

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS, METALÚRGICA E
MATERIAIS

BEATRIZ ALICIA FIRPO VASQUEZ

Produção de solo a partir de rejeito de carvão mineral

Porto Alegre

2015

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS, METALÚRGICA E
MATERIAIS

PRODUÇÃO DE SOLO A PARTIR DE REJEITO DE CARVÃO MINERAL.

BEATRIZ ALICIA FIRPO VASQUEZ

Porto Alegre

2015

BEATRIZ ALICIA FIRPO VASQUEZ

PRODUÇÃO DE SOLO A PARTIR DE REJEITO DE CARVÃO MINERAL

Tese submetida ao Programa de Pós Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e Materiais da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia, modalidade Acadêmica.

Orientador: Ivo André Homrich Schneider

Porto Alegre

2015

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

Reitor: Carlos Alexandre Netto

Vice-reitor: Rui Vicente Oppermann

ESCOLA DE ENGENHARIA

Diretor: Luiz Carlos Pinto da Silva Filho

Vice-diretora: Carla Schwengber ten Caten

PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS, METALÚRGICA E MATERIAIS

Coordenador: Carlos Pérez Bergmann

Vice-coordenador: Afonso Reguly

Firpo, Beatriz Alicia

Produção de solo a partir de rejeito de carvão mineral / Beatriz Alicia Firpo. -- 2015. 172 f.

Orientador: Ivo André Homrich Schneider.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Escola de Engenharia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Porto Alegre, BR-RS, 2015.

1. rejeito de carvão. 2. escória de aciaria. 3. lodo de ETE. 4. solos construídos. 5. recuperação de área degradada. I. Homrich Schneider, Ivo André, orient. II. Título.

BEATRIZ ALICIA FIRPO VASQUEZ

PRODUÇÃO DE SOLO A PARTIR DE REJEITO DE CARVÃO MINERAL

Esta tese foi analisada e julgada adequada para a obtenção do título de Doutor em Engenharia com ênfase em Tecnologia Mineral, Ambiental e Metalurgia Extrativa e aprovado em sua forma final pelo Orientador e pela Banca Examinadora designada pelo Programa de Pós Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais - PPGE3M da Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Ivo André Homrich Schneider

Aprovado em: ___ / ___ / ____

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dra. Flavia Fontana Fernandes - UFPel _____

Prof. Dr. Rubens Muller Krautzmann - UNILASSALE - DNPM _____

Prof. Dr. João Peterson Pereira Gardin - UNOESC - EPAGRI _____

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS / Escola de Engenharia / PPG3M e ao CNPq pela infraestrutura e recursos disponibilizados.

Ao Professor Ivo André Homrich Schneider por ser o Ivo (e isso diz tudo).

À Carbonífera Criciúma S/A pelo apoio a esta pesquisa, e em especial ao Geólogo MSc. Carlos Henrique Schneider pelas essenciais informações, contribuições e sugestões.

À CASAN, em especial ao Eng. Luiz Alexandre da Rocha, e à Companhia Gerdau pela disponibilização de amostras pertinentes a este trabalho.

Ao Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e principalmente ao Professor Enilson Saccol de Sá que disponibilizou suas instalações para esta pesquisa. Meus agradecimentos se estendem ao Professor Michael Mazurana e ao Doutorando Moacir Tuzzin de Moraes cuja ajuda foi crucial na realização das análises físicas de solos. Não podem ficar de fora o Sr. José Ferreira, cujo auxílio mostrou-se imprescindível durante o cultivo da Aveia Preta, e tampouco o Sr. Adão Luis Ramos dos Santos que me ajudou sem hesitar.

À EPAGRI pelo apoio técnico e recursos também disponibilizados.

Ao professor, PhD, químico, colega e amigo Jean Carlo de Menezes por fazer a "ponte" entre a UFRGS, o CNPq e a EPAGRI.

Ao LAPROM pela disponibilização de materiais e equipamentos.

A todos meus colegas do LTM e LEAMET pelo apoio, paciência, contribuições, respostas, perguntas, ajudas e companhia.

Aos agrônomos, pesquisadores e amigos Bruna Winck e Daniel Hanke, pelo fundamental apoio técnico e dedicação na realização de levantamentos, e à estudante de engenharia ambiental Rafaela Cazanova que cuidou com dedicação das "minhas plantinhas" e ajudou diretamente nesta pesquisa.

Um agradecimento especial ao Flávio Dutra e ao William LaBarre por auxílios que transbordam a este documento.

À minha família: hoje e sempre.

Este niñito compró un huevito
éste lo echó a cocer
éste le echó la sal
éste lo revolvió y
este perro cochino... se lo comió!

RESUMO

Estima-se que 60 a 70% do carvão ROM (*run of mine*) de Santa Catarina é descartado em módulos de rejeitos. Para mitigar o impacto ambiental decorrente deste armazenamento, cabe o manejo do rejeito integrando-o à paisagem através da implantação de cobertura vegetal. Neste sentido, este trabalho teve por objetivo propor a produção de solo a partir de rejeito de carvão mineral. Esse solo é passível de ser empregado na própria recuperação de áreas degradadas, evitando a extração de solo em áreas de empréstimo. O método consistiu na coleta e caracterização de rejeito de carvão (substrato), escórias e calcário (materiais alcalinos) e de lodo de estação de tratamento de esgoto (fonte de carbono orgânico, nitrogênio e fósforo). O rejeito foi beneficiado em meio denso para retirada de material carbonoso como flutuado na densidade de 2,2 e de material pirítico como afundado na densidade de 2,6; seguido de britagem e moagem para granulometria inferior a 2,0 mm. Escórias de aciaria, decorrentes da produção de aços especiais e aço ao carbono, foram britadas, moídas para granulometria inferior a 2,0 mm e utilizadas separadamente. O calcário já é comercializado abaixo de 2,0 mm não necessitando processamento extra. Lodo de ETE foi submetido a processo térmico, para desinfecção e secagem, destorroado também abaixo de 2,0 mm constituindo um biossólido. Adotou-se solo de área de empréstimo como material de controle. Estudos de crescimento vegetal foram conduzidos em um modelo experimental fatorial (dezesseis tratamentos implantados em triplicata): substrato principal (rejeito de carvão ou solo de área de empréstimo), misturado ou não a lodo de ETE, misturados ou não, separadamente, a três fontes de alcalinidade (escória de aço especial, escória de aços carbono e carbonato de cálcio). Os tratamentos com rejeito receberam cinzas de casca de arroz como condicionador físico. Os tratamentos foram dispostos em vasos, semeados com *Avena strigosa* (Aveia Preta), caracterizados e monitorados considerando-se parâmetros químicos (pH, macro e micro nutrientes), físicos (porosidade, densidade, capacidade de campo e condutividade elétrica) e ambientais (metais ambientalmente disponíveis). A Aveia Preta foi colhida próximo ao encerramento de seu ciclo. O material vegetal produzido foi pesado e analisado em termos de nutrientes e metais. Os resultados mostram que a mistura de rejeito da mineração de carvão (0,8% enxofre total) com a cinza de casca de arroz, concomitantemente a fonte de alcalinidade (escória ou calcário) e material orgânico (biossólido), resultou em um solo com propriedades químicas

adequadas ao crescimento da Aveia Preta. Análises de tecido vegetal mostraram valores de macro e micronutrientes dentro dos padrões estabelecidos para esta espécie. A combinação rejeito de carvão dessulfurizado/cinza de casca de arroz/escória de aciaria/lodo configura-se como uma alternativa à disposição dos mesmos em módulos de rejeito e aterros. O uso de escórias de aciaria mostra-se uma alternativa viável ao calcário para neutralização de rejeito de carvão nas condições do experimento. Ainda que as escórias de aciaria, e em especial a escória de aço especial, tenham incluído cromo ao sistema solo-planta, as condições edáficas favoreceram o crescimento da Aveia Preta, denotando pouco efeito do mesmo no crescimento vegetal.

Palavras-chave: beneficiamento de rejeito de carvão; *Avena strigosa*; substrato; recuperação de área degradada; mineração.

ABSTRACT

It is estimated that 60 to 70% of South Brazilian run of mine (ROM) coal is discharged into refuse piles as coal waste. In order to mitigate the environmental impact caused by storage, coal waste management is necessary through its integration into the landscape by the establishment of a vegetational cover. Because of this, the objective of this study was to propose the production of a soil from coal waste. This soil could be used in restoration itself, avoiding the extraction of soil from borrow areas. Methodology included sample collection and characterization of coal waste (main material), steel slag and agricultural lime (alkaline materials), and sewage sludge from a waste water treatment plant (organic carbon, nitrogen and phosphorous sources). Coal waste beneficiation used dense medium gravity separation to remove carbonaceous material that was floated at a density of 2.2 and pyritic material that sank at a density of 2.6, followed by blasting and milling to a particle size smaller than 2.0 mm. Steel slag derived, from special and carbon steel mills, were blasted, milled to particle size smaller than 2.0 mm and used separately. Commercial agricultural lime has a particle size smaller than 2.0 mm and did not need further processing. Sewage sludge from an urban waste water treatment plant was submitted to a thermal process for disinfection and drying, clods were broken to less than 2.0 mm rendering it into a biosolid. Soil from a borrow area was used as a control. Growth vegetation studies were conducted in a factorial delineation (sixteen treatments, all in triplicate): main substrate (coal waste or borrow area soil), main substrate mixed or unmixed with sewage sludge, than each combined with three sources of alkalinity (special steel slag, carbon steel slag and agricultural lime), or a non-alkaline treatment. Treatments composed of coal waste were mixed with rice husk ash to act as a physical soil amendment. All treatments were put in vessels and sown with *Avena strigosa* (Black Oat), characterized and monitored by chemical (pH, macro and micronutrients), physical (porosity, density, field capacity and electric conductivity), and environmental (readily available metals) parameters. Black Oat was harvested close to the end of its biological cycle. Plant tissue produced was weighed and analyzed for nutrients and metals. Results show that a mixture of coal waste (0.8% total sulfur) with rice husk ash combined concomitantly with a source of alkalinity (steel slag or agricultural lime) and organic material (biosolid) produced a fabricated soil with chemical properties adequate for

the growth of Black Oat. Plant material showed that macro and micronutrient values were in agreement with standards established for this species. The combination - desulfurized coal waste/rice husk ash/steel slag/sewage sludge could serve as an alternative to their disposal in refuse piles and landfills. The use of steel slag was shown to be a feasible alternative to agricultural lime to neutralize coal waste under these experimental conditions. Even though steel slag, especially special slag, added chromium to the soil-plant system, edaphic conditions favored Black Oat growth which indicates a minor effect of the chromium present in the soils.

Key-words: coal waste beneficiation; *Avena strigosa*; substrate; environmental restoration; mining.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Bacia carbonífera de Santa Catarina (em destaque) e perfil da camada Barro Branco na Mina do Verdinho	28
Figura 2 - Exemplos de passivos ambientais em SC.	29
Figura 3 - Solo em processo construtivo (distribuição de solo de área de empréstimo).	39
Figura 4 - Distribuição de solo cobertura sobre terreno compactado.	43
Figura 5 - Fluxograma das etapas de preparação dos materiais e análises desenvolvidas ao longo da pesquisa.	55
Figura 6 - Rejeito de carvão recebido da companhia mineradora - SC.	56
Figura 7 - Escória armazenada após produção de aço carbono.	57
Figura 8 - Coleta de lodo em ETE após processo UASB e desidratação em centrífuga.	58
Figura 9 - Cinza de casca de arroz obtida em arrozeira de Palmares/RS.	58
Figura 10 - Coleta de solo do horizonte "C".	59
Figura 11 - Sementes de Aveia Preta (<i>Avena strigosa</i>)	59
Figura 12 - Etapa do quarteamento do rejeito de carvão.	60
Figura 13 - Imagens da fração energética, intermediária e piritosa do rejeito de carvão.	61
Figura 14 - Fluxograma para obtenção da fração energética, intermediária e piritosa a partir do rejeito bruto.	61
Figura 15 - Rejeito _{2,2-2,6} pronto para utilização.	62
Figura 16 - Amostras de solo durante o processo de secagem ao ar (esq.) e após destorroamento (dir.).	64
Figura 17 - Vista interior de vaso em PVC durante montagem (a) e vasos prontos (b).	71
Figura 18 - Vasos com as 48 parcelas distribuídos sobre bancada na casa de vegetação	72
Figura 19 - Ensaio de crescimento de Aveia Preta em vasos.	72
Figura 20 - Preparação dos tecidos vegetais para pesagem.	73
Figura 21 - Anel volumétrico de aço (em destaque) e trado mecânico (a) e anel anterior a limpeza.	75
Figura 22. Amostras durante extração ácida conforme EPA 3050.	77
Figura 23 - Equipamento portátil para medida de pH, Eh e CE do material lixiviado em casa de vegetação.	78
Figura 24 – Proporção de tamanhos de partículas de Rejeito _{2,2-2,6} passante por faixa granulométrica, escala log-normal.	81
Figura 25 - Difratograma de Raios X de amostra do Rejeito _{2,2-2,6}	81
Figura 26- Proporção de tamanhos de partículas de escória aço especial, escória de aço carbono e calcário passante por faixa granulométrica, escala log-normal.	85

Figura 27 - Difratoograma de Raios-X da escória de aços especiais.	86
Figura 28 - Difratoograma de Raios-X da escória aço ao carbono.	86
Figura 29 - Difratoograma de Raios-X do calcário.	87
Figura 30 - Proporção de tamanhos de partículas de lodo de esgoto passante por faixa granulométrica, escala log-normal.	90
Figura 31 - Proporção de tamanhos de partículas de cinza de casca de arroz passante por faixa granulométrica, escala log-normal.	93
Figura 32 - Substrato composto por Rejeito _{2,2-2,6} +Lodo+ESC _{AC} após mistura de materiais.	96
Figura 33. Área de empréstimo (coleta de solo), Lauro Müller/SC, localidade Itanema.	97
Figura 34 - Imagem do perfil de solo da área de empréstimo, município Lauro Müller, SC ...	97
Figura 35 - Experimento após implantação (a), plantas em crescimento (b) e plantas adultas (c). UFRGS, Porto Alegre – RS, 2014.	101
Figura 36 - Mudanças de aveia preta nos 8 substratos com Rejeito _{2,2-2,6} +CCA, 8 semanas após a brotação. UFRGS, Porto Alegre – RS, 2014.	102
Figura 37 - Mudanças de aveia preta nos 8 substratos com Solo _{empr} , 8 semanas após a brotação. UFRGS, Porto Alegre – RS, 2014.	103
Figura 38 - Valores médios de matéria seca total (g) para aveia preta nos 16 tratamentos, após 8 semanas de crescimento.	105
Figura 39 - Solubilidade do Cr ³⁺ e Cr ⁶⁺ em função do pH (a) e Eh.	129

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Quantificação das classes de cobertura dos solos na bacia carbonífera de SC.....	30
Tabela 2 - Reatividade das partículas em função de sua granulometria	67
Tabela 3 - Relação de ensaios de caracterização dos materiais empregados.	69
Tabela 4 - Distribuição granulométrica do Rejeito _{2,2-2,6}	80
Tabela 5 - Análise elementar por FRX do Rejeito _{2,2-2,6}	82
Tabela 6 - Análise elementar quantitativa do Rejeito _{2,2-2,6} após abertura EPA 3052.	83
Tabela 7 - Balanço ácido base (ABA) para o Rejeito _{2,2-2,6}	84
Tabela 8 - Distribuição granulométrica da escória de aço especial, da escória aço carbono e do calcário.	84
Tabela 9 - Análise elementar por FRX da escória de aços especiais, da escória de aço ao carbono e do calcário.	87
Tabela 10 - Análise elementar quantitativa das escórias de aço especial e da escória de aço ao carbono após abertura EPA 3052.	88
Tabela 11 - Balanço ácido base (ABA) para as escórias de aços especiais, escória de aço ao carbono e calcário.	89
Tabela 12 - Índice PRNT dos materiais alcalinizantes	89
Tabela 13 - Distribuição granulométrica do lodo de esgoto.	90
Tabela 14 - Análise elementar por FRX do lodo de esgoto.	91
Tabela 15 - Resultados analíticos de lodo - ETE Criciúma conforme EPA 3050 e analisador CHNS.	92
Tabela 16 - Distribuição granulométrica da cinza de casca de arroz.	93
Tabela 17 - Análise elementar por FRX da cinza de casca de arroz.	94
Tabela 18 - Caracterização do perfil de solo da área de empréstimo (Cambissolo), município Lauro Müller, SC	98
Tabela 19 - Parâmetros químicos do solo da área de empréstimo (Cambissolo), município de Lauro Müller, SC.	99
Tabela 20 – Distribuição granulométrica das partículas (análise textural) do solo da área de empréstimo, município de Lauro Müller, SC.	99
Tabela 21 – Valores médios (n=3) de matéria seca (g) parte aérea, radicular e total para aveia preta nos tratamentos com Rejeito _{2,2-2,6} +CCA. UFRGS, Porto Alegre – RS, 2014.	101
Tabela 22 - Valores médios (n=3) de matéria seca (g) parte aérea, radicular e total para aveia preta nos tratamentos com Solo _{empr.} UFRGS, Porto Alegre – RS, 2014.	103
Tabela 23 – Rendimento relativo (%) para aveia preta nos 16 tratamentos considerando-se o tratamento Solo+SAP+Lodo como padrão.	104

Tabela 24 – Valores médios (n=3) de matéria seca total (g) para aveia preta nos 16 tratamentos, após 8 semanas de crescimento. UFRGS, Porto Alegre – RS, 2014.	105
Tabela 25 - Valores médios (n=3) para matéria seca total, acidez, CTC, matéria orgânica e macronutrientes nos tratamentos com Rejeito _{2,2-2,6} +CCA.	108
Tabela 26 - Valores médios (n=3) para matéria seca total, acidez, CTC, matéria orgânica e macronutrientes nos tratamentos com Solo _{empr.}	108
Tabela 27 - Valores médios (n=3) para Cu, Fe, Zn e Mn e pH no solo dos tratamentos com Rejeito _{2,2-2,6} +CCA.	113
Tabela 28 - Valores médios (n=3) para Cu, Fe, Zn e Mn no solo dos tratamentos com Solo _{empr.}	113
Tabela 29 - Interpretação dos teores de micronutrientes no solo	114
Tabela 30 - Fração argila (m/v %) nos 16 tratamentos (média n=3).	115
Tabela 31 - Macro, micro e porosidade total (cm ³ cm ⁻³) média nos 16 tratamentos (n=3). .	115
Tabela 32 - Capacidade de campo - umidade gravimétrica (kg kg ⁻¹) média nos 16 tratamentos (n=3).	117
Tabela 33 - Densidade (g cm ⁻³) média nos 16 tratamentos (n=3).	118
Tabela 34 - Condutividade elétrica (dS cm ⁻¹) média nos 16 tratamentos (n=3).	119
Tabela 35 - Metais ambientalmente disponíveis (média n=3) nos 8 tratamentos com Rejeito _{2,2-2,6} +CCA.	120
Tabela 36 - Metais ambientalmente disponíveis (média n=3) nos 8 tratamentos com Solo _{empr.}	120
Tabela 37 – pH, média (n=3) nos 16 tratamentos, 80 dias após a instalação do experimento.	122
Tabela 38 - Potencial redox - Eh (mV), média (n=3) nos 16 tratamentos, 80 dias após a instalação do experimento.	122
Tabela 39 - Condutividade elétrica - CE (dS cm ⁻¹), média (n=3) nos 16 tratamentos, 80 dias após a instalação do experimento.	123
Tabela 40 - Cromo no lixiviado, média (n=3) nos 16 tratamentos, 80 dias após a instalação do experimento.	123
Tabela 41 - Valores médios (n=3) de cálcio, cobre, ferro, fósforo, magnésio, manganês, potássio e zinco no tecido vegetal foliar e radicular dos tratamentos com Rejeito _{2,2-2,6} +CCA.	124
Tabela 42 - Valores médios (n=3) de cálcio, cobre, ferro, fósforo, magnésio, manganês, potássio e zinco no tecido vegetal foliar e radicular dos tratamentos com Solo _{empr.}	125
Tabela 43. Concentração média de cromo (n=3) em tecido vegetal foliar e radicular nos tratamentos com maior crescimento vegetal.	130
Tabela 44. Quantidade média (n=3) de cromo acumulada por vaso nos tratamentos com maior crescimento vegetal.	132
Tabela 45 - Índice de translocação (%) nos tratamentos com maior crescimento vegetal. ...	133

Tabela 46 - Relação Ca:Mg:K nos 16 tratamentos.	138
Tabela 47 - Caracterização elementar das três faixas densimétricas do rejeito de carvão após separação em meio-denso.	164
Tabela 48- Massa seca parte aérea (g) da Aveia Preta referente aos 16 tratamentos.....	165
Tabela 49- Massa seca radicular (g) da Aveia Preta referente aos 16 tratamentos.	165
Tabela 50 - Quadro de análise - Massa seca total (aérea + radicular) apenas Rejeito _{2,2-2,6} +CCA.	166
Tabela 51. ANOVA - Quadro de análise apenas Rejeito _{2,2-2,6} +CCA.....	166
Tabela 52. Médias e medidas apenas Rejeito _{2,2-2,6} +CCA.	166
Tabela 53 - Médias do Fator 1 (lodo) x Fator 2 (alcalinizante) apenas Rejeito _{2,2-2,6} +CCA.....	166
Tabela 54 - Quadro de análise - Massa seca total (aérea + radicular) apenas Solo _{empr}	167
Tabela 55. ANOVA – Quadro de análise apenas Solo _{empr}	167
Tabela 56. Médias e medidas apenas Solo _{empr}	167
Tabela 57 - Médias do Fator 1 (lodo) x Fator 2 (alcalinizante) apenas Solo _{empr}	167
Tabela 58 - Quadro de Análise - Massa seca total (foliar + radicular) Rejeito _{2,2-2,6} +CCA e Solo _{empr}	168
Tabela 59. ANOVA – Quadro de análise Rejeito _{2,2-2,6} +CCA e Solo _{empr}	168
Tabela 60. Médias e medidas Rejeito _{2,2-2,6} +CCA e Solo _{empr}	168
Tabela 61 - Médias do Fator 1 (lodo) x Fator 2 (alcalinizante) Rejeito _{2,2-2,6} +CCA e Solo _{empr}	168
Tabela 62 - Valores de pH nos 16 tratamentos, 20, 50 e 80 dias após a instalação do experimento.....	169
Tabela 63 - Valores de Eh (mV) nos 16 tratamentos, 20, 50 e 80 dias após a instalação do experimento.....	170
Tabela 64 - Valores de CE (dS cm ⁻¹) nos 16 tratamentos, 20, 50 e 80 dias após a instalação do experimento.....	171
Tabela 65 - Valores de cromo (mg L ⁻¹) nos 16 tratamentos 80 dias após a instalação do experimento.....	172

LISTA DE ABREVIações

ABA: Balanço ácido-base ou Contabilização de ácidos e bases
ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANOVA: Analysis of variance ou Análise de variância
AP: Potencial de Acidez
ASTM: American Society for Testing and Materials
CASAN: Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
CETEM: Centro de Tecnologia Mineral
CFR: Code of Federal Regulations
CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTC: Capacidade de troca de cátions
DAM: Drenagem Acida de Minas
DNPM: Departamento Nacional de Produção Mineral
DRX: Difractometria de Raio-X
EIA - Estudo de Impacto Ambiental
EM: elementos minoritários
EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPAGRI: Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
ETE: Estação de tratamento de efluente
FEPAM: Fundação de Estadual de Proteção Ambiental
FRX: Fluorescência de Raio-X
ICP: Inductive coupled plasma
IEA: Energy Information Administration
MAPA: Ministério Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MP-GTA: Ministério Público - Grupo Técnico de Assessoramento
n/d: nao detectado
NBR: Norma Brasileira Registrada
NNP: Potencial de neutralização líquido
NP: Potencial de neutralização
NPR: Razão do Potencial de Neutralização
NRC: National Research Council
pH: Potencial Hidrogeniônico
PRAD: Projeto de recuperação de áreas degradadas
PRNT: Potencial relativo de neutralização total
PSRP: Processo para significativamente reduzir patógenos
RE: Reatividade
RIMA: Relatório de Impacto Ambiental
ROM: *Run of Mine*
SIECESC: Sindicato da Indústria de Extração de Carvão do Estado de Santa Catarina
SBCS: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
TKN: total Kjeldahl nitrogen ou nitrogênio pelo método de Kjeldahl
UFRGS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul
UASB: *upflow anaerobic sludge blanket*
US EPA: United States Environmental Protection Agency
VRQ: Valor de referência de qualidade
WCA - *World Coal Association*
WCI - *World Coal Institute*
WEC - *World Energy Council*

LISTA DE SÍMBOLOS

CE - condutividade elétrica

CHNS - carbono-hidrogênio-nitrogênio-enxofre

CTC - capacidade de troca de cátions

D₅₀ - tamanho médio abaixo do qual se encontra 50% da massa de material

Eh - potencial redox

ha - hectare

H+Al - acidez potencial

kPa - kiloPascal

m% - porcentagem da CTC saturada por alumínio / saturação por alumínio

mV - miliVoltz

MO - matéria orgânica

NPK - nitrogênio-fósforo-potássio

pH - potencial hidrogeniônico

V% - porcentagem da CTC saturada por bases / saturação por bases

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	10
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	12
LISTA DE TABELAS	14
LISTA DE ABREVIACÕES	17
LISTA DE SÍMBOLOS	18
SUMÁRIO	19
1 INTRODUÇÃO	22
2 REVISÃO DE LITERATURA	26
2.1. MINERAÇÃO E MEIO AMBIENTE	26
2.2. ÁREA DE ESTUDO - BACIA CARBONÍFERA DE SANTA CATARINA	28
2.3. PRODUÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO REJEITO	32
2.4. SOLOS ÁCIDOS SULFATADOS	33
2.5. SOLOS CONSTRUÍDOS NA MINERAÇÃO	37
2.5.1. Boas práticas no manejo de solos construídos	40
2.5.2. Aditivos alcalinos	43
2.5.3. Aditivos orgânicos, biossólidos	46
2.6. SOLOS NA MINERAÇÃO	50
3. MATERIAIS E MÉTODOS	54
3.1. SELEÇÃO DE MATERIAIS	55
3.2. PREPARAÇÃO DOS MATERIAIS	59
3.2.1. Rejeito de carvão	59
3.2.2. Escórias de aciaria	62
3.2.3. Lodo de estação de tratamento de esgoto doméstico	62
3.2.4. Cinza de casca de arroz	63
3.2.5. Calcário	63

3.2.6.	Solo de área de empréstimo	63
3.2.6.	Sementes.....	64
3.3.	CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL EXPERIMENTAL E CONTROLE	64
3.3.1.	Granulometria.....	64
3.3.2.	Mineralogia	65
3.3.3.	Análise elementar qualitativa	65
3.3.4.	Análise elementar quantitativa.....	65
3.3.5.	Balanço Ácido-Base.....	65
3.3.6.	Índice PRNT	66
3.3.7.	CONAMA 375/2006.....	67
3.3.8.	Solo de área de empréstimo	68
3.4.	SOLOS FABRICADOS	69
3.4.1.	Delineamento experimental	69
3.4.2.	Montagem dos vasos para crescimento vegetal	71
3.4.3.	Análises de crescimento vegetal, parâmetros químicos, físicos e ambientais.....	72
3.5.	TRATAMENTO ESTATÍSTICO DE DADOS.....	78
4.	RESULTADOS.....	80
4.1.	CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS QUE COMPÕEM OS SOLOS FABRICADOS	80
4.1.1.	Rejeito de carvão	80
4.1.2.	Materiais alcalinos - escórias e calcário.....	84
4.1.3.	Lodo.....	90
4.1.4.	Cinza de casca de arroz	93
4.2.	PRODUÇÃO DO SOLO FABRICADO	94
4.3.	CARACTERIZAÇÃO DO SOLO DA ÁREA DE EMPRÉSTIMO	97
4.4.	CRESCIMENTO VEGETAL	100
4.5.	ASPECTOS QUÍMICOS, FÍSICOS E AMBIENTAIS DOS SOLOS.....	106
4.5.1.	Aspectos químicos	106
4.5.2.	Aspectos físicos	115
4.5.3.	Aspectos ambientais	119
4.6.	ANÁLISE DE TECIDO VEGETAL	124
5.	CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE CRESCIMENTO VEGETAL EM REJEITOS	134

6.	CONCLUSÕES	140
7.	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	143
	REFERÊNCIAS	144
	APÊNDICE.....	163

1 INTRODUÇÃO

Dados compilados pelo WEC - *World Energy Council* (2013), referentes ao ano base 2010, mostram que aproximadamente 40% da aplicação mundial do carvão mineral foi destinada à geração de energia elétrica; superando qualquer outra fonte. Em segundo lugar está a aplicação industrial do carvão para a geração de calor (energia térmica) necessária a certos processos produtivos tais como siderurgia, secagem de produtos, cerâmicas e fabricação de vidros.

No que se refere ao Brasil, a comercialização de carvão mineral correspondeu a 7,4 Mt em 2012 (DNMP, 2013), produção esta que esteve em grande parte comprometida com a geração de energia elétrica (89%). No entanto, sua expressão no cenário energético nacional é pequena: 2,6% em 2013 (Empresa de Pesquisa Energética, 2014). Ainda, colocando-se a comercialização de carvão mineral do Brasil em 2012 frente à produção mundial, que foi de 8.694,0 Mt (U.S EIA, 2013), percebe-se quão pequena é a contribuição brasileira neste cenário.

No ranking de produção comercializada de carvão mineral no país, ano base 2012, aparece o Estado do Rio Grande do Sul em destaque, com 63,6% da produção total, cabendo a Santa Catarina 35,1% e ao Paraná 1,3% (DNPM, 2013). Em levantamento do SIECESC (2009), até 2009, haviam sido beneficiados 500 milhões de toneladas de carvão ROM gerando 300 milhões de resíduos sólidos (aproximadamente 60% do material bruto). Esse material está diretamente relacionado à geração de drenagem ácida de minas (DAM), dada a presença do mineral pirita no mesmo.

O histórico da mineração de carvão em Santa Catarina, divulgado pelo Ministério Público Federal de Santa Catarina através do Portal da Ação Civil Pública nº 2000.72.04.002543-9 (MP-GTA, 2013), mostra que tal atividade iniciou-se em 1895. De lá para cá houve períodos de alta e baixa demanda que repercutiram particularmente na contaminação dos recursos hídricos, na destruição de vegetação e na perda de produtividade de extensas áreas, havendo um total de 6.503,75 ha diretamente impactados.

Assim, enquanto o carvão representa importante contribuição na geração de energia mundial, seus impactos ambientais têm sido um desafio (BIAN et. al., 2010). No Brasil, muito embora a produção de carvão seja pouco expressiva no cenário energético, as alterações ambientais que se dão em decorrência da mineração são significativas. Os impactos

ambientais ocorrem em toda a cadeia produtiva: prospecção, mineração da jazida, disposição do rejeito e queima para produção de energia elétrica e repercutem sobre a qualidade do ar, do solo e das águas superficiais e subterrâneas, com prejuízos severos sobre a fauna e flora (CETEM, 2001).

A origem de tão extensa gama de impactos está, em grande parte, relacionada à drenagem ácida de mina (DAM). A DAM é gerada a partir da oxidação de minerais sulfetados (predominantemente pirita - FeS_2), agindo como lixiviador de minerais, produzindo um percolado rico em metais dissolvidos e ácido sulfúrico (KONTOPOULOS, 1998). Isso impede o apropriado crescimento vegetal, danifica zonas alagadas, contamina águas subterrâneas e prejudica estruturas de metal e concreto (FRIPP et al., 2000). Tal efeito é expressivamente maior e mais duradouro quanto maior for o teor de pirita exposta aos agentes oxidantes.

Os métodos de lavra relacionam-se intimamente com os resíduos e impactos gerados. Na região carbonífera de Santa Catarina a mineração ocorreu tanto a céu aberto como subterrânea havendo, ainda, situações em que ambos os métodos foram utilizados em uma mesma mina. Atualmente, procura-se minerar de forma a minimizar o impacto durante a vida útil da mina. É necessário, também, promover estratégias a longo prazo capazes de reestabelecer os fluxos gênicos e a resiliência perdida, bem como a paisagem como um todo.

Em nível mundial, os danos ambientais por mineração de carvão podem ser estimados em função dos volumes minerados. Dados de WCA - *World Coal Association* (2014) indicam que 7.823 Mt de carvão foram minerados apenas no ano de 2013, sendo os quatro maiores produtores a China (3.561 Mt), os Estados Unidos (904 Mt), a Índia (613 Mt) e a Indonésia (489 Mt). Valores publicados por Zhu e Cherni (2009) mostram que na China, ainda no ano de 2005, a área com subsidência, destruída ou ocupada pela mineração de carvão e atividades correlatas, superava a marca de 630.000 ha com aumentos previstos em uma taxa de 45.000 ha anuais. Nos Estados Unidos, apenas na região do Appalaches circunscrita aos Estados norte americanos Virginia Ocidental e Kentucky, a mineração de carvão impactou 5,9 milhões de hectares no período de 1985 a 2005 (LUTZ et. al, 2013). Na Índia, em 2012, havia 581 minas em operação, impactando 210.000 hectares e mais 35.000 hectares para os quais já havia sido solicitada remoção da cobertura vegetal (CSE, 2012). Quanto à Indonésia, apenas na província de Kalimantan Oriental, há 830.000 hectares de áreas abandonadas as quais se somarão 1,4 milhão de hectares já distribuídos em títulos minerários (BELL, 2014). No Brasil, até 2011, o Estado de Santa Catarina conseguiu reduzir a

área diretamente impactada pela mineração de carvão para 6.500 ha (MP-GAT, 2013), porém os efeitos indiretos ainda estendem-se por solos e corpos d'água nas bacias hidrográficas afetadas (CETEM, 2001).

Nos atuais níveis de produção mundial, os impactos ambientais ampliam-se ano a ano. Entendendo-se que a recuperação das áreas impactadas implica na implantação de cobertura vegetal, torna-se fundamental a adição de uma camada de solo funcional capaz de mantê-la de maneira efetiva e permanente. Tal solo convencionou-se chamar de "solo construído".

O solo construído na mineração do carvão é, na maioria das vezes, composto pela mistura de material argiloso (normalmente oriundo dos horizontes B e C) a alguma fonte de matéria orgânica (cama de aviário, por exemplo), ao qual se adiciona adubação química (adubo NPK) e se ajusta o pH (correção via calagem). O material argiloso costuma vir de lugares denominados "áreas de empréstimo" que também serão degradados durante a extração, cabendo sua recuperação. Há custos envolvidos na extração e disposição do material da área de empréstimo, de modo que é relevante minimizar sua utilização e buscar por materiais substitutos.

Em face à realidade supracitada, a motivação deste trabalho foi contribuir para os estudos de mitigação e recuperação de danos ambientais decorrentes do armazenamento de rejeito de carvão convertendo-o em solo apto ao desenvolvimento vegetal quando somado a rejeitos de outros processos produtivos.

Portanto, o objetivo geral desta pesquisa foi produzir substrato para crescimento vegetal (solo fabricado) a partir da mistura de rejeito de carvão, adicionando-lhe um melhorador físico, fonte de alcalinidade e material orgânico.

Os objetivos específicos foram:

- propor e caracterizar materiais para compor o solo fabricado;
- desenvolver um procedimento para elaboração e composição de solos fabricados que possa garantir um apropriado desenvolvimento vegetal;
- caracterizar os atributos físicos e químicos relacionados à fertilidade do solo;
- avaliar a presença de possíveis contaminantes;
- estudar o efeito do tipo de material alcalinizante (escória da produção de aço carbono, escória da produção de aços especiais, calcário) e da presença de fonte de matéria

orgânica (lodo de estação de tratamento de esgoto - ETE) na produção de biomassa em forrageira comercial;

- avaliar a concentração de macro e micronutrientes e possíveis contaminantes em biomassa de forrageira comercial;

A hipótese do trabalho considera que a mistura balanceada de rejeito de carvão (material ácido), cinza de casca de arroz (melhorador físico), escória de aciaria (material alcalino) e lodo de esgoto (fonte de matéria orgânica) constitui um substrato vegetal próprio ao desenvolvimento vegetal.

Esta pesquisa está delimitada à produção de solo fabricado a partir de rejeito de carvão produzido durante o beneficiamento de carvão ROM oriundo da camada Barro Branco, no Município de Forquilha, Santa Catarina. Utilizou-se como fonte de matéria orgânica lodo de ETE, retirado de reatores UASB, em estação de tratamento de esgoto doméstico localizada no Município de Criciúma, Santa Catarina. O material alcalino (escória) foi obtido em duas usinas siderúrgicas semi-integradas localizadas no Estado do Rio Grande do Sul. Apesar de as amostragens terem sido realizadas de forma representativa em um determinado momento de produção, todos os materiais estão sujeitos a variações decorrentes dos parâmetros geológicos/ambientais ou de alterações no processo industrial.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1. MINERAÇÃO E MEIO AMBIENTE

Em linhas gerais, a Política Nacional do Meio Ambiente definida pela Lei 6.938 de 1981, da qual derivam uma série de Leis e Resoluções, exige que o empreendimento mineiro perturbe de maneira controlada o ambiente desde sua a entrada em operação até o encerramento. Isto exige a elaboração de um diagnóstico ambiental do local a receber tal empreendimento ao qual são sobrepostas (ou cruzadas) as características do empreendimento propriamente dito. Com base nesta lógica, a Resolução CONAMA 001/1986 estabelece critérios básicos para a elaboração de Estudo de Impacto Ambiental – EIA que deve ser resumido na forma de Relatório de Impacto Ambiental – RIMA.

Valendo-se da Resolução CONAMA 001/86, o Decreto de Lei 97.632 de 1989 dispõe sobre a elaboração de Plano de Recuperação de Área Degradada (PRAD). Para cada impacto previsto há de se apontar quais medidas serão adotadas para que estes sejam evitados, mitigados ou apenas compensados ao longo da atividade mineraria e após seu encerramento. Tamanhos cuidados relacionam-se diretamente ao fato de que a mineração é uma das atividades de maior impacto ambiental. Os grandes volumes de solo e rochas movimentados implicam na alteração da paisagem, remoção da cobertura vegetal, forte interferência em águas superficiais e subsuperficiais e conseqüentemente sobre a biota.

As principais conseqüências ambientais da mineração do carvão estão ligadas aos métodos de lavra utilizados, bem como às próprias características das camadas de carvão como espessura, grau de carbonificação, associações minerais e teor de enxofre na forma de pirita (FeS_2) (SCHEIBE, 2002). Considerando-se que tais aspectos variam, tem-se que o maior ou menor grau de impacto da mineração sobre o ambiente é função de especificidades locais.

Na mineração de carvão a céu aberto é necessário remover o material de cobertura (neste caso chamado de estéril), o que implica no manejo de grandes volumes de solo. Mundialmente, chega-se a quantidades anuais da ordem de 22.240 milhões de toneladas (DOKA, 2009). Segundo o WCI (2005), este método de lavra provoca o distúrbio temporário de grandes áreas levando à erosão do solo, emissão de material particulado (poeira), barulho, poluição da água e impactos sobre a biodiversidade local.

Na mineração subterrânea também existem problemas, ainda que sejam distintos. Com freqüência ocorre a subsidência do terreno com a possibilidade de rebaixamento do nível do freático, falhas no sistema de drenagem natural, falhas superficiais no terreno, perda de solos, morte de plantas, redução na produção vegetal, entre outros (BIAN et al., 2010). A produção de material estéril (sobrejacente à camada do carvão) não é propriamente um problema maior neste método de lavra, uma vez que se acessa quase que diretamente a camada a minerar.

Independentemente da forma de mineração, o carvão diretamente extraído da mina, tecnicamente chamado de carvão ROM (*Run of Mine*), pode necessitar, ou não, de processamento para atender as exigências do mercado consumidor - etapa conhecida como "beneficiamento". O rejeito compreende o material descartado após as operações de beneficiamento (ou concentração). DOKA (2009) estima que a geração de rejeitos é de aproximadamente 1.167 milhões de toneladas mundiais ao ano. Contudo, é comum na mineração a céu aberto retornar o rejeito ao fundo da cava e cobri-lo com o estéril na etapa de recomposição da paisagem. Na mineração subterrânea, o retorno do rejeito para o interior da mina, prática conhecida como *back filling*, é onerosa e envolve estudos e cuidados especiais em segurança. Assim, geralmente a solução é a construção de módulos de rejeito na superfície de forma a armazená-lo.

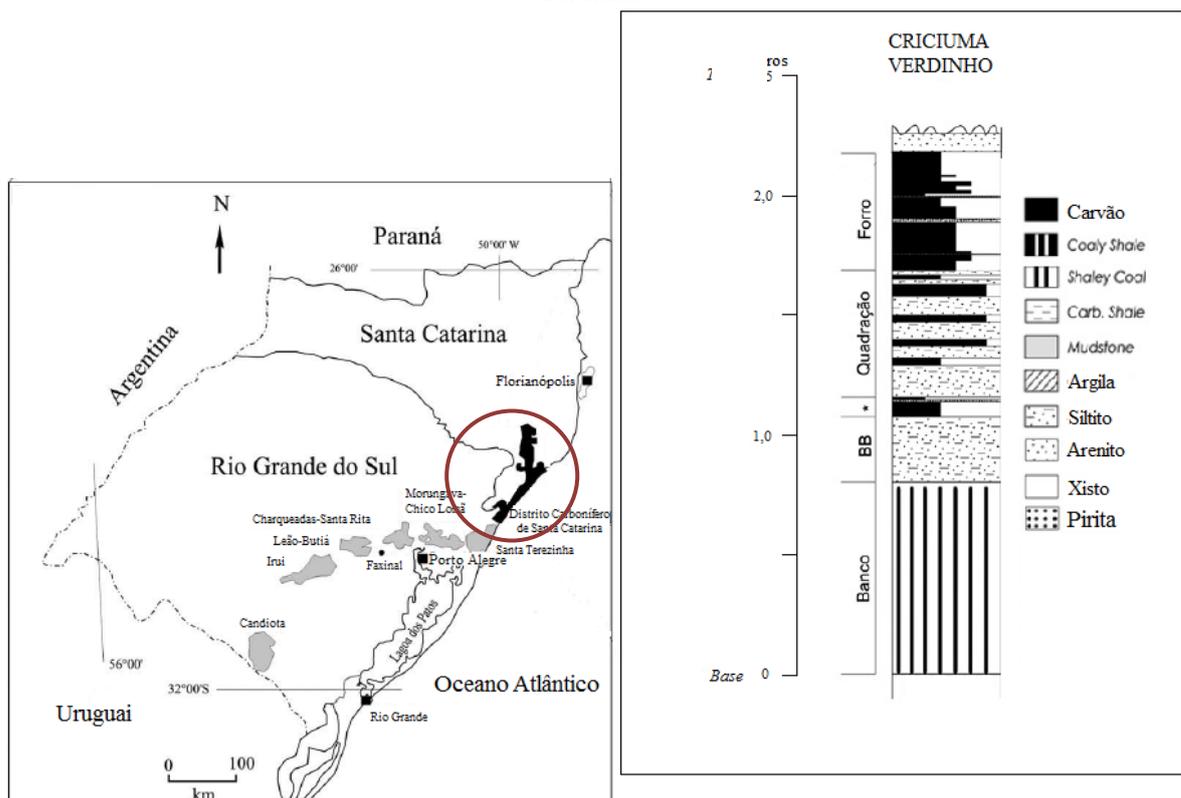
O rejeito produzido, e não raro também o material estéril, contém minerais sulfetados, predominantemente pirita (FeS_2), que se oxidam ao entrar em contato com água e ar, gerando o que se chama drenagem ácida de mina (DAM). O manejo da DAM é uma grande questão ambiental da mineração do carvão, pois esta é caracterizada pela elevada acidez e alta carga de sulfatos e metais dissolvidos (Fe, Al, Mn, Zn, entre outros), que juntos alteram negativamente o solo e a água com o qual entram em contato. O potencial de geração de DAM e a possível liberação de contaminantes dependem de muitos fatores e é específica para cada local (US EPA, 1994).

Não estão aqui detalhados os impactos ambientais decorrentes da emissão de gases, (p.ex. metano), material particulado liberado durante a mineração ou mesmo o CO_2 e as cinzas volantes lançadas à atmosfera durante a combustão do carvão. No processo de queima também são geradas grandes quantidades de gases considerados precursores de ácidos, como o SO_2 e o NO_x , que são liberados para a atmosfera contribuindo para a ocorrência de precipitações ácidas (FLUES et al., 2001).

2.2. ÁREA DE ESTUDO - BACIA CARBONÍFERA DE SANTA CATARINA

A exploração das reservas de carvão é citada como a atividade econômica de maior impacto ambiental na região sul-catarinense. Os limites da bacia são o oceano Atlântico, a leste, e os altos da Serra Geral, em média 60 km a oeste. A área total da região é de cerca de 9.500 km², e a mesma se estende por cerca de 180 km na direção nordeste, do rio Mampituba, no limite com o Estado do Rio Grande do Sul, até as cabeceiras dos rios Braço do Norte, Capivari e d'Una, já nas montanhas do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (SCHEIBE, 2002). A Figura 1 mostra a localização da bacia carbonífera de Santa Catarina bem como uma camada de carvão típica da região (KALKREUTH, 2010).

Figura 1 - Bacia carbonífera de Santa Catarina (em destaque) e perfil da camada Barro Branco na Mina do Verdinho



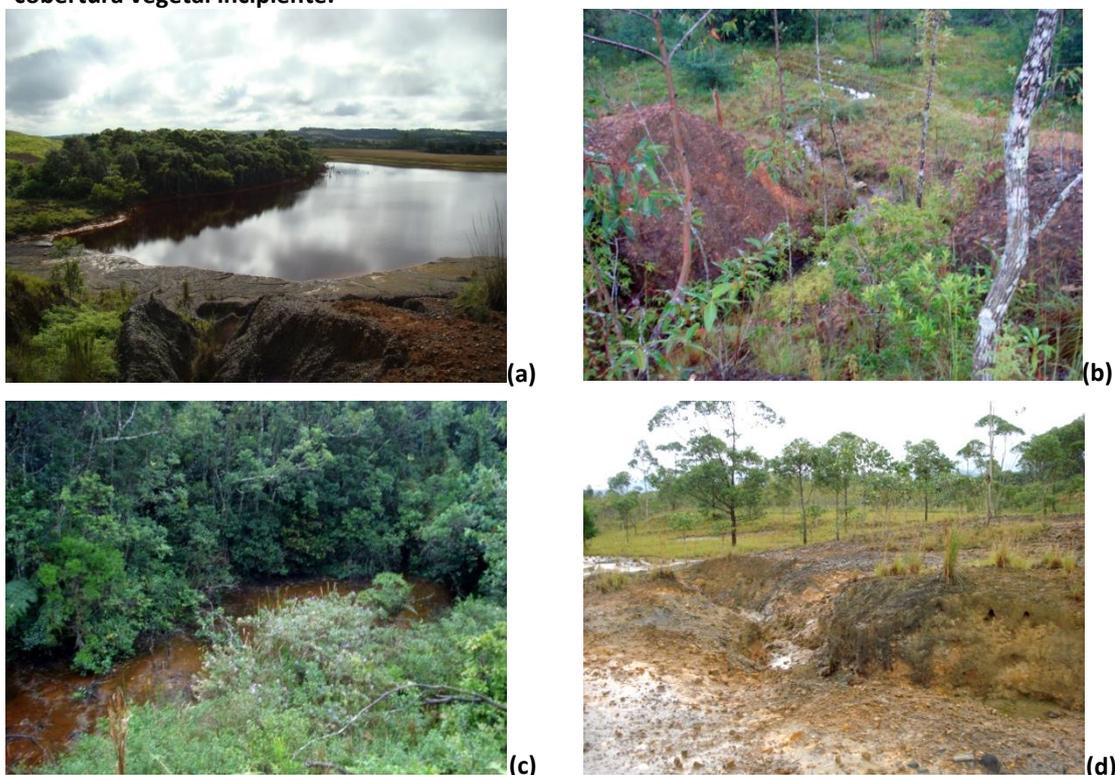
Fonte: Kalkreuth, 2010.

No passado, a mineração a céu aberto na bacia carbonífera de Santa Catarina valeu-se do uso de grandes equipamentos para remoção do material de cobertura. A falta de cuidados ambientais resultou na inversão das sequências litológicas e acumulação de material em pilhas cônicas. A mineração subterrânea não foi menos prejudicial, já que

provocou o fraturamento e a subsidência do terreno em vários locais minerados. A subsidência ocorre por colapso do teto com intensa perturbação do freático superficial e profundo com prejuízos dramáticos para a agricultura e moradores locais. No que diz respeito ao beneficiamento de carvão mineral, seguiu-se o acúmulo de rejeitos de carvão ao longo das estradas e de pequenos corpos d'água. Houve a geração de DAM que culminou na contaminação de grandes áreas (SHEIBE, 2002). Exemplos de passivos ambientais em Santa Catarina podem ser vistos na Figura 2.

Figura 2 - Exemplos de passivos ambientais em SC.

(a) subsidência inundada por lençol freático contaminado por DAM, (b) alteração na topografia após escavação, (c) corpo d'água contaminado por DAM e (d) solo ácido e compactado com cobertura vegetal incipiente.



Fonte: do autor, 2013

Dados levantados pelo Ministério Público Federal de Santa Catarina e disponibilizados no “7º Relatório de Monitoramento dos Indicadores Ambientais” por meio do Portal da Ação Civil Pública Nº 93.8000.533-4 (MP-GAT, 2013) mostram, em parte, a evolução dos trabalhos de recuperação já implementados. Acompanhando-se as classes de uso do solo indicadas no relatório, percebe-se que houve redução nos passivos ambientais de 2005 a 2011 (Tabela 1).

Tabela 1 - Quantificação das classes de cobertura dos solos na bacia carbonífera de SC.

Campanha/Ano	1ª Campanha 2005		3ª Campanha 2011		Variação %
	ha	%	ha	%	
Argila	391,38	6,02	271,31	4,17	- 30,68
Urbanizado	705,38	10,84	888,29	13,66	+ 25,93
<i>Urbanizada Industrial</i>	<i>175,78</i>	<i>2,70</i>	<i>287,25</i>	<i>4,42</i>	-
<i>Urbanizada Residencial</i>	<i>529,60</i>	<i>8,14</i>	<i>601,04</i>	<i>9,24</i>	-
Vegetação	2.265,08	34,83	3.935,97	60,51	+ 73,74
<i>Vegetação Espontânea</i>	<i>918,13</i>	<i>14,12</i>	<i>1.345,28</i>	<i>20,68</i>	-
<i>Vegetação Introduzida</i>	<i>1.234,87</i>	<i>18,99</i>	<i>2.472,07</i>	<i>38,01</i>	-
<i>Remanescente Florestal</i>	<i>112,08</i>	<i>1,72</i>	<i>118,62</i>	<i>1,82</i>	-
Lagoas Internas	200,29	3,08	193,75	2,98	- 3,26
Rejeito ou Estéril Exposto	2.941,42	45,23	1.214,43	18,67	- 58,71
TOTAL	6.503,75*		6.503,75*		-
Lagoas Externas	48,03	0,74	65,10	1,00	+ 17,07

Fonte: Adaptado de MP-GAT (2013)

(-) dados não contabilizados

(*) dado referente ao somatório de 'argila' + 'urbanizado' + 'vegetação' + 'lagoas internas' + 'rejeito ou estéril exposto'

No período de 2005 a 2011, houve redução das áreas cobertas unicamente por argila (-30,68%) e rejeito ou estéril expostos (-58,71%), acompanhadas pelo incremento na revegetação (73,74%), o que evidencia a evolução dos trabalhos de recuperação ambiental. A vegetação introduzida se deu principalmente sobre solos construídos, ao contrário da espontânea que se deu sobre rejeito ou estéril exposto. As áreas urbanizadas, que em 2005 representavam 10,84% do total das áreas impactadas, passaram a 13,66% neste período. Este valor é especialmente sensível, pois diz respeito à vulnerabilidade da população exposta a contato direto com áreas de risco.

Os quantitativos levantados não devem ser considerados absolutos, pois há diferenças (ainda que pequenas) entre os limites das áreas impactadas levantadas pelo MP-GTA e os valores indicados nos Projetos de Recuperação de Áreas Impactadas (PRAD) entregues pelas empresas. Há também áreas em processo de ajuste, como as órfãs ou com sobreposição entre empresas, bem como avanços de 2011 até o presente momento.

Conforme BIAN (2010), em geral a recuperação de áreas mineradas segue três etapas: reconformação topográfica, estabelecimento de uma camada de solo e replantio. A

questão central da recuperação está em dois temas: tomar medidas que diminuam o impacto ambiental da mineração durante sua operação e tomar medidas que reconstituam ou recuperem o ambiente após a mineração. A definição prévia do uso futuro do local degradado, o planejamento para a retirada da cobertura vegetal e da camada superficial do solo, o gerenciamento do relevo (paisagem), o método de lavra e a recuperação concomitantemente à exploração são medidas que reduzem os custos de recuperação ambiental, tornando a atividade mineraria menos nociva e mais rentável. A maioria dos órgãos ambientais exige a adoção dessas práticas que são indicadas nos termos de referência para a elaboração e execução de Projetos de Recuperação de Áreas Degradadas - PRAD (CORREA, 2005). O uso futuro definido para a mesma, decorrente de características físicas e socioeconômicas, deverá nortear os trabalhos conforme ABNT NBR 13.030/1999.

Kent (1982) alerta que o rejeito de carvão está entre as substâncias cuja implantação de cobertura vegetal é das mais dificultosas por força de suas propriedades físicas, químicas e biológicas. Para Daniels et al. (2004), o estabelecimento e a manutenção da comunidade de plantas após a recomposição topográfica e a cobertura de rejeito carbonífero com uma camada de solo podem minimizar muitos, se não todos, os impactos causados ao ambiente pela mineração. Este autor entende que a redução do fluxo descendente de ar e água no perfil, limita a produção de lixiviados ácidos. O estabelecimento de uma cobertura permanente também irá reduzir as perdas de sedimento e estabilizar a superfície do terreno. Assim, clara está a importância do restabelecimento de uma adequada e permanente cobertura vegetal e, portanto, o solo ao recebê-la deverá estar química, física e biologicamente apto para tanto. Todavia, esta não é uma realidade frequente dos solos construídos após a mineração de carvão.

Levando em conta os dados supracitados referentes a 2013, 6.503,75 hectares (ha) correspondiam à área diretamente impactada pela mineração de carvão em Santa Catarina. Destes, 2.472,07 ha correspondem à vegetação já introduzida, 118,62 ha a remanescente florestal e 888,29 ha de áreas urbanizadas, restando ainda 2.949,64 ha para se introduzir uma nova vegetação. Entendendo-se que para a implantação de nova vegetação é necessário uma camada de solo de no mínimo 60 cm de espessura (plantio de vegetação arbórea exigiria ainda maiores profundidades), serão necessários 1.770 m³ de solo construído para recuperação destas áreas.

2.3. PRODUÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO REJEITO

O rejeito de carvão é geralmente disposto em duas situações distintas: módulos de rejeito (aterros) ou é retornado ao subsolo seja em mineração a céu aberto ou subterrânea.

Em relação à caracterização do rejeito, o teor de enxofre pirítico é bastante relevante. Quanto maior a concentração de pirita maior será a acidez produzida. Estudos de Buttermore et al. (1978) determinaram, em 1975, que a concentração de enxofre em rejeito de várias minas norte americanas, variou de 0,88% a 6,22%. De lá para cá novas tecnologias foram desenvolvidas no sentido de retirar cada vez mais enxofre do carvão e assim reduzir sua emissão quando da sua queima em termelétricas - o que faz com que este elemento se concentre ainda mais no rejeito. Dados de Amaral Filho (2014) mostraram que a região carbonífera de Santa Catarina produziu, em 2013, 6.570.292 toneladas de carvão ROM, dos quais 4.311.602 toneladas correspondem ao rejeito gerado (65,60% do total). O mesmo autor caracterizou o módulo de rejeitos da Carbonífera Criciúma S.A. e o valor de enxofre global encontrado foi de 5,8%. A separação do material nas densidades de 2,2, entre 2,2 e 2,8 e acima de 2,2 permitiu a obtenção de materiais com níveis de enxofre de 1,8, 1,1 e 37,6%, respectivamente.

Daniels (1996) explica que, ao contrário do solo natural cujo comportamento físico e químico é controlado por complexos coloidais, no rejeito o controle se dá majoritariamente por ácidos fortes relacionados à oxidação da pirita. Além do teor de pirita, também importam seu tamanho (grau de fragmentação) no rejeito. Desta forma, procedimentos analíticos para solos naturais podem ser aplicados em rejeitos de carvão, mas seus resultados devem ser analisados com ressalvas. Outro fator a ser considerado é o contato do rejeito com oxigênio, que ocorre justamente na zona radicular, reduzindo a disponibilidade de nutrientes à vegetação. Isso pode levar à fitotoxicidade por excesso de alumínio e sais de sulfato. Esperam-se, também, baixos teores de N e P no rejeito dada a natureza intemperizada do mesmo. No entanto, o material pode fornecer teores adequados de Ca, Mg e K. Desta forma, rejeitos exigem altas doses de fertilizantes ricos em N e P, os quais podem ser perdidos já no primeiro ano se não houver assimilação dos mesmos em tecido vegetal.

Daniels (1996) entende que o controle do lixiviado ácido produzido em pilhas de rejeito é um desafio ainda maior que a própria implantação de cobertura vegetal. Há

evidências que uma cobertura vegetal densa pode reduzir a drenagem ácida pela interceptação e evapotranspiração de água, consumo de oxigênio na zona radicular e outros mecanismos, pois a oxidação da pirita depende de ambiente hidratado e oxigenado. Este autor ressalta que a quantidade de enxofre nas pilhas de rejeito supera em muito o potencial de neutralização de qualquer tratamento que possa ser feito na superfície das mesmas.

2.4. SOLOS ÁCIDOS SULFATADOS

De acordo com Dear et al. (2002), solo ácido sulfatado é o nome comumente dado a solos, sedimentos e turfa com quantidades significativas de sulfetos de ferro (FeS_2) em sua forma reduzida, variando a parcial ou totalmente oxidados (sem sulfetos remanescentes e com acidez ativa significativamente alta). A variação entre as formas oxidadas e reduzidas se dará em função da altura do lençol freático.

Levantamento realizado por Dent (1986), para o *International Institute for Land Reclamation and Improvement/ILRI*, mostra que, ao drenar-se um solo rico em enxofre, abastece-se com oxigênio o sistema o que provoca a formação de ácido sulfúrico e liberação de acidez. Caso a acidez supere a capacidade natural de neutralização, o resultado final será um solo ácido. A capacidade de neutralização é dada pela presença de carbonatos que, uma vez extintos, são substituídos pelo deslocamento das bases trocáveis e, por último, por silicatos prontamente intemperizáveis já em valores de pH do solo abaixo de 4.

Vários autores mostram as etapas de oxidação de sulfeto de ferro (predominantemente pirita – FeS_2) ou formas amorfas de FeS . De acordo com Dent (1986) e Kontopoulos (1998), a drenagem ácida resulta de uma série complexa de reações químicas envolvendo mecanismos diretos, indiretos e ação microbiana. Algumas reações de oxidação resultam na geração de ácido, enquanto outras resultam na dissolução e mobilização de metais.

A pirita (FeS_2) é o principal mineral responsável pela geração de acidez. É instável e solúvel caso venha a entrar em contato com o ar e a água. Kontopoulos (1998) descreve as reações de intemperização da pirita que ocorrem, a rigor, em três estágios:

Estágio 1 - pH neutro até pH 4,5

A oxidação da pirita ocorre abioticamente e, em função da baixa concentração de Fe^{3+} , a oxidação indireta da pirita não é importante nesse estágio. O ácido produzido pode ser consumido pelas reações de neutralização com minerais básicos existentes no corpo do minério. Como a solubilidade do ferro é limitada neste intervalo (pH 4,5 a 7,0), haverá precipitação do hidróxido férrico e à medida que a alcalinidade for sendo consumida (reduzida), o pH irá diminuir. As Equações 1 e 2 mostram as reações predominantes neste estágio:



Estágio 2 - pH 4,5 até pH 2,0

A oxidação abiótica diminui ao final do estágio 1, passando a biótica. Há oxidação bacteriana por ação da *Acidithiobacillus ferrooxidans* (entre outras bactérias) se torna dominante, permitindo que as seguintes reações ocorram em alta velocidade (Equações 3 a 5):

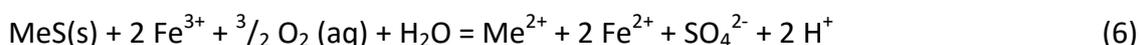


A oxidação da pirita passa predominantemente do mecanismo direto para o mecanismo indireto. Em pH menor do que 3,0, há um aumento na solubilidade de Fe^{+3} , resultando na diminuição da precipitação do hidróxido férrico. Assim, ocorre um aumento na atividade do Fe^{+3} em solução, o que acelera mais o processo de oxidação indireta (Reação 4). O resultado do estágio 2 é a produção de uma água ácida com pH entre 4,5 e 2,5, e com concentração elevada de sulfato, acidez e ferro total. Porém a relação $\text{Fe}^{+3}/\text{Fe}^{+2}$ ainda é baixa.

Estágio 3 – pH inferior a 2,0

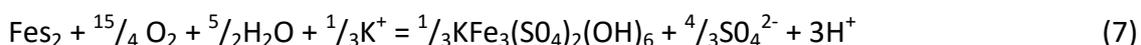
Neste estágio o processo de oxidação ocorre predominantemente pelo mecanismo indireto. A oxidação do Fe^{+2} para Fe^{+3} é totalmente via ação bacteriana. As equações ocorrem conforme as Equações 3 e 4 supra citadas.

O resultado do estágio 3 é a produção de uma água ácida com pH inferior a 2,5 bem como altas concentrações de sulfato, acidez, ferro total e metais dissolvidos e também alta relação $\text{Fe}^{+3}/\text{Fe}^{+2}$. O processo, como um todo, pode ser descrito pela Equação 6. Mecanismos químicos e biológicos, responsáveis pelas reações de oxidação, tornam-se cíclicos. A elevada acidez libera metais de outros minerais, intensificando os impactos ambientais adversos da DAM.



A estimativa da produção líquida de acidez requer a determinação do total de enxofre oxidável e a capacidade de neutralização do sistema. Em solos aluviais recentes, os cristais de pirita são pequenos e o fator limitante é a difusão dos oxidantes (O_2 e Fe^{3+}). Assim, a taxa de produção de acidez pode ser simplificada pela difusão de oxigênio no meio aquoso do solo.

Em condições extremamente ácidas e oxidantes, Eh maior que 400 mV e pH menor que 3,7, formam-se depósitos de um amarelo pálido característico da jarosita $[\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6]$, preenchendo poros e cobrindo as partículas de solo. Neste caso haverá a liberação de 3 moles de acidez para cada mol de pirita oxidado - Equação 7 (DENT, 1986).



Estudos a campo confirmam que quanto mais severa for a acidez do ambiente maior será a abundância na deposição da jarosita em comparação ao óxido de ferro, pois a jarosita é mais estável do que óxidos de ferro amorfos. Com o passar do tempo a jarosita é hidrolisada para goetita, mas tal complexação tarda anos para ocorrer. Quando isto ocorrer haverá liberação de um mol de H^+ adicional aos 3 moles já formados na Equação 7.

A maior parte do ferro mobilizado pela oxidação da pirita permanece no perfil de solo. Quanto ao sulfato, a maior parte é perdida por percolação podendo, em alguns casos,

ser difundida pelo perfil chegando à zona redutora onde retornará à forma sulfetada ou ser retida como jarosita ou gesso.

A retenção do sulfato na forma de gesso ocorre quando a acidez do sulfato é neutralizada por carbonato de cálcio, Equação 8.



Ainda, o ambiente fortemente ácido nos solos oxidados incrementa a intemperização de minerais silicatados. A campo, o valor do pH de horizontes sulfurosos varia normalmente de 3,2 a 3,8. O tamponamento nestas condições extremamente ácidas é atribuído à hidrólise de argilas aluminosilicatadas.

Para Dent (1986), solos ácidos sulfatados são praticamente um caso único. Os problemas são de tal forma severos que podem dominar quase todos os aspectos ligados ao seu uso tais como trabalhos de engenharia (incluindo o tipo de concreto e aço requeridos, projeto de estradas, barragens e sistemas de irrigação), sistemas agrícolas (incluindo a opção pelas culturas, doenças e necessidades de correção e fertilização) e planejamento econômico e social em níveis locais e regionais.

Nestas circunstâncias a gama de culturas que podem ser cultivadas é bastante restrita. Os rendimentos são baixos fruto do estresse fisiológico dos vegetais decorrente da toxidez do alumínio e deficiências nutricionais associadas especialmente a carência de fosfato. Para Daniels (1996), a acidez pode ser corrigida pela adição de calcário, mas solos que contenham reservas de pirita podem requerer mais de 100 toneladas de calcário por hectare, cabendo sua incorporação até a profundidade estimada do sistema radicular das espécies vegetais em cultivo. A menos que o calcário esteja disponível localmente, é inviável aplicar-se mais que 10% desta quantidade. Somando-se às limitações químicas, há ainda limitações físicas.

Solos construídos como resultado da mineração de carvão são um tipo de solo sulfatado, porém, há outros como aqueles decorrentes da drenagem de áreas inundadas em zonas costeiras. Os solos sulfatados devem ser manejados a ponto de minimizar-se o impacto ambiental e, quando possível e desejável, proporcionar condições para crescimento vegetal de espécies econômicas.

2.5. SOLOS CONSTRUÍDOS NA MINERAÇÃO

O solo não é apenas um material inerte que reflete a composição do material de origem, mas forma-se e desenvolve-se como resultado do efeito de fatores ambientais ativos, como clima e vegetação, sobre o material mineral, em um dado tempo (ANJOS et al. 2008). Ainda que o desenvolvimento do solo em áreas mineradas parta de um material de origem já intemperizado (solo de área de empréstimo ou rejeitos), o processo de acúmulo de matéria orgânica e diferenciação de novos horizontes é considerado rápido (THOMAS et al., 2000; DANIELS et al., 2004; HAERING et al. 2004) se comparado ao desenvolvimento de solos "naturais". Ainda assim, a maturidade do solo só é alcançada após os limites estabelecidos para o descomissionamento e fechamento das minas. Há um consenso entre pesquisadores que, em termos gerais, a formação de um centímetro de solo tarda de 100 a 400 anos, partindo-se de material consolidado (SIEBE, 2005). No entanto, Thomas et al. (2000) observou 6 cm de horizonte A em solos construídos de 2 anos e 10 cm em solos de 23 anos enquanto Ivanov et al. (2009) constatou a formação de horizonte A sobre pilhas de rejeito (de 2,7 a 13 cm) em um período de 60 anos. Estes autores lembram que o processo de formação do solo está mais relacionado às práticas adotadas durante a mineração e a recuperação ambiental do que a causas naturais.

No caso da mineração a céu aberto, as boas práticas determinam que o manejo do solo respeite o ordenamento dos horizontes originais durante o fechamento da cava (KAMPF et al., 2006). Já na cobertura de módulos de rejeito, este material há de vir de áreas de empréstimo. Tanto no primeiro como no segundo caso o solo local não será mais formado exclusivamente por meio de processos naturais e terá forte influência antrópica. O solo previamente removido, empilhado e, frequentemente, inadvertidamente misturado a tipos distintos de solo e rochas constituirão os solos construídos (*minesoils*). Solos construídos são formados por materiais e procedimentos determinados pela ação humana (antropogênicos) (PINTO e KAMPF, 2002), sendo elaborados a partir de material disponível *in situ* acrescido de fontes de matéria orgânica como esterco, biossólidos (lodo de ETE) ou outros resíduos ricos em matéria orgânica. Também são adicionados materiais alcalinos, calcário principalmente, e fertilizantes.

De acordo com classificação proposta por EMBRAPA (CURCIO et al., 2004), antropossolos ou solos antropogênicos são compostos por uma camada de diferentes

proporções de materiais orgânicos ou inorgânicos (podendo ser detectada ou não a presença de materiais inertes, e/ou tóxicos e/ou séticos), com menos de 40 cm de espessura, resultante da estruturação induzida, exclusivamente pelo homem, identificada tanto em situação de superfície como de subsuperfície. As diferentes técnicas de manejo e tempos de composição acarretam em grande variação quanto à saturação de cargas elétricas negativas disponíveis, estrutura, textura, cor e atributos decorrentes.

Entende-se, portanto, o "solo construído" como sendo aquele formado em ambientes alterados por atividades humanas, desenvolvido como resultado de distúrbios na superfície dos terrenos em função de atividades de mineração, dragagem de corpos d'água ou construções, cujas propriedades são comumente controladas por influência humana e não por processos naturais como o clima, organismos, relevo, material de origem e tempo (SENCINDEVER e AMMOS, 2000; KAMPF et al., 2000).

Levantamento realizado por Sencindiver e Ammons (2000) mostra que as características predominantes em solos construídos em áreas fortemente impactadas são: i) presença de espaços vazios relacionados à deposição por equipamentos variados, ii) fragmentos grosseiros, iii) bolsões de material diferenciado randomicamente orientados, iv) matizes coloridos não relacionados à drenagem e v) distribuição irregular de carbono oxidado não associado a processos fluviais.

Em um primeiro momento, solos construídos são ausentes da presença de horizontes, mas finas camadas de horizonte A podem formar-se em uma década. Os principais processos pedogenéticos que diferenciam as propriedades e horizontes do solo construído são ciclos de aquecimento-resfriamento, contração-dilatação, lixiviação, oxidação, decomposição de matéria orgânica e incorporação e agregação de partículas do solo em um pedon (SENCINDEVER e AMMONS, 2000). Assim, solos construídos têm perfis A-C ou A-AC-C com epipédons ócricos e em alguns casos apresentam horizontes com diagnóstico mólico, câmbico sulfúrico ou outros.

A presença destes horizontes depende dos métodos de mineração e das propriedades físicas, químicas e mineralógicas do material de origem (McCLOY e SENCINDEVER, 1991). A recuperação de áreas de mineração de carvão a céu aberto, por exemplo, implica na utilização dos solos naturais e materiais litológicos subjacentes às camadas de carvão para a reposição da paisagem e construção dos solos, visando restituir a

qualidade e a capacidade produtiva original dos solos onde deverá ser novamente estabelecida uma vegetação de cobertura (QUIÑONES, 2004).

Ainda que boas práticas de manejo do solo preconizem cuidados com o reordenamento dos perfis quando do fechamento das cavas, apropriado armazenamento do solo de cobertura e cuidados com a matéria orgânica do solo, o resultado prático final está longe de ser ideal. A operação de mineração tende a misturar material de várias partes da coluna geológica, determinando uma mistura do material ao acaso, razão pela qual as propriedades dos solos após a mineração de carvão variam muito (SCHAFER, 1980 e DANIELS, 1996). Conforme observado por Quiñones et al. (2008), ao comparar solos construídos após a mineração de carvão a um solo natural, o processo de construção e os materiais utilizados alteram fortemente as características morfológicas e físicas dos mesmos. A Figura 3 ilustra uma área em recuperação no município de Salinas/MG.

Figura 3 - Solo em processo construtivo (distribuição de solo de área de empréstimo).



Fonte: do autor, 2013

Assim, as propriedades químicas e físicas dos solos construídos pós-mineração de carvão refletem a variabilidade herdada dos materiais geológicos, dos diferentes processos construtivos, da espessura e grau de compactação das camadas, do grau de mistura dos materiais da coluna geológica, do grau de mistura do estéril com o solo e da presença ou ausência de drenagem ácida de mina. A interação desses fatores resulta na complexidade e diversidade dos problemas encontrados na tentativa de recuperação de áreas impactadas (CAMPOS et al., 2010).

Daynes et al. (2010) ressalta que durante a busca por materiais para elaboração de um solo construído, fatores como o uso anterior da área, erosão, contaminação com

espécies invasoras, tempo de armazenagem e mistura de horizontes costumam dificultar a obtenção de bom material em termos qualitativos e quantitativos. Tal situação, conforme Sylvis Environmental (2008), é comum na mineração, o que exige precaução na busca por material e a adição de fontes suplementares, principalmente de matéria orgânica, para dar-se início à ciclagem de nutrientes e assim evitar-se insucessos no momento do plantio.

De forma similar aos solos com teores de enxofre naturalmente altos, solos construídos na mineração de carvão, em presença de pirita, sofrerão processo de sulfurização. Neste processo os minerais sulfetados são oxidados, enquanto outros minerais são intemperizados pelo ácido sulfúrico produzido e novas fases minerais são formadas a partir de processos de dissolução (FANNING e FANNING, 1989; DANIELS, 1996). Tal mecanismo é considerado por McCloy e Sencindiver (1991) como o processo de formação de solo mais importante nos solos construídos desenvolvidos a partir de materiais piritosos.

Inda et al. (2010) encontrou que os atributos químicos nos perfis de solos em áreas reconstituídas após mineração de carvão foram influenciadas pelo processo de sulfurização e pelo tempo de atuação desse processo, sendo esta variável o principal elemento da evolução pedogenética desses solos. Fica claro que a estabilização do processo de oxidação da pirita é crucial para que se possa ocorrer a instalação de nova cobertura vegetal, dada a intolerância da maioria das espécies a solo ácidos.

Um terceiro parâmetro a ser afetado em solos construídos na presença de pirita é a saturação de bases (porcentagem da CTC ocupada por cátions básicos). Também a disponibilidade do fósforo será afetada dada sua adsorção em óxidos de ferro ou alumínio, indisponibilizando-o para a vegetação (DANIELS e ZIPPER, 2010). Além da acidificação do solo e da adsorção do P por óxidos, outros elementos como N, K, Mg e Ca também são alterados, demandando fertilização química ou orgânica (USSIRI e LAL, 2005)

2.5.1. Boas práticas no manejo de solos construídos

A Constituição Federal Brasileira, por meio de seu artigo 225, estabelece ser obrigatório ao explorador dos recursos naturais reparar o ambiente degradado, ficando a cargo do Poder Público exigir Estudo Prévio de Impacto Ambiental (EIA), Licenciamento Ambiental e Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD). Neste contexto, cabe ao minerador manejar o solo durante a operação da mina e mesmo posteriormente de forma a torná-lo apto a sustentar nova cobertura vegetal e atividade microbiológica.

A meta a ser alcançada em qualquer plano de recuperação de um terreno consiste no estabelecimento de um horizonte A, a partir do qual todo o processo de recuperação venha a ser catalisado pela biosfera, podendo assim surgir outros horizontes no solo, retornando-lhe sustentabilidade [...]. Em síntese, o interesse primordial de qualquer estratégia de recuperação é interferir em um ou mais fatores de formação do solo e acelerar sua gênese (TAMANINI, 2004).

No caso específico do tratamento de solos construídos em áreas mineradas, Juwarkar et al. (2004) explicitam que a recuperação é direcionada no sentido de proporcionar estabilidade ao solo em longo prazo, assegurando controle da erosão eólica ou hídrica, redução de lixiviações de nutrientes, diminuição da quantidade de elementos tóxicos potenciais liberados em corpos d'água superficiais ou subsuperficiais e que haja desenvolvimento de vegetação ou ecossistema em harmonia com o ambiente natural do entorno. Ainda, quando do manejo de solos construídos em áreas expostas e/ou influenciadas por materiais piritosos, é necessária a neutralização das reações de acidificação mediante adição de material alcalino, esta é realizada predominantemente por meio da incorporação de calcário ao solo.

Para o Queensland Environmental Protection Agency (2001), a correção da acidez de solos sulfatados deve neutralizar, além da acidez potencial normal do solo ($H+Al$), aquela produzida pela oxidação da pirita mediante aplicação e incorporação de agente neutralizante. Fatores a considerar na escolha do agente neutralizante incluem sua solubilidade (menores solubilidades implicam em menores perdas por lixiviação), pH alcalino, potencial de neutralização, granulometria, relação Ca:Mg do solo, custos, composição e pureza.

Contudo, é comum observarem-se calagens feitas sem critério algum em áreas mineradas (MORAES, 2006) ou desajustadas porque os quantitativos estão “calibrados” para o uso agrícola e não para a mineração. A adição de calcário, fertilizantes e materiais orgânicos ao solo construído deve atender criteriosamente às necessidades das plantas escolhidas para o local.

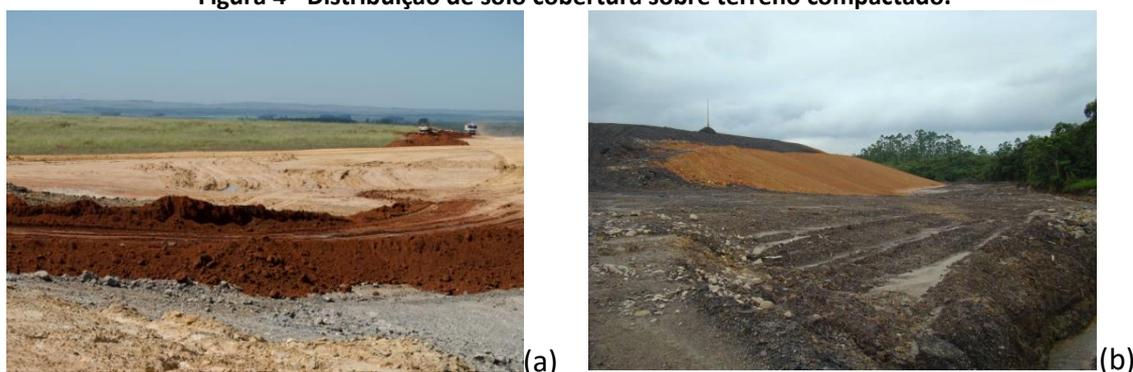
Além da correção de pH, é necessário observar se os elementos essenciais ao desenvolvimento vegetal estão disponíveis. Caso não estejam, devem ser aplicados via fertilização (adubação). Conforme Daniels (1996), a fertilização com N é necessária para dar suporte à primeira vegetação instalada. A fertilização pode ser efetuada por meio da

aplicação de adubos químicos ou mediante plantio de espécies leguminosas capazes de fixá-lo no solo. É importante que o N disponível seja incorporado rapidamente à massa vegetal da vegetação em desenvolvimento, pois caso contrário, poderá ser perdido por lixiviação. Quanto ao P, a presença de óxidos de ferro no solo construído implica em sua indisponibilização para a vegetação. Neste contexto, seu armazenamento na fração orgânica também ganha relevância. Cabe ressaltar que a disponibilidade de N e P, em longo prazo, dependem do desenvolvimento e acúmulo da fração orgânica no solo sendo esta, por sua vez, extremamente dependente da presença de comunidades microbianas. Também, no que diz respeito à vegetação implantada, esta deverá estar apta a suportar as variações químicas impostas pela oxidação da pirita. A disponibilidade das bases Ca, Mg e K deverá ser avaliada e pode ser facilmente corrigida mediante adubação.

A prévia seleção dos materiais a serem utilizados na construção dos solos, bem como a disposição uniforme destes durante o processo de construção, são medidas que devem ser consideradas na reabilitação de áreas após a mineração de carvão a céu aberto ou em módulos de rejeitos. Neste contexto, para Daniels e Zipper (2010), o processo de seleção de materiais para elaboração de um solo construído deve considerar os seguintes parâmetros (nesta ordem): balanço ácido-base (ABA), pH, concentração de sais solúveis, tipo de rocha (material de origem) e espessura disponível. Parâmetros como a concentração de Ca, Mg, K e P devem ser considerados, mas com ressalvas, pois altas concentrações dos mesmos não implicam, necessariamente, em disponibilidade à vegetação; não sendo, portanto, recomendados como critério inicial de seleção.

Não há apenas alterações químicas relacionadas aos solos construídos, mas também físicas (USSIRI e LAL, 2005). Conforme Pinto e Kämpf (2002) e Moraes et al. (2006), o tráfego de equipamentos pesados utilizados no processo de recuperação poderá compactar o solo, elevando a densidade e reduzindo a porosidade. A Figura 4 (a) mostra a disposição de solo de cobertura sobre terreno compactado após trânsito de veículos pesados, em Candiota/RS, enquanto na Figura 4 (b) a compactação é proposital para evitar-se a infiltração de água em módulo de rejeito localizado em Lauro Müller/SC.

Figura 4 - Distribuição de solo cobertura sobre terreno compactado.

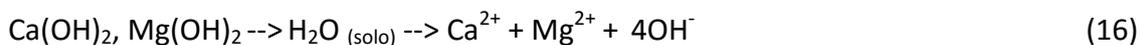
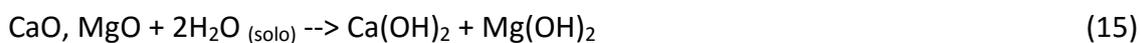
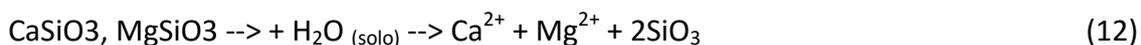
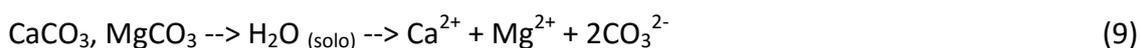


Fonte: do autor, 2013 (a) e 2011 (b)

Com a redução de macroporos e predomínio de microporos, há uma redução da taxa de infiltração de água e um aumento da resistência à penetração de raízes, o que por sua vez inibe o desenvolvimento da vegetação. Isso contribui para a ocorrência de falhas na cobertura do solo, o que implica no aumento do escoamento superficial da água e leva, conseqüentemente, à erosão. Quiñones et al. (2008) ressalta que falhas físicas do solo podem conduzir um projeto de recuperação de áreas degradadas ao insucesso. Daniels (1996) relata que o predomínio de sólidos grosseiros e a compactação são problemas comuns em áreas mineradas da costa leste americana. Ainda, propriedades químicas adversas como excesso de acidez, salinidade e desequilíbrio nutricional limitam o sucesso da recuperação e tendem a ocorrer em pontos localizados.

2.5.2. Aditivos alcalinos

Na correção do pH dos solos (tanto naturais quanto construídos) são utilizados materiais alcalinos. Os corretivos da acidez do solo são produtos que contém bases neutralizantes que podem ser: carbonatos, silicatos, óxidos e hidróxidos. Alguns corretivos, como o calcário calcinado, apresentam mais de uma base neutralizante em seu conteúdo. Além disso, um corretivo de acidez deverá, necessariamente, conter Ca e Mg (OLIVEIRA, 2012). As Equações 9 a 11 mostram a geração de bases (radicais hidroxila - OH^-) a partir de carbonatos, as Equações 12 a 14 a partir de silicatos e as Equações 15 e 16, a partir de óxidos e hidróxidos (ALCARDE, 1992). As hidroxilas (OH^-) liberadas pelas referidas reações reagem com prótons livres (H^+) na solução do solo formando moléculas de água (Equação 17).



O efeito positivo da correção do pH do solo sobre o crescimento vegetal (cuja faixa ideal de pH encontra-se entre 5,5 e 7,0) dá-se pela redução do efeito tóxico do alumínio e manganês, aumento de cálcio e magnésio e disponibilização de fósforo e molibdênio. Também há aumento na CTC efetiva, o que contribui para a fixação de cátions básicos como o K^+ (TRUTER, 2002).

Os corretivos mais utilizados provêm de rochas calcárias moídas, compostas principalmente por misturas dos minerais calcita, dolomita e magnesita, os quais são constituídos por carbonatos de cálcio e magnésio (QUAGGIO, 2000).

Outra linha de produtos alcalinos, passíveis de uso em solos, são os derivados da produção de celulose e papel. Por exemplo, Almeida et al. (2008), com base em avaliações laboratoriais, e Teixeira (2003), em Latossolo Vermelho distrófico, concluíram que subprodutos derivados da produção de papel podem ser utilizados como corretivos da acidez para solos ácidos sem ocasionar efeitos negativos nas propriedades físicas e químicas. Nesta mesma linha de investigação, Medeiros et al. (2009) estudaram a aplicação em solo do resíduo alcalino da indústria de papel e celulose (*Dregs*). A composição química deste resíduo levou a melhorias em atributos químicos, principalmente na camada superficial, repercutindo em aumento na produtividade de grãos de trigo. Houve um aumento da relação molar entre Ca e Mg, mas também no aumento do teor de Na, ainda que este último

tenha ficado abaixo do nível crítico. Verificaram, também, mudanças nos atributos físicos do solo na camada superficial, como a redução do grau de flocculação em função, justamente, do acúmulo de sódio.

Há ainda os resíduos da indústria de siderurgia, dentre os quais se incluem as escórias de alto forno ou de aciaria (PRADO e FERNANDES, 2000; NAME e SHERIDAN, 2014). Prado et al. (2002) comentam que a maioria das pesquisas mostra resultados similares entre a escória e o calcário por apresentarem em sua matriz agentes neutralizantes como o SiO_3^{2-} e óxidos de Ca e Mg.

As escórias vêm sendo utilizadas na agricultura como corretivo de acidez desde 1920 (NATIONAL SLAG ASSOCIATION, 1985; ALI e SHAHRAM, 2007) podendo ser aplicadas, inclusive, em sistemas de plantio direto (SPD) como observado em Latossolo Vermelho distrófico, no trabalho de Correa et al. (2007). Neste estudo, a maior solubilidade da escória repercutiu, inclusive, no avanço da frente de alcalinização dos usuais 20 para 40 cm com apenas três meses de reação. Prado et al. (2002) observou que o uso de escória de aciaria foi capaz de aumentar o pH do solo, porém em menor medida quando comparada a calcário dolomítico ou magnesiano na cultura do alface. Já para milho e cana-de-açúcar, este autor comenta resultados semelhantes, fato ligado, provavelmente, ao maior tempo para ação da escória em culturas de ciclo longo. É fácil perceber que o maior tempo de dissolução da escória observado por Prado et al. (2002) contradiz a rapidez observada por Correa et al. (2007). Desta forma, os resultados mostram-se bastante específicos às condições locais e à cultura em questão.

Assim, dado o poder alcalinizante da escória, esta vem sendo aplicada em áreas degradadas pela mineração de carvão. Tarmac (2007) comparou o crescimento vegetal e pH de solo com e sem aplicação de escória em área degradadas por estéreis de carvão, obtendo resultados satisfatórios, após 212 dias de monitoramento. Vale lembrar que as escórias são diferentes entre si, variando em composição, qualidade e granulometria de acordo com o processo industrial que lhes deu origem, sendo recomendadas como corretivo para solos expostos a drenagem ácida de mina - DAM (ZIEMKIEWICZ e SKOUSEN, 1998).

Outro detalhe importante da escória é o abastecimento do sistema solo-planta com micronutrientes (NATIONAL SLAG ASSOCIATION, 1985), o que pode ser benéfico ou maléfico conforme as concentrações existentes. Por exemplo, enquanto vários autores citados pela referida associação afirmam ser vantajosa a utilização de escória, Prado et al. (2002)

concluiu não ser possível utilizá-la no cultivo de alface pelo alto teor de Mn observado na parte aérea da planta.

O aproveitamento agrícola de resíduos industriais, como a escória de siderurgia, é parco no Brasil, apesar da grande quantidade disponível, aproximadamente 3 milhões de toneladas anuais (PRADO e FERNANDES, 2000). Diferentes opções (calcário, gesso, escórias, subprodutos da combustão de carvão, etc) também podem ser combinadas de diferentes maneiras para proporcionar uma gama de soluções possíveis à acidez do solo (TRUTER e RETHMAN, 2002). Cabe ressaltar que o gesso não é um corretivo de solo, ainda que tenha sido citado como tal por Truter e Rethman (2002). O gesso é responsável somente por suprir cálcio e íons sulfato ao mesmo. O cálcio "abundante" deslocará o alumínio para a solução do solo, o qual formará um par iônico com o sulfato, de forma que ambos serão lixiviados para maiores profundidades, melhorando o ambiente radicular em superfície (RAMOS et al, 2006).

Outro resíduo alcalinizante é a cinza de casca de arroz (casca de arroz carbonizada). Além de ter efeito expressivo como corretivo de acidez, melhora o solo sob o ponto de vista físico, eleva os teores de Mg, K, Na e P (ISLABÃO, 2013) e serve como fonte de silício para as culturas (LIMA et al., 2012). Sua aplicação no solo representa uma alternativa para evitar que esse resíduo volte para a natureza na forma de passivo ambiental.

2.5.3. Aditivos orgânicos, bio sólidos

Em uma definição bastante ampla, "bio sólido se refere ao lodo de estação de tratamento de esgoto que foi adequadamente tratado por meio de processos de estabilização para reduzir a densidade de patógenos e a atração de vetores de acordo com critérios legais" (SILVIS ENVIRONMENTAL, 2008). Outra definição é "bio sólidos são produtos orgânicos gerados nos processos de tratamento de esgotos primário e secundário que podem ser reutilizados de modo benéfico, após tratamento adequado" (MIKI et al., 2001).

O tratamento e o manejo de lodo de esgoto e as formas de disposição final de bio sólidos estão definidos no USA-EPA por meio da norma "*Title 40 of the Code of Federal Regulations (CFR), Part 503*" a qual se vale do princípio da precaução para evitar a contaminação do meio ambiente e danos à saúde humana. Esta norma serviu de base para a Resolução CONAMA 375/2006 seguida da CONAMA 380/2006, que tratam da disposição de lodo de esgoto no solo no Brasil.

Correa et al. (2007) enfatizam que esta norma “enumera os possíveis usos de biossólidos após serem tratados por meio de Processos para Significativamente Reduzir Patógenos – PSRP (compostagem, secagem a calor, caleação, radiação solar e outros) com base na concentração de organismos patogênicos remanescentes após o tratamento”. Ainda, Correa et al. (2012) mostra o quanto cada PSRP interfere nas características dos biossólidos em termos de N e P e nas características do solo a receber o material. Também, características do esgoto e o próprio processo de tratamento produzem resultados diferentes em termos da qualidade final do biossólido (JENNESS, 2001; SILVIS ENVIRONMENTAL, 2008). Ou seja, a produção de biossólido é específica para cada situação e dentro deste contexto deve ser abordada.

Van Ham et al. (2007a) mostram que biossólidos podem ser utilizados na recuperação de áreas impactadas, para incremento da estabilidade de taludes, estabelecimento de áreas de recreação e paisagismo, desde que suas características físicas e químicas assim o permitam. Compostos adequadamente produzidos a partir de biossólidos, quando misturados a matérias primas inorgânicas, devem parecer, ter textura, cheirar e se comportar como um solo.

Para Tsutiya (2001), as principais características químicas de um lodo de esgoto é a concentração de metais, nutrientes e compostos orgânicos. Para este autor a presença de metais no biossólido advém da presença significativa de esgoto industrial nas estações de tratamento de efluentes domésticos. A decomposição do material orgânico adicionado ao solo, a mineralização do nitrogênio e a nitrificação podem ser inibidos em locais contaminados com metais pesados.

As taxas de aplicação agronômicas são determinadas com base na concentração de nutrientes do solo e nas exigências nutricionais da vegetação (VAN HAM et al., 2007b). Cogger et al. (2000) afirma que cada área terá uma taxa de aplicação própria, não havendo, portanto, padronização. Ainda assim, a resolução CONAMA 375/2006 determina que a taxa de aplicação em kg ha^{-1} de N somada à sua disponibilidade no solo não deverá superar a demanda da vegetação para este elemento. Documento de Sylvis Environmental (2008) explica que a ideia por trás de tal conceito é evitar que haja lixiviação com carregamento de íons nitrato (NO_3^-) para o lençol freático. Tamanini (2004) ressalta que, quando o biossólido é aplicado em taxas suficientes para suprir as necessidades de N, normalmente as necessidades de micronutrientes das plantas também são atendidas.

Pesquisa de Boeira (2006) explica que “em solos com pH próximo à neutralidade a solubilidade de elementos químicos tóxicos às plantas (Al ou Mn, por exemplo) e aos animais é baixa e ocorrem condições biológicas favoráveis à decomposição do lodo de esgoto, o que resulta na liberação de nutrientes e na transformação do lodo em húmus, ao qual estão associadas várias melhorias nas propriedades físico-químicas dos solos. Por estas razões, a acidez deve ser monitorada com o objetivo de verificar quando é necessária a calagem em solos onde se aplica lodo de esgoto”.

Para Daniels (2010), considerando-se que o reservatório de N no solo é a matéria orgânica (na forma de aminoácidos), a adição de fontes alternativas de matéria orgânica pode aumentar consideravelmente os valores totais de N e sua disponibilidade ao longo do tempo. Desta maneira, numerosos estudos têm demonstrado que biossólidos são eficientes condicionadores de solos construídos e de áreas degradadas uma vez que são uma fonte de N orgânico e mineral e podem suprir as altas exigências iniciais deste elemento. Legislação canadense de British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection (2002) denominada “*Organic Matter Recycling Regulation*” estipula que biossólidos devem ser feitos a partir de materiais autorizados, ter concentração de N (TKN) inferior a 0,6% m/m, relação C:N maior que 15:1 e a matéria orgânica não deve exceder os 15% (peso seco). Caso a relação seja menor, autores como Van Ham (2007a) recomendam a adição de fontes ricas em C em sua composição para equilibrá-la. Jenness (2001) enfatiza que o correto balanço C:N impedirá a indisponibilização de nitrogênio no solo caso haja carência de nitrogênio ou a contaminação do freático (lixiviação de nitrato) se houver excesso. Esse cuidado é importante uma vez que as taxas de aplicação de biossólidos para áreas em recuperação podem superar as taxas de aplicação para práticas agrícolas usuais.

Em termos gerais, a taxa de aplicação de biossólidos pode ser feita considerando-se ajustes de pH (quando o biossólido for alcalino), concentração de substâncias inorgânicas no biossólido e no solo ou em função da recomendação de nitrogênio para a cultura em questão (CONAMA 375/2006). Outros aspectos devem ser controlados como a necessidade de afastamento de animais e humanos (aplicável para o caso de biossólidos Classe B, nos quais baixos níveis de patógenos são permitidos) e a época de aplicação (excesso de N pode levar à inibição da germinação). Caso se pretenda predomínio de espécies fixadoras de N, não se deve optar por altas cargas deste elemento, pois haverá forte crescimento de espécies não-fixadoras aliado ao comprometimento das taxas de inoculação que resultará

em baixa fixação biológica de nitrogênio. Taxas de aplicação acima das necessidades agrônômicas exigem a elaboração de plano de monitoramento.

Sendo assim, Jenness (2001) coloca que a combinação de biossólidos com resíduos de cal pode resultar em um tratamento de solo excelente para o tratamento de rejeitos ácidos; muito embora, posteriormente, o pH poderá declinar por força da oxidação de minerais sulfetados. Este autor explicita que há que se dar preferência à utilização de materiais alcalino-terrosos e não a alcalinos, pois estes últimos reagem com os biossólidos criando altas concentrações de sais de Na e K prejudiciais ao meio ambiente.

Conforme Ayaga et al. (2006), citado por Novais (2007), sistemas que favorecem a manutenção de maior proporção de P na biomassa, como os que têm a aplicação conjunta de fertilizantes fosfatados solúveis e adubos orgânicos, parecem ser uma alternativa para a manutenção do P disponível para as plantas. Esse procedimento favorece particularmente solos com alta Capacidade Máxima de Adsorção de P, impedindo que este elemento seja adsorvido em óxidos de ferro e alumínio tornando-o menos lábil.

“Com a adoção de práticas agrícolas que priorizem o aporte orgânico, tal como o plantio direto e agroflorestal, espera-se que nos primeiros anos, quando as taxas de acúmulo de matéria orgânica do solo são altas, a matéria orgânica funcione imobilizando e competindo pelos nutrientes. Nos anos seguintes, quando os incrementos nos teores de matéria orgânica do solo são muito pequenos ou inexistentes, espera-se que o sistema orgânico acarrete em equilíbrio entre os processos de imobilização e mineralização” (SILVA e MENDONÇA, 2007).

O aumento no pH (para biossólidos tratados com alcalinizantes) e o acúmulo de matéria orgânica em solos de mineração são questões importantes. Juwarkar e Jambhulkar (2008) testaram a aplicação de lodo de ETE (50 t ha^{-1}), somado ao uso de melhoradores de solo (bactérias *Rizobium* e *Azobacter* e fungos micorrízicos arbusculares) e espécies vegetais tolerantes diretamente em material estéril. Os resultados mostram significativa redução na toxicidade de cromo (- 41%), zinco (- 43%), cobre (- 37%), ferro (- 37%), manganês (- 34%), chumbo (- 39%), níquel (- 37%) e cádmio (- 40%). Tal resultado é fruto da combinação do efeito da indisponibilização de metais na matéria orgânica (captura), somado a sua menor solubilidade (precipitação), em valores de pH mais próximos à neutralidade, o que impede sua absorção pela vegetação. Os autores ressaltam, ainda, que o uso de lodo de ETE leva à

restauração da população microbiana no solo, o que não é menos importante que a restauração física e/ou química do mesmo.

No que diz respeito a melhorias físicas do solo, Liu e Lal (2014) obtiveram aumento no tamanho médio de agregados em solos construídos com bio sólidos partir de rejeito de carvão. Ivanov et al. (2009) observou aumento no tamanho de agregados (em média 3 mm), nas mesmas condições, correlacionado a aumento no teor de matéria orgânica. O teor de matéria orgânica é o elemento-chave para os resultados encontrados em termos de agregação de solos construídos sobre rejeitos e estéreis de carvão (WICK et al., 2010; WICK et al., 2013). Os resultados podem ser ainda mais expressivos caso fungos micorrízicos sejam incorporados na mistura solo-matéria orgânica. A agregação no solo surge como consequência do efeito combinado de raízes finas, hifas e fungos micorrízicos e mucilagens microbianas que interagem com as propriedades físicas e químicas (DAYNES et al, 2010).

Dito isto, a adição do bio sólido apresenta uma série de características que favorecem a recuperação e o reaparecimento da vegetação, verificando-se respostas maiores em solos com problemas de estrutura e fertilidade. Porém cuidados devem ser observados. O bio sólido pode contribuir para a degradação dos solos e provocar desequilíbrios físico-químicos (lixiviação excessiva do nitrato ou carga excessiva de metais no solo), biológicos (alterações na comunidade microbiana do solo) e nutricionais (excesso de nitrogênio) caso sejam aplicados em excesso (TSUTIYA, 2001). Atualmente, as taxas de aplicação para a recuperação de solos variam de 7 a 450 toneladas secas por hectare, sendo que a taxa de aplicação típica é de 112 toneladas (peso seco) por hectare. Normalmente, o bio sólido é aplicado e incorporado ao solo em uma única vez previamente à semeadura (TAMANINI, 2004).

2.6. SOLOS NA MINERAÇÃO

A remoção, o armazenamento e a redistribuição dos solos na mineração causam impactos significativos sobre os mesmos como já comentado anteriormente. Considerando-se que as práticas e técnicas de recuperação são distintas, bem como o entendimento entre autores, a nomenclatura para solos recuperados também varia. No Brasil convencionou-se chamá-los de solos construídos (PINTO e KÄMPF, 2002), mas internacionalmente denominam-nos de solos de mina/*mine soils* (SENCINDIVER e AMMONS, 2000), solos

artificiais/*artificial soils* (REINOLDS et al., 1999; COX e WHELAN, 2000; HARALDSEN e PEDERSEN, 2003; WALTON e JARVIS, 2011), solos manufacturados/*manufactured soils* (LEE et al., 2007; DARMODY et al, 2009; WATKINSON, 2014), antropossolos ou solos antrópicos (CURCIO et al., 2004), tecnossolos/*technosoils* (IUSS Working Group WRB, 2006) e ainda solos fabricados/*fabricated soil* (KEFELI et al., 2008; KALEVITCH et al., 2008).

Certamente, há sobreposição de conceitos e uma gama de denominações para situações bastante similares. Mas, de maneira geral, todos eles dizem respeito a solos jovens, compostos por fragmentos de rochas, cujo processo de formação é controlado pela ação humana e características do material disponível (VAN HAM et al., 2007a; PARADELO e BARRAL, 2013).

Para Kefeli et al. (2008), chama-se de “solo fabricado” ou “solo manufacturado” aquele elaborado a partir da mistura de substratos balanceada com quantidades específicas de carbono, nitrogênio, potássio e elementos minerais capazes de suportar crescimento vegetal”. Assim, solo fabricado é aquele produzido a partir da mistura de ingredientes cujas proporções serão determinadas a partir do padrão de qualidade a ser exigido do solo (uso futuro). Estudos preliminares têm investigado o uso de solos artificiais em ambiente urbano (jardinagem por exemplo) ou para uso agrícola, mas apenas alguns foram realizados no que diz respeito à recuperação de áreas degradadas (WATKINSON, 2014).

Os processos naturais de formação de solos partem de ação biológica sobre o material de origem. O processo é influenciado pelo clima e relevo locais, agindo ao longo do tempo e conferindo ao solo características químicas e físicas próprias. Há, portanto, fluxos de matéria e energia. Mas, ainda que esta seja a sequência para a formação de solos, solos construídos ou em recuperação operam no sentido inverso. Siqueira et al. (2008) comentam que primeiro se corrigem os atributos físicos e químicos para, em seguida, recuperar os atributos biológicos, cujo tempo para estabilização dos mesmos pode variar de poucos anos a várias décadas dependendo do grau de degradação e do esforço nas ações de recuperação. A degradação, portanto, não é um processo irreversível, mas a recuperação de um solo degradado, onde houve perda importante de suas funções, é lenta, incerta e geralmente onerosa (NORTCLIFF, 2002).

A mistura de "ingredientes" deve considerar características físicas, químicas e biológicas dos materiais que darão origem ao solo e o comportamento futuro esperado. Sua exposição às condições de superfície e a intemperização acelerada decorrente desta

exposição pode desenvolver solos com propriedades bastante distintas daquelas do material que lhes deu origem (LIU e LAL, 2014).

Darmody (2009) comenta o quanto um projeto de recuperação deverá otimizar, concomitantemente, o crescimento vegetal com a estabilidade física do solo, incluindo-se taludes e bancadas, o que pode ser, inclusive, antagônico. Para este autor a água disponível (característica física do solo) é o ponto chave para a sobrevivência da vegetação tão logo aspectos químicos limitantes como a acidez do substrato, tenham sido resolvidos. Good (s/d) reporta alterações no tamanho de partículas (granulometria) com o passar dos anos em solos construídos a partir de rejeitos grosseiros de pedreiras que mineravam material sedimentar. O mesmo comportamento não foi observado em locais que mineraram material ígneo.

No que diz respeito às características químicas, solos fabricados devem fornecer quantidades balanceadas de nutrientes à vegetação ao longo de anos. Não podem prejudicar o crescimento vegetal em decorrência de acidez, elevada concentração de sais solúveis ou elementos fitotóxicos e tampouco poderão produzir plantas que contenham elementos tóxicos capazes de ingressar na cadeia alimentar (ex. Se, B e As) (DARMODY et al., 2009; GOOD, s/d).

Neste contexto, Van Ham e Teshima (2005) e Tordoff et al. (2000) mostram que a utilização de resíduos aparece como possibilidade para compor solos fabricados, especialmente em atividades de recuperação ambiental. Estes autores explicitam que resíduos orgânicos podem melhorar aspectos físicos (porosidade, densidade e agregação), favorecendo o crescimento radicular. Também podem melhorar aspectos químicos relacionados à fertilização, redução da lixiviação de nutrientes, redução das perdas de água e amenização de efeitos fitotóxicos por parte de contaminantes. São exemplos o lodo de estações de tratamento de efluentes domésticos (biossólidos), já comentado anteriormente, lodo da indústria papeleira, esterco animal, entre outros.

No que diz respeito à matriz inorgânica do solo fabricado, Kalevitch et al. (2008) explicita que a mesma pode vir a ser composta por aluminossilicatos da fração argilosa. Outros autores mostram que a fração mineral pode ser formada a partir de rejeitos do beneficiamento de minérios (ROM) combinados a compostos orgânicos (DARMODY et al., 2009; WATKINSON, 2014), escórias, lodos industriais ou cinzas volantes (GOOD, s/d). Outros

exemplos defendem a mistura (*soil mix*) de cinzas volantes e bio sólidos a solos siltosos (WONG e SU, 1997) ou a óxidos de cálcio (REINOLDS et al., 1999).

A gama de resultados obtidos é tão variada quanto podem ser variadas as composições que lhes deram origem. Assim, são necessários estudos caso a caso considerando, ainda, variáveis econômicas ou ambientais. Cox e Whelan (2000), por exemplo, acompanharam na Austrália parâmetros de qualidade edáfica e ambiental ao longo de 11 anos, em solo artificial produzido a partir da mistura de rejeitos de beneficiamento de carvão, escória e lodo de esgoto (na proporção de 2:1:1) a ser utilizado em áreas industriais, pilhas de rejeito e áreas mineradas carentes de solo com vistas à sua recuperação ambiental. Os resultados obtidos indicam que há potencial para ciclagem de nutrientes neste solo com níveis adequados de nutrientes, como também taxa ativa de decomposição bacteriana.

O uso de materiais alternativos na "fabricação" de solos evita a retirada de solo de áreas de "empréstimo" e dá destino apropriado a materiais que de outra maneira exigiriam disposição específica (bio sólidos, cinzas volantes, sedimento dragado, etc.), implicando em uma solução única para dois problemas (US-EPA, 2007; GOOD, s/d).

Dentro deste contexto foi desenvolvida a parte experimental deste trabalho, de forma a elaborar-se um solo a partir de rejeitos de carvão mineral e resíduos (cinza de casca de arroz, escórias de aciaria e lodo de ETE). Empregaram-se, para tal, práticas de processamento mineral, agrícolas e ambientais as quais serão descritas a seguir.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

Para o pleno desenvolvimento do potencial genético das plantas, as condições ambientais disponíveis (aspectos físicos, químicos e biológicos) deverão mostrar-se favoráveis e ausentes de aspectos limitantes. Do ponto de vista da utilização do rejeito de carvão como substrato vegetal três aspectos limitantes ganham relevância: presença de material piritoso, ausência de nutrientes e falta de estrutura física.

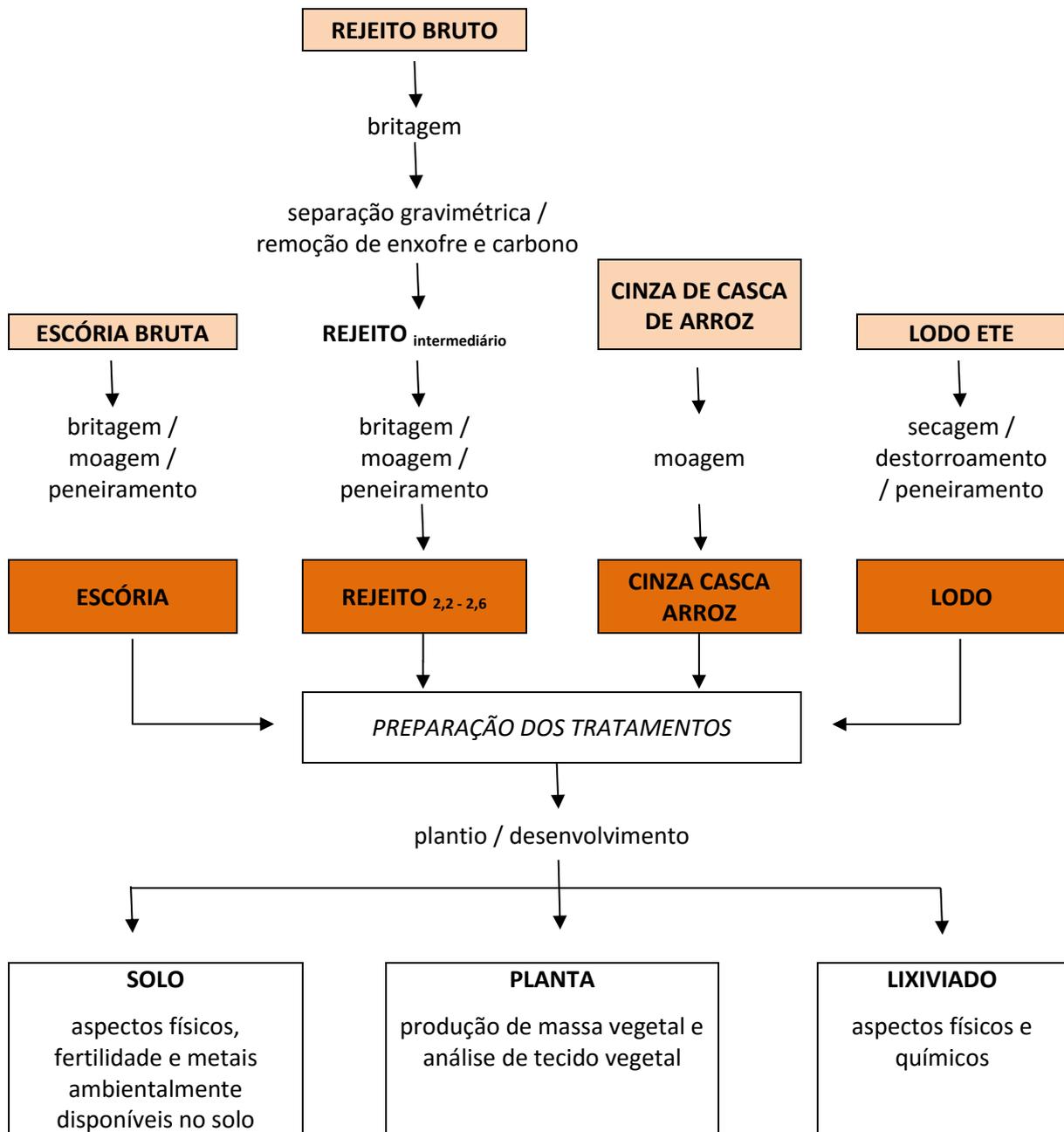
Assim, na tentativa de se transformar o rejeito de carvão em substrato para o desenvolvimento vegetal, retirou-se do mesmo a fração com maior concentração de carvão mineral e outra com maior concentração de pirita. O material restante (fração intermediária) foi britado e moído dando origem ao aqui denominado Rejeito_{2,2-2,6}, o qual foi testado como componente majoritário em substrato vegetal (solo fabricado).

Mais especificamente, a remoção do material piritoso do rejeito de carvão ocorreu por meio de dessulfurização gravimétrica (metodologia descrita na página 61). Ainda que o processo seja cuidadoso, não é 100% eficiente e, portanto, resta pirita no rejeito. Faz-se necessário, então, a adição de alcalinizantes para que o pH do substrato seja compatível com valores necessários ao crescimento vegetal. Neste estudo três fontes de alcalinidade foram incorporadas separadamente a rejeito de carvão dessulfurizado: CaCO_3 (controle), escória aço especial - ESC_{AE} e escória aço carbono - ESC_{AC}.

No que diz respeito à ausência de nutrientes, esta pode ser sanada mediante a adição de fertilizantes químicos, de matéria orgânica ou ambos combinados. Neste estudo optou-se pela adição única de matéria orgânica, no caso lodo de estação de tratamento de esgoto (ETE). O lodo de ETE disponibiliza não só nutrientes, mas também atua na estrutura física do substrato.

A Figura 5 mostra um fluxograma com as etapas do trabalho, partindo-se dos materiais brutos, elaboração do solo, planejamento experimental, crescimento vegetal bem como análises de solo e tecido vegetal. Ao final, apresenta-se o método empregada na abordagem estatística dos dados.

Figura 5 - Fluxograma das etapas de preparação dos materiais e análises desenvolvidas ao longo da pesquisa.



3.1. SELEÇÃO DE MATERIAIS

Os materiais considerados neste estudo foram:

a) substrato principal e foco do trabalho.

- rejeito de beneficiamento de carvão proveniente de planta de beneficiamento (Jigue).

b) fonte de alcalinidade

- escória de aciaria proveniente da produção de aço ao carbono;
 - escória de aciaria proveniente da produção de aços especiais;
 - calcário (controle para escória).
- c) fonte de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica
- lodo de estação de tratamento de esgoto doméstico.
- d) melhorador físico
- cinza de casca de arroz.
- e) solo controle
- solo de área de empréstimo.
- f) sementes
- sementes de gramínea forrageira (Aveia Preta – *Avena strigosa*).

Foram realizadas amostragens para obtenção de amostras representativas de todos os materiais conforme ABNT NBR 10007 (ABNT, 2004a).

O rejeito de beneficiamento de carvão foi obtido de uma companhia mineradora de Santa Catarina. O material foi coletado diretamente do circuito de grossos da planta de beneficiamento de carvão ROM (Jigue). Esta planta processa carvão da Camada Barro Branco, no Município de Forquilha, e produz três tipos distintos de rejeito nominados R1, R2 e R3.

Amostras de R1, R2 e R3 (127, 130 e 128 kg, respectivamente) foram enviadas pela companhia mineradora, em bombonas lacradas, e chegaram ao LTM em outubro/2013 (Figura 6).

Figura 6 - Rejeito de carvão recebido da companhia mineradora - SC.



Fonte: do autor, 2013

O carbonato de cálcio - CaCO_3 (material alcalino) foi adquirido diretamente no comércio varejista em Porto Alegre/RS. O teor de óxido de magnésio acima de 12% classificou-o como sendo calcário dolomítico.

A escória de aciaria (material alcalino) foi disponibilizada por indústrias siderúrgicas da região sul do Brasil. Optou-se por trabalhar com dois materiais distintos: escória resultante da produção de aços especiais (por exemplo, aço inox), obtida em planta siderúrgica localizada na cidade de Charqueadas/RS; e uma segunda escória obtida em planta siderúrgica localizada na cidade de Sapucaia/RS, na qual se produz aço comum (aço carbono). A Figura 7 mostra o local de coleta da escória em Sapucaia/RS.

Figura 7 - Escória armazenada após produção de aço carbono.



Fonte: do autor, 2013

O lodo de esgoto (fonte de nutrientes e matéria orgânica) foi recolhido diretamente na Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) na cidade de Criciúma/SC. Na referida ETE, opera-se por meio de um reator trifásico UASB. Uma vez retirado o lodo do reator, este é adensado para descarte por meio da aplicação de polímeros seguido de centrifugação. Após, segue para um aterro sanitário em caçambas apropriadas para o recolhimento de resíduo (Figura 8).

Figura 8 - Coleta de lodo em ETE após processo UASB e desidratação em centrífuga.



Fonte: do autor, 2013

Cinza de casca de arroz foi obtida na Cooperativa Arrozeira Palmares (Figura 9) localizada no município de Palmares, Rio Grande do Sul. A cinza de casca de arroz resulta da queima parcial da casca do arroz durante o processo de secagem do grão.

Figura 9 - Cinza de casca de arroz obtida em arrozeira de Palmares/RS.



Fonte: do autor, 2013

Amostras de solo foram coletadas, em setembro 2013, em área de empréstimo da própria companhia mineradora de carvão, localizada no município de Lauro Müller, Santa Catarina (Figura 10). O destino deste material é, justamente, sua utilização como material de cobertura de áreas degradadas. Obtiveram-se amostras de solo dos horizontes “B” e “C” para o experimento propriamente dito, pois este é o material majoritariamente utilizado para recuperação de áreas degradadas por mineração de carvão. Também foram coletadas amostras de todo o perfil com vistas a sua caracterização pedológica.

Figura 10 - Coleta de solo do horizonte "C".



Fonte: do autor, 2013

Por último, sementes de Aveia Preta (*Avena strigosa*) cultivar EMBRAPA 29 - Garoa (Figura 11) foram adquiridas no mercado varejista de Porto Alegre/RS. Optou-se pela Aveia Preta por pertencer à família das Poaceas (gramíneas), ser rústica, ter boa produção de massa verde e rápido desenvolvimento. Ainda, esta planta cresce em baixas temperaturas, apresenta tolerância ao alumínio e baixa incidência de pragas e doenças.

Figura 11 - Sementes de Aveia Preta (*Avena strigosa*)



Fonte: do autor, 2013

3.2. PREPARAÇÃO DOS MATERIAIS

3.2.1. Rejeito de carvão

Primeiramente, cada tipo de rejeito recebido (R1, R2 e R3) foi quarteadado (Figura 12) de acordo com a ABNT NBR 10.007 (ABNT, 2004) para obtenção de subamostras representativas para trabalhos subsequentes.

Figura 12 - Etapa do quarteamento do rejeito de carvão.



Fonte: do autor, 2013

Com base em dados fornecidos pela empresa mineradora, as proporções médias de rejeito R1, R2 e R3, produzido por dia, correspondem a 48,6%, 41,14% e 10,77%, respectivamente. Assim, misturaram-se 51,03 kg de R1, 43,20 kg de R2 e 10,77 kg de R3 somando um total de 105 kg de rejeito no padrão de rejeitos grossos produzidos na empresa.

Os 105 kg de rejeito foram, então, submetidos a britagem em britador de mandíbula (abertura na posição fechada de 3 cm, "afogado"). Essa etapa objetivou aumentar a liberação de pirita e de carvão e com isso melhorar a eficiência na etapa posterior que é a de separação em meio denso.

A separação em meio-denso foi realizada com a mistura dos líquidos orgânicos bromofórmio e percloroetileno (CETEM, 2004). Duas densidades relativas foram preparadas: 2,2 e 2,6 para separação (ou corte) do rejeito em três frações. As densidades de corte foram baseadas em simulações obtidas a partir das curvas de lavabilidade do rejeito de carvão previamente realizadas por Amaral Filho (2009).

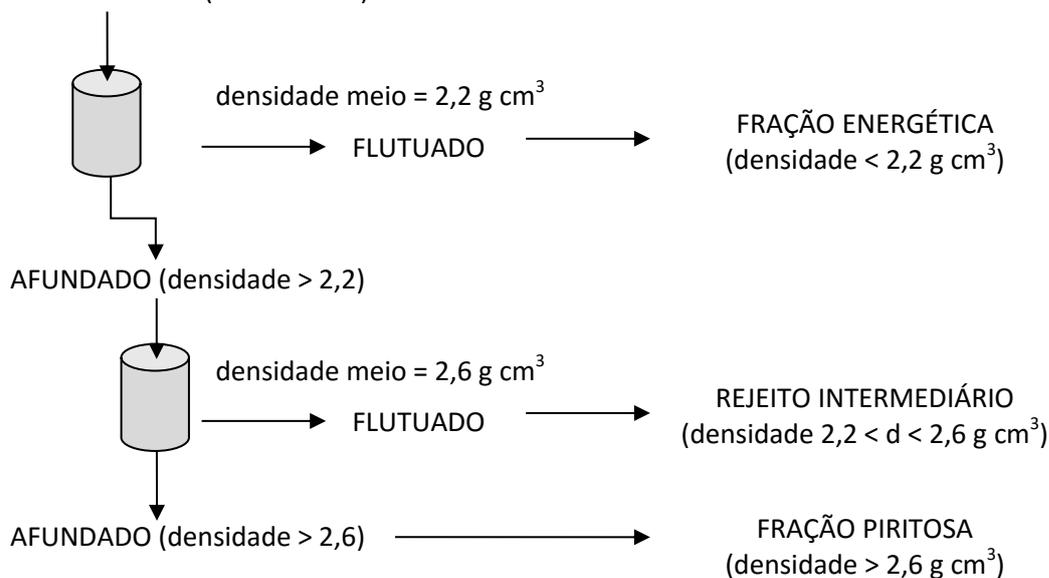
Assim, o rejeito ficou dividido em três frações (Figura 13): fração com densidade relativa inferior a 2,2 (fração energética – Rejeito_{<2,2}), fração com densidade entre 2,2 e 2,6 (denominada rejeito intermediário – Rejeito_{2,2-2,6}) e fração com densidade relativa superior a 2,6 (fração piritosa – Rejeito_{>2,6}). A retirada da fração piritosa corresponde a um processo denominado dessulfurização, uma vez que grande parte do enxofre é removido da amostra.

Figura 13 - Imagens da fração energética, intermediária e piritosa do rejeito de carvão.



A Figura 14 ajuda a entender o tratamento ao qual o rejeito bruto foi submetido para obtenção do rejeito intermediário. As frações com densidade inferior a $2,2 \text{ g cm}^3$ (energética) e superior a $2,6 \text{ g cm}^3$ (piritosa) foram pesadas e analisadas para fins de elaboração do balanço de massa, porém não foram empregadas no presente estudo para fins de crescimento vegetal.

Figura 14 - Fluxograma para obtenção da fração energética, intermediária e piritosa a partir do rejeito bruto.



Após a separação, as três frações permaneceram na capela, sob fluxo de ar forçado por período mínimo de dois dias, para evaporação dos líquidos orgânicos. A fração intermediária recebeu tratamento extra, que consistiu em lavagem e exposição ao sol e à chuva por período mínimo de 10 dias, com o intuito de assegurar maior evaporação dos líquidos orgânicos.

Os resultados de caracterização elementar de cada fração (C, H, N e S) estão indicados no item Apêndice.

O rejeito intermediário ($2,2 < d < 2,6$) foi então novamente cominuído em britador de mandíbula, com abertura na posição fechada de 2 cm, e depois em britador de rolo com abertura definida em 5 mm. Por último, o material foi transferido para moinho de bolas (modelo SL – 34/E fabricado pela Solab) até atingir granulometria inferior a 1,68 mm (12 Mesh). Todas as operações de britagem e moagem foram realizadas com o material seco. Após a moagem, obteve-se o Rejeito_{2,2-2,6} que corresponde ao rejeito de carvão empregado como substrato básico neste estudo, Figura 15.

Figura 15 - Rejeito_{2,2-2,6} pronto para utilização.



Fonte: do autor, 2013

3.2.2. Escórias de aciaria

As escórias de aço carbono e aços especiais foram quarteadas, separadamente, para obtenção de amostra representativa. Foram então cominuídas em britador de rolo, com abertura de 5 mm, seguido de moagem em moinho de bolas (modelo SL – 34/E fabricado pela Solab) até granulometria inferior a 2,00 mm (10 Mesh). Preparou-se 1 kg de cada tipo de escória.

Cabe ressaltar que a necessidade de cominuição do material alcalinizante abaixo de 2 mm se dá não só em função do solo propriamente dito, mas também por força de legislação específica para corretivos de acidez (MAPA, 2006) que assim o exige.

3.2.3. Lodo de estação de tratamento de esgoto doméstico

Atendendo a legislação CONAMA 375/2006 - que define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário - a amostra de lodo de esgoto coletada foi submetida a secagem e processo de

redução adicional de patógenos via tratamento térmico. Para tanto, o lodo foi aquecido a 250°C em estufa (marca DeLeo), por um período mínimo de 3 horas, reduzindo-se a temperatura da mesma para 180°C e então 60°C próximo à conclusão da secagem. A secagem foi finalizada quando o lodo atingiu peso constante. A alta temperatura de secagem foi adotada em função da menor emissão de odor nestas condições, pois a redução dos patógenos exige apenas temperatura de 180°C por 30 minutos.

Durante a secagem o lodo foi permanentemente destorroado para evitar-se a queima do material. Finda esta etapa, o material foi mais uma vez destorroado, em almofariz de porcelana, até granulometria inferior a 2,00 mm (10 Mesh). Foram preparadas 5,20 kg de lodo seco e destorroado.

3.2.4. Cinza de casca de arroz

A cinza de casca de arroz foi levemente moída (apiloada) em almofariz de porcelana e peneirada em peneira malha 1,00 mm (18 Mesh). Foram preparadas 800 g de cinza de casca de arroz.

3.2.5. Calcário

O calcário foi adquirido em loja do varejo local, sendo quarteado de forma a obter-se 550 g de material homogêneo e representativo do todo.

3.2.6. Solo de área de empréstimo

O solo utilizado neste experimento foi coletado no município de Lauro Müller – SC (localidade Itanema), em uma área de empréstimo, de onde se remove material de cobertura para recuperação de áreas mineradas. Coletou-se solo correspondente aos horizontes “B” e “C”, os quais foram secos separadamente ao ar. Seguiu-se o destorroamento até granulometria inferior a 2,00 mm (10 Mesh) - Figura 16.

Figura 16 - Amostras de solo durante o processo de secagem ao ar (esq.) e após destorroamento (dir.).



Fonte: do autor, 2013

Durante a preparação do solo necessário ao experimento optou-se por simular as condições operacionais das empresas mineradoras. Estas trabalham com uma mistura dos horizontes “B” e “C”, o qual é utilizado como substrato básico na recuperação de áreas degradadas pela mineração de carvão. Assim, uma vez secas, as amostras dos horizontes “B” e “C” foram quarteadas e misturadas na razão de 1:2 (horizonte “B” : horizonte “C”) doravante denominadas Solo_{empr.}

3.2.6. Sementes

As sementes de Aveia Preta (*Avena strigosa*) foram adquiridas no comércio varejista local e permaneceram armazenadas em local seco até o plantio.

3.3. CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL EXPERIMENTAL E CONTROLE

Após a obtenção e preparação, passou-se aos trabalhos de caracterização dos materiais selecionados.

3.3.1. Granulometria

A caracterização granulométrica do Rejeito_{2,2-2,6}, de ambas as escórias, do calcário e da cinza de casca de arroz foi reciclada por peneiramento. Foram utilizadas as peneiras 2,00 mm; 1,68 mm; 1,00 mm; 0,50 mm; 0,250 mm; 0,105 mm; 0,053 mm e 0,025 mm.

A granulometria do lodo de esgoto foi mensurada separadamente por meio de difração de raios laser, utilizando-se um analisador Cilas modelo 1064L Nortox. O equipamento é capaz de promover a dispersão dos agregados por meio de ultrassom.

A determinação da fração argila da amostra de solo foi realizada via método densimétrico após dispersão com NaOH conforme Tedesco et al. (1995).

3.3.2. Mineralogia

As fases cristalinas da fração intermediária do rejeito de carvão, da escória de aços especiais e da escória aço carbono foram identificadas por Difratomia de Raio X (DRX) - Marca BRUKER-AXS-SIEMENS, Modelo D500 - após redução da granulometria do material para tamanho inferior a 0,044 mm (325 Mesh).

3.3.3. Análise elementar qualitativa

O Rejeito_{2,2-2,6}, as escórias de aço carbono e aço especial, o carbonato de cálcio, o lodo de esgoto, o Solo_{emp} e a cinza de casca de arroz foram submetidos a análise elementar qualitativa / semi-quantitativa em um Espectrômetro de Fluorescência de Raio X (FRX) - equipamento MiniPal4 marca CE.

3.3.4. Análise elementar quantitativa

Foram determinados os elementos carbono, hidrogênio, nitrogênio e enxofre das três frações de rejeito (Rejeito_{<2,2}, Rejeito_{2,2-2,6} e Rejeito_{>2,6}), ambas as escórias (escórias de aço carbono e aço especial), carbonato de cálcio, lodo de esgoto e cinza de casca de arroz em um analisador Elementar Vario Macro seguindo o método ASTM D5373-02 (ASTM, 2007).

Os materiais Rejeito_{2,2-2,6}, a escória de aço especial e a escória de aço carbono ainda foram submetidos a digestão total conforme método EPA 3052 (US EPA, 1996). Os elementos analisados foram Al, As, Ca, Cd, Co, Cl, Cr, Cu, F, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, Si e Zn.

3.3.5. Balanço Ácido-Base

Determinou-se o balanço ácido-base (ABA) de cada material conforme método desenvolvido por SOBEK et al. (1978). Resumidamente, o ABA é um conjunto de ensaios

padronizados que objetivam estimar se haverá ou não formação de DAM a partir de materiais rochosos. Detalhes do método podem ser encontrados em US EPA (1994).

Em linhas gerais, o método verifica se o material em questão libera acidez ao meio, o que lhe confere potencial de acidificação (AP), e/ou se libera bases, o que lhe confere potencial de neutralização (NP). O resultado de ambos, AP e NP, é expresso em termos de equivalente kg CaCO₃ t⁻¹.

O AP é obtido a partir do teor de enxofre total (obtido via instrumental), conforme Equação 18, considerando: que o enxofre esteja majoritariamente na forma pirítica e que será totalmente convertido a sulfato liberando acidez.

$$AP = S\% \times 31,25 \quad (18)$$

A determinação do NP ocorre por meio de digestão ácida (HCl 0,1 ou 0,5 N), por 1 hora, a 90°C, seguido de titulação até pH 7,0 (NaOH com normalidade equivalente à do HCl).

$$NP = (\text{Eq. ác. cons.}) \times 50,0/36,5 \times 100 / \text{massa de amostra} \quad (19)$$

O balanço ácido-base é estimado por meio do potencial de neutralização líquido (NNP) conforme Equação 20, que subtrai do potencial de neutralização (NP) o potencial de acidez (AP).

$$NNP = NP - AP, \text{ onde} \quad (20)$$

Haverá potencial de formação de DAM sempre que o NNP for negativo e de alcalinização do meio se o NNP for positivo. Contudo, tem sido adotado como critério as seguintes faixas de valores:

- valores de NNP menores que -20 indicam que haverá formação de ácido
- valores de NNP maiores que +20 indicam que não haverá formação de ácido
- valores de NNP entre -20 e +20 indicam que é difícil prever a formação ou não de ácido

3.3.6. Índice PRNT

As amostras de escória e calcário foram avaliadas em termos de poder relativo de neutralização total (Índice PRNT) para quantificar a taxa de aplicação de material alcalinizante aos substratos. O Índice PRNT considera o poder de neutralização e a

reatividade dos materiais a qual é função da sua distribuição granulométrica: quanto maior a for área superficial específica (ASE) exposta, maior será o contato entre o material alcalino e o solo e, portanto, maior a reatividade (Tabela 2).

Tabela 2 - Reatividade das partículas em função de sua granulometria

Reatividade - RE	tamanho de partícula
100%	menor que 0,30 mm
60%	entre 0,30 e 0,84 mm
20%	entre 0,84 e 2,00 mm
0%	maior que 2,00 mm

Fonte: Brasil (2006)

Assim, para determinação do Índice PRNT determinou-se a distribuição granulométrica dos materiais alcalinos obtendo-se a reatividade - RE dos mesmos conforme Equação 21.

$$RE = (100\% \times \%massa) + (60\% \times \% massa) + (20\% \times \%massa) \quad (21)$$

Tendo-se a reatividade (RE) e o potencial de neutralização (NP) - item 3.3.5 obteve-se o Índice PRNT com base na Equação 22.

$$PRNT = (NP \times RE)/100 \quad (22)$$

onde:

PRNT = potencial relativo de neutralização total

NP = potencial de neutralização

RE = reatividade

3.3.7. CONAMA 375/2006

A caracterização do lodo seguiu metodologia definida pela Resolução CONAMA 375/2006 a qual regula a disposição de lodo de esgoto em solos e exige a quantificação da disponibilidade ambiental (valores ambientalmente disponíveis) dos elementos Al, As, Ba, Ca, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, Se e Zn conforme método US EPA 3050 (US EPA, 1996). Os resultados foram expressos em g ou mg do parâmetro por kg de lodo em base seca. Valores totais para os elementos P, S e Hg foram submetidos a abertura por

digestão úmida nítrico-perclórica enquanto para o B valeu-se de digestão seca. As leituras foram realizadas em ICP-OES marca Perkin Elmer 7300.

Outros parâmetros analisados, também de acordo com a Resolução CONAMA 375/2006, foram: pH em água (1:1), umidade por gravimetria, carbono orgânico via combustão úmida, nitrogênio total Kjeldahl (TKN), N amoniacal e N nitrato/nitrito por meio de extração com KCl. Carbono orgânico foi mensurado por meio de combustão úmida. Os resultados foram expressos em mg do parâmetro por kg de lodo de esgoto ou produto derivado em base seca.

Todos as referidas análises foram realizadas no Laboratório de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul seguindo metodologia indicada por U.S. EPA SW-846 a qual indica autores ou diretamente os métodos para pH, umidade, carbono orgânico (NELSON e SOMMERS, 1996), N total (BREMNER, 1996), N Kjeldahl (APHA et al., 2005), N amoniacal (BREMNER, 1996), N nitrato/nitrito (MULVANEY, 1996), P total (KUO, 1996), K total, Ca total, Mg total, S total, Na total e sólidos voláteis (APHA et al., 2005) e totais.

3.3.8. Solo de área de empréstimo

Com vistas à caracterização do solo na área de empréstimo, coletaram-se amostras representativas dos horizontes “A” e “B” em perfil de solo no referido local. Posteriormente analisaram-se atributos químicos (pH, índice SMP, acidez potencial, CTC, macro e micro nutrientes) e distribuição de tamanho de partículas (textura) conforme Tedesco et al. (1995). Estes ensaios foram realizados no Laboratório de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). O perfil de solo também foi analisado *in loco* para fins de classificação juntamente com os dados físicos e químicos.

A Tabela 3 resume quais ensaios de caracterização foram aplicados para cada material neste estudo.

Tabela 3 - Relação de ensaios de caracterização dos materiais empregados.

	Rejeito 2,2-2,6	Escórias de aciaria	Lodo Esgoto	Calcário	CCA*	Solo empr.
Granulometria	X	X	X	X	X	X
Mineralogia - DRX	X	X	-	X	-	-
Elementar quali - FRX	X	X	X	X	X	X
Elementar quanti - C, H, N, S	X	X	X	X	X	-
Elementar quanti - EPA 3052	X	X	X	-	-	-
ABA - Potencial Acidez	X	X	-	-	-	-
ABA - Potencial Neutralização	X	X	-	X	-	-
Índice PRNT	-	X	-	X	-	-
Macro e micro nutrientes	-	-	-	-	-	X

CCA - cinza de casca de arroz; X – análise realizada; – análise não realizada

3.4. SOLOS FABRICADOS

Neste trabalho convencionou-se denominar o substrato produzido para os cultivos vegetais de solo “fabricado” para diferenciá-lo do solo de mina tradicional (solo construído) que se vale de solos "naturais" como componente básico de sua composição.

3.4.1. Delineamento experimental

Considerando que o objetivo deste trabalho foi produzir solo para crescimento vegetal a partir de rejeito de carvão, adicionando-lhe fonte de alcalinidade e material orgânico, montou-se um experimento para observar o efeito individualizado dos materiais empregados.

Os tratamentos consistiram em dois substratos principais (rejeito intermediário + cinza de casca de arroz e solo de área de empréstimo), misturados ou não a lodo de ETE que por sua vez foram misturados ou não, separadamente, a três fontes de alcalinidade (escória de aço especial, escória de aços carbono e calcário).

Coube ao solo de área de empréstimo (Solo_{empr}) e ao calcário (CaCO₃) atuar como materiais controle, ou seja, como termo de comparação para o rejeito intermediário de carvão com cinza de casca de arroz (Rejeito_{2,2-2,6}+CCA) e as escórias de aço especial (ESC_{AE}) e aço carbono (ESC_{AC}).

O delineamento experimental foi composto, então, por 16 tratamentos os quais foram montados em triplicata, resultando em 48 parcelas. Os Quadros 1 e 2 ilustram as situações que compõem este estudo.

Quadro 1. Delineamento experimental utilizando-se a Rejeito_{2,2-2,6} + cinza de casca de arroz, lodo, escória de aços especiais e de aço ao carbono e calcário

Rejeito _{2,2-2,6} + cinza de casca de arroz							
sem lodo				com lodo			
sem aditivo alcalino	+ calcário	+ escória aço especial	+ escória aço carbono	sem aditivo alcalino	+ calcário	+ escória aço especial	+ escória aço carbono

Quadro 2. Delineamento experimental utilizando-se Solo_{empr}, lodo, escória de aços especiais e de aço ao carbono e calcário

solo de área de empréstimo							
sem lodo				com lodo			
sem aditivo alcalino	+ CaCO ₃	+ escória aço especial	+ escória aço carbono	sem aditivo alcalino	+ CaCO ₃	+ escória aço especial	+ escória aço carbono

Os quantitativos de cada material utilizado nos respectivos tratamentos encontram-se indicados nos Quadros 3 e 4. A origem destes valores está relacionada aos resultados de caracterização dos materiais que estão apresentados no capítulo de Resultados (Capítulo 4).

Quadro 3. Quantitativos utilizados nos 8 tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6} + CCA

Rejeito _{2,2-2,6} - 2,5 kg + CCA - 50 g (2% m/m)							
sem lodo				lodo - 241,7 g (3% m/m)			
sem aditivo alcalino	+ CaCO ₃ 72,85 g	+ ESC _{AE} 143,5 g	+ ESC _{AC} 131,3 g	sem aditivo alcalino	+ CaCO ₃ 72,85 g	+ ESC _{AE} 143,5 g	+ ESC _{AC} 131,3 g

Quadro 4. Quantitativos utilizados nos 8 tratamentos com Solo_{empr}

Solo _{empr} - 2,3 kg							
sem lodo				lodo - 181,3 g (2,5% m/m)			
sem aditivo alcalino	+ CaCO ₃ 21,66 g	+ ESC _{AE} 28,88 g	+ ESC _{AC} 25,99 g	sem aditivo alcalino	+ CaCO ₃ 21,66 g	+ ESC _{AE} 28,88 g	+ ESC _{AC} 25,99 g

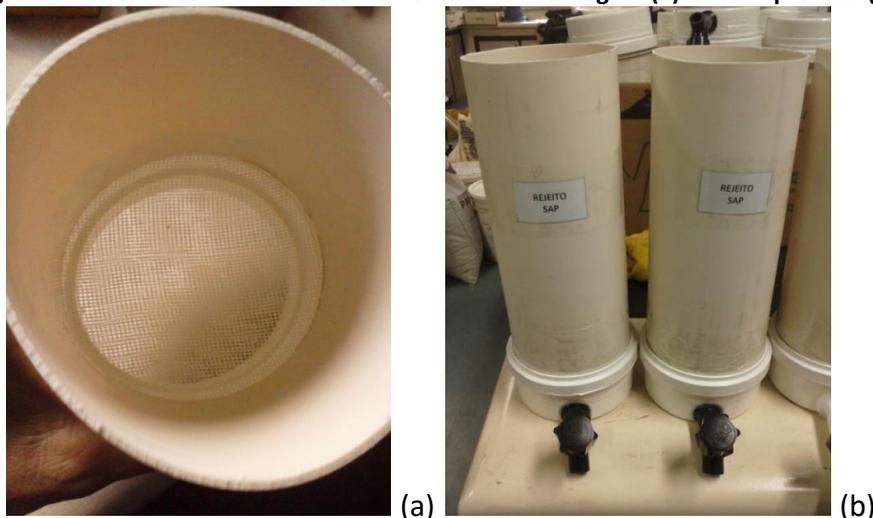
solo = solo horizonte "B" e horizonte "C" (mistura 1:2)

A diferença entre a massa de Rejeito_{2,2-2,6} + CCA (2,5 kg) e do Solo_{empr} (2,3 kg) se deu em virtude da opção por trabalhar-se com volumes iguais dos dois materiais em detrimento da massa nos mesmos.

3.4.2. Montagem dos vasos para crescimento vegetal

Os vasos para crescimento vegetal foram feitos com tubos de PVC com dimensões de 10 cm de diâmetro e 25 cm de altura. Os tubos receberam dupla camada de tela plástica em sua base e filtro de papel quantitativo para evitar perda do material durante a estabilização do substrato - Figura 17(a). A base do recipiente foi encaixada em tampa de PVC (tampa CAP) nas quais foram instaladas torneiras para coleta de material lixiviado - Figura 17(b). Finalizada a montagem, os vasos foram identificados e preenchidos com os respectivos solos fabricados (tratamentos).

Figura 17 - Vista interior de vaso em PVC durante montagem (a) e vasos prontos (b).



Fonte: do autor, 2013

Todos os 48 vasos foram dispostos e mantidos em casa de vegetação pertencente à Faculdade de Agronomia/UFRGS, Campus Agronomia. A distribuição sobre a bancada ocorreu após sorteio de cada posição configurando delineamento inteiramente casualizado - Figura 18. Em 5 de março de 2014 finalizou-se a montagem dos vasos os quais foram imediatamente irrigados até 80% da capacidade de campo e mantidos nestas condições por vinte dias para "aclimatação" do ambiente edáfico. Findo este prazo, todos os tratamentos receberam entre 8 e 10 sementes de Aveia Preta (*Avena strigosa*) que germinaram, em

média, sete dias após a semeadura. Dezesete dias após a semeadura todos os vasos foram desbastados limitando-se um total de cinco mudas por vaso.

Figura 18 - Vasos com as 48 parcelas distribuídos sobre bancada na casa de vegetação



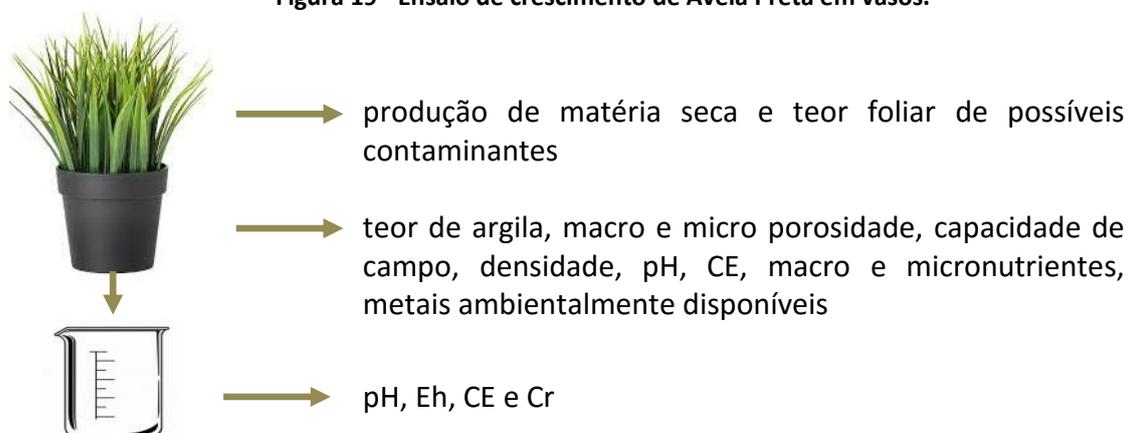
Fonte: do autor, 2013

Durante o desenvolvimento das plantas, verificou-se frequentemente a necessidade de irrigação (80% capacidade de campo) e ataque de pragas. Irrigou-se com água destilada.

3.4.3. Análises de crescimento vegetal, parâmetros químicos, físicos e ambientais

Os ensaios e o método de caracterização das 48 parcelas (16 tratamentos) no que se refere ao crescimento vegetal, parâmetros químicos de qualidade do solo (fertilidade do solo), físicos e ambientais estão discutidos a seguir. A Figura 19 resume o conjunto de ensaios realizados ao longo do experimento.

Figura 19 - Ensaio de crescimento de Aveia Preta em vasos.



Crescimento vegetal

Sementes de Aveia Preta (*Avena strigosa*) foram semeadas em 25 de março de 2014 permitindo-se o crescimento de 5 mudas por parcela (vaso). O crescimento da Aveia Preta foi monitorado até 26 de maio quando foram colhidas todas as mudas, já próximo ao final do ciclo de crescimento. A totalidade da parte aérea de cada parcela foi removida, imediatamente armazenada em sacos de papel e seca em estufa de ar forçado (65 – 70°C) até peso constante para obtenção da massa (Figura 20).

Após o corte da parte aérea, o sistema radicular compreendido entre 0 e 10 cm de profundidade (Figura 20), de todos os tratamentos (vasos), foi separado manualmente do solo. Todo material coletado foi lavado com água, igualmente seco em estufa de ar forçado até peso constante e pesado. Optou-se por não facilitar a remoção das raízes via lavagem do solo com solução dispersante, pois esta alteraria parâmetros químicos da fração de solo a ser posteriormente analisada (aquela compreendida entre 0 e 10 cm de profundidade).

Figura 20 - Preparação dos tecidos vegetais para pesagem.



secagem massa foliar



retirada sistema radicular 0-10 cm



raízes após lavagem



pesagem da massa seca

Fonte: do autor, 2014

Fertilidade do solo

Oitenta e dois dias após a instalação do experimento foram coletadas amostras de solo, de todas as parcelas, após a obtenção da massa foliar e radicular das mudas de Aveia Preta. O solo coletado foi seco, quarteado e subamostras foram enviadas ao Laboratório de Análise de Solos da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI) a fim de serem caracterizadas para fins de interpretação de fertilidade em termos de teor de argila, pH em água, Índice SMP, acidez potencial, alumínio, fósforo e potássio disponíveis, cálcio, magnésio, zinco, cobre, manganês e ferro trocáveis, matéria orgânica, capacidade de troca de cátions e saturação de alumínio e bases. Tais análises seguem a metodologia recomendada por Tedesco et al. (1995) que é o padrão adotado nos Estados do RS e SC para interpretação e determinação de recomendação de calagem e adubação de solos agrícolas.

Todas as amostras foram analisadas em termos de:

pH –água 1:1

índice SMP

matéria orgânica – Walkley Black modificado

P e K disponível – método Mehlich I

Ca, Mg, Al e Mn trocáveis – método KCl 1 mol L⁻¹

capacidade de troca de cátions (CTC) a pH 7,0

Zn, Cu, Mn - método HCl 0,1 mol L⁻¹

Fe - método oxalato de amônio

B – método água quente

S total - Analisador LECO - %

S sulfático - Camargo et al./IAC, 2009

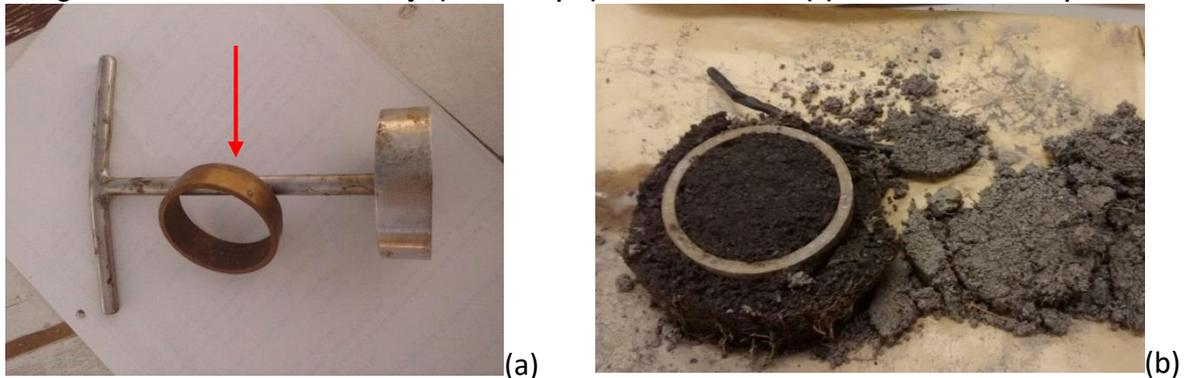
Teor de argila

O teor de argila do solo corresponde à fração granulométrica com tamanho inferior a 2 µm (fração coloidal). As amostras foram analisadas pelo método densimétrico conforme Tedesco et al. (1995) na qual o solo é disperso em solução de hidróxido de sódio (0,167M) seguido de leitura em densímetro.

Porosidade total

A porosidade total dos substratos foi determinada pelo somatório da macro e microporosidade conforme Equação 23 (EMBRAPA, 1997), em amostras indeformadas de solo. Tais amostras foram coletadas por meio da inserção de anel de aço, de volume conhecido e borda cortante, na base dos tubos de PVC, auxiliado por trado manual (Figura 21a). Após, os anéis foram cuidadosamente retirados e o solo aderido nas paredes externas foi removido, também, o material interno foi nivelado de acordo com os bordos do anel (Figura 21b) seguido de fechamento das amostras com filme plástico para preservação e envio ao laboratório.

Figura 21 - Anel volumétrico de aço (em destaque) e trado mecânico (a) e anel anterior a limpeza.



Fonte: do autor, 2014

A diferenciação entre macro e microporos deve-se às distintas propriedades dos mesmos. Enquanto macroporos são responsáveis pela aeração do solo e drenagem da água (permeabilidade), os microporos a retém representando, portanto, a fonte de água para a vegetação e micro-organismos do solo.

$$\text{Porosidade total} = \text{macroporosidade} + \text{microporosidade} \quad (23)$$

Para obtenção da macroporosidade (poros com diâmetro $\geq 0,05$ mm), saturou-se e pesou-se a amostra de solo diretamente no anel volumétrico e submeteu-se a mesma a uma tensão de sucção correspondente a 60 cm de coluna de água (6 kPa), em mesa de tensão, até peso constante. A amostra foi novamente pesada e a macroporosidade obtida conforme Equação 24, com resultados em $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$.

$$\text{Macroporosidade} = (\text{solo saturado} - \text{solo 6kPa}) / \text{volume do anel} \quad (24)$$

Para obtenção do valor da microporosidade, equivalente aos poros com tamanho inferior a 0,05 mm, toma-se o peso da amostra previamente submetida à mesa de tensão e dele subtrai-se seu peso seco conforme Equação 25. O peso seco é obtido secando-se a amostra em análise, em estufa a 105°C até peso constante, os resultados em $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$.

$$\text{Microporosidade} = (a - b) / c \quad (25)$$

onde:

a = peso da amostra após ser submetida a uma tensão de 60 cm de coluna de água (6 kPa)

b = peso da amostra seca a 105°C (g)

c = volume do cilindro

Capacidade de campo do solo

A capacidade de campo se refere à máxima capacidade de um dado solo (substrato) de reter água após o excesso ter sido drenado, tal volume é responsável pela retenção e disponibilização de água para as plantas. Compreende o volume de água retido nos microporos, com diâmetros entre 2 μm e 50 μm . O volume de água retido nos poros com diâmetro inferior a 2 μm não se encontra disponível para as plantas enquanto poros com tamanho superior a 50 μm não são capazes de retê-la.

A capacidade de campo pode ser medida tanto em termos volumétricos (ou umidade volumétrica) como em termos gravimétricos (umidade gravimétrica). A capacidade de campo volumétrica equivale à microporosidade obtida após submeter-se amostras de solo a uma pressão de 6 kPa conforme descrito anteriormente. Assim, a umidade volumétrica é a relação entre o volume de água em uma amostra do solo e o volume total da amostra ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ou $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$). A umidade gravimétrica é a relação entre a massa da água e a massa de sólidos que a contém (kg kg^{-1}) e considera-se, portanto, a densidade do solo no cálculo da mesma.

Densidade do solo

A densidade dos substratos foi calculada com base na Equação 26, a qual considera o peso da amostra de solo seca a 105°C dividido pelo volume ocupado pela mesma (volume do anel), resultados em g cm^{-3} .

Densidade = peso seco a 105°C / volume do anel (26)

Condutividade elétrica

Obteve-se a condutividade elétrica dos substratos por meio da saturação do solo na razão de 1:1 com água destilada (CE 1:1, em pasta saturada), valendo-se de eletrodo calibrado com solução salina de KCl.

Metais ambientalmente disponíveis

Todas as amostras dos solos foram avaliadas em termos de concentração dos metais cobre, zinco, cádmio, níquel, cromo, chumbo e boro ambientalmente disponíveis com base na Resolução CONAMA 420/2009 que determina Valores Orientadores de Referência de Qualidade, de Prevenção e de Investigação. O método analítica utilizada para extração das substâncias inorgânicas foi a EPA 3050 (US EPA, 1996). A abertura de amostra ocorre por digestão ácida (nitro-perclórica) e aquecimento seguido de leitura em ICP-OES. Neste caso, utilizou-se equipamento marca Perkin Elmer 7300 pertencente o Laboratório de Solos da Faculdade de Agronomia.

Os resultados obtidos para metais ambientalmente disponíveis referem-se à média das três repetições e foram comparados à Resolução CONAMA 420/2009 após extração conforme EPA 3050 (Figura 22).

Figura 22. Amostras durante extração ácida conforme EPA 3050.



Fonte: do autor, 2014

Lixiviação

Todos os vasos foram irrigados, em três oportunidades, com água destilada em volume superior à capacidade de campo de forma a coletar-se lixiviado. São elas: 23 de

março, 21 de abril e 26 de maio de 2014 correspondendo aos 20, 50 e 80 dias após a instalação do experimento, respectivamente.

Ainda na casa de vegetação, a água coletada foi primeiramente filtrada em papel qualitativo para retirada de sólidos grosseiros, seguindo-se medição de pH, potencial redox (Eh) e condutividade elétrica (CE) com equipamento portátil (Figura 23).

O material coletado em 26 de maio de 2014 (última campanha) foi acidificado e refrigerado para posterior leitura direta de cromo em equipamento Absorção Atômica Perkin Elmer AA Analyst 200 pertencente ao Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia/UFRGS.

Figura 23 - Equipamento portátil para medida de pH, Eh e CE do material lixiviado em casa de vegetação.



Fonte: do autor, 2014

Análise de tecido foliar

Análises de tecido vegetal foram realizadas via digestão nitricoperclórica para P (leitura via colorimetria) e K, Ca, Mg, Mn, Fe, Zn (leitura via absorção atômica) conforme descrito por EMBRAPA (CARMO et. al, 2000).

Foi utilizada amostra correspondente à totalidade da massa foliar por parcela seca conforme descrito anteriormente e moída.

3.5. TRATAMENTO ESTATÍSTICO DE DADOS

Os dados foram analisados estatisticamente por meio de análise de variância (ANOVA) de forma tal que pudessem ser observados os efeitos isolados dos materiais que

compõem os solos fabricados (rejeito de carvão + cinza de casca de arroz, escórias de aço carbono e aços especiais, lodo de ETE e calcário) bem como o conjunto de tratamentos com solo nativo. Para tanto, utilizou-se pacote OFFICE EXCEL® e o programa ASSISTAT® e diferenças foram consideradas significativas após análise de variância e Teste de Tukey a 95% de significância.

4. RESULTADOS

4.1. CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS QUE COMPÕEM OS SOLOS FABRICADOS

Previamente à realização da mistura para a composição dos solos, os materiais empregados foram individualmente caracterizados. Ênfase foi dada para a distribuição de tamanho de partículas, mineralogia e composição elementar. A seguir estão apresentados os resultados para:

- rejeito de carvão dessulfurizado (substrato principal);
- escórias e calcário (material alcalino);
- lodo de ETE (fonte de matéria orgânica e nutrientes);
- cinza de casca de arroz (material para melhoria da textura do solo).

4.1.1. Rejeito de carvão

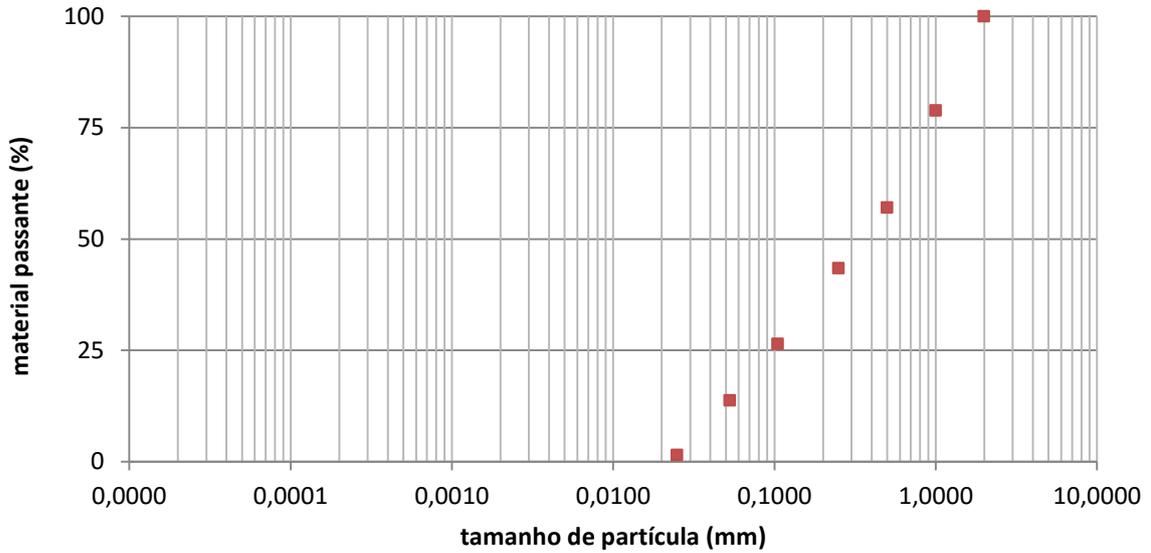
A Tabela 4 apresenta a distribuição granulométrica e a Figura 24 a curva granulométrica do Rejeito_{2,2-2,6}. Pode-se observar que 100% das partículas estão abaixo de 2,0 mm (10#) e que a D_{50} é 0,35 mm.

Tabela 4 - Distribuição granulométrica do Rejeito_{2,2-2,6}.

abertura da peneira (mm)	Massa* (%)
+9,520	0,00
-9,520 +4,760	0,00
-4,760 +2,000	0,00
-2,000 +1,680	0,06
-1,680 +1,000	21,09
-1,000 +0,500	21,82
-0,500 +0,250	13,61
-0,250 +0,105	16,98
-0,105 +0,053	12,72
-0,053 +0,025	12,25
-0,025	1,46

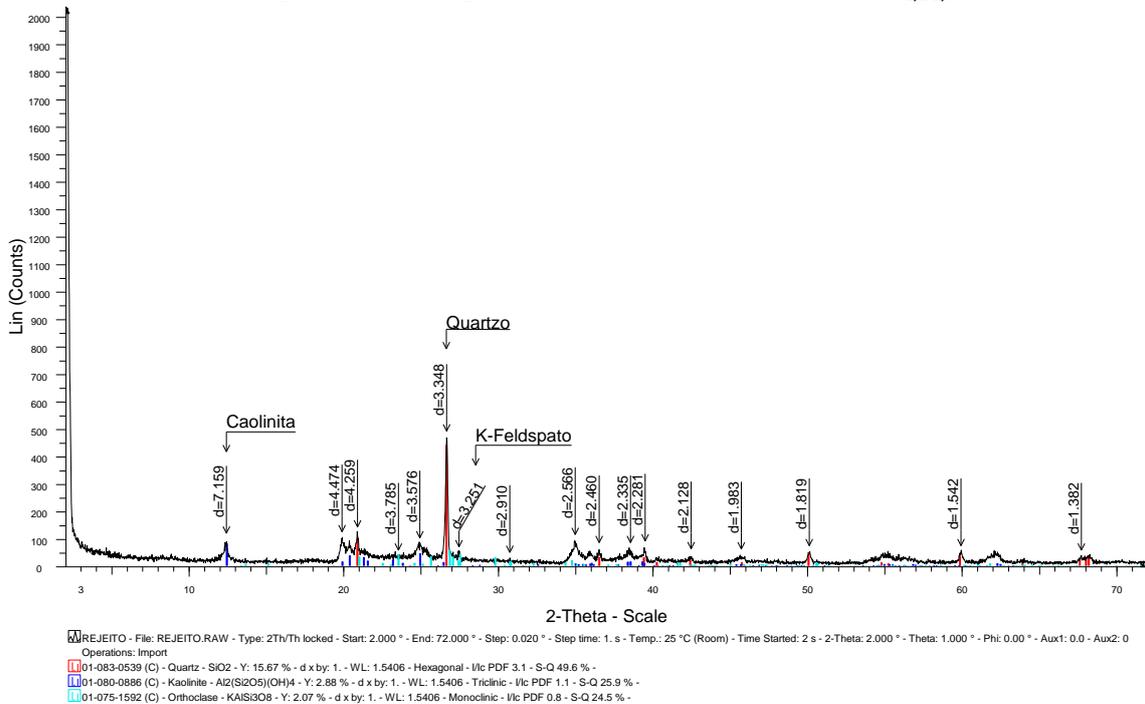
* média de três repetições, dados obtidos na UFRGS, 2014.

Figura 24 – Proporção de tamanhos de partículas de Rejeito_{2,2-2,6} passante por faixa granulométrica, escala log-normal.



A Figura 25 mostra o resultado da Difração de Raio-X (DRX), em gráfico, para o Rejeito_{2,2-2,6}. Os principais compostos cristalinos identificados foram: quartzo - SiO₂; caulinita - Al₂Si₂O₅(OH)₄ e ortoclásio - KAlSi₃O₈.

Figura 25 - Difratograma de Raios X de amostra do Rejeito_{2,2-2,6}.



A análise de Fluorescência de Raio-X (FRX) do Rejeito_{2,2-2,6}, Tabela 5, mostra o predomínio de silício, seguido de alumínio e potássio. Outros elementos aparecem em proporções inferiores, dentre os quais o ferro e o enxofre. Os resultados encontrados na FRX vão ao encontro dos obtidos na DRX. A predominância dos elementos silício, alumínio e potássio é decorrente dos minerais silicatados detectados na DRX.

Tabela 5 - Análise elementar por FRX do Rejeito_{2,2-2,6}.

Elemento (%)	Rejeito _{2,2-2,6} *
Si	67,8
Al	18,0
K	5,6
Fe	2,9
Ti	2,3
S	1,9
Ca	1,1
P	0,3
Zn	0,1
Br	0,06
Zr	0,08

* média de duas repetições, dados obtidos na UFRGS, 2014.

A Tabela 6 mostra os resultados da análise elementar (CHNS e método EPA 3052) do Rejeito_{2,2-2,6}. Ainda que divergentes em termos quantitativos, o que é inerente ao próprio método, os resultados fornecidos pelo FRX e pelo método EPA 3052 mostram a maior concentração de silício, alumínio e oxigênio no Rejeito_{2,2-2,6} e mostram que o carvão mineral foi retirado da amostra, já que há pouco carbono na mesma. O mesmo ocorreu com o enxofre, haja vista que o teor é de 0,8% enquanto na amostra de rejeito bruto este valor é de 7% (WEILER et al., 2014) conforme indicado no Apêndice 1. Os resultados mostram que outros elementos contaminantes estão em baixas concentrações como o As, Cd, Cr, Mn, Hg e Pb.

Tabela 6 - Análise elementar quantitativa do Rejeito_{2,2-2,6} após abertura EPA 3052.

Elemento (%)	Rejeito _{2,2-2,6}
C	4,15
H	1,16
N	0,18
S	0,82
O e EM*	56,703
Al	9,338
As	0,000
Ca	0,232
Cd	0,000
Cl	0,009
Co	0,001
Cr	0,004
Cu	0,009
F	0,054
Fe	0,750
Hg	<1
K	1,307
Mg	0,151
Mn	0,004
Na	0,152
Ni	0,002
P	0,009
Pb	0,001
Si	24,957
Zn	0,007

EM – elementos minoritários

Os resultados do balanço ácido base estão indicados na Tabela 7. Ainda que o material tenha sido submetido ao processo de dessulfurização para remoção da pirita, ainda restaram 0,8% de enxofre. Isso implica em um potencial de acidificação PA (ou *acidity potential* - AP) equivalente a 25 kg CaCO₃.t⁻¹ de Rejeito_{2,2-2,6}. O potencial de neutralização PN é nulo.

Tabela 7 - Balanço ácido base (ABA) para o Rejeito_{2,2-2,6}

Parâmetro	Rejeito _{2,2-2,6}
AP (kg CaCO ₃ .t ⁻¹)	25,0
NP (kg CaCO ₃ .t ⁻¹)	0,0
NNP	-25,0
NPR	0,0

AP - potencial de acidificação
NP - potencial de neutralização
NNP - potencial de neutralização líquido = (PN - PA)
NPR - razão do potencial de neutralização = PN/PA

4.1.2. Materiais alcalinos - escórias e calcário

Os resultados da análise granulométrica das escórias, após a cominuição, e do calcário estão expressos na Tabela 8 e na

Figura 26. Ambas as escórias apresentam 100% das partículas com granulometria inferior a 2 mm. A distribuição granulométrica do calcário mostra que apenas 0,22% do material tem tamanho de partícula superior a 2 mm. Os valores de D₅₀ para a escória de aço especial e aço carbono são de 0,6 e 0,3 mm, respectivamente. O D₅₀ do calcário foi 0,40 mm.

A Portaria 01 de 1983 (BRASIL, 1983) exige que 100% do calcário passe pela peneira de 2 mm (ABNT 10), 70% na peneira de 0,84 mm (ABNT 20) e que 50% passe pela peneira de 0,3 mm (ABNT 50), sendo admitida tolerância de 5% na peneira de 2mm.

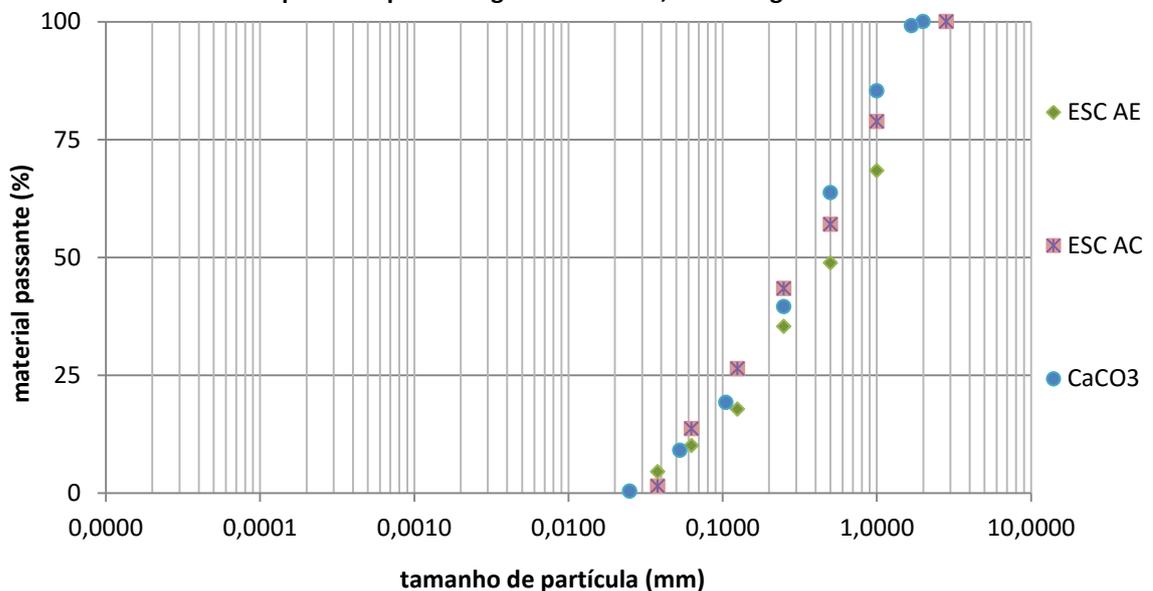
Tabela 8 - Distribuição granulométrica da escória de aço especial, da escória aço carbono e do calcário.

abertura da peneira (mm)	massa (%)		
	Calcário CaCO ₃	Escória aços especiais ESC _{AE}	Escória aço carbono ESC _{AC}
-4,760 +2,000	0,22	0,00	0,00
-2,000 +1,000	13,87	22,47	21,16
-1,000 +0,500	20,50	23,70	21,82
-0,500 +0,250	22,91	13,50	13,61
-0,250 +0,105	19,28	17,51	16,98
-0,105 +0,053	9,66	7,72	12,72
-0,053 +0,025	8,20	5,54	12,25
-0,025	5,36	4,56	1,46

* média de três repetições, dados obtidos na UFRGS, 2014.

Todos os materiais alcalinos são passantes na peneira ABNT 10 e 20 conforme normativa. No entanto, apenas a escória aço carbono atendeu à porcentagem mínima passante na peneira ABNT 50. Tanto a escória de aço especial e o calcário apresentaram valores abaixo do recomendado. Cabe lembrar que a maior granulometria destes materiais não implica na perda de seu poder de neutralização, mas sim no retardo da ação do mesmo.

Figura 26- Proporção de tamanhos de partículas de escória aço especial, escória de aço carbono e calcário passante por faixa granulométrica, escala log-normal.



No que diz respeito aos resultados de DRX, os principais compostos cristalinos encontrados no material alcalino foram:

- escória aços especiais: quartzo - SiO_2 ; calcita - CaCO_3 ; gehlenita - $\text{Ca}_2\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_7$; e periclásio - MgO (Figura 27).

- escória de aço ao carbono: calcita - CaCO_3 ; periclásio - MgO ; labradorita - $(\text{Ca},\text{Na})(\text{Si},\text{Al})_4\text{O}_8$; e aluminato de cálcio - $\text{Ca}(\text{AlO})_2$ (Figura 28).

- calcário: quartzo - SiO_2 ; calcita - CaCO_3 ; dolomita - $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$; caulinita - $\text{Si}_2\text{Al}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ (Figura 29).

Figura 27 - Difratoograma de Raios-X da escória de aços especiais.

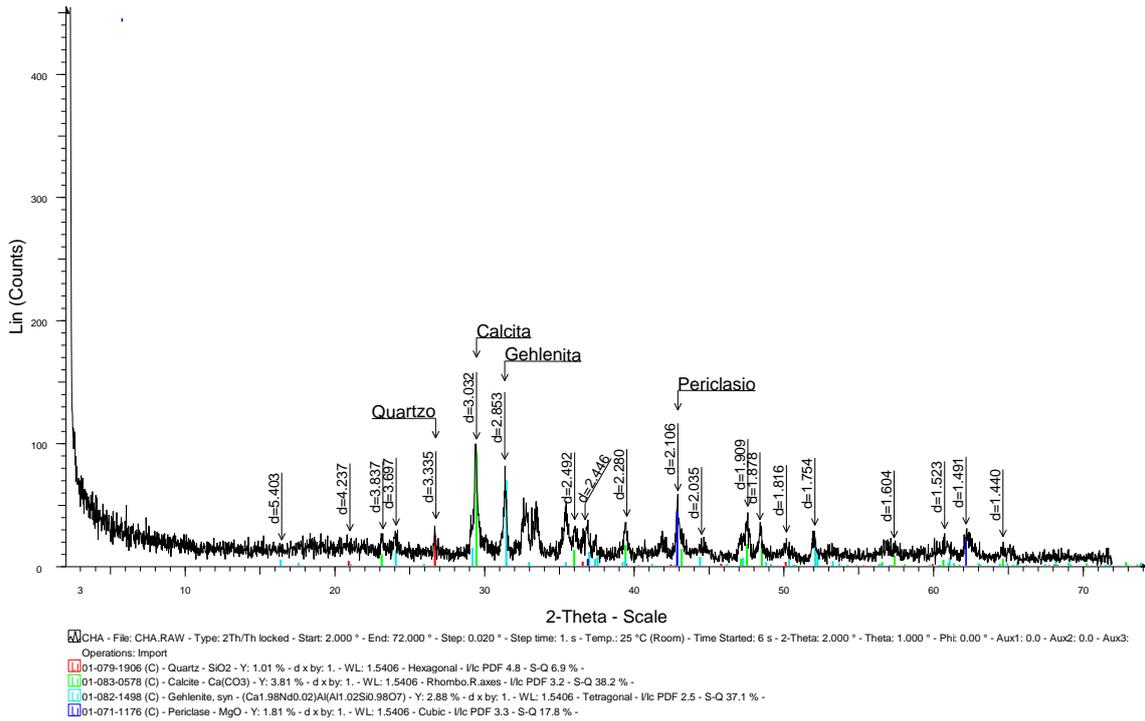


Figura 28 - Difratoograma de Raios-X da escória aço ao carbono.

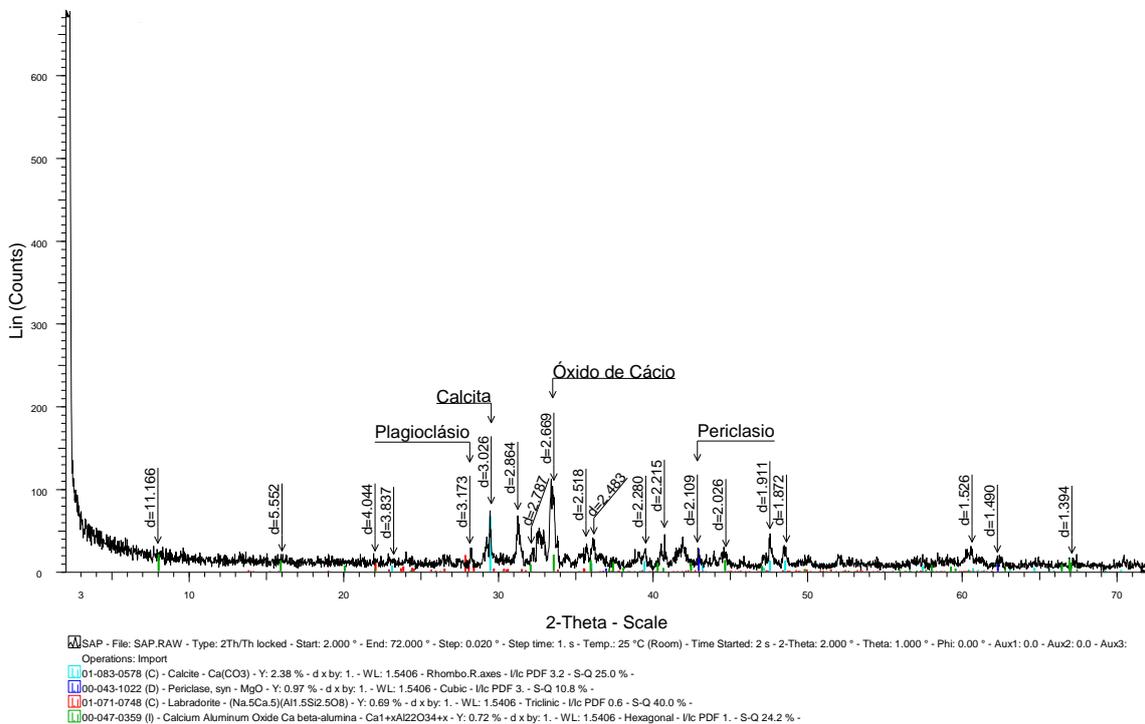
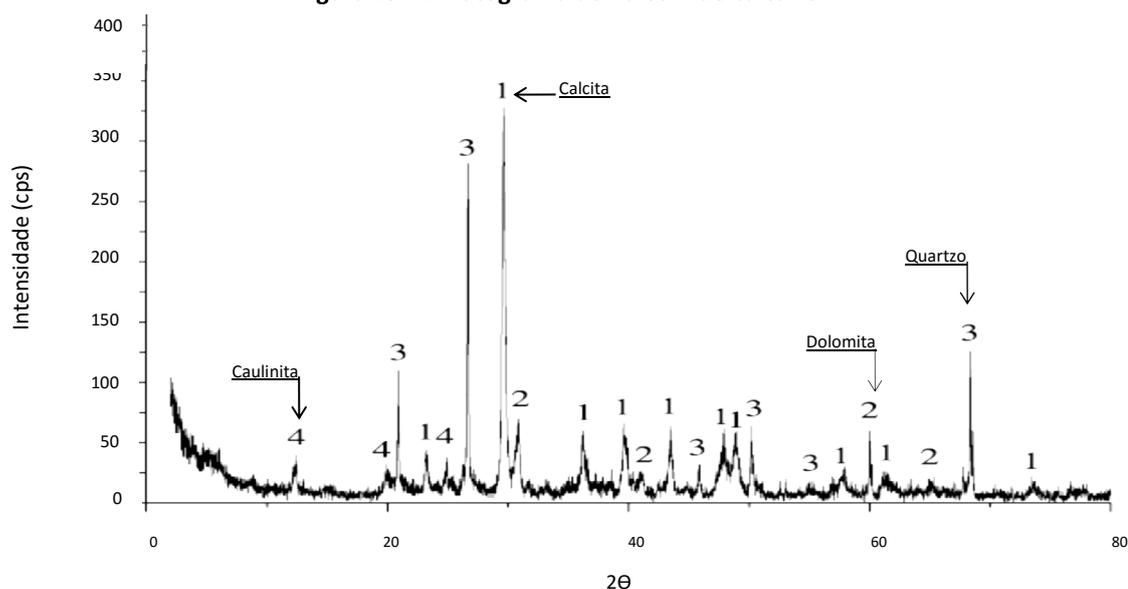


Figura 29 - Difratoograma de Raios-X do calcário.



Fonte: Soares et al., 2010

As análises de Fluorescência de Raio-X (FRX) mostram os elementos predominantes nas escórias e no calcário (Tabela 9) nos quais há predomínio de cálcio seguido do silício. No caso do calcário, há uma expressiva concentração de magnésio. Nota-se ainda a maior concentração de ferro nas escórias quando comparadas ao calcário. Detectam-se também alguns outros metais, como cromo, alumínio e zinco em maior concentração nas escórias.

Tabela 9 - Análise elementar por FRX da escória de aços especiais, da escória de aço ao carbono e do calcário.

Elemento (%)	Calcário	Escória aços especiais	Escória aço carbono
	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
Ca	46,3	39,4	45,0
Si	29,7	18,4	24,5
Fe	3,3	26,0	16,7
Mn	0,1	2,7	5,7
Mg	15,8	3,7	3,1
Al	1,3	5,0	2,1
Cr	-	1,4	0,7
Ti	0,2	0,5	0,6
P	-	0,2	-
S	-	1,6	0,5
Y	0,4	0,2	0,4
K	1,0	0,3	0,3
Sr	0,2	0,2	0,2
Zn	0,1	0,4	0,1
Na	1,57	-	-

* média de duas repetições, dados obtidos na UFRGS, 2014.

Ao considerar-se o total de Ca e Mg expressos na forma de óxidos, via FRX, chega-se a 38%, 41% e 52% para a escória de aço especial, escória de aço carbono e calcário, respectivamente. Todos os valores estão acima do exigido pela Portaria 01/1983: CaO+MgO superior a 30% para escórias e 38% para calcários.

A Tabela 10 mostra os resultados da análise elementar (CHNS e método EPA 3052) para as escórias. Há diferença nos teores de Ca, Mg (superiores na ESC_{AC}) e Si (superior na ESC_{AE}), com implicações diretas sobre o potencial de neutralização das mesmas. A ESC_{AC} possui menores teores de Cr e Ni em relação à ESC_{AE}, conferindo-lhe menor risco ambiental.

Tabela 10 - Análise elementar quantitativa das escórias de aço especial e da escória de aço ao carbono após abertura EPA 3052.

Elemento (%)	Escória aço especial	Escória aço carbono
	ESC _{AE}	ESC _{AC}
C	2,45	1,03
H	0,45	0,16
N	0,86	0,82
S	0,45	0,19
O e EM	45,83	35,38
Al	1,556	1,883
As	0,090	0,000
Ca	11,923	27,933
Cd	0,001	0,000
Cl	0,006	0,006
Co	0,001	0,000
Cr	0,366	0,289
Cu	0,007	0,008
F	0,525	0,208
Fe	8,827	7,860
Hg	0,000	<1
K	0,065	0,111
Mg	3,343	5,879
Mn	1,153	2,797
Na	0,020	0,046
Ni	0,009	0,002
P	0,065	0,068
Pb	0,001	0,002
Si	21,40	15,25
Zn	0,017	0,082

EM – elementos minoritários

Os resultados do balanço ácido base estão indicados na Tabela 11. O potencial de acidificação (AP) é nulo. O potencial de neutralização (NP) da ESC_{AE} é 446,6 kg CaCO₃.t⁻¹, da ESC_{AC} é de 488,1 kg CaCO₃.t⁻¹ e do calcário é de 879,5 kg CaCO₃.t⁻¹. Os resultados mostram que as escórias têm, aproximadamente, a metade da capacidade de neutralização do calcário.

Tabela 11 - Balanço ácido base (ABA) para as escórias de aços especiais, escória de aço ao carbono e calcário.

Parâmetro	Calcário CaCO ₃	Escória Aço Especial ESC _{AE}	Escória Aço Carbono ESC _{AC}
AP (kg CaCO ₃ .t ⁻¹)	0,0	0,0	0,0
NP (kg CaCO ₃ .t ⁻¹)	879,5	446,6	488,1
NNP	879,5	446,6	488,1
NPR	-	-	-

AP - potencial de acidificação

NP - potencial de neutralização

NNP - potencial de neutralização líquido = (PN - PA)

NPR - razão do potencial de neutralização = PN/PA

Ambas as escórias e o calcário também foram avaliadas em termos de Poder Relativo de Neutralização Total (Índice PRNT) para cálculo da taxa de aplicação nos tratamentos com Solo_{empr.} Este índice considera a granulometria do material alcalinizante e não apenas o potencial de neutralização. Isto ocorre pelo fato de que quanto mais fino for o material, mais rápido ele irá reagir no solo (alcalinizar). O cálculo do Índice PRNT seguiu metodologia indicada no item 3.3.6 e o resultado está indicado na Tabela 12.

Tabela 12 - Índice PRNT dos materiais alcalinizantes

%	Calcário CaCO ₃	Escória Aço Especial ESC _{AE}	Escória Aço Carbono ESC _{AC}
PRNT	60	45	50

Os resultados encontram-se dentro do esperado: como a granulometria dos três materiais é semelhante, o maior valor para Índice PRNT foi do calcário.

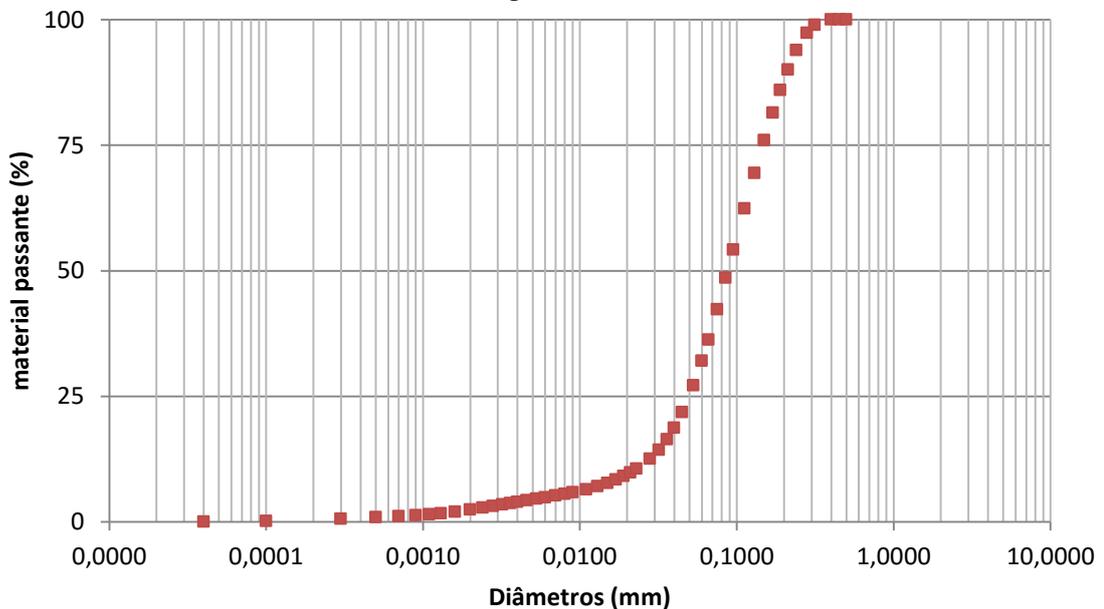
4.1.3. Lodo

Os resultados da análise granulométrica do lodo são apresentados na Tabela 13 e na Figura 30. A distribuição do tamanho de partículas mostra que 100% das mesmas têm tamanho inferior a 0,5 mm e D_{50} próximo a 0,09 mm.

Tabela 13 - Distribuição granulométrica do lodo de esgoto.

abertura da peneira (μm)	massa (%)
+500	0,00
-500 +280	3,61
-280 +170	18,77
-170 +85	31,72
-85 +40	29,73
-40 +21	8,35
-21 +11	3,24
-11 +1,1	4,46
-1,1 +0,04	0,33
-0,04	0,01

Figura 30 - Proporção de tamanhos de partículas de lodo de esgoto passante por faixa granulométrica, escala log-normal.



A análise elementar do lodo de esgoto por Fluorescência de Raios-X (FRX) é apresentada na Tabela 14. Dada a natureza orgânica do lodo, o cálculo das proporções dos

elementos no FRX considerou, também, a perda ao fogo a qual equivale 14,74% da massa. Pode-se verificar o predomínio de silício, alumínio, ferro, cálcio e potássio. Vale notar que ao comparar-se a quantidade disponível de fósforo em todos os materiais que irão compor o solo, percebe-se o quanto o lodo de esgoto é sua principal fonte.

Tabela 14 - Análise elementar por FRX do lodo de esgoto.

Elemento (%)	Lodo ETE
Fe	6,01
S	2,55
Si	50,46
Al	14,24
Ca	4,71
P	0,35
K	4,27
Ti	1,87
V	0,25
Zn	0,05
Mn	0,20
Cr	0,11
Br	0,01
Rb	0,04
Sr	0,05
Zr	0,09
perda ao fogo	14,74

* média de duas repetições, dados obtidos na UFRGS, 2014.

Ainda, com respeito ao lodo de esgoto (lodo de ETE), os resultados da análise elementar (CHNS e EPA 3050) estão indicados na Tabela 15. Notadamente os valores de C, H, N e S estão acima dos demais materiais, salientando a natureza orgânica do mesmo. Os valores apresentados estão de acordo com os limites impostos pela legislação em vigor (CONAMA 375/2006), não havendo restrições ambientais quanto à sua disposição em solos. Vale salientar o teor de Na (0,08%), este elemento é um dos responsáveis por conferir salinidade ao solo após adição de lodo.

Tabela 15 - Resultados analíticos de lodo - ETE Criciúma conforme EPA 3050 e analisador CHNS.

Determinações		ETE Criciúma	Valor máximo conforme CONAMA 375/2006
C	%	21,5	
C- orgânico	%	18	
H	%	5,2	
N	%	2,7	
Al	%	4,2	
Ca	%	1,7	
Fe	%	4,1	
K	%	0,13	
P	%	1,2	
S	%	6,7	
Mg	%	0,6	
As	mg kg ⁻¹	16	< 41
Ba	mg kg ⁻¹	< 4	< 1300
B	mg kg ⁻¹	9	
Cd	mg kg ⁻¹	< 0,2	< 39
Pb	mg kg ⁻¹	28	< 300
Co	mg kg ⁻¹	33	
Cu	mg kg ⁻¹	69	< 1500
Cr	mg kg ⁻¹	45	< 1000
Mn	mg kg ⁻¹	317	
Hg	mg kg ⁻¹	0,15	< 17
Mo	mg kg ⁻¹	< 0,2	< 50
Ni	mg kg ⁻¹	16	< 420
Se	mg kg ⁻¹	< 4	< 100
Na	mg kg ⁻¹	800	
Zn	mg kg ⁻¹	596	< 2800
N-NH ₄ ⁺	mg kg ⁻¹	694	
N-NO ₃ ⁻ + N-NO ₂ ⁻	mg kg ⁻¹	< 1	
Nitrogênio (TKN)	%	1,7	
densidade úmida	kg m ⁻³	1007	
Umidade	%	80	
pH		7,8	

(% massa / massa seca)

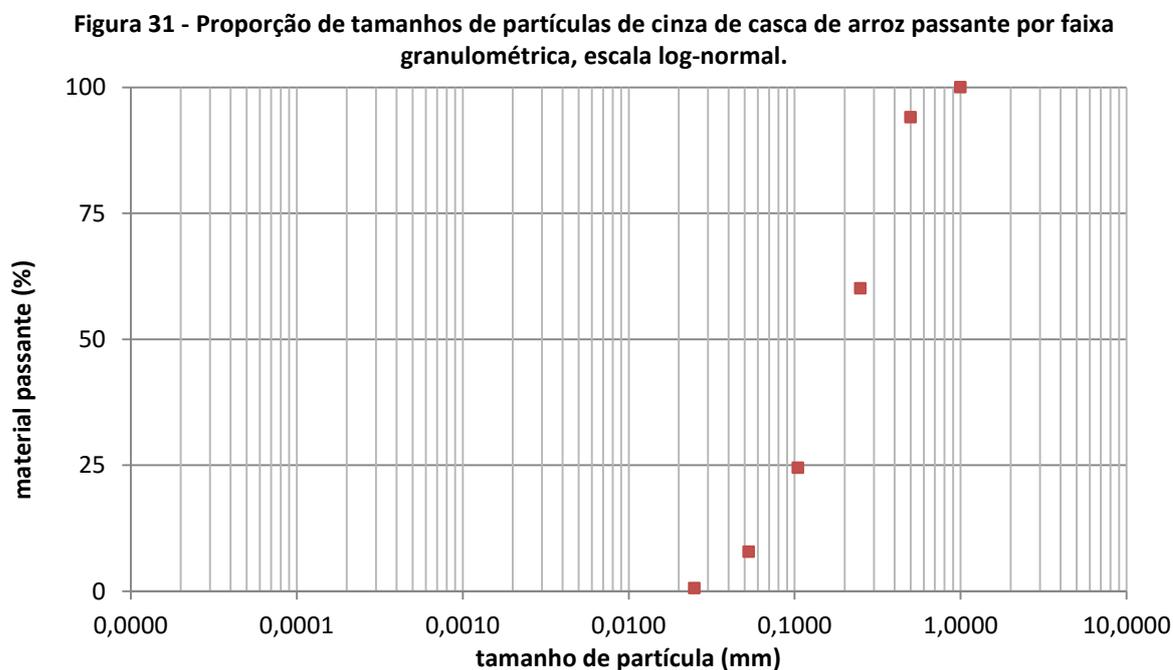
4.1.4. Cinza de casca de arroz

O resultado da caracterização granulométrica da amostra de cinza de casca de arroz está indicada na Tabela 16 e na Figura 31. A maior parte das partículas (86,21%) está compreendida entre 0,5 e 0,053 mm e o D_{50} é equivalente a 0,2 mm.

Tabela 16 - Distribuição granulométrica da cinza de casca de arroz.

abertura da peneira (mm)	massa (%)
-2,00 +1,68	0,00
-1,68 +1,00	0,00
-1,00 +0,50	5,95
-0,50 +0,25	33,97
-0,25 +0,105	35,57
-0,105 +0,053	16,67
-0,053 +0,025	7,23
-0,025	0,60

* média de duas repetições, dados obtidos na UFRGS, 2014.



Os resultados encontrados para a cinza de casca de arroz, por meio de Fluorescência de Raio-X (Tabela 17), mostram o predomínio absoluto de silício em sua composição.

Tabela 17 - Análise elementar por FRX da cinza de casca de arroz (CCA).

Elemento (%)	CCA
Si	90,2
K	4,3
Ca	1,8
Fe	1,2
P	0,9
S	0,7
Al	0,3
Mn	0,3
Mg	0,1

* média de duas repetições, dados obtidos na UFRGS, 2014.

4.2. PRODUÇÃO DO SOLO FABRICADO

Na produção dos substratos procurou-se a atender condições que levassem a um desenvolvimento vegetal adequado, são elas:

- neutralidade do sistema;
- presença de matéria orgânica; e
- estrutura física.

A neutralidade do sistema foi estabelecida valendo-se do balanço ácido-base conforme método desenvolvido por Sobek (Método Sobek Tradicional - ou ABA na sigla em inglês). Este método contrapõe o potencial de acidificação (AP) ao potencial de neutralização (NP) de um dado material e, quando aplicável, determina a relação mássica entre materiais com vistas à obtenção de um meio neutro (solo neste caso), conforme indicado no item 3.3.5.

O Quadro 5 resume os valores obtidos no teste estático de quantificação do potencial de geração de acidez (AP) e do potencial de neutralização (NP) bem como a relação mássica entre os materiais para atender à neutralidade. O balanço ácido-base (ABA) baseou-se na relação entre o AP do rejeito carvão (Rejeito_{2,2-2,6}) e o NP dos materiais alcalinos (ESC_{AE}, ESC_{AC} e CaCO₃), pois não foi identificado NP no rejeito de carvão e tampouco AP nos materiais alcalinos. Estes resultados foram utilizados durante o delineamento experimental (Quadro 3, item 3.4.1).

Quadro 5. Balanço ácido-base (ABA) para Rejeito_{2,2-2,6}, ESC_{AE}, ESC_{AC} e CaCO₃.

<i>Material ácido</i>	Rejeito _{2,2-2,6}		
AP (kg CaCO ₃ t ⁻¹)	25,0		
NP (kg CaCO ₃ t ⁻¹)	0,0		
NNP (kg CaCO ₃ t ⁻¹)	-25,0		
<i>Material Alcalino</i>	Calcário - CaCO ₃	Escória de Aço Especial - ESC _{AE}	Escória de Aço Carbono - ESC _{AC}
AP (kg CaCO ₃ t ⁻¹)	0,0	0,0	0,0
NP (kg CaCO ₃ t ⁻¹)	879,5	446,6	488,1
NNP(kg CaCO ₃ t ⁻¹)	879,5	446,6	488,1
Relação mássica entre Rejeito _{2,2-2,6} / MAlc	35:1	18:1	19:1

AP - potencial de acidificação

NP - potencial de neutralização

NNP - potencial de neutralização líquido = (PN - PA)

NPR - razão do potencial de neutralização = PN/PA

MAlc - material alcalino

A relação mássica mostra que uma porção de calcário neutraliza trinta e cinco porções de Rejeito_{2,2-2,6}, já uma porção da escória neutraliza, aproximadamente, vinte porções de Rejeito_{2,2-2,6}.

Cabe notar que o rejeito bruto possui 7% de enxofre, o que implica em um potencial de acidificação igual a 219 kg CaCO₃.t⁻¹. No Rejeito_{2,2-2,6} este valor é de 25 kg CaCO₃ t⁻¹, o que equivale a 11,4% do valor original; justificando o processo de dessulfurização e a obtenção da fração de densidade intermediária de rejeito. Dito de outra forma, a obtenção do Rejeito_{2,2-2,6} torna a utilização do rejeito de carvão mais econômica do ponto de vista agrônomico e ambiental, já que menores quantidades de alcalinizante serão necessárias para ajustar o pH a valores adequados à implantação de vegetação sobre o mesmo. O processo de separação em densidades ganha ainda mais relevância econômica caso a fração Rejeito_{d>2,6} seja utilizada comercialmente para, por exemplo, produzir-se ácido sulfúrico.

Daniels (1996), trabalhando com estéreis contendo 1% de enxofre pirítico, encontrou valores médios iguais a 32 kg CaCO₃ t⁻¹ (ou 64 t ha⁻¹) para elevar o pH até 7,0. Esse valor se assemelha ao encontrado neste estudo, onde há 0,8% de enxofre pirítico. Este mesmo autor levantou, ainda, AP de 10 kg CaCO₃ t⁻¹ para rejeito “fresco” em Virginia/EUA e também valores que frequentemente excederam a 50 kg CaCO₃ t⁻¹ em rejeitos de West Virginia e Kentucky, o que mostra a implicância e os reflexos das características geológicas locais sobre os quantitativos de material alcalino necessário à neutralização do meio.

A mistura do material alcalino ao Solo_{empr} levou em consideração o Índice SMP (Tabela 19) e o Índice PRNT (Tabela 12) conforme indicado pela SBCS (2004).

Com respeito à presença de matéria orgânica (MO) nos substratos, optou-se por adicionar lodo de esgoto de forma que todos os tratamentos chegassem a 3% de MO. Considerando-se que os tratamentos com substrato composto por Rejeito_{2,2-2,6} não contavam com C-orgânico (ou MO) em sua composição, foram adicionadas 97 g de lodo kg⁻¹ (peso seco) o que corresponde a 3% de MO ou a uma taxa de aplicação de 194 t ha⁻¹. Nos tratamentos cujo substrato foi composto a partir de Solo_{empr}, aplicou-se uma quantidade menor de lodo, uma vez que já contavam com teores de MO próprios. Foram adicionados 80 g de lodo kg⁻¹ (peso seco) ou de 180 t ha⁻¹.

Estudos prévios mostraram que um dos aspectos limitantes da utilização de rejeito de carvão como substrato esteve relacionado a problemas físicos. Este material tende a compactar-se rapidamente, dificultando a germinação e o enraizamento da vegetação. Ainda que tenha sido estimado que a adição de lodo viria a contribuir para uma adequada estrutura física dos solos fabricados, optou-se pela adição complementar de cinza de casca de arroz (2% m/m) em todos os tratamentos que contaram com Rejeito_{2,2-2,6} em sua composição. Esta taxa de aplicação correspondeu a 40 t ha⁻¹. A aplicação de cinza de casca de arroz a solos está amparada pela Diretriz Técnica N^o. 002/2011 da FEPAM (FEPAM, 2011) e por estudos como os de Dutra Jr et al. (2014), Guerrini e Trigueiro (2004) e Islabão (2013), dentre outros autores, cujos resultados serão discutidos posteriormente.

A Figura 32 mostra o aspecto geral do solo no tratamento constituído da mistura de Rejeito_{2,2-2,6}, cinza de casca de arroz, lodo e escória.

Figura 32 - Substrato composto por Rejeito_{2,2-2,6}+Lodo+ESC_{AC} após mistura de materiais.

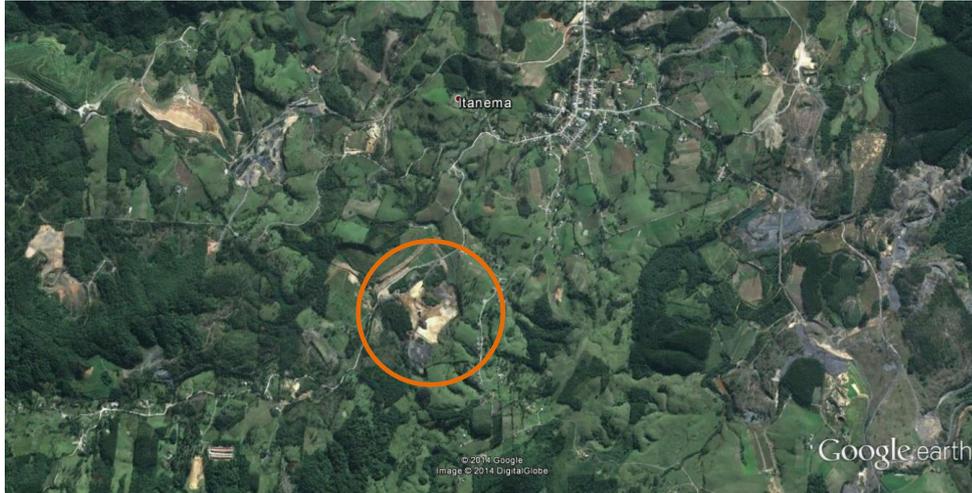


Fonte: do autor, 2013

4.3. CARACTERIZAÇÃO DO SOLO DA ÁREA DE EMPRÉSTIMO

A Figura 33 mostra a área de empréstimo onde se coletou solo com vistas à condução deste experimento (Lauro Müller-SC; coord. 28°23'34"S 49°23'49"W). Ali, o relevo varia de fortemente ondulado a ondulado e a cobertura vegetal arbórea mostra-se reduzida principalmente por força da agropecuária local.

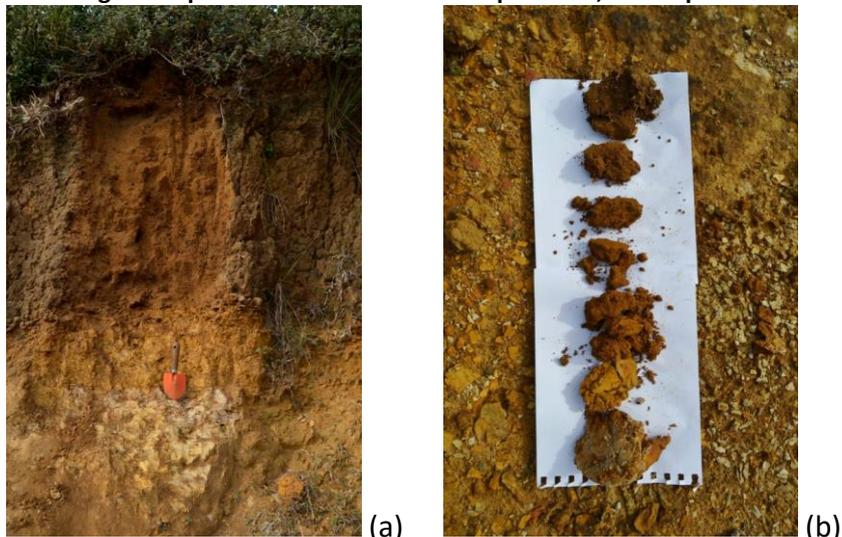
Figura 33. Área de empréstimo (coleta de solo), Lauro Müller/SC, localidade Itanema.



Fonte: Google, 2014

Neste local de coleta havia um perfil de solo exposto, por força da retirada de solo para a recuperação de áreas degradadas por mineração, e este pode ser visto na Figura 34 a. Porções significativas do perfil foram agrupadas para melhor visualização na Figura 34 b. A descrição dos horizontes do referido perfil está apresentada na Tabela 18.

Figura 34 - Imagem do perfil de solo da área de empréstimo, município Lauro Müller, SC



Fonte: do autor, 2013

Tabela 18 - Caracterização do perfil de solo da área de empréstimo (Cambissolo), município Lauro Müller, SC

Horizonte	Profundidade (cm)	Observações
A1	0 – 11	Estrutura granular, pequena e forte, não plástico e não pegajoso.
A2	11 – 15	Bloco subangular, pequeno, fraco. Há blocos subangulares menores e em grânulos, não pegajoso e pouco plástico.
AB	15 – 22	Blocos angulares a subangulares, textura média, blocos rompem-se em porções menores também subangulares e pouco com poucos grânulos, não plástico e não pegajoso.
A1'	22 – 33	Estrutura granular, pequena e forte, não plástico e não pegajoso.
AB	33 – 48	Blocos angulares variando a subangulares, textura média, moderada a fraca, pouco plástico e não pegajoso.
Bi	48 – 102	Blocos angulares a subangulares, médio a grande, moderada, quebram em blocos angulares pequenos e subangulares, raros grânulos, pouco plástico e não pegajoso.
CB	102 – 110	Blocos angulares a subangulares, médio a grande, moderada, quebram em blocos angulares pequenos e subangulares, raros grânulos, pouco plástico e não pegajoso. Com mosqueados de mesmo matiz, pequena presença de nódulos.
C	110 – 121	C petroplíntico, laminar, muito duro.
C1	121 – 151	Muito plástico e muito pegajoso, mosqueados não expressivos.
C2	151 - +	Muito plástico, muito pegajoso, mosqueados em tons avermelhados.

Na Tabela 19 encontra-se o resultado da análise química dos horizontes A e B da área de empréstimo e do Solo_{empr}, este criado a partir de mistura na razão de 1:2 dos horizontes B e C do mesmo local. A Tabela 20 indica os resultados para análise textural dos horizontes A e B os quais, uma vez relacionados à respectiva caracterização química, serviram de base para a caracterização do perfil de solo a ser apresentada a seguir.

Tabela 19 - Parâmetros químicos do solo da área de empréstimo (Cambissolo), município de Lauro Müller, SC.

Parâmetro		Horizontes			Classificação horizonte A
		A	B	Solo _{empr}	
Argila	%	30	40	27	classe 3
pH H ₂ O	-	3,8	3,9	4,6	muito baixo
Índice SMP	-	4,4	4,5	4,1	-
P	mg dm ⁻³	3,0	2,1	1,1	muito baixo
K	mg dm ⁻³	62	37	56	médio
M.O.	%	3,7	1,2	0,6	médio
Al _{troc.}	cmol _c dm ⁻³	7,2	6,8	7,2	
Ca _{troc.}	cmol _c dm ⁻³	0,6	0,1	0,5	baixo
Mg _{troc.}	cmol _c dm ⁻³	0,3	0,1	0,3	baixo
Soma de Bases	cmol _c dm ⁻³	1,25	0,41	1,1	
Al + H	cmol _c dm ⁻³	27,4	24,4	36,6	
CTC	cmol _c dm ⁻³	28,5	24,7	39,6	alto
Atividade argila	cmol _c dm ⁻³	95	61,75	146,7	Ta (alta)
Saturação Bases	%	4	1	2,0	distrófico
Saturação Al	%	86,8	95,7	88,3	
Relação Ca:Mg	-	2,0	1,0	1,7	
Relação Ca:K	-	3,8	1,1	3,5	
Relação Mg:K	-	1,9	1,1	2,1	
S	mg dm ⁻³	49	42	39	alto
Zn	mg dm ⁻³	1,6	0,5	0,5	alto
Cu	mg dm ⁻³	0,9	0,9	0,6	alto
B	mg dm ⁻³	0,8	0,2	0,2	alto
Mn	mg dm ⁻³	19	5	4	alto

Argila via método densimétrico, pH água 1:1, P e K Mehlich 1, Ca_{troc.}, Mg_{troc.}, Al_{troc.} e Mn_{troc.} KCl 1 mol L⁻¹, S CaHPO₄ 500 mg L⁻¹, Zn e Cu HCl 0,1 mol L⁻¹, B água quente e MO digestão úmida; conforme Tedesco et al. (1995)

Tabela 20 – Distribuição granulométrica das partículas (análise textural) do solo da área de empréstimo, município de Lauro Müller, SC.

Amostra (%)	Argila	Silte	Areia Fina	Areia Grossa
A	30	18	40	12
B	40	9	39	12

Resultados expressos no material seco a 45 °C

A caracterização química e física dos horizontes indica a presença de um Horizonte A moderado e de um horizonte B incipiente, características estas que com base no sistema

brasileiro de classificação de solos em vigor (SANTOS et al., 2013) enquadram o perfil de solo analisado como sendo um Cambissolo Háplico Ta Distrófico típico. Cambissolos são solos jovens em processo de transformação, razão pela qual tem características insuficientes para serem enquadrados em outras classes de solo mais desenvolvidos (STRECK et al., 2008).

Ainda, o horizonte superficial (“A”) deste perfil pertence ao grupamento textural médio (solo de textura franco-argilo-arenosa).

Os resultados mostram que as cargas disponíveis no complexo de troca estão majoritariamente ocupadas por íons alumínio (saturação por alumínio entre 86,8 e 95,7%) ao longo do perfil, o que é especialmente prejudicial ao desenvolvimento radicular da vegetação caso este solo não receba fonte de alcalinidade. Nas condições atuais, a disponibilidade de nutrientes que já é baixa fica ainda mais comprometida, pois há alumínio e não cátions básicos ligados à CTC. O teor médio de matéria orgânica somada à carência expressiva de fósforo corroboram à pouca fertilidade natural da região implicando em severa limitação para o crescimento vegetal. Não há carência de micronutrientes. Cabe ressaltar que a pouca disponibilidade de nutrientes no solo é um problema a ser considerado, especialmente em plantios comerciais ou quando da recuperação de áreas degradadas, pois ambas as situações exigem rapidez no desenvolvimento vegetal ou que grandes volumes de massa vegetal (ou grãos) seja produzida.

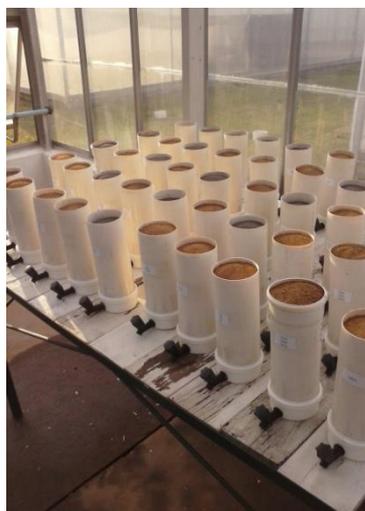
Quanto ao Solo_{empr}, este não poderia divergir da composição dos horizontes que o compõem sendo, portanto, limitado do ponto de vista da disponibilidade de nutrientes para a vegetação com restrições dado seu baixo teor de matéria orgânica (MO < 1%) e a baixa saturação por bases (V% < 50%). Destaque também para o nível de fósforo, muito baixo, que aliado às restrições previamente citadas limitam o estabelecimento, crescimento e desenvolvimento de cobertura vegetal sobre o mesmo.

4.4. CRESCIMENTO VEGETAL

Sendo objetivo estudar a utilização de rejeito de carvão como substrato para crescimento vegetal foram estabelecidos 8 tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA e 8 tratamentos controle com Solo_{empr} (item 3.4.1 - Materiais e métodos). Todos os 16 tratamentos foram semeados com aveia preta (*Avena strigosa*) e a produção de massa

vegetal foi mensurada em termos de matéria seca da parte aérea e radicular. A Figura 35 mostra as etapas do experimento.

Figura 35 - Experimento após implantação (a), plantas em crescimento (b) e plantas adultas (c). UFRGS, Porto Alegre – RS, 2014.



(a)



(b)



(c)

Fonte: do autor, 2014

Na Tabela 21 estão indicados os valores médios referentes à matéria seca da parte aérea e radicular produzidos pela aveia preta a partir de misturas com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA, após oito semanas de crescimento. Tabelas com os valores individualizados por repetição e análises de variância (tabelas ANOVA) encontram-se no Apêndice 2 e 3 respectivamente.

Tabela 21 – Valores médios (n=3) de matéria seca (g) parte aérea, radicular e total para aveia preta nos tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA. UFRGS, Porto Alegre – RS, 2014.

	SEM LODO				COM LODO			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
Parte aérea (g)	2,7	2,8	0,5	0,4	0,0	7,9	9,3	8,3
Tecido radicular (g)	1,4	1,0	0,5	0,5	0,0	1,7	2,3	2,1
Total (g)	4,1	3,8	1,0	0,9	0,0	9,6	11,6	10,4

Dados e comparações relativos à aveia preta, cultivada exclusivamente em Rejeito_{2,2-2,6}+CCA (matéria seca total/parte aérea + radicular), mostram que lodo e alcalinizantes possuem efeitos significativos frente aos resultados observados (Apêndice 3). No entanto, é na interação entre os mesmos que o crescimento se mostra mais expressivo. Tal resultado

não surpreende, dado o necessário equilíbrio entre fornecimento de nutrientes e pH no sistema solo-planta.

A Figura 36 mostra em imagens o crescimento nos tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA havendo diferenças visuais expressivas entre tratamentos. É maior o crescimento nos tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+alcalinizantes com respeito aos demais.

Figura 36 - Mudas de aveia preta nos 8 substratos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA, 8 semanas após a brotação. UFRGS, Porto Alegre – RS, 2014.



Rejeito_{2,2-2,6} + CCA



Rejeito_{2,2-2,6} + CCA + CaCO₃



Rejeito_{2,2-2,6} + CCA + ESC_{AE}



Rejeito_{2,2-2,6} + CCA + ESC_{AC}



Rejeito_{2,2-2,6} + CCA + Lodo



Rejeito_{2,2-2,6} + CCA + CaCO₃ + Lodo



Rejeito_{2,2-2,6} + CCA + ESC_{AE} + Lodo



Rejeito_{2,2-2,6} + CCA + ESC_{AC} + Lodo

Fonte: do autor, 2014

A Tabela 22 indica os valores médios referentes à matéria seca foliar e radicular produzidos pela aveia preta exclusivamente a partir de misturas com Solo_{empr}, após oito semanas de crescimento. Os valores para Solo_{empr} foram utilizados na validação dos resultados para Rejeito_{2,2-2,6}+CCA, pois esta é a matéria prima básica empregada durante a recuperação de áreas degradadas pela mineração de carvão em Santa Catarina. Tabelas com

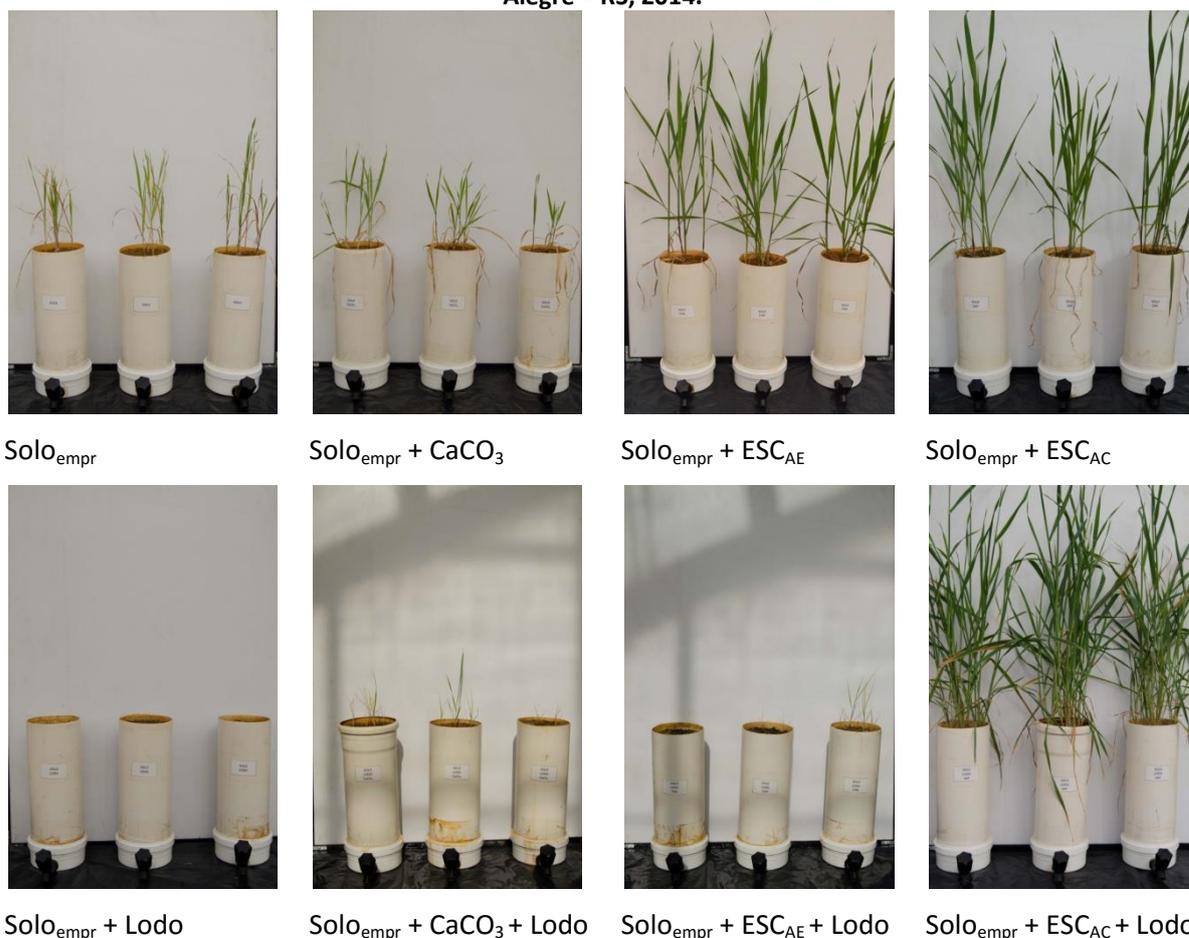
os valores individualizados por repetição e análises de variância (tabelas ANOVA) encontram-se nos Apêndices 2 e 3, respectivamente.

Tabela 22 - Valores médios (n=3) de matéria seca (g) parte aérea, radicular e total para aveia preta nos tratamentos com Solo_{empr}. UFRGS, Porto Alegre – RS, 2014.

	SEM LODO				COM LODO			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
Parte aérea (g)	0,4	0,4	2,0	2,3	0,0	0,05	0,02	8,6
Tecido radicular (g)	0,2	0,1	0,9	0,5	0,0	0,1	0,6	1,8
Total (g)	0,6	0,5	2,9	2,8	0,0	0,15	0,62	10,4

A Figura 37 mostra em imagens o crescimento nos tratamentos com solo de área de empréstimo.

Figura 37 - Mudas de aveia preta nos 8 substratos com Solo_{empr}, 8 semanas após a brotação. UFRGS, Porto Alegre – RS, 2014.



Fonte: do autor, 2014

No que diz respeito ao crescimento da aveia nos tratamentos com Solo_{empr}, observou-se, à semelhança dos resultados para Rejeito_{2,2-2,6}+CCA, que aplicação de lodo e de alcalinizantes afetaram substancialmente o crescimento vegetal sendo significativa, também, a ação conjunta dos mesmos. O crescimento em termos de matéria seca foliar e radicular é significativamente maior ao utilizar-se lodo como fonte de matéria orgânica e alcalinizantes concomitantemente (Apêndice 3).

Cabe salientar que foi observada alta variabilidade entre os resultados para matéria seca radicular, em especial nos tratamentos com Solo_{empr}. Atribui-se parte deste resultado à alta plasticidade do solo o que dificultou a obtenção das raízes. A separação solo/raízes teria sido facilitada usando-se soluções dispersantes, mas optou-se por não utilizá-las uma vez que estas comprometeriam o resultado analítico das amostras de solo, também objeto de estudo.

Adotando-se a massa total da aveia preta no tratamento Solo_{empr}+ESC_{SAP}+Lodo como equivalente a rendimento 100% (adotado como padrão) e comparando-o à massa dos demais tratamentos, chegou-se à Tabela 23. Nela, a matéria seca produzida em todos os tratamentos está expressa de modo relativo com respeito ao padrão.

Tabela 23 – Rendimento relativo (%) para aveia preta nos 16 tratamentos considerando-se o tratamento Solo+SAP+Lodo como padrão.

	Parte aérea (%)	Tecido radicular (%)	Massa total (%)
Rejeito _{2,2-2,6} +CCA	31	78	39
Rejeito _{2,2-2,6} +CCA+CaCO ₃	33	56	37
Rejeito _{2,2-2,6} +CCA+CHA	6	28	10
Rejeito _{2,2-2,6} +CCA+SAP	5	28	9
Rejeito _{2,2-2,6} +CCA+Lodo	0	0	0
Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+CaCO₃+Lodo	92	94	92
Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+CHA+Lodo	108	128	112
Rejeito_{2,2-2,6}+CCA++SAP+Lodo	97	117	100
Solo	5	11	6
Solo+CaCO ₃	5	6	5
Solo+CHA	23	50	28
Solo+SAP	27	28	27
Solo+Lodo	0	0	0
Solo+CaCO ₃ +Lodo	1	6	1
Solo+CHA+Lodo	0	33	6
Solo+SAP+Lodo	100	100	100

Analisando-se o conjunto dos dados em termos de médias de matéria seca total (Tabelas 21 e 22) e rendimento relativo (Tabela 23) nos 16 tratamentos percebe-se que os melhores resultados ocorreram onde houve adição concomitante de lodo e de alcalinizantes. Os dados também podem ser analisados de forma gráfica (Figura 38) e as médias podem ser comparadas - Tukey (Tabela 24). Resultados completos incluindo análise de variância – ANOVA estão apresentados no Apêndice 3. Os melhores resultados em termos de matéria seca total produzida foram:

Rejeito_{2,2-2,6} + CCA + CaCO₃ + Lodo,
 Rejeito_{2,2-2,6} + CCA + ESC_{AE} + Lodo,
 Rejeito_{2,2-2,6} + CCA + ESC_{AC} + Lodo e
 Solo_{empr} + ESC_{AC} + Lodo

Figura 38 - Valores médios de matéria seca total (g) para aveia preta nos 16 tratamentos, após 8 semanas de crescimento.

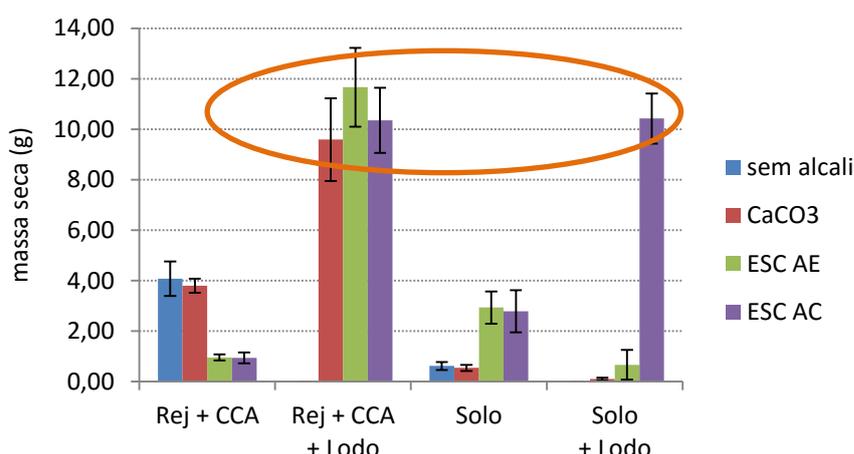


Tabela 24 – Valores médios (n=3) de matéria seca total (g) para aveia preta nos 16 tratamentos, após 8 semanas de crescimento. UFRGS, Porto Alegre – RS, 2014.

	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
Rejeito _{2,2-2,6} +CCA	4,08 aA	3,80 bA	0,95 cB	0,94 cB
Rejeito _{2,2-2,6} +CCA+Lodo	0,00 bC	9,59 aB	11,66 aA	10,36 aAB
Solo _{empr}	0,62 bB	0,54 cB	2,93 bA	2,79 bA
Solo _{empr} + Lodo	0,00 bB	0,10 cB	0,66 cB	10,42 aA

diferença mínima significativa para colunas = 1,3043 classificação com letras minúsculas

diferença mínima significativa para linhas = 1,3043 classificação com letras maiúsculas

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Observando-se apenas os resultados restritos às maiores taxas de crescimento, na Tabela 24, percebe-se que as massas secas totais produzidas nos tratamentos Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+ESC_{AC} e Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+ ESC_{AE} equivalem entre si. Também, em uma

condição de crescimento secundário, os tratamentos Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+ESC_{AE} e Rejeito_{2,2-2,6}+Lodo+ CaCO₃ mostram-se estatisticamente semelhantes.

Comparando-se os tratamentos que contaram com Solo_{empr} nas misturas, percebe-se que o único tratamento com alta taxa de crescimento, compatível inclusive com os melhores tratamentos a partir de Rejeito_{2,2-2,6}+CCA, foi Solo_{empr}+Lodo+ESC_{AC}. Os resultados para Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+ESC_{AC} e Solo_{empr}+Lodo+ESC_{AC} foram estatisticamente equivalentes (Apêndice 3).

A caracterização da fertilidade dos solos fabricados em todos os tratamentos está apresentada a seguir, ela amplia a discussão e ajuda a entender o porquê dos resultados obtidos em termos de massa seca vegetal total.

4.5. ASPECTOS QUÍMICOS, FÍSICOS E AMBIENTAIS DOS SOLOS

A elaboração de solos fabricados e a verificação de sua qualidade em termos de fertilidade do solo, possibilitando o manejo do crescimento vegetal, passa pela caracterização de aspectos químicos, físicos e ambientais; os quais serão abordados a seguir.

4.5.1. Aspectos químicos

A fertilidade de um solo diz respeito a sua capacidade de ceder nutrientes essenciais às plantas em quantidades adequadas e livre de substâncias tóxicas. Para que isto ocorra os nutrientes devem estar em sua forma disponível e em concentrações adequadas. Em relação aos aspectos químicos envolvidos neste experimento, avaliaram-se a acidez/pH, os macronutrientes e os micronutrientes.

Acidez e macronutrientes

Para fins práticos, considera-se, na literatura, que a faixa de pH entre 6,0 e 6,5 (POTAFOS, 1998; SBCS, 2004) ou 5,5 e 6,0 (WIETHOLTER, 2000) são as mais adequadas para a maioria das culturas comerciais, pois é nela que ocorre a melhor interação entre os macro/micronutrientes e as plantas. Para valores de pH abaixo de 5,5 haverá aumento da concentração de alumínio e hidrogênio em solução aliada à indisponibilização de macronutrientes. Em valores acima de 6,5 os micronutrientes ferro, cobre, zinco e manganês

reduzem sua disponibilidade podendo comprometer o desenvolvimento vegetal. Nitrogênio, enxofre, boro e fósforo começam a reduzir sua disponibilidade em valores de pH superiores a 7,0 (CAIRES, 2010).

Contudo, alguns autores defendem faixas de pH um pouco mais amplas. Boeira/EMBRAPA (2006) ressalta que a Norma CETESB 4.230/99 do Estado de São Paulo determina que o pH do solo (pH CaCl_2) na área de aplicação de biossólido deve ser mantido entre 5,5 e 7,0. Esta faixa é mais flexível que as anteriormente citadas, permitindo que o grau desejado de neutralização da acidez dos solos varie em função do cultivo e da produtividade desejados, entre outros fatores.

O balanço químico dos nutrientes não se limita ao efeito direto do pH sobre os mesmos, há também efeitos indiretos que devem ser considerados. O pH atua sobre a abundância e a diversidade populacional de organismos vivos no solo, especialmente a bacteriana, repercutindo na redução das taxas de mineralização da matéria orgânica em ambiente ácido (ALCARDE et al., 1998; UPJOHN, 2005, FIERER e JACKSON, 2006; LAUBER et al., 2009; ROUSK, 2010). O pH também atua, indiretamente, sobre características físicas, ao agir sobre a estrutura dos minerais e matéria orgânica (GOLBERG, 1987; HUYGENS, 2015).

Para entender ou avaliar a acidez de um dado solo a mesma é abordada sob diferentes "prismas", são eles: acidez ativa (pH), trocável (alumínio) e potencial (H+Al) ou ainda à luz dos reflexos que provoca sobre o balanço entre cátions básicos (ou saturação de bases - V%) e ácidos (saturação de alumínio - m%) que ocupam os sítios ativos da CTC.

Quanto ao consumo de nutrientes pelas plantas, consideram-se macronutrientes os elementos: nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre. O teor de nitrogênio no solo pode ser estimado indiretamente através do teor de matéria orgânica (MO), ainda que haja outros métodos, uma vez que é na matéria orgânica que está o reservatório de N do solo. Os resultados expressos para fósforo não consideram o valor total, mas sim o disponível para as plantas. Para potássio, cálcio e magnésio são considerados os teores trocáveis. As Tabelas 25 e 26 mostram os valores médios para matéria seca total bem como os valores de pH do solo (1:1), Índice SMP, acidez potencial (H+Al), acidez trocável (teor de alumínio), capacidade de troca de cátions (CTC), matéria orgânica (MO), fósforo disponível, potássio/cálcio/magnésio trocáveis, enxofre total e extraível, saturação de bases e de alumínio considerando-se a utilização de $\text{Rejeito}_{2,2-2,6} + \text{CCA}$ e $\text{Solo}_{\text{empr}}$, respectivamente.

Tabela 25 - Valores médios (n=3) para matéria seca total, acidez, CTC, matéria orgânica e macronutrientes nos tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA.

	SEM LODO				COM LODO			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
Massa seca total - g	4,1	3,8	1,0	0,9	0,0	9,6	11,7	10,4
pH	3,4	6,5	8,5	8,5	3,7	4,6	6,9	7,4
Índice SMP	5,9	7,4	7,6	7,9	4,0	6,6	7,4	7,4
H+Al - cmol _c dm ⁻³	5,4	0,9	0,7	0,5	44,2	2,2	0,9	0,9
Alumínio - cmol _c dm ⁻³	3,6	0,0	0,0	0,0	13,1	2,4	0,0	0,0
CTC - cmol _c dm ⁻³	15	12	15	15	54	29	24	26
MO - %	1,1	1,0	1,1	1,2	1,2	1,1	1,3	1,4
Fósforo - mg dm ⁻³	9	14	32	41	193	117	92	113
Potássio - mg dm ⁻³	332	191	204	181	247	185	143	143
Cálcio - cmol _c dm ⁻³	7,5	9,2	12,3	13,1	8,1	19,2	18,2	20,5
Magnésio - cmol _c dm ⁻³	0,9	1,3	1,0	0,5	0,9	7,2	4,5	4,0
Enxofre total - %	0,7	0,8	1,0	1,0	1,2	1,1	1,1	1,1
Enxofre extraível - g kg ⁻¹	2,0	0,9	1,6	0,7	4,0	4,8	2,9	2,7
Saturação bases - V%	64,3	92,6	95,0	96,4	17,9	92,6	96,2	96,6
Saturação alum. - m%	28,5	0,0	0,0	0,0	57,4	8,2	0,0	0,0

pH_(1:1), Índice SMP, P Mehlich 1, K_{troc.} Mehlich 1, Ca_{troc.}, Mg_{troc.} e Mn_{troc.} KCl 1 mol L⁻¹, S-SO₄ CaHPO₄ 500 mg L⁻¹, Zn e Cu HCl 0,1 mol L⁻¹, B água quente e MO digestão úmida.

Tabela 26 - Valores médios (n=3) para matéria seca total, acidez, CTC, matéria orgânica e macronutrientes nos tratamentos com Solo_{empr.}

	SEM LODO				COM LODO			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
Massa seca total - g	0,6	0,5	2,9	2,8	0,0	0,1	0,7	10,4
pH	4,5	5,2	5,6	7,2	3,7	4,0	4,0	4,3
Índice SMP	4,5	5,8	6,4	7,2	4,0	4,5	4,5	5,2
H+Al - cmol _c dm ⁻³	25,9	5,4	2,9	1,2	40,7	23,7	24,5	11,6
Alumínio - cmol _c dm ⁻³	9,3	0,0	0,0	0,0	13,8	8,5	7,7	4,2
CTC - cmol _c dm ⁻³	26	16	13	20	42	30	33	30
MO - %	1,2	1,5	2,9	3,3	2,5	2,1	3,0	3,3
Fósforo - mg dm ⁻³	2	2	4	4	132	102	85	60
Potássio - mg dm ⁻³	55	61	42	60	42	52	59	35
Cálcio - cmol _c dm ⁻³	0,2	6,0	7,1	15,9	0,7	4,7	6,8	14,5
Magnésio - cmol _c dm ⁻³	0,1	4,1	2,9	2,5	0,2	1,5	1,2	3,9
Enxofre total - %	0,05	0,05	0,04	0,1	0,6	0,5	0,5	0,6
Enxofre extraível - g kg ⁻¹	0,1	0,1	0,1	0,1	2,9	3,2	3,6	3,4
Saturação bases - V%	1,7	65,6	77,6	94,0	2,4	20,9	25,6	61,6
Saturação alum. - m%	95,4	7,6	0,0	0,0	93,2	57,5	48,3	18,4

pH_(1:1), Índice SMP, P Mehlich 1, K_{troc.} Mehlich 1, Ca_{troc.}, Mg_{troc.} e Mn_{troc.} KCl 1 mol L⁻¹, S-SO₄ CaHPO₄ 500 mg L⁻¹, Zn e Cu HCl 0,1 mol L⁻¹, B água quente e MO digestão úmida.

Como não poderia deixar de ser, percebe-se que os melhores resultados em termos de crescimento vegetal (matéria seca total) são aqueles onde a acidez e o suprimento de nutrientes estão adequados, ou seja, onde há condições químicas para que as plantas se abasteçam dos nutrientes necessários.

Os resultados de pH e Índice SMP mostram que os vasos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA tiveram menor acidez que os vasos com Solo_{empr.}. Essa condição não era esperada, dada a presença de pirita no rejeito. Contudo, pode ser explicada em termos cinéticos; a pirita pode levar semanas ou meses para oxidar, ao contrário dos alcalinizantes que são rápidos. Assim, espera-se que, ao longo do tempo, esta situação se inverta. Cabe ressaltar que enquanto a fonte de acidez do rejeito é a pirita, no solo da área de empréstimo esta decorre da carência de bases e da presença de óxidos de alumínio dada a intemperização a que foi submetido durante sua formação. Quanto à acidez potencial (H+Al) e à acidez trocável (teor de alumínio trocável), estas se comportam à semelhança do pH.

Ainda com respeito à acidez, pode-se observar que a utilização de lodo sempre provocou um aumento neste parâmetro. Entende-se que a mineralização de compostos nitrogenados e a adição de ácidos orgânicos e inorgânicos com a subsequente desprotonação de grupos funcionais como carboxila e hidroxila são responsáveis por acidificar o meio (SPOSITO, 1989; SPARKS, 1995). A taxa de mineralização do nitrogênio (N) varia de um resíduo orgânico para outro, evidenciando ser dependente da forma química do composto nitrogenado e de sua interação com o solo. Para o caso dos lodos de esgoto, a quantidade de N mineralizada é em grande parte regulada pelo material de origem e pelo tratamento ao qual o lodo foi submetido (CARNEIRO et al., 2013).

Levantamento de Carmo e Lambais (2013) mostra que muitos autores, ao estudar a mineralização do N em lodos de esgoto, perceberam que a presença de quantidades elevadas de N-NH₄⁺ podem ser inibitórias ao processo de nitrificação, já que a tolerância máxima dos microrganismos nitrificadores varia de 400 a 500 mg kg⁻¹. O N presente no lodo utilizado neste experimento está majoritariamente na forma de amônio e apresenta teor superior ao referido limite (694 mg kg⁻¹).

Cabe ressaltar que o baixo teor de argila dos tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA (item 4.5.2) pode favorecer perdas de N na forma de N-NO₃⁻ por lixiviação, cabendo ajustes na aplicação de lodo de ETE conforme Daniels (2003), Dynia et al (2006) e Jadoski et al. (2010).

A lixiviação também pode levar a perdas de cátions básicos complexados na matéria orgânica dissolvida (DIJKSTRA, 2001; YUSRAN, 2010).

Quanto às diferentes respostas para com as fontes de alcalinidade, é necessário observar a constituição química destes materiais: óxidos, hidróxidos e/ou carbonatos. Óxidos de cálcio são mais solúveis e estão em maior concentração nas escórias enquanto os carbonatos são menos solúveis e são encontrados em maior proporção no calcário. Trabalho de Correa et al. (2007), em Latossolo Vermelho distrófico sob sistema de plantio direto, mostrou que quanto maior a dosagem de escória maior foi o pH do solo. Os autores explicaram que em seu experimento a presença de materiais de solubilidade superior à do calcário deslocou a frente de alcalinização para camadas inferiores do solo com aumento da saturação por bases.

Vale ressaltar que ainda que tenha sido calculada a taxa de aplicação de escória no Rejeito_{2,2-2,6} com base no balanço ácido-base, chegou-se a valores alcalinos de pH que não eram desejados. Tal resultado pode estar ligado à cinética das reações (neste caso maior dissolução de bases se comparadas à dos ácidos) e à pequena contribuição em termos de alcalinização da cinza de casca de arroz (aqui não considerada).

Quanto ao teor de matéria orgânica, houve incremento apenas moderado ao adicionar-se lodo nos substratos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA, tendo havido repercussão positiva ao utilizar-se Solo_{empr} ou Solo_{empr}+CaCO₃.

A aplicação de lodo nos substratos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA, mostra aumentos significativos no teor de fósforo. Ressalta-se, contudo, que o que interessa sob o ponto de vista agrônômico não é o valor absoluto de fósforo, mas sim o montante disponível para as plantas. Para tanto, leva-se em conta a fração coloidal e sua relação com o teor de óxidos em solos tropicais. Quanto maior o teor de óxidos na fração coloidal e quanto menor for o pH do solo, maior será a porção de fósforo adsorvida às suas superfícies e menor será a disponibilidade deste para as plantas. A recíproca é verdadeira: na medida em que o pH se eleva, a adsorção de fósforo nos óxidos é reduzida, permitindo sua absorção pelas plantas ou mesmo sua perda (KAMPRATH, 1956; CASAGRANDE et. al, 2003). Contudo, o fósforo também é indisponibilizado para as plantas em ambientes alcalinos, há formação de apatita Ca₅(PO₄)₃(F,OH,Cl).

O teor médio de argila dos tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA é inferior a 20%, classificando-os como pertencentes à Classe 4 (SBCS, 2004). Cabe lembrar que o rejeito foi

cominuído mecanicamente e não intemperizado via processos naturais e que, portanto, não há uma relação direta entre a granulometria e a mineralogia dos materiais. No entanto, análise por DRX apresentada anteriormente indica a presença de caulinita no Rejeito_{2,2-2,6} a qual, de acordo com Wei et al. (2013), também é responsável por adsorver fósforo ainda que em menor intensidade se comparada aos óxidos.

Conforme interpretação proposta por SBCS (2004) para extração via Mehlich-1, os teores de fósforo disponível nos tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA sem lodo classificaram-se como "baixo" e "alto" passando a "muito alto" quando o lodo foi incluído. Já nos tratamentos com Solo_{empr} (Classe 3) passou-se de teores "muito baixo" para "muito alto" após a adição do mesmo.

Ainda com respeito ao fósforo, deve-se chamar a atenção para outra questão: os ânions PO_4^{-2} e SO_4^{-2} competem pelos mesmos sítios de adsorção no solo. No entanto o sulfato é preterido, o que facilita sua absorção pelas plantas e também perdas por lixiviação.

A interpretação para potássio leva em conta a CTC do solo a pH 7,0 (SBCS, 2004). Neste cenário, todos os tratamentos tiveram CTC média maior que $15 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, com a exceção de Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+CaCO₃ e Solo+ESC_{AE}. Os substratos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA apresentam níveis de potássio trocável variando de "alto" a "muito alto", o que está relacionado à própria composição do Rejeito_{2,2-2,6}, cuja análise elementar quantitativa mostra haver 1,3% do mesmo. A caracterização da cinza de casca de arroz por FRX mostra 4,3% de potássio em sua composição. Também pesquisa de Nolla et al. (2013) encontrou teor de potássio equivalente a 1.329 mg dm^{-3} (ou $3,4 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) neste material, o que ajuda a explicar a alta disponibilidade de potássio nas misturas com rejeito. Nos tratamentos com Solo_{empr}, os teores variaram entre "muito baixo" e "médio". A aplicação de lodo não implicou em um aumento na concentração de potássio, o que vai ao encontro dos resultados obtidos na sua caracterização, ou seja, há pouco potássio na composição do lodo (0,13%). A aplicação de alcalinizantes nos tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA diminuiu os teores de potássio trocável, o que pode estar associado a uma saturação dos sítios de troca da CTC por cálcio e magnésio em detrimento do potássio.

Os resultados referentes ao cálcio mostram que, nas misturas com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA, a aplicação de lodo de esgoto e o uso de alcalinizante apresentam efeitos positivos sobre os valores finais deste macronutriente. Ao utilizar-se Solo_{empr}, a aplicação de lodo não interferiu significativamente sobre os resultados. O emprego de escória de aço carbono no Solo_{empr}

provocou aumento significativo no teor do cálcio, o que ajuda a explicar o maior crescimento no tratamento Solo_{empr}+Lodo+ESC_{AC} ainda que o pH observado tenha sido 4,3. Os resultados para cálcio são inversos aos do alumínio.

Ainda que tenha havido variações no teor de cálcio entre os tratamentos, a SBCS (2004) interpreta todos os resultados como sendo "altos" (teor > 4 cmol_c Ca dm⁻³) exceto para Solo_{empr} e Solo_{empr}+Lodo cujos teores são "baixos".

O magnésio apresentou os maiores teores tanto no Rejeito_{2,2-2,6}+CCA ou Solo_{empr}, quando foram aplicados alcalinizantes. A utilização de CaCO₃ implicou na presença de maiores concentrações de magnésio trocável nos substratos, fato relacionado diretamente à sua composição (Tabela 9). Classificação para solos do RS e SC, conforme SBCS (2004), mostra que os teores de magnésio trocável é "baixa" para Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+ESC_{AC}, Solo_{empr} e Solo_{empr}+Lodo (≤ 5 cmol_c Mg dm⁻³), "média" para Rejeito_{2,2-2,6}+CCA e Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+CaCO₃ (0,6 a 1,0 cmol_c Mg dm⁻³) e é "alta" em todos as demais situações (> 1,0 cmol_c Mg dm⁻³).

No que diz respeito ao enxofre, os valores foram significativamente maiores utilizando-se Rejeito_{2,2-2,6}+CCA, o que era esperado dada a origem e composição do mesmo. No que diz respeito à adição de lodo, este provoca aumento significativo neste nutriente, o que faz sentido dado a presença de enxofre na matéria orgânica. No caso das fontes de alcalinidade, estas não são responsáveis por diferenças significativas ao considerar-se o enxofre total. Todavia, há divergência em termos de enxofre extraível, ainda que os resultados sejam bastante próximos. Os maiores valores de enxofre extraível encontram-se nos tratamentos sem aditivos alcalinos ou com CaCO₃, valores intermediários com ESC_{AE} e inferiores com ESC_{AC}. Todos os valores encontrados para enxofre extraível classificam-se como "altos", pois apresentam resultados acima de 5,0 mg dm³.

Com respeito à CTC, os resultados mostram maiores valores, em ambos os solos, quando houve aplicação de lodo. Os alcalinizantes não diferem entre si (sem alcalinizante > ESC AE = ESC AC = CaCO₃).

A saturação de alumínio (m%) é alta, tanto no Rejeito_{2,2-2,6}+CCA como Solo_{empr}, quando calcário e escórias não foram utilizados. Este resultado é esperado, uma vez que nestas condições o pH alcança valores inferiores a 5,5, permitindo a solubilização do alumínio. Como a saturação de bases (V%) é o inverso à saturação de alumínio (m%), os resultados são inversos.

Micronutrientes

São considerados micronutrientes elementos igualmente essenciais, porém, requeridos em menores quantidades que os macronutrientes. São eles boro, cloro, cobre, ferro, manganês, molibdênio, níquel e zinco. A disponibilidade dos micronutrientes à vegetação é pH-dependente: quanto maior for o pH do solo, maior a disponibilidade de molibdênio e cloro e menor a de ferro, cobre, manganês e zinco. Boro apresenta maior disponibilidade em pH neutro, reduzindo tanto em pH ácido quanto básico. No caso específico deste estudo, a variação no pH se deu em função da adição de calcário e também de escórias, o que impede comparações diretas entre pH e teores de micronutrientes. Se por um lado as escórias aumentam o pH (alcalinizam o meio), levando a uma redução na disponibilidade de micronutrientes, por outro são elas, justamente, fonte destes elementos. À luz desta realidade, os resultados devem ser analisados.

As Tabelas 27 e 28 mostram os valores médios para os micronutrientes cobre, ferro, zinco e manganês nos tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA e Solo_{empr}, respectivamente. A Tabela 29 indica a classificação dos teores de micronutrientes no solo para fins de comparação.

Tabela 27 - Valores médios (n=3) para Cu, Fe, Zn e Mn e pH no solo dos tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA.

	SEM LODO				COM LODO			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
pH	3,4	6,5	8,5	8,5	3,7	4,6	6,9	7,4
Cu - mg dm ⁻³	5,2	0,2	0,2	0,2	9,9	4,8	4,1	0,2
Fe - g dm ⁻³	> 5,0	2,9	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0
Zn - mg dm ⁻³	10,4	5,0	32,4	12,4	43,2	42,7	73,0	45,8
Mn - mg dm ⁻³	24,4	8,1	7,5	4,7	22,9	30,4	5,6	9,0

Tabela 28 - Valores médios (n=3) para Cu, Fe, Zn e Mn no solo dos tratamentos com Solo_{empr}.

	SEM LODO				COM LODO			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
pH	4,5	5,2	5,6	7,2	3,7	4,0	4,0	4,3
Cu - mg dm ⁻³	0,2	0,2	0,2	0,6	0,7	1,8	0,7	0,6
Fe - g dm ⁻³	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0	> 5,0
Zn - mg dm ⁻³	0,8	4,4	2,0	16,7	14,4	19,7	18,2	19,0
Mn - mg dm ⁻³	2,5	2,5	8,7	9,1	4,7	5,2	15,9	50,0

Tabela 29 - Interpretação dos teores de micronutrientes no solo

	baixo	médio	alto
Cu - mg dm ⁻³	< 0,2	0,2 - 0,4	> 0,4
Fe - g dm ⁻³	-	-	> 5,0
Zn - mg dm ⁻³	< 0,2	0,2 - 0,5	> 0,5
Mn - mg dm ⁻³	< 2,5	2,5 - 5,0	> 5,0

Fonte: SBCS (2004)

O cobre apresenta maiores teores, em ambos solos, após a adição de lodo. Majoritariamente a interpretação dos teores de cobre passa de "média" a "alta" após a adição de lodo enquanto calcário ou escórias reduziram seu teor nos tratamentos.

O laudo de análise para ferro indica valores de até 5 g dm³, com isso os valores superiores ficam mascarados dificultando comparações. Assim, todos os tratamentos são interpretados como "altos" exceto para Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+CaCO₃.

Os resultados de zinco mostram valores superiores quando Rejeito_{2,2-2,6}+CCA é o substrato principal, quando lodo é aplicado e na ausência de alcalinizantes à semelhança do cobre. Os alcalinizantes diferem entre si (ESC AE > ESC AC > CaCO₃ = sem alcalinizante). Com respeito ao zinco, todos os tratamentos são interpretados como tendo "altos" teores.

O manganês apresenta maior concentração quando lodo e escória de aço ao carbono foram incluídos nas misturas. Todos os tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA possuem "altos" teores deste nutriente. Ao utilizar-se Solo_{empr}, os vasos com Solo_{empr}, Solo_{empr}+CaCO₃ e Solo_{empr}+Lodo possuem valores médios enquanto todos os demais também são "altos".

Há de se observar que os micronutrientes aqui expostos podem não só apresentar deficiência em sua concentração, mas também toxicidade caso excedam os limites admissíveis para a cultura em questão. Manganês, por exemplo, pode chegar a teores especialmente tóxicos em ambiente ácido (RAIJ, 2011).

Ainda que tenham sido apresentados e discutidos os resultados para macro e micronutrientes nos 16 tratamentos, cabe ressaltar que Kent (1982) e Daniels (1996), observaram resultados indicados em análise de solos sob a influência de carvão, principalmente ao trabalhar-se com materiais "frescos" (ou jovens), são pouco confiáveis e devem ser considerados com ressalvas. Também, por mais que tenham sido encontrados altos valores de P, Ca, Mg e K em alguns resultados, isto não significa que estarão disponíveis para a vegetação e, portanto, não devem ser utilizados como critério de decisão.

4.5.2. Aspectos físicos

Textura

A percentagem de argila (massa/volume) dos substratos está indicada na Tabela 30. Os resultados mostram o quão superior é a percentagem de partículas na fração argila sempre que os substratos contaram com Solo_{empr} em sua composição. A adição de lodo agiu de maneira oposta ao esperado, reduzindo o teor de argila principalmente no Solo_{empr}. Os materiais alcalinizantes mostraram efeitos variados.

Tabela 30 - Fração argila (m/v %) nos 16 tratamentos (média n=3).

	SEM LODO				COM LODO			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
Rejeito _{2,2-2,6} +CCA	7,0	6,0	10,6	9,3	5,7	6,7	4,7	8,0
Solo _{empr}	37,7	38,3	31,0	28,0	26,7	25,7	22,0	30,0

A percentagem de Rejeito_{2,2-2,6}+CCA compreendido na faixa granulométrica tamanho areia (Tabela 4 - item 4.1.1) associado à percentagem de argila dos tratamentos confere caráter arenoso aos solos fabricados com rejeito de carvão. O teor de argila e areia (Tabela 20) nos solos fabricados a partir de Solo_{empr} classificam-nos como tendo textura média (argila < 35%) ou argilosa (argila > 35%).

Porosidade total

A porosidade total do solo compreende a soma da macro e microporosidade (Tabela 31). Os principais aspectos ligados à macroporosidade são a aeração e a infiltração de água no solo enquanto à microporosidade relaciona-se a capacidade do solo de armazenar água. Uma das consequências da presença de material grosseiro e com baixa concentração de matéria orgânica é a suscetibilidade a períodos de seca (GOOD, s/d).

Tabela 31 - Macro, micro e porosidade total (cm³ cm⁻³) média nos 16 tratamentos (n=3).

		SEM LODO				COM LODO			
		sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
Rejeito _{2,2-2,6} +CCA	macro	0,28	0,31	0,34	0,24	0,27	0,26	0,24	0,27
	micro	0,20	0,18	0,26	0,18	0,21	0,22	0,26	0,25
	<i>total</i>	<i>0,48</i>	<i>0,49</i>	<i>0,60</i>	<i>0,42</i>	<i>0,48</i>	<i>0,48</i>	<i>0,50</i>	<i>0,52</i>
Solo _{empr}	macro	0,29	0,28	0,24	0,26	0,27	0,22	0,26	0,25
	micro	0,31	0,37	0,38	0,39	0,34	0,38	0,36	0,38
	<i>total</i>	<i>0,60</i>	<i>0,65</i>	<i>0,62</i>	<i>0,65</i>	<i>0,61</i>	<i>0,60</i>	<i>0,62</i>	<i>0,63</i>

Os resultados referentes à porosidade total mostram que o tipo de substrato utilizado é o principal agente a atuar sobre a mesma: substratos com Solo_{empr} nas misturas possuem porosidade total significativamente superior àqueles com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA. Lodo e tipo de alcalinizante não provocam efeitos sobre a porosidade total. Este resultado explica-se, especialmente, em função da maior microporosidade do Solo_{empr} apresentada a seguir.

Neste estudo, a macroporosidade mostrou resultados variados em função das interações entre materiais utilizados. O tipo de substrato mostrou-se relevante apenas em uma situação: Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+ESC_{AE} (maior macroporosidade) se comparado a Solo_{empr}+ESC_{AE} (menor macroporosidade). Os demais resultados são equivalentes. A aplicação de alcalinizantes não teve efeito significativo sobre a macroporosidade. A mistura de lodo aos tratamentos Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+CaCO₃, Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+ESC_{AE} e Solo_{empr}+CaCO₃ reduziu a macroporosidade dos referidos substratos. Resultado semelhante foi obtido por Guerrini e Trigueiro (2003) para quem a aplicação de cinza de casca de arroz (CCA) e biossólidos em solo aumentou a capacidade de retenção de água, provocou aumento na densidade no solo e, conseqüentemente, a redução da proporção de macroporos dificultando a aeração dos substratos prejudicando o desenvolvimento do sistema radicular.

Com respeito à microporosidade, os resultados mostram que o substrato principal composto por Solo_{empr} apresentam microporos em maior proporção e, portanto, são capazes de armazenar quantidades de água significativamente superiores àqueles com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA (cm³ de água retida no solo por cm³ de substrato). A microporosidade também é afetada pela presença de alcalinizantes, o que vai ao encontro do esperado dada a presença de cálcio nos mesmos e o efeito cimentante das escórias, agindo ambos diretamente sobre a agregação das partículas. A presença de lodo nas misturas não provocou efeitos significativos sobre a microporosidade.

Cabe lembrar que neste experimento foi utilizada cinza de casca de arroz (CCA) como condicionador de solo visando promover melhorias físicas no substrato com Rejeito_{2,2-2,6}. Tal decisão foi amparada por pesquisas com adição de CCA em substratos para crescimento vegetal (VIEIRA e PAULETTO, 2009) ou em condições de solo agrícola. Dutra Jr et al. (2014) observaram um aumento de macro e microporos em Argissolo Vermelho Amarelo tanto maiores quanto maior a taxa de aplicação de CCA. Melhorias físicas também foram observadas por Fattah et al. (2013) em três solos com diferentes faixas granulométricas onde os limites de liquidez (Limites de Atterberg) foram reduzidos entre 11 e 18% após a

adição de 9% de CCA, enquanto a plasticidade diminuiu entre 32 e 80%. Houve também redução na densidade e aumento da retenção de água, o que se deve em parte às propriedades pozolânicas desta cinza.

Estima-se que a longo prazo estes resultados sejam modificados em função da intemperização do rejeito de carvão, havendo aumento da microporosidade nos tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}.

Capacidade de campo

A capacidade que solos têm de armazenar água (ou capacidade de campo) pode ser medida em termos gravimétricos (massa de água contida por massa de solo) ou volumétricos (volume de água contida no volume de poros existente). A Tabela 32 mostra os resultados em termos volumétricos e mostra que tratamentos com Solo_{empr} são capazes de armazenar o dobro de massa de água se comparados aos tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA. Este resultado está de acordo com os valores de microporosidade apresentados anteriormente.

Tabela 32 - Capacidade de campo - umidade gravimétrica (kg kg⁻¹) média nos 16 tratamentos (n=3).

	SEM LODO				COM LODO			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
Rejeito _{2,2-2,6} +CCA	0,13	0,13	0,19	0,12	0,15	0,16	0,18	0,19
Solo _{empr}	0,24	0,29	0,31	0,30	0,30	0,30	0,31	0,32

Além do substrato, outro fator que interfere positivamente na acumulação de água é a presença de lodo. A aplicação de alcalinizantes repercute de maneira variada na umidade gravimétrica. Ussiri et al. (2005) ressalta que podem haver ganhos na estrutura do solo tanto após a aplicação de produtos orgânicos quanto inorgânicos e que estes se valem de diferentes mecanismos de atuação: a presença de íons Ca⁺² ou outros cátions divalentes resulta na floculação das partículas do solo e na estruturação do solo por meio de pontes de cátions enquanto a matéria orgânica é adsorvida aos minerais do solo formando redes reativas que são, também, melhoradas na presença de íons Ca⁺². Este autor ressalta o efeito sinérgico entre a adição de Ca⁺² por fonte inorgânica (via alcalinizantes) e de matéria orgânica.

Densidade

Substratos compostos por Rejeito_{2,2-2,6}+CCA possuem densidade (ou densidade aparente) maior do que aqueles compostos por Solo_{empr} (Tabela 33). Quanto à aplicação de lodo nos substratos, esta provocou leve redução na densidade. No entanto, conforme citado anteriormente, Guerrini e Trigueiro (2004) obtiveram resultados opostos com respeito à densidade após a aplicação de lodo em substrato vegetal. Houve redução da macroporosidade e aumento da densidade. A aplicação de alcalinizantes não provocou efeitos significativos sobre a densidade dos solos.

Tabela 33 - Densidade (g cm^{-3}) média nos 16 tratamentos (n=3).

	SEM LODO				COM LODO			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
Rejeito _{2,2-2,6} +CCA	1,5	1,4	1,4	1,5	1,4	1,4	1,4	1,3
Solo _{empr}	1,3	1,3	1,3	1,3	1,2	1,3	1,2	1,2

É importante que a densidade do solo não seja muito elevada para o adequado crescimento vegetal. Ussiri e Lal (2005) ressaltam o que já é conhecido por vários autores: solos "naturais" têm densidades que variam de 1,1 a 1,5 t m⁻³, enquanto solos de áreas mineradas frequentemente superam 1,6 t m⁻³, diminuindo a resistência a secas em função da baixa condutividade hidráulica nos mesmos. Ainda, Reis et al. (2013) ressaltam que, ao trabalhar-se com solos construídos em áreas mineradas, o método extrativa bem como o método construtiva do solo também afetarão a densidade do solo e não só o material de origem (substrato propriamente dito).

Condutividade elétrica

Do ponto de vista agrícola, um solo é considerado salino (caráter salino) caso a condutividade elétrica (CE) medida em pasta (solo saturado) tenha valor superior a 4 dS m⁻¹ (ou 4 mS cm⁻¹) e inferior a 7 dS m⁻¹ (EMBRAPA, 2006; IBGE, 2007) ainda que Rajj (2011) comente que efeitos sobre algumas culturas já apareçam acima de 2 dS m⁻¹ pelo aumento da pressão osmótica do meio que reduz a disponibilidade de água às células.

Na Tabela 34 estão indicados os valores médios para condutividade elétrica (CE) do solo e os resultados mostram que nenhum dos tratamentos pode ser classificado como salino. Ainda assim, os tratamentos com lodo chegaram a valores de 1,0 a 2,3 dS m⁻¹. Sposito

(1989) e Sparks (1995) comentam que solos com a CE aumentada podem estar associados à presença dos cátions Na^+ , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} , formando ou não pares com os ânions CO_3^{2-} , SO_4^{2-} e Cl^- .

Tabela 34 - Condutividade elétrica (dS cm^{-1}) média nos 16 tratamentos (n=3).

	SEM LODO				COM LODO			
	sem alcali	CaCO_3	ESC_{AE}	ESC_{AC}	sem alcali	CaCO_3	ESC_{AE}	ESC_{AC}
Rejeito _{2,2-2,6}	1,3	0,7	0,4	0,3	2,0	1,5	1,0	1,0
Solo _{empr}	0,1	0,2	0,5	0,3	2,3	1,8	1,8	1,8

O Rejeito_{2,2-2,6}+CCA possui maior condutividade elétrica (CE) que o Solo_{empr}, valor que foi reduzido quando alcalinizantes foram aplicados às misturas. O aumento do pH reduz a disponibilidade de íons em solução. Este comportamento não se repetiu ao tratar-se de misturas de Solo_{empr} e alcalinizantes, pois se verificou um aumento na CE ainda que pouco expressivo. A CE é significativamente aumentada após aplicação de lodo, cabe lembrar que o Lodo possui 800 mg kg^{-1} de sódio o que ajuda a explicar seu efeito sobre a CE. Tal fato vai ao encontro da literatura, Carmo e Lambais (2013) obtiveram o mesmo efeito após a adição de dois tipos de lodo variando de 0,18 a 1,85 dS m^{-1} na dose mais baixa e mais alta, respectivamente. Todos os tratamentos com Lodo tiveram sua CE reduzida após a adição de alcalinizantes.

Os substratos trabalhados, exceto Solo_{empr}+Lodo, possuem CE igual ou inferior ao valor crítico de 2 dS m^{-1} . Esse valor indicado como "não salino" por Oliveira (2011), onde os efeitos sobre a vegetação são considerados negligenciáveis. Como termo de comparação pode ser citado o trabalho de Gaivizzo et al. (2002), que encontrou valores de 11,8 a 116,7 dS m^{-1} diretamente em rejeito carbonífero. Tais valores classificam os ambientes como "altamente salino" e "extremamente salino", respectivamente, onde apenas culturas tolerantes ou muito tolerantes, respectivamente, podem se desenvolver satisfatoriamente.

4.5.3. Aspectos ambientais

Metais ambientalmente disponíveis

As Tabelas 35 e 36 mostram as concentrações médias de cádmio, cobalto, cromo, cobre, níquel, chumbo e zinco nos tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA e Solo_{empr}, respectivamente, conforme método EPA 3050. Também está indicado o valor de prevenção

indicado pela Resolução CONAMA 420/2009 e o Valor de Referência de Qualidade para solos do Rio Grande do Sul conforme Portaria FEPAM número 85/2014.

Tabela 35 - Metais ambientalmente disponíveis (média n=3) nos 8 tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA.

mg kg ⁻¹	SEM LODO				COM LODO				CONAMA 420 prevenção	FEPAM VRQ RS
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}		
Cd	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	1,3	0,59
Co	7	9	11	9	8	10	10	10	25	75
Cr	6	7	156	105	7	9	88	109	75	94
Cu	54	37	40	32	43	37	49	43	60	203
Ni	15	16	47	15	17	17	25	24	30	47
Pb	23	23	29	20	23	18	23	18	72	36
Zn	74	68	89	62	83	113	151	115	300	120

VRQ RS - Valor de referência de qualidade de solos do Rio Grande do Sul originados de rochas vulcânicas

Tabela 36 - Metais ambientalmente disponíveis (média n=3) nos 8 tratamentos com Solo_{empr}.

mg kg ⁻¹	SEM LODO				COM LODO				CONAMA 420 prevenção	FEPAM VRQ RS
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}		
Cd	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	1,3	0,59
Co	3	3	7	3	5	5	5	6	25	75
Cr	31	30	96	49	31	30	43	73	75	94
Cu	16	12	21	14	22	18	22	22	60	203
Ni	6	6	14	7	9	10	13	13	30	47
Pb	19	18	21	19	20	19	21	19	72	36
Zn	39	37	67	45	71	92	111	132	300	120

VRQ RS - Valor de referência de qualidade de solos do Rio Grande do Sul originados de rochas.

A disponibilidade ambiental dos metais avaliados ao utilizar-se Rejeito_{2,2-2,6}+CCA encontra-se abaixo dos limites de prevenção previstos pela Resolução CONAMA 420/2009, exceto para o cromo nos tratamentos que receberam escórias como material alcalinizante (com ou sem adição de lodo). Níquel excedeu o limite de prevenção somente quando a escória de aço especial foi empregada sem a adição de lodo. Cádmio não foi detectado pelo método analítico empregado.

Com respeito à utilização de Solo_{empr}, os resultados mostram que o limite de prevenção foi extrapolado apenas para cromo no tratamento Solo_{empr}+ESC_{AE}, conforme Resolução CONAMA 420/2009. Contudo, o valor equivale-se ao VRQ-RS para solos do RS.

Cádmio tampouco foi detectado pelo ICP e todos os demais elementos ficaram dentro dos limites permitidos.

Aplicando-se os padrões da Instrução Normativa SDA/MAPA 27/2006 (D.O.U. 21.06.2006), que determina o teor máximo de metais em substratos, percebe-se que os teores de cromo e níquel em todos os tratamentos estão abaixo do limite estabelecido ($500 \text{ mg Cr kg}^{-1}$ e $175 \text{ mg Ni kg}^{-1}$).

Observando-se a totalidade dos resultados percebe-se que há, em geral, aumento no teor dos metais ambientalmente disponíveis quando se emprega Rejeito_{2,2-2,6}+CCA ou as escórias.

Abordando-se individualmente cada elemento, percebe-se o teor de cobalto é especialmente sensível ao substrato utilizado, estando os maiores valores associados ao uso de Rejeito_{2,2-2,6}+CCA. Cobre também é encontrado em maior concentração nos tratamentos que contaram com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA, inclusive, o uso de rejeito "puro" chega a concentrações de cobre bastante próximas ao limite de prevenção. A concentração de níquel mostra-se aumenta quando utiliza-se Rejeito_{2,2-2,6}+CCA e há adição da escória de aço especial.

Os resultados de chumbo mostram que há efeito significativo sobre sua concentração apenas em função do tipo de substrato utilizado, estando os maiores valores associados ao uso de Rejeito_{2,2-2,6}+CCA. O uso de escória de aço especial mostra tendência a apresentar maiores valores ainda que seu efeito seja pequeno. A utilização de Rejeito_{2,2-2,6}+CCA, a aplicação de lodo nos tratamentos e a correção do pH com alcalinizantes (especialmente escória de aço especial) atuam aumentando a concentração de zinco. Os alcalinizantes diferem entre si ($ESC_{AE} > ESC_{AC} > CaCO_3 > \text{sem alcalinizante}$). No caso específico do cromo, a utilização de ambas as escórias implica em diferença significativa em sua concentração ainda que o uso de escória de aço ao carbono resulte em concentrações inferiores às da escória aço especial. O tipo de substrato principal utilizado e a aplicação ou não de lodo nas misturas não provocam efeitos significativos sobre o teor de cromo.

Lixiviação

Foram provocados três eventos de lixiviação nos vasos: aos 20, 50 e 80 dias após a instalação do experimento. Foram levantados dados de pH, Eh e CE estando a totalidade dos

dados indicada no Apêndice 4. A seguir estão apresentados os valores médios referentes unicamente à terceira e última campanha amostral.

O pH do lixiviado (Tabela 37) mostra-se sensível ao tipo de substrato utilizado, à adição de lodo de ETE e à adição de material alcalinizante. Os maiores valores foram observados utilizando-se Rejeito_{2,2-2,6}+CCA como substrato principal, sem a presença de lodo de esgoto e com a presença de produtos alcalinizantes ($ESC_{AE} > ESC_{AC} > CaCO_3 >$ ausência de alcalinizante).

Tabela 37 – pH, média (n=3) nos 16 tratamentos, 80 dias após a instalação do experimento.

	SEM LODO				COM LODO			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
Rejeito _{2,2-2,6} +CCA	5,5	7,0	8,8	8,8	4,4	5,7	7,5	8,0
Solo _{empr}	5,6	5,9	6,2	6,9	3,6	3,7	3,9	4,5

Os resultados mostram a relevância de alguns aspectos como: i) alta acidez potencial do solo da área de empréstimo expressa pelo valor H+Al, ii) baixo tamponamento do Rejeito_{2,2-2,6}, iii) acidez característica dos ácidos orgânicos presentes no lodo, e iv) predomínio de óxidos nas escórias (mais solúveis) em detrimento de carbonatos em maior concentração no calcário (menos solúveis).

Analisando os resultados de potencial redox (Tabela 38), observa-se que há efeito significativo dos três fatores analisados (substrato, uso de lodo e dos materiais alcalinizantes) sobre o Eh bem como de suas interações. Os maiores valores de Eh são encontrados quando Solo_{empr} é o substrato básico utilizado, quando há aplicação de lodo e ao utilizar-se escória como alcalinizante ($ESC_{AE} > ESC_{AC} > CaCO_3 >$ sem alcalinizante).

Tabela 38 - Potencial redox - Eh (mV), média (n=3) nos 16 tratamentos, 80 dias após a instalação do experimento.

	SEM LODO				COM LODO			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
Rejeito _{2,2-2,6} +CCA	91	8	-91	-90	186	133	1	-31
Solo	80	66	39	8	199	181	178	147

Os resultados de CE (Tabela 39) mostram haver efeito significativo para os três fatores analisados (substrato, uso de lodo e dos materiais alcalinizantes). Os maiores valores

de CE foram encontrados quando utilizou-se Rejeito_{2,2-2,6}+CCA como substrato e aplicou-se lodo e escória de aço carbono ($ESC_{AC} = \text{sem alcalinizante} > CaCO_3 > ESC_{AE}$).

Tabela 39 - Condutividade elétrica - CE ($dS\ cm^{-1}$), média (n=3) nos 16 tratamentos, 80 dias após a instalação do experimento.

	SEM LODO				COM LODO			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
Rejeito _{2,2-2,6} +CCA	3,6	4,1	3,5	3,4	6,9	7,2	9,4	9,8
Solo _{empr}	0,1	0,3	1,0	1,3	5,5	5,0	4,9	5,4

Dada a concentração de cromo acima do limite de prevenção nos tratamentos que contaram com a adição de escórias, analisou-se o lixiviado para verificar sua concentração. A Tabela 40 mostra os valores médios de cromo no lixiviado, na última campanha amostral realizada em 26 de maio/2014, 80 dias após a instalação do experimento. Os valores individualizados estão no item Apêndice.

Tabela 40 - Cromo no lixiviado, média (n=3) nos 16 tratamentos, 80 dias após a instalação do experimento.

mg L ⁻¹	SEM LODO				COM LODO				CONAMA
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	420 água subterrânea mg L ⁻¹
Rejeito _{2,2-2,6} +CCA	0,17	0,13	0,09	0,07	0,16	0,07	0,11	0,02	0,05*
Solo _{empr}	0,13	0,10	0,07	0,09	0,04	n/d	0,02	n/d	0,05*

Padrões de potabilidade de substâncias químicas que representam risco à saúde definidos na Portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde.

Os valores mostram que a adição de Lodo ao Solo_{empr} e ao Rejeito_{2,2-2,6}+CCA reduziu o cromo lixiviado em quase todos os tratamentos. Comparando-se os valores de cromo nos lixiviados dos substratos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA aos parâmetros de qualidade de águas subterrâneas (valores de investigação) estabelecidos pela Resolução CONAMA 420/2009, observa-se que apenas o tratamento com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+ESC_{AC}+Lodo atendeu à mesma. Com respeito à utilização de Solo_{empr}, houve lixiviação de cromo abaixo do limite de 0,05 mg L⁻¹ somente nos quatro tratamentos que contaram com a adição de lodo nas misturas.

O solo, em níveis naturais, está com valores de Cr acima do limite de investigação do CONAMA 420/2009, indicando, talvez, que o valor de Cr referido na norma esteja por demais restritivo.

4.6. ANÁLISE DE TECIDO VEGETAL

A análise química de tecido vegetal objetiva diagnosticar ou confirmar a presença, deficiência ou toxidez de algum elemento ou nutrientes, avaliar o estado nutricional de uma planta ou cultura ou verificar a translocação de algum elemento potencialmente nocivo.

Neste sentido, estão apresentados, nas Tabelas 41 e 42, os valores médios para os nutrientes cálcio, cobre, ferro, fósforo, magnésio, manganês, potássio e zinco em tecido vegetal da parte aérea e radicular.

Não houve crescimento nos tratamentos Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo e Solo_{empr}+Lodo. Nos tratamentos Solo_{empr}+Lodo+CaCO₃ e Solo_{empr}+Lodo+ESC_{AC}, o reduzido crescimento impediu as análises químicas, o que comprometeu, em parte, o número de parcelas e a análise estatística.

Tabela 41 - Valores médios (n=3) de cálcio, cobre, ferro, fósforo, magnésio, manganês, potássio e zinco no tecido vegetal foliar e radicular dos tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA.

	SEM LODO				sem alcali.	COM LODO			padrão*
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}		CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	
(g kg ⁻¹)									
Cálcio parte aérea	4,6	6,3	9,6	9,0	-	2,1	3,9	6,2	2,5 - 5,0
Cálcio radicular	1,5	1,5	13,3	17,9	-	3,4	9,6	9,4	
Fósforo parte aérea	7,0	6,6	3,1	4,1	-	13,7	10,4	17,8	2,0 - 5,0
Fósforo radicular	1,0	1,1	2,4	1,9	-	2,1	11,8	11,5	
Magnésio parte aérea	1,4	1,6	1,9	1,3	-	6,5	5,5	3,4	1,5 - 5,0
Magnésio radicular	0,3	0,6	3,9	2,2	-	2,1	2,4	2,0	
Potássio parte aérea	20,0	21,7	32,1	29,9	-	34,0	37,5	32,9	15 - 30
Potássio radicular	2,8	2,0	7,6	7,7	-	4,1	6,0	8,5	
(mg kg ⁻¹)									
Cobre parte aérea	6,9	3,1	4,4	7,2	-	1,15	1,08	1,14	5 - 25
Cobre radicular	14,1	18,2	41,1	39,1	-	13,1	79,9	66,9	
Ferro parte aérea	398	50	171	70	-	181	205	91	40 - 150
Ferro radicular	2.675	1.058	5.206	4.616	-	3.405	4.750	4.484	
Manganês parte aérea	804	752	384	376	-	344	226	279	25 - 100
Manganês radicular	51	83	646	857	-	81	662	1.181	
Zinco parte aérea	19,5	19,7	22,1	23,9	-	88,3	87,3	72,6	15 - 70
Zinco radicular	18,7	17,4	118,2	75,0	-	25,8	293,0	222,6	

padrão - Camargo et al, 1996

Tabela 42 - Valores médios (n=3) de cálcio, cobre, ferro, fósforo, magnésio, manganês, potássio e zinco no tecido vegetal foliar e radicular dos tratamentos com Solo_{empr}*

	SEM LODO				COM LODO				padrão*
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali.	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	
(g kg ¹)									
Cálcio parte aérea	2,7	2,6	4,9	9,6	-	-	-	3,5	2,5 - 5,0
Cálcio radicular	3,0	6,4	1,6	1,7	-	-	-	3,3	
Fósforo parte aérea	2,9	4,6	4,1	4,5	-	-	-	6,0	2,0 - 5,0
Fósforo radicular	3,6	3,7	1,8	2,0	-	-	-	9,2	
Magnésio parte aérea	0,7	3,4	2,3	2,6	-	-	-	3,4	1,5 - 5,0
Magnésio radicular	1,2	2,2	1,4	0,5	-	-	-	2,0	
Potássio parte aérea	36,0	21,1	92,2	56,5	-	-	-	11,4	15 - 30
Potássio radicular	3,9	3,6	5,0	5,2	-	-	-	6,1	
(mg kg ¹)									
Cobre parte aérea	30,9	39,0	5,1	5,8	-	-	-	6,4	5 - 25
Cobre radicular	27,1	38,7	14,4	26,5	-	-	-	28,8	
Ferro parte aérea	4.108	5.100	352	580	-	-	-	148	40 - 150
Ferro radicular	8.209	13.795	4.738	3.780	-	-	-	5.150	
Manganês parte aérea	337	255	513	556	-	-	-	717	25 - 100
Manganês radicular	140	675	292	282	-	-	-	733	
Zinco parte aérea	24,7	37,3	32,4	51,4	-	-	-	58,1	15 - 70
Zinco radicular	100,9	168,8	58,9	72,1	-	-	-	151,9	

padrão - Camargo et al, 1996

Em termos gerais, as misturas com maior crescimento vegetal (Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+CaCO₃; Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+ESC_{AE}; Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+ESC_{AC} e Solo_{empr}+Lodo+ESC_{AC}) apresentaram níveis de macro e micro nutrientes dentro da faixa ótima esperada por Camargo et al. (1996) com exceção dos níveis de fósforo e manganês. Nos tratamentos com crescimento moderado ou pequeno, o uso de Rejeito_{2,2-2,6}+CCA repercutiu em manganês acima do padrão e naqueles com Solo_{empr}, manganês e ferro.

A utilização de Rejeito_{2,2-2,6}+CCA como substrato repercutiu em maiores valores de cálcio no tecido da parte aérea quando comparado ao uso de Solo_{empr}. Também a aplicação da escória de aço carbono às misturas, e em menor medida a escória aço especial, correspondeu a maiores teores de cálcio. Com respeito ao lodo, a sua aplicação implicou em menor concentração de cálcio no tecido vegetal. Quando foi empregado Rejeito_{2,2-2,6}+CCA a presença de cálcio no tecido radicular geralmente superou aqueles encontrados na parte aérea. Esse efeito não encontra equivalente ao utilizar-se Solo_{empr}.

Com respeito ao fósforo, a utilização de Rejeito_{2,2-2,6}+CCA como substrato repercutiu em maiores valores no tecido da parte aérea da aveia preta se comparado ao uso de Solo_{empr}. Também a aplicação de lodo nas misturas correspondeu a um aumento no teor de fósforo, resultado esperado dada a natureza orgânica deste material. O efeito dos alcalinizantes está mascarado pela falta de amostras ainda que o fósforo apareça em maior concentração quando do uso de ESC_{AC}. Os resultados para tecido radicular mostram que a aplicação de lodo também repercute positivamente sobre o teor de fósforo.

A utilização de Rejeito_{2,2-2,6}+CCA como substrato, a aplicação de lodo e o uso de material alcalinizante repercutiram em maiores valores de magnésio no tecido da parte aérea. Especificamente com respeito aos alcalinizantes, o uso de calcário apresentou o maior teor de Mg, o que era esperado, já que utilizou-se calcário dolomítico. Os teores de magnésio no tecido radicular são inferiores àqueles encontrados no tecido da parte aérea e mostram resultados bastante variáveis. Houve correspondência entre os maiores teores e os tratamentos com maior taxa de crescimento vegetal. O tratamento Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+CaCO₃ também se destaca em termos de concentração de Mg no sistema radicular da aveia preta.

Os maiores teores de potássio são observados no tecido da parte aérea, na presença de escórias ou lodo nas misturas.

Quanto aos micronutrientes no tecido da parte aérea, cobre mostra concentrações significativamente superiores quando a aveia preta foi plantada em substrato contendo Solo_{empr} e nas situações de maior acidez, ainda que alguns tratamentos igualmente ácidos tenham menores concentrações de cobre. A concentração de cobre em tecido radicular é superior à aérea e mostra-se sensível ao substrato básico (superior no Solo_{empr}) e ao alcalinizante. O uso de ambas as escórias nas misturas resulta em maiores teores de cobre em tecido radicular sendo as maiores concentrações encontradas quando lodo é adicionado.

Ferro aparece em maiores concentrações quando os substratos são compostos por Solo_{empr}. A aplicação de lodo aumenta significativamente o teor de ferro apenas quando combinada ao Rejeito_{2,2-2,6}+CCA. Os alcalinizantes mostram efeitos variados. A concentração de ferro em tecido radicular equivale à do tecido da parte aérea.

A presença de manganês no tecido vegetal da aveia preta mostra-se variada. Tratando-se do tecido da parte aérea, a concentração de manganês mostra-se superior nos tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA e a aplicação de lodo é capaz de reduzi-la

significativamente. A aplicação de alcalinizantes nas amostras com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA resulta na redução de sua concentração enquanto no Solo_{empr}, a aumenta. A concentração de Mn em tecido radicular mostrou-se superior nos substratos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+escórias, com e efeitos pouco significativos decorrentes do uso de lodo.

A concentração de zinco no tecido da parte aérea é aumentada pela adição de lodo e alcalinizantes. Tal efeito se dá tanto em tecido foliar quanto radicular ainda que a concentração em tecido radicular seja superior, demonstrando a presença de mecanismos de controle quanto à translocação deste elemento.

Assim, neste experimento, o lodo foi responsável pelo aumento da concentração de zinco, cobre e manganês. Rate (2004) reporta que experimentos em vasos tendem a superestimar a absorção de metais pelas plantas, já que as raízes estão impedidas de explorar áreas não contaminadas e porque as temperaturas do solo tendem a ser mais altas.

Os resultados aqui encontrados vão ao encontro de trabalho de Gardner (2012), que analisou amostras de tecido vegetal de herbáceas (mix de gramíneas e leguminosas) revegetando rejeito fino de cobre. O autor encontrou aumento linear na concentração de cálcio, fósforo, magnésio, manganês, nitrogênio, enxofre e zinco em função do uso não só de rejeito, mas também de biossólidos facilitando o estabelecimento da vegetação.

Outros autores mostram seus resultados para tecido aéreo em aveia preta. Pacheco (2012) cultivou aveia preta em solo submetido à aplicação de águas residuárias de suinocultura digeridas anaerobicamente em biodigestor e encontrou no tecido vegetal valores médios de 9,5 mg Ca kg⁻¹; 3,6 mg P kg⁻¹, 4,6 mg Mg kg⁻¹, 59,3 mg K kg⁻¹ e 35,2 mg N kg⁻¹. Com respeito aos micronutrientes os resultados foram 145,0 mg Cu kg⁻¹; 255,4 mg Fe kg⁻¹, 33,4 mg Mn kg⁻¹, 7,2 mg Zn kg⁻¹ e 5,5 mg Na kg⁻¹.

Soratto e Crusciol (2008) cultivando aveia preta durante 2003 e 2004, em Latossolo Vermelho Distroférico durante a implantação de sistema de plantio direto, encontraram em tecido vegetal os respectivos valores: 3,5 e 5,5 mg Ca kg⁻¹; 1,7 e 1,8 mg P kg⁻¹, 3,1 e 1,5 mg Mg kg⁻¹, 13,6 e 16,3 mg K kg⁻¹ e 19,5 e 21,6 mg N kg⁻¹. Com respeito aos micronutrientes, os resultados foram 8,9 e 17,3 mg Cu kg⁻¹; 214,0 e 205,8 mg Fe kg⁻¹, 212,6 e 277,9 mg Mn kg⁻¹, 23,2 e 36,8 mg Zn kg⁻¹.

Ainda, Holzschuh et al. (2007) observaram variações não significativas nos teores de cálcio e manganês ao aplicar diferentes proporções de calcário calcítico e dolomítico a dois tipos distintos de solos. O cálcio variou de 5,3 a 7,6 e o magnésio de 3,0 a 4,0 mg kg⁻¹.

Todos os resultados citados mostram valores superiores, aproximados ou inferiores aos resultados deste experimento; isto significa que não há resultados absolutos e que a natureza química dos resíduos e mesmo as condições do solo quando do plantio da aveia preta, ou outras espécies, são relevantes sobre o resultado final. Cabe ressaltar resultado de Mondardo et al. (2011), estudando aveia preta fertilizada com dejetos líquidos suíno. Para estes autores, os ganhos nutricionais estiveram desvinculados de aumento da produção de massa vegetal até uma taxa de aplicação de $50 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, no entanto, mostraram relação com melhorias na composição bromatológica da forrageira.

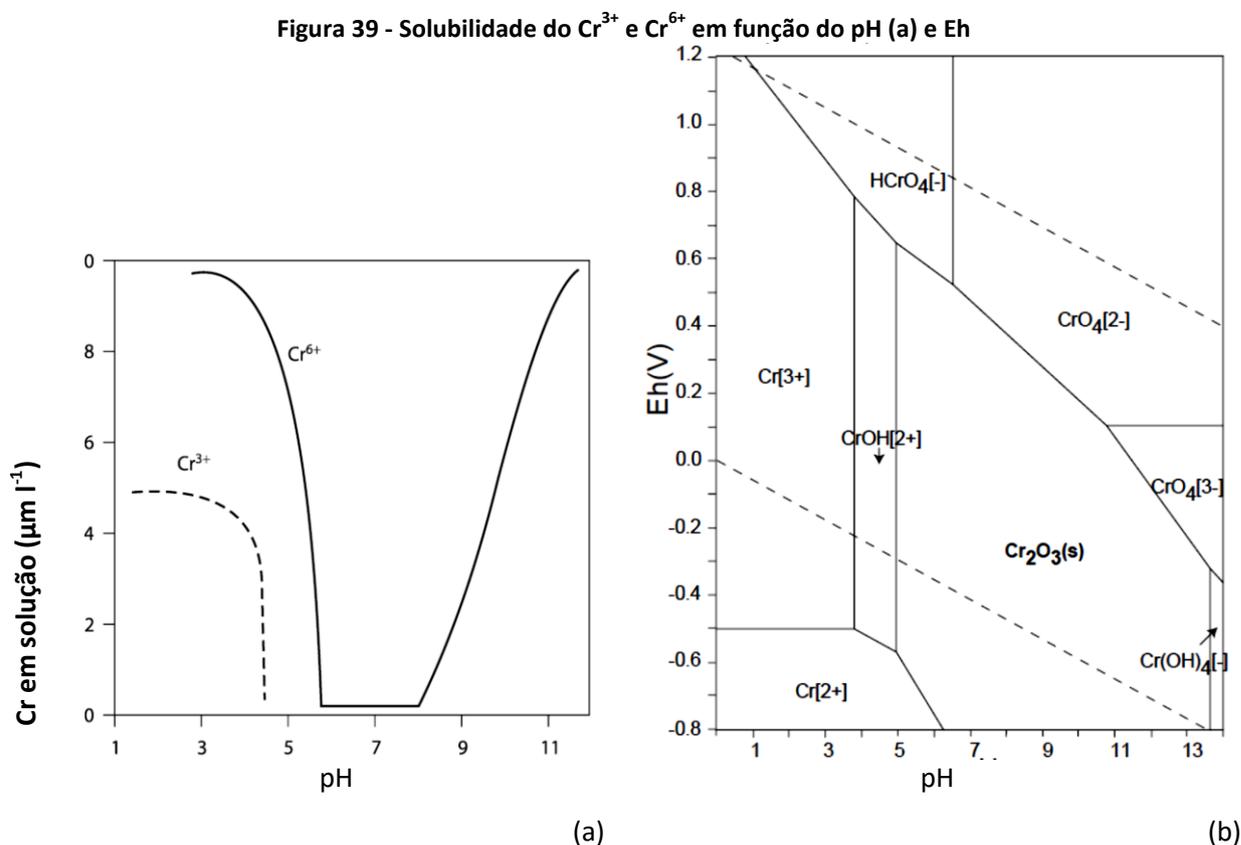
É importante lembrar que o comportamento dos nutrientes em tecido vegetal está vinculado não só à carga acumulada no substrato em função de sua adição (por exemplo: o uso de lodo implica em maior teor de zinco), mas também resulta da relação com parâmetros como pH, Eh, saturação dos complexos de troca, mineralogia entre outros. Não coincidentemente, as melhores taxas de crescimento ocorreram onde houve equilíbrio no teor de macro e micronutrientes no tecido vegetal, mostrando que misturas de Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+escórias resultam em substrato balanceado.

Em virtude dos resultados obtidos, cujas análises de metais ambientalmente disponíveis mostraram a concentração de cromo no solo superando o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 420/2006, nos tratamentos com escória; justificou-se um cuidado maior com respeito a sua concentração no tecido vegetal da aveia preta. Discute-se, a seguir, em termos gerais, a relação do cromo com o crescimento e toxicidade vegetal. Os resultados referem-se aos tratamentos com maior taxa de crescimento: Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+CaCO₃, Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+ESC_{AE}, Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+ESC_{AC} e Solo_{empr}+Lodo+ESC_{AC}. Os demais tratamentos não foram considerados dada a ausência de desenvolvimento ou crescimento insipiente. As causas para tais resultados são múltiplas, como baixo pH e alto teor de Al e, portanto, não podem ser atribuídas especificamente ao cromo.

Com respeito ao teor de metais em solos, Silva (2007) ressalta que as plantas podem comportar-se como barreiras ou não à transferência de elementos ao longo da cadeia trófica. Caso ocorra transferência, será importante saber qual a capacidade do vegetal em tolerar, não de anular, a toxicidade dos mesmos. Sendo o Cr³⁺ insolúvel no solo, ou nas raízes fibrosas das plantas, a parte aérea das mesmas não constituirá fonte de transferência desse elemento.

O cromo ocorre em vários graus de oxidação, mas a forma mais comum e estável é o Cr^{3+} . Nas plantas, o cromo não é um elemento essencial e, portanto, não possui um mecanismo específico de absorção (SHANKER et al., 2005). No caso de humanos, NRC (2005) explica que o Cr^{3+} potencializa a atividade da insulina e é, geralmente, reconhecido como um elemento traço essencial e pouco tóxico devido a sua pequena absorção intestinal. Já o Cr^{6+} é tóxico, ainda que quando liberado no meio ambiente seja majoritariamente reduzido a Cr^{3+} . Dentre os redutores de Cr^{6+} para Cr^{3+} estão numerosas substâncias orgânicas e compostos de enxofre e ferro presentes em minerais como a biotita, hematita, magnetita, siderita e pirita (BUERGE e HUG, 1999; LAN et al., 2007).

A toxidez do Cr^{6+} decorre do fato de ser carcinogênico e mutagênico (NRC, 2001). Além disto, o Cr^{6+} é confundido pelas paredes celulares com enxofre e ferro, sendo absorvido em detrimento destes elementos e, também, compete com o fósforo por sítios ativos de superfície (SHANKER e PATHMANABHAN, 2004). O Cr^{6+} é muito solúvel em água, assim possui alta mobilidade aumentando suas chances de dispersão. O comportamento do cromo depende do pH do meio - Figura 39 (PANDA e CHOUDHURY, 2005; KABATA-PENDIAS, 2011).



Fonte: Adaptado de Kabata-Pendias e Mukherjee, 2007 (a) e Takeno, 2005 (b)

Conforme levantamento de Panda e Choudhury (2005), quando o cromo é absorvido em excesso por plantas, ocorrem danos como a inibição da germinação, alterações cromossômicas, enzimáticas e pigmentares que geralmente se expressam via redução no crescimento vegetal. Parte destas alterações decorrem de estresse oxidativo provocado dentro das células pela presença de radicais OH^- , O_2^- e H_2O_2 , liberados em presença de cromo, de acordo com a reação de Fenton (SCHÜTZENDÜBEL e POLLE, 2002).

Para controlar a toxicidade do cromo (ou outras substâncias), estudos procuram identificar as rotas de exposição mais relevantes que possam representar riscos à saúde humana ou ao meio ambiente com vistas à definição das medidas de controle (NRC, 2003).

O acompanhamento do cromo ao longo de cadeias alimentares, em especial na humana, tem mostrado resultados bastante variáveis por força das condições ambientais vigentes durante a produção do alimento (ex. tipo de solo), das metodologias de preparo do mesmo (ex. uso de utensílios de cozinha feitos em aço inox) e mesmo dos cuidados e técnicas laboratoriais para sua detecção (NRC, 2001). O Decreto No. 55.871 de 1965 determina um máximo de $0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ (ppm) de cromo em qualquer alimento.

Dados referentes ao teor médio de cromo em tecido vegetal aéreo e radicular para os tratamentos onde a Aveia Preta apresentou o maior crescimento estão na Tabela 43.

Tabela 43. Concentração média de cromo (n=3) em tecido vegetal foliar e radicular nos tratamentos com maior crescimento vegetal.

mg kg^{-1}	Rej+CCA+Lodo +CaCO ₃	Rej+CCA+Lodo +ESC _{AE}	Rej+CCA+Lodo +ESC _{AC}	Solo+Lodo +ESC _{AC}
Tecido parte aérea	1,7	1,2	0,8	1,7
Tecido radicular	25,0	100,3	67,3	60,7

Os resultados mostram que, onde houve adição de escória de aço especial, a concentração de cromo no tecido radicular foi maior, o que é compatível com a composição da mesma. Soudek et al. (2012) encontraram resultados semelhantes. A acumulação de metais em diferentes partes das plantas aumentou com o aumento da concentração dos metais em solução. Também houve grande disparidade entre o teor de cromo no tecido aéreo e radicular. Neste trabalho, a concentração em tecido radicular excedeu aquela do tecido da parte aérea em 15, 84, 84 e 36 vezes nos tratamentos Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+CaCO₃, Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+ESC_{AE}, Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+ESC_{AC} e

Solo_{empr}+Lodo+ESC_{AE} respectivamente. Há, portanto, uma translocação limitada do cromo, concordando com estudos de Kabata-Pendias (2011).

Resultados similares foram encontrados por Shanker e Pathmanabhan (2004) estudando cromo em *Sorghum bicolor*. A concentração em tecido radicular excedeu a concentração em tecido foliar de 55 a 73 vezes em função da especiação e da concentração do mesmo.

Os valores para cromo em tecido foliar observados por Anjos e Reissmann (1996) em aveia preta cultivada em solos misturados a rejeitos de xisto foram superiores aos deste experimento. Os autores encontraram 3,25 e 3,85 mg kg⁻¹ (massa seca) nos tratamentos regados com água deionizada e solução nutritiva, respectivamente. Valores ainda superiores foram encontrados por Gonçalves (2000), os quais variaram de 13,66 a 18,33 mg kg⁻¹ (massa seca) na medida em que se aumentou a taxa de aplicação (concentração tóxica) de borras oleosas em solo. Nesta última situação, os maiores teores de cromo em tecido vegetal de aveia preta estiveram associados a menores taxas de sobrevivência de plântulas e a menor crescimento.

Wyszkowski e Radziemska (2013), aplicando doses crescentes de Cr³⁺ e Cr⁶⁺ em aveia branca (*Avena sativa*), encontraram diferentes respostas em termos de germinação e crescimento vegetal. A ausência de alcalinizantes no meio e concentrações de Cr⁶⁺ acima de 100 mg kg⁻¹ repercutiram na redução da massa seca produzida. A adição de composto orgânico reduziu significativamente o efeito de doses crescentes de Cr³⁺, e inclusive de Cr⁶⁺, tendo provocado incrementos significativos na massa de grãos, palha e raízes produzidas.

Voltando a este trabalho, analisando-se os resultados à luz da relação da concentração de cromo e do pH dos substratos, percebe-se que onde houve menores valores de pH (Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+CaCO₃ e Solo_{empr}+Lodo+ESC_{AC}) houve também os maiores teores de Cr no tecido da parte aérea o que confere com a maior solubilidade do Cr³⁺ (Figura 39). Nos tratamentos Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+ESC_{AE} e Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+ESC_{AC} o pH manteve-se em torno de 7,5.

Não só o pH provoca efeito sobre os resultados, Tamanini (2004) mostra que a presença de substâncias húmicas e fúlvicas, proporcionada pela adição lodo de esgoto, pode provocar o predomínio de Cr⁺³ em detrimento do Cr⁶⁺, sendo este menos móvel e menos tóxico. Ainda, em ambiente neutro ou alcalino, o Cr⁺³ pode ser precipitado como hidróxido, complexado às moléculas orgânicas, ou ainda adsorvido a superfícies minerais, tornando-se,

dessa forma, pouco móvel em um sistema equilibrado. Sobrinho e Veloso (1993) explicam que a absorção de metais pesados por plantas cultivadas em solos tratados com bio sólido dependerá da concentração do metal, do genótipo da planta, da taxa de aplicação, do período de interação entre os metais do bio sólido e o solo, bem como das propriedades físico-químicas do solo, especialmente o pH. Portanto, o teor ambientalmente disponível de cromo é uma indicativo importante, mas deve ser observado com as devidas ressalvas.

Com base na concentração dos elementos e na produção de matéria seca por tratamento, foram calculadas as quantidades acumuladas de cromo, por vaso, na massa foliar e radicular com base na fórmula de Silva et al. (2007) - Equação 27. Os resultados estão expressos na Tabela 44.

$$QA = C \times MS/1000 \quad (27)$$

Onde:

QA - quantidade acumulada em (mg por vaso)

C - concentração na planta em (mg kg^{-1})

MS - matéria seca produzida por vaso (g)

Tabela 44. Quantidade média (n=3) de cromo acumulada por vaso nos tratamentos com maior crescimento vegetal.

mg vaso ⁻¹ tratamento ⁻¹	Rejeito _{2,2-2,6} +CCA +Lodo+CaCO ₃	Rejeito _{2,2-2,6} +CCA +Lodo+ESC _{AE}	Rejeito _{2,2-2,6} +CCA +Lodo+ESC _{AC}	Solo _{emp} + Lodo+ESC _{AC}
Tecido parte aérea	0,013	0,011	0,007	0,014
Tecido radicular	0,043	0,231	0,141	0,109
Total	0,056	0,242	0,148	0,124

Em termos absolutos, os maiores teores de cromo foram retirados do solo pela Aveia Preta cultivada nos substratos formados a partir de rejeito, lodo e escórias, tendo sido maior na ESC_{AE}. Nestes tratamentos houve a maior carga em termos de cromo, mas também neles ocorreu o maior crescimento da parte aérea.

Por meio das quantidades acumuladas, calculou-se o índice de translocação dos elementos (Tabela 45), de acordo com a Equação 28 (ABICHEQUER e BOHNEN, 1998):

$$IT = QA_{pa}/QA_{t} \times 100 \quad (28)$$

Onde:

IT - índice de translocação (%)

Q_{Apa} - quantidade acumulada na parte aérea (mg por vaso)

Q_{At} - quantidade acumulada total na planta (mg por vaso)

Tabela 45 - Índice de translocação (%) nos tratamentos com maior crescimento vegetal.

	Rejeito _{2,2-2,6} +CCA +Lodo+CaCO ₃	Rejeito _{2,2-2,6} +CCA +Lodo+ESC _{AE}	Rejeito _{2,2-2,6} +CCA +Lodo+ESC _{AC}	Solo _{empr} + Lodo ESC _{AC}
Índice de translocação	23,7	4,6	4,7	11,6

Notadamente, os menores índices de translocação ocorreram nos tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+Lodo+escórias. Ainda que as escórias provoquem um aumento nos teores de cromo nos solos, as condições edáficas provocadas pela alcalinização reduziram a translocação de cromo das raízes para o tecido da parte aérea (menor índice de translocação) nas condições destes tratamentos.

5. CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE CRESCIMENTO VEGETAL EM REJEITOS

A produção de rejeitos piritosos de mineração de carvão é fonte antropogênica de íons H^+ , os quais promovem a acidificação do meio (DENT, 1986; KAMPF et. al, 1997; KAMPF, 2000; CAMPOS et. al, 2003; SULLIVAN et.al, 2012;). Tal acidificação leva à solubilização de Fe, Al e Mn, o que interfere na absorção de elementos essenciais como Ca, Mg e P. Baixos valores de pH também são responsáveis por interromper ou reduzir a atividade biológica. Isso leva à redução da fixação de N (LIU e LAL, 2014) e à redução na mineralização da matéria orgânica devido a uma diminuição do tamanho, diversidade e na atividade da população de microrganismos (PAIVA e NICODEMO, 1994). Assim, a variável pH é peça chave no solo ao governar o comportamento químico, físico e biológico no mesmo. A faixa ótima para crescimento vegetal situa-se entre 6,0 e 6,5, pois é nela que ocorre o melhor balanço entre a disponibilidade de macro e micronutrientes e indisponibilidade de elementos tóxicos.

Estudos referentes à implantação de cobertura vegetal em rejeito de carvão mostraram o quão necessário é elevar o pH do solo, ainda que esta não seja a única variável a ser considerada. Também, a alcalinidade adicionada será consumida ao longo do tempo e do espaço (em profundidade), mostrando efeitos efêmeros e cabendo monitoramento permanente e aplicações subsequentes de material alcalinizante (LI et al., 1998 e LIU e LAL, 2014).

Assim, rejeitos ácidos devem ter seu pH ajustado (corrigido) até atingirem valores ideais caso haja intenção de instalar nos mesmos alguma cobertura vegetal. Isto é realizado normalmente mediante aplicação de calcário. Li et al. (1998) encontrou rejeito com 0,30 a 0,39% de enxofre total (método oxidação com H_2O_2) para o qual calculou potencial de acidificação equivalente a 27 toneladas de carbonato de cálcio por hectare (considerando 15 cm de profundidade).

Podem ser encontrados no mercado substitutos ao calcário como gesso (ainda que não seja corretivo), silicatos de Ca, Mg e termofosfatos (RAMOS et.al, 2006), cal virgem agrícola e cal hidratada agrícola (ALCARDE, 1992), cinza de casca de arroz (ISLABÃO, 2013) e escórias (QUAGGIO, 2000; WUTKE e GARGANTINI, 1962). Para Liu e Lal (2014), a adição de outras fontes de alcalinidade ao rejeito que não o calcário (por exemplo, gesso de

dessulfuração de gases de combustão) também são válidas. Esses materiais podem fornecer outros elementos, como: Ca, Mg, K e S ou ainda Na (sódio pode provocar salinização).

As escórias são resíduos da indústria siderúrgica cuja base são óxidos de cálcio e de magnésio e que possuem em menor concentração alguns micronutrientes. Os óxidos de cálcio e magnésio são mais solúveis que carbonatos presentes no calcários e portanto agem com rapidez sobre o meio, ainda, carbonatos de cálcio, e principalmente de magnésio, tornam-se menos solúveis com o aumento do pH enquanto os componentes neutralizantes da escória (óxidos e hidróxidos de cálcio e magnésio) mantém a solubilidade inalterada (QUAGGIO, 2000).

O uso de escória como corretivo agrícola exige que padrões sejam atendidos tanto quanto o calcário. De acordo com a Portaria nº 3 de 1986, que classifica os calcários agrícolas, as escórias deverão ter potencial de neutralização (PN) mínimo equivalente a 60% e a soma de CaO e MgO de ao menos 30% (BRASIL, 1986). Análise em FRX (item 4.1.2) da escória de aço especial indicou que CaO+MgO corresponde a 38,2% da mesma, enquanto na escória de aço carbono este valor correspondeu a 41,2%. Os resultados são compatíveis com dados de Name e Sheridan (2014) que encontraram 40,1% e 37,27% para o somatório de MgO e CaO em escória de alto forno e de aciaria, respectivamente.

Conforme indicado anteriormente, as misturas Rejeito_{2,2-2,6}+CCA+ESC_{AC} e Rejeito_{2,2-2,6}+CCA +ESC_{AE} foram responsáveis pelo ajuste do pH do meio acima da faixa ideal. Este comportamento não foi verificado nas demais situações e se deve, em parte, à menor solubilidade do carbonato de cálcio e magnésio do calcário quando comparado à solubilidade do óxido de cálcio que está na escória. A solubilidade em água das espécies neutralizantes dos corretivos é baixa: CaCO₃: 0,014 g L⁻¹ a 25°C; MgCO₃: 0,106 g L⁻¹ a 25°C; Ca(OH)₂: 1,73 g L⁻¹ a 20°C; Mg(OH)₂: 0,0064 g L⁻¹ a 25°C; CaSiO₃ : 0,095 g L⁻¹ a 17°C. O CaO e o MgO reagem com a água produzindo os respectivos hidróxidos (ALCARDE, 1992).

Assim, cabe ajustar e manter o pH do solo próximo à neutralidade, mas nutrientes devem estar presentes de maneira balanceada para que estes sejam considerados "férteis". Quaggio (2000) comenta que a disponibilidade de Ca, Mg e K para as plantas depende não só da concentração isolada de cada um no meio, mas também da saturação e da relação entre eles no complexo coloidal. Esta relação, quando alterada, pode levar a desbalanços na absorção de nutrientes (MEDEIROS et al., 2009) ainda que as plantas também estabeleçam formas de controle na zona radicular e absorvam os elementos seletivamente (PAN, 2012).

A aplicação de biossólidos vai ao encontro desta necessidade e muitos estudos já foram feitos abordando este tema. Daniels et al. (2004) sugeriram a aplicação de altas taxas de biossólidos (300 toneladas ha^{-1}) acompanhados com altas taxas de calcário (100 toneladas ha^{-1}) para estabilizar e revegetar rejeitos de carvão extremamente ácidos e apenas biossólidos (75-150 toneladas ha^{-1}) para a revegetação de rejeitos neutros. Liu e Lal (2014) verificaram o aumento de P, Fe e S, pela adição de biossólidos que também continham Zn, Cu, Pb e Cr com alta CE. Rate et al. (2004) mostraram em estudos para recuperação ambiental de solo de cobertura armazenado por oito anos, que o uso de biossólidos resultou em aumento significativo na biomassa vegetal.

Vários trabalhos têm sido publicados considerando o uso de lodo de esgoto como fonte de nutrientes e matéria orgânica em solo agrícola (ANDREOLI e PEGORINI, 2003; LEMAINSKI e da SILVA, 2006; CORREA et. al, 2007; GARCIA et. al, 2009; QUINTANA et.al, 2011; MACEDO et. al, 2012;) e mais especificamente em solo de áreas degradadas por mineração (RATE et. al, 2004; HALOFSKY e McCORMICK, 2005; CORREA e BENTO, 2010; GARDNER et. al, 2011), abordando não só o crescimento vegetal, mas também melhorias físicas e biológicas (USSIRI e LAL, 2005; SHEORAN et. al, 2010; TIAN et. al, 2013; LIU e LAL, 2014; WATERHOUSE et. al, 2014a; WHATERHOUSE, 2014b; TRIPATHI, 2014; TIAN et. al, 2015). De modo geral, entende-se que os benefícios da adição de nutrientes e matéria orgânica repercutem positivamente no estabelecimento e na manutenção de uma cobertura vegetal permanente e saudável sobre antigas cavas em recuperação. Reduz, também, a percolação de água e oxigênio pelo perfil, limitando, portanto, a geração de lixiviados ácidos associados a uma maior estabilidade na superfície com menores perdas por erosão (DANIELS et. al, 2010).

O uso de lodo de esgoto, seja isolado ou misturado a outros materiais, tem sido pesquisado tanto como forma ambientalmente aceitável de disposição no solo como para determinar seus benefícios na recuperação ambiental (GOOD, s/d). O estudo mais abrangente referente à disposição de lodo de esgotos em solo foi feito pela agência de proteção ambiental norte americana (US EPA), incluindo séries completas de análises de risco e culminando na legislação 40 CFR (*Code of Federal Regulations*) Parte 503 - subpartes A a E (US EPA, 1993) a qual serviu de base para a Resolução CONAMA 420/2009.

Frequentemente, biossólidos são excelentes produtos para solos de áreas mineradas quando não há solo de cobertura disponível ou quando este tem baixos teores de matéria

orgânica (USSIRI e LAL, 2005). Por exemplo, estudo de Wick et al. (2013) mostra resultados onde a aplicação de bio sólidos em solos pós mineração de areia garantiu, em curto espaço de tempo, maiores ganhos em produtividade e em longo prazo promoveu a estabilização de C e N quando comparado à simples aplicação de solo de cobertura. A estabilização foi garantida, em parte, pela formação de microagregados estáveis (53-250 μm) em função da ligação catiônica entre matéria orgânica e argilas. Liu e Lal (2014) mostram maior formação de agregados em solos que receberam material orgânico (bio sólidos) do que aqueles que receberam aditivos minerais (zeólitas, cinzas volantes e gesso de dessulfuração de gases de combustão).

Assim, aplicação de lodo aumenta a oferta de nutrientes no solo (principalmente P, N e S) que estão diretamente relacionados à matéria orgânica. Ainda, Ca e Mg podem estar presentes caso tratamentos para descontaminação (sanitização) do lodo tenha sido feito mediante adição de calcário. No entanto, conforme esclarecido por Garcia et al. (2009), lodos de esgoto são em geral desbalanceados quanto aos níveis de nutrientes, necessitando muitas vezes de uma suplementação na adubação com fontes minerais principalmente em termos de potássio.

No contexto deste experimento, coube à escória a alcalinização do meio e ao lodo de esgoto a adição de nutrientes, o que pode ser verificado nos resultados referentes à acidez e macro e micronutrientes no solo. No entanto, se por um lado o uso de lodo nos tratamentos fornece nutrientes, é correto afirmar que os quantitativos adicionados variarão conforme o tipo de esgoto tratado e o método de tratamento empregada para tal. Análise de Tsutiya (2001), comparando diferentes lodos de ETE, mostrou nitrogênio variando de 2,2 a 5,5%, fósforo de 1,0 a 3,7%, potássio de 0,01 a 0,39% (elemento facilmente perdido no efluente por ser altamente solúvel), cálcio de 0,63 a 14,6% e magnésio de 0,22 a 0,60%. O lodo de ETE utilizado neste estudo mostrou concentrações dentro do levantado pelo referido autor.

A mistura de lodo da ETE de Criciúma corresponde a uma taxa de aplicação de 190 t ha^{-1} (peso seco), o que, de acordo com sua composição, equivale a 134 kg ha^{-1} de N-NH_4^+ , 24 t ha^{-1} de P-total, 2,6 t ha^{-1} de K-total, 34 t ha^{-1} de Ca e 12 t ha^{-1} de Mg. Isso ajuda a entender os resultados obtidos na análise de macro nutrientes, a relação entre Ca:Mg:K (Tabela 46) bem como o próprio crescimento vegetal.

Tabela 46 - Relação Ca:Mg:K nos 16 tratamentos.

	SEM LODO				COM LODO			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem adit.	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
Rejeito _{2,2-2,6} +CCA	15:02:01	18:03:01	24:02:01	26:01:01	26:1,5:05	38:14:01	45:11:01	51:10:01
Solo _{empr}	02:01:01	30:20:01	71:29:01	80:12:01	07:02:01	47:15:01	34:06:01	145:40:01

A referida taxa de aplicação representa valores para N, P e K além das necessidades estabelecidas para a aveia preta, as quais correspondem a 50 kg N ha⁻¹, 110 kg P ha⁻¹ e 100 kg K ha⁻¹ (SBCS, 2004). Correa e Bento (2010) encontraram valores excessivos de P quando incorporaram 250 t ha⁻¹ de lodo de ETE a substrato minerado (solo sob Cerrado). Good (s/d) reporta aumentos expressivos de N e P em tecido foliar arbóreo (*Larix kaempferi*) para a mesma taxa de aplicação de lodo, mas em substrato à base de folhelhos carbonosos.

Cabe ressaltar que a adição de lodo ao solo deve ser feita com cuidado. Os sítios ativos da matéria orgânica podem atuar adsorvendo ou mesmo liberando metais para o meio, além de nutrientes, como pode vir a ser o caso em solos ácidos decorrentes da mineração (SKOUSEN e CLINGER, 1993). A relação adsorção/liberação pode se dar por via direta ou indireta por alterações no pH, na atividade microbiana no solo, na atividade enzimática, entre outros (ZORNOZA et al., 2010;) Caso haja liberação, estes podem ser absorvidos pela vegetação, implicando em sua presença no tecido vegetal.

Uma outra relação entre a adição de lodo e o solo diz respeito às alterações na condutividade elétrica. Daniels (1996) recomenda que solos de mineração com valores de CE superiores a 4 dS m⁻¹ sejam evitados. Jung (2001) encontrou valores máximos de CE de 2,1 dS m⁻¹ em amostras de efluentes drenados de depósitos de rejeito de mineração de Au e Ag, coletadas na primavera, chegando a 3,8 dS m⁻¹ no verão. Silva et al. (2004), analisando rejeito de mineração de ouro para revegetação, encontrou alta limitação ao desenvolvimento de plantas para revegetação, com restrições decorrentes de baixos teores de matéria orgânica, P e K, elevada acidez e salinidade e alto teor de As. Conforme dito anteriormente, todos os substratos trabalhados, exceto Solo_{empr}+Lodo, possuem CE igual ou inferior ao valor crítico de 2 dS m⁻¹.

Good (s/d) reporta reduções na CE, em solos de mineração, após 30 e 45 anos, repercutindo diretamente no aumento da biodiversidade da vegetação. Os solos "jóvens" continham material de origem não lixiviado com alta CE (SO₄⁻², Mg⁺², Ca⁺², e Na⁺),

proporcionando o predomínio de espécies tolerantes, pioneiras e não nativas (26 espécies) diferentemente de solos nativos não minerados (114 espécies).

Assim, com base nos resultados apresentados, cabe comentar que o método proposta neste trabalho para preparação e manejo do rejeito de carvão, qual seja dessulfurização por processo gravimétrico, cominuição e classificação, adição de corretivos de acidez e de matéria orgânica, análise do solo (macro/micronutrientes e metais) é adequada para estudos de produção de solos. É, portanto, factível o uso de rejeito de carvão como substrato básico na composição de solos, bem como o uso associado de rejeitos de outros processos como a escória e o lodo de ETE. Serão necessários, certamente, ajustes. A aplicação de escória adicionou cromo aos solos e elevou o pH dos tratamentos com Rejeito_{2,2-2,6}+CCA a valores alcalinos, ainda que se estime o equilíbrio em valores próximos à neutralidade pelo balanço ácido-base. O lodo de ETE provocou efeito contrário, acidificando os substratos em demasia. Notadamente a ação conjunta de escória e lodo traz efeitos positivos ao sistema. Uma redução na taxa de aplicação de ambos, combinado a aplicações parceladas são alternativas que devem ser consideradas.

6. CONCLUSÕES

Nas condições experimentais do presente trabalho as conclusões foram:

O rejeito de carvão utilizado é composto, majoritariamente, por silicatos com densidade relativa entre 2,2 e 2,6. É possível retirar uma fração carbonosa (densidade < 2,2) e uma fração pirítica (densidade > 2,6) através de beneficiamento gravimétrico por meio denso. A moagem da fração do rejeito com densidade intermediária para granulometria inferior a 2 mm permite seu uso como matéria prima para produção de solos.

O rejeito de carvão dessulfurizado e moído pode ser misturado com cinza de casca de arroz de forma a compor o substrato principal de um solo fabricado. Contudo, o rejeito de carvão ainda apresenta um teor de pirita residual (0,8%) e deve receber aditivos alcalinos e fonte de matéria orgânica para corrigir acidez e suprir nutrientes. A correção da acidez pode ser realizada com calcário ou escória de aciaria e a adição de matéria orgânica com lodo de estações de tratamento de esgoto.

O rejeito de carvão dessulfurizado apresenta um potencial de geração de acidez equivalente a 25 kg CaCO_3 por tonelada. O carbonato de cálcio comercial tem um potencial de neutralização equivalente a 879 kg CaCO_3 por tonelada. As escórias de aciaria, resultantes dos processos de produção de aços especiais e aço ao carbono, têm potenciais de neutralização equivalentes a 447 e 488 kg CaCO_3 por tonelada, respectivamente.

O procedimento para elaboração do solo fabricado envolve as seguintes etapas: (a) dessulfurizado do rejeito de carvão por processo gravimétrico, (b) cominuição e classificação; (c) adição de corretivos de acidez, baseado no balanço ácido-base, e de matéria orgânica com base no seu teor de carbono orgânico; (d) análise do solo (macro/micronutrientes e metais) para possíveis ajustes; (e) e validação por meio de crescimento vegetal.

Solos fabricados a partir de rejeito de carvão e cinza de casca de arroz apresentaram textura arenosa e a macroporosidade equivalente à dos substratos elaborados a partir de solo de área de empréstimo. Possuem densidade entre 1,3 e 1,5 g cm⁻³, sendo os menores valores decorrentes da adição de lodo de ETE (biossólido). O solo obtido na área de empréstimo possui densidade entre 1,2 e 1,3 g cm⁻³.

A combinação de rejeito de carvão, cinza de casca de arroz, fonte de alcalinidade (calcário, escória de aciaria de aço especial ou aço ao carbono) e lodo de ETE apresentou propriedades químicas como pH, índice SMP, micro e macronutrientes em níveis adequados para um bom desenvolvimento de aveia preta (*Avena strigosa*).

A combinação de rejeito de carvão, cinza de casca de arroz, fonte de alcalinidade (calcário, escória de aciaria de aço especial ou aço ao carbono) e lodo de ETE apresentou teores ambientalmente disponíveis de metais em concentrações abaixo do limite prevenção prevista na Resolução CONAMA 420. Exceção ocorreu quando foram aplicadas as escórias. O cromo ultrapassou o referido limite quando ambas as escórias foram empregadas e o níquel quando foi aplicada a escória de aço especial.

O melhor desenvolvimento da aveia preta (*Avena strigosa*), medido em termos de matéria seca (massa), ocorreu quando o solo fabricado foi composto por mistura de rejeito de carvão, cinza de casca de arroz, escória de aço especial, ou ao carbono, e lodo de ETE. Crescimento similar ocorreu em solo fabricado a partir da mistura de solo de área de empréstimo com escória de aço ao carbono e lodo de ETE. Misturas de rejeito de carvão, cinza de casca de arroz, calcário e lodo de ETE tiveram crescimento satisfatório, ainda que ligeiramente inferior.

Em termos gerais, os teores de macro e micronutrientes em tecido foliar da aveia preta (*Avena strigosa*), nos tratamentos com o uso concomitante de rejeito de carvão, cinza de casca de arroz, escória de aço especial, ou ao carbono, e lodo de ETE, mantiveram-se dentro de padrões estabelecidos para esta espécie.

A mistura de rejeito da mineração de carvão, concomitantemente a fonte de alcalinidade (calcário ou escória de aciaria) e material orgânico (biossólido) resultou em substrato (solo fabricado) capaz de promover adequadamente o crescimento de aveia preta (*Avena strigosa*). O uso de escórias de aciaria mostra-se uma alternativa viável ao calcário para neutralização de rejeito de carvão nas condições do experimento.

As escórias de aciaria, e em especial a escória de aço especial, foram responsáveis por incluir cromo no sistema solo-planta. Todavia, nas condições edáficas criadas, ao misturá-las ao rejeito de carvão, cinza de casca de arroz e lodo, houve um adequado crescimento da aveia preta (*Avena strigosa*), o que denota pouco efeito do cromo como agente prejudicial a seu desenvolvimento. O cromo presente nos substratos, quando absorvido, foi majoritariamente armazenado nas raízes da aveia preta.

Solos fabricados a partir da mistura de rejeito de carvão, cinza de casca de arroz, escórias e lodo de estações de tratamento de efluentes configuram-se em uma alternativa à disposição dos mesmos em módulos de rejeito e aterros. Podem ser considerados como uma alternativa para promover a cobertura de áreas degradadas, auxiliando na mitigação e/ou redução dos impactos ambientais relacionados a extração de carvão mineral na região sul do Brasil.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Ampliar a escala de trabalho para campo e tempo.

Estudar o crescimento de outras espécies vegetais.

Analisar, ao longo do tempo, a evolução do teor de enxofre bem como outros parâmetros físicos e químicos do solo fabricado.

Aprofundar o estudo das propriedades físicas e geotécnicas dos solos.

Estudar o uso associado de rejeito de carvão a solos de áreas de empréstimo.

Estabelecer os limites de aplicação.

Estudar novo método para manejo do solo como permitir sua "estabilização" antes de submetê-lo a plantio ou a aplicação parcelada de escória.

Estudar a microbiologia dos solos fabricados a partir de rejeito de carvão.

Fazer uma avaliação técnica, econômica e ambiental entre solos fabricados conforme metodologia deste trabalho e solos construídos a partir de extraído de áreas de empréstimo na recuperação de áreas de mineração.

REFERÊNCIAS

- ABICHEQUER, A. D.; BOHNEN, H. Eficiência de absorção, translocação e utilização de fósforo por variedades de trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, n. 1, p. 21-26, 1998.
- ALCARDE, J.C. **Corretivos de acidez dos solos: características e interpretações técnicas**. São Paulo: Associação Nacional Para Difusão de Adubos e Corretivos Agrícolas - ANDA, 1992. 43 f. Boletim Técnico n. 6.
- ALCARDE, J.C.; GUIDOLIN, J.A.; LOPES, A.S. **Os adubos e a eficiência das adubações**. São Paulo: Associação Nacional Para Difusão de Adubos e Corretivos Agrícolas, 1992. Boletim Técnico N° 3.
- ALI, M.T.; SHAHRAM, S.H. Converter slag as a liming agent in the amelioration of acidic soils. **International Journal Of Agriculture And Biology**, v. 9, n.5, p. 715-720. jul. 2007.
- ALMEIDA, H.C. et al . Influência da adição de um resíduo alcalino da indústria de papel e celulose na lixiviação de cátions em um solo ácido. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa , v. 32, n. 4, 2008.
- AMARAL FILHO, J. R. do. **Avaliação ambiental e do potencial de aproveitamento de um módulo de rejeitos de carvão na região carbonífera de Santa Catarina**. 2009. 79 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestre em Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.
- AMARAL FILHO, J.R. do. **Aproveitamento de rejeitos de carvão em Santa Catarina, Brasil**. 2014. 161 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutor em Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIAL - ASTM. Standard Test Methods for Instrumental Determination of Carbon, Hydrogen, and Nitrogen in Laboratory Samples of Coal and Coke, 2007. D5373-02
- ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E.S. Reciclagem agrícola de biossólidos: Impactos e Regulamentação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO. 29. 2003, Ribeirão Preto, Anais ... Ribeirão Preto, SBCS, 2003.
- ANJOS, L.H.C.; PEREIRA, M.G.; FONTANA, A. Matéria orgânica e pedogênese. In: SANTOS, Gabriel de Araújo et al. (Comp.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais**. 2 ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. cap. 6, p. 65-86.
- ANJOS, A.R.M.; REISSMANN, C.B. Influência dos resíduos da mineração do xisto no crescimento e no teor foliar de Cd, Co e Cr em plantas de Aveia Preta. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 26, n. 1, p 75-79, 1996.

APHA - American Public Health Association; AWWA - American Water Works Association & WPCF - **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington D.C.: Water Pollution Control Federation, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT NBR. Elaboração e apresentação de projeto de reabilitação de áreas degradadas pela mineração– NBR 13.030. Rio de Janeiro: ABNT, 1999.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT NBR. Amostragem de resíduos sólidos – NBR 10.007. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

BIAN, Z.; INYANG H.I.; DANIELS J.L.; OTTO F.; STRUTHERS S. Environmental issues from coal mining and their solutions. **Mining Science and Technology** v.20. p. 0215–0223, 2010.

BIGHAM, J.M. Chemical Methods. In: BIGHAM, J.M. **Methods of soils analysis**. Part 3. Chemical Methods. Madison: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Book Series n° 5, 1996.

BELL, L. Indonesian government slow to reclaim lands damaged by coal mining. Mongabay: Environmental News, 2014. Disponível em: <<http://news.mongabay.com/2014/1120-lbell-coal-mining-damage-indonesia.html>>

BOEIRA, R. C. **Lodo de esgoto como fertilizante em culturas anuais**: acidez do solo. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006. 3p

BRASIL. Decreto nº 55871, de 26 de março de 1965. Modifica o Decreto nº 50.040, de 24 de janeiro de 1961, referente a normas reguladoras do emprêgo de aditivos para alimentos, alterado pelo Decreto nº 691, de 13 de março de 1962. D.O.U. - **Diário Oficial da União**; Brasília, 1965.

BRASIL, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Fiscalização Agropecuária. Portaria nº 1, de 4 de março de 1983. Normas sobre especificações, garantias, tolerâncias e procedimentos para coleta de amostras de produtos e modelos oficiais a serem usados pela inspeção e fiscalização de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes.

BRASIL. Portaria no. 3, de 12 de junho de 1986. Classifica os calcários agrícolas em função do PRNT. **Diário Oficial**, Brasília, 1986. Seção I, p. 8673

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**: promulgada em 5 de outubro de 1988. Contém as emendas constitucionais posteriores. Brasília, DF: Senado, 1988.

BRASIL. **Decreto Lei nº 6.938**, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.

BRASIL. **Decreto Lei N° 97.632**, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do artigo 2°, Inciso VIII, da Lei n° 6.938, de 31 de Agosto de 1981, e dá outras providências.

BRASIL, **Resolução CONAMA 01/1986**. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para o Relatório de Impacto Ambiental – RIMA.

BRASIL, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa No. 35, de 04 de julho de 2006**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 12 de julho de 2006. Seção 1, p.32.

BRASIL, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa No. 27, de 05 de junho de 2006**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 09 de junho 2006. Seção 1, p. 15-16.

BRASIL, **Resolução CONAMA 375 / 2006**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.

BRASIL, **Resolução CONAMA 380 / 2006**. Retifica o Apêndice I da Resolução CONAMA no 375/06 Retifica a Resolução CONAMA no 375/06. Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.

BRASIL, **Resolução CONAMA 420 / 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.

BREMNER, J.M. In: BIGHAN, J.M. **Methods of Soils Analysis**, Part 3. Madison: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Book Series 5, 1996, p. 1085-1121.

BRITISH COLUMBIA MINISTRY OF WATER, LAND AND AIR PROTECTION, **Organic Matter Recycling Regulation** Reg. 18/2002 dispõem sobre a produção, qualidade e aplicação no solo de certos tipos de matéria orgânica.

BUERGE, I.; HUG, S. Influence of Mineral Surfaces on Chromium (VI) Reduction by Iron (II). **Environmental Science Technology**, v.33, p. 4285-4291, 1999.

BUTTERMORE, W.H; SIMCOE, E.J.; MALOY, M.A. **Characterization of coal refuse**. Morgantown: Coal Refuse Bureau/West Virginia University, 1978. Technical Report. 159.

CAIRES, E.F. Manejo da acidez do solo. In: PROCHNOW, I.I.; CASARIN, V.; STIPP, S.R.(Ed.) **Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes**. v.1, Piracicaba: IPNI, 2010

CAMARGO, C. E. O.; FREITAS, J. G.; CANTARELLA. H. Aveia e centeio. In: VAN RAIJ, B.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. et al. (Ed.) **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1996. p. 52-53. Boletim Técnico, 100.

CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A.; VALADARES, J.M.A.S. **Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas** - Boletim Técnico 106. INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS – IAC, 2009.

CAMPOS, M. L.; ALMEIDA, J. A.; SOUZA, L. S.. Avaliação de três áreas de solo construído após mineração de carvão a céu aberto em Lauro Müller, Santa Catarina. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 27, n. 6, Dec. 2003.

CAMPOS, M. L. et al., Impactos no solo provocados pela mineração e depósito de rejeitos de carvão mineral. **Revista de Ciências Agroveterinárias**. Lages, v.9, n.2, p. 198-205, 2010.

CARMO, C.A.F.S.; ARAÚJO, W.S.; BERNARDI, A.C.C.; SALDANHA, M.F. **Métodos de análise de tecidos vegetais utilizados na Embrapa Solos**. EMBRAPA Solos, 2000. 41 p.Circular técnica, 6.

CARMO, J.; B.; LAMBAIS, M.; R. Transformações do nitrogênio em solos tratados com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Agroecologia**. v.8, n.3, p 152-162, 2013.

CARNEIRO, W.J.O, SILVA, C.A.S.; MUNIZ, J.A.; SAVIAN, T.V.. Mineralização de nitrogênio em latossolos adubados com resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, 2013, p.715-725.

CASAGRANDE, J. C.; ALLEONI, L. R. F.; CAMARGO, O. A. and BORGES, M.. Adsorção de fosfato e sulfato em solos com cargas elétricas variáveis. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa , v. 27, n. 1, Feb. 2003

CORREA, J.C.; BULL, L.T.; CRUSCIOL, C.A.C.; MARCELINO, R.; MAUAD, M. Correção da acidez e mobilidade de íons em Latossolo com aplicação superficial de escória, lama cal, lodos de esgoto e calcário. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v.42, n.9, p.1307-1317, set. 2007

CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL - CETEM. Projeto conceitual para recuperação ambiental da bacia carbonífera sul catarinense. **Relatório Técnico**. Santa Catarina: CETEM. v.1, 2001.

CAMPOS, A.R.; LUZ, A.B.; CARVALHO, E.A. Separação em meio denso. In: CETEM. Tratamento de Minérios. 4 ed., Rio de Janeiro: CETEM, 2004. cap. 7, p.271 a 301

COGGER, C.; SULLIVAN, D.M.; HENRY, C.L.; DORSEY, K.P. **Biosolids Management Guidelines For Washington State**. Olimpia: Washington State Department of Ecology, 2000. Publication #93-80.

CORREA, R.S. **Recuperação de áreas degradadas pela mineração no cerrado: manual para revegetação**. Brasília: Universa, 2005. 186 p.

CORREA, R. S.; WHITE, R. E.; WEATHERLEY, A. J. Effects of sewage sludge stabilization on organic-N mineralization in two soils, **Soil Use and Management**, v. 28, n. 1, p. 12–18, 2012.

CORREA, R.S.; BENTO, M.A.B. Qualidade do substrato minerado de uma área de empréstimo revegetada no Distrito Federal. **R. Bras. Ci. Solo**, v.34, p. 1435-1443, 2010.

CORREA, R.S.; FONSECA, M.F.; CORREA, A.S. Produção de bio-sólido agrícola por meio da compostagem e vermicompostagem de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.11, n.4, p.420–426, 2007.

COX, J. A.; WHELAN, R. L.. Soil development of an artificial soil mix: nutrient dynamics, plant growth, and initial physical changes. **Australian Journal Soil Restoration**, v.38, 2000, p. 465-477. 2000.

CENTER FOR SCIENCE AND ENVIRONMENT - CSE. **Coal mining**. New Delhi: CSE, 2012. Disponível em: < <http://www.cseindia.org/userfiles/fsheet2.pdf>>

CURCIO, G.R.; LIMA, V.C.; GIAROLA, N.F.B. **Antropossolos**: Proposta de Ordem. Colombo: EMBRAPA, 49 p, 2004. Documento 101.

DANIELS. W. L. **Manipulating the chemical properties of mine soils and mining wastes**. In: ALVARES V., V.H.; FONTES, L.E.F. & FONTES, M.P.F., ed.. O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa: SBCS, 1996, p.867-897.

DANIELS, W. L.; EVANYLO, .K.; NAGLE, S.M.; SCHMIDT, J. M. Effects of biosolids loading rate on nitrate leaching potentials in sand and gravel mine reclamation in Virginia. In: Water Environment Federation® Technical Exhibition and Conference - WEFTEC, 4. 2003, Illinois. Proceedings ... Water Environment Federation. Session 41 through Session 50, p. 271-278(8)

DANIELS, W.L., HAERING, K.C.; GALBRAITH, J.M. Minesoil morphology and properties in Pre- and Post-SMCRA Coal mined landscapes in Southwest Virginia. In: DANIELS, W.L. (Ed.) **Publications of the National Meeting of the American Society**. Lexington: ASMR, 2004. p. 421-449.

DANIELS, W.L.; ZIPPER, C.E. **Creation and management of productive mine soils**: Virginia Cooperative Extension, Reclamation Guidelines for Surface Mined Land in Southwest Virginia, Powell River Project, Petesburg: Virginia Polytechnic Institute and State University Publication 460-121, 2010.

DANIELS, W.L.; STEWART, B.; ZIPPER, C. E. **Reclamation of coal refuse disposal areas**. Petesburg: Virginia Polytechnic Institute And State University, 2010. p.430-131.

DARMODY, R.G.; DANIELS, W.L.; MARLIN, J.C.; CREMEENS, D.L Revitalizing the Environment: Proven Solutions and Innovative Approaches. In: NATIONAL MEETING OF THE AMERICAN SOCIETY OF MINING AND RECLAMATION, 2009, Billings. **Proceedings ...** Lexington: ASMR, 2009.

DAYNES, C.N.; FIELD, D.J.; SALEEBA, J.A.; COLE, M.A.; MCGEE, P.A. Restoration of soil function requires plants, arbuscular mycorrhizal fungi and organic matter In: **Proceedings**

19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, 2010, Brisbane, Australia.

DEAR, S.E.; MOORE, N.G.; DOBOS, S.K.; WATLING, K.M.; AHERN, C.R. Soil Management Guidelines. In: DEAR, S.E.; MOORE, N.G.; DOBOS, S.K.; WATLING, K.M. **Queensland Acid Sulfate Soil Technical Manual: soil management guidelines**. Queensland: Department of Natural Resources and Mines, 2002. versão 3.8

DENT, D. **Acid sulphate soils: a baseline for research and development**. Wageningen: International Institute for Land Reclamation and Improvement, 1986. 24 f. Publicação 39.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL - DNPM. **Sumário mineral 2013**. LIMA, T.M.; NEVES, C.A.R. (Coord.) Brasília: DNPM, Vol 33 p.46-47, 2013.

DEPARTMENT OF INDUSTRY TOURISM AND RESOURCES - DITR. Mine rehabilitation: leading practice sustainable development for the mining industry. New South Wales: DITR. 77 f. 2006

DIJKSTRA, F. A.; GEIBE, C.; HOLMSTROÈ M, S.; LUNDSTROM, U. S.; VAN BREEMEN, N. The effect of organic acids on base cation leaching from the forest floor under six North American tree species. **European Journal of Soil Science**, v.52, p. 205-214, 2001.

DOKA, Gabor. **Life cycle inventory of the disposal of lignite spoil, coal spoil and coal tailings**. Zurich: Doka Life Cycle Assessments, 2009. 29 p. Disponível em: <<http://www.doka.ch/DokaCoalTailings.pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2013.

DUTRA JR., L.A.; TUCHETENHAGEN, I.K.; de LIMA, C.L.R.; STUMPF, L.; PAULETTO, E.A.; VAHL, L.C. Resistência tênsil, densidade e porosidade de um Argissolo submetido a diferentes doses de cinza de casca de arroz. In: Reunião Sul-brasileira de Ciência do Solo, 10. Pelotas: NRS-SBCS, 2014. 4 f.

DYNIA, J.F.; SOUZA, M.D; BOEIRA, R.C. Lixiviação de nitrato em Latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v. 41, n. 5, p. 855-862, 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Balanco Energético Nacional 2014**: Ano base 2013. Empresa de Pesquisa Energética. Rio de Janeiro : EPE, 2014.

FANNING, D.S.; FANNING, M.C.B. **Soil: morphology, genesis and classification**. New York: WILLEY, 1989. 395p.

FATTAH, Y.; RAHIL, F.H.; AL-SOUDANY, K.Y. H. Improvement of Clayey Soil Characteristics Using Rice Husk Ash. **Journal of Civil Engineering and Urbanism**. v.3, n. 1, p.12-18, 2013.

FIERER, N; JACKSON, R.B. The diversity and biogeography of soil bacterial communities. **PNAS**, v.103, n.3, p. 626-631, Jan 2006.

FLUES, M.; HAMA, P.; LEMES, M.J.L.; DANTAS, E.S.K.; FORNARO, A., 2002. Evaluation of the rainwater acidity of a rural region due to a coal-fired power plant in Brazil. **Atmospheric Environment** , v.36, 2002, p.2397-2404

FRIPP, J., ZIEMKIEWICS, P.F.; CHARLAVORK, H. Acid mine drainage treatment. Vicksburg: EMRRP Technical Notes Collection, 2000, 7p. ERDC TN-EMRRPSR-14

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL - FEPAM. Gestão de resíduos caracterizados como casca de arroz e cinzas resultantes do processo de queima da casca. Porto Alegre: FEPAM, 2011. Diretriz Técnica No. 2.

GAIVIZZO, L.H.B. et al . Potencial poluidor de rejeitos carboníferos: I - Caracterização química da água de lixiviação. **Ciência Rural**, Santa Maria , v. 32, n. 5, 2002.

GARDNER, W.C.; NAETH, M.A.; BROERSMA, K.; CHANASYK, D.; HOBSON, A.. Influence of biosolids and fertilizer amendments on element concentrations and revegetation of copper mine tailings. **Canadian Journal of Soil Science**. v.92, p. 89-102, 2012.

GARCIA, G.O.; GONÇALVES, I.Z.; MADALÃO, J.C.; NAZÁRIO A.A.; BRAGANÇA, H.N. Características químicas de um solo degradado após a aplicação de lodo de esgoto doméstico. **Revista Verde** v.4, n.2, p.01 - 12, 2009.

GOLDBERG, S.; GLAUBIG, R.A. Effect of saturatin cation, pH and aluminum and iron oxide on the floccuation of kaolinite and montmorillonite, **Clays and Clay Minerals**, v. 35, n.3, p. 220-227, 1987.

GONÇALVES, C.M. **Monitoramento para avaliação do estágio de biorremediação de áreas contaminadas como bioindicador vegetal Avena strigosa L.** 2000, 83 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

GOOD, J. **The Restoration and Revegetation of Degraded Land including Quarry Waste: a Review**. Centre for Ecology and Hydrology University of Wales (s/d)

GUERRINI, I. A.; TRIGUEIRO, R. M... Atributos físicos e químicos de substratos compostos por biossólidos e casca de arroz carbonizada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p. 1069-1076, 2004

HAERING, K.C., DANIELS, W.L.; GALBRAITH, J.M. Appalachian Mine Soil Morphology and properties: Effects of the Weathering and Mining Method. **Soil Science Society of America Journal**, v.69, p. 1315-1325, 2004.

HALOFSKY, J.E., McCORMICK, L.H.. Effects of unseeded areas on species richness of coal mines reclaimed with municipal biosolids. **Restoration Ecology**, v.13, n.4, p.630-638, 2005.

HARALDSEN, T.K; PEDERSEN, P.A. Mixtures of crushed rock, forest soils, and sewage sludge used as soils for grassed green areas, **Urban Forestry Urban Green**, n.2, p.041–051, 2003.

HOLZSCHUH. M.J.; KAMINSKI, J.; BARTZ, H.R.; KLEIN, M.; TIECHER, T.; MORO, V.; TOLEDO, M. J.A. Efeito do calcário calcítico e dolomítico no rendimento de soja e aveia preta aplicado na superfície e incorporado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31. 2007, Gramado. **Anais ...**, Porto Alegre, 2007.

HUYGENS, D.; BOECKX, P.; VAN CLEEMPUT, O.; OYARZÚN, C.; GODOY, R. Aggregate and soil organic carbon dynamics in South Chilean Andisols. **Biogeosciences**, v.2, p. 159–174, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual Técnico de Pedologia**. 2 ed., Rio de Janeiro: IBGE, 2007.

INDA, A.V.; QUIÑONES, O.R.G.; GIASSON, E.; BISSANI, C.A.; DICK, D.P.; NASCIMENTO, P.C.. Atributos químicos relacionados ao processo de sulfurização em solos construídos após mineração de carvão. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.40, n.5, p.1060-1067, 2010.

ISLABÃO, G.O. **Uso de cinza de casca de arroz como corretivo e condicionador do solo**. Tese (Doutorado em Agronomia) - Programa de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2013, 80p.

IUSS Working Group WRB. **World reference base for soil resources 2006**. World Soil Resources Reports N^o. 103. Rome: FAO, 2006.

IVANOV , M.; FAIMON, J., JARMARA, P.; PEŠÁK, L. Evolution of minesoils at a coal waste pile: a case study from Rosice-Oslavany (Czech Republic), **Geologia**, República Checa, v. 54, n.1, p. 61 – 64, 2009.

JADOSKI, S.O.; SAITO, L.R.; PRADO, C.; LOPES, E.C.; SALES, L.L.S.R. Características da lixiviação de nitrato em áreas de agricultura intensiva. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia** v.3, n.1, p. 193-200, 2010.

JUNG, M.C. Heavy metal contamination of soils and waters in and around the Imcheon Au–Ag mine, Korea. **Applied Geochemistry**, v.16, p. 1369–1375, 2001.

JUWARKAR, A.A.; JAMBHULKAR, H.P. Phytoremediation of coal mine spoil dump through integrated biotechnological approach. **Bioresource Technology**, v.99, n.11, p. 4732-4741. 2008.

JUWARKAR, A.S.; A JUWARKAR,; KHANNA, P. Use of selected waste materials and biofertilizers for industrial solid waste reclamation. In: TWARDOWSKA,I.; ALLEN, H.E.;

KETTRUP, A.A.F.; LACY, W.J. (Ed.) **Solid Waste: Assessment, Monitoring And Remediation**, Elsevier, 2004. cap. VI.7, p. 911-948.

JENNESS, N. **Mine Reclamation Using Biosolids**. Arizona: Universidade de Arizona, 2001. 43 p.

KABATA-PENDIAS, A.; MUKHERJEE, A.B. **Trace Elements from Soil to Human**. Berlin: Springer, 2007.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. 4. ed. Boca Ratón: CRC Press 2011.

KALEVITCH, M.K.; KEFELI, V.; DUNN, M.D. Bacterial and mineral content of fabricated soil (FS). **Canadian Journal of Pure & Applied Sciences**. v. 2, n. 3, p. 475-482, 2008.

KALKREUTH, W. et al. Depositional setting, petrology and chemistry of Permian coals from the Paraná Basin. 2. South Santa Catarina Coalfield, Brazil. **International Journal of Coal Geology**, v. 84, p. 213-236, 2010.

KÄMPF, N.; SCHNEIDER, P.; GIASSON, E. Propriedades, pedogênese e classificação de solos construídos em áreas de mineração na Bacia Carbonífera do Baixo Jacuí. **R. Bras. Ci. Solo**, 21:79-88, 1997.

KÄMPF, N. et al. Solos construídos em áreas de mineração da Bacia Carbonífera. In : Centro de Ecologia - UFRGS. **Carvão e meio ambiente**. Porto Alegre: UFRGS, 2000. cap.17, p.596-640.

KAMPRATH, E. J.; NELSON, W. L.; FITTS, J. W. The Effect of pH, Sulfate and Phosphate Concentrations on the Adsorption of Sulfate by Soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 20, n. 4, p. 463-466, 1956 .

KEFELI, V.; LEININGER, C.; MASTALSKI, S.; PINCIN, K. Characteristics of fabricated soil for landscape rehabilitation: The four crop test for biological activity. **Advances in Molecular Biology**, n.2, p. 79-85, 2008.

KENT, Martin. Plant growth problems in colliery spoil reclamation: a review. **Applied Geography**, Plymouth, n. 2, p.83-107, 1982.

KONTOPOULOS, A. Acid mine drainage control. In: CASTRO, S.H.; VERGARA, F.; SÁNCHEZ, M.A. (Eds.). **Effluent treatment in the mining industry**. Concepción: University of Concepción, 1998, p. 57-118.

KUO, S. Chemical Methods. In: BIGHAN, J.M. **Methods of Soils Analysis**, Madison: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. Part 3, 1996. p. 869-919.

LAN, Y.; DENG, B.; KIM, C.; THORNTON, E. Influence of soil minerals on chromium(VI) reduction by sulfide under anoxic conditions. **Geochemical Transactions**, v.8, n.4, 10 f. 2007.

LAUBER, C.L.; HAMADY, M.; KNIGHT, R.; FIERER, N. Pyrosequencing-Based Assessment of Soil pH as a Predictor of Soil Bacterial Community Structure at the Continental Scale. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 75, n.15, p. 5111–5120, aug 2009.

LEE, C.R.; BRANDON, D.L.; PRICE, R.A. **Manufactured Soil Field Demonstration for Constructing Wetlands to Treat Acid Mine Drainage on Abandoned Minelands**. U.S. Army Engineer Research and Development Center, 2007. ERDC TN-DOER-D9, Standard Form 298.

LEMANSKI, J.; da SILVA, J.E.. Utilização do biossólido da CAESB na produção de milho no distrito federal. **R. Bras. Ci. Solo**, v.30, p.741-750, 2006.

LI, R.; DANIELS, L; STEWART, B. Influence of liming and topsoil thickness on vegetative growth and leachate quality of acidic coal refuse. In: ANNUAL MEETING OF THE AMERICAN SOCIETY FOR SURFACE MINING AND RECLAMATION. 15. 1998, West Fork. Proceedings ... National Meeting of the American Society for surface mining and reclamation, **Proceedings...** St. Louis: ASMR, 1998. p.323-337

LIMA, P.H.; FONTANETTI, A.; SOARES, M.R.S.; KORNDÖRFER, G.H.; AUN, N.J. Resíduos Orgânicos Agroindustriais como Fonte de Si para a Cultura do Milho. In: CONGRESSO NACIONAL DE MILHO E SORGO, 29., 2012, Águas de Lindóia: ABMS. **Anais...** 2012, p. 1698 a 1704

LIU, R.; LAL, R. Quality Change of Mine Soils From Different Sources in Response to Amendments: A Laboratory Study. **Environment and Natural Resources Research**, v. 4, n.2, 2014

LUTZ, B.D.; BERNHARDT, E.; SCHLESINGER, W.. The Environmental Price Tag on a Ton of Mountaintop Removal Coal. **Plos One**, v. 8, n.9, 2013.

MACEDO, F. G.; de MELO, W.J.; MERLINO, L.C.S.; TORRES, L.S.; GUEDES, A.C.T.P.; de MELO, G.M.P.; CAMACHO, M.A. Lodo de esgoto como fonte de nitrogênio: concentração no perfil do solo e em plantas de milho. **Eng Sanit Ambiental**, v.17, n.3, p. 263-268, 2012.

MINISTÉRIO AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO- MAPA. **Instrução normativa no. 35 de 4 de julho de 2006**. Ministério da Agricultura , Pecuária e Abastecimento.

McCLOY, D.V.; SENCINDIVER, J.C. Acid minesoil properties relating to sulfurization. In: ____ Agronomy Abstracts. Madison: ASA. p. 4, 1991. Appendix 2

MEDEIROS, J.C.; ALBUQUERQUE, J.A.; MAFRA, A.L.; BATISTELLA, F.; GRAH, J. Calagem superficial com resíduo alcalino da industria de papel e celulose em um solo altamente tamponado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 6, n. 33, p.1657-1665, nov. 2009

MIKI, M.K; ANDRIGUETI, E.J.; ALEM SOBRINHO, P. Tratamento da fase sólida em estações de tratamento de esgoto. In: TSUTIYA, Milton Tomoyuki. **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. cap. 3, p. 89-131.

MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL DE SANTA CATARINA - MP-GTA. **Sétimo relatório de monitoramento dos indicadores ambientais:** monitoramento da cobertura do solo. Criciúma: MP-GTA, 2013. 1v. Disponível em: <https://www.ifsc.ius.br/acpdocarvao/2012/GTA/GTA_6_2012_7_Cobertura_do_Solo.htm>

MONDARDO, D.; CASTAGNARA, D.D.; de OLIVEIRA, P.S.R.; ZOZ, T.; MESQUITA, E.E.. Produção e composição químico-bromatológica da aveia preta fertilizada com doses crescentes de dejetos líquido suíno. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 42, n. 2, p. 509-517, abr-jun, 2011.

MORAES, J.R.; FERNANDES, F.F.; PINTO, L.F.S.; BONUMÁ, A.S.; SCHEER, J.M.; PAULETTO, E.A. **Experimento de calagem de solo construído em área de mineração de carvão no município de Candiota.** In: ENCONTRO DE PÓS GRADUAÇÃO, 7, 2006, Pelotas: UFPEL, 2006. 4 f.

MULVANEY, R.L., Chemical methods. In: BIGHAN, J.M. **Methods of soils analysis**, Madison: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. p. 1123-1200, 1996.

NAME, T.; SHERIDAN, C. Remediation of acid mine drainage using metallurgical slags. **Minerals Engineering**, v. 64, n. 0, p. 15-22, 2014.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL - NRC. **Dietary reference intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc.** Washington, DC: The National Academies Press, 2001.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL - NRC. **Bioavailability of contaminants in soils and sediments: processes, tools, and applications.** Washington, DC: The National Academies Press, 2003. Disponível em <<http://www.nap.edu/catalog/10523.html>>

NATIONAL RESEARCH COUNCIL - NRC. **Mineral Tolerance of Animals: Second Revised Edition.** Washington DC: Committee on Minerals and Toxic Substances in Diets and Water for Animals, National Research Council, 2005.

NATIONAL SLAG ASSOCIATION - NSA. **Blast furnace slag as an agricultural liming material and source of minor plant nutrients.** Ontario: NSA, 1985. 4 p.

NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Methods of soil analysis. In: BIGHAN, J.M. **Methods of soils Analysis**, Madison: Soil Science Society of America and American Society of Agronomy. p. 1123-1200, 1996.

NOLLA, A.; DONEGA, M.A.; VOLKS, L.B. S; GAVIOLLI, T. O. Crescimento radicular do milho (*Zea mays* L.) submetido a aplicação de casca de arroz carbonizada. **Journal of Agronomic Sciences**, Umuarama, v.2, n.1, p.129-135, 2013.

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

OLIVEIRA, J.B. **Pedologia aplicada.** 4ed. Piracicaba: Fundação de Estudos Agrários, 2011.

OLIVEIRA, M. R. **Aplicação de escória de aciaria e calcário no solo e desenvolvimento do primeiro ciclo da grama bermuda**. 2012. 76 f. Dissertação (Mestre) - Departamento de Faculdade de Ciências Agrônomicas, Unesp, Botucatu, 2012

PACHECO, F.P. **Água residuária de suinocultura aplicada em cobertura na cultura do milho com cultivo sequencial de aveia preta**. 2012. 75 f. Dissertação (Mestrado Engenharia Agrícola) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

PAIVA, P.J.R; NICODEMO, M.L.F. **Enxofre no sistema solo-planta-animal**. Campo Grande: EMBRAPA, 1994.

PAN, W.L. Nutrient interactions in soil fertility and planta nutrition. In: HUANG, P.M.; LI, Y; SUMNER, M.E. (Ed) **Handbook of soil sciences: resource management and environmental impacts**. v.2, Boca Ratón: CRC Press, 2012.

PANDA, S.K.; CHOUDHURY, S. Chromium stress in plants. **Braz. J. Plant Physiology**, v.17, n.1, p. 95-102, 2005.

PARADELO, R.; BARRAL, M.T. Influence of organic matter and texture on the compactability of Technosols, **Catena**, n.110, p.95-99, 2013.

PINTO, L. F. S.; KÄMPF, N. Contaminação dos solos construídos. In: TEIXEIRA, E. C.; PIRES, M. J. R. (Coord). **Meio ambiente e carvão: impactos da exploração e utilização**. Porto Alegre: FINEP/CAPES/ PADCT/GTM/PUCRS/UFSC/FEPAM, p. 69-92, 2002.

INSTITUTO DA POTASSA & FOSFATO - POTAFOS. **Manual internacional de fertilidade do solo**. 2 ed. Piracicaba: POTAFOS, 1998.

PRADO, R. de M.; FERNANDES, F.M. Escória de siderurgia e calcário na correção da acidez do solo cultivado com cana-de-açúcar em vaso. **Scientia Agrícola**, v.57, p.739-744, 2000.

PRADO, R. M. et al. Avaliação da escória de siderurgia e de calcários como corretivos da acidez do solo no cultivo da alface. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, n. 37, p.539-546, abr. 2002.

QUAGGIO, J. A. **Acidez e calagem em solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2000. 111 p.

QUEENSLAND ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Instructions for the treatment and management of acid sulfate soils**, 2001. Queensland: Queensland Environmental Protection Agency, 2001, 25 f. Versão 1.0

QUINOÑES, O.R.G. **Caracterização e gênese de solos construídos após mineração de carvão na mina Boa Vista, Município de Minas do Leão, RS**. 2004. 119 f. Dissertação (Mestrado em Solos) - Programa de Pós Graduação em Solos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

QUIÑONES, O.R.; INDA JÚNIOR, A.V.; GIASSON, E.; BISSANI, C.A.; DIC, D. Características de solos construídos após mineração de carvão relacionadas ao processo de construção e à composição do material utilizado. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.38, n.6, p.1564-1571, set, 2008.

QUINTANA, N.R.G.; CARMO, M.S.; MELO, W.J. Lodo de esgoto como fertilizante: produtividade agrícola e rentabilidade econômica. **Nucleus**, v.8, n.1, abr.2011

RAIJ, B.V. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011.

RAMOS, L.A.; NOLLA, A.; KORNDÖFER, G.H.; PEREIRA, H.S.; DE CAMARGO, M.S.. Reatividade de corretivos da acidez e condicionadores de solo em colunas de lixiviação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.30, p.849-857, 2006.

RATE, A.W.; LEE, K.M.; FRENCH, P.A.. Application of biosolids in mineral sands mine rehabilitation: use of stockpiled topsoil decreases trace element uptake by plants. **Bioresource Technology**. v.91, p. 223–231, 2004.

REINOLDS, K.; KRUGER, R.; RETHMAN, N. The manufacture and evaluation of an artificial soil (SLASH) prepared from fly ash and sewage sludge. In: INTERNATIONAL ASH UTILIZATION SYMPOSIUM, 3., 1999, Lexington. **Proceedings...** . Lexington: University Of Kentucky, 1999. p. 1 - 8.

REIS, D.A.; de LIMA, C.L.R.; PAULETTO, E.A. Resistência tênsil de agregados e compressibilidade de um solo construído com plantas de cobertura em área de mineração de carvão em Candiota, RS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p 669-678, 2014.

ROUSK, J.; BÅÅTH, E.; BROOKES, P.; LAUBER, C.L.; LOZUPONE, C.; CAPORAS, J.G.; KNIGHT, R.; FIERER, N. Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. **ISME Journal** , v.4, p. 1340–1351, 2010.

SANTOS, H.G. et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Brasília DF: EMBRAPA , 2013.

SENCINDIVER, J.C.; AMMONS, J.T. Minesoil Genesis and Classification. In: BARNHISEL, R.I., DANIELS, W.L.; DARMORY, R.G. (Ed.) **Reclamation of Drastically Disturbed Lands**. Madison: American Soc. Agronomy. n 41, 2000. Agronomy Series.

SIEBE, C.; JACOBS, P.M.; RICHTER JR., D.D. Time-scales and rates of pedogenic processes II. **Revista Mexicana de Ciencias Geológicas**, v. 24, n. 3, p. 467-468, 2007.

SILVA, M.L. de S.; VITTI, G.C.; TREVISAM, A.R. Concentração de metais pesados em grãos de plantas cultivadas em solo com diferentes níveis de contaminação. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v.42, n.4, p.527-535, abr. 2007.

SIQUEIRA, J.O.; SOARES, C.R.F.S.; SILVA, C.A. Matéria Orgânica em Solos de Áreas Degradadas In: SANTOS, G. A. et al (Ed.) **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: ecossistemas tropicais & subtropicais** . 2 ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008, p.497

SCHEIBE, L.F. O carvão em Santa Catarina: mineração e conseqüências ambientais. In: TEIXEIRA, E.C. (Coord.). **Meio Ambiente e Carvão: impactos da exploração e utilização**. Porto Alegre, RS: FEPAM, 2002.p. 45-66.

SENCINDEVER, J.C.; AMMONS J.T. Minessoil Genesis and Classification. In: BARNHISEL, R.I.; DANIELS, W.L.; DARMODY, R.G. (ed.) **Reclamation of Drastically Disturbed Lands**. Agronomy Series N° 41. Madison: American Soc. Agronomy, 2000. cap. 3.

SCHAFER, W.M. et al. Minessoil genesis and morfology in a spoil chronosequence in Montana. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.44, p. 802-807, 1980.

SHANKER, A.K.; PATHMANABHAN, G. Speciation dependant antioxidative response in roots and leaves of sorghum (*Sorghum bicolor* (L.) Moench cv CO 27) under Cr(III) and Cr(VI) stress. **Plant and Soil**, v. 265, p. 141–151, 2004.

SHANKER, A.K.; CERVANTES, C.; LOZA-TAVERA, H.; AVUDAINAYAGAM, S. Chromium toxicity in plants. **Environment International**, v.31, p.739– 753, 2005.

SHEORAN, V.; SHEORAN, A.S.; POONIA, P. Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation: A Review. **International Journal Of Soil, Sediment And Water**, v. 3, n. 2, p. 1-21. jan. 2010.

SCHÜTZENDÜBEL, A.; POLLE, A. Plant responses to abiotic stresses: heavy metal-induced oxidative stress and protection by mycorrhization. **Journal Exp Bot**, v.53, p.1351–1365, 2002.

SILVA, I.R; MENDONÇA, E.S. Matéria Orgânica do Solo. In: NOVAIS, R.F. et al. (Comp.). **Fertilidade do Solo**. Viçosa: SBSC, 2007. Cap. 6, p. 275-374.

SILVA, S. R. et al. Caracterização de rejeito de mineração de ouro para avaliação de solubilização de metais pesados e arsênio e revegetação local. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 28, n. 1, Feb. 2004.

SKOUSEN, J.; CLINGER, C.. Sewage sludge land application program in West Virginia. **Journal of Soil and Water Conservation**. v. 48, n.2, p. 145-151, 1993.

SOARES,R. A. L.; CASTRO, R. J. S.; NASCIMENTO, R. M.; MARTINELLI, A. E. Influência do Teor de Calcário no Comportamento Físico, Mecânico e Microestrutural de Cerâmicas Estruturais. **Cerâmica Industrial**, v.15, n.2, 5 f. Março/Abril, 2010.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO - SBSC. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10 ed. Porto Alegre: SBSC Comissão de Química e Fertilidade do Solo, 2004.

SOBEK, A.A.; SCHULLER, W.A.; FREEMAN, J.R.; SMITH, R.M. **Field and Laboratory Methods Applicable to Overburden and Minesoils**, 1978, p. 204. U.S. Environmental Protection Agency Report EPA-600/2-78-054.

SOBRINHO, N. M. B. A.; VELLOSO, A. C. X. Poluição do solo por metais pesados . In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 24. 1993, Goiânia. **Anais...** Goiânia: SBCS, 1993. v.1

SORATTO, R.P.; CRUSCIOL, C.A.C. Produção de fitomassa e acúmulo de nutrientes pela aveia-preta em função da aplicação de calcário e gesso em superfície na implantação do sistema plantio direto. **Ciência Rural**, v.38, n.4, jul, 2008.

SOUDEK, P.; PETROVÁ, S.; VANEK, T. Phytostabilization or Accumulation of Heavy Metals by Using of Energy Crop Sorghum sp. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON BIOLOGY, ENVIRONMENT AND CHEMISTRY, 3. 2012, Singapore. **Proceedings ...** Singapores: IACSIT Press, Singapore, 2012.

SPARKS, D. L. Environmental soil chemistry. Academic Press, Inc., San Diego: 1995.

SPOSITO, G. The chemistry of soils. Oxford University Press, New York: 1989.

STRECK, E.V. et. al. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2 ed. Porto Alegre: EMATER/RS, 2008.

SULLIVAN, L.A.; BUSH, R.T.; BURTON, E.D.; RITSEMA, C.J.; VAN MENSVOORT, M.E.F. Acid sulfate soils. In: HUANG, P.M.; YUNCONG, L.; SUMMER, M.E. **Handbook of soil sciences: properties and processes**. 2 ed. Boca Raton: CRC Press, 2012.

SYLVIS ENVIRONMENTAL. **Land application guidelines for the organic matter recycling regulation and the soil amendment code of practice: best management practices**. Victoria: BC Ministry of Environment, 2008. 300 p. DOCUMENTO SYLVIS # 758-08.

TAKENO, N. **Atlas of Eh-pH diagrams**. Tokyo: National Institute of Advanced Industrial Science and Technology, 2005. 287 f. Geological survey of Japan open file report.

TAMANINI, C.R. **Recuperação de áreas degradadas com a utilização de biossólido e gramínea forrageira**. 2004. 181 f. Tese (Mestrado em Agronomia) Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2004.181p.

TARMAC (Org.). **Use of limestone dust and steel slag fines to remediate colliery spoil: Derwet Forest study case**. Birmingham: TARMAC 2007. 25 p. Project Number MA 5/2/008

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A. et al. **Análise do solo plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre, Departamento de Solos da UFRGS, 1995. 174p (UFRGS, Boletim Técnico, 5).

TEIXEIRA, J.R. **Utilização de resíduos sólidos alcalinos de indústrias de celulose na correção da acidez do solo**. 2003. 121 f. Dissertação (Mestrado em Solos) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

THOMAS, K.A., SENCINDIVER, J.C., SKOUSEN, J.G.; GORMAN, J.M. Soil horizon development on mountaintop surface mine in Southern West Virginia. **Green Lands**, Morgantown, p. 41-52, 2000.

TIAN, G.; FRANZLUEBBERS, A.J.; GRANATOA, T.C.; COXA, A.E.; O'CONNOR, C.. Stability of soil organic matter under long-term biosolids application. **Applied Soil Ecology**. v.64, p. 223–227, 2013.

TIAN, G.; CHIU, C.; FRANZLUEBBERS, A.J.; OLADEJI, O.O.; GRANATO, T.; COX, A.E.. Biosolids amendment dramatically increases sequestration of crop residue-carbon in agricultural soils in western Illinois. **Applied Soil Ecology**, v. 85, p. 86–93, 2015.

THOMAS, K.A.; SENCIDIVER, J.C.; SKOUSEN, J.G.; GORMAN, J.M. Soil horizon development on a mountaintop surface mine in Southern West Virginia. **Green Lands**, v.1, p. 41-52, 2000.

TORDOFF, G.M.; BAKER, A.J.M. & WILLIS, A.J. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. **Chemosphere**, v.41, p.219-228, 2000.

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.

TRUTER, W.F. **A review on soil acidification, soil nutrient depletion and the need for soil amelioration using coal combustion byproducts and organic waste**. 2002. 198 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestre em Agricultura, University of Pretoria, Pretoria, 2002.

TSUTIYA, M.T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: TSUTIYA, Milton Tomoyuki. **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. cap. 4, p. 89-131.

UPJOHN, B.; FENTON, G.; CONYERS, M. **Soil acidity and liming**. Canberra: NSW Department of Primary Industries, 2005. 24 f. Agfact AC.19, 3ed.

US Environmental Protection Agency - US EPA. Title 40 CFR ¼ Part 503. Final rules: Standards for the use or disposal of sewage sludge. **Federal Register**, v.58, p.9387-9415, 1993.

US Environmental Protection Agency - US EPA. **Acid Mine Drainage Prediction**. Washington DC, 1994. Technical document EPA 530-R-94-036 / NTIS PB94-201829

US Environmental Protection Agency – US EPA. **Method 3050**. SW-846. Acid Digestion of Sediments, Sludges and Soils, Washington, 1996.

US Environmental Protection Agency - US EPA. **Method 3052**, SW-846, Acid Digestion of Sediments, Sludges and Soils, Washington, 1996.

US Environmental Protection Agency - US EPA. **The Use of Soil Amendments for Remediation, Revitalization and Reuse, Solid Waste and Emergency Response**. Washington DC, 2007. Technical document PA 542-R-07-013

USSIRI, D.A.N.; LAL, R. Carbon Sequestration in Reclaimed Minesoils. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v.24, p. 151-165, 2005.

UNITED STATES ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION - US EIA. **International Energy Outlook 2013**, Washington: DOE/EIA- 0484, 2013.

VAN HAM, M.; TESHIMA, M. **Residuals reuse in aggregate mine reclamation: A decade of BC experience**. In: ANNUAL BRITISH COLUMBIA MINE RECLAMATION SYMPOSIUM, 29., 2005, **Proceedings...** Abbotsford: TRCR, 2005.

VAN HAM, M.D. VIEIRA, D. B; LEMIEUX, J. G; HUTCHISON, J. S. Biosolids growing medium: Formulations and fabrication. In: . In: LE BLANC, R.J.; LAUGHTON, P.J.; TYAGI, R. **Moving forward wastewater biosolids sustainability: technical, managerial, and public synergy**. New Brunswick: GMSC, 2007a. p. 1085-1091.

VAN HAM, M.D.; HUTCHISON, J.S; VIEIRA, D.B; DAMPIER, L.M.B. A regional approach to biosolids management: the Sechelt experience. In: LE BLANC, R.J.; LAUGHTON, P.J.; TYAGI, R. **Moving forward wastewater biosolids sustainability: technical, managerial, and public synergy**. New Brunswick, GMSC, 2007b. p.839-845.

VIEIRA, M.A.; PAULETTO, E.A. Avaliação de atributos físicos do substrato de casca de arroz (*Oryza sativa* L.) carbonizada e tratada com polímeros hidrofílicos sintéticos. **Biosci. Journal**, Uberlândia, v. 25, n. 1, p. 1-6 , Jan./Feb. 2009.

YUSRAN, F.H. Soil Organic Carbon losses: the balance between respiration and leaching, and phosphorus mobility in lateritic soils. **J Trop Soils**, v. 15, n. 3, p. 245-254, 2010.

WALTON, G.; JARVIS, D. **Artificial soils for quarry restoration: site trials, findings and recommendations**. PGW&A LLP e David Jarvis Associates Ltd, 2011. 39f.

WATERHOUSE, B.R.; ADAIR, K.L.; BOYER, S.; WRATTEN, S.D.. Advanced mine restoration protocols facilitate early recovery of soil microbial biomass, activity and functional diversity. **Basic and Applied Ecology**, v. 15, p. 599–606, 2014a.

WATERHOUSE, B.R.; ADAIR, K.L.; BOYER, S.; WRATTEN, S.D.. Using municipal biosolids in ecological restoration: What is good for plants and soil may not be good for endemic earthworms. **Ecological Engineering**, v. 70, p. 414–421, , 2014b.

WATKINSON, A.L.D. **Developing Manufactured Soils for Reclamation of Mined Land in the Boreal Forest Ecosystem**. 2014. 165 f. Mestrado (Master of Science in Biology) - Laurentian University. Sudbury, 2014.

WEI, S.Y.; TAN, W.F.; LIU, F.; ZHAO, W.; WENG, L.P. Surface properties and phosphate adsorption of binary systems containing goethite and kaolinite. **Geoderma**, v. 213, p. 478–484, 2014.

WEILER, J.; AMARAL FILHO, J.R.; SCHNEIDER, I.A.H. Processamento de Rejeitos de Carvão e Redução do Impacto Ambiental. **AUGMDomus**, v. 6, 2014.

WICK, A.F; DANIELS, W.L. ; NASH, W.L.; BURGER, J.A. Soil aggregate, organic matter and microbial dynamics under different amendments after 27 years of mine soil development. In: NATIONAL MEETING OF THE AMERICAN SOCIETY OF MINING AND RECLAMATION, 2010, Pittsburgh. **Proceedings ...** Pittsburgh: ASMR, 2010, p. 5 - 11

WICK, A. F. ; DANIELS, W. L.; ORNDORFF, Z. W. ; ALLEY, M. M. Organic matter accumulation post-mineral sands mining. **Soil Use and Management**, v. 29, n.3, 2013, p. 354-364

WIETHOLTER, S. Calagem no Brasil, Passo Fundo: EMBRAPA Trigo, 2000.

WORLD COAL ASSOCIATION - WCA. **Coal facts 2014**. London: World Coal Association, 2014

WORLD COAL INSTITUTE - WCI. **The coal resource**: a comprehensive overview of coal. London: WCI, 48 f., 2005

WORLD ENERGY COUNCIL - WEC. **World Energy Resources: 2013 survey**. Londres: WEC. 2013. 468p. Disponível em: < http://www.worldenergy.org/wp-content/uploads/2013/09/Complete_WER_2013_Survey.pdf>

WONG, J.W.C.; SU, D.C. The growth of agropyron elongatum in an artificial soil mix from coal fly ash and sewage sludge. **Bioresource Technology**, Great Britain, v.59, p. 57-62. Jan. 1997.

WYSZKOWSKI, M.; RADZIEMSKA, M. Assessment of Tri- and Hexavalent Chromium Phytotoxicity on Oats (*Avena sativa L.*) Biomass and Content of Nitrogen Compounds. **Water Air Soil Pollution**, v. 224, p. 1619-9, 2013.

WUTKE, A.C.P. & GARHANTINI, H. Avaliação da possibilidades de escórias de siderúrgica como corretivos de acidez dos solos. **Bragantia**, v.21, n.46, p. 795-805, 1962.

ZARNOZA, R.; FAZ, A.; CARMONA, D.M., BÜYÜKKILIÇ, A.; KABAS, S.; MARTINEZ, S.M.; ACOSTA, J.A. Long-term effects of mine soil reclamation using different amendments on microbial and biochemical properties in Southeast Spain. In: WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 19. 2010, Brisbane. **Proceedings ...** Brisbane: IUSS, 2010.

ZIEMKIEWICZ, P.F.; SKOUSEN, J. The use of steel slag in acid mine drainage treatment and control. In: WV SURFACE MINE DRAINAGE TASK FORCE SYMPOSIUM, 19. 1998, Morgantown, **Proceedings ...** Morgantown: USGS, 1998.

ZHU, S.; CHERNI, J. Coal mining in China: policy and environment under market reform **International Journal of Energy Sector Management**, v. 3 (1) p. 9 - 28, 2009.

APÊNDICE

APÊNDICE 1

Caracterização elementar do rejeito de carvão

Tabela 47 - Caracterização elementar das três faixas densimétricas do rejeito de carvão após separação em meio-denso.

Elemento (%)	Rejeito _{<2,2} energético	Rejeito _{2,2-2,6} intermediário	Rejeito _{>2,6} piritoso	Rejeito bruto*
C	34,2	4,15	8,04	6,7
H	2,86	1,16	0,64	1,2
N	0,71	0,18	0,20	0,3
S	1,87	0,82	37,49	7,0

* Fonte: Amaral Filho, 2014

Os resultados foram obtidos conforme a norma ASTM D5373-02. Os valores apresentados são o produto de uma média aritmética de duas análises para cada amostra, em base úmida.

APÊNDICE 2

Massa foliar da Aveia Preta

Tabela 48- Massa seca parte aérea (g) da Aveia Preta referente aos 16 tratamentos.

	Rejeito _{2,2-2,6} + CCA				Solo _{empr}			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
sem lodo	2,65	2,86	0,52	0,47	0,32	0,27	1,81	2,13
	2,25	2,65	0,46	0,44	0,33	0,44	2,02	3,12
	3,23	2,88	0,51	0,37	0,50	0,47	2,26	1,56
<i>média</i>	2,71	2,80	0,50	0,43	0,38	0,40	2,03	2,27
<i>desvio padrão</i>	0,5	0,1	0,0	0,1	0,10	0,11	0,22	0,79
com lodo	0,00	8,37	9,01	7,11	0,00	0,01	0,01	8,06
	0,00	8,81	10,06	8,38	0,00	0,07	0,02	8,95
	0,00	6,62	8,97	9,42	0,00	0,05	0,02	8,93
<i>média</i>	0,00	7,93	9,35	8,30	0,00	0,05	0,02	8,6
<i>desvio padrão</i>	0,00	1,2	0,6	1,2	0,00	0,03	0,01	0,50

Tabela 49- Massa seca radicular (g) da Aveia Preta referente aos 16 tratamentos.

	Rejeito _{2,2-2,6} + CCA				Solo _{empr}			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
sem lodo	1,16	1,05	0,56	0,58	0,23	0,15	0,65	0,56
	1,55	0,83	0,39	0,32	0,30	0,16	1,40	0,55
	1,39	1,12	0,40	0,61	0,18	0,13	0,65	0,45
<i>média</i>	1,4	1,0	0,5	0,5	0,2	0,1	0,9	0,5
<i>desvio padrão</i>	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,0	0,4	0,1
com lodo	0,00	2,20	3,26	1,94	0,00	0,07	0,05	2,35
	0,00	1,60	2,43	2,01	0,00	0,04	1,24	1,69
	0,00	1,17	1,25	2,21	0,00	0,06	0,65	1,28
<i>média</i>	0,00	1,7	2,3	2,1	0,00	0,1	0,6	1,8
<i>desvio padrão</i>	0,00	0,5	1,0	0,1	0,00	0,0	0,6	0,5

APÊNDICE 3

ANOVA massa seca Aveia Preta – unicamente tratamentos Rejeito_{2,2-2,6}+CCA como substrato.

Tabela 50 - Quadro de análise - Massa seca total (aérea + radicular) apenas Rejeito_{2,2-2,6}+CCA.

FV	GL	SQ	QM	F
Fator lodo (F1)	1	178.76042	178.76042	238.7265 **
Fator alcalinizante (F2)	3	81.83317	27.27772	36.4282 **
Int. F1xF2	3	201.31988	67.10663	89.6179 **
Tratamentos	7	461.91347	65.98764	88.1235 **
Resíduo	16	11.98093	0.74881	
Total	23	473.89440		

** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < .01$)

* significativo ao nível de 5% de probabilidade ($.01 \leq p < .05$)

ns não significativo ($p \geq .05$)

Tabela 51. ANOVA - Quadro de análise apenas Rejeito_{2,2-2,6}+CCA.

GL	GLR	F-critico	F	p
1	16	8.531	238.7265	0,0001
3	16	5.2922	36.4282	0,0001
3	16	5.2922	89.6179	0,0001
7	16	4.0259	88.1235	0,0001

Tabela 52. Médias e medidas apenas Rejeito_{2,2-2,6}+CCA.

Médias do Fator 1 (lodo)		Médias do Fator 2 (alcalinizante)	
1	2.44083 b	1	2.03833 b
2	7.89917 a	2	6.69167 a
		3	6.30667 a
		4	5.64333 a
dms =	0.74940	dms =	1.43075

Tabela 53 - Médias do Fator 1 (lodo) x Fator 2 (alcalinizante) apenas Rejeito_{2,2-2,6}+CCA.

	Sem alcali	CaCO ₃	ESC _{CHA}	ESC _{SAP}
A1	4.0767 aA	3.7967 bA	0.9533 bB	0.9367 bB
A2	0.0000 bC	9.5867 aB	11.6600 aA	10.3500 aAB
	dms para colunas = 1.4988		dms para linhas = 2.0234	
	classific.c/letras minúsculas		classific.c/letras maiúsculas	

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

ANOVA massa seca Aveia Preta – unicamente tratamentos Solo_{empr} como substrato.Tabela 54 - Quadro de análise - Massa seca total (aérea + radicular) apenas Solo_{empr}.

FV	GL	SQ	QM	F
Fator lodo (F1)	1	6.92300	6.92300	41.3622 **
Fator alcalinizante (F2)	3	159.98875	53.32958	318.6233 **
Int. F1xF2	3	88.93895	29.64632	177.1251 **
Tratamentos	7	255.85070	36.55010	218.3725 **
Resíduo	16	2.67800	0.16738	
Total	23	258.52870		

** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < .01$)

* significativo ao nível de 5% de probabilidade ($.01 \leq p < .05$)

ns não significativo ($p \geq .05$)

Tabela 55. ANOVA – Quadro de análise apenas Solo_{empr}.

GL	GLR	F-critico	F	p
1	16	8.531	41.3622	< 0,0001
3	16	5.2922	318.6234	< 0,0001
3	16	5.2922	177.1251	< 0,0001
7	16	4.0259	218.3725	< 0,0001

Tabela 56. Médias e medidas apenas Solo_{empr}.

Médias do fator 1 (lodo)		Médias do fator 2 (alcalinizante)	
1	1.72250 b	1	0.30833 c
2	2.79667 a	2	0.32333 c
		3	1.80000 b
		4	6.60667 a
dms =	0.35430	dms =	0.67643

Tabela 57 - Médias do Fator 1 (lodo) x Fator 2 (alcalinizante) apenas Solo_{empr}.

	Sem álcali	CaCO ₃	ESC _{CHA}	ESC _{SAP}
A1	0.6167 aB	0.5433 aB	2.9367 aA	2.7933 bA
A2	0.0000 aB	0.1033 aB	0.6633 bB	10.4200 aA
	dms para colunas =	1.4988	dms para linhas =	2.0234
	classific.c/letras minúsculas		classific.c/letras maiúsculas	

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

ANOVA massa seca Aveia Preta – tratamentos Rejeito_{2,2-2,6}+CCA e Solo_{empr} como substrato.Tabela 58 - Quadro de Análise - Massa seca total (foliar + radicular) Rejeito_{2,2-2,6}+CCA e Solo_{empr}.

FV	GL	SQ	QM	F
Fator substrato (F1)	1	101.82100	101.82100	165.2435 **
Fator lodo (F2)	1	128.08600	128.08600	207.8685 **
Fator alcalinizante (F3)	3	149.14719	49.71573	80.6828 **
Int. F1xF2	1	57.70660	57.70660	93.6510 **
Int. F1xF3	3	92.66391	30.88797	50.1275 **
Int. F2xF3	3	181.24237	60.41412	98.0450 **
Int.F1x2x3	3	109.17631	36.39210	59.0601 **
Tratamentos	15	819.84338	54.65623	88.7006 **
Resíduo	32	19.71800	0.61619	
Total	47	839.56138		

** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < .01$) ; * significativo ao nível de 5% de probabilidade ($.01 = p < .05$)

Tabela 59. ANOVA – Quadro de análise Rejeito_{2,2-2,6}+CCA e Solo_{empr}.

GL	GLR	F-critico	F	p
1	32	7.5004	165.2435	< 0,0001
1	32	7.5004	207.8685	< 0,0001
1	32	7.5004	93.6511	< 0,0001
3	32	4.4604	80.6828	< 0,0001
3	32	4.4604	50.1276	< 0,0001
3	32	4.4604	98.045	< 0,0001
3	32	4.4604	59.0601	< 0,0001
15	32	2.6556	88.7006	< 0,0001

Tabela 60. Médias e medidas Rejeito_{2,2-2,6}+CCA e Solo_{empr}.

Médias do fator 1 (substrato)		Médias do fator 2 (lodo)		Médias do fator 3 (álcali)	
1	5.17083 a	1	2.08083 b	1	1.17333 c
2	2.25792 b	2	5.34792 a	2	3.50667 b
				3	4.05167 b
				4	6.12583 a
dms = 0.46114		dms = 0.46114		dms = 0.65215	

Tabela 61 - Médias do Fator 1 (lodo) x Fator 2 (alcalinizante) Rejeito_{2,2-2,6}+CCA e Solo_{empr}.

	Sem álcali	CaCO ₃	ESC _{CHA}	ESC _{SAP}
A1B1	4.0767 aA	3.7967 bA	0.9533 cB	0.9367 cB
A2B2	0.0000 bC	9.5867 aB	11.6600 aA	10.3567 aAB
A2B1	0.6167 bB	0.5433 cB	2.9333 bA	2.7900 bA
A2B2	0.0000 bB	0.1000 cB	0.6600 cB	10.4200 aA

dms para colunas = 1.3043

classific.c/letras minúsculas

dms para linhas = 1.3043

classific.c/letras maiúsculas

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

APÊNDICE 4

Caracterização do lixiviação

Tabela 62 - Valores de pH nos 16 tratamentos, 20, 50 e 80 dias após a instalação do experimento

	Rejeito _{2,2-2,6} + CCA				Solo _{empr}			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
23 de março / 20 dias								
sem lodo	6,42	6,77	9,43	9,84	5,35	5,29	4,82	6,36
	6,08	6,43	8,18	7,55	6,71	5,80	5,31	7,02
	6,31	6,79	8,18	2,96	5,80	5,68	5,43	6,89
<i>média</i>	6,27	6,66	8,60	8,70	5,95	5,59	5,19	6,76
<i>desvio padrão</i>	0,17	0,20	0,72	3,50	0,69	0,27	0,32	0,35
com lodo	5,85	5,60	6,07	8,70	4,04	3,66	3,82	5,71
	3,99	5,11	6,49	8,28	3,40	3,19	3,80	5,98
	4,78	-	6,04	8,33	3,32	3,23	4,33	6,58
<i>média</i>	4,87	5,36	6,20	8,44	3,59	3,36	3,98	6,09
<i>desvio padrão</i>	0,93	0,35	0,25	0,23	0,39	0,26	0,30	0,45
21 de abril / 50 dias								
sem lodo	4,88	7,27	8,62	9,55	5,63	5,83	5,87	7,57
	6,18	7,13	8,94	9,24	5,10	5,77	5,63	7,63
	5,89	7,00	9,08	-	5,08	6,17	5,86	7,55
<i>média</i>	5,65	7,13	8,88	9,40	5,27	5,92	5,79	7,58
<i>desvio padrão</i>	0,68	0,14	0,24	0,22	0,31	0,22	0,14	0,04
com lodo	3,65	4,63	7,19	7,42	3,32	4,09	3,92	3,87
	3,71	4,42	7,85	6,79	3,68	4,80	4,04	3,78
	3,60	5,22	7,59	7,46	3,54	4,16	3,55	3,79
<i>média</i>	3,65	4,76	7,54	7,22	3,51	4,35	3,84	3,81
<i>desvio padrão</i>	0,06	0,41	0,33	0,38	0,18	0,39	0,26	0,05
26 de maio / 80 dias								
sem lodo	3,86	7,10	8,38	8,83	5,41	6,01	7,91	6,34
	4,92	7,24	8,85	8,94	5,35	6,35	7,88	6,04
	4,90	7,10	9,41	7,62	6,36	6,04	7,57	6,44
<i>média</i>	4,6	7,1	8,9	8,5	5,7	6,1	7,8	6,3
<i>desvio padrão</i>	0,61	0,08	0,52	0,73	0,57	0,19	0,19	0,21
com lodo	3,30	4,35	7,33	7,39	3,86	4,22	3,85	3,67
	3,62	4,27	7,64	7,38	3,85	2,25	4,06	3,68
	3,53	4,28	7,75	7,55	3,63	4,28	4,22	3,78
<i>média</i>	3,5	4,3	7,6	7,4	3,8	3,6	4,0	3,7
<i>desvio padrão</i>	0,17	0,04	0,22	0,10	0,13	1,16	0,19	0,06

Tabela 63 - Valores de Eh (mV) nos 16 tratamentos, 20, 50 e 80 dias após a instalação do experimento

	Rejeito _{2,2-2,6} + CCA				Solo _{empr}			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
23 de março / 20 dias								
sem lodo	33	37	-68	-163	21	74	104	1
	60	16	-66	-29	76	82	96	10
	45	34	-67	8	109	68	37	9
<i>média</i>	46	29	-67	-61	69	75	79	7
<i>desvio padrão</i>	14	11	1	90	44	7	37	5
com lodo	179	83	35	-72	169	230	195	77
	133	118	63	-75	212	228	163	63
	154	-	63	-59	216	210	165	29
<i>média</i>	156	101	54	-69	199	223	174	56
<i>desvio padrão</i>	33	25	16	9	26	11	18	25
21 de abril / 50 dias								
sem lodo	126	-12	-92	-143	56	72	70	-29
	54	-3	-110	-126	105	77	84	-33
	70	5	-118	-	116	53	70	-28
<i>média</i>	83	-3	-107	-135	92	67	75	-30
<i>desvio padrão</i>	38	9	13	12	32	13	8	3
com lodo	196	144	-5	-20	221	174	183	186
	193	158	-45	17	202	132	176	191
	201	110	-29	-22	208	169	206	191
<i>média</i>	197	137	-26	-8	210	158	188	189
<i>desvio padrão</i>	4	25	20	22	10	23	16	3
26 de maio / 80 dias								
sem lodo	182	3	-71	-94	97	64	-43	44
	124	-5	-97	-101	98	44	-43	60
	125	1	-128	-27	42	60	-24	38
<i>média</i>	144	0	-99	-74	79	56	-37	47
<i>desvio padrão</i>	33	4	29	41	32	11	11	11
com lodo	217	157	-12	-14	181	165	183	200
	199	162	-30	-14	183	164	170	196
	204	160	-33	-22	195	159	161	194
<i>média</i>	207	160	-25	-17	186	163	171	197
<i>desvio padrão</i>	9	3	11	5	8	3	11	3

Tabela 64 - Valores de CE (dS cm⁻¹) nos 16 tratamentos, 20, 50 e 80 dias após a instalação do experimento

	Rejeito _{2,2-2,6} + CCA				Solo _{empr}			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
23 de março / 20 dias								
sem lodo	4,74	4,83	4,60	3,92	0,08	0,15	0,31	0,79
	5,19	5,53	5,72	6,61	0,09	0,22	0,51	0,67
	4,69	5,88	5,56	4,53	0,14	0,22	0,38	0,85
<i>média</i>	4,87	5,41	5,29	5,27	0,10	0,20	0,40	0,77
<i>desvio padrão</i>	0,28	0,53	0,61	33,09	0,03	0,04	0,10	0,09
com lodo	6,89	9,47	13,18	13,05	3,51	4,96	4,31	4,65
	5,57	10,11	14,75	12,55	5,81	5,62	5,06	5,18
	9,22	-	16,06	14,80	4,54	5,24	4,80	5,69
<i>média</i>	7,23	9,79	14,66	13,47	4,62	5,27	4,72	5,17
<i>desvio padrão</i>	1,85	0,45	1,44	1,18	1,15	0,33	0,38	0,52
21 de abril / 50 dias								
sem lodo	3,30	3,89	4,13	3,30	0,20	0,23	0,61	2,35
	2,41	4,52	3,75	2,41	0,13	0,25	0,57	2,52
	3,68	2,98	3,18	3,68	0,12	0,23	0,56	2,21
<i>média</i>	3,13	3,80	3,69	3,15	0,15	0,24	0,58	2,36
<i>desvio padrão</i>	0,65	0,77	0,48	0,08	0,04	0,01	0,03	0,16
com lodo	5,85	6,06	6,66	6,63	6,51	5,31	5,38	5,29
	6,67	6,28	10,10	11,22	5,94	4,30	6,01	5,27
	7,47	7,12	12,14	7,69	6,33	5,05	6,96	5,01
<i>média</i>	6,66	6,49	9,63	8,51	6,26	4,89	6,12	5,19
<i>desvio padrão</i>	0,81	0,56	2,77	2,40	0,29	0,52	0,80	0,16
26 de maio / 80 dias								
sem lodo	2,63	3,39	2,06	1,83	0,11	0,31	1,75	0,72
	2,00	2,34	1,78	1,45	0,06	0,66	2,24	0,80
	3,57	3,05	0,80	1,79	0,00	0,51	1,85	0,65
<i>média</i>	2,73	2,93	1,55	1,69	0,06	0,49	1,95	0,72
<i>desvio padrão</i>	0,79	0,54	0,66	0,21	0,06	0,18	0,26	0,08
com lodo	7,49	5,25	4,35	6,16	6,17	5,08	3,71	6,19
	7,17	4,94	4,07	7,80	6,05	5,32	3,86	5,50
	5,96	5,80	3,37	8,24	5,09	4,03	4,21	5,68
<i>média</i>	6,87	5,33	3,93	7,40	5,77	4,81	3,93	5,79
<i>desvio padrão</i>	0,81	0,44	0,50	1,10	0,59	0,69	0,26	0,36

Tabela 65 - Valores de cromo (mg L^{-1}) nos 16 tratamentos 80 dias após a instalação do experimento

	Rejeito _{2,2-2,6} + CCA				Solo _{empr}			
	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}	sem alcali	CaCO ₃	ESC _{AE}	ESC _{AC}
26 de maio / 80 dias								
sem lodo	0,18	0,14	0,11	0,07	0,13	0,10	0,06	0,09
	0,17	0,14	0,10	0,08	0,13	0,10	0,08	0,08
	0,16	0,12	0,08	0,07	n/d	n/d	n/d	n/d
<i>média</i>	<i>0,17</i>	<i>0,13</i>	<i>0,09</i>	<i>0,07</i>	<i>0,13</i>	<i>0,10</i>	<i>0,07</i>	<i>0,08</i>
<i>desvio padrão</i>	<i>0,013</i>	<i>0,01</i>	<i>0,01</i>	<i>0,01</i>	<i>0,03</i>	<i>0,001</i>	<i>0,10</i>	<i>0,009</i>
com lodo	0,17	0,08	0,12	0,04	0,18	0,06	0,07	0,02
	0,16	0,07	0,12	0,01	0,19	0,07	0,05	0,23
	0,15	0,07	0,08	0,01	0,04	n/d	0,02	n/d
<i>média</i>	<i>0,16</i>	<i>0,07</i>	<i>0,11</i>	<i>0,02</i>	<i>0,13</i>	<i>0,06</i>	<i>0,05</i>	<i>0,02</i>
<i>desvio padrão</i>	<i>0,014</i>	<i>0,01</i>	<i>0,02</i>	<i>0,02</i>	<i>0,09</i>	<i>0,01</i>	<i>0,03</i>	<i>0,00</i>

n/d = não detectado