submitted to analysis of physical properties (bulk density, particle density, total porosity and particle-size) and chemical properties (pH, electrical conductivity,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  and  $\text{K}^+$  exchangeables, potential acidity ( $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ ), sum of bases, CEC, base saturation, organic matter, available phosphorus and total nitrogen). Soil degradation in mined areas is related to erosion and salt intake in the soil solution. P, pH,  $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$ , clay, TN, OM, BD, TP e PD were sensitive in distinguishing between natural and mined area and should be used as soil quality indicators in recovery and environmental monitoring programs. In the area of disabled mine Olho d'Água, soil quality signs of recovery appear to be justified by the spontaneous growth of vegetation, suggesting that revegetation technique would be appropriate to promote pedogenesis and recover the ecosystem functions in mined areas.

**Key words:** mining, environmental degradation, mining areas reclamation.

## INTRODUÇÃO

A mineração se destaca entre as atividades antrópicas que contribuem para a degradação ambiental. As alterações promovidas na paisagem e na biodiversidade local são drásticas e persistem por muito tempo quando as áreas mineradas não são recuperadas (EL AMARI *et al.*, 2014). A fim de recuperar as áreas degradadas pela mineração, enfatiza-se a importância de estudos que promovam o entendimento dos processos de degradação.

Contudo, observa-se uma lacuna na literatura de estudos que avaliem a condição de qualidade do solo em minas ativas ou desativadas com foco nas alterações dos atributos físicos e químicos do solo, visando o planejamento da recuperação ambiental das áreas mineradas e a construção do solo. O foco de muitos estudos em áreas mineradas corresponde ao aporte de metais pesados e o risco potencial de contaminação do solo, e, conseqüentemente, das águas superficiais e subterrâneas e das culturas alimentares (LIU *et al.*, 2005; ZHAO *et al.*, 2014). Compreender as alterações dos atributos do solo e como elas concorrem para ampliação da degradação ambiental facilita a aplicação de medidas de controle e a tomada de decisão para recuperação das áreas mineradas.

No semiárido brasileiro, abrangendo os Estados do Rio Grande do Norte e da Paraíba, encontram-se localizados os principais depósitos do mineral de tungstato de cálcio - scheelita ( $\text{CaWO}_4$ ) - do país (DANTAS, 2000). No município de Currais Novos-RN, desde a década de 1940, algumas mineradoras realizam a exploração de scheelita, incluindo sua extração, beneficiamento e comercialização. Dentre as minas existentes no município, a Barra Verde é uma das que está em operação e a Olho d'Água foi desativada após cerca de 40 anos de atividade. Ao decorrer da operação dessas minas, o processamento mecânico de scheelita gerou elevadas quantidades de rejeito e estéril que foram acumuladas em pilhas a céu aberto sem nenhuma proteção, sendo expostas à ação do vento e da água da chuva (PETTA *et al.*, 2014). Cumpre ressaltar que as minas estão inseridas na bacia do rio Piranhas-Açu, onde há importantes mananciais de abastecimento de água, destacando-se o reservatório Gargalheiras que abastece as cidades de Acari e Currais Novos, além de ser utilizado para dessedentação animal, recreação, pesca e agricultura irrigada.

A importância socioeconômica das atividades de mineração é evidente, porém ela não pode ocorrer desvinculada dos aspectos ambientais. Dessa forma,

investigações dessa natureza são de extrema importância, principalmente em áreas que apresentam ecossistemas naturalmente frágeis como a região do semiárido brasileiro. Neste sentido, este trabalho teve por objetivo avaliar atributos físicos e químicos do solo das áreas das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas no município de Currais Novos-RN, e propor indicadores de qualidade do solo que facilitem o estabelecimento de programas de recuperação e monitoramento ambiental.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

As minas subterrâneas de scheelita Barra Verde e Olho d'Água estão localizadas no município de Currais Novos (6°15'39" Sul; 36°31'04" Oeste) no estado do Rio Grande do Norte (Figura 1). As minas estão inseridas na Província Scheelitífera do Seridó que corresponde à maior concentração de scheelita do Brasil (DANTAS, 2000). A área ocupada pelas minas pertence a uma mesma propriedade denominada Serra dos Angicos com cerca de 1440 hectares. As atividades na mina Barra Verde se iniciaram em 1947, foram interrompidas no final da década de 1990, em virtude da queda do preço do minério no mercado internacional, e retornaram a partir de 2005 com a perspectiva de reaproveitamento da scheelita desperdiçada nas antigas pilhas de rejeito. A mina Olho d'Água foi desativada em 1976 após aproximadamente quatro décadas em atividade.

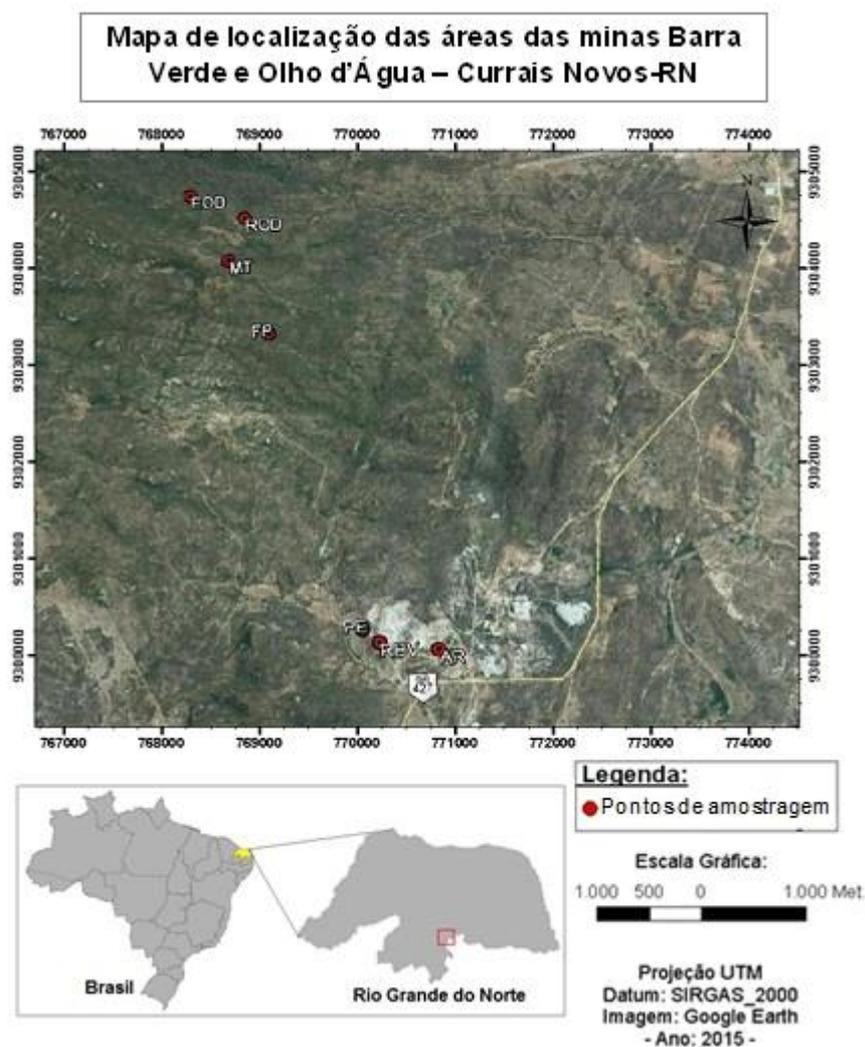


Figura 1. Localização das áreas sob mata nativa e das minas Barra Verde e Olho d'Água, inseridas no município de Currais Novos, Estado do Rio Grande do Norte.

O clima da região é do tipo BSh (Estepe) (KOTTEK *et al.*, 2006), caracterizado por um regime de escassez e distribuição desigual de chuvas, com média pluviométrica de 610,5 mm/ano e período chuvoso compreendido entre os meses de fevereiro e abril. A temperatura média anual é de 27,5°C (máxima: 33,0°C; mínima: 18,0°C), com 2400 horas/ano de insolação e umidade média anual em torno de 64%.

As formações vegetais da área são marcadas pelo caráter seco e incluem a caatinga hiperxerófila, caracterizada pela abundância de cactáceas e plantas de porte baixo e espalhadas; e a caatinga subdesértica do Seridó, que se caracteriza pela presença de arbustos e árvores baixas, ralas e de xerofitismo mais acentuado. Os solos predominantes na região são os Neossolos Litólicos (EMBRAPA, 1971; EMBRAPA, 2013).

A extração da scheelita é realizada, na mina Barra Verde, através da metodologia subterrânea de câmaras e pilares. O beneficiamento do mineral inclui as

etapas de fragmentação (britagem e moagem) e concentração gravimétrica (jigue e mesas vibratórias). Os equipamentos de concentração gravimétrica obtêm concentrados de scheelita explorando as características físicas do mineral, principalmente a densidade. Através do jigue, obtém-se o primeiro concentrado de scheelita, um material grosseiro. O rejeito do jigue alimenta mesas vibratórias (Apêndice – Fotografia 1) que obtêm um concentrado de scheelita de granulometria fina (Apêndice – Fotografia 2). Os dois concentrados obtidos são levados a um forno rotativo de ustulação para queima na faixa de 600°C. A fração da pirita fina existente é eliminada por volatilização, mas a fração de maior tamanho segue ainda para a próxima etapa. Por último, os concentrados são levados para um separador eletromagnético para eliminação do ferro e da pirita magnetizada.

Na propriedade Serra dos Angicos, sete áreas foram selecionadas para amostragem do solo, sendo uma na mina em fase de pesquisa, duas na mina Olho d'Água, três na mina Barra Verde e uma área adjacente com vegetação nativa.

A área da mina em fase de pesquisa (FP) foi recentemente explorada para investigar a concentração de scheelita no local (Apêndice – Fotografia 3). A abertura da cava foi realizada utilizando-se uma retroescavadeira, que removeu os horizontes de solo e os depositou em pilhas de estéril sobre o terreno (Apêndice – Fotografia 4, 5). A vegetação removida também estava sobre o terreno.

Na mina Olho d'Água, amostras de solo foram coletadas em áreas de deposição de rejeito (ROD) e de mistura de estéril e rejeito (EOD) (Apêndice – Fotografia 6). As pilhas de estéril e rejeito estão depositadas nessas áreas há no mínimo 40 anos, tempo decorrido desde o encerramento das atividades na mina. É importante destacar que em EOD, observou-se crescimento espontâneo da vegetação, indício do desenvolvimento do solo no local.

Na mina Barra Verde, amostras de solo foram coletadas nas áreas de deposição de estéril (PE) (Apêndice – Fotografia 7), de deposição de rejeito (RBV) (Apêndice – Fotografia 8) e próxima de um curso de água residuária (AR) (Apêndice – Fotografia 9). O estéril depositado em PE provém do desmonte das rochas que contêm o minério ou das rochas encaixantes, dentre as quais predominam as calciossilicáticas, gnaisses e mármores. Em RBV, grandes pilhas de rejeitos finos são depositadas na superfície sem nenhuma medida de contenção ou impermeabilização do solo e a área encontra-se desprovida de vegetação. A água residuária lançada em AR é proveniente do processo de beneficiamento da scheelita durante a etapa de concentração gravimétrica. Esta

água residuária segue para uma lagoa de captação (Apêndice – Fotografia 10) e, posteriormente, retorna ao processo de beneficiamento em circuito fechado.

A área sob mata nativa (MT) com pouca ou nenhuma interferência antrópica e de mesma classe de solo em estudo foi selecionada a fim de servir como referência de qualidade natural do solo da região (Apêndice – Fotografia 11).

### **Coleta e preparo das amostras**

Para as análises de atributos físicos e químicos, amostras deformadas do solo foram coletadas na profundidade de 0-40 cm em cinco pontos amostrais simples em cada área selecionada para o estudo e descrita anteriormente. As cinco amostras simples foram misturadas para compor uma amostra composta de aproximadamente 500 g. Todo o procedimento foi repetido por três vezes visando à obtenção de três repetições para cada área selecionada. As amostras coletadas foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente etiquetados, lacrados e armazenados em área coberta, posteriormente foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm de abertura de malha para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA), a qual foi submetida a análises laboratoriais.

### **Análises dos atributos físicos e químicos**

Com as amostras deformadas foram determinadas a densidade de partículas ( $D_p$ ) pelo método do balão volumétrico, densidade do solo ( $D_s$ ) pelo método da proveta e granulometria pelo método do densímetro e diagrama triangular simplificado (EMBRAPA, 1997). A porosidade total do solo (PT) foi estimada pela equação:

$$PT (\%) = \left(1 - \frac{D_s}{D_p}\right) * 100\% \quad (\text{equação 1})$$

Os atributos químicos foram analisados de acordo com métodos preconizados pela EMBRAPA (1999): pH em água (1:2,5); condutividade elétrica (CE) em água (1:1);  $K^+$  e  $Na^+$  trocáveis por fotometria de emissão de chama após extração com extrator Mehlich-1;  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$  trocáveis por titulação após extração com solução de KCl 1 mol  $L^{-1}$ ; acidez potencial ( $H^+ + Al^{3+}$ ) por titulação após extração com solução de acetato de cálcio 0,5 mol  $L^{-1}$ ; fósforo (P) disponível por colorimetria após extração com extrator Mehlich-1. A partir dos resultados obtidos do complexo sortivo, foram calculados os

valores de soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions potencial (CTCp), saturação por bases (V%).

O carbono orgânico total (COT) foi determinado pelo método de Walkley-Black modificado (SILVA *et al.*, 1999). A matéria orgânica foi estimada através do produto do valor de carbono orgânico por 1,724, considerando que o húmus contém aproximadamente 58% de carbono (EMBRAPA, 1999).

Para determinação de nitrogênio total (NT), amostras de solo foram submetidas à digestão sulfúrica e o nitrogênio posteriormente foi dosado no extrato por meio de destilação Kjeldahl (EMBRAPA, 1999). A mistura digestora foi preparada seguindo a metodologia proposta por Malavolta *et al.* (1989).

### **Análise estatística dos dados**

Os dados dos atributos físicos e químicos dos solos amostrados foram analisados com a aplicação do teste F à análise de variância que comparou cada área minerada com a referência de qualidade (SAS v.8, 1999).

A correlação linear de Pearson foi realizada para evidenciar a proporcionalidade entre variáveis do solo, quando desejado demonstrar e discutir a relação entre elas (SAS v.8, 1999).

A análise de componentes principais (ACP) também foi realizada com os atributos físicos e químicos, utilizando-se o PC-ORD® v.6 (MCCUNE e MEFFORD, 2011), com o intuito de reduzir a massa de dados de forma que auxilie na escolha de indicadores de qualidade em futuros programas de recuperação e monitoramento ambiental de áreas mineradas.

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Os solos das áreas selecionadas para o estudo apresentaram predominância da fração granulométrica areia com teores de até 874,17 g kg<sup>-1</sup>, enquanto a fração argila não ultrapassou 150 g kg<sup>-1</sup>, caracterizando a textura arenosa desses solos, com classe textural variando de areia franca a franco-arenosa (Tabela 1).

Tabela 1. Atributos físicos do solo sob mata nativa e das áreas das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas em Currais Novos-RN

Áreas	Ds	Dp	PT	Areia	Silte	Argila	Classificação Textural
	$g\ cm^{-3}$	$g\ cm^{-3}$	%	$g\ kg^{-1}$			
<b>Área de referência de qualidade</b>							
<b>MT</b>	1,40	2,79	49,84	645,67	204,33	150,00	Franco Arenosa
<b>Áreas mineradas</b>							
<b>FP</b>	1,37 ns	2,75 ns	50,06 ns	620,17 ns	316,50	63,33	Franco Arenosa
<b>AR</b>	1,47 ns	2,88 ns	48,52 ns	692,67 ns	277,33 ns	30,00	Franco Arenosa
<b>EOD</b>	1,59	2,96	46,55 ns	642,00 ns	314,67	43,33	Franco Arenosa
<b>ROD</b>	1,47	2,90 ns	49,10 ns	790,00	146,67	63,33	Areia Franca
<b>PE</b>	1,67	2,85 ns	41,28	866,67	103,33	30,00	Areia Franca
<b>RBV</b>	1,80	3,15	42,94	874,17	92,50	33,33	Areia Franca

Cada área minerada foi comparada com a área de referência de qualidade do solo da região de estudo (MT).

ns: valor de F não significativo a 5% ( $p > 0,05$ ).

Áreas: MT = área sob mata nativa; FP = área de uma mina em fase de pesquisa; AR = área próxima de um curso de água residuária; EOD = área de deposição de estéril e rejeito; ROD = área de deposição de rejeito da mina Olho d'água; PE = área de deposição de estéril; RBV = área de deposição de rejeito da mina Barra Verde. Atributos: Ds = densidade do solo; Dp = densidade de partículas; PT = porosidade total.

A predominância da fração areia nos solos do semiárido tropical condiz com o clima quente e seco da região marcado por chuvas concentradas em curto período. Nessa condição climática, há o favorecimento do intemperismo físico em detrimento do intemperismo químico. Assim, a textura dos solos pouco desenvolvidos do semiárido é composta majoritariamente por fragmentos de rocha e minerais primários do material de origem.

A redução no teor de argila nas áreas mineradas (Tabela 1) pode ser justificada pela ocorrência de erosão e escoamento superficial. Na fração argila predominam partículas coloidais que são mais vulneráveis à perda em decorrência do escoamento superficial do que a fração areia (CHARTIER *et al.*, 2013). A erosão é um processo de degradação esperado em áreas mineradas, principalmente nos locais de deposição de estéril e rejeito no solo (MARTÍN DUQUE *et al.*, 2015), onde a cobertura vegetal foi removida. Saliencia-se que perda de argila diminui a resistência do solo à erosão (ZHANG *et al.*, 2015), contribuindo para o agravamento da degradação do solo. Isso porque, a argila desempenha papel fundamental da estabilidade de agregados do solo.

Além das perdas de argila por erosão, o aumento do teor de areia nas áreas de deposição de estéril e rejeito (PE, ROD e RBV) (Tabela 1) resulta também do caráter arenoso dos resíduos da mineração oriundos da fragmentação das rochas durante a extração e beneficiamento da scheelita. A pedogênese de resíduos com essa granulometria resultaria em um solo com característica textural próxima a do solo da região, o que pode evidenciar o potencial de reaproveitamento desses resíduos como substrato na recuperação das áreas degradadas.

A atividade de mineração causou o aumento da densidade do solo ( $D_s$ ) nas áreas PE, EOD, ROD e RBV (Tabela 1). O aumento de  $D_s$  é esperado em áreas mineradas devido ao tráfego de maquinário pesado durante a abertura de cavas (SHRESTHA e LAL, 2011), à remoção da vegetação, e à compactação provocada pela sobrecarga das pilhas de estéril e rejeito depositadas no solo. A cobertura vegetal apresenta estreita relação com a  $D_s$ , pois promove a estruturação do solo através de seu sistema radicular, que descompacta as camadas superficiais do solo, tornando-as menos densas e permeáveis (ZENG *et al.*, 2014).

Este aumento de  $D_s$  relaciona-se também com o aumento do teor de areia no solo das áreas mineradas, conforme demonstram as correlações positivas verificadas em PE ( $r = 0,96^{**}$ ), ROD ( $r = 0,71^*$ ) e RBV ( $r = 0,92^{**}$ ). Os solos arenosos tendem a apresentar maior densidade do solo e menor porosidade total. Além disso, os rejeitos

de mineração são formados pela mistura de partículas de diferentes tamanhos, o que pode promover o adensamento do solo, ou seja, as partículas menores podem preencher os espaços entre as partículas maiores, resultando em uma diminuição no espaço total de poros (SHRESTHA e LAL, 2011).

Incrementos na Ds podem afetar algumas das principais funções do solo, tais como a capacidade de infiltração e retenção de água, aeração, resistência à penetração das raízes (MORA e LÁZARO, 2014), bem como o armazenamento de nutrientes no solo (WANG *et al.*, 2010). O aumento de Ds constitui-se o fator limitante mais significativo para a revegetação das áreas mineradas, tendo em vista que os principais efeitos adversos do aumento de Ds correspondem à limitação do acesso à água e aos nutrientes por parte das plantas (SCHROEDER *et al.*, 2010). Em RBV, a Ds excedeu o valor crítico para o crescimento radicular, que corresponde a  $1,75 \text{ g cm}^{-3}$  em solos arenosos (JONES, 1983) (Tabela 1).

O aumento na densidade de partículas (Dp) em RBV (Tabela 1) é resultante da inexistência de aporte de matéria orgânica decorrente da supressão vegetal no local e da presença de scheelita no rejeito visto que o tungstênio é um metal que possui densidade muito elevada (POLINI *et al.*, 2015). Em EOD, o aumento de Dp reflete a mineralogia do estéril e rejeito remanescente do local.

A porosidade total (PT) reduziu em PE e RBV onde ocorreram os maiores valores de Ds,  $1,67 \text{ g cm}^{-3}$  e  $1,80 \text{ g cm}^{-3}$ , respectivamente (Tabela 1). Na área de deposição de rejeito em uma mina de carvão na China, a PT do solo reduziu 21,4% enquanto a Ds aumentou 3,7% em comparação com o solo sob mata nativa (ZHANG *et al.*, 2015). No presente estudo, em PE, a PT reduziu 17% e a Ds aumentou em 19%, e em RBV, a PT reduziu 14% e a Ds aumentou 28%. Cabe ressaltar que na mina de carvão na China o solo possui textura franco-siltosa. Um reduzido volume de poros, associado à densidade do solo elevada, dificulta o crescimento radicular devido à diminuição da aeração e à modificação das propriedades hidráulicas e de fluxo de nutrientes (KRÜMMELBEIN *et al.*, 2010).

As diferenças observadas nos atributos físicos dos solos (Tabela 1) entre as áreas mineradas e sob mata nativa (MT) revelam perda da qualidade do solo com o desenvolvimento da atividade de mineração. Observando o número de atributos físicos que apresentaram variações significativas entre ambiente minerado e natural (MT), verifica-se a seguinte ordem: RBV>PE>EOD=ROD>FP>AR, sugerindo gradiente de degradação física do solo. Esse resultado evidencia ainda a diferença na intensidade

de degradação entre as minas ativa e desativada, uma vez que RBV e PE são áreas pertencentes à mina Barra Verde, que se encontra em atividade; e EOD e ROD, pertencem à mina Olho d'Água, que está desativada há no mínimo 40 anos. O desenvolvimento espontâneo da vegetação em EOD pode estar contribuindo para a recuperação física do solo. A relação entre a variabilidade nos atributos do solo e a ocorrência de pedogênese foi também observada em solos de áreas pós-mineração no distrito industrial em Silesian-Cracóvia Upland, sul da Polônia (CIARKOWSKA *et al.*, 2016). Nesse estudo, a pedogênese resultou em quantidades crescentes de agregados de pequenas dimensões, que contribuíram para melhoria da porosidade do solo e capacidade de retenção de água.

As variações nos atributos físicos sugerem a ocorrência e ampliação da suscetibilidade dos solos das áreas mineradas à erosão. A erosão pode afetar negativamente a qualidade de outros componentes da bacia hidrográfica, causando além do assoreamento de corpos d'água, a contaminação de sistemas aquáticos e da vegetação. Neste contexto, a revegetação dessas áreas desempenharia papel fundamental no controle e redução dos processos erosivos. Tem sido documentado que pilhas de rejeitos representam uma ameaça para a saúde pública e ambiental, principalmente por causa das elevadas concentrações e riscos de dispersão de elementos potencialmente tóxicos, como os metais pesados, pela ação do vento e do escoamento superficial (JONATHAN *et al.*, 2010; SANCHEZ-LOPEZ *et al.*, 2015). Em regiões áridas e semiáridas, onde há desenvolvimento limitado de cobertura vegetal, a dispersão de particulados contendo elementos potencialmente tóxicos é ainda mais favorecida (MENDEZ e MAIER, 2008), devendo ser um fator considerado no estabelecimento de programa de recuperação ambiental de áreas mineradas.

Além da degradação física, alterações nos atributos químicos podem representar fatores limitantes à continuidade dos processos pedogenéticos. De fato, a pedogênese em locais pós-mineração ocorre muito lentamente, o que acaba aumentando o tempo necessário à recuperação desses ambientes. Neste sentido, a análise integrada de atributos físicos e químicos do solo tem sido apontada como de grande utilidade para demonstrar a evolução dos processos pedogenéticos ocorridos após o encerramento das atividades de mineração (CIARKOWSKA *et al.*, 2016).

Os solos apresentaram pH alcalino, condição de reação do solo comum a região semiárida (Figura 2a). Apesar da reação do solo ter sido mantida, a atividade de mineração provocou o aumento de pH do solo. A exposição de minerais primários

facilmente intemperizáveis como resultado da extração e beneficiamento da scheelita contribui para este aumento de pH, porque ao favorecer o intemperismo químico desses minerais proporciona a liberação de sais na solução do solo.

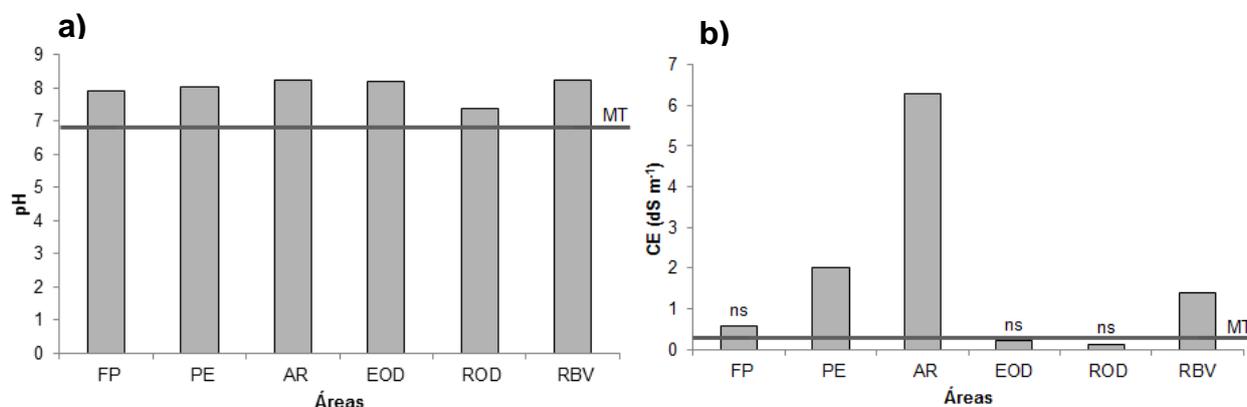


Figura 2. pH e condutividade elétrica (CE) do solo sob mata nativa e das áreas das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas em Currais Novos-RN. ns: valor de F não significativo a 5% ( $p > 0,05$ ).

O pH exerce forte influência na disponibilidade de nutrientes. Em condições de pH acima de cinco se reduz a mobilidade de metais pesados no solo e a contaminação ambiental, contudo pode ser desfavorável ao crescimento de plantas por tornar alguns micronutrientes (principalmente Fe e Mn) menos biodisponíveis (BARROS *et al.*, 2011). A salinização excessiva do solo implica em sérias restrições ao crescimento e desenvolvimento das plantas (GARCIA *et al.*, 2007). Desse modo, o uso de espécies nativas contribuiria para o sucesso da revegetação, uma vez que essas possuem mecanismo de tolerância aos estresses bióticos e abióticos dessa região.

Os valores de condutividade elétrica (CE) aumentaram em PE, AR e RBV (Figura 2b). Em AR, a CE se correlacionou positivamente com pH ( $r = 0,64^*$ ),  $Ca^{2+}$  ( $r = 0,69^*$ ) e  $Na^+$  ( $r = 0,96^{**}$ ), indicando que seu aumento ocorreu à medida que estas bases trocáveis foram adicionadas ao complexo de troca do solo.

Os incrementos na CE reforçam o aumento de sais solúveis na solução do solo decorrente do intemperismo químico dos minerais primários presentes nos resíduos oriundos da extração e beneficiamento do mineral. Em AR, o aumento da CE pode evidenciar também a concentração de sais decorrente da evaporação da água residuária. Salienta-se que os incrementos da CE apenas foram significativos nas áreas localizadas na mina ativa Barra Verde que está em atividade. Por outro lado, nas áreas da mina Olho d'Água (EOD e ROD) desativada a cerca de quatro décadas, a CE não foi diferente da MT. Medidas que impeçam o aporte de sais, como a contenção das

pilhas de estéril e rejeito, devem ser tomadas na mina Barra Verde a fim de evitar que o solo se torne fonte de sais para os demais componentes da bacia hidrográfica. Em FP, a CE não foi alterada, demonstrando que o estéril composto pelo próprio solo escavado e depositado recentemente tem reduzido potencial para atuar como fonte de sais quando comparado aos resíduos provenientes das atividades de extração e beneficiamento da scheelita.

$\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  (Figura 3a, 3b) foram os cátions predominantes no complexo de troca do solo e refletem a mineralogia do material de origem da região, evidenciando a alta fertilidade natural condizente com os Neossolos da região semiárida.

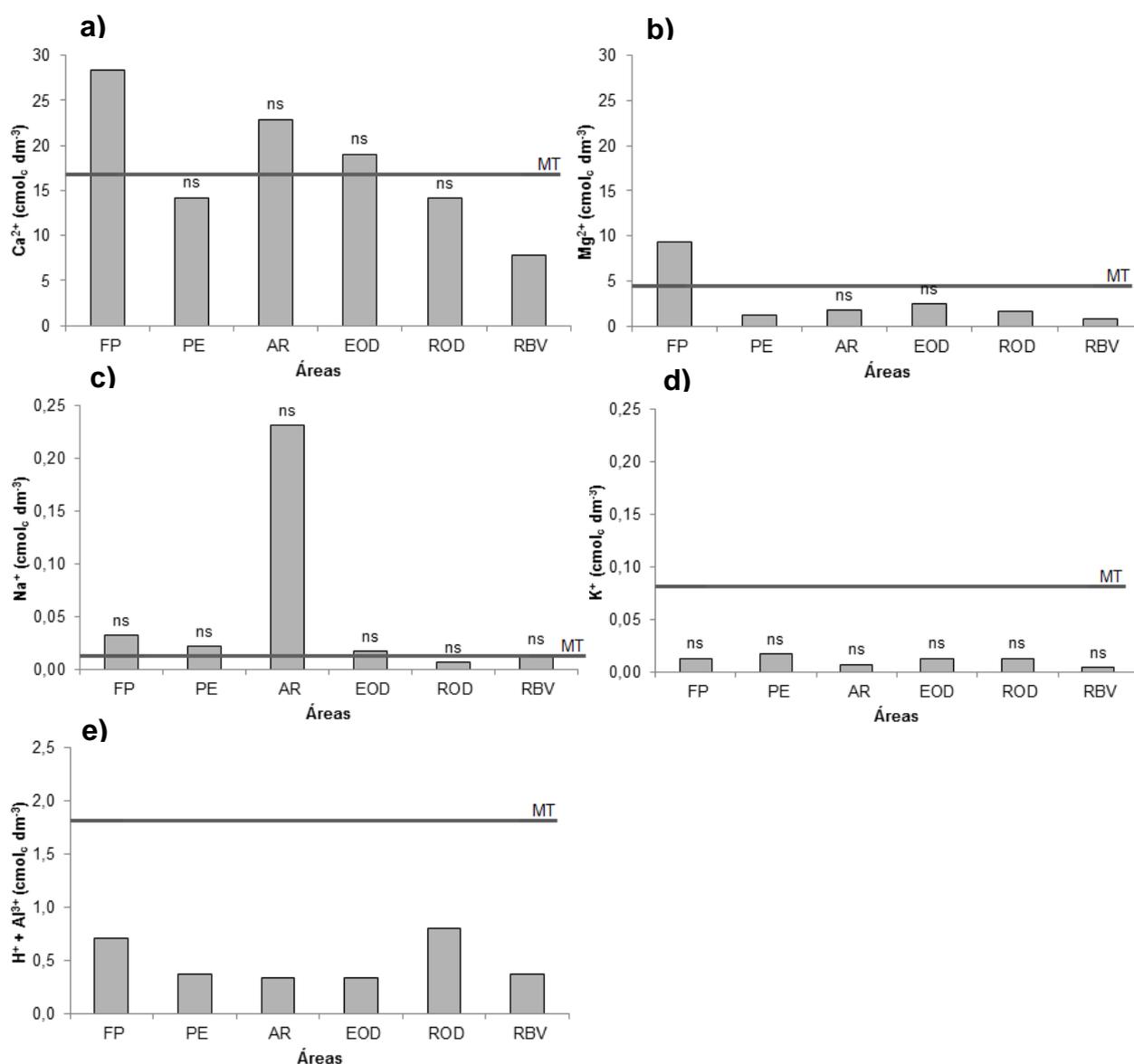


Figura 3. Teores de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$  trocáveis e de  $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$  do solo sob mata nativa e das áreas das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas em Currais Novos-RN. ns: valor de F não significativo a 5% ( $p > 0,05$ ).

Os teores de  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$  trocáveis nas áreas mineradas não foram diferentes de MT (Figura 3c, 3d). Esse resultado evidencia que essas bases trocáveis não são capazes de distinguir as áreas minerada e natural. Em FP, os incrementos nos teores de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  podem evidenciar um enriquecimento temporário comum em áreas degradadas após a retirada da cobertura vegetal. Nesse caso, a microbiota sensível as alterações na textura do solo, umidade, temperatura e estoques de nutrientes (ZHAO *et al.*, 2011) decompõe os resíduos vegetais, promovendo rápida mineralização da matéria orgânica e, conseqüentemente, liberação de íons trocáveis. Além disso, a escavação do solo e sua deposição na superfície podem resultar na exposição dos horizontes mais profundos e próximos da rocha e, portanto, mais ricos nesses elementos.

A redução do teor de  $\text{Ca}^{2+}$  em RBV pode indicar, além de perda de solução do solo rica em  $\text{Ca}^{2+}$  durante o período chuvoso, o carreamento de partículas minerais do rejeito por erosão. O processo de beneficiamento produz um rejeito cujas partículas, embora apresentem diferentes tamanhos, fazem parte da fração areia. A textura arenosa facilita a perda de íons em solução e de partículas por escoamento superficial e erosão devido à baixa CTC dos minerais predominantes e baixa estabilidade de agregados. Deste modo, por ser o solo um sistema aberto e dinâmico, a deterioração da qualidade do solo não se limita à área minerada, mas pode atingir toda a extensão da área de influência da mineração, dificultando a operacionalização da recuperação ambiental nessas áreas.

Reduções nos teores de  $\text{Mg}^{2+}$  ocorreram em PE, ROD e RBV, áreas em que os teores de areia foram aumentados (Tabela 1). Esse resultado reforça a influência da textura arenosa do solo na perda de nutrientes em áreas de deposição de estéril e rejeito. Correlações negativas foram observadas entre os teores areia e de  $\text{Mg}^{2+}$  trocável em PE ( $r = -0,70^*$ ), ROD ( $r = -0,67^*$ ) e RBV ( $r = -0,78^{**}$ ). Ao remover a vegetação nas áreas mineradas, o aporte de matéria orgânica cessa, o que afeta a ciclagem de nutrientes e pode também explicar as reduções no teor de  $\text{Mg}^{2+}$ . Porém, a relação entre teor de  $\text{Mg}^{2+}$  e matéria orgânica foi significativa apenas em RBV ( $r = -0,68^*$ ), demonstrando que não é o processo determinante.

Os teores de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  não diferiram entre EOD e MT (Figura 3a, 3b). O crescimento espontâneo da vegetação em EOD contribui para diminuir a perda de cátions nutrientes no local. Isso está de acordo com a hipótese de diminuição do potencial de perda líquida de nutrientes que limitam ou que são essenciais para o

crescimento das plantas quando os ecossistemas estão em desenvolvimento (VITOUSEK e REINERS, 1975). Além disso, a presença de vegetação em EOD favorece o restabelecimento da ciclagem de nutrientes, em função do aporte de serrapilheira e dos exsudados liberados pelas raízes (TRIPATHI *et al.*, 2014).

$H^+ + Al^{3+}$  foi menor em todas as áreas mineradas (Figura 3f), mostrando um potencial elevado para distinção entre ambientais naturais e minerados nessa região, qualificando esse atributo como um bom indicador de qualidade do solo. De fato,  $H^+ + Al^{3+}$  tem sido indicado como atributo sensível para avaliar o nível de degradação do solo na região semiárida (MARTINS *et al.*, 2010).

Os valores de SB e CTCp aumentaram em FP (Figura 4a, 4b), em decorrência dos incrementos nos teores de  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$  (Figura 3a, 3b), e reduziram em ROD e RBV, principalmente em virtude da redução no teor de  $Mg^{2+}$  (Figura 3b). A redução de SB reforça a hipótese de que nas áreas de deposição de rejeito, a textura arenosa tem proporcionado a perda das bases trocáveis em solução.

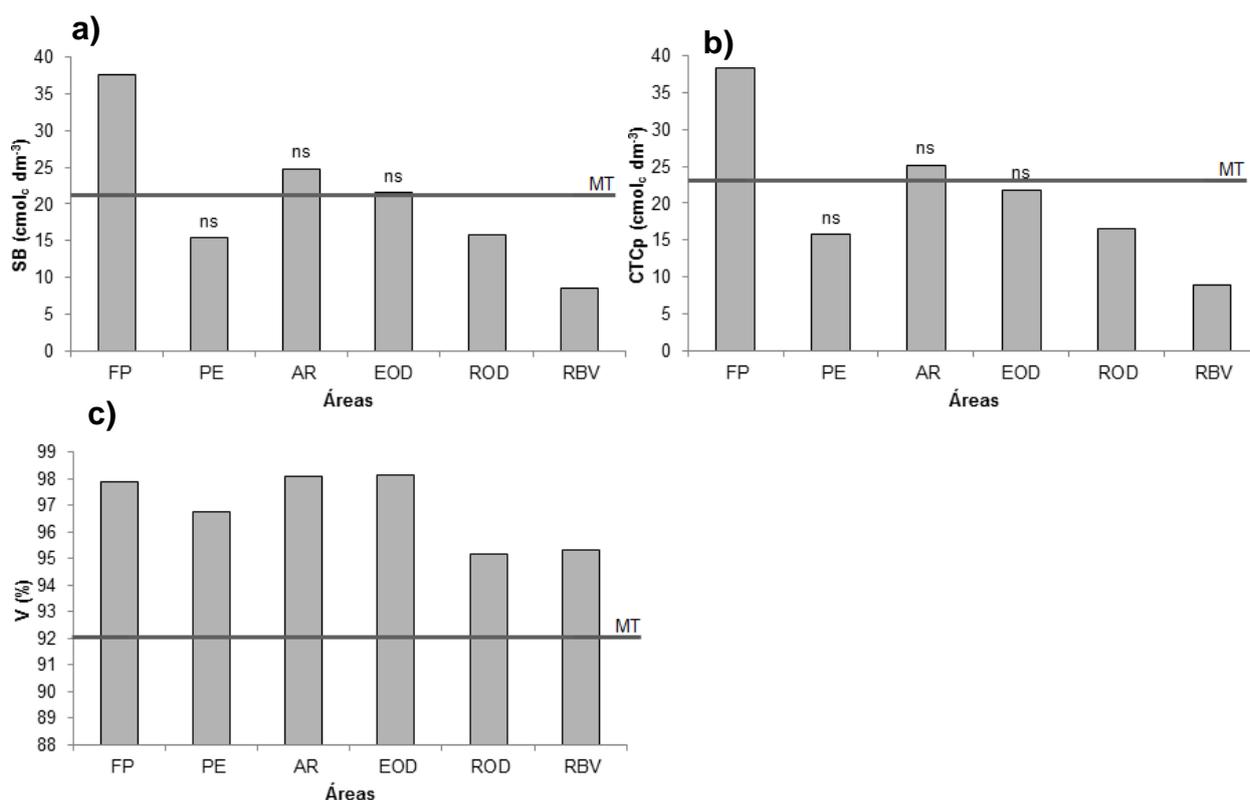


Figura 4. Complexo sortivo do solo sob mata nativa e das áreas das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas em Currais Novos-RN. ns: valor de F não significativo a 5% ( $p > 0,05$ ).

Os solos das áreas selecionadas para o estudo foram classificados, de acordo com a caracterização química como eutróficos ( $V > 50\%$ ) (Figura 4c). Em PE ( $r = 0,85^{**}$ ), AR ( $r = 0,73^{**}$ ) e RBV ( $r = 0,74^{**}$ ), correlações positivas e altamente significativas entre CE e V foram o reflexo do incremento do teor de sais na solução do solo dessas áreas.

Reduções significativas no teor de matéria orgânica (MO) ocorreram em PE, ROD e RBV (Figura 5a). Esse resultado é esperado em áreas de deposição de estéril e rejeito devido à ausência de vegetação e, conseqüentemente, a não formação de serrapilheira, a qual corresponde à principal fonte de MO do solo. A redução nos teores de MO resulta em sérias conseqüências negativas para a qualidade do solo, como diminuição da retenção de água e nutrientes e perda de estrutura, que aumenta a susceptibilidade do solo à erosão (FROUZ *et al.*, 2007). A perda de estrutura contribui para a diminuição do sequestro de carbono no solo uma vez que os agregados do solo são responsáveis pela proteção física do carbono (BALABANE e PLANTE, 2004). A relação entre a redução no teor de MO e degradação da qualidade física do solo pode ser evidenciada pelo aumento de Ds em PE ( $r = -0,69^*$ ), ROD e RBV ( $r = -0,85^{**}$ ) (Tabela 1).

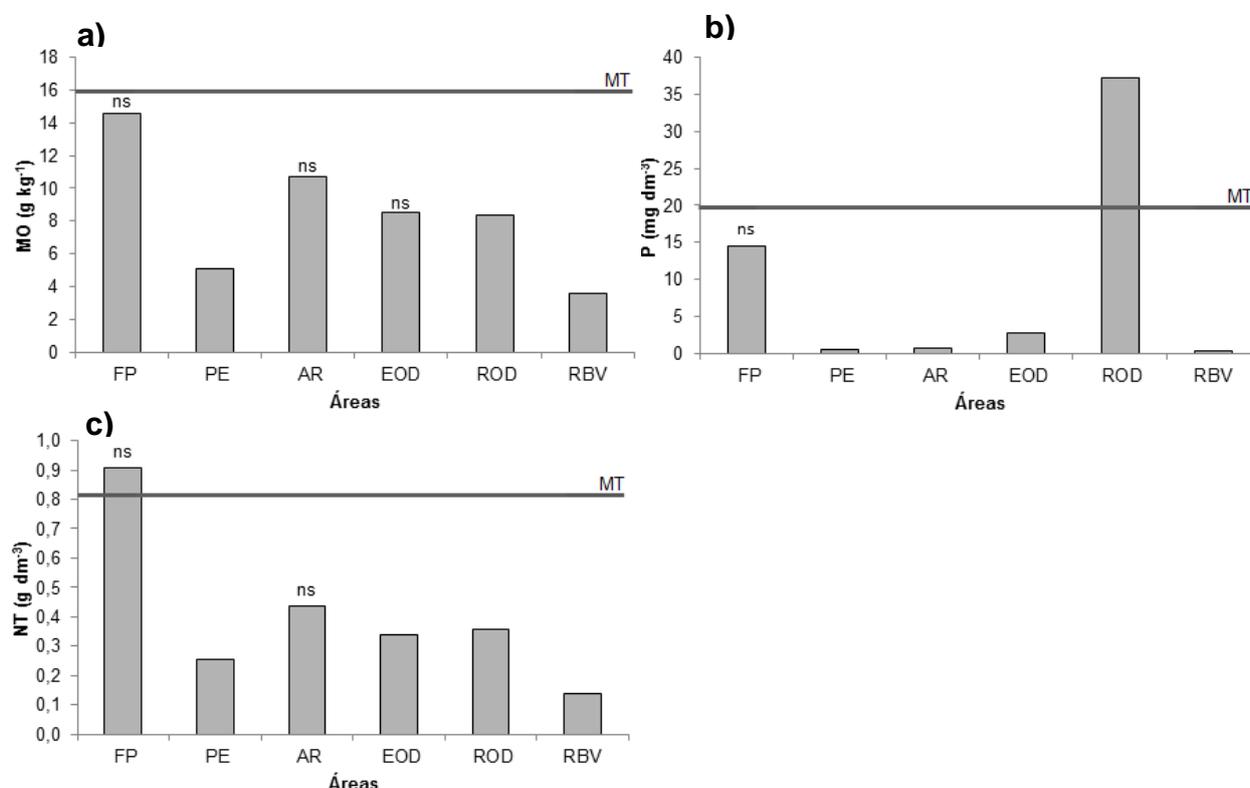


Figura 5. Teores de matéria orgânica (MO), fósforo disponível (P) e nitrogênio total (NT) do solo sob mata nativa e das áreas das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas em Currais Novos-RN. ns: valor de F não significativo a 5% ( $p > 0,05$ ).

A revegetação de áreas de deposição de resíduos da mineração apresenta-se como forma eficaz para amenizar dos efeitos adversos da depleção de MO e da deterioração da qualidade física do solo pela perda da cobertura vegetal. Na China, solos desenvolvidos a partir dos resíduos de uma mina de carvão em processo de revegetação revelaram estreita associação entre aumento dos teores de MO, formação de agregados e melhoria da densidade do solo (ZHAO *et al.*, 2013).

Os teores de P disponível reduziram em PE, AR, EOD e RBV (Figura 5b). A redução de P disponível nas áreas mineradas evidencia a relação de dependência entre a disponibilidade de P e pH do solo. Essa constatação é corroborada pelas correlações negativas entre pH e P em PE ( $r = -0,79^{**}$ ), em AR ( $r = -0,79^{**}$ ), em EOD ( $r = -0,79^{**}$ ) e em RBV ( $r = -0,80^{**}$ ). Baixos teores de P disponível pode prejudicar o desenvolvimento da vegetação, bem como o processo de recuperação do solo, tendo em vista que a deficiência de P é considerada fator limitante para a produção primária, principalmente nos trópicos e subtropicais (RAMAEKERS *et al.*, 2010).

O aumento de pH favorece a precipitação dos íons fosfato com o  $\text{Ca}^{2+}$  (LANA *et al.*, 2004). Porém, a precipitação de fosfato de cálcio não parece ser o mecanismo determinante para a redução nos teores disponíveis desses nutrientes. Apenas em RBV, a redução na disponibilidade de P foi acompanhada da redução no teor de  $\text{Ca}^{2+}$ , o que pode indicar que, além das perdas desses nutrientes por lixiviação e escoamento superficial, a precipitação de fosfato de cálcio esteja ocorrendo como evidencia a correlação positiva ( $r = 0,60^*$ ) encontrada.

Diferente das demais áreas mineradas, ROD apresentou maiores teores de P disponível no solo que em MT (Figura 5b). Cabe ressaltar que ROD corresponde à área de deposição de rejeito de uma mina desativada há cerca de 40 anos. Nesse período, a ocorrência do intemperismo químico dos minerais que compõem o rejeito pode explicar essa disponibilização de P no solo do local. O excedente de P pode ser perdido para os corpos d'água superficiais adjacentes, favorecendo o processo de eutrofização e, conseqüentemente, a deterioração da qualidade da água (HEATHWAITE *et al.*, 2005).

Contribuem para intensificar o risco de poluição difusa por P em ROD, as características naturais dos solos da região semiárida brasileira, como alta suscetibilidade à erosão e baixa capacidade de adsorção resultantes da predominância da fração areia em detrimento da fração argila. As perdas de solo e de rejeito pela ação da erosão hídrica são relevantes tendo em vista a baixa profundidade do solo e pouca

cobertura devido à vegetação esparsa e de pequeno porte do bioma caatinga (OYAMA e NOBRE, 2004). Além disso, a ocorrência de eventos chuvosos concentrados em poucos dias do ano agrava o processo erosivo na região. A textura arenosa dos solos da região também acentua a erosão hídrica, pois por serem mais friáveis e menos coesos, os solos arenosos são vulneráveis à desagregação e ao transporte de partículas (VITTE e MELLO, 2007).

Além de favorecer as perdas de solo e de rejeito por erosão, as características dos solos da região concorrem também para a perda de solução do solo rica em nutrientes. Nos solos da região semiárida, os baixos teores de óxidos de Fe e Al reduzem a formação de complexos com íons fosfato, e conseqüentemente, reduzem a capacidade de adsorção de P no solo. Logo, a não formação de complexos aumenta a disponibilidade de P na solução do solo, facilitando seu transporte pelas enxurradas para os ambientes aquáticos adjacentes. Solos com baixos teores de Fe, característicos da região semiárida, contribuem para uma maior entrada de P e um aumento no processo de eutrofização dos sistemas aquáticos (EKHOLM e LEHTORANTA, 2012). De fato, estudos mostram que a eutrofização dos reservatórios Dourado e Gargalheiras, localizados, respectivamente, nos municípios de Currais Novos e Acari, tem o solo como fonte difusa de nutrientes (BEZERRA *et al.*, 2014).

Diante disso, o aumento significativo nos teores de P em ROD é ainda mais preocupante ao considerar que as pilhas de rejeito estão expostas sobre o solo desde o encerramento das atividades da mina e ainda há elevada concentração de fósforo remanescente com elevado potencial de difusão.

O nitrogênio total (NT) reduziu nas áreas PE, EOD, ROD e RBV (Figura 5c). A diminuição do aporte e decomposição de serrapilheira, resultante da remoção da cobertura vegetal, implica na deficiência de nitrogênio em áreas de mina. Esse fato é corroborado pelas correlações positivas entre NT e MO em PE ( $r = 0,93^{**}$ ), EOD ( $r = 0,69^{**}$ ), ROD ( $r = 0,91^{**}$ ) e RBV ( $r = 0,94^{**}$ ). A redução do teor de argila dos solos das áreas mineradas pode também ter influência nas reduções de NT. Em áreas de mineração com solos de textura fina há maior retenção de NT do que com solos arenosos em decorrência do efeito positivo do teor de argila na proteção física da matéria orgânica do solo contra a decomposição (SHRESTHA e LAL, 2011). Na maioria dos ecossistemas naturais, os aportes de N são mínimos e a retenção e eficiência de ciclagem de N são cruciais para manutenção da produtividade do sistema (MUMMEY *et al.*, 2002). Em áreas de mineração, o N é um importante fator limitante e

a adição de fertilizante nitrogenado torna-se uma prática comum para obter o crescimento saudável e persistência da vegetação (LI, 2006).

Ressalta-se que as correlações positivas entre NT e P em PE ( $r = 0,94^{**}$ ), AR ( $r = 0,67^{**}$ ), EOD ( $r = 0,94^{**}$ ) e RBV ( $r = 0,96^{**}$ ) indicam contribuição da MO. Em ROD, a ausência de correlação corrobora a ideia de contribuição mineral a partir do intemperismo químico do rejeito depositado na área e revela que a riqueza de minerais fosfatados é uma peculiaridade da rocha desta área que foi lavrada para a extração de scheelita.

Ao observar o número de atributos químicos que apresentaram variações significativas entre ambiente minerado e natural (MT), identificou-se gradiente de degradação química, semelhante ao de degradação física, na seguinte ordem: RBV>PE>ROD=FP>EOD=AR, reforçando a evidência de que as intensidades de degradação são distinguíveis entre as minas ativa e desativada. Os resultados obtidos demonstram que as áreas de deposição de estéril e rejeito da mina ativa apresentaram maior intensidade de degradação do solo; as áreas da mina desativada e em fase de pesquisa encontram-se de fato alteradas, mas em um nível de degradação menos intenso do que as áreas RBV e PE; e a AR apresentou menor número de alterações em relação a MT, indicando que o lançamento de água residuária no local não tem alterado significativamente a qualidade do solo.

A análise de componentes principais (ACP) utilizando 16 variáveis explicou 73,32% da variabilidade dos dados nas duas primeiras componentes, mas apenas a primeira componente foi significativa (componente 1 = 58,67%,  $p < 0,001$ ; componente 2 = 14,65%). As variáveis mais importantes para ordenação da primeira componente foram: P (-0,92), pH (0,92), H+Al (-0,87), argila (-0,78), NT (-0,66), MO (-0,65), Ds (0,62), PT (-0,50) e Dp (0,41). E para a segunda componente, as variáveis mais importantes desta ordenação foram: silte (-0,85),  $\text{Ca}^{2+}$  (-0,83), areia (0,76),  $\text{Mg}^{2+}$  (-0,66) e  $\text{Na}^+$  (-0,54). Através da ACP foram identificados alguns grupos conforme a interação entre os atributos físicos e químicos: os solos das áreas MT e ROD estão relacionados aos maiores teores de P disponível; os solos das áreas PE e RBV estão associados a maiores valores de pH, CE, Ds e Dp; e o solo de FP está relacionado a maiores teores de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e silte e menor teor de areia (Figura 6).

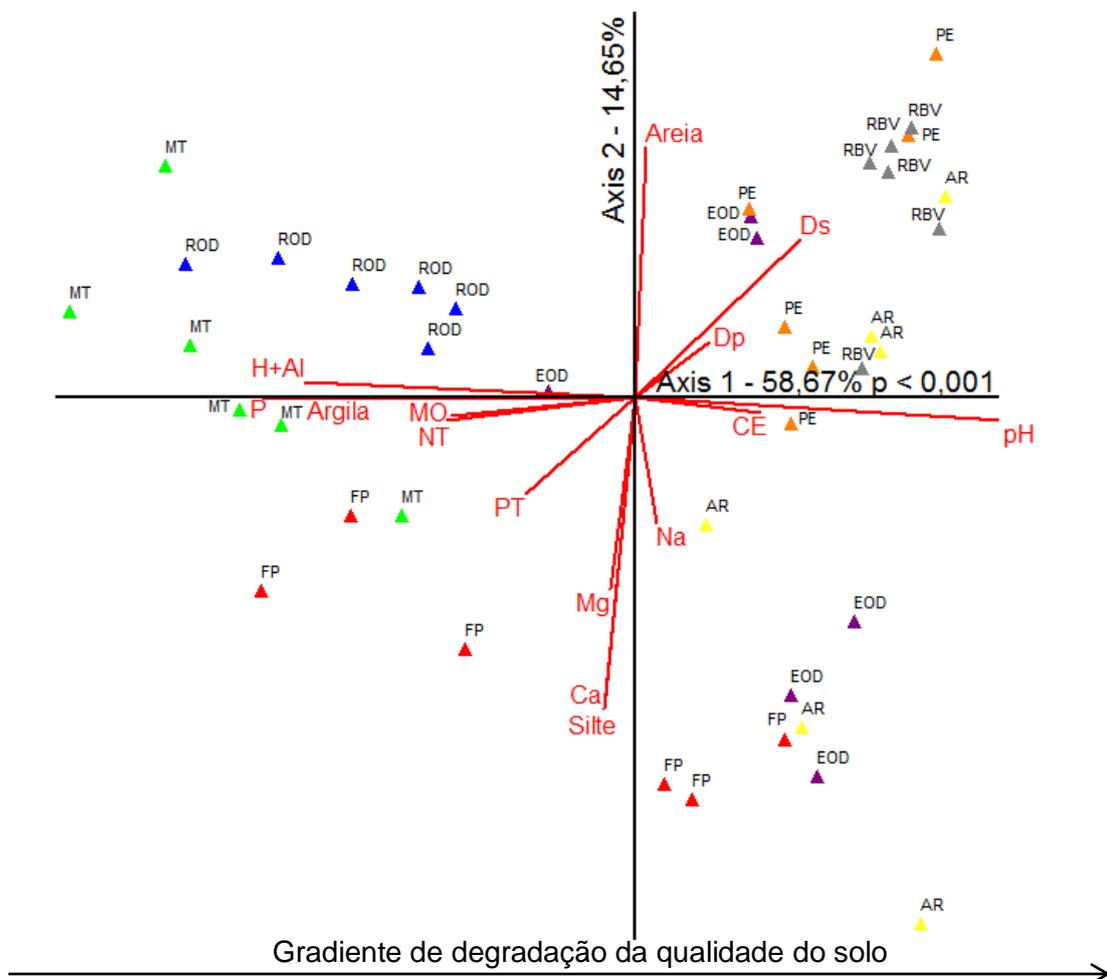


Figura 6. Análise de componentes principais dos atributos físicos e químicos do solo sob mata nativa e dos solos das áreas de lavra das minas Barra Verde e Olho d'Água, Currais Novos/RN, 2015. Legenda: unidades amostrais: MT = área sob mata nativa; FP = área de uma mina em fase de pesquisa; PE = área de deposição de estéril; EOD = área de mistura de estéril e rejeito; ROD = área de deposição de rejeito da mina Olho d'água; RBV = área de deposição de rejeito da mina Barra Verde; AR = área próxima de um curso de água residuária. Variáveis: pH = potencial hidrogeniônico; CE = condutividade elétrica; H+Al = acidez potencial; MO = matéria orgânica; NT = nitrogênio total; P = fósforo disponível; Ca = cálcio; Mg = magnésio; Na = sódio; Ds = densidade do solo; Dp = densidade de partículas; PT = porosidade total.

Dessa forma, o plano definido pelas duas primeiras componentes descreve um gradiente de degradação do solo de modo que, tendo como referência de qualidade a área sob mata nativa (MT), as áreas mineradas PE e RBV apresentaram perda da qualidade do solo refletida pelo aumento de Ds, Dp e aporte de sais na solução do solo, além de reduções na PT e nos teores de argila, P disponível, MO, NT e  $H^+Al^{3+}$ .

A correlação elevada entre P e a primeira componente (-0,92) e o incremento no teor de P disponível em ROD parecem ser as justificativas para o agrupamento desta área com MT (Figura 6). Por sua vez, as amostras de solo de EOD e AR não se

agruparam, mas ficaram dispersas, indicando heterogeneidade nos atributos físicos e químicos dessas áreas.

O solo de FP não se agrupou com os solos das áreas da mina desativada nem da mina ativa, o que pode revelar que, apesar de alterada, essa área encontra-se em um nível de degradação ambiental distinto dos níveis observados nas demais áreas mineradas, isto é, as alterações promovidas na qualidade do solo pelas atividades recentes configuram um estágio de degradação inicial em FP. A ACP também revelou que o aumento do teor de areia nas áreas mineradas foi acompanhado da redução das bases trocáveis da solução do solo.

Vale salientar que a degradação da qualidade do solo nas áreas mineradas foi constatada mesmo no semiárido, onde os solos são jovens e naturalmente frágeis, poucos estruturados e susceptíveis a erosão, apresentando funções ecossistêmicas limitadas pelo baixo grau de desenvolvimento. Por estes motivos, os solos do semiárido requerem um criterioso manejo e maior atenção sob o aspecto conservacionista com o intuito de possibilitar seu desenvolvimento. Um exemplo dessa dificuldade de detecção de alterações ambientais é o agrupamento das áreas MT e ROD (Figura 6), o que pode resultar na impressão falsa de que elas se aproximam em qualidade ambiental.

Em EOD, apesar da ausência de aplicação de técnicas de recuperação, verificou-se a melhoria de alguns dos atributos químicos (CE,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , SB, CTCp e MO). Esse resultado parece ter relação com a presença da vegetação se estabelecendo na área como também com o período relativamente longo desde o fechamento dessa mina. Portanto, as transformações pedogenéticas ocorridas nessa área têm direcionando o solo ao reestabelecimento das condições características da qualidade natural. Apesar do crescimento da vegetação ter ocorrido espontaneamente, é importante frisar que a adoção de técnicas de recuperação de áreas degradadas permite uma recuperação mais rápida e confiável.

Na mina Barra Verde, a ausência de medidas de controle na deposição dos resíduos da mineração e no lançamento de água residuária pode favorecer perdas de solo e nutrientes e a contaminação das águas superficiais, acelerando a degradação ambiental e ampliando a área de influência da mineração. A ausência da implantação de medidas de controle durante os processos de lavra e beneficiamento da scheelita deixa claro a ineficácia, ou até mesmo inexistência, da fiscalização dos órgãos ambientais competentes quanto ao cumprimento das medidas estabelecidas no plano de recuperação da área degradada (PRAD) da mina. Cumpre ressaltar que o PRAD

deve ser apresentado juntamente com o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e o Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) (BRASIL, 1989) exigidos para o processo de licenciamento de empreendimentos que se destinam à exploração de recursos minerais (CONAMA, 1986). Isso significa que a recuperação de áreas mineradas deve ser planejada antes da implantação do empreendimento e executada simultaneamente à mineração. Por em prática as exigências do PRAD apenas na fase de fechamento da mina pode dificultar o processo de recuperação da área degradada pela mineração.

O presente estudo constatou cenários de desequilíbrio ambiental nas áreas mineradas, apontando a necessidade de intervenções que foquem principalmente na estruturação e descompactação do solo e na adição de matéria orgânica. De fato, o desenvolvimento da vegetação, a recuperação da matéria orgânica do solo e a ciclagem de nutrientes minerais são fundamentais para a avaliação da sustentabilidade dos ecossistemas pós-mineração, bem como para o sucesso dos processos de recuperação (BANNING *et al.*, 2008).

Destaca-se a necessidade de se determinar locais de contenção de rejeito conforme os critérios preconizados na NBR 13028:2006 (ABNT, 2006). A contenção realizada por meio de barragens ou diques deve impedir que o rejeito seja perdido por erosão e aporte elementos para o solo. Enquanto houver a perspectiva de reaproveitamento da scheelita a partir do reprocessamento do rejeito, o método de deposição do rejeito pode corresponder ao empilhamento drenado em que se deve garantir a estabilidade física das pilhas, as quais devem ser dotadas de um sistema de drenagem interna eficiente. Enfatiza-se a importância de encontrar meios de reutilizar o rejeito como forma de mitigar esse passivo ambiental. Os estéreis e rejeitos cujas formas de reaproveitamento tenham sido esgotadas podem ser dispostos em cavas. Essa forma de disposição facilita a recuperação das áreas mineradas concomitante à operação das atividades na mina. No caso de construção de novas lagoas de água residuária, pode-se analisar a viabilidade de impermeabilizá-la, bem como o trajeto por onde a água escoar até a lagoa de forma a impedir o aporte de sais para o solo.

A compactação provocada pelo tráfego de máquinas pesadas durante os processos de extração do minério pode ser minimizada pela utilização de equipamentos leves, redução do tráfego de veículos pesados, adição de compostos orgânicos e subsolagem (SHRESTHA e LAL, 2011), que consiste na desagregação do substrato compactado em profundidade.

Uma das últimas etapas do processo de recuperação corresponde à revegetação. O plantio de cobertura vegetal permanente após o encerramento da atividade na mina propicia, primeiramente, o controle e redução das taxas de erosão, e, a longo prazo, o desenvolvimento sustentável do solo através da colonização de plantas nativas (SINGH *et al.*, 2004). Além de ser capaz de recuperar a fertilidade do solo, a revegetação promove a melhoria do microclima (SINGH *et al.*, 2002).

Enfatiza-se que, após a implantação das medidas mitigadoras, o êxito dos processos de recuperação requer a condução do monitoramento da qualidade do solo das áreas mineradas a fim de que seja alcançada uma condição autossustentável.

## CONCLUSÕES

- Os atributos P, pH,  $H^++Al^{3+}$ , argila, NT, MO, Ds, PT e Dp foram sensíveis na distinção entre a área natural e minerada e devem ser utilizados como indicadores de qualidade do solo em programas de recuperação e monitoramento ambiental.
- A degradação da qualidade do solo nas áreas mineradas está relacionada aos processos erosivos e ao aporte de sais na solução do solo.
- Em área da mina desativada Olho d'Água, os indícios de recuperação da qualidade do solo parecem ser justificados pelo crescimento espontâneo da vegetação, sugerindo que a técnica de revegetação é adequada para promover a pedogênese e recuperar as funções ecossistêmicas das áreas mineradas.

## REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Mineração – Elaboração e apresentação de projeto de barragens para disposição de rejeitos, contenção de sedimentos e reservação de água. NBR 13028, Associação Brasileira de Normas Técnicas, São Paulo, SP. 6 p, 2006.
- BALABANE, M.; PLANTE, A. F. Aggregation and carbon storage in silty soil using physical fractionation techniques. *European Journal of Soil Science*, v.55, p.415–427, 2004.
- BANNING, N. C.; GRANT, C. D.; JONES, D. L.; MURPHY, D. V. Recovery of soil organic matter, organic matter turnover and nitrogen cycling in a post-mining forest rehabilitation chronosequence. *Soil Biology e Biochemistry*, v.40, p.2021–2031, 2008.
- BARROS, Y. J.; MELO, V. F.; KUMMER, L.; SOUZA, L. C. P.; AZEVEDO, J. C. Indicadores físicos e químicos de qualidade de solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. *Semina: Ciências Agrárias*, v.32, n.4, p.1385-1404, 2011.
- BEZERRA, A. F. M.; BECKER, V.; MATTOS, A. Balanço de massa de fósforo total e o estado trófico em reservatórios do semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.19(2), p. 67-76, 2014.
- BRASIL. Decreto n. 97.632, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, Seção I, p. 5571. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/1980-1989/D97632.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D97632.htm)> Acesso em: 12 set. 2014.
- CHARTIER, M. P.; ROSTAGNO, C. M.; VIDELA, L. S. Selective erosion of clay, organic carbon and total nitrogen in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*, v.88, p.43-49, 2013.
- CIARKOWSKA, K.; GARGIULO, L.; MELE, G. Natural restoration of soils on mine heaps with similar technogenic parent material: A case study of long-term soil evolution in Silesian-Krakow Upland Poland. *Geoderma* v.261, p.141–150, 2016.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução n. 1, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, de 17/02/86, p.2548-2549. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>> Acesso em: 12 set. 2014.
- DANTAS, J. R. A. Distritos Mineiros do Nordeste Oriental. DANTAS, J. R. A.; BARROS, L. B.; SOUZA, V. C.; MONT'ALVERNE, A. A. F. Recife: DNPM 4º Distrito, 2000. 90p.
- EKHOLM, P.; LEHTORANTA, J. Does control of soil erosion inhibit aquatic eutrophication?. *Journal of Environmental Management*, v.93, p.140-146, 2012.
- EL AMARI, K.; VALERA, P.; HIBTI, M.; PRETTI, S.; MARCELLO, A.; ESSARRAJ, S. Impact of mine tailings on surrounding soils and ground water: Case of Kettara old mine, Morocco. *Journal of African Earth Sciences*, v.100, p.437–449, 2014.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3.ed. Rio de Janeiro, 2013. 353p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Levantamento Exploratório-Reconhecimento dos solos do Rio Grande do Norte. Recife: Convênio de Mapeamento de Solos MA/DNPEA-SUDENE/DRN, 1971. 536 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes Embrapa Solos, Embrapa Informática Agropecuária; organizador Fábio César da Silva. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2ª ed. rev. atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPQ, 1997. 212p.

FROUZ, J.; ELHOTTOVÁ, D.; PIŽL, V.; TAJOVSKÝ, K.; ŠOURKOVÁ, M.; PICEK, T.; MALÝ, S. The effect of litter quality and soil faunal composition on organic matter dynamics in post-mining soil: A laboratory study. *Applied Soil Ecology*, v.37, p.72-80, 2007.

GARCIA, G. O.; FERREIRA, P. A.; MIRANDA, G. V.; NEVES, J. C. L.; MORAES, W. B.; SANTOS, D. B. Teores foliares dos macronutrientes catiônicos e suas relações com o sódio em plantas de milho sob estresse salino. *IDESIA (CHILE)*, v.25, n.3, p.93-106, 2007.

HEATHWAITE, A. L.; QUINN, P. F.; HEWETT, C. J. M. Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation. *Journal of Hydrology*. v.304(1-4), p.446-461, 2005.

JONATHAN, M. P.; JAYAPRAKASH, M.; SRINIVASALU, S.; ROY, P. D.; THANGADURAI, N.; MUTHURAJ, S.; STEPHEN-PITCHAIMANI, V. Evaluation of acid leachable trace metals in soils around a five centuries old mining district in Hidalgo, Central Mexico. *Water, Air & Soil Pollution*, v.205, p.227-236, 2010.

JONES, C. A. Effect of soil texture on critical bulk densities for root growth. *Soil Science Society of America Journal*, v.47, p.1208–1211, 1983.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Z.*, v.15, p.259-263, 2006.

KRÜMMELBEIN, J.; HORN, R.; RAAB, T.; BENS, O.; HÜTTL, R. F. Soil physical parameters of a recently established agricultural recultivation site after brown coal mining in Eastern Germany. *Soil e Tillage Research*, v.111, p.19–25, 2010.

LANA, R. M. Q.; ZANÃO JÚNIOR, L. A.; LUZ, J. M. Q.; SILVA, J. C. Produção da alface em função do uso de diferentes fontes de fósforo em solo de Cerrado. *Horticultura Brasileira*, v.22, n.3, p.525-528, 2004.

LI, M. S. Ecological restoration of mineland with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China: A review of research and practice. *The Science of the Total Environment*, v.357, p.38–53, 2006.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1989. 201p.

MARTÍN DUQUE, J. F.; ZAPICO, I.; OYARZUN, R.; LÓPEZ GARCÍA, J. A.; CUBAS, P. A descriptive and quantitative approach regarding erosion and development of landforms on abandoned mine tailings: New insights and environmental implications from SE Spain. *Geomorphology*, v.239, p.1–16, 2015.

MARTINS, M. C.; GALINDO, I. C. L.; SOUZA, E. R.; POROCA, H. A. Atributos químicos e microbianos do solo em áreas em processo de desertificação no semiárido de Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.34, p.1883-1890, 2010.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. PC-ORD: Multivariate analysis of ecological data, version 6.0. MjM Software Design, Oregon. 2011.

MENDEZ, M. O.; MAIER, R. M. Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v.7, p.47–59, 2008.

MORA, J. L.; LÁZARO, R. Seasonal changes in bulk density under semiarid patchy vegetation: the soil beats. *Geoderma*, v.235–236, p.30–38, 2014.

MUMMEY, D. L.; STAHL, P. D.; BUYER, J. S. Soil microbiological properties 20 years after surface mine reclamation: Spatial analysis of reclaimed and undisturbed sites. *Soil Biology e Biochemistry*, v.34, p.1717– 1725, 2002.

OYAMA, M. D.; NOBRE, C. A. Climatic consequences of a large-scale desertification in Northeastern Brazil: a GCM Simulation study. *Journal of Climate*, v.50, p.1718-1730, 2004.

PETTA, R. A.; SINDERN, S.; SOUZA, R. F.; CAMPOS, T. F. C. Influence of mining activity on the downstream sediments of scheelite mines in Currais Novos (NE Brazil). *Environmental Earth Sciences*, v.72, p.1843:1852, 2014.

POLINI, R.; PALMIERI, E.; MARCHESELLI, G. Nanostructured tungsten carbide synthesis by carbothermic reduction of scheelite: A comprehensive study. *Internacional Journal of Refractory Metals and Hard Materials*, v.51, p.289–300, 2015.

RAMAEKERS, L.; REMANS, R.; RAO, I. M.; BLAIR, M. W.; VANDERLEYDEN, J. Strategies for improving phosphorus acquisition efficiency of crop plants. *Field Crops Research*, v.117, p.169–176, 2010.

SANCHEZ-LOPEZ, A. S.; CARRILLO-GONZALEZ, R.; GONZALEZ-CHAVEZ, M. C. A.; ROSAS-SAITO, G. H.; VANGRONSVELD, J. Phytobarriers: Plants capture particles containing potentially toxic elements originating from mine tailings in semiarid regions. *Environmental Pollution*, v.205, p.33-42, 2015.

SAS Institute. Statistical analysis system: Procedure guide for personal computer. Cary, 1999.

SCHROEDER, P. D.; DANIELS, W. L.; ALLEY, M. M. Chemical and physical properties of reconstructed mineral sand mine soils in Southeastern Virginia. *Soil Science*, v.175, p.1–8, 2010.

SHRESTHA, R.; LAL, R. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. *Geoderma*, v.161, p.168-176, 2011.

SILVA, A. C.; TORRADO, P. V.; ABREU JUNIOR, J. S. Métodos de quantificação da matéria orgânica do solo. *Revista Universidade Alfenas*, v.5, p.21-26, 1999.

SINGH, A. N.; RAGHUBANSHI, A. S.; SINGH, J. S. Impact of native tree plantations on mine spoil in a dry tropical environment. *Forest Ecology and Management*, v.187, p.49–60, 2004.

SINGH, A. N.; RAGHUBANSHI, A. S.; SINGH, J. S. Plantations as a tool for mine spoil restoration. *Current Science*, v.82, p.1436–1441, 2002.

TRIPATHI, N.; SINGH, R. S.; NATHANAIL, C. P. Mine spoil acts as a sink of carbon dioxide in Indian dry tropical environment. *Science of the Total Environment*, v.468–469, p.1162–1171, 2014.

VITTE, A. C.; MELLO, J. P. Considerações sobre a erodibilidade dos solos e da erosividade da chuva e suas conseqüências na morfogênese das vertentes: um balanço bibliográfico. *Climatologia e Estudos da Paisagem Rio Claro*, v.2, n.2, p.107-133, 2007.

VITOUSEK, P. M.; REINERS, W. A. Ecosystem succession and nutrient retention: a hypothesis. *BioScience*, v.25, p.376–381, 1975.

WANG, W. J.; HE, H. S.; ZU, Y. G.; GUAN, Y.; LIU, Z. G.; ZHANG, Z. H.; XU, H. N.; YU, X. Y. Addition of HPMA affects seed germination, plant growth and properties of heavy saline–alkali soil in northeastern China: comparison with other agents and determination of the mechanism. *Plant and Soil*, v.339, p.177–191, 2010.

ZENG, X.; ZHANG, W.; CAO, J.; LIU, X.; SHEN, H.; ZHAO, X. Changes in soil organic carbon, nitrogen, phosphorus, and bulk density after afforestation of the “Beijing–Tianjin Sandstorm Source Control” program in China. *Catena*, v.118, p.186–194, 2014.

ZHANG, L.; WANG, J.; BAI, Z.; LV, C. Effects of vegetation on runoff and soil erosion on reclaimed land in an opencast coal-mine dump in a loess area. *Catena*, v.128, p.44–53, 2015.

ZHAO, J.; WANG, X.; SHAO, Y.; XU, G.; FU, S. Effects of vegetation removal on soil properties and decomposer organisms. *Soil Biology e Biochemistry*, v.43, p.954-960, 2011.

ZHAO, Q.; WANG, Y.; CAO, Y.; CHEN, A.; REN, M.; GE, Y.; YU, Z.; WAN, S.; HU, A.; BO, Q.; RUAN, L.; CHEN, H.; QIN, S.; CHEN, W.; HU, C.; TAO, F.; XU, D.; XU, J.; WEN, L.; LI, L. Potential health risks of heavy metals in cultivated topsoil and grain, including correlations with human primary liver, lung and gastric cancer, in Anhui province, Eastern China. *Science of the Total Environment*, v.470–471, p.340–347, 2014.

ZHAO, Z.; SHAHROUR, I.; BAI, Z.; FAN, W.; FENG, L.; LI, H. Soils development in opencast coal mine spoils reclaimed for 1e13 years in the West-Northern Loess Plateau of China. *European Journal of Soil Biology*, v.55, p.40-46, 2013.

## Capítulo 2

### METAIS PESADOS EM SOLOS DE MINAS DE SCHEELITA NA REGIÃO TROPICAL SEMIÁRIDA

#### RESUMO

A atividade de mineração aumenta o risco de contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas e dos organismos pela disposição inadequada de água residuária e de pilhas de rejeito e estéril que podem disponibilizar metais pesados para o ambiente. Neste sentido, este trabalho teve por objetivo avaliar os teores de metais pesados das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas no município de Currais Novos-RN. Amostras de solo foram coletadas nas áreas: mina em fase de pesquisa (FP); de deposição de rejeito (ROD) e de mistura estéril e rejeito (EOD) na mina Olho d'Água; de deposição de estéril (PE), próxima a um curso de água residuária (AR) e de deposição de rejeito (RBV) na mina Barra Verde; e com mata nativa (MT) como referência de qualidade do solo. As amostras de solo foram submetidas às análises de granulometria, de pH e dos teores totais e disponíveis dos metais pesados Fe, Mn, Cr, Ni, Cd, Cu, Zn e Pb. A exploração de scheelita na região tropical semiárida provocou incrementos nos teores totais e disponíveis de metais pesados, o que alerta para o risco de contaminação das áreas adjacentes às minas. Os teores de metais pesados nas áreas da mina desativada Olho d'Água são ainda mais preocupantes ao considerar que as pilhas de rejeito e estéril expostas sobre o solo estão atuando como fonte de contaminantes desde o encerramento das atividades da mina há cerca de quatro décadas. Os teores de Cd, Cu e Pb superiores aos valores de investigação indicam que há risco à saúde humana e que é necessária a remediação das áreas mineradas. Medidas adequadas de contenção e disposição final dos estéreis e rejeitos são necessárias para reduzir a atuação das áreas mineradas como fonte de contaminação por metais pesados.

**Palavras-chave:** mineração, qualidade do solo, rejeito, estéril.

## HEAVY METALS IN SOIL IN SCHEELITE MINES IN TROPICAL SEMI-ARID REGION

### ABSTRACT

Mining activity increases the risk of contamination of soil, surface and groundwater bodies and organisms by improper disposal of wastewater and tailings and overburden that can provide heavy metals into the environment. In this context, this study aimed to evaluate the heavy metals content in the mining areas Barra Verde and Olho d'Água, located in the municipality of Currais Novos-RN. Soil samples were collected in areas: mine in research phase (FP); tailings deposition (ROD) and overburden and tailings mixture (EDO) in Olho d'Água mine; overburden deposition (PE), next to a course of wastewater (AR), and tailings deposition (RBV) in Barra Verde mine; and with native vegetation (MT) as soil quality reference. Soil samples were submitted to analyzes of particle-size, pH and total and available contents of heavy metals Fe, Mn, Cr, Ni, Cd, Cu, Zn and Pb. The exploitation of scheelite in the tropical semi-arid region caused increases in total and available contents of heavy metals, which warns of the risk of contamination of areas adjacent to mine. The heavy metal contents in the areas of mine Olho d'Água are even more worrying considering that the piles of tailings and overburden exposed on the soil are acting as a source of contaminants from the closure of the mine's activities for about four decades. Cd, Cu and Pb contents higher than values of investigation indicate that there is a risk to human health and that there is need for remediation of mined areas. Appropriate containment measures and final disposal of overburden and tailings are needed to reduce the role of mined areas as a source of heavy metal contamination.

**Key words:** mining, soil quality, tailings, overburden.

## INTRODUÇÃO

A mineração é uma atividade antrópica reconhecida por elevar os teores de metais pesados no solo, tornando-se uma importante fonte de contaminação do ambiente. A extração e o beneficiamento do minério emitem poeiras e produzem água residuária, estéreis e rejeitos que podem resultar na contaminação do solo não apenas nas áreas mineradas, mas também nas áreas adjacentes (LIU *et al.*, 2005).

No semiárido brasileiro, abrangendo os Estados do Rio Grande do Norte e da Paraíba, encontram-se localizados os principais depósitos do mineral de tungstato de cálcio - scheelita ( $\text{CaWO}_4$ ) - do país (DANTAS, 2000). No município de Currais Novos-RN, desde a década de 1940, algumas mineradoras realizam a exploração da scheelita, incluindo sua extração, beneficiamento e comercialização. Dentre as minas existentes no município, a Barra Verde é uma das que está em operação e a Olho d'Água foi desativada após cerca de 40 anos de atividade. Ao decorrer da operação dessas minas, a extração e o beneficiamento da scheelita gerou elevadas quantidades de rejeito e estéril que foram acumuladas em pilhas a céu aberto sem nenhuma proteção, sendo expostas à ação do vento e da água da chuva (PETTA *et al.*, 2014), e que podem ser fontes importantes de liberação de metais pesados no solo. Cumpre ressaltar que as minas estão inseridas na bacia do rio Piranhas-Açu onde há importantes mananciais de abastecimento de água, destacando-se o reservatório Gargalheiras que abastece as cidades de Acari e Currais Novos, além de ser utilizado para dessedentação animal, recreação, pesca e agricultura irrigada.

Um ambiente é considerado contaminado quando o teor de um elemento químico excede o teor encontrado naturalmente, restringindo a utilização dos recursos ambientais para os usos atuais ou pretendidos. Os teores naturais de metais pesados no solo são aqueles encontrados em ambientes naturais sem influência antrópica. Esses teores variam de acordo com a composição do material de origem, os processos pedogenéticos e o grau de desenvolvimento dos solos (BIONDE *et al.*, 2011).

A preocupação acerca da contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas e das culturas alimentares por metais pesados justifica-se pelo fato de que tais elementos são prejudiciais aos organismos quando em elevadas concentrações (MAIGA *et al.*, 2005; PRUVOT *et al.*, 2006). Nesses casos, o ambiente é considerado poluído, necessitando do estabelecimento de medidas de remediação para a mitigação e controle dos impactos causados no ecossistema.

É importante destacar que, diferentemente dos contaminantes orgânicos, os metais pesados não são modificados ou degradados química ou biologicamente e, portanto, mesmo removendo-se a fonte contaminante, as concentrações de metais no solo persistem por muito tempo depois de sua entrada (GUO *et al.*, 2006). Por isso, tecnologias de remediação de ambientes contaminados por metais potencialmente tóxicos são complexas e requerem, inicialmente, um estudo detalhado que avalie as condições de degradação ambiental da área.

Neste contexto, o presente trabalho teve por objetivo investigar os teores de metais pesados nas áreas das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas no município de Currais Novos-RN.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo**

As minas subterrâneas de scheelita Barra Verde e Olho d'Água estão localizadas no município de Currais Novos (6°15'39" Sul; 36°31'04" Oeste) no Estado do Rio Grande do Norte (Figura 1). As minas estão inseridas na Província Scheelitífera do Seridó que corresponde à maior concentração de tungstênio do Brasil (DANTAS, 2000). A área ocupada pelas minas pertence à mesma propriedade denominada Serra dos Angicos com cerca de 1440 ha. As atividades na mina Barra Verde se iniciaram em 1947, foram interrompidas no final da década de 1990, em virtude da queda do preço do minério de tungstênio no mercado internacional, e retornaram a partir de 2005 com a perspectiva de reaproveitamento da scheelita desperdiçada nas antigas pilhas de rejeito. A mina Olho d'Água foi desativada em 1976 após aproximadamente quatro décadas em atividade.

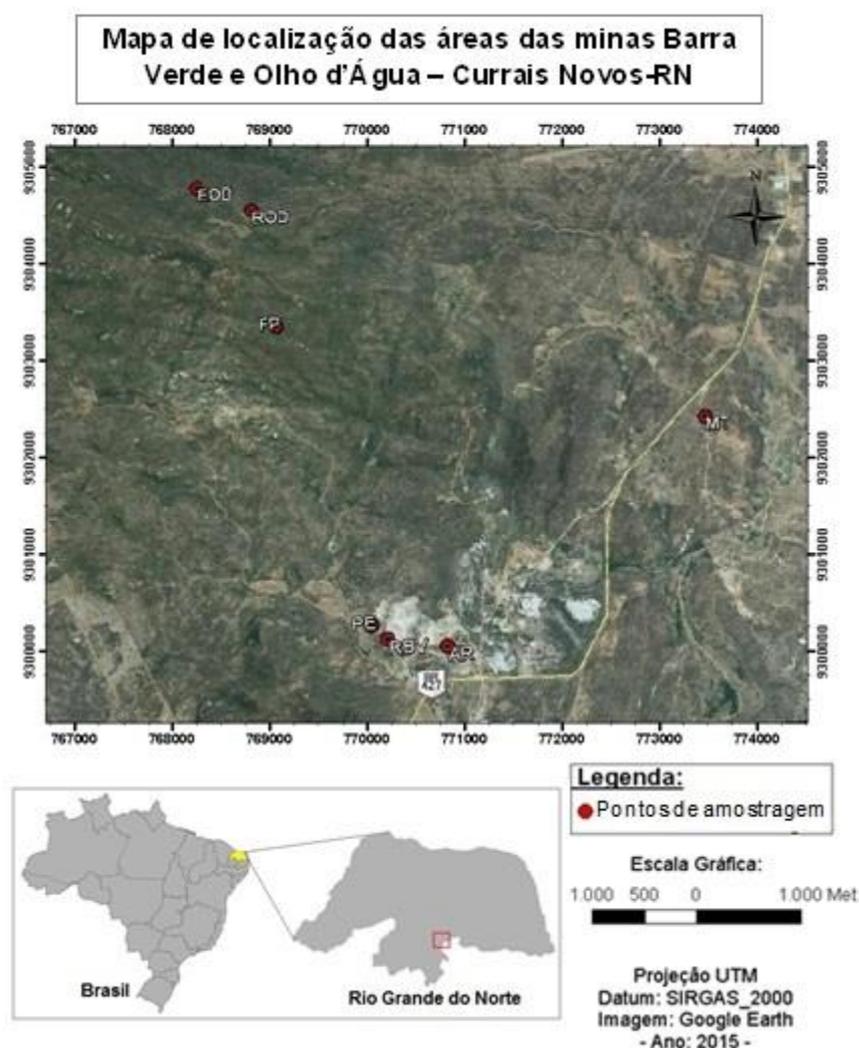


Figura 1. Localização das áreas sob mata nativa e das minas Barra Verde e Olho d'Água, inseridas no município de Currais Novos, Estado do Rio Grande do Norte.

O clima da região é do tipo BSh (Estepe) (KOTTEK *et al.*, 2006), caracterizado por um regime de escassez e distribuição desigual de chuvas, com média pluviométrica de 610,5 mm/ano e período chuvoso compreendido entre os meses de fevereiro e abril. A temperatura média anual é de 27,5°C (máxima: 33,0°C; mínima: 18,0°C), com 2400 horas/ano de insolação e umidade média anual em torno de 64%.

As formações vegetais da área são marcadas pelo caráter seco e incluem a caatinga hiperxerófila, caracterizada pela abundância de cactáceas e plantas de porte baixo e espalhadas; e a caatinga subdesértica do Seridó, que se caracteriza pela presença de arbustos e árvores baixas, ralas e de xerofitismo mais acentuado. Os solos predominantes na região são os Neossolos Litólicos (EMBRAPA, 1971; EMBRAPA, 2013).

A extração da scheelita é realizada, na mina Barra Verde, através da metodologia subterrânea de câmaras e pilares. O beneficiamento do mineral inclui as

etapas de fragmentação (britagem e moagem) e concentração gravimétrica (jigue e mesas vibratórias). Os equipamentos de concentração gravimétrica obtêm concentrados de scheelita explorando as características físicas do mineral, principalmente a densidade. Através do jigue, obtém-se o primeiro concentrado de scheelita, um material grosseiro. O rejeito do jigue alimenta mesas vibratórias (Apêndice – Fotografia 1) que obtêm um concentrado de scheelita de granulometria fina (Apêndice – Fotografia 2). Os dois concentrados obtidos são levados a um forno rotativo de ustulação para queima na faixa de 600°C. A fração da pirita fina existente é eliminada por volatilização, mas a fração de maior tamanho segue ainda para a próxima etapa. Por último, os concentrados são levados para um separador eletromagnético para eliminação do ferro e da pirita magnetizada.

Na propriedade Serra dos Angicos, sete áreas foram selecionadas para amostragem do solo, sendo uma na mina em fase de pesquisa, duas na mina Olho d'Água, três na mina Barra Verde e uma área adjacente com vegetação nativa.

A área da mina em fase de pesquisa (FP) foi recentemente explorada para investigar a concentração de scheelita no local (Apêndice – Fotografia 3). A abertura da cava foi realizada utilizando-se uma retroescavadeira, que removeu os horizontes de solo e os depositou em pilhas de estéril sobre o terreno (Apêndice – Fotografia 4, 5). A vegetação removida também estava sobre o terreno.

Na mina Olho d'Água, amostras de solo foram coletadas em áreas de deposição de rejeito (ROD) e de mistura de estéril e rejeito (EOD) (Apêndice – Fotografia 6). As pilhas de estéril e rejeito estão depositadas nessas áreas há no mínimo 40 anos, tempo decorrido desde o encerramento das atividades na mina. É importante destacar que em EOD, observou-se crescimento espontâneo da vegetação, indício do desenvolvimento do solo no local.

Na mina Barra Verde, amostras de solo foram coletadas nas áreas de deposição de estéril (PE) (Apêndice – Fotografia 7), de deposição de rejeito (RBV) (Apêndice – Fotografia 8) e próxima de um curso de água residuária (AR) (Apêndice – Fotografia 9). O estéril depositado em PE provém do desmonte das rochas que contêm o minério ou das rochas encaixantes, dentre as quais predominam as calciossilicáticas, gnaisses e mármores. Em RBV, grandes pilhas de rejeitos finos são depositadas na superfície sem nenhuma medida de contenção ou impermeabilização do solo e a área encontra-se desprovida de vegetação. A água residuária lançada em AR é proveniente do processo de beneficiamento da scheelita durante a etapa de concentração gravimétrica. Esta

água residuária segue para uma lagoa de captação (Apêndice – Fotografia 10) e, posteriormente, retorna ao processo de beneficiamento em circuito fechado.

A área sob mata nativa (MT) com pouca ou nenhuma interferência antrópica e de mesma classe de solo em estudo foi selecionada a fim de servir como referência de qualidade natural do solo da região.

### **Coleta e análises das amostras do solo**

Amostras deformadas de solo foram coletadas na profundidade de 0-20 cm em cinco pontos amostrais simples em cada área selecionada para o estudo e descrita anteriormente. As cinco amostras simples foram misturadas para compor uma amostra composta de aproximadamente 500 g. Todo o procedimento foi repetido por três vezes visando à obtenção de três repetições para cada área selecionada. As amostras coletadas foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente etiquetados, lacrados e armazenados em área coberta, posteriormente foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm de abertura de malha para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA), a qual foi submetida a análises laboratoriais.

As amostras de solo foram submetidas às análises de granulometria pelo método do densímetro e diagrama triangular simplificado (EMBRAPA, 1997), de pH em água (1:2,5) (EMBRAPA, 1999) e dos teores totais e disponíveis dos metais pesados Fe, Mn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn. A análise dos teores disponíveis dos metais pesados foi realizada com subamostras de 10 cm<sup>3</sup> de solo, utilizando-se o extrator Mehlich-1 (EMBRAPA, 1999).

Para a análise dos teores totais dos metais pesados, subamostras de solo foram passadas em peneira de 100 mesh de abertura com malha inoxidável. As digestões das amostras foram realizadas pelo método 3051A (USEPA, 1998). Nesse procedimento, a abertura das amostras foi realizada em sistema fechado por 12 minutos na rampa de temperatura, tempo necessário para atingir 180 °C, mantendo-se essa temperatura por mais dez minutos. Em seguida, após resfriamento, as amostras foram vertidas para balões de 50 ml, sendo o volume dos balões preenchidos com água destilada. A leitura dos metais pesados foi realizada no espectrofotômetro de absorção atômica.

As análises dos teores disponíveis e totais dos metais pesados foram realizadas no Laboratório de Análises de Solo, Água e Planta da Empresa de Pesquisa

Agropecuária do Rio Grande do Norte (EMPARN), que possui o selo de qualidade do Programa de Análise de Qualidade de Laboratórios de Fertilidade (PAQLF) coordenado pela Embrapa Solos.

### **Análise e interpretação dos dados**

Os dados de granulometria, pH e teores disponíveis dos metais pesados dos solos de cada área do estudo foram submetidos à análise estatística descritiva.

Os dados dos teores totais dos metais pesados dos solos amostrados foram analisados com a aplicação do teste F à análise de variância que comparou cada área minerada com a referência de qualidade (MT). Ademais, os teores totais dos metais pesados observados nas áreas em estudo também foram comparados com os Valores Orientadores de Referência de Qualidade (VQRs), de Prevenção (VPs) e de Investigação (VIs). Os VPs e VIs estão estabelecidos na resolução CONAMA nº 420/2009 (CONAMA, 2009). Os VRQs adotados pelo presente estudo foram estabelecidos por Preston *et al.* (2014) para o Estado do Rio Grande do Norte.

A correlação linear de Pearson foi realizada para evidenciar a proporcionalidade entre granulometria, pH e metais pesados do solo, quando desejado demonstrar e discutir a relação entre eles. A análise estatística descritiva, de variância e a correlação linear de Pearson foram realizadas com o uso do programa *Statistica v.7*.

A análise de componentes principais (ACP) foi realizada com os dados de granulometria, pH e teores totais e disponíveis dos metais pesados utilizando-se o PC-ORD® v.6 (MCCUNE e MEFFORD, 2011). A ACP teve por finalidade facilitar a interpretação dos resultados e observar se as interações entre metais pesados são distinguíveis entre as áreas selecionadas para o estudo.

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Os solos das áreas em estudo apresentaram pH alcalino (Tabela 1), condição de reação do solo comum a região semiárida. Menores valores de pH foram encontrados nos solos sob mata nativa (MT), da mina em fase de pesquisa (FP) e da área de deposição de rejeito da mina desativada Olho d'Água (ROD). O maior pH ocorreu na área próxima de um curso de água residuária (AR), indicando que o lançamento constante de água no solo favorece o intemperismo químico dos minerais primários, o

que resulta na liberação de sais na solução do solo. Além disso, a evaporação da água residuária concentra os sais em AR, concorrendo para o aumento de pH.

Tabela 1. Média ( $\pm$  desvio padrão) do pH e granulometria do solo sob mata nativa e das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas em Currais Novos-RN

Área	pH	g kg <sup>-1</sup>			Classificação textural
		Areia	Silte	Argila	
<b>MT</b>	6,75 $\pm$ 0,38	669,00 $\pm$ 4,36	184,33 $\pm$ 10,60	146,67 $\pm$ 11,55	Franco Arenosa
<b>FP</b>	7,52 $\pm$ 0,17	530,33 $\pm$ 12,86	369,67 $\pm$ 25,40	100,00 $\pm$ 20,00	Franco Arenosa
<b>AR</b>	8,39 $\pm$ 0,25	642,67 $\pm$ 346,14	330,67 $\pm$ 335,04	26,67 $\pm$ 11,55	Franco Arenosa
<b>EOD</b>	8,02 $\pm$ 0,19	843,67 $\pm$ 58,48	123,00 $\pm$ 69,48	33,33 $\pm$ 11,55	Franco Arenosa
<b>ROD</b>	7,06 $\pm$ 0,21	790,33 $\pm$ 13,28	136,33 $\pm$ 24,83	73,33 $\pm$ 11,55	Areia Franca
<b>PE</b>	8,00 $\pm$ 0,28	867,67 $\pm$ 69,29	99,00 $\pm$ 64,09	33,33 $\pm$ 23,09	Areia Franca
<b>RBV</b>	8,14 $\pm$ 0,10	864,00 $\pm$ 48,88	102,67 $\pm$ 58,50	33,33 $\pm$ 11,55	Areia Franca

Áreas: MT = área sob mata nativa; FP = área de uma mina em fase de pesquisa; AR = área próxima de um curso de água residuária; EOD = área de mistura de estéril e rejeito; ROD = área de deposição de rejeito da mina Olho d'água; PE = área de deposição de estéril; RBV = área de deposição de rejeito da mina Barra Verde.

Os solos estudados apresentaram predominância da fração granulométrica areia com teores de até 867,67 g kg<sup>-1</sup>, enquanto a fração argila não ultrapassou 146,67 g kg<sup>-1</sup>, caracterizando a textura arenosa desses solos (Tabela 1). Os maiores teores de areia foram observados no solo da área de mistura de estéril e rejeito da mina desativada Olho d'Água (EOD) e das áreas de deposição de estéril (PE) e rejeito (RBV) da mina Barra Verde. Os elevados teores de areia nas áreas mineradas podem revelar a ocorrência de erosão que acarreta perda de argila, processos esperados em áreas de deposição de estéril e rejeito sem a adequada proteção, onde a cobertura vegetal do solo foi removida. Ademais, revelam também o caráter arenoso desses resíduos provenientes da fragmentação das rochas durante as etapas de extração e beneficiamento da scheelita.

No solo das áreas mineradas, apenas Ni apresentou teores totais inferiores ao da MT (Figura 2). Fe, Mn, Cd, Cu, Zn, Pb e Cr apresentaram teores mais elevados no solo das áreas mineradas ou não variaram em relação ao solo de MT.

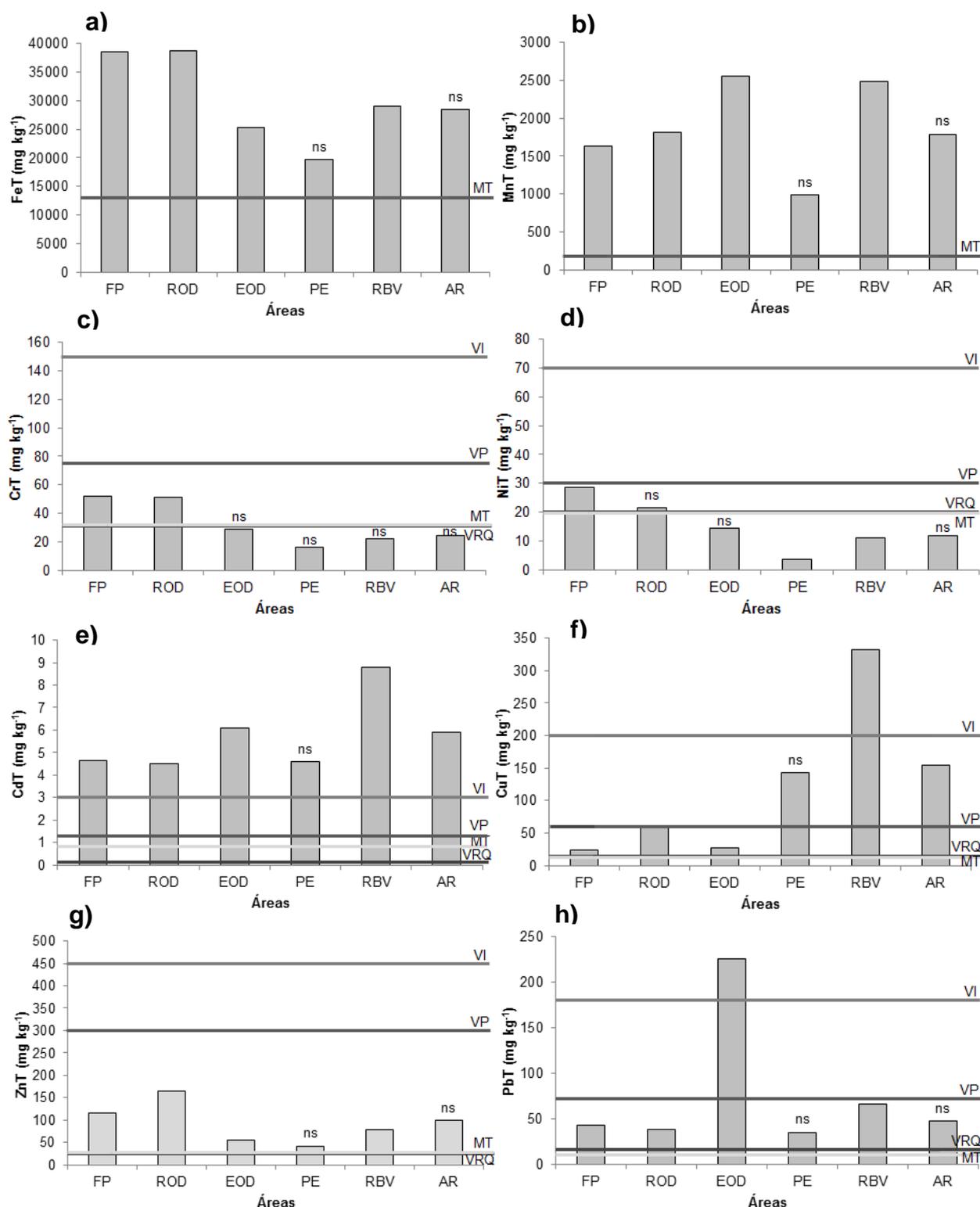


Figura 2. Teores totais dos metais pesados Fe, Mn, Cr, Ni, Cd, Cu, Zn e Pb do solo sob mata nativa e das áreas das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas em Currais Novos-RN. ns: valor de F não significativo a 5% ( $p > 0,05$ ). VQR: Valor de Referência de Qualidade (PRESTON *et al.*, 2014); VP: Valor de Prevenção, VI: Valor de Investigação (CONAMA, 2009).

A resolução CONAMA nº 420/2009 (CONAMA, 2009) determina que cada Estado da Federação estabeleça seus próprios valores de referência de qualidade (VRQs) em virtude das suas peculiaridades regionais. Embora na legislação vigente ainda não tenham sido incorporados os VRQs para o Estado do Rio Grande do Norte

(RN), recentemente esses foram determinados a partir dos teores naturais dos metais Ag, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, V e Zn nos solos do RN (PRESTON *et al.*, 2014) (Tabela 2). Para a determinação dos VRQs para o estado do RN os autores coletaram amostras de solo em vários municípios potiguares, com algumas exceções, dentre elas o município de Currais Novos. Em Currais Novos, a diversidade química característica da geologia da região estimula as atividades de mineração (PETTA *et al.*, 2014).

Tabela 2. Valores de referência de qualidade (VRQs) estabelecidos para o Estado do Rio Grande do Norte por Preston *et al.* (2014)

	<b>Ag</b>	<b>Ba</b>	<b>Cd</b>	<b>Co</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Sb</b>	<b>V</b>	<b>Zn</b>
	$mg\ kg^{-1}$										
<b>VRQ</b>	0,88	58,91	0,10	15,41	30,94	13,69	19,84	16,18	0,18	28,71	23,85

Fonte: adaptado de Preston *et al.* (2014).

Os teores totais de metais pesados no solo de MT estiveram próximos aos VRQs do estado do RN (Figura 2, Tabela 2). Apenas Cr, Cd e Zn no solo de MT apresentaram teores maiores que o VRQs (Figura 2), o que é justificado pela diversidade da geologia na região. Porém, os VRQs estabelecidos para Cr, Ni, Cd, Cu, Zn e Pb foram ultrapassados em pelo menos uma das áreas mineradas avaliadas no presente estudo, o que configura a contaminação do solo dessas áreas decorrente da atividade de mineração da scheelita. Cumpre ressaltar que Fe e Mn não estão incluídos na lista de elementos exigidos para determinação dos VRQs, uma vez que são encontrados na constituição dos óxidos e, portanto, esperados naturalmente em teores elevados (DAVIES e MUNDALAMO, 2010). Os teores de FeT e MnT de MT foram inferiores aos determinados para o estado do RN, que foram iguais a, respectivamente,  $27.997 \pm 660,44\ mg\ kg^{-1}$  e  $501,85 \pm 8,34\ mg\ kg^{-1}$  (PRESTON *et al.*, 2014). Todavia, os incrementos nos teores de FeT e MnT em FP, ROD, EOD e RBV demonstram que a mineração da rocha contribui para o aporte desses elementos no solo.

É importante observar que os teores de CdT, CuT e PbT (Figura 2e, 2f, 2h) em algumas áreas mineradas ultrapassaram os valores de prevenção (VPs) e investigação (VIs) estabelecidos na resolução CONAMA n° 420/2009 (CONAMA, 2009). Ressalta-se que VP e VI correspondem, respectivamente, ao valor limite de determinada substância no solo que não afeta suas funções e à concentração limite de determinada substância no solo acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana. Os teores de CdT foram superiores aos VP e VI em todas as áreas mineradas (Figura

2, Tabela 3); os teores de CuT foram superiores ao VP em PE e AR, ultrapassando também VI em RBV; e o teor de PbT foi superior ao VP e VI em EOD (CONAMA, 2009). Por outro lado, os VPs para Cr, Ni e Zn (CONAMA, 2009) não foram ultrapassados nas áreas mineradas (Figura 8c, 8d, 8g), logo os teores desses metais no solo das áreas mineradas não são prejudiciais à sua qualidade e à saúde humana.

Tabela 3. Valores de Prevenção (VPs) e de Investigação (VIs) estabelecidos pela resolução CONAMA nº 420/2009

	<b>Cr</b>	<b>Ni</b>	<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>	<b>Pb</b>
	<i>mg kg<sup>-1</sup></i>					
<b>VP</b>	75	30	1,3	60	300	72
<b>VI</b>	150	70	3,0	200	450	180

Fonte: adaptado de CONAMA (2009).

Tendo em vista que o teor de Cd foi maior que o VI, os solos das áreas mineradas estão incluídos na classe de qualidade do solo IV (CONAMA, 2009), o que significa que o órgão ambiental competente deverá instituir procedimentos e ações de gerenciamento de áreas contaminadas, que incluem a identificação das áreas suspeitas de contaminação, a elaboração da avaliação de risco, e a execução das ações de controle para a eliminação do perigo ou redução, a níveis toleráveis, dos riscos identificados, bem como o monitoramento da eficácia das ações executadas.

Nas áreas mineradas, as correlações positivas de FeT com MnT, CdT, CuT, ZnT e PbT sugerem uma fonte comum desses metais provenientes da deposição de resíduos enriquecidos por esses metais. Destaca-se que Cu e Zn pertencem ao grupo de elementos predominantes na composição mineral da scheelita (PETTA *et al.*, 2014). Os resíduos da mineração são oriundos da fragmentação das rochas durante os processos de extração e beneficiamento da scheelita. Essa fragmentação favorece a separação dos grãos minerais antes coesos, atuando como o intemperismo físico. Em ROD, EOD, PE e RBV, foram observadas correlações positivas (Tabela 4) entre os metais FeT, MnT, CdT, CuT, ZnT, PbT e o teor de areia, revelando o caráter arenoso dos rejeitos e estéreis depositados nessas áreas e corroborando a ideia da riqueza de minerais metálicos desses resíduos.

Tabela 4. Correlações entre os teores totais dos metais pesados Fe, Mn, Cd, Cu, Zn e Pb e o teor de areia do solo sob mata nativa e das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas em Currais Novos-RN

	ROD	EOD	PE	RBV
	Areia			
<b>FeT</b>	0,98	0,92	ns	0,94
<b>MnT</b>	0,93	0,92	0,82	0,97
<b>CdT</b>	0,99	0,98	0,94	1,00
<b>CuT</b>	0,98	ns	ns	0,96
<b>ZnT</b>	0,98	0,85	ns	0,89
<b>PbT</b>	0,95	0,98	0,92	0,92

ns: valor de p não significativo a 5% ( $p > 0,05$ ). Áreas: ROD = área de deposição de rejeito da mina Olho d'água; EOD = área de deposição de estéril e rejeito; PE = área de deposição de estéril; RBV = área de deposição de rejeito da mina Barra Verde. Atributos: FeT = Teor total de ferro; MnT = Teor total de manganês; CdT = Teor total de cádmio; CuT = Teor total de cobre; ZnT = Teor total de zinco.

Em virtude desse caráter arenoso, os resíduos podem apresentar elevada erodibilidade. Assim, as áreas de deposição de resíduos podem atuar como fonte de metais pesados mediante o arraste direto por erosão das partículas de rejeito para as áreas adjacentes. Ademais, as características pluviométricas da região semiárida ampliam o potencial de contaminação tendo em vista que a ocorrência de eventos chuvosos concentrados em poucos dias do ano agrava o processo erosivo (NAVARRO *et al.*, 2008). Na região semiárida da Espanha, as fortes chuvas durante a curta estação chuvosa contribuíram para a dispersão dos metais pesados Pb, Zn, Cu e Cd a partir dos resíduos de minas abandonadas (NAVARRO *et al.*, 2008). No distrito de mineração em Currais Novos, Cu e Zn foram emitidos a partir das pilhas de rejeito descobertas, principalmente por processos eólicos e pelo transporte fluvial durante os eventos chuvosos intermitentes (PETTA *et al.*, 2014).

Observando o número de metais pesados que apresentaram variações significativas entre ambiente minerado e natural (MT), verifica-se a seguinte ordem: FP>RBV=ROD>EOD>AR>PE, assim não foi possível distinguir um padrão de variação entre as áreas pertencentes às minas ativa Barra Verde e desativada Olho d'Água, ou seja, a variação dos teores de metais pesados parece ser independente da fase de operação da mina. Os resultados demonstram que as pilhas de estéril e rejeito tanto da mina desativada como da ativa são fontes potenciais de contaminação por metais pesados não apenas do solo, mas de toda a bacia hidrográfica. Contribuem para intensificar o potencial de difusão de contaminação, as características naturais dos solos da região semiárida brasileira como baixa profundidade e textura arenosa que conferem alta suscetibilidade à erosão (OYAMA e NOBRE, 2004). Em FP, todos os

metais apresentaram teores totais mais elevados que a MT (Figura 2), evidenciando a diversidade de minerais metálicos da rocha recém-explorada nessa área.

Nas áreas da mina desativada Olho d'Água - ROD e EOD -, foram observados incrementos nos teores totais dos metais pesados (Figura 2), com exceção de CrT em EOD e de NiT em EOD e ROD. Esses incrementos são ainda mais preocupantes ao considerar que as pilhas de rejeito e estéril estão expostas sobre o solo desde o encerramento das atividades da mina, há cerca de 40 anos, e ainda há elevados teores totais de metais pesados remanescentes. Isso significa que essas áreas têm atuado como fonte de contaminantes ao longo de quatro décadas, revelando a dimensão do dano que o simples abandono de áreas mineradas pode impor ao ambiente. Na mina marroquina Kettara, abandonada desde 1981, os resíduos da mineração de ferro aportam metais pesados principalmente através da erosão hídrica após eventos chuvosos, o que resultou na contaminação do solo evidenciada pelos teores de Fe, Cu, Zn, Pb e As que excedem os valores de referências (KHALIL *et al.*, 2013).

Diferentemente das áreas da mina Olho d'Água, as áreas da mina ativa Barra Verde - PE, RBV e AR – apresentaram resultados mais distintos entre si, demonstrando as peculiaridades dos resíduos depositados em cada área. Em PE, ocorreu redução no teor de NiT; em RBV ocorreram incrementos nos teores de FeT, MnT, CdT, CuT, ZnT e PbT e redução de NiT; e em AR apenas os teores de CdT e CuT aumentaram (Figura 2). Em PE, a ausência de aumento nos teores totais dos metais pode indicar que não houve desagregação suficiente do estéril depositado na área, composto majoritariamente por estruturas geológicas, ao contrário do rejeito fragmentado depositado constantemente em RBV.

O aporte de metais pesados é inerente à atividade de mineração, contudo a ausência de medidas de controle da poluição nas áreas mineradas concorre para a ampliação do potencial de contaminação do solo por metais pesados. Neste contexto, os resultados obtidos apontam para a necessidade de contenção das pilhas de estéril e rejeito e de disposição final ambientalmente adequada desses resíduos após o encerramento das atividades em FP e na mina Barra Verde. O rejeito depositado em RBV pode também ser reprocessado no intuito de reaproveitar scheelita desperdiçada ou ainda ser reciclado. A disposição do rejeito em aterros industriais, depois de esgotadas as possibilidades de reaproveitá-lo, pode reduzir o potencial de difusão dos metais pesados e o risco da passagem desses metais para formas mais disponíveis (BARROS *et al.*, 2011).

Apesar dos incrementos dos teores totais de metais pesados nas áreas mineradas em relação a MT (Figura 2), os baixos teores disponíveis dos metais pesados evidenciam que os metais estão presentes em formas geoquímicas mais estáveis, porém ambientalmente disponíveis (Tabela 5). O caráter arenoso dos resíduos depositados nessas áreas sugere que os metais pesados estão predominantemente associados aos minerais primários. Enquanto o beneficiamento da scheelita concorre para a fragmentação dos minerais metálicos, a irregularidade das chuvas na região semiárida não favorece o intemperismo químico desses minerais, e, conseqüentemente, não favorece a presença de formas prontamente disponíveis (solúvel e trocável) dos metais. Além disso, os metais pesados podem se tornar menos disponíveis em solos com pH alcalino (Tabela 1), pois essa condição favorece a formação de óxidos e hidróxidos insolúveis (SILVA e MENEZES, 2010).

Tabela 5. Teores disponíveis dos metais pesados Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb do solo sob mata nativa e das áreas das minas Barra Verde e Olho d'Água, localizadas em Currais Novos-RN

Área	FeD	MnD	CrD	NiD	CdD	CuD	ZnD	PbD
	<i>mg kg<sup>-1</sup></i>							
<b>MT</b>								
<i>Média</i>	36,58	40,40	0,06	0,27	0,03	0,24	1,39	0,20
<i>Desvio padrão</i>	4,82	15,75	0,04	0,15	0,02	0,06	0,42	0,10
<i>Máximo</i>	40,03	54,90	0,10	0,39	0,05	0,30	1,79	0,30
<i>Mínimo</i>	31,07	23,65	0,03	0,10	0,00	0,18	0,95	0,11
<b>FP</b>								
<i>Média</i>	3,39	52,34	0,15	1,28	0,07	0,24	2,06	0,76
<i>Desvio padrão</i>	1,26	16,48	0,02	0,25	0,02	0,02	0,76	0,28
<i>Máximo</i>	4,65	63,00	0,17	1,46	0,09	0,25	2,53	1,09
<i>Mínimo</i>	2,14	33,37	0,12	0,99	0,06	0,22	1,18	0,58
<b>ROD</b>								
<i>Média</i>	13,16	27,02	0,10	0,48	0,01	0,92	2,31	0,57
<i>Desvio padrão</i>	3,58	5,44	0,02	0,08	0,01	0,15	0,15	0,10
<i>Máximo</i>	17,29	32,47	0,12	0,58	0,02	1,08	2,40	0,66
<i>Mínimo</i>	10,90	21,60	0,08	0,42	0,01	0,78	2,14	0,46
<b>EOD</b>								
<i>Média</i>	7,23	60,00	0,20	0,88	0,14	0,19	1,24	0,46
<i>Desvio padrão</i>	0,41	9,82	0,05	0,13	0,02	0,02	0,83	0,41
<i>Máximo</i>	7,69	70,97	0,21	1,01	0,16	0,22	2,18	0,89
<i>Mínimo</i>	6,91	52,27	0,11	0,75	0,12	0,18	0,58	0,07
<b>PE</b>								
<i>Média</i>	9,19	21,05	0,46	0,56	0,07	0,44	0,99	0,25
<i>Desvio padrão</i>	1,50	3,49	0,16	0,07	0,06	0,34	0,57	0,37
<i>Máximo</i>	10,3	23,27	0,60	0,63	0,13	0,83	1,65	0,67
<i>Mínimo</i>	7,48	17,02	0,29	0,49	0,01	0,24	0,64	0,00
<b>AR</b>								
<i>Média</i>	6,11	45,50	0,46	0,52	0,04	0,70	1,05	0,33
<i>Desvio padrão</i>	4,10	19,20	0,03	0,06	0,04	0,37	0,65	0,02
<i>Máximo</i>	10,55	66,05	0,48	0,58	0,09	1,06	1,68	0,35
<i>Mínimo</i>	2,47	28,02	0,43	0,47	0,00	0,32	0,39	0,31
<b>RBV</b>								
<i>Média</i>	5,29	26,22	0,58	0,49	0,00	0,28	0,76	0,03
<i>Desvio padrão</i>	2,01	2,05	0,06	0,06	0,01	0,08	0,23	0,05
<i>Máximo</i>	7,56	27,80	0,64	0,55	0,01	0,37	0,95	0,08
<i>Mínimo</i>	3,72	23,90	0,51	0,43	0,00	0,23	0,51	0,00

Áreas: MT = área sob mata nativa; FP = área de uma mina em fase de pesquisa; ROD = área de deposição de rejeito da mina Olho d'água; EOD = área de mistura de estéril e rejeito; PE = área de deposição de estéril; AR = área próxima de um curso de água residuária; RBV = área de deposição de rejeito da mina Barra Verde.

O solo de MT apresentou o teor máximo de FeD dentre as áreas estudadas (Tabela 5). O teor de FeD foi mínimo em FP. Nas áreas mineradas, menores teores de FeD foram relacionados aos maiores valores de pH (Tabela 1). De fato, o pH exerce influência na disponibilidade de Fe<sup>2+</sup>, sendo este menos móvel em condições de pH

elevado (CAMPOS, 2010). Essa relação pode ser demonstrada pelas correlações negativas entre FeD e pH em FP ( $r = -0,88$ ), EOD ( $r = -0,94$ ), PE ( $r = -0,92$ ), RBV ( $r = -0,95$ ) e AR ( $r = -0,96$ ). Por se tratar de um micronutriente, a redução da disponibilidade do Fe torna-se desfavorável para o crescimento das plantas, contudo ao reduzir a disponibilidade de metais pesados, o aumento de pH reduz a contaminação ambiental (BARROS *et al.*, 2011). O papel desempenhado pelo pH nas formas químicas dos metais pesados foi demonstrado em um estudo realizado na mina espanhola Cabezo Rajao, onde não foi observada transferência de formas solúveis para corpos d'água adjacentes, os metais foram mobilizados somente na forma de partículas minerais (NAVARRO *et al.*, 2008).

Ao contrário do observado para FeD, MT apresentou os teores mínimos de NiD e CrD (Tabela 5). Apesar da disponibilização não ser favorecida nas áreas mineradas, esses teores de Ni e Cr revelam a importância de evitar a exposição prolongada dos resíduos da mineração aos agentes intempéricos a fim de diminuir os riscos de contaminação do solo e dos demais componentes da bacia hidrográfica por metais pesados.

Na área recém-explorada FP, foram observados os teores máximos de ZnD, NiD e PbD (Tabela 5). Esses teores reforçam a riqueza de minerais metálicos dos horizontes do solo escavado e depositado na superfície (Figura 2). Destaca-se que, enquanto Pb apresenta mobilidade reduzida em solos com pH alcalino devido à formação de sais insolúveis, Zn pode apresentar mobilidade considerável devido à solubilidade relativa dos complexos que podem se formar nesses solos (RAZO *et al.*, 2004). Essa mobilidade do Zn aumenta o risco de contaminação dos corpos aquáticos adjacentes visto que pode ser carregado por escoamento superficial durante as enxurradas. Apesar de ser um elemento essencial ao crescimento e à manutenção dos organismos (MOURA *et al.*, 2006), o Zn é tóxico para peixes e algas mesmo em baixas concentrações (CONAMA, 2005).

Os teores de MnD e CdD foram máximos em EOD e o teor de CuD foi máximo em ROD (Tabela 5), evidenciando que, ao longo dos anos desde a desativação da mina Olho d'Água, a atuação do intemperismo químico sobre os minerais primários das pilhas de estéril e rejeito tem resultado na disponibilização de Mn, Cd e Cu nessas áreas. Esses resultados são preocupantes em virtude do risco de contaminação não apenas do solo, mas também da vegetação que se desenvolveu em EOD. Cumpre salientar que a transferência de Cd do solo para o ambiente aquático não é muito

eficiente, cerca de 94-96% do Cd permanece no solo (PEAKALL e BURGER, 2003). Essa característica do Cd é importante para a redução do risco de contaminação ambiental e deve incentivar a aplicação das técnicas de remediação. Por sua vez, o Cu, assim como o Zn, pode apresentar mobilidade considerável em solos com pH alcalino (RAZO et al., 2004), e também é tóxico para peixes e algas (CONAMA, 2005).

Os teores mínimos observados em PE, AR e RBV refletiram a menor disponibilização de metais pesados nas áreas da mina Barra Verde. Os teores mínimos de ZnD e de MnD foram observados, respectivamente, em AR e PE (Tabela 5). Em AR e RBV, os teores mínimos de CdD foram iguais a zero e os teores mínimos de PbD também foram iguais a zero em PE e RBV. Todavia, a área RBV apresentou o teor máximo de CrD. Vale salientar que os resíduos depositados nas áreas PE e AR caracterizaram-se pela heterogeneidade, demonstrada pelos maiores desvios padrões. Em AR, os desvios padrões foram maiores para CuD e MnD e em PE, foram maiores para CdD e CrD.

A análise de componentes principais (ACP) foi realizada para os teores totais e disponíveis dos metais pesados. A ACP dos teores totais explicou 77,67% da variabilidade dos dados nas 2 primeiras componentes (componente 1 = 44,07%,  $p < 0,001$ ; componente 2 = 33,60%,  $p < 0,001$ ). As variáveis mais importantes para ordenação da primeira componente foram: FeT (0,94), ZnT (0,85) e MnT (0,82). E para a segunda componente, as variáveis mais importantes desta ordenação foram: NiT (0,76), CrT (0,74), CuT (0,73) e CdT (0,70). Através da ACP foram identificados alguns grupos conforme a interação entre os teores totais dos metais pesados e as áreas selecionadas para o estudo: os solos das áreas MT e PE estão associados a menores teores totais dos metais pesados estudados; os solos das áreas FP e ROD estão relacionados a maiores teores de NiT e CrT; e os solos das áreas RBV, AR e EOD estão relacionados a maiores teores de CdT, CuT e MnT (Figura 3).

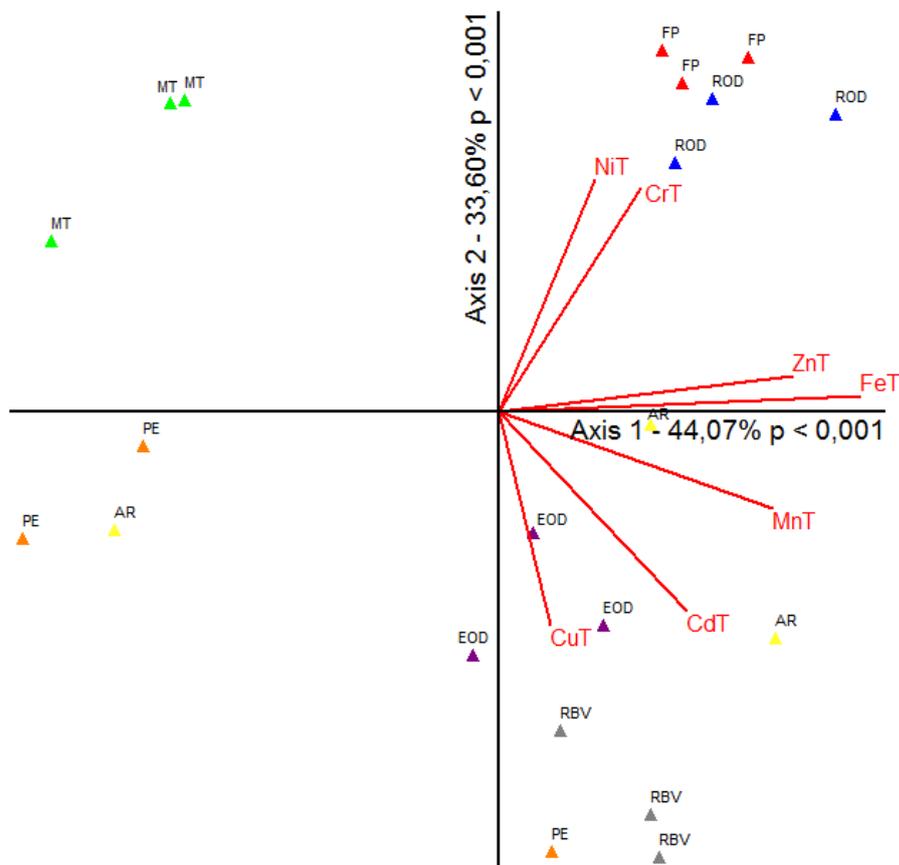


Figura 3. Análise de componentes principais dos teores totais dos metais pesados do solo sob mata nativa e dos solos das áreas de lavra das minas Barra Verde e Olho d'Água, Currais Novos/RN, 2015. Legenda: unidades amostrais: MT = área sob mata nativa; FP = área de uma mina em fase de pesquisa; PE = área de deposição de estéril; EOD = área de mistura de estéril e rejeito; ROD = área de deposição de rejeito da mina Olho d'água; RBV = área de deposição de rejeito da mina Barra Verde; AR = área próxima de um curso de água residuária. Variáveis: FeT = Teor total de ferro; MnT = Teor total de manganês; NiT = Teor total de níquel; CrT = Teor total de cromo; CdT = Teor total de cádmio; CuT = Teor total de cobre; ZnT = Teor total de zinco.

O plano definido pelas duas primeiras componentes principais (Figura 3) evidencia o enriquecimento das áreas mineradas por metais pesados decorrente do aporte desses elementos a partir das pilhas estéril e rejeito depositadas no solo sem medidas de contenção. De acordo com a ACP, PE, dentre as áreas mineradas, é a que apresenta menor potencial de atuar como fonte de teores totais metais pesados para áreas adjacentes.

A ACP dos teores disponíveis explicou 84,60% da variabilidade dos dados nas 2 primeiras componentes (componente 1 = 64,35%,  $p < 0,001$ ; componente 2 = 20,23%). As variáveis mais importantes para ordenação da primeira componente foram: pH (0,99), argila (-0,83), CrD (0,76) e FeD (-0,71). E para a segunda componente, a variável mais importante desta ordenação foi silte (-0,94), areia (0,85) e CuD (0,39).

Através da ACP foram identificados alguns grupos conforme a interação entre as áreas selecionadas para o estudo e pH, teores de areia, silte, argila e teores disponíveis dos metais pesados: os solos das áreas MT e ROD estão associados a maiores teores de argila, FeD e ZnD; os solos das áreas RBV e PE estão relacionados a maiores teores de CrD; e os solos das áreas FP e EOD estão relacionados a maiores teores de NiD e MnD (Figura 4).

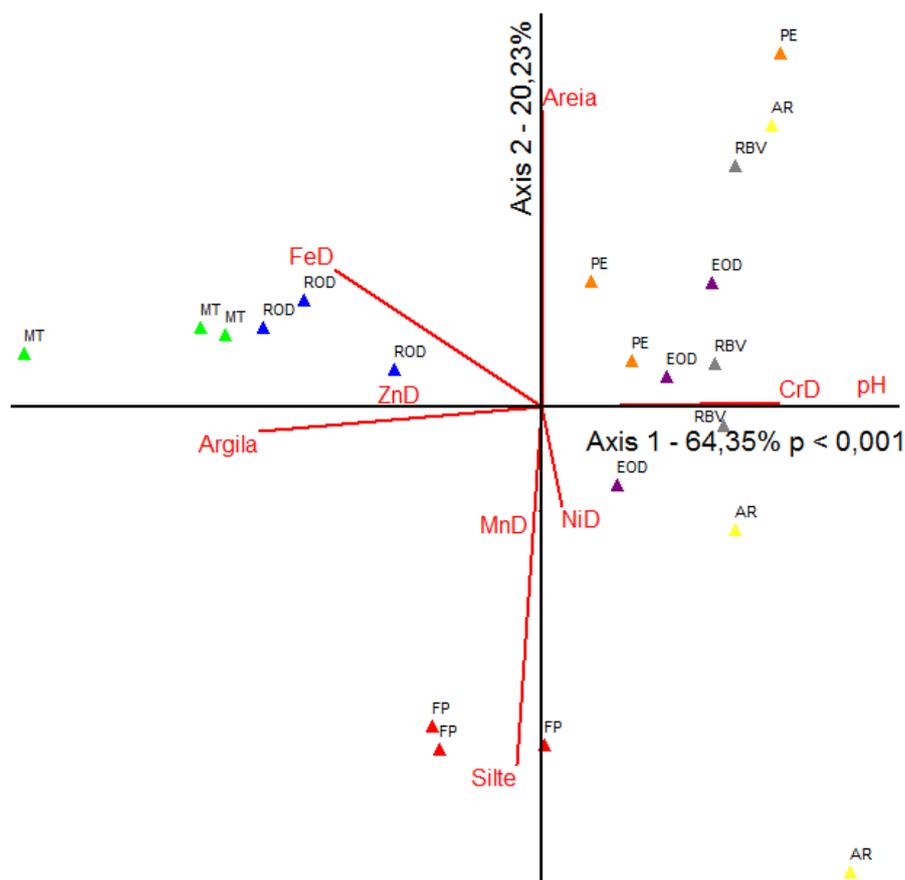


Figura 4. Análise de componentes principais dos teores disponíveis dos metais pesados do solo sob mata nativa e dos solos das áreas de lavra das minas Barra Verde e Olho d'Água, Currais Novos/RN, 2015. Legenda: unidades amostrais: MT = área sob mata nativa; FP = área de uma mina em fase de pesquisa; PE = área de deposição de estéril; EOD = área de mistura de estéril e rejeito; ROD = área de deposição de rejeito da mina Olho d'água; RBV = área de deposição de rejeito da mina Barra Verde; AR = área próxima de um curso de água residuária. Variáveis: FeD = Teor disponível de ferro; MnD = Teor disponível de manganês; NiD = Teor disponível de níquel; CrD = Teor disponível de cromo; ZnD = Teor disponível de zinco; pH = potencial hidrogeniônico.

A ACP dos teores disponíveis dos metais pesados revelou que a disponibilização de Cr aumentou com o pH, ao contrário do que ocorreu para Fe e Zn, e os teores disponíveis de Ni e Mn diminuíram com o aumento do teor de areia (Figura 4), indicando que a textura arenosa favorece a perda desses metais em solução do

solo por escoamento superficial. Os incrementos nos teores totais dos metais pesados em FP (Figura 2) resultaram na disponibilização de Ni e Mn nessa área.

A ausência de medidas de controle da poluição e de recuperação das áreas das minas Olho d'Água e Barra Verde resultou na instalação dos cenários de redução de qualidade do solo constatados no presente estudo. Portanto, faz-se necessário empregar medidas que impeçam a disponibilização de metais pesados, além de empreender esforços para aplicação de tecnologias de remediação viáveis, como a fitorremediação, em razão dos menores custos e por ser menos impactante ao ambiente (ANDRADE *et al.*, 2009).

Dentre as medidas cabíveis para impedir o aporte de metais pesados, destaca-se a necessidade de se determinar locais de contenção de rejeito conforme os critérios preconizados na NBR 13028:2006 (ABNT, 2006). A contenção realizada por meio de barragens ou diques deve impedir que o rejeito seja perdido por erosão e aporte elementos para o solo. Enquanto houver a perspectiva de reaproveitamento da scheelita a partir do reprocessamento do rejeito, o método de deposição do rejeito pode corresponder ao empilhamento drenado em que se deve garantir a estabilidade física das pilhas, as quais devem ser dotadas de um sistema de drenagem interna eficiente. Enfatiza-se a importância de encontrar meios de reutilizar o rejeito como forma de mitigar esse passivo ambiental. Os estéreis e rejeitos cujas formas de reaproveitamento tenham sido esgotadas podem ser dispostos em cavas. Essa forma de disposição facilita a recuperação das áreas mineradas concomitante à operação das atividades na mina.

## CONCLUSÕES

A exploração de scheelita na região tropical semiárida provocou incrementos nos teores totais e disponíveis de metais pesados.

Os teores de Cd, Cu e Pb nas áreas mineradas estiveram acima dos valores de investigação estabelecidos pela legislação brasileira. Reconhecendo risco à saúde humana, salienta-se a necessidade de adoção de medidas de remediação dessas áreas.

Implantar medidas de contenção e disposição final adequadas dos estéreis e rejeitos é necessário para reduzir o potencial de difusão da contaminação por metais pesados para as áreas adjacentes às minas em decorrência tanto da erosão eólica

quanto da erosão hídrica durante os eventos chuvosos intermitentes característicos da região semiárida.

## REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. Elaboração e apresentação de projeto de barragens para disposição de rejeitos, contenção de sedimentos e reservação de água. NBR 13028, Associação Brasileira de Normas Técnicas, São Paulo, SP. 6 p, 2006.
- ANDRADE, M. G.; MELO, V. F.; GABARDO, J.; SOUZA, L. C. P.; REISSMANN, C. B. Metais pesados em solos de área de mineração e metalurgia de chumbo: I - fitoextração. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v.33, p.1879-1888, 2009.
- BARROS, Y. J.; MELO, V. F.; KUMMER, L.; SOUZA, L. C. P.; AZEVEDO, J. C. Indicadores físicos e químicos de qualidade de solos de área de mineração e metalurgia de chumbo. *Semina: Ciências Agrárias*, v.32, p.1385-1404, 2011.
- BIONDI, C. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; FABRICIO NETA, A. B.; RIBEIRO, M. R. Teores de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni e Co em solos de referência de Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.35(3), 2011.
- CAMPOS, M. C. C. Atributos dos solos e riscos de lixiviação de metais pesados em solos tropicais. *Ambiência Guarapuava (PR)*, v.6(3), p.547–565, 2010.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Publicado no DOU nº 249, de 30/12/2009, p.81-84.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Publicado no DOU nº 053, de 18/03/05, p.58-63.
- DANTAS, J. R. A. Distritos Mineiros do Nordeste Oriental. DANTAS, J. R. A.; BARROS, L. B.; SOUZA, V. C.; MONT'ALVERNE, A. A. F. Recife: DNPM 4º Distrito, 2000. 90p.
- DAVIES, T. C.; MUNDALAMO, H. R. Environmental health impacts of dispersed mineralisation in South Africa. *Journal of African Earth Sciences*, v.58, p.652–666, 2010.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3.ed. Rio de Janeiro, 2013. 353p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Levantamento Exploratório-Reconhecimento dos solos do Rio Grande do Norte. Recife: Convênio de Mapeamento de Solos MA/DNPEA-SUDENE/DRN, 1971. 536 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes Embrapa Solos, Embrapa Informática Agropecuária; organizador Fábio César da Silva. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2ª ed. rev. atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPq, 1997. 212p.

GUO, G. L.; ZHOU, Q. X.; KOVAL, P. V.; BELOGOLOVA, G. A. Speciation distribution of Cd, Pb, Cu, and Zn in contaminated Phaeozem in north-east China using single and sequential extraction procedures. *Australian Journal of Soil Research*, v.44, p.135-142, 2006.

KHALIL, A.; HANICH, L.; BANNARI, A.; ZOUHRI, L.; POURRET, O.; HAKKOU, R. Assessment of soil contamination around an abandoned mine in a semi-arid environment using geochemistry and geostatistics: Pre-work of geochemical process modeling with numerical models. *Journal of Geochemical Exploration*, v.125, p.117-129, 2013.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Z.*, v.15, p.259-263, 2006.

LIU, H.; PROBST, A.; LIAO, B. Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China). *Science of The Total Environment*, v.339, p.153-166, 2005.

MAIGA, A.; DIALLO, D.; BYE, R.; PAULSEN, B. S. Determination of some toxic and essential metal ions in medicinal and edible plants from Mali. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v.53, p.2316-2321, 2005.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. PC-ORD: Multivariate analysis of ecological data, version 6.0. MjM Software Design, Oregon. 2011.

MOURA, M. C. S.; LOPES, A. N. C.; MOITA, G. C.; MOITA NETO, J. M. Estudo multivariado de solos urbanos da cidade de Teresina. *Química Nova*, v.29, n.3, p.429-435, 2006.

NAVARRO, M. C.; PÉREZ-SIRVENT, C.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, M. J.; VIDAL, J.; TOVAR, P. J.; BECH, J. Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: a case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical Exploration*, v.96, p.183-193, 2008.

OYAMA, M. D.; NOBRE, C. A. Climatic consequences of a large-scale desertification in Northeastern Brazil: a GCM Simulation study. *Journal of Climate*, v.50, p.1718-1730, 2004.

PEAKALL, D.; BURGER, J. Methodologies for assessing exposure to metals: speciation, bioavailability of metals, and ecological host factors. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.56, p.110-121, 2003.

PETTA, R. A.; SINDERN, S.; SOUZA, R. F.; CAMPOS, T. F. C. Influence of mining activity on the downstream sediments of scheelite mines in Currais Novos (NE Brazil). *Environmental Earth Sciences*, v.72, p.1843-1852, 2014.

PRESTON, W.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M.; SOUZA JUNIOR, V. S.; SILVA, W. R.; FERREIRA, H. A. Valores de referência de qualidade para metais pesados em solo do Rio Grande do Norte. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v.38, p.1028-1037, 2014.

PRUVOT, C.; DOUAY, F.; HERVÉ, F.; WATERLOT, C. Heavy metals in soil, crops and grass as a source of human exposure in the former mining areas. *Journal of Soils and Sediments*, v.6(4), p.215-220, 2006.

RAZO, I.; CARRIZALES, L.; CASTRO, J.; DÍAZ-BARRIGA, F.; MONROY, M. Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid climate mining area in Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution*, v.152, p.129–152, 2004.

SILVA, T. O.; MENEZES, R. S. C. Disponibilidade de micronutrientes catiônicos em solo arenoso após adubação orgânica. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v.5(3), p.328-335, 2010.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils: Method 3051A. CD-ROM. 1998.

### 3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar da obrigatoriedade imposta pela legislação brasileira de recuperar o meio degradado devido à exploração de recursos minerais; o presente trabalho constatou cenários de degradação ambiental nas minas Olho d'Água e Barra Verde. A ausência de medidas de controle da poluição e de recuperação nas áreas mineradas evidencia o não cumprimento das medidas mitigadoras dos impactos ambientais negativos definidas na concessão das licenças ambientais e das atividades de recuperação estabelecidas no Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD). Isso revela o descomprometimento das mineradoras com a questão ambiental e aponta para falhas na fiscalização por parte do órgão ambiental responsável.

Os resultados obtidos neste trabalho identificaram diferentes estágios de degradação ambiental entre as minas ativa, desativada e em fase de inicial de exploração. Esses resultados reforçam a importância da condução de diagnósticos da qualidade do solo e dos resíduos da mineração que orientem as medidas necessárias à redução dos impactos ainda durante o desenvolvimento da atividade mineradora. Além disso, evidenciam os riscos inerentes ao abandono de áreas mineradas, enfatizando a necessidade da aplicação de técnicas de recuperação após o encerramento das atividades.

Nas áreas da mina Olho d'Água, o crescimento espontâneo da vegetação propiciou a melhoria de alguns dos atributos químicos do solo. A revegetação corresponde a uma boa estratégia para recuperar a qualidade do solo e estabilizá-lo, reduzindo o seu potencial de atuar como fonte difusa de contaminação, uma vez que os processos de degradação predominantes nas áreas são a erosão e contaminação química.

Implantar medidas adequadas de contenção e disposição final dos estéreis e rejeitos nas áreas mineradas faz-se necessário. Enfatiza-se também a importância da adoção de métodos e tecnologias mais eficientes para o beneficiamento da scheelita. A precariedade dos métodos e equipamentos utilizados pelas mineradoras resultou em quantidades significativas de scheelita desperdiçada a ponto de motivar a reativação das minas da região visando o reaproveitamento das pilhas de rejeito. A adequação tecnológica pode evitar, então, esse desperdício e garantir maior controle da poluição.

Salienta-se que os atributos fósforo disponível, pH, acidez potencial, argila, nitrogênio total, matéria orgânica, densidade do solo, porosidade total e densidade de

partículas e os metais Cd, Cu e Pb foram sensíveis na distinção entre a área natural e minerada, e, portanto, devem ser utilizados como indicadores de qualidade do solo em programas de monitoramento das áreas mineradas a fim de que seja atingida uma condição ambiental próxima da natural.

Por fim, o resultado desse trabalho descortina uma variedade de possibilidades para novos estudos, o que era de se esperar pelo caráter preliminar. Uma possibilidade é com relação à avaliação da difusão de metais aos demais componentes da bacia hidrográfica, a saber vegetação e corpos hídricos, devido ao risco de transferência desses metais para a cadeia trófica. Por ser uma área com uma diversidade geológica natural, somado ao fato de ter uma exploração mineral tão antiga parece ser uma oportunidade para a avaliação de tecnologias de remediação, como a fitorremediação. Principalmente pela constatação da poluição de algumas áreas que deverão ser encaminhadas obrigatoriamente a um processo de remediação.

#### 4. APÊNDICES



Fotografia 1 – Mesas vibratórias da mina Barra Verde, Currais Novos-RN.



Fotografia 2 – Mesa vibratória com detalhe para o rejeito e o concentrado fino da scheelita, mina Barra Verde, Currais Novos-RN.



Fotografia 3 – Área da mina em fase de pesquisa, Currais Novos-RN (cava recém-aberta).



Fotografia 4 – Área da mina em fase de pesquisa, Currais Novos-RN (abertura da cava utilizando-se a retroescavadeira).



Fotografia 5 - Área da mina em fase de pesquisa, Currais Novo-RN (horizontes do solo e vegetação removidos e depositados em pilhas de estéril no local).



Fotografia 6 – Área de mistura de estéril e rejeito na mina desativada Olho d'Água, Currais Novos/RN (crescimento espontâneo da vegetação).



Fotografia 7 – Área de deposição da pilha de estéril na mina Barra Verde, Currais Novos-RN.



Fotografia 8 – Área de deposição de rejeito na mina Barra Verde, Currais Novos/RN.



Fotografia 9 – Curso de água residuária na mina Barra Verde, Currais Novos-RN.



Fotografia 10 – Lagoa da água residuária proveniente do beneficiamento do minério scheelita, mina Barra Verde, Currais Novos-RN.



Fotografia 11 – Área sob mata nativa (Caatinga), Currais Novos/RN (referência de qualidade do solo).