

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA**

MARCOS CANTO MACHADO

**Resíduos de construção e demolição como substrato para plantas:
avaliação química e ambiental**

Piracicaba

2016

MARCOS CANTO MACHADO

**Resíduos de construção e demolição como substrato para plantas:
avaliação química e ambiental**

Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

**Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear
na Agricultura da Universidade de São Paulo
para obtenção do título de Doutor em Ciências**

**Área de Concentração: Química na Agricultura e
no Ambiente**

Orientador: Prof. Dr. Marcos Yassuo Kamogawa

Piracicaba

2016

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Machado, Marcos Canto

Resíduos de construção e demolição como substrato para plantas: avaliação química e ambiental / Marcos Canto Machado; orientador Marcos Yassuo Kamogawa. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2016.

131 p. : il.

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Cultivo de plantas 2. Ecotoxicologia 3. Gramíneas 4. Química ambiental
5. Resíduos de construção 6. Uso de resíduos urbanos I. Título

CDU 502.174.1 (543.612.2 : 69.059.64)

DEDICATÓRIA

Dedico...

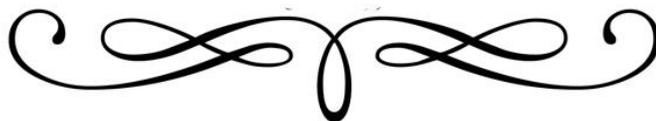
*... aos meus amados avôs (in memoriam)
Aristides e Valdemar;*

*... às minhas avós queridas Hermínia e
Benedita;*

*... aos meus pais Carlos e Rita, pelo amor
incondicional;*

*... aos meus irmãos Luiz Renato e Rafael, pelo
companheirismo;*

*... a todos que me trazem felicidade e paz ao
coração, em especial a minha amada Susi.*



AGRADECIMENTOS

Um trabalho acadêmico desenvolvido ao longo de alguns anos não se faz sozinho, pois são muitos personagens, muitas histórias, conversas (a maioria sem muito sentido prático), cafés regados a risadas e choros, e tantas outras situações que moldam o universo que nos rodeia e, por isso, trazemos conosco um pouco de cada pessoa e um pouco do tudo vivenciado.

Ao longo destes anos, 4 belíssimos anos, muitos foram aqueles que colaboraram emocional e cientificamente, naquilo que era uma ideia, uma hipótese levantada frente a um problema (ou oportunidade?) ambiental, que surgiu da mente do Prof. Marcos e que por acaso outro Marcos teve o privilégio de dedicar-se ao trabalho. Não cabe somente os créditos da concepção do tema ao Prof. Marcos, cabe muito mais àquele que demonstrou-se amigo, exemplo de dedicação profissional e familiar, de convivência fácil e que certamente muito mais colaborará com a sociedade, na pesquisa e no ensino. Obrigado Prof. Marcos.

Muitas outras pessoas foram (ainda são) importantes e tornaram-se amigos queridos. Jeane, Marina e Débora, amigas de convivência diária, desabafos, risadas, sugestões, incentivadoras nos concursos, e por saber que posso confiar nelas hoje e sempre. Lenita e Janaína, mais do que técnicas do laboratório, mas conselheiras e sempre colaborando quando necessário. Cleiton e Profa Wanessa, exemplos profissionais, de pai e de mãe, sempre atenciosos e carinhosos com todos (e são paulinos, o que facilitou muito a convivência). À Fernanda e Amanda, pela ajuda no corte da grama esmeralda, pelos conselhos, caronas e amizade sincera. Aos amigos “do outro lado”, Sérgio, Diana, Gislaíne, Flávio e Luciana, por todos os momentos, encontros e aprendizados. Ao Felipe e ao Beto pela colaboração nas análises ecotoxicológicas e discussões sempre proveitosas, dentro e fora do laboratório. A minha grande amiga/irmã Adriana, pelos aconselhamentos, revisões bibliográficas e paciência.

Aos colegas da Química Analítica do CENA, sempre colaborativos, em especial ao Prof. Francisco Krug e ao Prof. Fábio Rocha, pelo aprendizado durante o estágio docência realizado em suas disciplinas de graduação.

Às empresas que gentilmente permitiram a amostragem dos resíduos de construção. Ao Prof. Antônio Azevedo e a aluna Yasmim Carneiro do Departamento de Solos da ESALQ, pela colaboração nas análises de difração de raios-X.

À Comissão de Pós-Graduação, ao Centro de Energia de Nuclear na Agricultura e à ESALQ pela infraestrutura e oportunidades de aprendizado. Ao CNPQ e à CAPES pela bolsa concedida e à FAPESP pelo financiamento do projeto.

Por fim, a todos que tornaram prazeroso ir ao laboratório de Química Analítica Aplicada da ESALQ.

Muitíssimo obrigado! Que Deus os ilumine e guarde, sempre.



*Domine Iesu Christe, qui dixisti Apostolis
tuis; Pacem relinquo vobis, pacem meam do
vobis; ne respicias peccata nostram, sed
fidem Ecclesiae tuae; eamque secundum
voluntatem tuam pacificare et coadunare
digneris. Qui vivis et regnas in secula
seculorum. Pax domini sit semper vobiscum.
Amen. (ORDINARIUM MISSAE)*



RESUMO

MACHADO, M. C. **Resíduos de construção e demolição como substrato para plantas: avaliação química e ambiental.** 2016. 131 p. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.

A gestão dos resíduos de construção e demolição (RCD) representa um desafio ambiental tornando inequívoca a necessidade de propor alternativas para os processos desde a sua geração até sua destinação final. Para tal, a Política Nacional de Resíduos Sólidos prioriza, por exemplo, a reciclagem dos RCD, todavia esta prática ainda está se consolidando no Brasil. O objetivo desta tese consistiu na avaliação química e ambiental da utilização dos agregados reciclados de RCD como substrato para cultivo de gramíneas como alternativa à reciclagem destes resíduos. Para tal, realizou-se inicialmente a investigação físico-química dos agregados reciclados amostrados em Piracicaba/SP e Americana/SP. As análises de difração de raios-X indicaram maiores proporções de quartzo e também a presença de calcita representando cerca de 5,0 % das amostras. Quanto a análise dos teores de elementos nutrientes e potencialmente tóxicos, os resultados para Ca, Co, Fe, K, Mg, Mn, Ni, P e S apresentaram distribuição normal, indicando que estes elementos estão presentes em concentrações estimáveis, já para Al, Ba, B, Cd, Na, Pb e Cl⁻ apresentaram distribuição log-normal e As, Cr e Mo não tiveram distribuição atribuída, indicando que esses são particularmente dependentes das fontes de RCD assim como o pH e a condutividade elétrica, embora não fossem determinadas concentrações acima dos limites normativos. Fisicamente, os agregados reciclados de RCD apresentam baixa capacidade de retenção de água e de íons que podem ser elevadas pela adição de matéria orgânica, que apresenta baixa concentração nos RCD conforme análise de fertilidade que também indicou concentrações altas de nutrientes como Ca, Mg, S, Cu, Fe e Zn. Mesmo não apresentando concentrações tóxicas, os agregados reciclados foram submetidos a uma série de testes ecotoxicológicos, sendo realizados ensaios de lixiviação que apontaram como baixa a mobilidade de metais tanto na ausência quanto na presença de matéria orgânica, que também diminuiu a lixiviação de sulfatos e amônio. A necessidade de matéria orgânica foi confirmada nos testes de germinação de sementes, onde a quantidade de 5,0 % (m/m) adicionada aos agregados reciclados de RCD tiveram resultados semelhantes em porcentagem, área e matéria seca em relação a um solo controle. Ainda quanto os testes ecotoxicológicos, extratos solubilizados de RCD não tiveram efeito quando submetidos a bioensaios *in vitro* utilizando bactérias luminescentes *Vibrio fischeri* e leveduras *Saccharomyces cerevisiae*. Por fim, experimento em casa de vegetação para o cultivo da grama-esmeralda (*Zoysia japonica*) indicou equivalência ($p > 0,05$) no desenvolvimento das gramíneas em relação a um solo controle, porém o desenvolvimento apresentou decréscimo após o 2º corte (180 dias de experimento), sendo necessário adicionar fontes de N e K. A análise química dos agregados reciclados após o cultivo indicou que os nutrientes foram normalmente absorvidos pelas plantas. Por todos esses aspectos, é-se levado a inferir que os agregados reciclados de RCD são viáveis química e ambientalmente para aplicação como substratos.

Palavras-chave: Resíduos de construção. Agregados reciclados. Química ambiental. Ecotoxicologia. Propriedades agronômicas. Substrato para plantas.

ABSTRACT

MACHADO, M. C. **Construction and demolition waste as substrate for plants: chemical and environmental assessment.** 2016. 131 p. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2016.

The management of construction and demolition waste (CDW) represents an environmental challenge making it unequivocal the need to propose alternatives for the processes from their generation to their final destination. To this end, the Brazilian Solid Waste Policy prioritizes, for example, the recycling of CDWs, but this practice is still consolidating in Brazil. The objective of this thesis consisted in the chemical and environmental evaluation of the use of recycled RCD aggregates as a substrate for grass cultivation as an alternative to the recycling of these residues. For this, the physicochemical investigation of the recycled aggregates sampled in Piracicaba/SP and Americana/SP was initially carried out by X-ray diffraction analysis which indicated higher quartz ratios and also the presence of calcite representing about 5.0 % of the samples. The results for Ca, Co, Fe, K, Mg, Mn, Ni, P and S presented a normal distribution, indicating that these elements are present in estimable concentrations, however Al, Ba, B, Cd, Na, Pb and Cl⁻ showed log-normal distribution and As, Cr and Mo had no assigned distribution, indicating that these are particularly dependent on CDW sources as well as pH and electrical conductivity, although they were not certain concentrations above the regulatory limits. Physically, recycled CDW aggregates have low water and ion retention capacity, which can be increased by the addition of organic matter, that presents a low concentration in CDWs according to fertility analysis, which also indicated high concentrations of nutrients such as Ca, Mg, S, Cu, Fe and Zn. Even though no toxic concentrations were present, the recycled aggregates were submitted to a series of ecotoxicological tests. Leaching tests were carried out which indicated that the metal mobility was low both in the absence and presence of organic matter, which also decreased the sulfate and ammonium leaching. The need for organic matter was confirmed in seed germination tests, where the amount of 5.0% (m/m) added to the recycled CDW aggregates had similar results in percentage, area and dry matter in relation to a control soil. As for the ecotoxicological tests, solubilized CDW extracts had no effect when subjected to *in vitro* bioassays using luminescent bacteria *Vibrio fischeri* and *Saccharomyces cerevisiae*. Finally, greenhouse experiment for the cultivation of emerald grass (*Zoysia japonica*) indicated equivalence ($p > 0.05$) in the development of grasses when compared to a control soil, but the development showed a decrease after the 2nd cut (180 days of experiment) and it was necessary to add N and K sources. The chemical analysis of the recycled aggregates after cultivation indicated that the nutrients were normally absorbed by the plants. Due to all these respects, is led to infer that recycled CDW aggregates are chemically and environmentally feasible for application as substrates.

Keywords: Construction waste. Recycled aggregates. Environmental chemistry. Ecotoxicology. Agronomic properties. Substrate for plants.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
1.1 Resíduos de construção e demolição	15
1.1.1 Aspectos legais, técnicos e classificação dos RCD	18
1.1.2 A Política Nacional de Resíduos Sólidos	20
1.1.3 Composição, classificação e aspectos técnicos sobre os RCD	21
1.1.4 Estratégias de gerenciamento e destinação dos RCD	26
1.1.5 A reciclagem dos RCD	28
1.1.5.1 A reciclagem dos RCD no Brasil	30
1.1.6 Alternativas de reciclagem para os RCD	34
1.1.6.1 Resíduos de construção e demolição como substrato para plantas	35
2. OBJETIVOS	38
3. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DOS RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO	40
3.1 Introdução	40
3.1.1 Considerações agronômicas para a utilização de RCD como substratos	40
3.2 Parte Experimental	42
3.2.1 Amostragem dos agregados reciclados de RCD	42
3.2.2 Preparo de amostra e determinação dos teores de elementos nos RCD	44
3.2.2.1 Preparo de amostra e determinação dos teores de mercúrio e arsênio por CV-AAS e HG-AAS45	44
3.2.3 Análise do teor de cloretos	46
3.2.4 Caracterização mineralógica por difração de raios-X	46
3.2.5 Análise de fertilidade	46
3.2.6 Determinação da capacidade de troca catiônica	48
3.2.7 Determinação do poder neutralizante	49
3.2.8 Granulometria, textura, densidade de partícula, pH e condutividade elétrica	49
3.2.9 Avaliação físico-hídrica dos resíduos de construção civil	50
3.2.10 Análises estatísticas e computacionais	50
3.3 Resultados e Discussão	51
3.3.1 Comparação dos agregados reciclados: análises físicas, químicas e variabilidade	52
3.3.2 Características físicas e químicas de fertilidade dos RCD	67
4. AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA	71
4.1 Introdução	71
4.2 Parte Experimental	73
4.2.1 Testes em colunas de lixiviação	73
4.2.1.1 Sistemas de análise em fluxo para determinação de sulfato e amônio no extrato lixiviado	74

4.2.2 Ensaio de germinação	77
4.2.3 Avaliação de coliformes totais e E.coli	78
4.2.4 Bioensaios <i>in vitro</i> utilizando bactérias luminescentes <i>Vibrio fischeri</i>	79
4.2.5 Bioensaios <i>in vitro</i> utilizando <i>Saccharomyces cerevisiae</i>	79
4.2.6 Análises estatística e computacional	81
4.3 Resultados e Discussão.....	81
4.3.1 Testes de lixiviação	81
4.3.2 Ensaio de germinação de sementes	89
4.3.3 Bioensaios de ecotoxicidade.....	94
5. ENSAIO COM PLANTAS EM CASA DE VEGETAÇÃO.....	100
5.1 Introdução.....	100
5.2 Parte Experimental.....	101
5.2.1 Cultivo de grama-esmeralda (<i>Zoysia japonica</i>) nos agregados reciclados de RCD.....	101
5.2.2 Determinação dos teores de elementos e teor de matéria seca na parte aérea e raízes das plantas	102
5.2.3 Análise dos agregados reciclados após o cultivo das gramíneas	103
5.2.4 Análises estatísticas	104
5.3 Resultados e Discussão.....	104
6. CONCLUSÕES.....	114
REFERÊNCIAS	116
ANEXO.....	130

1. INTRODUÇÃO

1.1 Resíduos de construção e demolição

É inegável o fato que o homem produz materiais que não são aproveitados ao longo de suas atividades domésticas, agronômicas, industriais e demais práticas sociais e econômicas. Tais materiais, comumente denominado lixo, não mais apresentam valia àqueles que o produziram, não havendo necessidade de conservá-los e, portanto, invariavelmente descartados no meio ambiente.

Tal concepção, de materiais como lixo e destinado das mais diversas maneiras, a maioria das quais ambientalmente inadequadas, tem se agravado principalmente em decorrência do crescimento populacional e intensificação das atividades humanas. Apesar de não haver uma relação linear e ser sujeita a variações devido a questões sociais, coletivas e ciclos econômicos, de maneira geral, a geração de materiais sem valor ao homem é crescente¹, havendo a necessidade de novas formas de gerir e, principalmente, (re)pensar sua relação com o ambiente.

Nesse sentido, inicia-se por abandonar a denominação genérica “lixo” e designar esses materiais como resíduos ou rejeitos, sendo que a primeira designação permite, por exemplo, a diferenciação conforme o estado físico do material, tais como os resíduos sólidos que são entendidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS)² como

[...] material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, e cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido.

Já para a segunda designação, os rejeitos são entendidos como

[...] resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada.

Ao analisar as designações apresentadas, torna-se relevante uma nova distinção de conceitos e respectivas práticas relacionadas aos resíduos e rejeitos, a diferenciação entre destinação e disposição dos mesmos, respectivamente. A primeira diretamente aponta para processos aplicados em tratar (em função de determinada característica) e recuperar

(com conseqüente revalorização e reinserção em determinada atividade, correlata ou não à geração do resíduo) os resíduos sólidos. A segunda terminologia orienta em dispor os materiais não mais de maneira desordenada, mas empregando processos e técnicas baseados em princípios de diminuir ou anular efeitos negativos ao meio ambiente.

Ainda de acordo com a PNRS, os resíduos sólidos provêm de diversas fontes como, por exemplo, as atividades domésticas e de limpeza urbana (resíduos sólidos urbanos), do processo produtivo e instalações industriais (resíduos industriais) e os resíduos de construção civil (RCC) também denominados resíduos de construção e demolição (RCD)ⁱ que englobam todos os materiais provenientes destas atividades além daqueles resultantes da preparação dos terrenos.

A gestão dos RCD representa um grande desafio ambiental em compatibilizar os processos desde a geração até a destinação final³ em virtude das elevadas quantidades geradas diariamente. Segundo valores divulgados pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), foram coletadas quantidades acima de 45 milhões de toneladas de RCD em 2015⁴, representando quantidades superiores a 123 mil toneladas por dia de RCD no Brasil, sendo cerca de 45 % maior ao registrado em 2010⁵. Ainda segundo o levantamento da ABRELPE⁴, a região sudeste é responsável por aproximadamente 52 % dos RCD coletados no país (Figura 1.1).

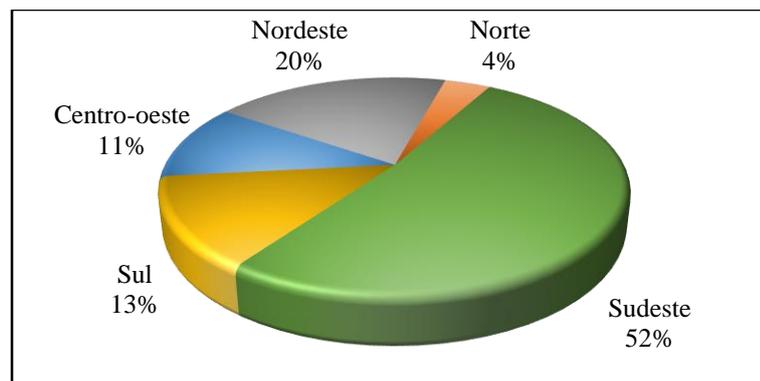


Figura 1.1 – Porcentagens de RCD coletados nas regiões brasileiras em relação ao total coletado no país em 2015. Fonte: ABRELPE (2015)⁴

No que se refere ao Estado de São Paulo, dados compilados do Sistema Estadual de Gerenciamento Online de Resíduos Sólidos (SIGOR)⁶ indicam que a região metropolitana de São Paulo, composta por 39 municípios, produziu cerca de 33 mil toneladas por dia de

ⁱ Embora a sigla “RCC” seja diretamente relacionada e utilizada na definição e redação utilizadas na Política Nacional de Resíduos Sólidos, a sigla “RCD” será utilizada nesta tese pois é amplamente utilizada nos textos acadêmicos e pelas associações e empresas responsáveis pela gestão destes materiais.

RCD (aproximadamente 12 milhões de toneladas ao ano). A mesma publicação demonstra que o aglomerado urbano de Piracicaba, que engloba 22 municípios, gera quantidades superiores a 2 mil toneladas ao dia dos RCD, sendo que somente esse município é responsável por aproximadamente 700 toneladas por dia destes materiaisⁱⁱ.

Convém salientar, todavia, que estas quantidades de resíduos coletadas e quantificadas abrangem principalmente logradouros públicos, tais como “eco-pontos” e áreas municipais de transbordo e triagem para os RCD. Uma expressiva parte dos RCD ainda é disposta irregularmente em áreas clandestinas, não sendo incluída nos levantamentos oficiais. Colabora com esta afirmação o fato de que projeções estipulam em 0,5 toneladas anuais de RCD por habitante^{7,8}, contrapondo-se ao valor obtido pelo levantamento da ABRELPE (2015) que indica aproximadamente 0,2 toneladas anuais (considerando 205 milhões de brasileiros em 2015⁹) conforme visualizado na Figura 1.2, que demonstra a quantidade de RCD produzida pelos habitantes das regiões brasileiras assim como esse valor médio de kg/habitante no Brasil em 2015.

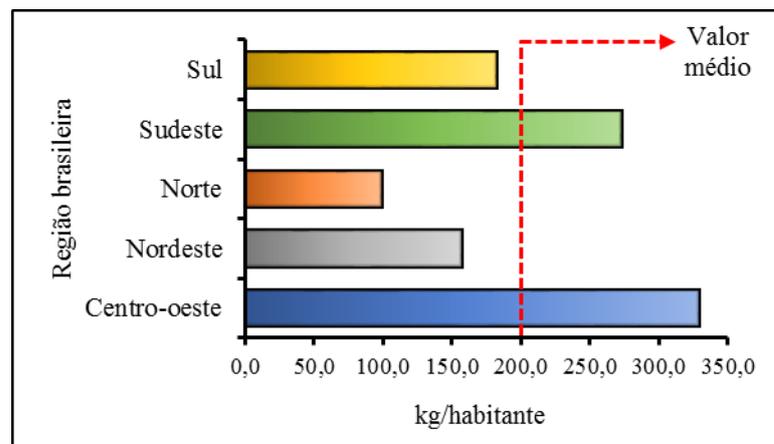


Figura 1.2 – Estimativa de produção (kg) de RCD por habitante nas regiões brasileiras em 2015. Fonte: ABRELPE (2015)⁴

Com base nas discussões e dados apresentados, é inequívoca a necessidade de regulamentar as atividades pós-geração dos RCD visando um conjunto de classificações, orientações e responsabilidades. Tais aspectos são tratados na seção na sequência.

ⁱⁱ Informação oral fornecida pelos funcionários da Empresa Municipal de Desenvolvimento Habitacional de Piracicaba – EMDHAP, durante as coletas de amostras em sua usina de beneficiamento de RCD.

1.1.1 Aspectos legais, técnicos e classificação dos RCD

A necessidade de regulamentar as ações humanas no ambiente objetivando a minimização dos impactos e orientar o destino dos resíduos sólidos, tornou-se uma das discussões mais prolíficas com relação a engendrar leis e outros instrumentos legais e técnicos, seja em âmbito federal, como também nas esferas estaduais e municipais. Neste aspecto e devido às elevadas quantidades produzidas diariamente, conforme apresentado na seção anterior, a gestão dos resíduos de construção e demolição é dependente de critérios que orientem a destinação ou disposição destes materiais vislumbrando a minimização de eventuais impactos e a potencialização de determinadas aplicações.

A Lei nº 12.305² de 2010 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, já citada na seção anterior, representou um grande avanço no gerenciamento dos RCD e demais resíduos sólidos em geral. Antes de discorrer sobre esta, porém, é interessante realizar um resgate histórico da legislação ambiental brasileira que condicionou direta ou indiretamente na elaboração da PNRS, objetivando acentuar a relevância da Lei 12.305. Para tal, a Figura 1.3 ilustra uma linha do tempo de leis e outros instrumentos regulatórios e técnicos relacionados à PNRS nos quais será baseada a discussão na sequência.

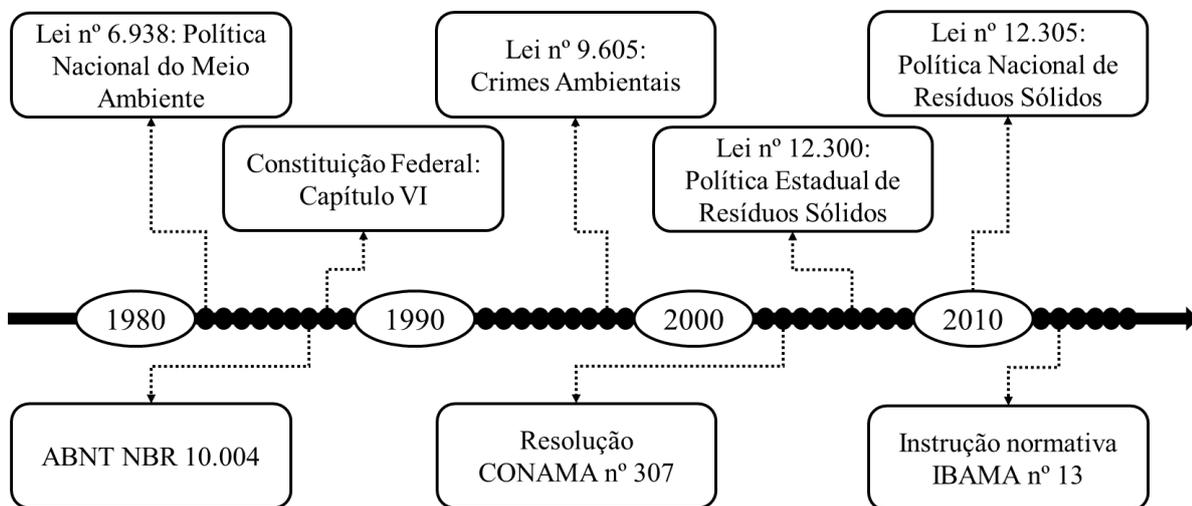


Figura 1.3 - Linha do tempo representado leis e outros instrumentos regulatórios aplicados aos RCD

Historicamente, o marco influenciador da moderna legislação ambiental brasileira e mundial ocorre durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente Humano ou Conferência de Estocolmo, em 1972. Tal reunião foi resultado da crescente preocupação ambiental em contextos mais abrangentes em relação aos que tratavam exclusivamente de

aspectos técnicos e científicos, incluindo nesse debate questões voltadas ao desenvolvimento econômico e social¹⁰.

Diante desta conjuntura, no Brasil iniciaram-se discussões que culminaram na sanção da Lei nº 6.938 em 1981, dispondo sobre Política Nacional do Meio Ambiente¹¹ que inovou em conceitos e princípios¹², objetivando no art. 2º “[...] a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida [...]”. Entre diversas medidas, ressalta-se a criação do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), como órgão consultivo e deliberativo que tem como competência “estabelecer normas, critérios e padrões relativos ao controle e à manutenção da qualidade do meio ambienteⁱⁱⁱ”, algumas das quais dirigidas à gestão dos RCD.

Na sequência, é necessário mencionar a Constituição Federal de 1988 que dedica um capítulo exclusivamente ao meio ambiente¹³, trazendo no art. 255º que

Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.

Uma análise rápida do trecho citado permite identificar princípios que nortearam a PNRS quanto à manutenção e responsabilidades sobre o meio ambiente, assim como estabeleceu precedente para outras leis no sentido da defesa e preservação do mesmo, uma vez que violações a este direito constitucional configuram crime, sujeitando os infratores às sanções cabíveis.

Entretanto, somente 10 anos após a promulgação da Constituição Federal que ocorreu, a contento, a centralização e caracterizados em forma de lei as infrações assim como as orientações sobre a gradação de penalidade em razão da gravidade dos crimes mediante a criação da Lei nº 9.605 de 1998, denominada Lei de Crimes Ambientais¹⁴. Segundo esta lei, é tipificado como crime o “lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, ou detritos, [...] em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou regulamentos^{iv}”. Embora caracterize as infrações, a Lei nº 9.605 não estabelece responsabilidades aos geradores, tão pouco estimula ou prioriza maneiras alternativas à destinação dos RCD, sendo estas ações dependentes de políticas públicas (leis e regulamentos, conforme citado).

ⁱⁱⁱ Inciso VII, do art. 8º, da Lei nº 6.938/1981¹¹.

^{iv} Inciso V, do § 2º, do art. 54º, da Lei nº 9.605/1998¹⁴.

Nesta perspectiva surgem, então, políticas que atendem demandas específicas sobre os resíduos sólidos, sendo no âmbito estadual paulista dada pela Lei nº 12.300 de 2006 e denominada Política Estadual de Resíduos Sólidos (PERS)¹⁵. A lei paulista representou um avanço ao inovar em princípios como a visão sistêmica aos resíduos sólidos, gestão integrada e compartilhada, prevenção da poluição e minimização dos resíduos por práticas ambientalmente adequadas, entre outros. Outro aspecto bastante salutar foi a adoção do conceito de poluidor-pagador^v, atribuindo responsabilidade àqueles que geram os resíduos^{vi}. Quanto aos RCD, a Lei nº 12.300 apresenta claramente no art. 57º que são responsáveis pelo gerenciamento destes materiais:

- I - o proprietário do imóvel e/ou do empreendimento;
- II - o construtor ou empresa construtora, bem como qualquer pessoa que tenha poder de decisão na construção ou reforma;
- III - as empresas e/ou pessoas que prestem serviços de coleta, transporte, beneficiamento e disposição de resíduos de construção civil.

A PERS, ao atribuir pioneiramente responsabilidades entre tantas outras deliberações, contribuiu para a aplicação da Lei nº 9.605, assim como para a criação de sua congênera nacional¹⁶.

1.1.2 A Política Nacional de Resíduos Sólidos

A Lei nº 12.305 de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, surgiu para suprir demandas já citadas e servir como orientação sobre a gestão dos resíduos sólidos, colocando como instrumentos necessários a elaboração de planos (nacional, estaduais, municipais e do setor privado), os sistemas de logística reversa e coleta seletiva assim como os incentivos a educação e monitoramento ambiental. Atribui, ainda, um conjunto de responsabilidades compartilhadas aos geradores e do poder público, proibindo o “lançamento *in natura* a céu aberto” como destinação ou disposição final dos resíduos ou rejeitos^{vii}.

Dentre seus inúmeros objetivos, e como alternativas ambientalmente adequadas para os resíduos sólidos, a PNRS prioriza^{viii} em ordem decrescente a “não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos”, ressaltando que estas ações devem ocorrer

^v Inciso X, do art. 1º, da Lei nº 12.300/2006¹⁵.

^{vi} Art. 48º, da Lei nº 12.300/2006¹⁵.

^{vii} Art. 47º da Lei nº 12.305/2010¹⁵.

^{viii} Art. 9º, da Lei nº 12.305/2010¹⁵.

considerando as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, nos princípios da gestão integrada.

É necessário frisar que existem diferenças conceituais entre as ações priorizadas pela PNRS, principalmente entre o que se entende sobre reciclagem e a reutilização dos resíduos sólidos. A distinção entre estes termos é colocada objetivamente no art. 3º, respectivamente nos incisos XIV e XVIII, onde lê-se:

XIV - reciclagem: processo de transformação dos resíduos sólidos que **envolve a alteração**^{ix} de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos [...];
XVIII - reutilização: processo de aproveitamento dos resíduos sólidos **sem sua transformação**^x biológica, física ou físico-química [...].

Tal distinção é relevante quanto às alternativas de destinação dos RCD, seja pelo reuso ou pela forma de reciclagem através das características adquiridas após sua transformação. Evidentemente, a opção por uma ou outra forma de gerir dependerá das alternativas tecnológicas para transformá-lo, da periculosidade, classificação e origem dos resíduos. Tais questões devem ser esclarecidas de acordo com leis, regulamentos ou normas técnicas complementares a PNRS.

1.1.3 Composição, classificação e aspectos técnicos sobre os RCD

Na seção 1.1.1 foi discutida a parte superior da Figura 1.3, abrangendo as leis que influenciaram a PNRS. Nesta seção será discutida a parte inferior da linha do tempo, relativa aos instrumentos regulatórios que versam sobre a classificação, bem como orientam tecnicamente questões relativas aos RCD, uma vez que são bastante heterogêneos^{17,18}.

A PNRS classifica^{xi} os RCD como “os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis”. Analisando a citação, é natural inferir que os RCD resultantes serão diferentes em quantidades e composição conforme a natureza (construção ou demolição), fase e tamanho da obra. A Figura 1.4 ilustra a heterogeneidade dos RCD, demonstrando caçambas metálicas estacionárias de uso obrigatório¹⁹ para depósito dos RCD em diversas obras do município de Piracicaba/SP.

^{ix} Grifo nosso.

^x Grifo nosso.

^{xi} Alínea h, do inciso I, do art. 13º, da Lei nº 12.305/2010².



Figura 1.4 – Diferença de composição de RCD em obras de Piracicaba/SP.

Fonte: O autor

Uma breve análise da Figura 1.4 resulta na comprovação da heterogeneidade dos resíduos, sendo encontrados tijolos, materiais cerâmicos em geral (telhas, pisos e azulejos, etc), metais, sacarias de produtos utilizados nas obras, papeis, madeiras, resíduos de poda, frascos diversos, restos de argamassas e concretos, etc., havendo necessidade de classificar e separar os componentes majoritários.

Apesar da dificuldade de quantificação devido aos inúmeros materiais presentes e fortemente influenciados pela atividade geradora, Angulo (2005)¹⁷ estimou que os RCD são compostos basicamente conforme a Figura 1.5.

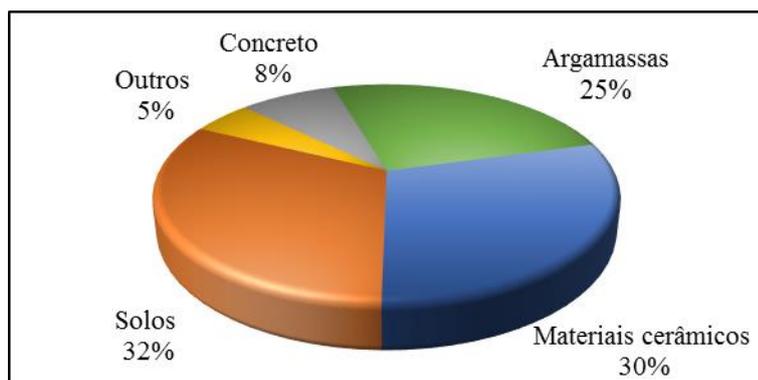


Figura 1.5 – Composição básica dos RCD. Fonte: Angulo (2005)¹⁷

Dado o exposto, um importante direcionador e classificador foi estabelecido pela resolução CONAMA nº 307 de 2002²⁰, que disciplina “as ações necessárias de forma a minimizar os impactos ambientais”. Segundo a resolução, os RCD podem ser classificados em quatro categorias:

- ✓ Classe A: Resíduos reutilizáveis e recicláveis como agregados. Ex: solos, componentes cerâmicos (tijolos, blocos, telhas, etc), argamassas e concreto;
- ✓ Classe B: Resíduos recicláveis para outras destinações: Ex: plásticos, metais, madeiras, vidros, embalagens vazias e gesso;
- ✓ Classe C: Resíduos para os quais não foram desenvolvidas tecnologias ou aplicações economicamente viáveis que permitam a sua reciclagem ou recuperação;
- ✓ Classe D: Resíduos perigosos. Ex: tintas, solventes, óleos e outros prejudiciais à saúde.

Convém salientar que a resolução também esclarece, mesmo antes da PNRS, em seu art. 9º que os planos de gerenciamento impostos deverão contemplar diversas etapas, tais como a caracterização (identificação e quantificação), a triagem dos materiais (preferencialmente na origem ou em áreas licenciadas, respeitadas as classes estabelecidas), acondicionamento e transporte dos RCD e, por fim, qual a forma de destinação final. Apesar desta etapa, os resíduos classe A podem ser reutilizados ou reciclados como agregados^{xii}, assim como aqueles da classe B conforme processos específicos (trituração, limpeza, transformação, etc., a depender do material e a finalidade de aplicação). Os resíduos das classes C e D devem ser armazenados ou destinados conforme normas técnicas específicas.

Dentre as normas que esclarecem esta e outras questões como quais são as substâncias e as concentrações que caracterizam o RCD como perigoso, foi lançada em 1987 a 1ª edição da norma ABNT NBR 10004, substituída em 2004 por sua homônima e acompanhada por normas complementares, conforme Tabela 1.1.

^{xii} Material granular proveniente do beneficiamento dos RCD²⁰.

Tabela 1.1 – Normas técnicas aplicadas na classificação dos resíduos sólidos

ABNT NBR	Título
10004	Resíduos sólidos – Classificação ²¹
10005	Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos ²²
10006	Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos ²³
10007	Amostragem de resíduos sólidos ²⁴

As normas expostas na Tabela 1.1 são bastante úteis na classificação dos resíduos sólidos em geral, baseando-se em suas características e constituintes e dividindo-os em duas categorias principais, sendo uma delas subdividida em outras duas, conforme esquematização apresentada na Figura 1.6.

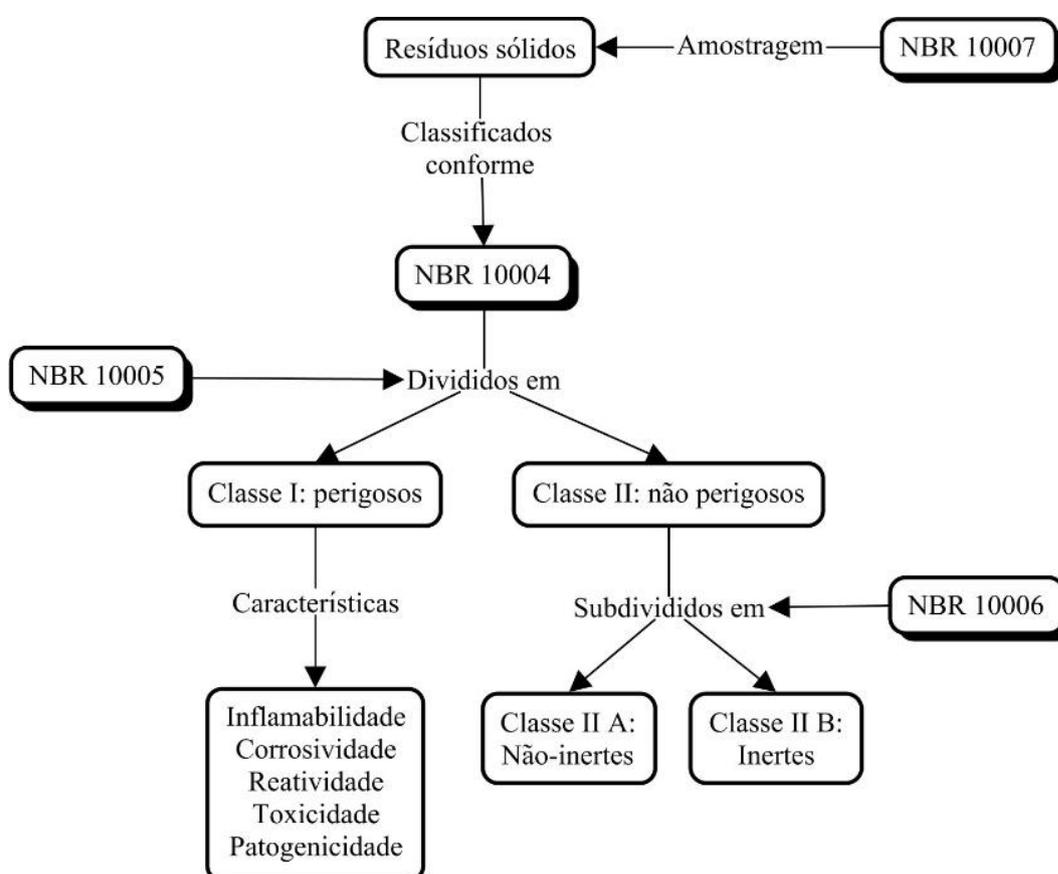


Figura 1.6 – Esquematização da aplicação das normas 10004 – 10007 para a classificação dos resíduos sólidos

A Figura 1.6 conceitua e esquematiza a utilização das normas elencadas na Tabela 1.1, estabelecendo interdependências para a classificação dos resíduos sólidos segundo a NBR 10004, a iniciar-se pela correta amostragem dos mesmos segundo a NBR 10007, seguido pela determinação de substâncias após ensaios em extratos lixiviados conforme a NBR 10005 que

permite diferenciar as classes I e II e, por fim, a subdivisão entre inertes e não inertes segundo os procedimentos da NBR 10006.

Segundo John e Agopyan (2011)²⁵, os RCD embora classificados como inertes, em sua grande maioria se submetidos à análise estariam classificados como não inertes, com alterações de pH e a presença de contaminantes, por exemplo. Entretanto, utilizando as diretrizes de triagem da resolução CONAMA nº 307 aliada aos procedimentos de análise das normas da ABNT apresentadas, os componentes perigosos podem ser identificados e segregados adequadamente, permitindo alternativas de reuso e reciclagem dos RCD pertencentes a classe A^{xiii}, indiferentemente se a mesma se enquadrar como inerte ou não inerte.

A diferenciação dos RCD entre perigosos ou não, também pode ser feita utilizando uma recente instrução normativa do IBAMA²⁶ conforme Tabela 1.2 que, além da periculosidade, atribui uma codificação numérica ao resíduo que pode ser utilizada para atribuir origem e também padronizar documentos relativos a gestão dos RCD.

Tabela 1.2 – Codificação, descrição e periculosidade dos RCD conforme a IN nº 13 do IBAMA

Código	Descrição	Classificação
17	Resíduos de construção e demolição (incluindo solos escavados de locais contaminados):	
17 01	Cimento, tijolos, ladrilhos, telhas e materiais cerâmicos:	
17 01 01	Resíduos de cimento	
17 01 02	Tijolos	
17 01 03	Ladrilhos, telhas e materiais cerâmicos	
17 01 06	Misturas ou frações separadas de cimento, tijolos, ladrilhos, telhas e materiais cerâmicos contendo substâncias perigosas	Perigoso
17 01 07	Misturas de cimento, tijolos, ladrilhos, telhas e materiais cerâmicos não abrangidas em 17 01 06	
17 02	Madeira, vidro e plástico:	
17 02 01	Madeira	
17 02 02	Vidro	
17 02 03	Plástico	
17 08	Materiais de construção à base de gesso:	
17 08 01	Materiais de construção à base de gesso contaminados com substâncias perigosas	Perigoso
17 08 02	Materiais de construção à base de gesso não abrangidos em 17 08 01	
17 09	Outros resíduos de construção e demolição:	
17 09 01	Resíduos de construção e demolição contendo mercúrio –	Perigoso
17 09 02	Resíduos de construção e demolição contendo PCB (por exemplo, vedantes com PCB, revestimentos de piso à base de resinas com PCB, condensadores de uso doméstico com PCB)	Perigoso
17 09 03	Outros resíduos de construção e demolição (incluindo misturas de resíduos) contendo substâncias perigosas	Perigoso
17 09 04	Mistura de resíduos de construção e demolição não abrangidos em 17 09 01, 17 09 02 e 17 09 03	

^{xiii} Em relação a classificação da resolução CONAMA nº 307/2002²⁰.

Todas as classificações e procedimentos discutidos, além de conexas e complementares uma das outras, prestam-se a estabelecer parâmetros que auxiliam em alternativas para os RCD em consonância às legislações apresentadas, principalmente em relação às práticas incentivadas pela PNRS. Tais medidas de gerenciamento serão discutidas nas seções a seguir, notadamente àquelas voltadas para a reciclagem dos RCD.

1.1.4 Estratégias de gerenciamento e destinação dos RCD

Em virtude das quantidades demonstradas na seção 1, os RCD necessitam de estratégias de gerenciamento que sejam técnica e ambientalmente vantajosas em detrimento a práticas contraproducentes como a disposição direta em aterros.

Evidentemente, a gestão dos RCD é influenciada por diversos fatores como a tecnologia disponível e o processo que será utilizado, sem deixar de considerar os custos envolvidos e se existem políticas de incentivo, tais como as apresentadas nas seções anteriores. A Figura 1.7 demonstra estas relações além de indicar a dependências dessas com os riscos ambientais associados às práticas de gerenciamento, que devem ser avaliados para a definição da estratégia de maior desempenho e menor impacto²⁷.

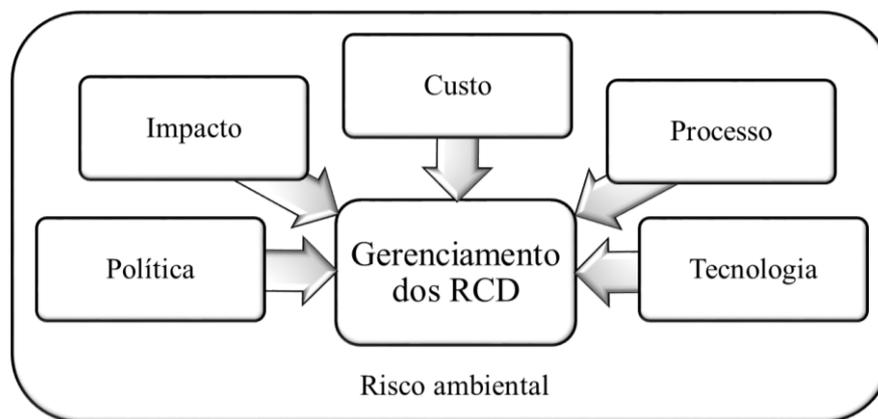


Figura 1.7 – Fatores que afetam o gerenciamento dos RCD.
Fonte: Adaptado de Boussabaine (2006)²⁸

Quanto as ações para o gerenciamento dos RCD, a PNRS assim como outros trabalhos²⁹⁻³² enfatiza uma hierarquia conforme colocado na Figura 1.8, que correlaciona estas atividades com aspectos como sustentabilidade e impacto ambiental (inversamente proporcionais) com o montante (crescente) de RCD nas ações desenvolvidas.

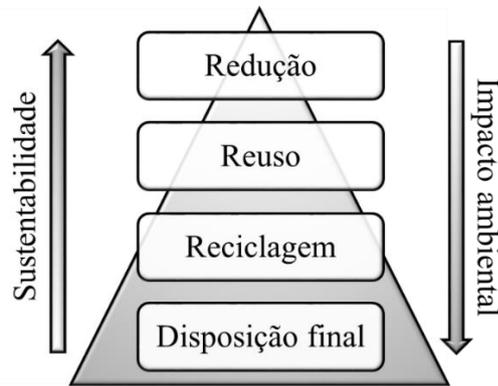


Figura 1.8 - Hierarquia de gerenciamento dos RCD.
 Fonte: Adaptado de Peng (1997)²⁹ e Leach (1997)³⁰

Segundo Peng et al. (1997)²⁹ os dois princípios basilares para a hierarquização são a diminuição do consumo de recursos e a prevenção a poluição ambiental. A redução, conforme o mesmo autor corresponderia à estratégia de maior eficiência sobre o montante e os problemas relacionados ao transporte e disposição dos resíduos.

Todavia, a geração de resíduos é inevitável³² e a reutilização dos RCD torna-se a opção desejável por necessitar de menor processamento e energia em relação a reciclagem, sendo os materiais reinseridos em atividades de construção ou mesmo em outras não correlatas²⁹. Não sendo possível reutilizar os materiais, a reciclagem é então considerada e, a partir dessa, a obtenção de novos materiais. De acordo com John (2000)²⁷, este conjunto de opções de ação não são mutuamente excludentes uma vez que os RCD são bastante heterogêneos e, por isso, a forma de gerenciamento adotada pode empregar ações diferentes para um mesmo material.

Além das questões já levantadas, outros tópicos são importantes quanto ao gerenciamento dos RCD, principalmente aqueles que versam sobre a quantificação e taxas de geração dos resíduos nas diferentes atividades de construção ou demolição, servindo como pré-requisito para um efetivo sistema de gerenciamento dos RCD. Para tal, as estimativas são realizadas por métodos indiretos (considerando a área e o tipo da obra, por exemplo), por metodologias diretas (através do volume e massa de RCD produzidos nas obras ou nos locais de beneficiamento dos RCD) ou mesmo através de modelagens empíricas considerando indicadores diretos e indiretos³³⁻³⁵.

Segundo Yuan e Shen (2011)³² publicações sobre a geração e quantificação representaram 10,34 % dos tópicos relativos ao gerenciamento de resíduos entre 2000 e 2009. Comparativamente, as publicações sobre a redução, reuso e reciclagem de resíduos corresponderam a 14,94 %, 6,90 % e 26,44 %, respectivamente, no mesmo período.

Tais dados indicam que a reciclagem como opção de gerenciamento dos resíduos de construção e demolição tem ganhado bastante atenção de pesquisadores e que diversas alternativas práticas são decorrentes de pesquisas. Segundo Paz e Lafayette (2016) 90 % de todo os RCD podem ser reutilizados e reciclados, colaborando com esta afirmação.

1.1.5 A reciclagem dos RCD

A percepção de que uma das grandes oportunidades da sociedade está no gerenciamento sustentável dos resíduos sólidos oriundos de suas atividades converge para um crescente número de trabalhos sobre o gerenciamento e a reciclagem dos RCD, uma vez que grande parte de sua composição (Figura 1.5, da seção 1.1.3) são passíveis desta forma de destinação. Na Figura 1.9 pode ser constatado o aumento e a tendência^{xiv} no número de artigos relacionados ao gerenciamento dos RCD, assim como àqueles que mencionam a reciclagem destes resíduos ao longo dos últimos 20 anos.

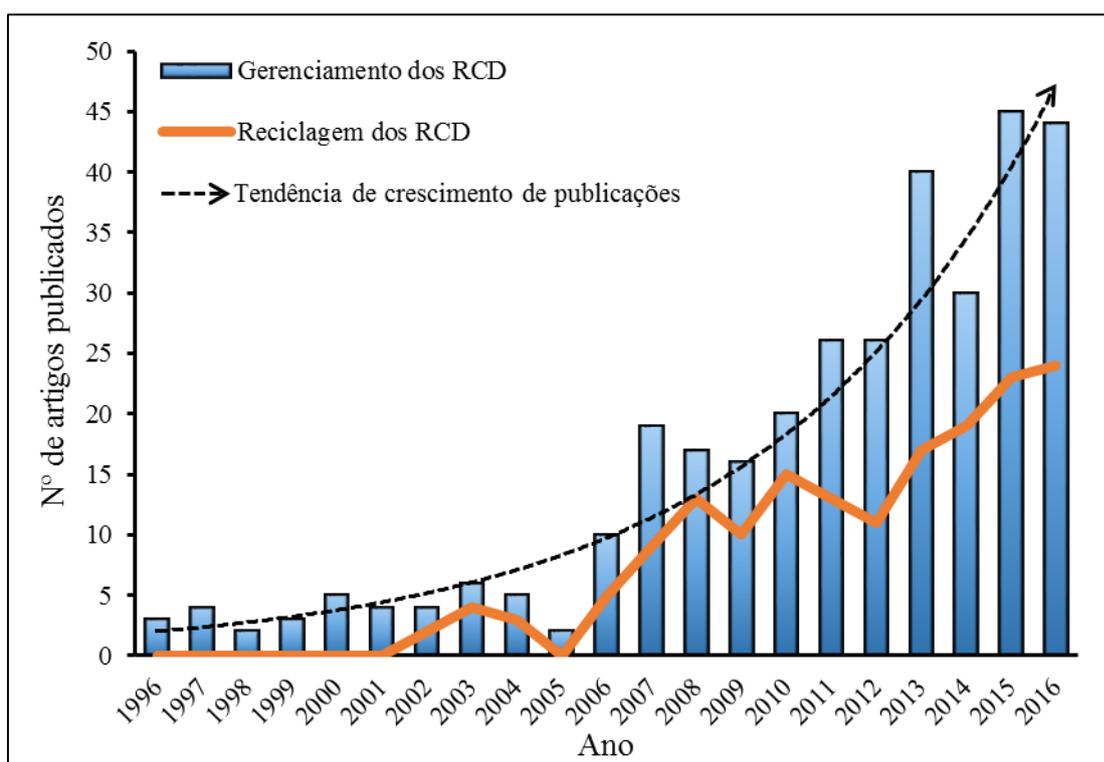


Figura 1.9 – Número de artigos publicados sobre o gerenciamento e reciclagem dos RCD no período de 1996 - 2016. Fonte: *Web of Science*. Termos de busca: *construction and demolition waste, management, recycling*

^{xiv} A tendência apresenta uma relação exponencial sendo o nº de artigos publicados = $1,71e^{0,158x}$. Caso a relação continue ao longo dos anos, espera-se cerca de 200 publicações relacionadas ao gerenciamento dos RCD em 2026.

Os dados geradores da Figura 1.9 indicam que os trabalhos contendo alguma terminologia ou procedimentos voltados a reciclagem, representaram cerca de 50 % das 331 publicações relacionadas ao gerenciamento dos RCD no período, com crescimento praticamente constante nos últimos 10 anos e, se observada a linha de tendência, o número de publicações relacionadas apresenta grande perspectiva de crescimento futuro.

Segundo Yuan e Shen (2011)³², o *statu quo* dessas pesquisas abrangem 4 aspectos principais, sendo (1) as práticas de reciclagem, (2) a análise de custo benefício, (3) as contribuições da reciclagem para o ambiente e (4) os fatores que afetam a adoção dos materiais reciclados. Ademais, os autores destacam ainda que as direções futuras nesta área giram em como promover a competitividade dos materiais reciclados à base dos RCD e em como estabelecer os processos de reciclagem em uma perspectiva sustentável.

Quanto às práticas já estabelecidas, para serem reciclados os RCD são usualmente transportados para usinas de beneficiamento^{xv} dotadas de equipamentos britadores que processam os materiais e geram agregados reciclados. Estes são utilizados principalmente como matérias-primas em obras de edificação e infraestrutura, tais como base na construção de estradas e asfalto, tijolos e blocos, concreto, entre outras^{31, 36-38}, que de modo geral são as que representam o melhor custo benefício por necessitarem de poucas etapas de beneficiamento (britagem e peneiramento, basicamente), além de contribuírem para a melhor performance ambiental, conforme já discutido, diminuindo a demanda por recursos naturais e menor consumo energético³⁹.

Quanto aos fatores que afetam a adoção dos agregados reciclados, John (2000)²⁷ atribui como barreiras à reciclagem os limitadores legais, regulamentares e de educação, somado ao fato de enfrentar a eventual concepção de que produtos gerados a partir de resíduos possuem qualidade inferior.

Estas dificuldades juntamente a questões técnicas e devido aos grandes volumes gerados diariamente fazem com que uma grande parte dos RCD, mesmo beneficiados como agregados, não seja utilizada⁴⁰, particularmente quando consideram-se os agregados reciclados finos, que compreendem os materiais com tamanhos de partícula menores que 4,8 mm (fração areia). Estima-se que a quantidade de agregados reciclados finos no Brasil pode chegar a 50 % do total de resíduos de construção⁴¹, sendo que esta fração granulométrica possui aplicação essencialmente como base de pavimentação⁴².

^{xv} Segundo a resolução CONAMA nº 307²⁰, entende-se o beneficiamento como “ato de submeter um resíduo à operações e/ou processos que tenham por objetivo dotá-los de condições que permitam que sejam utilizados como matéria-prima ou produto.”

1.1.5.1 A reciclagem dos RCD no Brasil

A despeito das elevadas quantidades produzidas e coletadas de acordo com os valores apresentados na seção 1.1, a reciclagem dos resíduos de construção no Brasil ainda é incipiente⁴³ mesmo com os avanços conferidos pelas leis e políticas elencadas anteriormente e do crescente número de usinas de beneficiamento, conforme demonstrado na Figura 1.10.

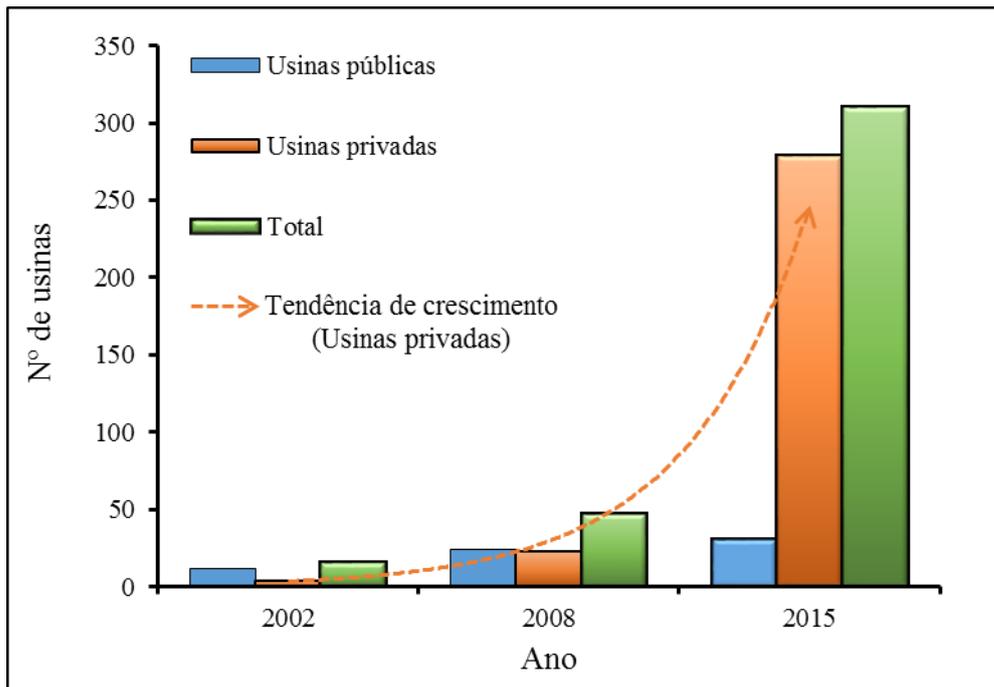


Figura 1.10 – Número de usinas de beneficiamento de RCD no Brasil.

Fonte: Adaptado de ABRECON (2015)⁴⁴ e Miranda (2009)⁴⁵

Em 2002, ano de lançamento da resolução CONAMA nº 307, havia pouco mais de 5,0 % (16 usinas) do total de usinas registradas pela ABRECON em 2015 (310 usinas), sendo interessante reconhecer também a tendência quanto às usinas de beneficiamento privadas, com elevada taxa de crescimento no período entre 2008 e 2015, correspondente ao lançamento e implementação de metas da PNRS.

A taxa de crescimento, porém, não transcorreu na mesma velocidade para as usinas de beneficiamento públicas. De acordo com a Associação Brasileira para Reciclagem de Resíduos da Construção Civil e Demolição (ABRECON)⁴⁴ e Miranda (2009)⁴⁵, este fenômeno dá-se por uma série de razões, tais como a burocracia com as verbas (que afeta a reposição de peças, por exemplo), falta de pessoal técnico competente e mudanças na administração que afetam a permanência e manutenção de empresas públicas, beneficiando o crescimento do número de usinas na iniciativa privada.

Com relação às quantidades de matérias reciclados, apenas 21 % do total de RCD, assim como os metais e madeiras presentes, é processado em agregados (apesar de uma capacidade instalada de 46 %)⁴⁴. Comparativamente, a média de reciclagem dos países europeus como Portugal e Espanha é de 25 %, entretanto há países, como Holanda, Dinamarca e Alemanha, que processam quantidades superiores a 70 % dos RCD⁴³,⁴⁶.

Essa baixa porcentagem reflete também em poucos trabalhos publicados por brasileiros, representando pouco mais de 4 % do total de artigos publicados (Figura 1.11) em concordância com o mesmo levantamento bibliográfico da seção anterior (Figura 1.9), indicando também as contribuições de outros países na temática de reciclagem dos RCD. Na Figura 1.11 é possível constatar que a China é o país com maior número de publicações na área, fato que é explicado pela elevada demanda por alternativas de destinação aos RCD, que representam cerca 40 % do montante mundial destes materiais⁴⁷.

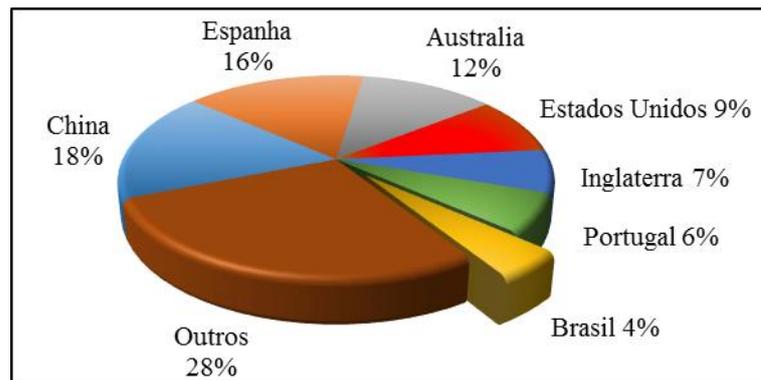


Figura 1.11 – Contribuição de diversos países em relação às publicações sobre a reciclagem dos RCD.
Fonte: *Web of Science*. Termos de busca: *construction and demolition waste, management, recycling*

Um dos fatores apontados para a baixa taxa de reciclagem e utilização de agregados no Brasil reside na etapa de triagem, uma vez que são considerados como classe A os resíduos de concreto, alvenaria e materiais cerâmicos, inclusive os solos⁴⁸, resultando em agregados mistos. A Figura 1.12 demonstra esta situação, onde os RCD provenientes de diversas fontes são colocados juntos, em etapas pré-processamento em uma usina de beneficiamento no município de Piracicaba/SP.



Figura 1.12 – Armazenamento de RCD aguardando processamento. Fonte: O autor

Quando possível, mesmo a despeito de critérios técnicos, é realizada a separação dos resíduos classe A entre os provenientes de concreto/cimento e aqueles compostos por materiais cerâmicos, solos, etc., gerando após o beneficiamento agregados cinzas e vermelhos, respectivamente, sendo que os primeiros podem ser utilizados em obras de pavimentação e em concreto não estrutural, sendo restrito o uso dos agregados vermelhos a primeira aplicação. Há, no Brasil, um conjunto de orientações técnicas de como proceder em função de determinada característica ou produto final, conforme Tabela 1.3 que lista a série ABNT NBR 15113 a 15116 (2004), posteriores a implementação da resolução CONAMA nº 307 e por isso trazendo recomendações baseadas nesta e orientando ações, como às de triagem dos RCD.

Tabela 1.3 – Normas técnicas brasileiras para a reciclagem dos RCD

ABNT NBR	Título
15113	Resíduos sólidos da construção civil e resíduos inertes - Aterros - Diretrizes para projeto, implantação e operação ⁴⁹
15114	Resíduos sólidos da Construção civil - Áreas de reciclagem - Diretrizes para projeto, implantação e operação ⁵⁰
15115	Agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil - Execução de camadas de pavimentação – Procedimentos ⁵¹
15116	Agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil - Utilização em pavimentação e preparo de concreto sem função estrutural – Requisitos ⁵²

Nas usinas de beneficiamento, ocorrendo a separação entre cinzas e vermelhos, diversos materiais podem ser obtidos com granulometrias e características distintas, que serão direcionados para alguma atividade, essencialmente de infraestrutura e engenharia. A Figura 1.13 demonstra materiais derivados do beneficiamento de resíduos cinzas de construção e

demolição^{xvi}, que são utilizados em substituição aos seus análogos naturais como pedras e areia. Todavia, mesmo com as orientações, a problemática quanto a triagem é recorrente, prevalecendo agregados mistos (Figura 1.14).

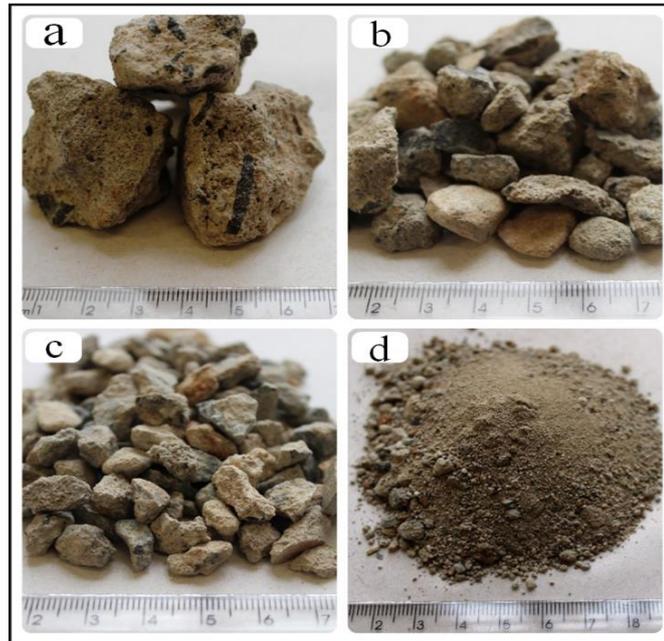


Figura 1.13 – Agregados reciclados cinzas de construção e demolição. Designações: (a) pedra 2, (b) pedra 1, (c) pedrisco e (d) areia^{xvii}. Fonte: O autor

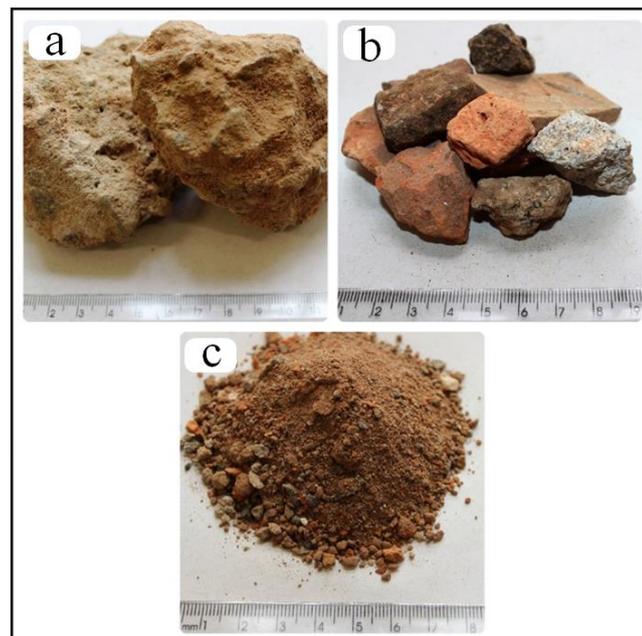


Figura 1.14 – Agregados reciclados mistos. Designações: (a) rachão, (b) rachãozinho e (c) agregado fino misto. Fonte: O autor

^{xvi} Materiais obtidos durante amostragens de RCD em 2016.

^{xvii} As designações apresentadas nesta e na Figura 1.14 são amplamente utilizadas por empresas de beneficiamento de resíduos, sendo facilmente encontradas na internet.

Angulo (2004)⁴⁶ discorrendo sobre a falta de preocupação com as etapas de triagem, predominando essencialmente a separação visual entre resíduos cinzas e vermelhos, estabelece que a existência de agregados mistos afeta, por exemplo, a resistência mecânica dos agregados, impossibilitando outras aplicações senão às colocadas na Tabela 1.3 como pavimentação e concreto sem função estrutural.

A recomendação quanto ao concreto, justifica-se, por exemplo, que em peças contendo agregados reciclados e cimento Portland, quando contaminados com gesso, podem reagir formando a etringita^{xviii}, composto que reduz a estabilidade física, causando a desagregação das peças moldadas em consequência do aumento de volume devido a água de cristalização no composto formado^{53,54}.

Se considerarmos que grande parte dos RCD pertence à classe A (recicláveis como agregados) segundo a resolução CONAMA nº 307 e que o percentual de resíduos processados no Brasil é baixo, sendo apenas uma pequena fração utilizada e com valor comercial^{xix} (agregados cinzas), o potencial de reciclagem dos RCD materiais é bastante elevado. A ausência de práticas seletivas de separação, agravante para a utilização de agregados reciclados mistos, pode ser superada pelo estabelecimento de alternativas sustentáveis que considerem a inerente heterogeneidade destes materiais.

1.1.6 Alternativas de reciclagem para os RCD

Na busca de alternativas sustentáveis ao uso destes resíduos, a utilização para fins agronômicos pode tornar-se uma opção promissora para a reciclagem dos RCD, em especial aos agregados mistos. De fato, Matos (2014)⁵⁵ traz que na gestão de resíduos sólidos “a tendência mundial é priorizar alternativas que promovam [...] o seu aproveitamento industrial, na construção civil ou na aplicação [...] na agricultura”, aduzindo também que

“a destinação final de resíduos sólidos gerados nas áreas urbanas, industriais e rurais vem demandando, cada vez mais, o envolvimento de diferentes setores da sociedade para o estabelecimento de um adequado ciclo produção-disposição final, tanto sob o ponto de vista técnico como político.”

^{xviii} $4\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 19\text{H}_2\text{O}$ (cimento hidratado) + $3\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (gesso) + $16\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{CaSO}_4 \cdot 31\text{H}_2\text{O}$ (etringita) + $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (portlandita).

^{xix} Informação oral, obtida juntamente a responsáveis de usinas de beneficiamento de RCD.

Do ponto de vista político, a legislação sobre os resíduos de construção e demolição é bastante abrangente, conforme já mencionado, não faltando instrumentos regulatórios que orientem classificações, análises e destinações para estes materiais. Todavia, os aspectos técnicos e metodologias alternativas para reciclagem dos RCD, tanto no Brasil quanto mundialmente, ainda são pouco encontradas, concentrando-se quase exclusivamente a pesquisas relacionadas à engenharia civil, em concordância com as discussões já apresentadas.

1.1.6.1 Resíduos de construção e demolição como substrato para plantas

Define-se substrato como o meio em que se desenvolvem as raízes das plantas fora do solo *in situ*, reunindo como principais funções prover às plantas nele cultivadas um suporte físico, nutrientes essenciais e água⁵⁶. Para tais fins, é comum a combinação de dois ou mais componentes e alcançar as propriedades físicas e químicas adequadas para cada planta⁵⁷. Podemos citar como exemplos de substratos o solo mineral, casca de arroz, poliestireno expandido, espuma fenólica, areia, subprodutos da madeira, compostos orgânicos provenientes de podas urbanas ou lixo, xaxim, fibra de coco, vermicompostos e outros⁵⁸.

Percebe-se que existe uma prevalência de substratos orgânicos com origens bem definidas e características que podem, por consequência, serem mantidas pela repetição da composição geradora do substrato, contrapondo-se à heterogeneidade dos agregados mistos e, em tese, desfavorecendo-os da aplicação como substrato nestes critérios de uniformidade. No entanto, Fermino (2014)⁵⁹ ressalta que a caracterização do substrato através de sua análise é mais importante do que sua composição em si, indicando que suas características físicas e químicas podem, e devem, ser medidas para então conduzir eventuais correções para maior desempenho agrônômico.

Nesta perspectiva, a utilização dos RCD na forma de agregados mistos como substrato para plantas deve considerar que:

- I. A sua composição se diferencia nas proporções dos materiais que o constituem, alterando características físicas e químicas como pH (devido aos cimentos e cal), condutividade, capacidade de absorção de água, tamanho e densidade de partícula, entre outras;
- II. Haverá ausência/deficiência de matéria orgânica e nutrientes, assim como poderá haver presença de elementos potencialmente tóxicos em concentrações elevadas;

- III. O gesso possivelmente não seria problemático, pois destaca-se como um importante insumo na agricultura, sendo fonte de cálcio e enxofre;
- IV. A presença de contaminantes como madeira, papel, vidro e pequenas peças metálicas (resíduos classe B, segundo a resolução CONAMA nº 307) não são limitantes caso não sejam segregados totalmente na etapa de triagem.

Considerando as premissas acima, atualmente há na literatura um número reduzido de trabalhos que já utilizaram os RCD como substrato para plantas, realizando caracterizações físico-químicas, análises ambientais e também executando testes com plantas (Tabela 1.4.)

Tabela 1.4 – Publicações sobre a utilização de RCD como substrato para plantas

Referência	País	Substrato ^I	Análises físico-químicas ^{II}	Análises ambientais ^{III}	Testes com plantas
60	Finlândia	MC	pH, C, DA, DG, EN, EP	TL	Sim
61	Inglaterra	MC, RM	DG	-	Sim
62	Inglaterra	RM	pH	TL	Sim
63	Inglaterra	MC	-	-	Sim
64	Espanha	MC	CC, DA, EN	TG	Sim
65	Espanha	MC	pH, CE, DA	TV	-
66	França	MC, SE, RC, RM	pH, CTC, C, CC, DA	-	-
67	Inglaterra	MC, RC	DG, pH,	TL	Sim
68	China	MC	EP	-	Sim
69	Inglaterra	MC	pH, DA, DG, EM, EP	TL	-
70	Suécia	MC	pH, DA, EN	-	Sim

(I) MC: materiais cerâmicos (tijolos e/ou outros), SE: solos escavados, RC: resíduos de cimento e concreto, RM: resíduo misto de construção e/ou demolição. (II) CTC: capacidade de troca catiônica, C: condutividade; CC: capacidade de campo; DA: densidade aparente; DG: distribuição granulométrica; EN: elementos nutrientes; EP: Elementos potencialmente tóxicos. (III) TL: testes de lixiviação, TG: testes de germinação, TV: testes *in vivo/in vitro*.

As publicações listadas na Tabela 1.4 utilizam em sua maioria substratos à base de resíduos de tijolos e outros materiais cerâmicos, cuja triagem é realizada mais facilmente. Salienta-se que grande parte destas publicações são oriundas de países europeus, que possuem práticas mais seletivas de triagem que às empregadas no Brasil conforme discutido anteriormente.

Importante notar, também, que a caracterização físico-química realizada nas mesmas é restrita a poucas análises, que não indicam totalmente as características dos materiais utilizados, havendo ainda o agravante que poucas utilizam testes ambientais como os de lixiviação, testes ecotoxicológicos de germinação ou *in vitro*. Devido a variabilidade da composição e origem dos RCD, a integração entre estes ensaios representaria uma importante ferramenta para a compreensão dos possíveis efeitos sobre os comportamentos ambientais⁷¹.

Quanto aos testes com plantas, com exceção do trabalho publicado por pesquisadores chineses⁶⁸, nenhum realiza a análise química das plantas durante ou após os testes, o que representaria um indicativo importante na avaliação do transporte e quantidades de elementos nutrientes e potencialmente tóxicos nas plantas. Tampouco realizam a análise dos substratos após os experimentos para comparação em relação aos parâmetros analisados inicialmente.

Diante das discussões realizadas ao longo das seções, a possibilidade de reciclar os RCD como substrato após beneficiamento e geração dos agregados reciclados, em especial os mistos, pode contribuir para a gestão destes materiais indo de encontro às orientações e metas da PNRS e demais regulamentações ambientais. Conforme colocado no início da seção 1.3.2 e discussões seguintes, a ausência de metodologias e aspectos técnicos são impeditivos às alternativas que sejam ao mesmo tempo viáveis e ambientalmente sustentáveis, tornando salutar o objetivo desta tese.

2. OBJETIVOS

O objetivo precípua desta tese consiste em avaliar a viabilidade técnica e ambiental do uso de resíduos de construção e demolição (em especial os agregados reciclados finos) como substrato para o cultivo de gramíneas e/ou plantas ornamentais, podendo ser utilizados em parques, jardins ou em vasos.

Para tanto, os objetivos específicos incluem:

- I. Investigar a composição físico-química dos resíduos, determinando os teores de elementos essenciais e potencialmente tóxicos;
- II. Realizar testes ecotoxicológicos para investigar a lixiviação de compostos, os efeitos em germinação de sementes bem como testes *in vitro*, avaliando possíveis consequências ao homem e ao meio ambiente;
- III. Adequar a composição físico-química dos agregados reciclados para o cultivo da grama esmeralda (*Zoysia japônica*);
- IV. Determinar a viabilidade técnica e ambiental do uso dos agregados reciclados como substratos para plantas.

Conceitualmente, os objetivos listados integram-se as discussões apresentadas anteriormente conforme conceitualização apresentada na Figura 2.1.

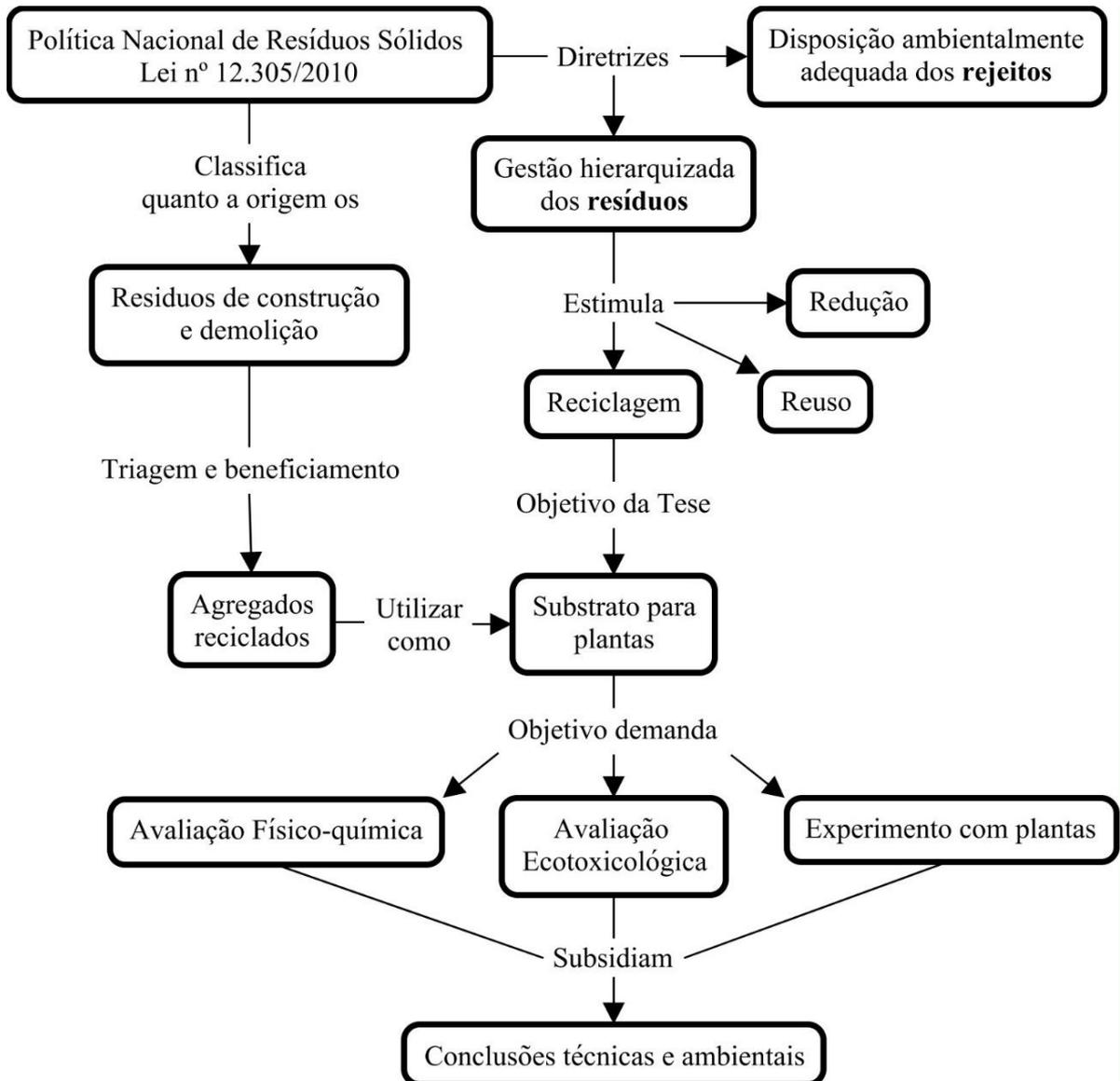


Figura 2.1 – Mapa conceitual para esquematização dos objetivos desta tese. Fonte: o autor

3. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DOS RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO

3.1 Introdução

Uma vez que os RCD apresentam origens e composições heterogêneas, é fundamental o conhecimento de suas características físicas e químicas para potencializar sua capacidade agrônômica e conhecer as condições que poderiam ser prejudiciais ao meio ambiente. Segundo Matos (2014)⁵⁵, a utilização de resíduos depende de uma análise criteriosa de sua composição que possibilite “a maximização dos impactos positivos e minimização dos negativos”.

Neste contexto, pode-se verificar que os agregados contêm, por exemplo, nutrientes às plantas como cálcio e enxofre devido à presença de gesso⁴², mas também pode haver elementos tóxicos como arsênio, cádmio, crômio, chumbo e mercúrio⁷², sendo que a presença de um grupo é desejável e a do outro pode intoxicar as plantas ou causar problemas ambientais. Também é necessário frisar que podem conter contaminantes orgânicos e condições diferenciadas de pH e condutividade⁷³⁻⁷⁵, que podem indicar prejuízos ambientais ou as plantas cultivadas.

Do ponto de vista analítico, o monitoramento ambiental destas características deve levar em consideração não somente a estratégia de análise (amostragem, preparação das amostras e as condições que foram efetuadas as medidas), mas também o tratamento estatístico utilizado para que a incerteza associada às medidas seja a menor possível e, principalmente, contribua para inferências e interpretações mais realistas quanto as concentrações e possíveis efeitos^{76,77}.

3.1.1 Considerações agrônômicas para a utilização de RCD como substratos

Embora se diferenciem dos solos naturais quanto à origem e composição, os substratos exercem funções equivalentes devendo-se conhecer parâmetros que estão relacionados à fração sólida, líquida e gasosa, correspondendo a um sistema trifásico multicomponente e interrelacionado⁷⁸.

Quanto à fração sólida, essencialmente mineral, devem ser determinados parâmetros importantes como granulometria, densidade de partícula e capacidade de retenção de água, entre outras⁷⁹. Proporções elevadas de cerâmicas nos RCD poderão produzir um substrato com baixa capacidade de retenção de água, uma vez os materiais cerâmicos são compostos

por argilas submetidas a processos de queima ou modificação química, denominados sinterização. As argilas quando submetidas a temperaturas superiores a 1000°C, como nos tijolos, cimentos e cerâmicas, passam por três estágios: 1) etapa de desidratação; 2) etapa de expansão devido à decomposição das argilas e produção de gases; 3) etapa de fusão com liberação dos gases e sinterização do material, que fecham vazios das partículas diminuindo a área superficial, conseqüentemente a capacidade de absorção de água^{80,81}.

Outro parâmetro importante na caracterização da fase sólida é a medida de densidade, notadamente para os valores obtidos para os RCD uma vez que são indicativos da composição dos agregados reciclados. Agregados reciclados com densidades entre 1,9 e 2,5 g cm⁻³ são predominantemente compostos por materiais cerâmicos e cimentícios^{46,48}, influenciando por exemplo na capacidade de absorção de água, conforme discutido anteriormente.

A fase líquida ocupa o espaço poroso da fase sólida, sendo constituída por água acrescida de minerais e compostos orgânicos, cuja composição depende do pH, condições de oxirredução, teor de matéria orgânica e íons. Alusivo ao pH, é uma propriedade das mais importantes quanto a avaliação da qualidade e conseqüente fertilidade do substrato, sendo determinante na disponibilidade e toxicidade de espécies químicas^{55,59}.

A faixa de pH indicada para cultivo de plantas compreende o intervalo entre 5,5 e 7,0^{59,78} contudo, devido à presença de materiais cimentícios, o pH dos agregados reciclados de RCD geralmente é alcalino⁸², característica que influenciará na mobilidade e disponibilidade de elementos químicos, influenciando tanto em questões agrônômicas quanto aos impactos ambientais⁸³. Por exemplo, o comportamento químico dos macro e micro nutrientes está diretamente relacionado ao pH do meio, sendo que em pH 8,0 ou superior a disponibilidade de ferro e de manganês pode não satisfazer requisitos da maioria dos cultivos vegetais, contudo a partir de pH 7,0 Ca e Mg apresentam maior solubilidade e disponibilidade^{55,78}.

Em relação à discussão anterior, ressalta-se o fato de que além da determinação da concentração analítica, é tão importante quanto a tentativa de estabelecer a forma em que os elementos químicos encontram-se na fase líquida, ou seja, quais espécies químicas são predominantes em função de determinada característica, estando estas sujeitas a diversas situações de equilíbrio na forma de íons, complexos, precipitados, entre outras⁸⁴.

Outro aspecto relevante em relação à fase líquida corresponde à medida de condutividade elétrica, fornecendo estimativas dos sais solúveis e por isso disponíveis as plantas⁵⁹. A presença de sais, quando muito elevada (especialmente em relação a íons Na⁺ e Cl⁻) pode acarretar na perda de fertilidade⁷⁸, assim como influenciar na mobilidade de elementos tóxicos⁸⁵.

Em relação à fase gasosa, esta é descontínua e compreende os espaços porosos onde transcorrem as trocas gasosas entre o ar atmosférico e o substrato⁷⁸. Considerando que os agregados reciclados de RCD possuem elevada proporção de partículas na fração areia^{86,87}, provavelmente haverá adequadas condições de aeração.

Os aspectos discutidos são fundamentais para conhecimento das potencialidades de fertilidade dos substratos, indicando, por exemplo, quais nutrientes e condições físicas são deficitárias e indicar as possíveis correções. Além disso, a determinação dos elementos e substâncias presentes, assim como das características físicas, desempenha um importante papel na elucidação de quais características são direcionadoras e devem ser contempladas analiticamente para a utilização dos RCD como substratos.

3.2 Parte Experimental

3.2.1 Amostragem dos agregados reciclados de RCD

Para a determinação dos teores de elementos potencialmente tóxicos e nutrientes, amostras^{xx} de agregados reciclados mistos foram colhidas no município de Piracicaba/SP em duas usinas recicladoras, sendo uma municipal e uma da iniciativa privada^{xxi}. Também foram amostrados agregados reciclados na cidade de Americana/SP em outra beneficiadora privada^{xxii}. A Figura 3.1 demonstra o equipamento utilizado na britagem dos RCD na usina municipal de Piracicaba, sendo similar às encontradas nos demais locais de coleta.



Figura 3.1 - Equipamento empregado na produção de agregados reciclados em uma usina de beneficiamento municipal em Piracicaba/SP. Fonte: Marcos Y. Kamogawa

^{xx} As amostragens ocorreram segundo as orientações da NBR 10007²⁴ entre 2013 e 2016.

^{xxi} Não havia separação entre resíduos cinzas e vermelhos. Os agregados reciclados gerados eram todos destinados a empresas de engenharia da região, para preenchimento de vazios na construção/manutenção de estradas. No total foram 15 amostras coletadas na usina municipal e 5 na usina privada de Piracicaba no período.

^{xxii} Nesta usina havia a separação entre resíduos cinzas e vermelhos, sendo os primeiros comercializados, e os outros dispostos na área da empresa. Foram coletadas 5 amostras nesta usina no período.

Para os testes de caracterização física e análise de fertilidade também foram recolhidos uma amostra representativa com cerca de 1000 kg de agregados reciclados na usina municipal de Piracicaba/SP. Estes foram coletados de forma aleatória no entorno das pilhas produzidas pelo equipamento de britagem dos RCD, Figura 3.2a.

Este material atualmente possui utilização no preenchimento de buracos e recobrimento de rodovias rurais (serviços de manutenção municipais), por este motivo o equipamento atua com peneiras de 75 mm, obtendo um material com tamanhos similares a cascalho.

Para os objetivos desta tese, este tamanho de partícula é demasiadamente elevado uma vez que optou-se pela fração com dimensões menores que 4,8 mm. O peneiramento foi realizado manualmente (Figura 3.2b) e os agregados reciclados transportados para o Laboratório de Química Analítica Aplicada da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), permanecendo armazenado em caixas fechadas de cimento de 1 m³ até a montagem dos experimentos.



Figura 3.2 - Amostragem de agregados reciclados (a) e etapa de peneiramento (b).

Fonte: Marcos Y. Kamogawa

Não foi possível determinar a origem dos materiais coletados, uma vez que os RCD são provenientes de todo o aglomerado urbano de Piracicaba. A composição majoritária (resíduos classe A, segundo a resolução CONAMA nº 307) foi qualitativamente determinada por observação visual, sendo composta por solo, areia, material cerâmico (tijolos e pisos), concretos e argamassas, com predominância dos cerâmicos ($\pm 30\%$) e particulados como solo e areia ($\pm 30\%$). Materiais da classe B como metais, madeira, plástico e papel eram triados e separados manualmente antes da introdução no equipamento de britagem.

3.2.2 Preparo de amostra e determinação dos teores de elementos nos RCD

Para a determinação dos teores de Al, B, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S e Zn, foi empregado o procedimento de digestão EPA 3051a, que consiste na utilização de uma massa de amostra de 500,0 mg (homogeneizada, seca em estufa à 105 °C e peneirada à 0,3 mm), 10 mL de ácido nítrico concentrado e aquecimento em frascos fechados de alta pressão assistido por radiação micro-ondas.

Para tal, utilizou-se um digestor modelo Ethos One (Milestone) disponível no Laboratório de Química Analítica Aplicada e um programa de aquecimento com uma rampa de aquecimento de 0,45 °C s⁻¹ por 5 minutos até alcançar um patamar de 175 °C mantido por 4,5 minutos. Após a etapa de extração, a mistura foi filtrada e o volume aferido para 50 mL.

Para avaliar a exatidão do procedimento, foram utilizados materiais certificados de referência Montana Soil I e Montana Soil II (NIST, Estados Unidos). A precisão dos procedimentos foi obtida com análise de todas as amostras ao menos em triplicata. Em cada etapa do preparo das amostras um branco analítico sempre foi realizado, com o intuito de identificar possíveis contaminações. Todo material utilizado foi lavado com detergente neutro, enxaguado com água destilada e imerso em solução de ácido clorídrico por no mínimo 24 h antes do uso.

Os ácidos utilizados foram adquiridos da Sigma-Aldrich, com pureza para análise. A água empregada foi purificada em sistema de osmose reversa, com valores de condutividade em média de 0,4 µS cm⁻¹. Para preparo das soluções de calibração de todos os analitos previamente mencionados, foram utilizadas soluções estoque na concentração de 1000 mg L⁻¹ da Specsol (Quimlab) com certificados de garantia.

As soluções obtidas após a digestão foram analisadas por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES modelo iTeva 6200 da Thermo Scientific)^{xxiii} disponível no Departamento de Solos da ESALQ ou por espectrometria de absorção em chama (FAAS modelo FS240 da Agilent Technologies) ou de emissão em chama (fotômetro de chama Micronal, modelo B262) utilizando aparelhagem disponível no Laboratório de Química Analítica Aplicada da ESALQ.

^{xxiii} Para a determinação, foram utilizadas as seguintes linhas de emissão (nm): Al (309,2), B (249,6), Ba (455,4), Ca (422,6), Cd (226,5), Co (228,6), Cr (267,7), Cu (324,7), Fe (259,9), K (766,4), Mg (279,0), Mn (257,6), Mo (202,0), Na (588,9), Ni (231,6), P (178,2), Pb (220,3), S (180,7), Zn (213,8).

3.2.2.1 Preparo de amostra e determinação dos teores de mercúrio e arsênio por CV-AAS e HG-AAS

A determinação do mercúrio via geração de vapor frio (CV-AAS) e arsênio via geração de hidretos (HG-AAS) compreendeu as seguintes etapas: otimização do sistema gerador de vapor frio e hidretos, preparo de amostra e posterior análise das amostras de RCD.

Assim como na seção anterior, todos os reagentes empregados possuem grau de pureza P.A. e a água utilizada foi purificada em sistema de osmose reversa com condutividade inferior a $0,4 \mu\text{S cm}^{-1}$. Todo material utilizado foi previamente lavado com detergente neutro, enxaguado com água destilada e imerso por 24 h em solução de ácido clorídrico 10 % (v/v).

As soluções de calibração foram preparadas no momento do uso a partir de soluções estoque de 1000 mg L^{-1} (Specsol – Quimlab), nas concentrações de 0, 5, 10, 20, 30, 40 e $50 \mu\text{g L}^{-1}$ para Hg e nas concentrações de 0, 25, 50 e $75 \mu\text{g L}^{-1}$ para As, preparadas em meio de ácido nítrico (5% v/v).

A otimização experimental objetivou a determinação das melhores condições de geração do vapor elementar de mercúrio e de hidretos de arsênio. Para tal, planejamentos fatoriais (2^3) foram utilizados tendo como fatores a concentração de tetraborohidreto de sódio (NaBH_4 , 0,5 – 1,0 % m/v, em meio de NaOH 0,5 % m/v), a concentração de HCl ($3 - 7 \text{ mol L}^{-1}$) e o tempo de integração da medida (5 – 10 s). Estes fatores foram escolhidos por que podem afetar diretamente a taxa de formação e a detectabilidade das espécies voláteis obtidas nas reações de redução^{88,89}.

Para as análises, foi utilizado um sistema em fluxo Agilent VGA 77, acessório do espectrofotômetro de absorção atômica FS240 da Agilent. Este possui uma bomba peristáltica que por confluência em fluxo contínuo, mistura a amostra previamente preparada com as soluções de NaBH_4 e HCl, gerando as espécies voláteis que são separadas da solução em uma câmara de separação gás-líquido utilizando um fluxo de argônio e transportados pelo mesmo gás para celas posicionadas sobre o atomizador do FAAS, em direção paralela ao feixe das lâmpadas de catodo oco utilizadas para cada elemento.

O preparo da amostra para determinação dos elementos empregou os mesmos procedimentos da seção anterior, com algumas alterações. Para a análise de H foi adicionado 0,1 mL de solução de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 0,5 % em HNO_3 (5 % v/v), para evitar perdas mantendo-o na forma de íons Hg^{2+} em solução. Após a digestão utilizando frascos fechados assistida por radiação micro-ondas, a mistura foi filtrada e então adicionado 2 mL de solução de KMnO_4 10 % (m/v) para oxidar todos os íons de mercúrio em solução a Hg^{2+} .

Após 30 min em repouso, adicionam-se 500 μL de solução de hidroxilamina clorídrica 10 % (m/v) para a redução do excesso de permanganato em solução. O volume, então, foi aferido para 50 mL e analisado por absorção atômica, utilizando comprimento de onda de 253,7 nm e abertura de slit de 0,5 nm.

Para análise de arsênio, o preparo de amostra foi similar ao empregado para o mercúrio, alterando que somente é adicionado 250 mg de KI para a pré-redução do As^{V} a As^{III} . Para tal, após a digestão foi adicionada a referida massa de reagente, aferido o frasco a 50 mL e deixado em repouso por 45 min. Alternativamente, esta etapa pode ser efetuada em banho-maria a 70 °C por 5 min, sendo necessário aguardar seu resfriamento a temperatura ambiente⁸⁸, para posterior análise utilizando uma resolução espectral de 0,5 nm e comprimento de onda de 193,7 nm.

3.2.3 Análise do teor de cloretos

Para a quantificação dos íons cloreto, foram aplicados os procedimentos para obtenção o extrato solubilizado segundo a NBR 10006²³ e quantificação utilizando espectrofotometria de absorção molecular ($\lambda = 480 \text{ nm}$) após reação com tiocianato de mercúrio e ferro.

3.2.4 Caracterização mineralógica por difração de raios-X

Amostras provenientes dos três locais de amostragem foram submetidas à caracterização das estruturas cristalinas por difratometria de raios-X. Para tal, as amostras foram homogeneizadas e peneiradas a 75 μm (200 mesh) para, em seguida, serem colocadas sobre lâminas em porta amostras e irradiadas no intervalo entre 3 e 80° 2 θ , com radiação $\text{CuK}\alpha$, 30kV e 15 mA, empregando um difratômetro Sistema Miniflex II RIGAKU) com filtro de Ni e cintilador de NaI disponível no Departamento de Solos da ESALQ. Os difratogramas foram processados no software Match (V. 3. Crystal Impact).

3.2.5 Análise de fertilidade

Uma amostra foi colhida entre os 1000 kg de agregados reciclados coletados na usina de beneficiamento municipal de Piracicaba/SP e submetida a análise de fertilidade no Departamento de Solos da ESALQ/USP analogamente aos processos empregados para

amostras de solos^{xxiv}, utilizando os métodos oficiais do Estado de São Paulo⁹⁰.

As amostras foram secas em estufa a 60°C, destorroadas e peneiradas em malha de 2 mm. O pH foi determinado em solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ com suspensão na proporção de 1:2,5 (solo:solução), utilizando técnica potenciométrica com eletrodo de vidro combinado. Para determinação do pH SMP (H⁺ + Al³⁺) foi acrescentado 5 mL da solução SMP à suspensão de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ utilizada para determinação do pH. Esta suspensão tamponada foi agitada por 15 minutos a 220 rpm e posteriormente deixada em repouso por 1 hora antes da leitura potenciométrica com eletrodo de vidro combinado.

A determinação dos teores de Ca, Mg, K trocáveis e do P lábil foi realizada por extração com resinas catiônicas e aniônicas em meio de uma suspensão contendo 2,5 cm³ de solo, 25 mL de água e 2,5 cm³ de resina mista, mantida em contato por 16 horas sob agitação circular-horizontal por 220 rpm. Após este período a resina é separada do solo e os analitos eluídos com 50 mL da solução NH₄Cl 0,8 mol L⁻¹ e HCl 0,2 mol L⁻¹. Ca e Mg foram quantificados por espectrofotometria de absorção atômica com atomização em chama (FAAS), potássio por fotometria em chama e P por espectrofotometria de absorção molecular (UV-VIS) utilizando a método do azul de molibdênio ($\lambda = 650 \text{ nm}$).

Al foi extraído com 100 mL da solução de KCl 1,0 mol L⁻¹, utilizando 10 cm³ de amostra e 5 minutos de agitação a 220 rpm. Este foi decantado por 16 horas e a concentração de alumínio, no sobrenadante, foi determinada por volumetria de neutralização com hidróxido de sódio padronizado como titulante. Sódio foi extraído de 10 cm³ da amostra por 100 mL de solução de Mehlich 1 (HCl 0,05 mol L⁻¹ e H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹) e mantido por 5 minutos de agitação circular-horizontal a 220 rpm. Posteriormente à decantação por 16 horas, foi determinado por espectrofotometria de emissão em chama.

Os micronutrientes Cu, Fe, Mn, Zn foram extraídos com solução de ácido dietilenotriamino pentacético (DTPA) 5 mmol L⁻¹, trietanolamina (TEA) 0,1 mol L⁻¹ e cloreto de cálcio (CaCl₂) 10 mmol L⁻¹ a pH 7,3. Para tanto, 20 cm³ de amostra foram transferidos para frascos cônicos de polietileno juntamente com 40 mL da solução extratora e agitados por 2 horas em agitador circular-horizontal a 220 rpm. Após agitação, a suspensão foi filtrada utilizando papel de filtro quantitativo. Os micronutrientes foram determinados no sobrenadante utilizando-se FAAS.

^{xxiv} Embora saiba-se que os procedimentos utilizados são validados para amostras de solo, estes foram utilizados para análise exploratória nas amostras de RCD, objetivando nortear quais parâmetros devem ser corrigidos para a destinação pretendida nesta tese, no caso, a utilização como substrato para plantas.

O teor de matéria orgânica foi determinado utilizando reação de oxidação do dicromato de potássio em meio ácido e posterior determinação por titulação do dicromato remanescente. Foram utilizados 500,0 mg dos agregados reciclados, 10 mL da solução dicromato de potássio $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ aquecido por 5 minutos em fervura branda. A solução resultante foi titulada com solução de sulfato ferroso amoniacal $0,05 \text{ mol L}^{-1}$ padronizada.

O sulfato solúvel presente em 10 cm^3 de amostra foi extraído com 25 mL de solução $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ de $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$, $2,0 \text{ mol L}^{-1}$ de CH_3COOH e 0,25 g de carvão ativo, mantido em agitação circular-horizontal a 220 rpm por 30 minutos. A concentração do sulfato foi determinada no sobrenadante, após etapa de filtragem, por turbidimetria com formação de BaSO_4 em 420 nm.

O teor de Boro em 10 cm^3 de amostra foi obtido após extração com 20 mL de água quente assistido por aquecimento em forno de micro-ondas e posterior determinação realizada por UV-Vis empregando a reação azometina-H em 420 nm.

3.2.6 Determinação da capacidade de troca catiônica

A capacidade de troca catiônica dos RCD foi determinada por saturação dos sítios de adsorção por solução de acetato de amônio ($\text{CH}_3\text{COONH}_4$) $1,0 \text{ mol L}^{-1}$ com pH 7,0. Uma massa de 10 g de agregado reciclado seco e peneirado em malha de 2 mm, foi transferido para erlenmeyer de 125 mL, adicionando 50 mL da solução de $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ e agitado por 30 minutos em movimento circular-horizontal a 220 rpm. A suspensão foi filtrada em funil de Buchner com papel de filtro Whatman n° 1 e auxílio de vácuo, e o precipitado retido foi lavado com 175 mL da solução de $\text{CH}_3\text{COONH}_4$. Os elementos Ca, Mg, Na e K foram determinados no sobrenadante por FAAS ou FAES.

Para remoção do NH_4^+ não retido nos sítios de adsorção o precipitado foi vagarosamente lavado com 200 mL de etanol e o sobrenadante descartado. Para eluir o NH_4^+ retido nos agregados reciclados, foram utilizados 225 mL de HCl $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ recolhido em balão volumétrico de 250 mL, que teve seu volume ajustado posteriormente com água destilada. A concentração do íon amônio no sobrenadante foi determinada por destilação Kjeldahl e volumetria de neutralização.

3.2.7 Determinação do poder neutralizante

O poder neutralizante (PN) foi realizado devido as inerentes características dos RCD, que possuem $\text{pH} > 7,0$ devido presença de materiais cimentícios constituídos de espécies químicas como carbonatos, óxidos de cálcio e magnésio. Para tal, uma massa de 1,00 g do RCD seco em estufa a 105°C por 16 h, moída e passada em peneira de 0,3 mm, foi transferida para béquer de 250 mL e adicionado 50 mL da solução de HCl $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ padronizada, sendo a mistura coberta com vidro de relógio e fervida suavemente por 5 minutos. Após resfriamento, a mistura foi transferida para balão volumétrico e o volume completado com água destilada para 100 mL. Uma alíquota de 50 mL foi transferida para erlenmeyer, acrescida de duas gotas do indicador fenolftaleína e titulada com solução de hidróxido de sódio padronizado ($0,25 \text{ mol L}^{-1}$).

O PN é representado em porcentagem de carbonato de cálcio, e calculado pela expressão:

$$\text{PN} = \frac{(10(25 \times M_1) - (V_2 \times M_2))}{G},$$

onde: M_1 = concentração em mol L^{-1} da solução de HCl; V_2 = volume (mL) da solução de NaOH gasto na titulação; M_2 = concentração (mol L^{-1}) da solução de NaOH; G = massa inicial da amostra (g).

3.2.8 Granulometria, textura, densidade de partícula, pH e condutividade elétrica

A análise granulométrica foi avaliada pela tamisação em peneiras de 5,0, 2,0, 0,84 e 0,3 mm de malha empilhadas e 100 g de agregados reciclados seco colocados no topo. O conjunto é agitado e após esta etapa as massas de agregados retidas nas peneiras foram pesadas, sendo os valores utilizados para a elaboração de curvas que relacionam a porcentagem de material retido em função do tamanho da malha.

A análise para identificação textural (frações areia, silte e argila) e densidade dos agregados reciclados foram conduzidos conforme orientações das metodologias utilizados no Estado de São Paulo⁹⁰.

As determinações de pH e condutividade elétrica foram conduzidas utilizando extração com água deionizada na razão de 1:5 (substrato:água)⁹¹, utilizando uma massa de 25 g de agregado reciclado (seca em estufa à 105°C , homogeneizado e peneirado à 0,3 mm).

3.2.9 Avaliação físico-hídrica dos resíduos de construção civil

A capacidade de campo dos agregados reciclados foi determinada utilizando-se um sistema de Richards, constituído de uma câmara capaz de suportar altas pressões que é ligada a atmosfera através de uma placa porosa em seu interior. A parte inferior da placa encontra-se a pressão atmosférica, enquanto que a parte superior é submetida gradativamente a pressões superiores.

Amostras foram enformadas com auxílios de discos de PVC, cujos discos resultantes apresentaram dimensões aproximadas de 4,90 cm de diâmetro e 2,90 cm de altura, resultando em um volume de 54,70 cm³. Estes foram pesados, saturados com água e colocadas sobre a placa a placa cerâmica onde, em seguida, são aplicadas pressões que variam de 6 a 1500 kPa, fazendo com que parte da água presente na amostra se mova para a parte inferior da placa e seja drenada. Este processo é repetido para as diferentes pressões de maneira gradativa onde ao final de cada estágio a amostra é retirada e sua massa verificada (para determinação de sua umidade) até que seja estabelecido o equilíbrio, identificado pelo cessar da drenagem de água contida em seus poros para fora da câmara. Nesta condição final, a amostra é seca em estufa a 105 °C para obtenção da massa de amostra seca, momento no qual é estipulada a quantidade de água que é retida e que equivale a capacidade de campo^{92,93}.

Para a utilização como substrato, outras características analisadas consistiram em avaliar a capacidade de aeração e de hidratação dos resíduos de construção civil. Para tal avaliação, a % de ar disponível (I) foi estabelecida pela diferença entre a porosidade total (PT) e a capacidade de campo (CC) das amostras, enquanto que % água disponível (II) pela diferença entre a capacidade de campo e o ponto de murcha permanente (PM). Além destes, a % de volume estático (VE) do material é dada pela diferença $100 - (I + II)$ ⁹⁴.

3.2.10 Análises estatísticas e computacionais

Os diversos resultados químicos e físicos das análises dos agregados reciclados de RCD formam um valioso conjunto de dados cuja interpretação demanda de testes estatísticos que sejam robustos o suficiente para estabelecer as semelhanças e diferenças entre os resultados obtidos e possíveis correlações entre os parâmetros estudados.

Para tal, a utilização conjunta de análises univariadas e multivariadas será importante para caracterizar e descrever os resultados devido à heterogeneidade dos RCD. Esta

variabilidade certamente implicará em distribuições não-normais dos dados e, por isso, dificultar a aplicação de testes paramétricos^{95,96}. Diante do exposto, a análise estatística dos resultados utilizou os testes e estratégias estatísticas propostas EPA (2000)⁹⁷.

Para a análise descritiva (medidas de tendência central e de dispersão), testes de correlação e inferenciais de comparação de médias foi empregado o software Microsoft Excel e seu suplemento de análise de dados.

Para a análise gráfica exploratória (gráficos de *Box-Whiskers*) utilizou-se o software *Statistica* versão 10 (StatSoft). Testes para verificação da normalidade dos dados (teste de *Shapiro-Wilk*) foram realizados utilizando o mesmo software.

Devido à existência de grande quantidade de variáveis nos ensaios propostos, também foram utilizados testes estatísticos multivariados para verificar possíveis relações. Para tal, foi utilizada a análise de componentes principais (PCA), cujo processamento deu-se inicialmente através da padronização dos dados, possibilitando a mesma importância para as variáveis independente da dimensão e unidades. Após esta etapa, a análise de componentes principais é utilizada para reduzir a dimensionalidade original ao transformar o conjunto de variáveis originais, permitindo observar possíveis ordenamentos e agrupamentos das variáveis similares e a investigação da dependência e influência entre as mesmas.

Para avaliação das espécies químicas presentes foi utilizada modelagem baseada no software Visual MINTEQ (versão 3.1).

3.3 Resultados e Discussão

Os resultados forneceram informações importantes para a interpretação e vinculação com as possíveis decorrências da aplicação dos RCD como substrato. Os mesmos foram divididos em duas seções, sendo a primeira relativa às análises realizadas nas amostras coletadas nas três usinas de beneficiamento visitadas, e uma segunda referente aos resultados obtidos do material obtido por meio da amostragem representativa na usina municipal de Piracicaba, fazendo comparações e inferências baseadas na anterior sempre que necessário. Em ambas as seções, os resultados serão demonstrados não da maneira linear como apresentado na seção de materiais e métodos, mas estabelecendo as associações entre parâmetros e valores determinados.

3.3.1 Comparação dos agregados reciclados: análises físicas, químicas e variabilidade

Os agregados reciclados dos três locais de coleta apresentaram-se fisicamente semelhantes (Figura 3.3) apesar do fato das usinas de beneficiamento visitadas receberem RCD provenientes não somente da cidade de origem mas de cidades menores no entorno, assim como montantes diversos oriundos de pequenas e grandes obras. A capacidade de processamento é variável, bem como a rotina de triagem e produção dos agregados. Para exemplificar, a usina municipal de Piracicaba possui capacidade para processar 150 toneladas de RCD por dia, entretanto a demanda da prefeitura não ultrapassa 200 toneladas mensais, implicando em baixa utilização dos equipamentos. Contudo, as usinas privadas processam os materiais diariamente, conforme recebem os RCD, dispondo os agregados reciclados até a retirada para seu aproveitamento.

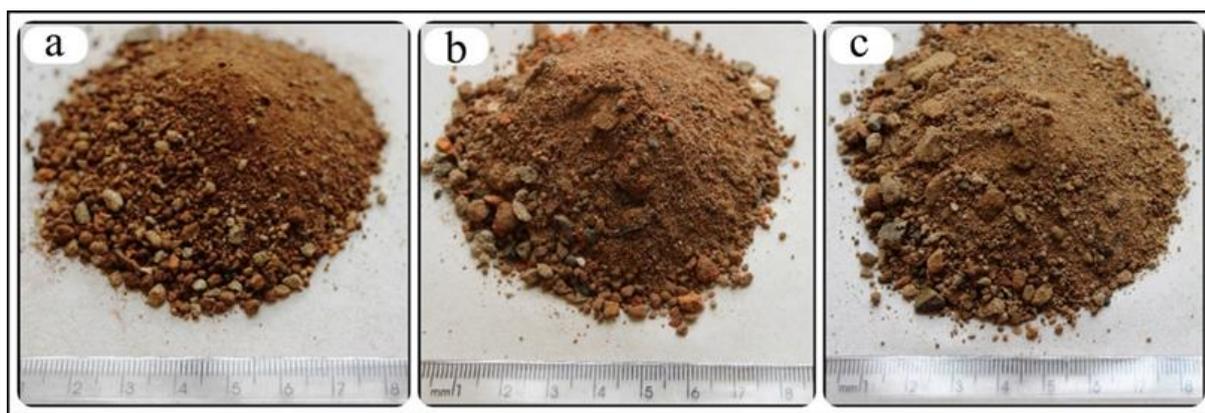


Figura 3.3 – Amostras de agregados reciclados para análise. Locais: (a) empresa municipal em Piracicaba/SP, (b) empresa privada em Piracicaba/SP e (c) empresa privada em Americana/SP. Fonte: O autor

Conforme constatado na Figura 3.3, não há grandes diferenças, ao menos visivelmente, entre as amostras coletadas. Similaridades também foram obtidas nas análises de caracterização mineralógica mesmo com a grande variedade de fases cristalinas e amorfas presentes em função da composição dos RCD (concretos, argamassas e materiais cerâmicos). Nas Figuras 3.4, 3.5 e 3.6 estão os difratogramas obtidos para amostras de Piracicaba e Americana.

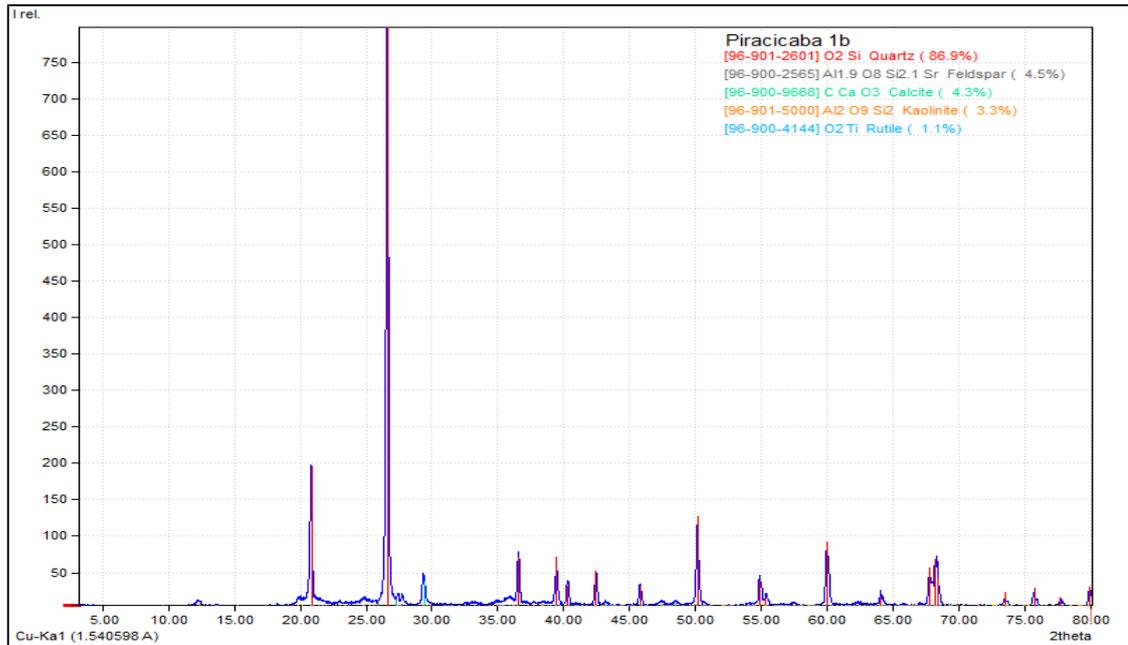


Figura 3.4 – Difratoograma para amostra de RCD proveniente da usina municipal de Piracicaba/SP

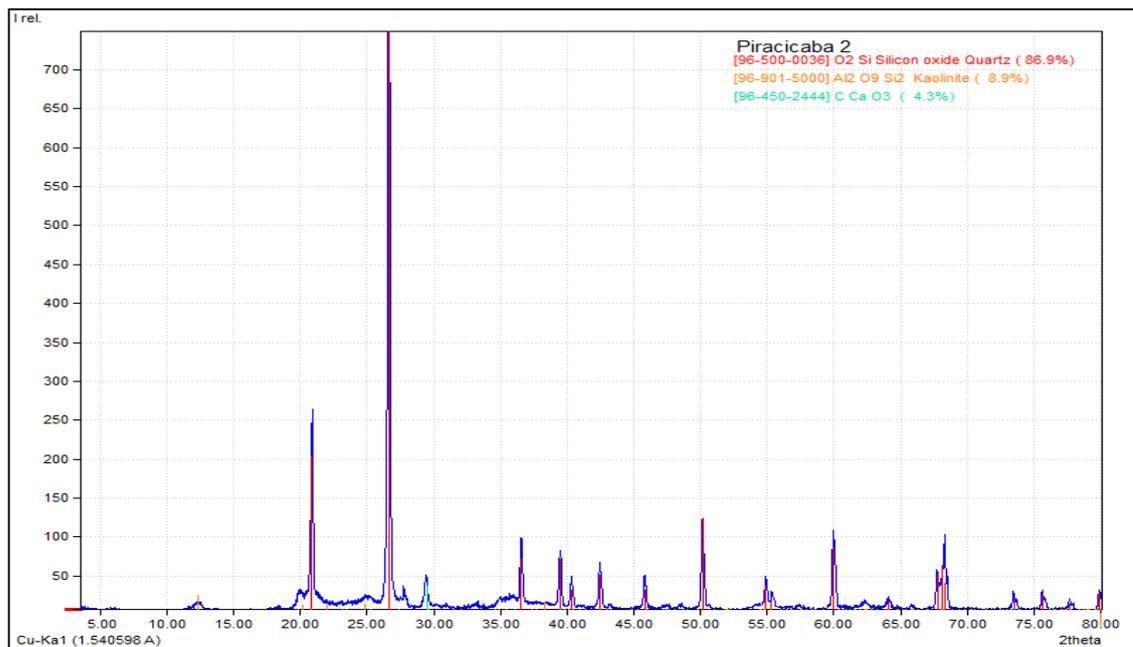


Figura 3.5 – Difratoograma para amostra de RCD proveniente da usina privada de Piracicaba/SP

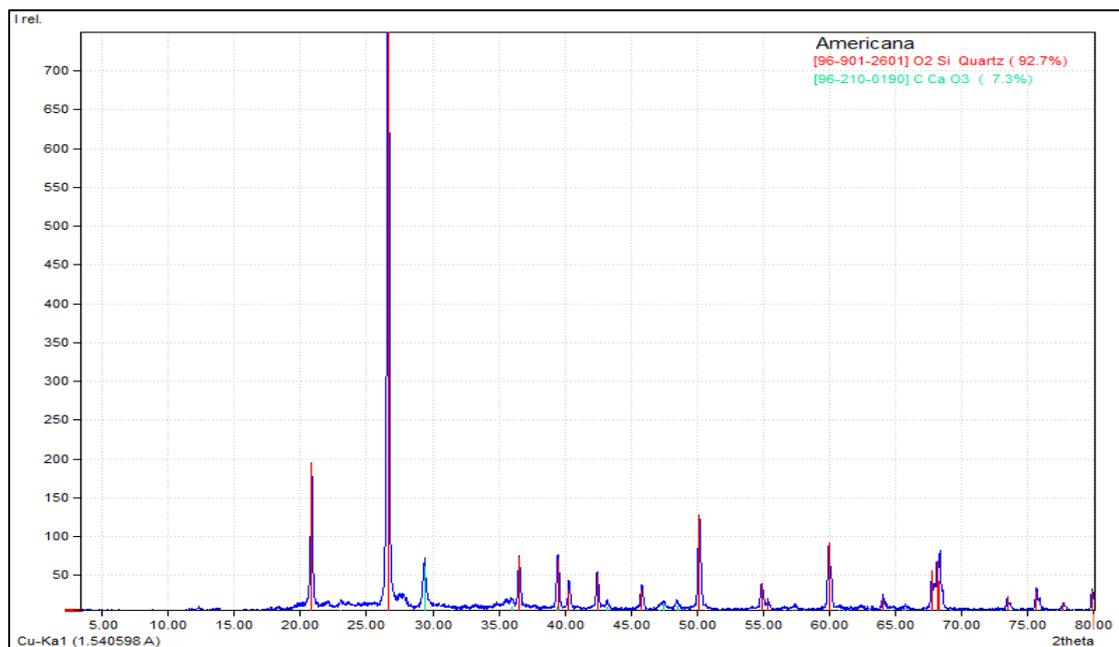


Figura 3.6 – Difratoograma para amostra de RCD proveniente da usina privada de Americana/SP

De acordo com as Figuras 3.4, 3.5 e 3.6, o quartzo é o principal constituinte da fase cristalina com valores acima de 86,0 % em todas as amostras, sendo esta relacionada principalmente a presença de compostos naturais provenientes de rochas e de areia^{37,41}. As porcentagens de caulinita são relacionadas às argilas e materiais cerâmicos^{37,41}, estando presente nos dois locais de coleta de Piracicaba. Feldspatos, que são utilizados com fundentes na produção de cerâmicas⁹⁸ foram determinados somente na amostra proveniente da usina municipal de Piracicaba, indicando que a proporção de materiais cerâmicos entre as amostras é variável, conforme já esperado. A proporção de calcita, respectivamente de 4,3 % e 7,3 % nas amostras de Piracicaba e Americana, pode ser relacionada à presença da cal e aglutinantes cimentícios³⁷. Estes resultados somente atestam a variabilidade composicional dos RCD, porém servem como indicativos para propriedades como, por exemplo, a capacidade de retenção de água e densidade.

Se cristalograficamente as amostras dos locais de coleta são equivalentes nos componentes majoritários, o mesmo não ocorre nas mesmas proporções quanto à distribuição granulométrica (Figura 3.7).

A análise da Figura 3.7 corrobora com a discussão sobre a composição diferenciada das amostras quanto às proporções de materiais cerâmicos e àqueles provenientes de concretos e argamassas. Ulsen et al. (2013)⁸⁶, sobre a produção de areia reciclada de RCD, demonstraram que a composição dos RCD e também as velocidades de processamento afetam a distribuição granulométrica, fato já esperado por tratar-se de amostras de usinas diferentes.

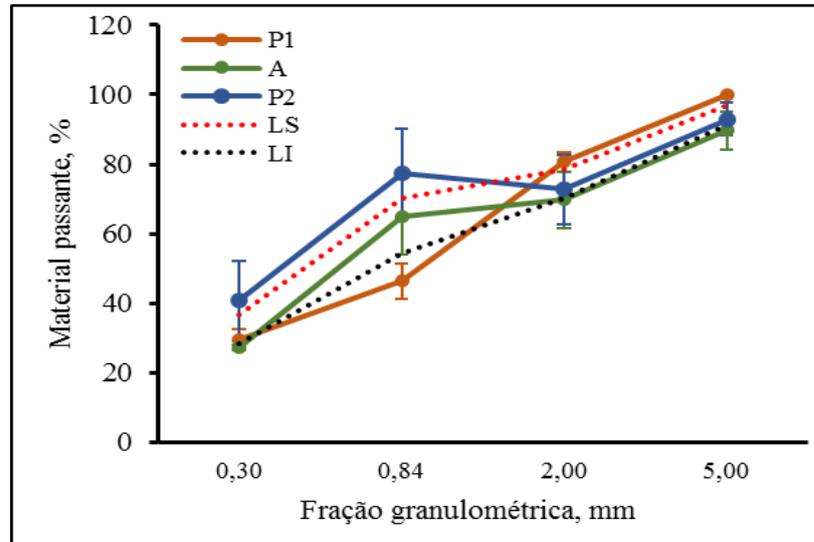


Figura 3.7 – Distribuição de tamanho de partícula nas amostras provenientes da usina municipal (P1) e privada (P2) de Piracicaba e da usina privada (A) de Americana. LS: limite superior de confiança (95,0 %) e LI: limite inferior de confiança (95,0 %)

Na Figura 3.7 também são apresentados os limites de confiança calculados a partir das médias e desvios padrão obtidos nas frações granulométricas, indicando que a variabilidade não é homogênea, notadamente para as frações menores que 2 mm, que podem ser influenciadas, por exemplo, pelas proporções de caulinita, calcita, e feldspatos, uma vez que apresentam durezas na escala de Mohs respectivamente de 2,5, 3 e 6⁹⁹, influenciando na cominuição dos RCD.

Alusivamente à utilização como substrato, a distribuição granulométrica pode indicar, por exemplo, variações de pH das amostras, uma vez que os componentes alcalinos tais como a calcita e o CaO (provenientes de cimentos e argamassas) apresentam menor dureza e podem ser eficientemente triturados e se concentrar nas frações mais finas dos agregados reciclados^{41,86}.

Tão importante quanto estabelecer as proporções granulométricas e características cristalográficas, o conhecimento das concentrações das espécies químicas presentes na totalidade dos agregados reciclados pode, de fato, nortear a utilização como substrato e influenciar no estado nutricional e toxidez às plantas, eventualmente cultivadas, e ao meio ambiente em geral.

Conforme verificado na Figura 3.7, as proporções das frações granulométricas são diferentes inter e intra amostras, tornando procedente, então, inferir que as espécies químicas presentes também estarão dispersas quanto suas concentrações, considerando as amostras coletadas. As Figuras 3.8 a 3.11 colaboram com esta afirmação, indicando os valores

máximos e mínimos para os teores de elementos e outros parâmetros determinados nas amostras coletadas ($n = 25$, realizadas em triplicatas) nos respectivos locais. Os teores dos elementos (nutrientes e potencialmente tóxicos) foram determinados conforme procedimentos descritos na seção anterior (item 3.2.2, p. 44)^{xxv}, e divididos conforme intervalos de concentração para melhor visualização.

O primeiro intervalo (Figura 3.8) corresponde às concentrações entre 1 e 50 mg kg⁻¹, contendo os teores de As, B, Cd, Co, Cr, Mo, Ni e Pb. Neste mesmo grupo figurariam os teores de mercúrio, entretanto os resultados foram menores do que o limite de quantificação.

No segundo intervalo (Figura 3.9) estão os teores máximos e mínimos Ba, Cu, K, Mn, Na, P e Zn, variando entre 50 e 1400 mg kg⁻¹.

Por fim, na Figura 3.10 estão os teores dos elementos mais abundantes nos RCD como o Al, Ca, Fe, Mg e S, com concentrações entre 1 e 50 g kg⁻¹.

Além das concentrações dos elementos acima, também são demonstrados os valores máximos e mínimos de pH (Figura 3.11a) e condutividade (Figura 3.11b).

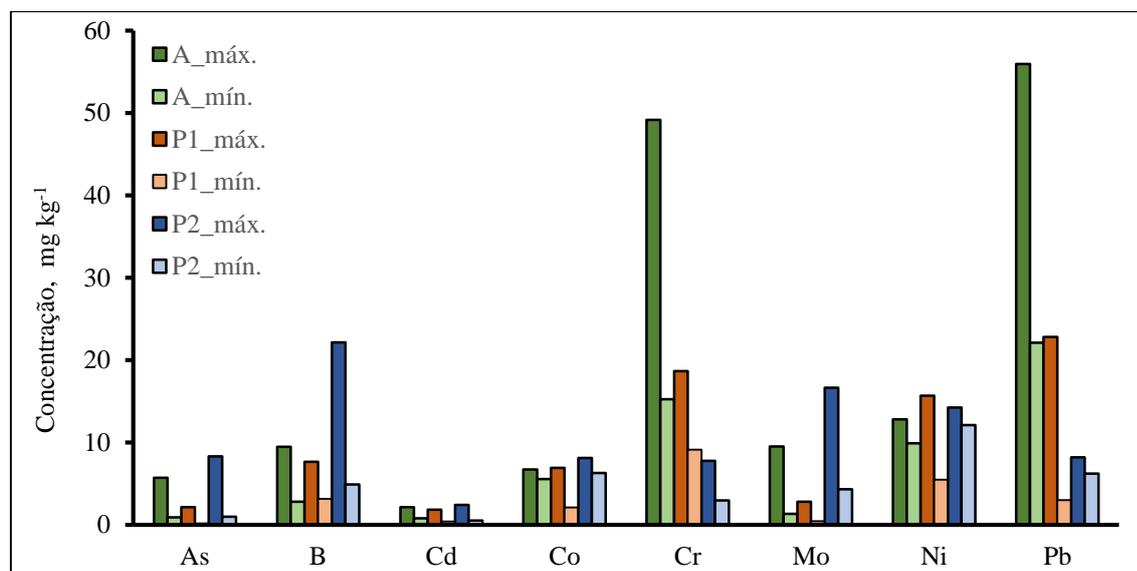


Figura 3.8 – Teores máximos e mínimos de As, B, Cd, Co, Cr, Mo, Ni e Pb nas amostras de agregados reciclados, 1º intervalo de concentração. A_máx./A_mín. = Teor máximo e mínimo do elemento nas amostras de Americana; P1_máx./P1_mín. = Teor máximo e mínimo do elemento nas amostras de Piracicaba (usina municipal); P2_máx./P2_mín. = Teor máximo e mínimo do elemento nas amostras de Piracicaba (usina privada)

^{xxv} Para as análises de mercúrio e arsênio, conforme mencionado anteriormente, foi utilizado um planejamento fatorial para otimização das reações para formação das espécies voláteis. Para o mercúrio foi definida uma concentração de NaBH₄ de 0,5 % (m/v), HCl = 3 M e um tempo de integração de 5 s. Para o arsênio foi definida uma concentração de NaBH₄ de 0,5 % (m/v), HCl = 5 M e um tempo de integração também de 5 s. Os limites de detecção e quantificação determinados foram de 0,4/1,4 e 1,1/4,8 mg kg⁻¹ respectivamente para Hg e As. Também houve menção da utilização de materiais certificados (NIST), sendo que as recuperações obtidas no processo de digestão não diferem ($p > 0,05$) daquelas informadas nos certificados.

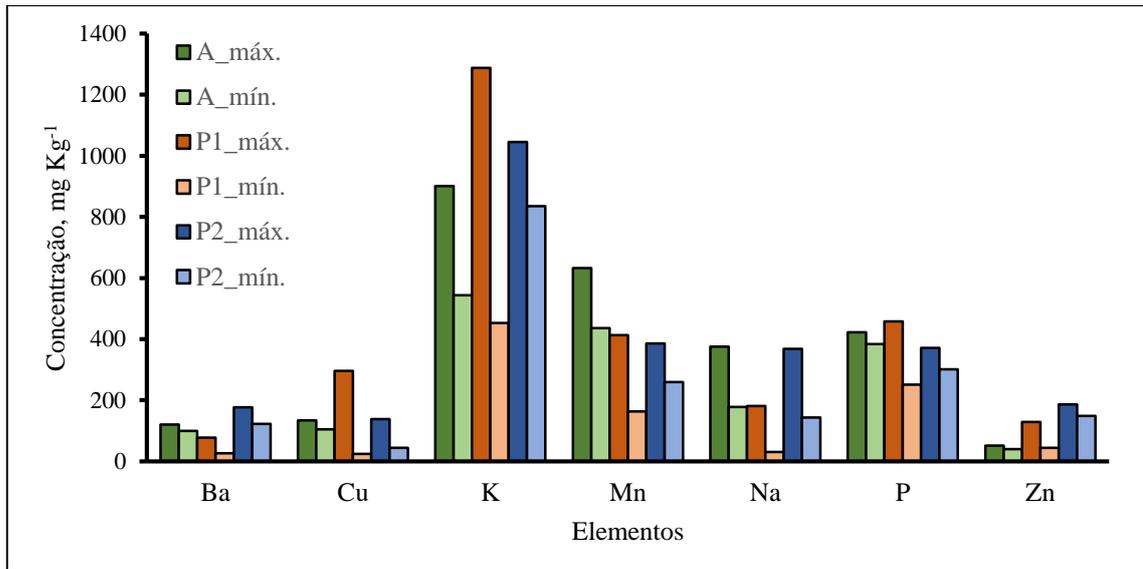


Figura 3.9 – Teores máximos e mínimos de Ba, Cu, K, Mn, Na, P e Zn nas amostras de agregados reciclados, 2º intervalo de concentração. A_máx./A_mín. = Teor máximo e mínimo do elemento nas amostras de Americana; P1_máx./P1_mín. = Teor máximo e mínimo do elemento nas amostras de Piracicaba (usina municipal); P2_máx./P2_mín. = Teor máximo e mínimo do elemento nas amostras de Piracicaba (usina privada)

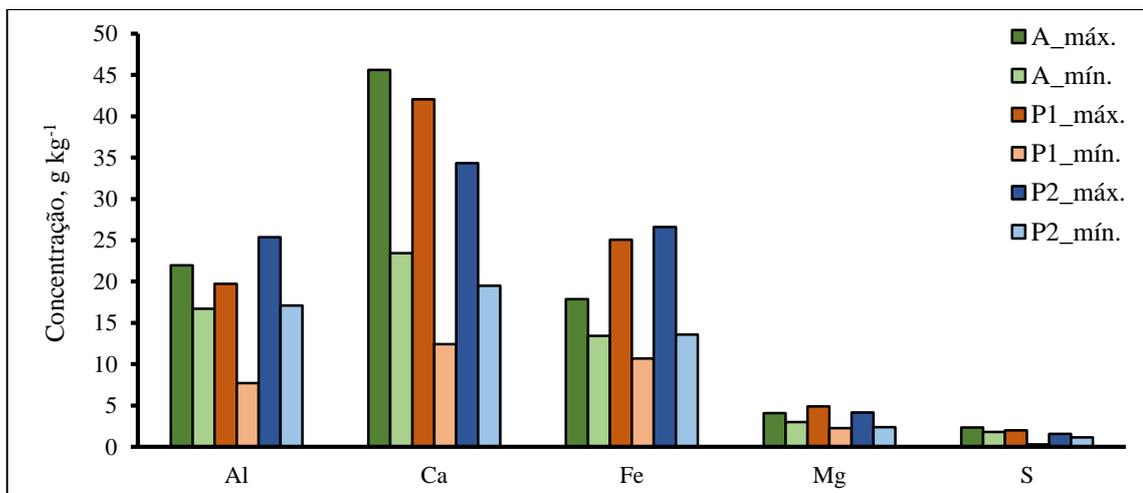


Figura 3.10 – Teores máximos e mínimos de Al, Ca, Fe, Mg e S nas amostras de agregados reciclados, 2º intervalo de concentração. A_máx./A_mín. = Teor máximo e mínimo do elemento nas amostras de Americana; P1_máx./P1_mín. = Teor máximo e mínimo do elemento nas amostras de Piracicaba (usina municipal); P2_máx./P2_mín. = Teor máximo e mínimo do elemento nas amostras de Piracicaba (usina privada)

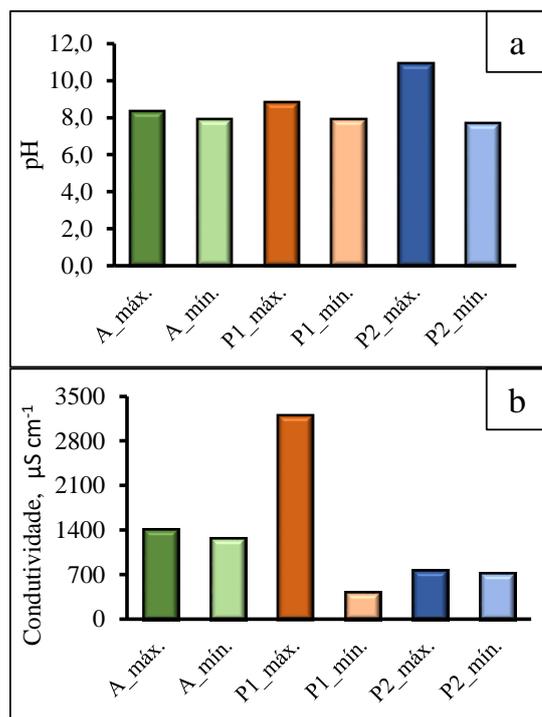


Figura 3.11 – Valores máximos e mínimos determinados nas amostras de agregados reciclados para (a) pH e (b) condutividade. A_máx./A_mín. = Teor máximo e mínimo do elemento nas amostras de Americana; P1_máx./P1_mín. = Teor máximo e mínimo do elemento nas amostras de Piracicaba (usina municipal); P2_máx./P2_mín. = Teor máximo e mínimo do elemento nas amostras de Piracicaba (usina privada)

Nota-se claramente uma grande variabilidade entre os teores e devido a estas flutuações faz-se necessário a utilização de testes estatísticos além dos tradicionais e amplamente utilizados como a média aritmética e desvio-padrão. Na Tabela 3.1 estão sintetizados e apresentados os resultados geradores destas figuras, assim como uma série de parâmetros estatísticos a serem discutidos, considerando a totalidade de resultados.

Tabela 3.1 – Parâmetros estatísticos para os teores de elementos e outras determinações realizadas nos RCD

		Mínimo	Máximo	Média Aritmética	Desvio padrão	Coeficiente de variação (%)	Mediana	Média Geométrica	Distribuição ^{xxvi}	
									Normal	Log-normal
mg kg ⁻¹	Al	7698,00	25380,00	15406,61	4596,14	29,83	14365,00	14770,29	**	*
	As	0,18	8,29	1,90	1,94	102,18	1,40	1,36	**	**
	B	2,79	22,13	7,06	5,18	73,32	5,49	5,82	**	*
	Ba	26,85	176,44	81,18	39,25	48,35	71,15	72,76	**	*
	Ca	12445,00	45605,00	25058,45	9458,78	37,75	23452,00	23419,50	*	*
	Cd	0,40	2,40	0,98	0,51	51,92	0,87	0,88	**	*
	Co	2,12	8,10	4,55	1,68	36,96	4,16	4,24	*	*
	Cr	2,95	49,15	14,22	8,17	57,45	12,75	12,64	**	**
	Cu	24,80	296,50	91,38	56,31	61,62	88,90	76,22	**	*
	Fe	10680,00	26605,00	17072,94	4143,33	24,27	17170,00	16585,66	*	*
	K	453,00	1288,00	751,09	217,54	28,96	725,00	722,31	*	*
	Mg	2265,50	4906,00	3504,48	656,97	18,75	3533,00	3444,05	*	*
	Mn	163,40	632,00	312,47	122,38	39,16	304,20	291,33	*	*
	Mo	0,43	16,65	2,34	3,60	153,96	0,99	1,23	**	**
	Na	30,85	375,20	132,85	90,21	67,90	116,00	106,55	**	*
	Ni	5,48	15,65	10,10	2,79	27,67	9,90	9,72	*	*
	P	250,85	458,20	371,13	55,02	14,82	371,50	367,01	*	*
Pb	3,00	55,95	15,18	10,74	70,77	11,77	12,49	**	*	
S	282,65	2338,50	1293,60	704,28	54,44	1393,00	1056,47	*	*	
Zn	40,30	185,80	78,10	38,22	48,94	64,25	71,16	**	*	
Cl⁻	192,75	4630,62	1488,60	1378,95	92,63	1133,57	1048,09	**	*	
μS.cm⁻¹	Cond.	412,00	3200,00	1348,00	966,06	71,67	1277,00	1084,74	**	*
pH		7,70	10,90	8,42	0,81	9,57	8,20	8,38	**	**

* = p > 0,05 e ** = p < 0,05

^{xxvi} Para os testes utilizou-se um $\alpha = 0,05$.Para a distribuição normal: H₀: os resultados seguem uma distribuição normal e H_a: os resultados não seguem uma distribuição normal.Para a distribuição log-normal: H₀: os resultados seguem uma distribuição log-normal e H_a: os resultados não seguem uma distribuição log-normal.

Na Tabela 3.1 é importante notar inicialmente que a análise descritiva apresenta diversos parâmetros que devem ser considerados integralmente para uma análise que indique com maior rigor as características dos RCD. Inicialmente, é necessário mencionar que a amplitude (diferença entre os máximos e mínimos) dos valores é bastante elevada. Tamanha abrangência de valores reflete nos coeficientes de variação cujas porcentagens expressam valores entre 9,57 % e 153 %, indicando uma distribuição desigual de valores e que a utilização da média aritmética como medida de tendência pode não ser adequada^{97,100,101}.

Dentre os parâmetros sintetizados na Tabela 3.1 há também os valores de mediana e média geométrica que no geral são menores que a média aritmética e bastante próximas entre si devido ao fato de que estas medidas são menos suscetíveis a valores extremos^{101,102}.

Além das medidas de tendência central, outros resultados importantes na Tabela 3.1 são testes de distribuição, pois se existem diferenças entre os valores de medida central, certamente estas serão confirmadas e podem colaborar para o entendimento e direcionamento de outras comparações.

Os resultados para Ca, Co, Fe, K, Mg, Mn, Ni, P, e S apresentam distribuição normal, indicando que estes elementos são ubíquos e em um intervalo de concentrações com maior previsibilidade nos componentes dos RCD. Já os resultados para Al, As, Ba, B, Cd, Cr, Cu, Mo, Na, Pb, Cl⁻, pH e condutividade não apresentam distribuição normal, sugerindo que estes parâmetros são particularmente dependentes das fontes de RCD e composição final dos agregados reciclados sendo que dentre estes o Al, B, Ba, Cu, Na, Pb, Cl⁻ e a condutividade apresentam distribuição log-normal, implicando que a distribuição de concentrações não é simétrica, mas deslocada na direção dos resultados com maior frequência e, por isso, indicando que a utilização da média aritmética deverá ser utilizada com ressalvas, priorizando a utilização da média geométrica^{xxvii}. Os resultados para As, Cr, Mo e também de pH não apresentaram distribuição log-normal indicando a necessidade de mais testes, todavia não descarta-se a informação de que suas concentrações são ainda mais dependentes dos materiais que compõem ou da forma como são processados os RCD.

Graficamente, a condição de simetria ou assimetria de distribuição dos resultados pode ser verificada nas Figuras 3.12 a 3.14 com gráficos de *Box-Whiskers* (gráfico de caixa) gerados a partir dos resultados obtidos e demonstrando a distribuição dos mesmos em relação

^{xxvii} A média geométrica relaciona-se diretamente com a distribuição log-normal porque representa o anti-logaritmo da média dos resultados originais após a transformação logarítmica para o teste de distribuição¹⁰⁰.

a mediana e aos 1º e 3º quartil. Também podem ser verificados os valores extremos (máximos e mínimos) que tendenciam a média aritmética.

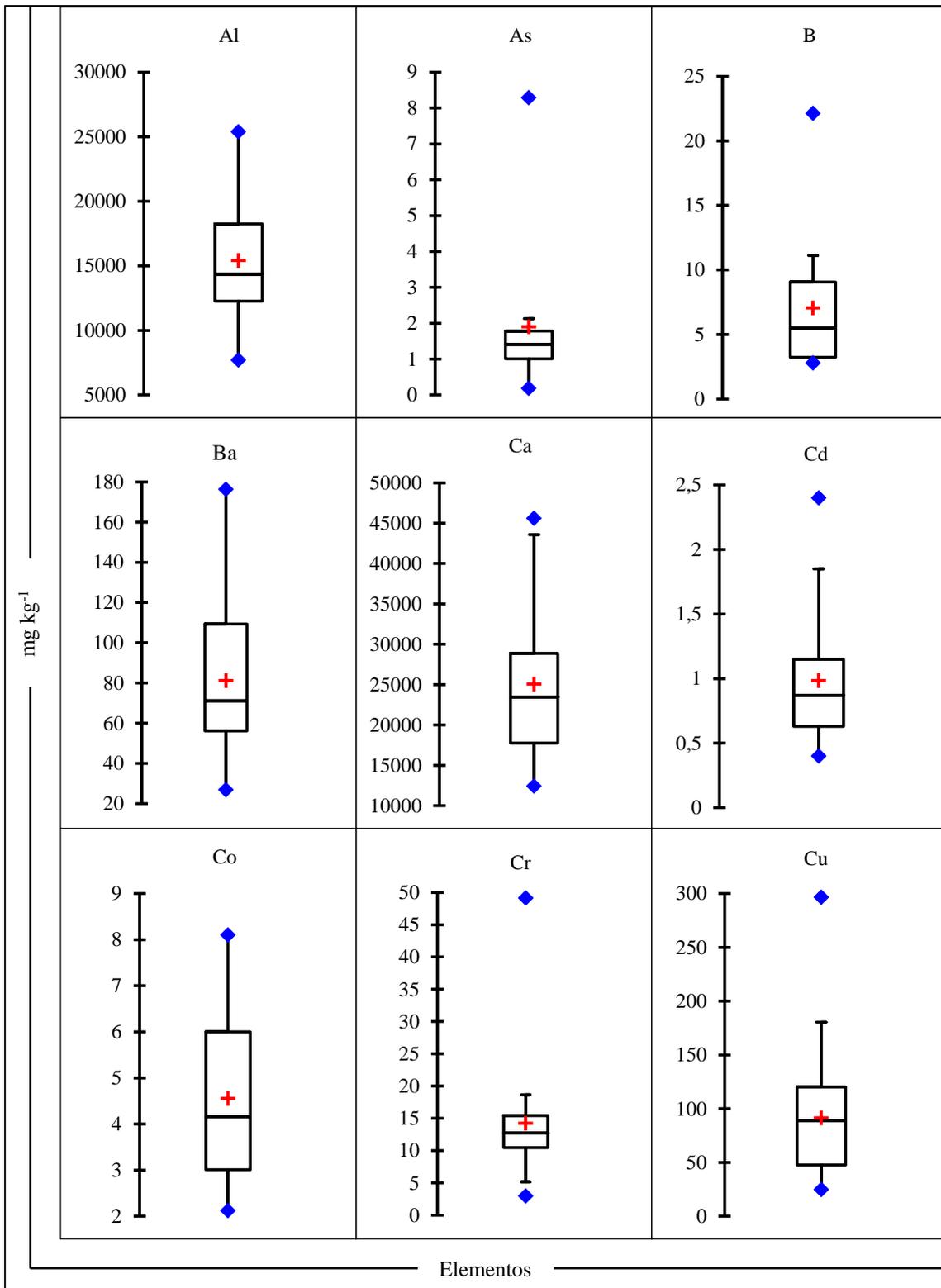


Figura 3.12 – Gráficos *Box-Whiskers* dos teores de Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, e Cu nos RCD
 ⊥ = 1º quartil; ⊤ = 3º quartil; — = mediana; + = média; ♦ = mínimos e máximos

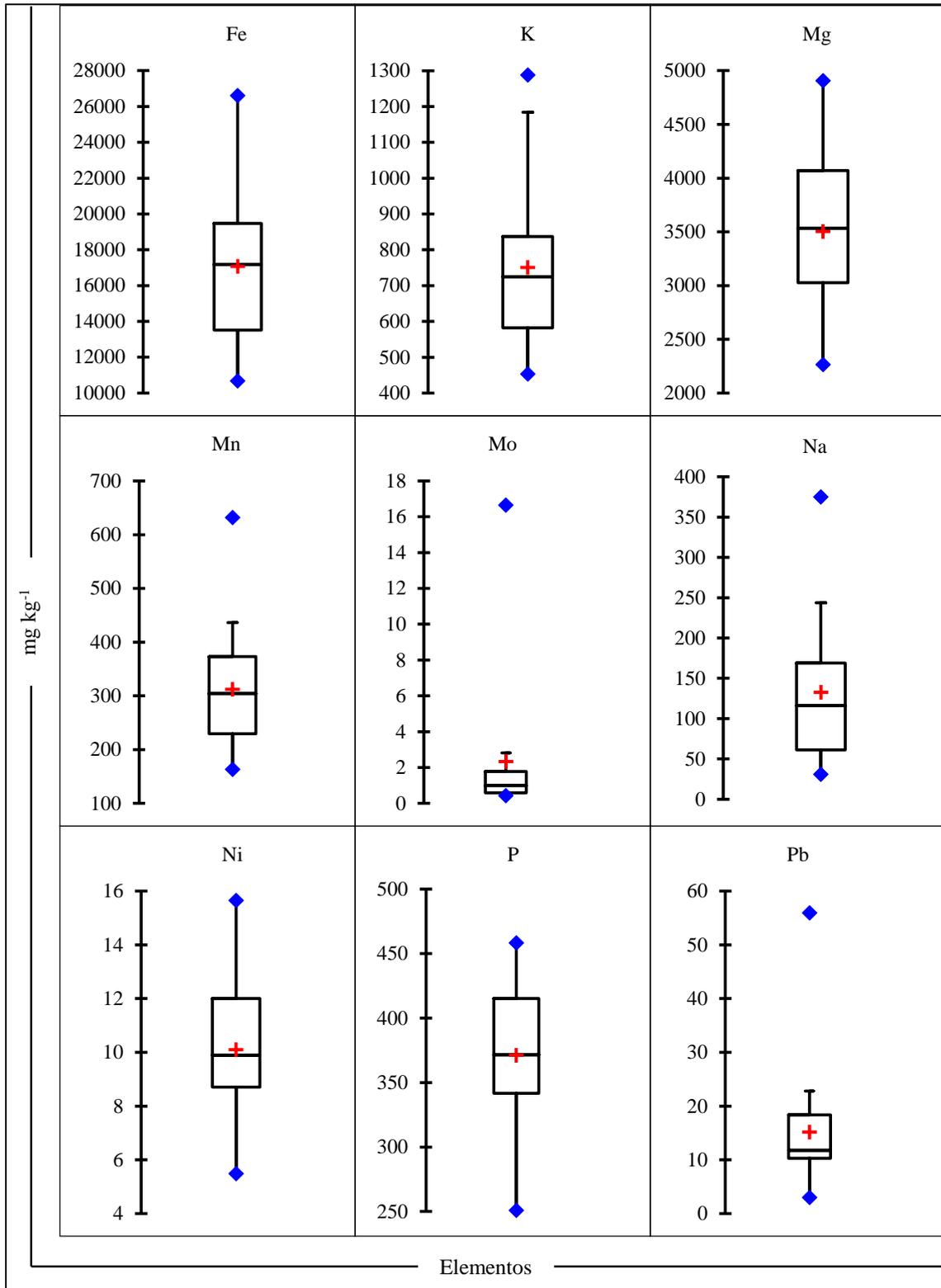


Figura 3.13 – Gráficos *Box-Whiskers* dos teores de Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P e Pb nos RCD
 ⊥ = 1º quartil; ⊤ = 3º quartil; — = mediana; + = média; ♦ = mínimos e máximos

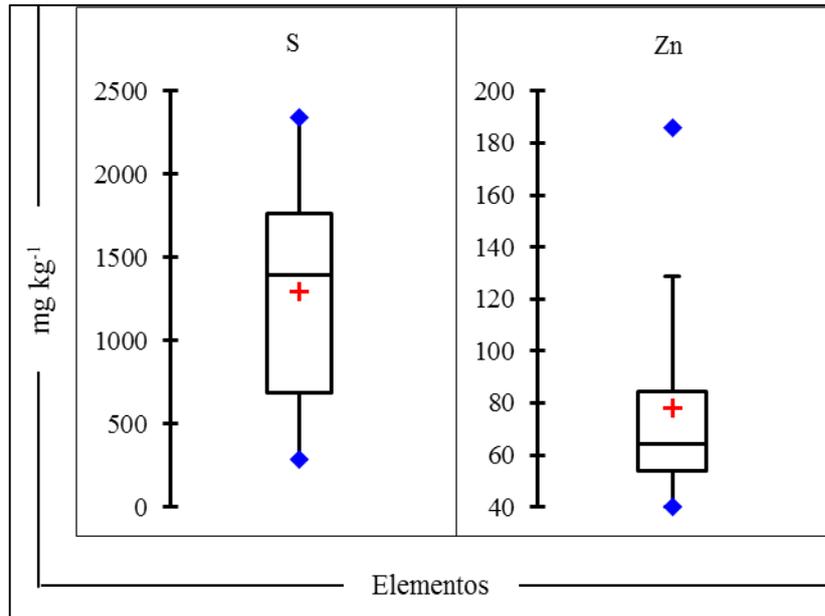


Figura 3.14 – Gráficos *Box-Whiskers* dos teores de S e Zn nos RCD
 ⊥ = 1º quartil; ⊤ = 3º quartil; — = mediana; + = média; ♦ = mínimos e máximos

Nas Figuras 3.12, 3.13 e 3.14 verifica-se a presença de valores máximos ou mínimos que estão acima ou abaixo dos quartis estabelecidos, sobretudo para os elementos que não apresentaram distribuição normal. Estes valores certamente seriam considerados *outliers* se o conjunto de resultados fosse submetido a algum teste específico para esta verificação, entretanto a identificação e retirada dessas observações destoantes poderia induzir conclusões errôneas, pois não mais expressariam a condição heterogênea dos agregados reciclados, optando-se então por mantê-las no conjunto de dados para, por exemplo, possibilitar a comparação com indicadores de qualidade.

Não há instrumento regulatório específico que estabeleça as concentrações máximas permitidas para a utilização de RCD^{xxviii}, todavia, relativo a utilização dos agregados reciclados como substrato, procurou-se comparar os resultados obtidos com os valores listados na IN n° 27 do MAPA¹⁰³ que estabelece limites de contaminantes admitidos em substratos, com àqueles constantes na resolução CONAMA n° 375 para utilização agrícola de lodo de esgoto¹⁰⁴ (um resíduo) e também fazendo um paralelo com os valores orientadores de qualidade de solos e água da CETESB¹⁰⁵. Na Tabela 3.2 estão sintetizados os elementos e as suas concentrações limite para os instrumentos regulatórios citados assim como a comparação com os resultados obtidos.

^{xxviii} Tratando-se das classes A e B segundo a resolução CONAMA n° 307, pois para a classe D (perigosos) são expressas concentrações, baseadas no ensaio de lixiviação, que os caracterizam como tal.

Tabela 3.2 – Comparação dos resultados obtidos com legislações correlatas

	Concentrações (mg kg ⁻¹)					
	Valores determinados		IN n° 27	Resolução n° 375	CETESB	
	Mínimo	Máximo			VP	Via
As	0,18	8,29	20,00	41,00	15,00	35,00
Ba	26,85	176,44	---	1300,00	120,00*	500,00
Cd	0,40	2,40	8,00	39,00	1,30*	3,60
Co	2,12	8,10	---	---	25,00	35,00
Cr	2,95	49,15	---	1000,00	75,00	150,00
Cu	24,80	296,50	---	1500,00	60,00*	760,00
Mo	0,43	16,65	---	50,00	5,00	11,00*
Ni	5,48	15,65	175,00	420,00	30,00	190,00
Pb	3,00	55,95	300,00	1500,00	72,00	150,00
Zn	40,30	185,80	---	---	86,00*	1900,00

VP: valor de prevenção; Via: valor de intervenção agrícola

* ao menos um dos resultados superou o limite

A análise da Tabela 3.2 indica que as concentrações determinadas nos agregados reciclados não são impeditivas para sua utilização como substrato. Apenas para Ba, Cd, Cu e Zn houveram concentrações além do estabelecido como limítrofe para prevenção nos valores orientadores da CETESB, entretanto somente para o Mo houve resultado além do estabelecido para intervenção, porém sua média aritmética (2,34 mg kg⁻¹) e a média geométrica (1,33 mg kg⁻¹) encontram-se abaixo dos limites comparativos.

Paralelamente a comparação com valores normativos, é importante também estabelecer como os resultados se correlacionam entre si, e também como se comportariam no ambiente.

Na Tabela 3.3 são apresentados os coeficientes de correlação de *Spearman*^{xxix} das associações entre os teores e demais parâmetros avaliados. Para a grande maioria das correlações dadas como significativas não foi possível atribuir causalidade, principalmente para àquelas que envolvem metais do 1º intervalo de concentrações (concentrações entre 1 e 50 mg kg⁻¹, contendo As, B, Cd, Co, Cr, Mo, Ni e Pb). A maioria destes metais apresentaram concentrações com distribuições não normais, supondo-se então que as distribuições assimétricas destes podem se sobrepor devido aos valores destoantes.

^{xxix} Utilizou-se a correlação de *Spearman* pois esta é indicada quando há a presença de valores não paramétricos, ou seja, que não seguem uma distribuição normal¹⁰¹.

Tabela 3.3 - Matrix de correlação de *Spearman* para os teores de elementos nos agregados reciclados

	Al	As	B	Ba	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	P	Pb	S	Zn	Cl ⁻	pH	Cond.	
Al	----																							
As	0,46*	----																						
B	0,46	0,56*	----																					
Ba	0,71*	0,26	0,64*	----																				
Ca	0,30	0,25	0,12	0,43*	----																			
Cd	0,33	0,24	0,10	0,41*	0,59*	----																		
Co	0,56*	0,54*	0,37	0,67*	0,83*	0,76*	----																	
Cr	-0,03	-0,40*	-0,49	0,25	0,23	0,07	0,08	----																
Cu	0,12	0,09	0,10	0,36*	0,28	0,30	0,27	0,37	----															
Fe	0,28	0,06	0,62*	0,49*	0,33	0,43*	0,53*	0,07	0,07	----														
K	0,25	0,39*	0,67*	0,04	0,30	0,42*	0,36	-0,39*	-0,04	0,10	----													
Mg	0,08	-0,13	0,29	0,30	0,43*	0,26	0,36	0,41*	0,31	0,54*	-0,10	----												
Mn	0,46*	0,20	0,18	0,76*	0,69*	0,64*	0,77*	0,44*	0,22	0,56*	0,04	0,50*	----											
Mo	0,52*	0,51*	0,61	0,57*	0,75*	0,89*	0,87*	-0,04	0,30	0,44*	0,51*	0,27	0,67*	----										
Na	0,61*	0,16	0,09	0,67*	0,51*	0,60*	0,61*	0,26	0,13	0,37	-0,10	0,39*	0,60*	0,56*	----									
Ni	0,46*	0,40*	0,42	0,45*	0,61*	0,85*	0,80*	0,04	0,25	0,62*	0,38*	0,33	0,58*	0,83*	0,48*	----								
P	0,28	0,03	0,04	0,25	0,21	-0,16	0,15	0,38*	0,08	0,09	-0,21	0,30	0,41*	-0,03	0,02	-0,08	----							
Pb	0,07	-0,20	-0,65*	0,15	-0,06	-0,14	-0,25	0,61*	0,07	-0,22	-0,39*	0,11	0,14	-0,29	0,13	-0,34	0,46*	----						
S	0,56	0,39	-0,03	0,49	0,82*	0,56*	0,65*	0,41	0,09	0,03	0,13	0,27	0,86*	0,68*	0,64*	0,27	0,76*	0,37	----					
Zn	0,03	-0,06	0,45	0,25	0,27	0,29	0,36	-0,34	-0,01	0,54*	0,42*	0,28	0,08	0,26	0,11	0,36	-0,17	-0,51*	-0,12	----				
Cl ⁻	0,24	0,17	0,00	-0,46	-0,02	0,21	-0,14	0,08	-0,53	-0,17	0,50	-0,10	-0,14	0,18	0,35	0,16	-0,38	-0,11	1,00*	0,30	----			
pH	-0,31	-0,33	-0,01	-0,08	-0,09	-0,54	-0,45	-0,09	0,41	-0,03	-0,16	-0,11	-0,34	-0,39	-0,65*	-0,45	0,15	0,06	-0,31	0,00	-0,81*	----		
Cond.	-0,17	0,02	-0,36	-0,45	-0,05	0,23	-0,05	0,09	-0,39	-0,49	0,43	-0,39	-0,08	0,04	0,16	0,05	-0,62*	-0,10	0,04	-0,19	0,90*	-0,67*	----	

* correlações significativas para $\alpha = 0,05$

Entretanto, há correlações que podem ser associadas à determinada causa como, por exemplo, a correlação positiva (0,82) para Ca e S, certamente devido a presença de gesso nos agregados reciclados, assim como é alta e positiva a correlação (0,90) entre a condutividade e os íons Cl^- . As correlações negativas entre pH com Na, Cl^- e condutividade (-0,65, -0,90 e -0,67, respectivamente) podem ser associadas a diminuição da atividade dos íons H_3O^+ em função do aumento da força iônica do meio devido à elevação da concentração destes íons e consequentemente da condutividade.

É necessário salientar que tanto o Na quanto o Cl estão majoritariamente na forma iônica em solução independentemente do pH como demonstrado na Tabela 3.4 que também indica as espécies químicas (e respectivas proporções) dos elementos determinados em função do pH, utilizando modelagem realizada com o software Visual Minteq. Para tal, as concentrações obtidas foram adicionadas no software e realizada simulações em três valores de pH.

Tabela 3.4 – Especiação química em função do pH para elementos determinados nos agregados reciclados

	Espécie química	Proporção (%)				Espécie química	Proporção (%)			
		pH 5,5	pH 7,0	pH 8,5			pH 5,5	pH 7,0	pH 8,5	
Al	$\text{Al}(\text{OH})_{3(\text{aq})}$	---	14,28	---	Mg	Mg^{+2}	98,79	97,80	97,45	
	$\text{Al}(\text{OH})_4^-$	---	80,87	99,44		Mn	Mn^{+3}	100,00	100,00	100,00
	$\text{Al}_3(\text{OH})_4^{+5}$	77,32	---	---			Mo	MoO_4^{-2}	50,19	43,63
As	HAsO_4^{-2}	5,27	60,86	97,91	$\text{MgMoO}_{4(\text{aq})}$			19,48	22,68	22,65
	H_2AsO_4^-	94,68	39,14	---		$\text{CaMoO}_{4(\text{aq})}$		28,68	33,64	33,47
B	H_3BO_3	99,96	99,13	79,01	Na	Na^{+1}	99,92	99,92	99,92	
Ba	Ba^{+2}	99,20	98,71	98,64	Ni	Ni^{+2}	98,73	97,38	94,19	
Ca	Ca^{+2}	98,53	97,53	96,84		P	HPO_4^{-2}	---	20,54	30,95
Cd	Cd^{+2}	96,80	92,18	89,13			H_2PO_4^-	---	21,52	---
Cl	Cl^{-1}	98,91	98,76	98,77	$\text{CaH}_2\text{PO}_4^+$		---	19,78	---	
Co	CoOH^{+2}	99,98	100,00	100,00	AlHPO_4^+		13,64	23,84	---	
	$\text{Cr}(\text{OH})_2^{+1}$	8,59	19,41	---	$\text{Al}_2\text{PO}_4^{+3}$		85,28	---	---	
Cr	CrOH^{+2}	87,03	---	---	$\text{CaHPO}_{4(\text{aq})}$		---	---	29,48	
	$\text{Cr}(\text{OH})_3(\text{aq})$	---	75,04	99,06	CaPO_4^-	---	---	28,50		
Cu	Cu^{+2}	97,99	71,62	---	Pb	Pb^{+2}	96,16	81,49	14,75	
	CuOH^+	---	15,56	31,48		PbOH^+	---	13,56	77,51	
	$\text{Cu}(\text{OH})_{2(\text{aq})}$	---	---	15,90	S	SO_4^{-2}	62,04	64,01	64,31	
	$\text{Cu}_2(\text{OH})_2^{+2}$	---	---	11,84		AlSO_4^+	12,20	---	---	
$\text{Cu}_3(\text{OH})_4^{+2}$	---	---	35,06	$\text{MgSO}_{4(\text{aq})}$		---	5,60	5,59		
Fe	FeOH^{+2}	---	---	43,94	$\text{CaSO}_{4(\text{aq})}$	21,42	30,18	29,99		
	$\text{Fe}(\text{OH})_2^+$	97,00	99,26	6,80	Zn	Zn^{+2}	98,57	95,66	49,62	
	$\text{Fe}(\text{OH})_4^-$	---	---	49,27						
K	K^{+1}	99,90	99,87	99,87						

Como constatado na Tabela 3.4, estão em proporções acima de 98,0 % as espécies Na^+ e Cl^- independentemente do pH. Importante também mencionar que de modo geral a atividade da maioria dos metais (Al, Co, Cr, Cu, Fe e Pb) tende a diminuir com a elevação do pH

devido as reações de hidrólise que ocorrem¹⁰⁶ e dessas decorrem as espécies do tipo $M(OH)_x^y$, onde M é o metal, x é um índice estequiométrico e y representa a carga da espécie, sendo que x e y são dependentes do número de coordenação do metal M e do pH do meio.

Para Ca, Ba, K, Mg, Mn, Ni e Zn as espécies químicas são predominantemente as iônicas sendo assim altamente disponíveis nos agregados reciclados. P e S prevalecem como ânions PO_4^{2-} e SO_4^{2-} associados a outros elementos, especialmente aqueles com maior concentração como Al e Ca.

Estas informações são importantes pois são relacionadas a disponibilidade ou toxicidade destes elementos as plantas, como exemplo o alumínio que é tóxico tem sua atividade diminuída por práticas de elevação do pH do solo como a calagem¹⁰⁷, entretanto a mesma elevação do pH pode levar a deficiências de nutrientes, fato que poderá ser constatado na análise de fertilidade, por exemplo.

3.3.2 Características físicas e químicas de fertilidade dos RCD

Os resultados aqui demonstrados serão alusivos a amostra representativa coletada na usina de beneficiamento municipal de Piracicaba/SP.

Quanto à caracterização física, os agregados reciclados apresentaram densidade média de $1,26 \pm 0,05 \text{ g cm}^{-3}$, e densidade de partícula de $2,64 \pm 0,07 \text{ g cm}^{-3}$, valores similares e condizentes ao reportado na literatura⁷⁴.

A análise granulométrica apresentou valores de 75 % de areia, 2,5 % de silte e 22,5 % de argilas, sendo condizente com a porosidade total determinada de $52,72 \pm 0,124 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ e aos valores de distribuição granulométrica apresentados na Figura 3.7. Por conseguinte destas características, poder-se-ia classificar os agregados reciclados analogamente a amostras de solos com textura média, que são caracterizados pelo equilíbrio entre as frações constituintes, apresentando boa drenagem e capacidade de aeração, características desejáveis para utilização como substrato.

A capacidade de campo determinada é baixa ($15,62 \pm 1,39 \text{ % v/m}$), e diretamente relacionada ao ponto de murcha permanente (PM), também baixo ($5,68 \pm 1,64 \text{ % v/m}$), sendo este obtido através de um modelo de regressão múltipla ($r = 0,935$), pela equação $PM = 83,25 + 0,711(CC) - 33,32 (DP)$, obtida pelo processamento de dados da literatura⁹⁴, onde CC = capacidade de campo e DP = densidade de partícula.

Através dos valores determinados e preditos, foi possível estabelecer a porcentagem de água e ar disponíveis, assim como o volume estático, com resultados de 8,92 %, 38,14 % e 52,94 % respectivamente. Apesar da baixa quantidade de água disponível (contornada pelo manejo de irrigação), estas características sugerem condições adequadas para o desenvolvimento radicular das plantas.

Quanto às análises de fertilidade, a Tabela 3.5 sintetiza os resultados dos agregados reciclados submetidos a análises químicas usualmente empregadas para avaliação da fertilidade de amostras de solo.

Tabela 3.5 - Análise química de fertilidade para os agregados reciclados

Parâmetro		Parâmetro	
pH(H ₂ O)	8,4	Alumínio (mmol _c dm ⁻³)	0,0
pH (CaCl ₂ 0,01 mol L ⁻¹)	7,9	Boro (mg dm ⁻³)	0,3
Matéria orgânica (g dm ⁻³)	23,0	Cobre (mg dm ⁻³)	2,8
Fósforo (mg dm ⁻³)	49,0	Ferro (mg dm ⁻³)	12,0
Enxofre – SO ₄ ²⁻ (mg dm ⁻³)	222,0	Manganês (mg dm ⁻³)	4,1
Sódio (mmol _c dm ⁻³)	4,0	Zinco (mg dm ⁻³)	9,7
Potássio (mmol _c dm ⁻³)	5,1	Poder de neutralização (%)	7,1
Cálcio (mmol _c dm ⁻³)	526,0	CTCe (mmol _c dm ⁻³)	600,0
Magnésio (mmol _c dm ⁻³)	65,0	CTCt (mmol _c dm ⁻³)	51,2

CTCe: capacidade de troca catiônica pela soma de bases

CTCt: capacidade de troca catiônica pelo método de troca iônica por íons amônio

O pH > 7,0 dos agregados reciclados evidencia a presença de carbonatos, cal hidratada e silicatos de cálcio relacionados a presença de aglomerantes (cimentos e argamassas), representando grande parte das bases nos agregados reciclados, que além de elevar o pH, atuarão como alcalinizantes por algum tempo em função do poder neutralizante determinado de forma similar a aplicação de calcário, condição que é constatada pelo valor de PN cujo valor médio (7,1) foi obtido de resultados que variaram de 2,8 a 10,5 %_{ECaCO₃}, indicando que além de elevar o pH da solução estes atuarão como alcalinizantes por algum tempo, até que toda base seja consumida, de forma similar a aplicação de calcário em solos.

Conforme já mencionado⁷⁸, a faixa de pH entre 5,5 e 7,0 consiste como melhor condição para a maioria das plantas e para corrigir os agregados reciclados para esta faixa de pH seria necessário a adição de um acidificante (como sais de amônio, enxofre elementar ou outros resíduos como vinhaça), todavia, para neutralizar totalmente as bases contidas nos agregados reciclados seria necessário 1,4 mol de H⁺ por kg de agregado reciclado, tornando pouco viável esta estratégia.

Quanto aos demais parâmetros, observa-se que os valores de cálcio, magnésio, enxofre, cobre, ferro e zinco, possuem concentrações superiores aos recomendados por Raij et al. (1996)¹⁰⁸ e coerentes com os teores determinados.

Os elevados teores de Ca e Mg são explicados pela presença dos aglomerantes e compostos de cimento como gesso e calcário. O S provavelmente seja derivado do gesso presente na composição do cimento¹⁰⁹ e também incorporado a outros materiais e não segregado antes do beneficiamento. Não é possível determinar a origem do Cu, Fe e Zi, entretanto na produção cimentos frequentemente são utilizados escórias de siderurgia que possivelmente tem presente estes metais¹¹⁰⁻¹¹². No caso do Fe, também pode atribuir-se a grande concentração aos óxidos do metal em materiais cerâmicos e tijolos.

Os teores de P e K e encontram-se em concentrações classificadas como altas e tanto B como Mn são classificados com valores médios¹⁰⁸. Em consequência do pH, as concentrações de Al são baixas, predominando espécies pouco solúveis como hidróxidos, conforme discussão realizado sobre a Tabela 3.4.

O teor total de N, determinado pelo método Kjeldahl, foi de 0,27 g kg⁻¹ ou 0,03 % (m/m), valor este considerado baixo e diretamente correlacionado à concentração de matéria orgânica dos agregados reciclados que também é baixa.

A determinação da capacidade de troca de cátions determinada método de troca iônica por íons amônio (CTCt) representa cerca de 8,5 % do valor determinado pela soma de bases (CTCe), indicando que o teor de bases extraídas não necessariamente estão ligados ao complexo de troca.

Avaliando de modo geral, os agregados reciclados finos necessitam da adição de nitrogênio e matéria orgânica e, além deste aspecto quantitativo, é necessário frisar que a adição desta também elevará a CTC e alterará benéficamente propriedades físicas dos agregados reciclados, como a retenção de água¹¹³. A alta concentração de Ca, Mg, Cu, Zn e S, assim como o valor de pH, provavelmente apresentará influências no desenvolvimento de plantas, devendo ser avaliadas.

Apenas para comparação, os resultados obtidos para a análise de fertilidade dos RCD foi comparada a resultados obtidos de amostras de solo representativos do Estado de São Paulo^{xxx} através de análise de componentes principais (Figura 3.15) colaborando com as

^{xxx} Foram utilizados as análises de fertilidade das seguintes amostras de solo: LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; LVef - Latossolo Vermelho-Eutroférico; RQ - Neossolo Quartzarênico; NVef - Nitossolo Vermelho Eutroférico; GX - Gleissolo Háptico; GM - Gleissolo Melânico e MT - Chernossolo Argilúvico. Os parâmetros utilizados figuram na Tabela A, dos Anexos.

afirmações do caráter distinto dos RCD, que figurou separadamente às amostras de solo, não se assemelhando a nenhuma delas, devido principalmente as características ligadas ao pH, alta proporção da fração areia e baixa quantidade de matéria orgânica. Ressalta-se que foram retirados do processamento os valores de Ca, V % e SB, por serem valores bastante diferenciados por parte dos RCD, sendo configurados *outliers*.

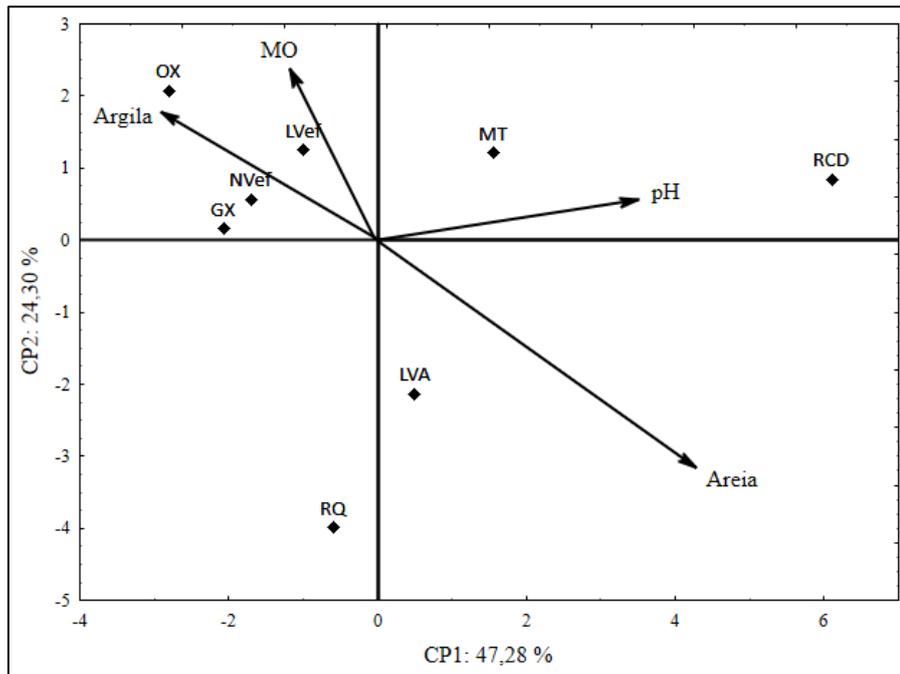


Figura 3.15 – Análise de componentes principais entre os parâmetros de fertilidade dos RCD e solos representativos do Estado de São Paulo. MO: matéria orgânica; solos: LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; LVer - Latossolo Vermelho-Eutroférico; RQ - Neossolo Quartzarênico; NVer - Nitossolo Vermelho Eutroférico; GX - Gleissolo Háptico; GM - Gleissolo Melânico e MT - Chernossolo Argilúvico

Dado o exposto, leva-se a acreditar que os agregados reciclados possuem atributos químicos e físicos que os candidatam a utilização como substrato, mesmo com sua diversidade composicional.

4. AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA

4.1 Introdução

Na seção anterior foram descritos os procedimentos e discutidos os resultados de caracterização físico-química dos agregados reciclados provenientes do beneficiamento dos RCD. É bem verdade que o conhecimento das características físicas, concentrações e quais espécies químicas estão presentes nos agregados reciclados poderiam *a priori* indicar possíveis efeitos da utilização destes como substrato. Contudo, embora relevantes, estas informações por si só não estipulam as possíveis interações e eventual toxidez, sendo necessário estudos ecotoxicológicos para, então, indicar as consequências de utilização dos RCD como substrato.

Segundo Walker et al. (2006)¹¹⁴ o termo ecotoxicologia é definido como “o estudo de efeitos nocivos dos produtos químicos nos ecossistemas”, considerando não somente os efeitos ao homem, mas ao meio ambiente como um todo. Complementarmente, os produtos químicos citados podem ser considerados agentes ecotóxicos, que de acordo com a NBR 10004²¹ correspondem às “substâncias ou misturas que apresentem ou possam apresentar riscos para um ou vários compartimentos ambientais”.

As diferenças composicionais dos RCD somadas às variações de concentração discutidas anteriormente, indicam que os agregados reciclados poderão conter, conforme definições apresentadas, misturas de agentes ecotóxicos que sinergicamente ou aditivamente resultem em algum risco, embora as concentrações individuais não fossem classificadas como tóxicas.

Dentre os possíveis agentes ecotóxicos associados aos RCD, pode-se citar, além dos metais potencialmente tóxicos, a presença do gesso na forma de peças, placas acartonadas e na composição de cimentos. Muitas vezes estes estão misturados aos resíduos da classe A, dificultando a reciclagem por questões técnicas conforme já discutido anteriormente e, por isso, destinado a aterros. Estima-se que os RCD podem conter entre 1,9 % a 5 % de gesso^{43,54}.

A problemática acerca do gesso é relativa à possibilidade de que em contato com umidade, condições anaeróbicas e sob ação de bactérias redutoras de sulfatos, pode formar o ácido sulfídrico (H₂S), um gás tóxico, inflamável e de odor desagradável¹¹⁵⁻¹¹⁷, além disso, os sulfatos podem ser lixiviados para águas subterrâneas e afetar a qualidade das mesmas já que é um dos padrões organolépticos de potabilidade¹¹⁸, sendo fixado como valor máximo permitido a concentração de 250 mg L⁻¹ em águas para abastecimento público, salientando

ainda que tal concentração também corresponde ao limite para a classificação dos RCD entre inertes e não inertes segundo a NBR 10004²¹. Contrapondo-se aos problemas apresentados, o gesso é um insumo utilizado em práticas agrícolas¹⁰⁷, inclusive através da utilização de seus resíduos^{119,120}.

Para avaliação de risco quanto a utilização dos resíduos como substrato, é importante estabelecer quais seriam as situações afetadas, tais como a movimentação dos agentes ecotóxicos como a lixiviação de metais potencialmente tóxicos e de sulfatos provenientes do gesso, assim como a interação com as plantas cultivadas ou com organismos vivos.

Diversos trabalhos já demonstraram a mobilidade de espécies químicas^{72,75,121-126} inclusive dos sulfatos provenientes do gesso^{127,128}, em ensaios de lixiviação utilizando RCD, evidenciando fatores influenciadores como o pH e simulando as condições em que estas espécies podem ser percoladas e atingir águas subterrâneas ou até mesmo serem carreadas para águas superficiais. Todavia, tais testes, são baseados em índices quantitativos e modelagens e suas conclusões inferem apenas indiretamente sobre os efeitos sobre organismos vivos.

Quando utilizado em conjunto aos resultados das análises químicas, o biomonitoramento pode oferecer informações sobre os efeitos nos sistemas biológicos, aumentando o potencial de detecção de suas causas¹²⁹. Para tal, diversas estratégias são utilizadas sendo recomendados a utilização de diversos organismos, de níveis tróficos diferentes, uma vez que apresentam sensibilidades diferentes aos agentes ecotóxicos¹²⁹.

Dentre os testes utilizados, a germinação de sementes pode ser empregada para evidenciar os efeitos de metais ou a combinação destes na inibição da emergência e também no comprimento das raízes e outras alterações morfológicas, por exemplo¹³⁰⁻¹³³, apresentando a vantagem, no caso da utilização dos agregados reciclados como substrato, que o resíduo sólido ou soluções derivadas deste são avaliados por plantas configurando condições análogas à aplicação objetivada para os RCD.

Além dos testes de germinação, a aplicação de bactérias luminescentes em bioensaios de toxicidade aguda igualmente apresentam potencialidades em análises ambientais no monitoramento e predição da toxicidade de agentes ecotóxicos¹³⁴⁻¹³⁶, sendo utilizada a bactéria *Vibrio fischeri*, por exemplo, em estudos de viabilidade¹³⁷ ou no extrato solubilizado de resíduos inertes e não inertes¹³⁸, apenas para citar trabalhos com objetivos correlatos a esta tese.

Outros organismos também são empregados em testes ecotoxicológicos, como os ensaios baseados na utilização de leveduras (*e.g. Saccharomyces cerevisiae*) como biosensores para poluentes ambientais¹³⁹, sendo utilizados para avaliar a toxicidade de resíduos como lodo de esgoto^{140,141}, por exemplo. Tais testes possuem a vantagem de extrapolação dos efeitos de metais potencialmente tóxicos, por exemplo, para outros organismos eucarióticos superiores, exibindo maior confiabilidade em comparação aos testes que utilizam bactérias¹⁴².

Levando-se em consideração esses aspectos, esta seção tem por intuito compreender o comportamento de espécies químicas presentes nos agregados reciclados dos RCD em estudo de lixiviação, bem como conjecturar sobre os possíveis efeitos ecotoxicológicos da utilização desses materiais após ensaios de germinação de sementes e utilizando testes *in vitro* com organismos vivos.

4.2 Parte Experimental

4.2.1 Testes em colunas de lixiviação

Para avaliar transporte de componentes dos agregados reciclados para camadas inferiores do solo ou aos corpos hídricos e simular o comportamento ambiental quando incorporados insumos deficientes, foram montadas colunas de lixiviação baseadas nos experimentos realizados por Yao et al. (2009)^{143,144}.

Para tal, as colunas foram confeccionadas com canos de PVC com dimensões de 5 cm de diâmetro e 30 cm de altura, e na parte inferior redutores de 50 para 20 mm utilizados como funil. Na extremidade inferior de cada tubo (entre os canos e os redutores) foi fixada tela de Nylon[®] com malha de 0,4 mm e acima desta adicionada uma manta acrílica para reter o material submetido ao ensaio^{xxx}.

O delineamento experimental utilizou um planejamento fatorial completo (2^3) para estabelecer a composição dos materiais utilizados no ensaio (% m/m em relação aos agregados reciclados). Foram incorporados aos agregados reciclados um composto orgânico (CO: 0 e 20 %)^{xxxii}, gesso (Ge: 0 e 3 %) e sulfato de amônio (SA: 0 e 0,5 %), resultando em oito tratamentos distintos (Tabela 4.1) realizados em triplicatas.

^{xxx} Para este ensaio, foram utilizados agregados reciclados da amostragem representativa, conforme seção 3.2.1 (p. 42), da amostragem dos agregados reciclados de RCD.

^{xxxii} Utilizou-se um composto adquirido localmente, com 10 % de carbono orgânico, 0,5 % de nitrogênio, pH = 6,5, capacidade de troca catiônica = 272 mmol_c dm⁻³ e capacidade de retenção de água = 67 %.

Tabela 4.1 - Coeficientes de contraste para o nível inferior (-) e superior (+) utilizado no planejamento fatorial

	Tratamento							
	A	B	C	D	E	F	G	H
Composto orgânico	-	-	-	-	+	+	+	+
Gesso	-	-	+	+	-	-	+	+
Sulfato de amônio	-	+	-	+	-	+	-	+

As colunas foram preenchidas com 500 g de material teste (totalizando 24 colunas) e saturadas com 150 mL de água deionizada. Os percolados foram coletados em intervalos regulares de 24 h por 5 dias consecutivos, sempre após nova saturação com água deionizada. Parâmetros como pH e condutividade foram determinados imediatamente após as coletas. A determinação de Ca, Mg Cu, Zn, Mn e Fe foi efetuada por espectrometria de absorção atômica em chama (FAAS, FS240 Agilent).

4.2.1.1 Sistemas de análise em fluxo para determinação de sulfato e amônio no extrato lixiviado

Os teores de SO_4^{2-} foram determinados por turbidimetria por meio da reação com BaCl_2 baseado no trabalho de Melchert & Rocha (2008)¹⁴⁵. Para tal, um módulo de análise foi construído e otimizado utilizando três bombas solenoide e uma válvula solenoide de três vias (Figura 4.1).

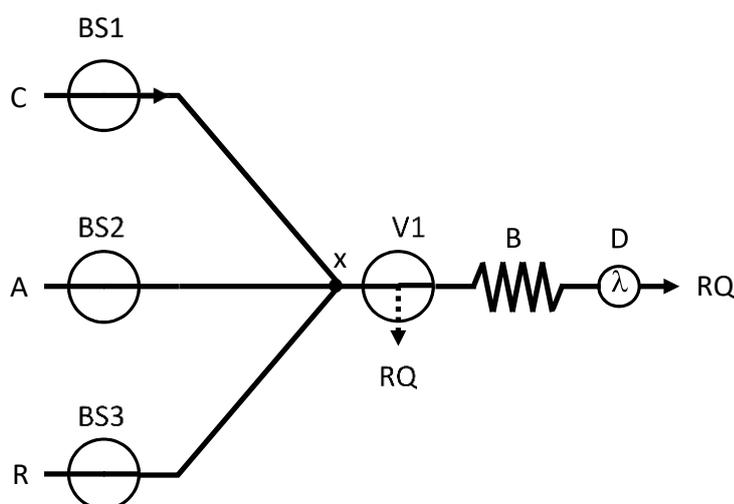


Figura 4.1 - Diagrama de fluxo do módulo de análise. C: transportador, HNO_3 0,014 mol L^{-1} ; A: amostra; R: solução de cloreto de bário 0,3 % (m/v); B: bobina de reação de tubo de polietileno, 50 cm de comprimento, 0,8 mm de diâmetro interno; x: junção; D: espectrofotômetro (420 nm); BS1 – BS3: bombas solenoide; V1: válvula solenoide de 3 vias; RQ: descarte do resíduo químico

Linhas de transmissão e reatores helicoidais (B) utilizaram tubos de polietileno, com diâmetro interno de 0,8 mm. Para a introdução dos reagentes foi utilizado conector de acrílico, com quatro canais direcionados a um ponto de junção (x). As medidas dos sinais analíticos foram efetuadas utilizando um espectrofotômetro Femto, modelo 600 Plus, com saída de dados serial do tipo RS 232, equipado com uma cela de fluxo de vidro (capacidade de 180 µL) com caminho ótico de 10 mm. Os sinais transientes foram registrados no computador usando o software Hyperterminal da Microsoft, ligado por um cabo DB9-DB9 de comunicação serial ao espectrofotômetro.

O programa de controle e acionamento das bombas solenoide foi escrito com o software Arduino 1.04 e gravado no microcontrolador do Arduino. A análise química inicia com somente a bomba BS1 ligada, passando o fluido transportador continuamente pelo percurso analítico. O acionamento da válvula V1 tem como função de limpeza desviando as soluções para o descarte. As bombas BS1, BS2 e BS3, são sequencialmente acionadas e os tempos são apresentados na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 - Sequência e tempos de acionamento das bombas solenoide na determinação de sulfato em solução percolada dos RCD

Etapas	BS1	BS2	BS3	V1	Pulsos (s)
Preenchimento do canal da amostra	0	1	1	1	50
Limpeza do percurso analítico	1	0	0	1	50
Adição da amostra*	0	1	0	0	2
Adição da solução de cloreto de bário*	0	0	1	0	2
Medida espectrofotométrica	1	0	0	0	50

Valor 0 e 1 indicam a bomba desligada ou ligada, respectivamente.

*etapas repetidas em sequência por cinco vezes.

O acionamento destas bombas adiciona alíquotas da amostra e reagentes no percurso analítico, formando a partir do ponto de junção (x) em uma sequência binária, que corresponde às alíquotas das soluções da amostra e do cloreto de bário. Esta sequência é conduzida pela solução transportadora através da bobina de reação (B), e cela de fluxo, e as determinações realizadas no espectrofotômetro no comprimento de onda de 420 nm.

A concentração analítica foi obtida correlacionando a altura dos picos transientes e a concentração das soluções padrão, com resposta linear ($r^2 = 0,992$) entre 10 e 400 mg L⁻¹ de sulfato.

Para a determinação de NH_4^+ as análises foram realizadas empregando-se um sistema ASIA de análise em fluxo da Ismatec (Suíça) equipado com uma bomba peristáltica de 4 canais com velocidade variável de 1 a 50 rpm, válvula eletrônica de injeção da amostra, fotômetro de LED com comprimento de onda máximo em 605 nm equipado com cela de fluxo de vidro, com volume interno de 180 μL e percurso ótico de 10 mm, câmara de difusão gasosa com percurso de 10 cm distribuídos na forma de zigzague (sulcos de 1 mm). A aspiração da amostra foi realizada por uma bomba peristáltica de rotação contínua, que preenchia uma bobina de amostragem de 250 μL (tubos de polietileno com 0,8 mm d.i.). O diagrama de fluxo do sistema FIA é apresentado na Figura 4.2.

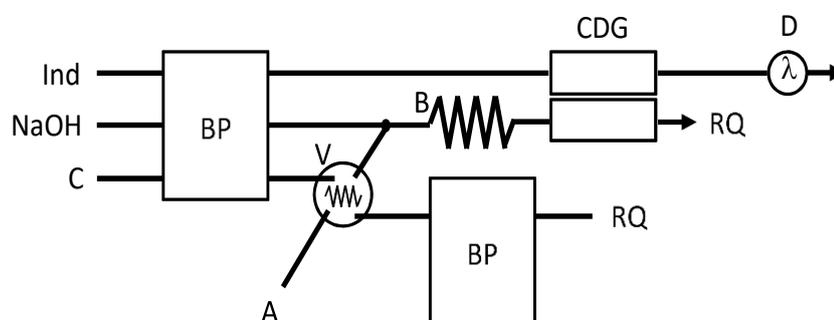


Figura 4.2 - Diagrama de fluxo para a determinação de NH_4^+ . BP: bomba peristáltica; V: válvula para injeção da amostra; B: bobina de mistura (50 cm); CDG: câmara de difusão gasosa; D: detector (605 nm); A: amostra; C: carregador H_2O ($1,6 \text{ mL min}^{-1}$); NaOH: solução $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ ($0,7 \text{ mL min}^{-1}$); Ind: solução de bromocresol púrpura 20 mg L^{-1} ($1,6 \text{ mL min}^{-1}$); RQ: resíduo químico.

A amostra é aspirada, preenchendo a alça de amostragem; após 30 s, a válvula injetora é acionada introduzindo a alíquota da amostra no percurso reacional. Por confluência a amostra contendo íons NH_4^+ recebe a solução de NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ produzindo $\text{NH}_{3(\text{g})}$ que difunde através da câmara de difusão gasosa (membrana de polipropileno, tamanho de poro $0,1 \mu\text{m}$, Millipore), sendo capturada na solução contendo bromocresol púrpura, $\text{pH} \approx 6$. Em contato com a amônia o pH da solução é alterado mudando, conseqüentemente, a coloração do indicador, que é monitorada pelo detector fotométrico. A concentração analítica foi obtida correlacionando a área dos picos transientes e a concentração das soluções de referência.

Todas as soluções foram preparadas com água purificada por sistema de osmose reversa com condutividade inferior a $0,4 \mu\text{s cm}^{-1}$.

4.2.2 Ensaio de germinação

Para avaliar os efeitos ecotóxicos dos agregados reciclados^{xxxiii}, devido sua heterogeneidade, pH e teores de metais, foi adaptado um teste baseado no procedimento de efeito ecológico EPA OPPTS 850.4200¹⁴⁶ de germinação de sementes. Para tal, foram utilizadas placas de petri de acrílico com 15 cm de diâmetro e 2 cm de altura, preenchidas com 100 g de material teste. Em cada placa, sobre o material teste foram adicionadas 10 sementes de pepino (*Cucumis sativus*)^{xxxiv} distribuídas de forma equidistantes e água suficiente para atingir 100 % da capacidade de campo. Este conjunto foi tampado e vedado com um filme de PVC para manter a umidade e, então, incubado à 28 °C por 120 h.

Após o período de germinação, as plântulas foram removidas e lavadas em água corrente mantendo raiz e caule íntegros, e posicionadas sobre um fundo escuro para aquisição de uma imagem digital (10 Mpixel de resolução) e obtidos parâmetros morfológicos como alongamento da raiz e área total de cada germinado através do tratamento das imagens utilizando o software livre ImageJ¹⁴⁷. Para tal, as plântulas dos tratamentos eram postas lado a lado juntamente com a etiqueta de identificação e uma escala em centímetros como referência para o processamento digital. As imagens digitais eram, então, tratadas via software após conversão da imagem em um padrão binário (preto e branco) e posteriormente calculada a área através da ferramenta de determinação do tamanho dos objetos.

Para avaliar a toxicidade dos RCD e a influência do gesso (Ge) e de um composto orgânico (CO), foi realizado um teste preliminar com sementes de pepino e combinações descritas na Tabela 4.3, utilizando também um solo controle (SC).

Tabela 4.3 – Combinações preliminares para ensaio de germinação de sementes

Tratamento	Composição do material teste (% m/m)
A	RCD (100%)
B	RCD (97 %) + Ge (3 %)
C	RCD (97 %) + CO (3 %)
D	RCD (94 %) + Ge (3 %) + CO (3 %)
E	SC (100%)

RCD: Resíduos de construção e demolição;
Ge: gesso; CO: composto orgânico; SC: solo controle.

^{xxxiii} Para este ensaio, foram utilizados agregados reciclados da amostragem representativa, conforme seção 3.2.1 Amostragem dos agregados reciclados de RCD.

^{xxxiv} As sementes de pepino são uma das indicadas pelo teste da EPA 850.4200¹⁴⁶. Além desta variedade testou-se, preliminarmente, sementes de milho e mostarda, mas optou-se pelas sementes de pepino por serem mais práticas quanto a manipulação na obtenção das imagens.

A partir das conclusões obtidas no ensaio de germinação preliminar foi elaborado um novo teste. Para tanto, a composição dos tratamentos foi obtida através de um planejamento de misturas ternárias contemplando os agregados reciclados (RCD: 0 – 100 %), amostras de um solo controle (SC: 0 – 100 %) e composto orgânico (CO: 0 – 10 %), originando 13 tratamentos (Tabela 4.4) e um total de 65 placas (5 replicatas por tratamento), que foram submetidas aos procedimentos descritos anteriormente quanto a incubação e tratamento de imagens.

Tabela 4.4 - Tratamentos para ensaio de germinação contemplando combinações entre os RCD, um solo controle (SC) e um composto orgânico (CO).

Tratamento	Proporção (% m/m)		
	RCD	SC	CO
A	0,00	100,00	0,00
B	0,00	90,00	10,00
C	100,00	0,00	0,00
D	90,00	0,00	10,00
E	0,00	95,00	5,00
F	95,00	0,00	5,00
G	50,00	50,00	0,00
H	45,00	45,00	10,00
I	47,50	47,50	5,00
J	23,75	73,75	2,50
K	23,75	68,75	7,50
L	73,75	23,75	2,50
M	68,75	23,75	7,50

Também foi determinada a matéria seca das plântulas após secagem em estufa de circulação forçada a 60 °C por 48 h. Foram utilizadas amostras de um nitossolo vermelho eutroférico como solo controle devido a atributos similares aos agregados reciclados, como teores próximos de macro e micro nutrientes (exceto cálcio e magnésio) e quantidade de matéria orgânica (26 g dm⁻³), mas diferindo no teor da fração argila e pH (5).

4.2.3 Avaliação de coliformes totais e E.coli

Esta verificação foi realizada por ser um dos parâmetros constates na NBR 10004, para a classificação dos agregados reciclados. A análise baseou-se na utilização de amostras de 0,5 g de agregados reciclados colhidos na usina municipal de Piracicaba segundo

a NBR 10007²⁴. Essas foram solubilizadas em 100 mL de água ultra-pura em um frasco estéril juntamente com o substrato cromogênico *Colitest* seguido de incubação a 37°C por 18 - 48h. A verificação do resultado dá-se pela alteração da cor da solução em caso da presença dos patógenos (púrpura na ausência e amarela na presença de coliformes) e emissão de fluorescência quando submetida à radiação ultravioleta na presença de *E. coli*.

4.2.4 Bioensaios *in vitro* utilizando bactérias luminescentes *Vibrio fischeri*

As análises foram realizadas em extratos solubilizados obtidos utilizando os procedimentos da NBR 10006²³ com agregados reciclados amostrados da usina municipal de Piracicaba via procedimentos da NBR 10007²⁴.

Para o ensaio, empregou-se os protocolos de teste básico do sistema Microtox[®] (modelo M500). Para tal, bactérias liofilizadas são reidratadas com ajuste osmótico com solução de cloreto de sódio a 2,0 % (m/v) para então fazer-se a leitura da intensidade de luminescência inicial desta suspensão bacteriana. Na sequência, amostras diluídas a 81,90 %, 40,95 %, 20,15 % e 10,23 % (v/v, utilizando soluções diluentes específicas da metodologia) são incubadas por 15 minutos com 10 µL da suspensão bacteriana e a intensidade de luminescência medida pelo equipamento. O valor de concentração efetiva responsável pela perda de 50 % da atividade bacteriana (CE₅₀) é fornecido automaticamente pelo software do equipamento, pelo cálculo da perda de luminescência em relação ao valor inicial.

4.2.5 Bioensaios *in vitro* utilizando *Saccharomyces cerevisiae*

O teste com as leveduras baseia-se na conversão do TTC (cloreto de trifeniltetrazólio) a TTF (trifenilformazam) pela ação das desidrogenases do ciclo respiratório das células¹⁴⁸, sendo este afetado pela presença de metais, por exemplo. O TTF possui um máximo de absorvância em $\lambda = 483$ nm, sendo a absorvância das soluções submetidas ao teste medidas e inversamente relacionadas a eventual toxicidade, ou seja, quanto maior o valor de absorvância medido espectrofotometricamente, menor é a ação do agente ecotóxico no organismo teste.

O teste foi empregado para indicar quais parâmetros influenciariam o desenvolvimento das leveduras. Para tal, as análises foram realizadas em extratos solubilizados em concordância com o ensaio anterior e também em soluções preparadas através de combinações dadas por planejamento multivariado do tipo Plackett-Burnan.

Para o planejamento foram elencados 10 metais (Al, Ba, Cd, Cu, Cr, Fe, Na, Mn, Pb e Zn) e estabelecido como nível inferior (–) a ausência do metal ($0,0 \text{ mg L}^{-1}$) e como nível superior (+) uma concentração de 10 vezes à reportada no Anexo G da NBR 10004²¹, que indica os padrões de referência que diferenciam os resíduos entre inertes e não inertes. Respectivamente aos metais listados, as concentrações empregadas foram de 2,0, 7,0, 0,05, 20,0, 0,5, 3,0, 2000,0, 1,0, 0,1 e $50,0 \text{ mg L}^{-1}$.

Além dos metais, também foi considerado no planejamento o pH da solução, com nível inferior (–) igual a 5,5 e superior (+) igual a 8,5. As soluções utilizadas no planejamento foram preparadas a partir de soluções-padrão de 1000 mg L^{-1} em meio ácido, por isso o ajuste do pH foi realizado com NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$.

Na Tabela 4.5 encontram-se os tratamentos gerados a partir das combinações obtidas via planejamento multivariado, onde também consta o tratamento relativo ao ponto central (PC) que utiliza o valor central ($1/2$) dos fatores mencionados.

Tabela 4.5 - Coeficientes de contraste para o nível inferior (-) e superior (+) gerada pela combinação dos fatores no planejamento Plackett-Burnan^{xxxv}

Tratamento	Fatores do planejamento										
	Al	Ba	Cd	Cu	Cr	Fe	Na	Mn	Pb	Zn	pH
A	+	–	+	–	–	–	+	+	+	–	+
B	+	+	–	+	–	–	–	+	+	+	–
C	–	+	+	–	+	–	–	–	+	+	+
D	+	–	+	+	–	+	–	–	–	+	+
E	+	+	–	+	+	–	+	–	–	–	+
F	+	+	+	–	+	+	–	+	–	–	–
G	–	+	+	+	–	+	+	–	+	–	–
H	–	–	+	+	+	–	+	+	–	+	–
I	–	–	–	+	+	+	–	+	+	–	+
J	+	–	–	–	+	+	+	–	+	+	–
K	–	+	–	–	–	+	+	+	–	+	+
L	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
PC	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2

^{xxxv} Planejamentos Plackett-Burnan, ditos planejamentos saturados, são utilizados quando há um número grande de fatores a serem testados e deseja-se realizar um *screening* dos efeitos principais ($k = n - 1$ efeitos principais, onde $n =$ número de ensaios) desses e, por essa razão, passíveis de utilização em análises ambientais que demandam a avaliação de um grande número de parâmetros^{149,150}.

A avaliação da ecotoxicidade das soluções preparadas, bem como dos extratos solubilizados dos agregados reciclados consistiu em (1) reativar as leveduras liofilizadas, (2) centrifugar 1 mL desta suspensão celular em tubos de ensaio, descartando o sobrenadante, (3) adicionar 2 mL das soluções a serem testadas, (4) incubar a 30 °C por 2h, (5) centrifugar e ao sólido retido adicionar 2 mL de solução de TTC (0,5 % m/v) seguido de (6) nova incubação e posterior centrifugação, (7) adição de 2 mL de dimetilsulfóxido e (8) centrifugação e leitura a $\lambda = 483$ nm por espectrofotometria de absorção molecular.

4.2.6 Análises estatística e computacional

Os planejamentos experimentais foram estruturados utilizando o software Statistica (versão 10, StatSoft), estabelecendo os níveis dos fatores e, após realizados os experimentos, as respostas mensuradas analisadas baseando-se em testes de análise de variância (ANOVA, $\alpha = 0,05$). Em complementação à ANOVA, foram realizados testes *post hoc* de comparações múltiplas “par a par”, utilizando o teste de Tukey.

Devido à existência de múltiplas variáveis envolvidas nos ensaios propostos, sempre que possível foi utilizada a análise de componentes principais (PCA) utilizando novamente o software Statistica.

Quando possível, a avaliação das espécies presentes utilizará modelagem baseada no software Visual MINTEQ (versão 3.1).

4.3 Resultados e Discussão

4.3.1 Testes de lixiviação

Conforme descrito anteriormente, os testes de lixiviação foram conduzidos em colunas de PVC, utilizando 8 tratamentos realizados em triplicata. A Figura 4.3 demonstra o conjunto de colunas utilizadas durante o experimento.



Figura 4.3 – Colunas utilizadas durante o experimento de lixiviação

A Figura 4.4 sintetiza os resultados obtidos para a medição do pH dos extratos coletados ao longo dos 5 dias de experimento para os 8 tratamentos utilizados no experimento. Percebe-se que os tratamentos em que foi adicionado o composto orgânico (E, F e H) houve diminuição do pH medido na 1ª coleta, o que pode ser atribuído a neutralização parcial das bases contidas nos agregados reciclados pelos grupamentos ácidos destes compostos, sendo que o pH é relativamente menor para os tratamentos F e H que contém sulfato de amônio, efeito decorrente da hidrólise ácida do sal, que foi adicionado justamente para avaliar os efeitos da alteração de pH na mobilidade das espécies presentes. Tais observações são reforçadas quando analisa-se a Figura 4.5, que demonstra o gráfico de pareto obtido com os efeitos padronizados dos fatores utilizados bem como suas interações, relativos aos resultados de pH para o 1º dia de coleta. A referida Figura também indica que a adição de gesso não influenciou significativamente neste parâmetro avaliado.

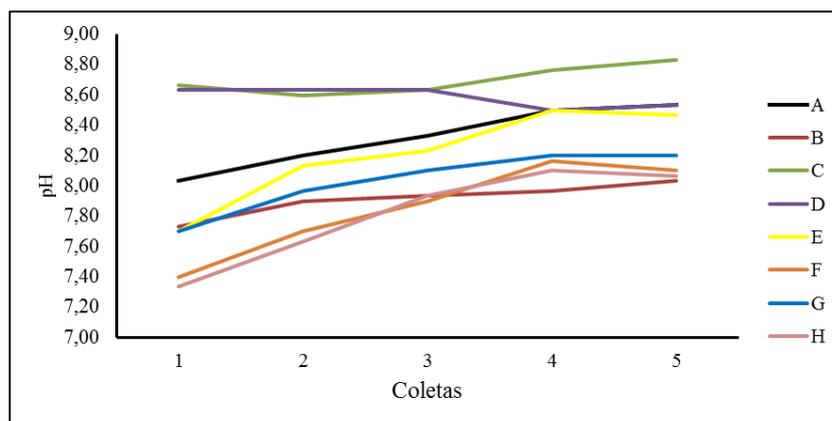


Figura 4.4 – Resultados de pH obtidos ao longo do experimento de lixiviação. CO: composto orgânico; Ge: gesso; AS: sulfato de amônio. Tratamentos = A: CO 0%, Ge 0%, SA 0%; B: CO 0%, Ge 0%, SA 0,5%; C: CO 0%, Ge 3,0%, AS 0%; D: CO 0%, Ge 3,0%, SA 0,5%; E: CO 20,0%, Ge 0%, AS 0%; F: CO 20,0%, Ge 0%, SA 0,5%; G: CO 20,0%, Ge 3,0%, AS 0%; H: CO 20,0%, Ge 3,0%, SA 0,5%

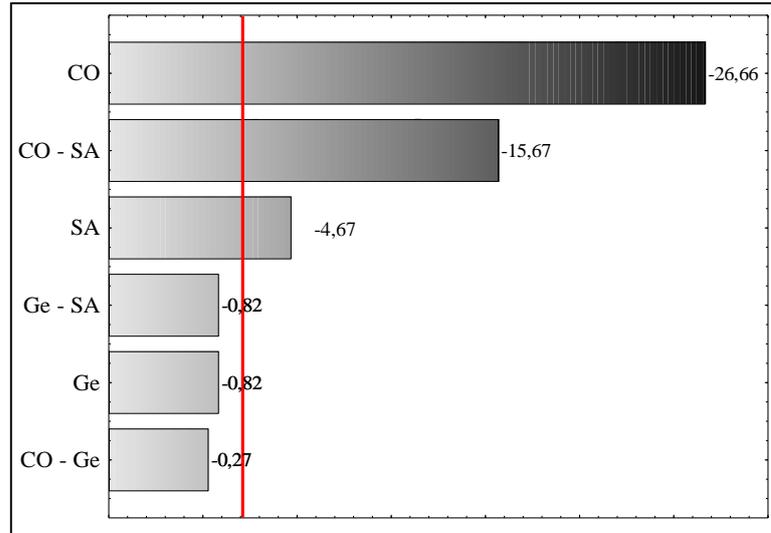


Figura 4.5 – Efeitos padronizados para os resultados de pH da 1ª coleta do experimento de lixiviação
 — efeitos significativos para um $\alpha = 0,05$
 CO: composto orgânico, SA: sulfato de amônio, Ge: gesso

Percebe-se que o pH dos tratamentos ao longo da coleta dos extratos tende a elevar-se, possivelmente pelos materiais cimentícios presentes, colaborando com a discussão sobre os resultados do poder de neutralização dos agregados reciclados, que atuarão como alcalinizantes até o consumo das bases contidas no material, através de reações com compostos acidificantes como o composto orgânico ou mesmo o sulfato de amônio adicionado, cujos tratamentos em que estão presentes também apresentaram a tendência de elevação do pH.

A Figura 4.6 sintetiza os resultados de condutividade obtidos ao longo do experimento de lixiviação, indicando novamente que a adição do composto orgânico e do sulfato de amônio influenciaram neste parâmetro, conforme demonstrado na Figura 4.7.

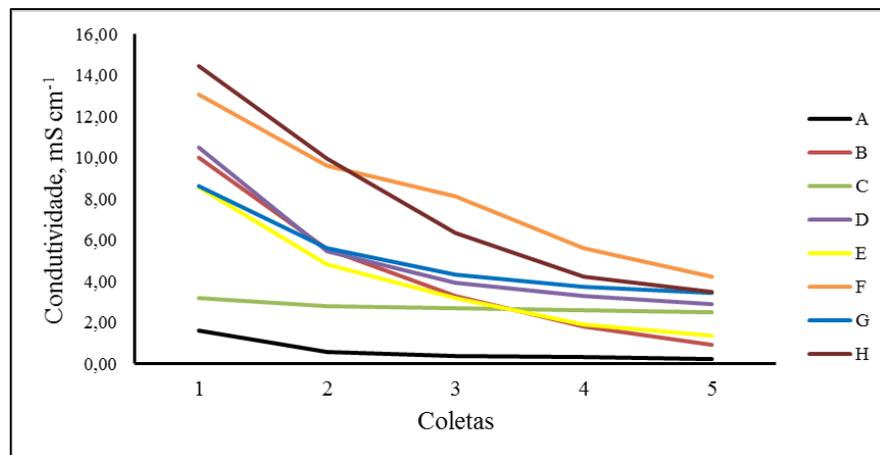


Figura 4.6 – Resultados de condutividade obtidos ao longo do experimento de lixiviação. CO: composto orgânico; Ge: gesso; AS: sulfato de amônio. Tratamentos = A: CO 0%, Ge 0%, SA 0%; B: CO 0%, Ge 0%, SA 0,5%; C: CO 0%, Ge 3,0%, AS 0%; D: CO 0%, Ge 3,0%, SA 0,5%; E: CO 20,0%, Ge 0%, AS 0%; F: CO 20,0%, Ge 0%, SA 0,5%; G: CO 20,0%, Ge 3,0%, AS 0%; H: CO 20,0%, Ge 3,0%, SA 0,5%

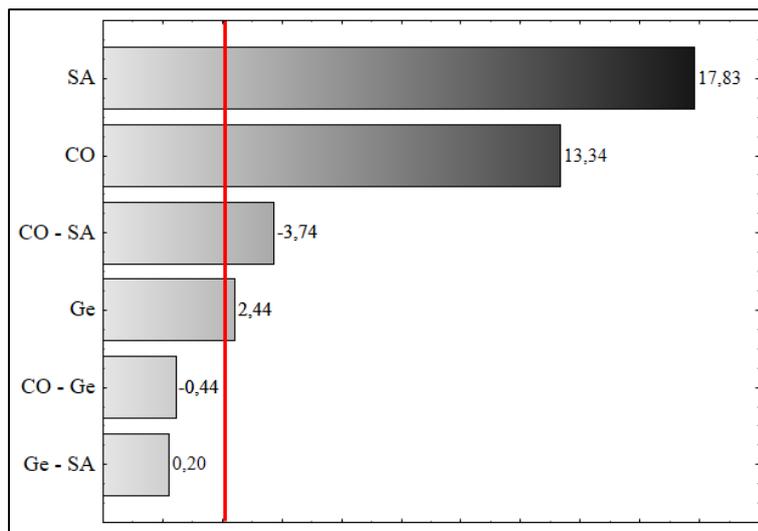


Figura 4.7 – Efeitos padronizados para os resultados de condutividade da 1ª coleta do experimento de lixiviação
 — efeitos significativos para um $\alpha = 0,05$.
 CO: composto orgânico, SA: sulfato de amônio, Ge: gesso.

A Figura 4.7 evidencia que o composto orgânico devido a dissociação e troca iônica de seus H^+ provenientes dos grupamentos carboxílicos e principalmente a adição do sulfato de amônio apresentam grande contribuição para a condutividade dos tratamentos, colaborando com a discussão realizada sobre o pH, que os agregados reciclados atuam como alcalinizantes reagindo com esses fatores, que então são consumidos e em decorrência os valores de condutividade tendem a diminuir ao longo do tempo. Tal relação, entre pH e condutividade também foi realizada na discussão dos resultados de caracterização físico-química, apontando uma correlação negativa (-0,67) entre estes parâmetros.

Assim como na discussão anterior sobre o pH, a presença de gesso pouco contribuiu para a condutividade, por tratar-se de um composto com baixa solubilidade. Ao visualizar os valores de condutividade do tratamento C na Figura 4.6, percebe-se que os valores são constantes, indicando que a solubilização do gesso não é influenciada pelos demais fatores, mas mantendo-se em equilíbrio, conforme já demonstrado por Barbudo et al. (2012)¹²⁸ onde constatou-se que concentrações de gesso acima de 3 % alcançam tal condição.

Em relação aos resultados de sulfato, a Figura 4.8 demonstra as concentrações determinadas ao longo das coletas sucessivas. Percebe-se claramente que os tratamentos B e D contem concentrações elevadas de sulfato na primeira coleta uma vez que estes tratamentos possuem sulfato de amônio adicionado. Entretanto, esta lixiviação é minimizada nos demais tratamentos, notadamente àqueles que contem gesso, indicando que atingido o equilíbrio de solubilidade, os fatores químicos são responsáveis pela lixiviação e não o teor de

sulfatos em si, conforme já relatado^{127,128}. Ainda sobre a lixiviação, percebe-se a influência da matéria orgânica na regulação dos resultados para sulfato, que não apresentou lixiviações elevadas como as inicialmente presentes nos tratamentos somente com sulfato de amônio, ressaltando a necessidade de incorporação dessa devido à baixa capacidade dos RCD em reter espécies químicas com grande mobilidade.

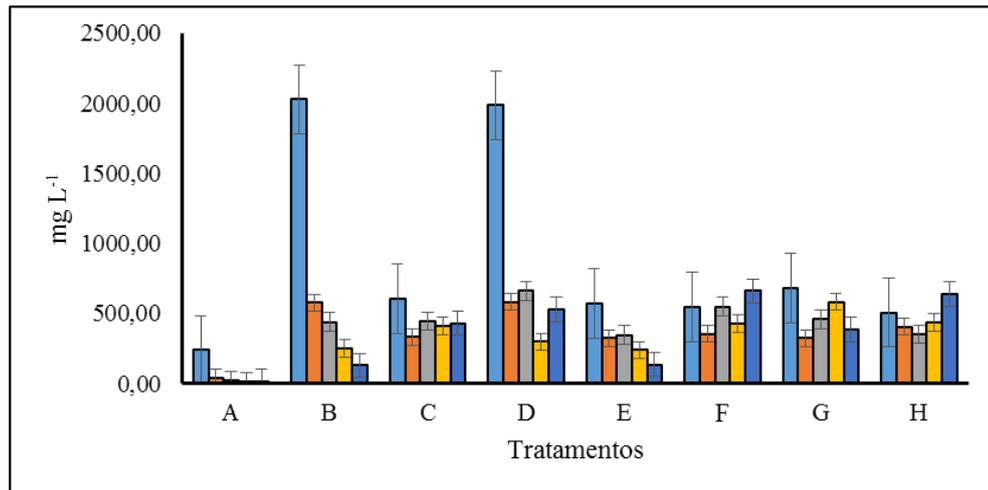


Figura 4.8 – Concentrações de sulfato obtidos ao longo do experimento de lixiviação
Coletas: 1ª 2ª 3ª 4ª 5ª

A utilização dos agregados reciclados em aplicações não estruturais pode ocorrer sem risco potencial quanto a lixiviação de sulfatos quando a concentração de gesso não for superior a 4,4 %, em concordância ao sugerido por Barbudo et al. (2012)¹²⁸. Considerando esta informação, as concentrações determinadas e estimativa de gesso nos agregados reciclados brasileiros (1,9 a 5,0 %), a utilização como substrato não deve apresentar grandes riscos quanto aos sulfatos.

Quanto aos cátions determinados nos extratos, entre todos os elementos, cálcio e magnésio apresentaram as maiores concentrações no lixiviado (Figura 4.9). Estes têm seu teor elevado com a adição de matéria orgânica, por exemplo, devido à formação de pares iônicos nulos de cargas¹⁴³, que são percolados mais facilmente. Este efeito pode trazer benefícios, uma vez que cálcio e magnésio podem atingir camadas mais profundas do solo melhorando o enraizamento das plantas, em efeito similar aos obtidos pela gessagem⁷⁸.

Estequiometricamente, Ca e SO₄²⁻ estão em uma razão de 0,42, todavia quando estabelecida a razão entre o total lixiviado no tratamento A para ambas as espécies (280,65 mg L⁻¹ e 334,54 mg L⁻¹, respectivamente) obtém-se uma razão de 0,84, sugerindo que outras fontes destas espécies, especialmente de cálcio, estão presentes na composição dos agregados reciclados, como por exemplo cimentos Portland.

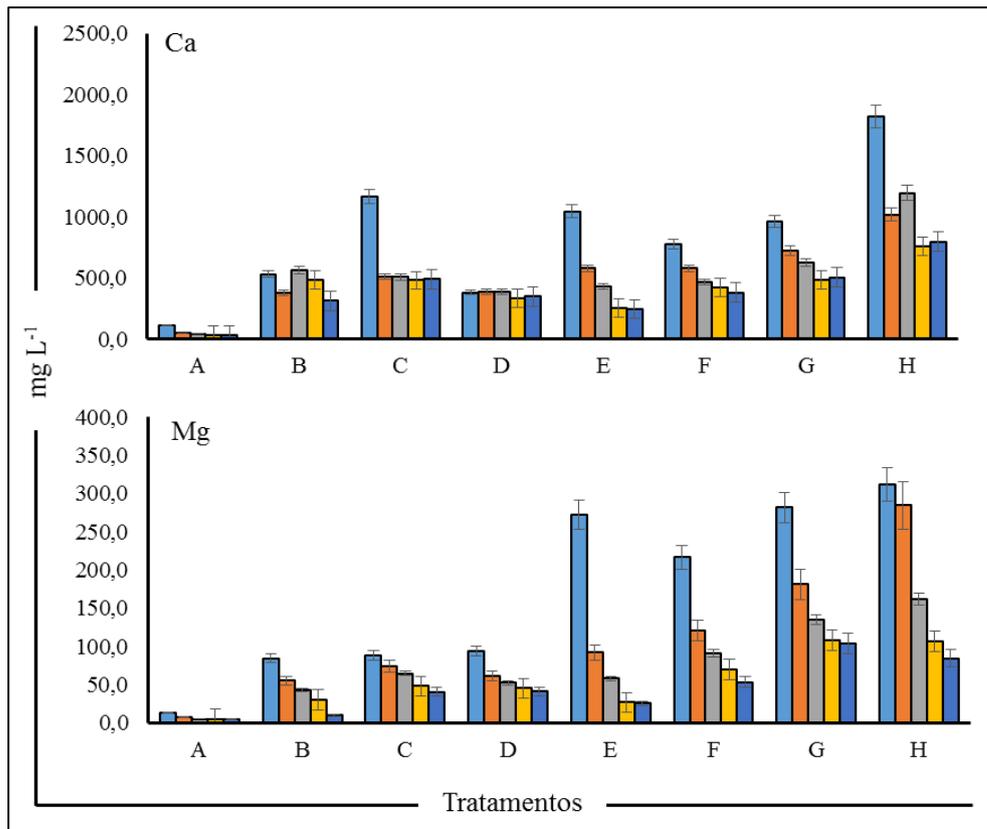


Figura 4.9 – Concentrações de Ca e Mg obtidas ao longo do experimento de lixiviação
 Coletas: ■ 1ª ■ 2ª ■ 3ª ■ 4ª ■ 5ª

Quanto às demais espécies determinadas, a Figura 4.10 demonstra os resultados obtidos para Cu, Mn, Fe e Zn.

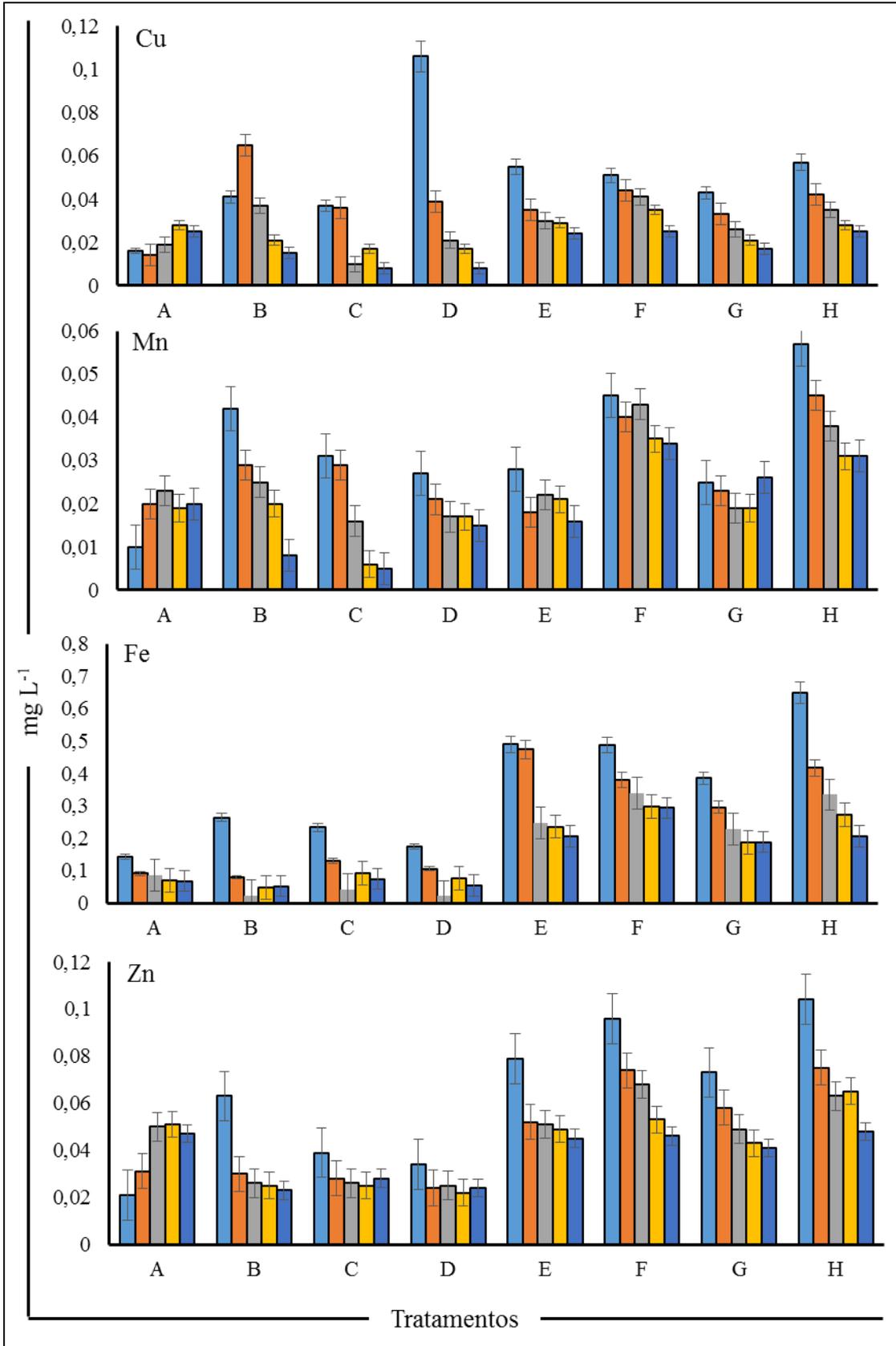


Figura 4.10 – Concentrações de Cu, Mn, Fe e Zn obtidas ao longo do experimento de lixiviação
Coletas: 1^a 2^a 3^a 4^a 5^a

O teor de micronutrientes lixiviados, conforme Figura 4.9, é baixo quando comparados aos teores totais existentes, o que é esperado, devendo estar majoritariamente retidos no complexo de troca ou precipitados como compostos insolúveis, prevalecendo espécies como hidróxidos em concordância realizada via software Visual Minteq na seção sobre a caracterização físico-química, devido principalmente ao pH^{125,144} resultante da presença de gesso, cal e cimento, cuja potencialidade em diminuir a lixiviação já foi demonstrada não somente para os metais determinados, mas para outros com potencial tóxico¹⁵¹⁻¹⁵³.

As concentrações são ligeiramente maiores para estes elementos no tratamento B (agregado reciclado + 0,5 % de sulfato de amônio) quando comparado ao tratamento A (agregado reciclado 100 %), o que pode ser atribuído ao aumento da solubilidade dos micronutrientes pela diminuição do pH inicial (Figura 4.4) e aumento da força iônica do meio causada pela adição de sulfato de amônio, conforme elevação da condutividade (Figura 4.6). Nos tratamentos em que foi adicionado o composto orgânico houve aumento ($p < 0,05$) nos teores lixiviados, favorecidos pela dissolução deste componente no experimento assim como diminuição do pH inicial.

Em relação às concentrações de amônio dos extratos coletados, houveram grandes variações devido a volatilização da amônia, especialmente em $\text{pH} > 7,0$. Conforme modelagem no software Visual Minteq, a $\text{pH} 8,5$, cerca de 20 % do amônio se perde devido a formação de amônia. Para o tratamento A e C a concentração média foi $< 1 \text{ mg L}^{-1}$, devido a não inclusão do sulfato de amônio nesses. Já no tratamento B e D, onde houve a adição do sal, os resultados acumulados foram respectivamente de $559,25 \text{ mg L}^{-1}$ e $454,63 \text{ mg L}^{-1}$, entretanto a adição de composto orgânico ocasionou um decréscimo na concentração lixiviada para $160,58 \text{ mg L}^{-1}$ (tratamento F). Segundo modelagem no software Visual Minteq, em $\text{pH} 7,2$ (oriundo do tratamento F, 1ª coleta) uma quantidade menor que 1% está na forma de amônia. Tais resultados evidenciam a necessidade de adicionar o composto orgânico para diminuir as perdas de nitrogênio.

De modo geral, pode-se concluir que fertilizantes nitrogenados solúveis diretamente adicionados aos agregados reciclados podem ser perdidos por lixiviação, entretanto este efeito pode ser minimizado com a incorporação da matéria orgânica, assim como pela utilização de outras fontes deste nutriente, que sejam menos voláteis e suscetíveis ao pH dos RCD.

4.3.2 Ensaios de germinação de sementes

De acordo com a metodologia descrita as sementes de pepino foram germinadas nos materiais teste conforme as combinações estabelecidas em dois testes, sendo o primeiro para preliminarmente avaliar a toxicidade do resíduo assim como a influência do gesso e da matéria orgânica. Já no segundo teste avaliou-se a influência da mistura de amostras de solo aos agregados reciclados e a dose de matéria orgânica.

O procedimento adotado para obtenção dos parâmetros (área de germinação, por exemplo) foi igual para ambos os testes. Após a germinação, as plântulas eram retiradas das placas contendo o material a ser testado, lavadas e então dispostas sobre um fundo escuro para obtenção da imagem digital e posterior processamento via software ImageJ (Figura 4.11).



Figura 4.11 – Etapas para verificação de parâmetros associados a germinação de sementes de pepino via processamento de imagens.
(a) limpeza das plântulas, (b) obtenção da imagem e (c) processamento via software

O primeiro teste realizado conforme procedimento descrito no item 4.2.2 (p. 75) e delineamento experimental descrito na Tabela 4.3. Os brotos foram digitalizados e processados pelo software ImageJ, fornecendo os resultados apresentados na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 – Área dos brotos de pepino, cultivados nos RCD e em solo controle, com adições de gesso e composto orgânico

Tratamento	Composição do material teste (% m/m)	Área de germinação (cm ²)
A	RCD (100%)	2,551 ± 0,775
B	RCD (97 %) + Ge (3 %)	2,404 ± 0,580
C	RCD (97 %) + CO (3 %)	2,072 ± 0,719
D	RCD (94 %) + Ge (3 %) + CO (3 %)	2,414 ± 0,439
E	SC (100%)	0,708 ± 0,190

RCD: agregados reciclados de resíduos de construção e demolição; Ge: gesso; CO: composto orgânico; SC: solo controle.

Os resultados apresentam diferenças significativas ($p < 0,05$) quando submetidos à ANOVA, sendo que o teste de Tuckey agrupou os tratamentos A, B e D como semelhantes, indicando que a influência do gesso no desenvolvimento da semente não é significativo. Entretanto, o mesmo teste apontou como diferentes os tratamentos C e E, com área de germinação menor quando comparadas aos demais tratamentos. Esta diferença provavelmente se deve à diferença de água disponível, uma vez que a amostra de solo controle utilizado (nitossolo vermelho eutroférico – Nvef) apresenta 50 % de argilas e, uma vez que foi adicionada a mesma massa de água em todos os tratamentos, a baixa oferta de água neste tratamento pode ter limitado o desenvolvimento da semente. Tal colocação baseia-se nas observações das placas de petri preenchidas com misturas contendo os RCD, aparentemente mais úmidas que as placas contendo amostras de solo controle.

O tratamento C, em que foi adicionado matéria orgânica, aparentemente teve efeitos similares ao solo controle, entretanto não é possível concluir a partir dos resultados obtidos a causa da redução de área. Por este motivo, foi realizado um segundo experimento utilizando misturas baseadas em amostras do solo controle com o RCD para eliminar a influência das diferenças mineralógicas dos materiais e a água disponível. Como a influência do gesso não se mostrou significativa, esta variável foi retirada do novo planejamento.

Os resultados obtidos (conforme procedimento descrito no item 4.2.2, p. 75) são apresentados na Tabela 4.7, respectivamente aos tratamentos do delineamento de misturas utilizado. Na mesma tabela também é apresentada a porcentagem de sementes germinadas.

Tabela 4.7 - Tratamentos e resultados de germinação e matéria seca obtidos no ensaio de germinação.

Tratamento	Proporção (% m/m)			Germinação		Matéria seca (g)
	RCD	SC	CO	%	Área (cm ²)	
A	0,00	100,00	0,00	96,00	2,98 ± 0,37	0,26 ± 0,02
B	0,00	90,00	10,00	100,00	2,86 ± 0,37	0,32 ± 0,02
C	100,00	0,00	0,00	40,00	2,07 ± 0,72	0,11 ± 0,04
D	90,00	0,00	10,00	70,00	2,58 ± 0,23	0,28 ± 0,03
E	0,00	95,00	5,00	96,00	2,91 ± 0,34	0,28 ± 0,02
F	95,00	0,00	5,00	86,00	2,53 ± 0,39	0,26 ± 0,03
G	50,00	50,00	0,00	92,00	2,89 ± 0,30	0,25 ± 0,02
H	45,00	45,00	10,00	90,00	2,49 ± 0,36	0,29 ± 0,01
I	47,50	47,50	5,00	96,00	2,52 ± 0,28	0,31 ± 0,02
J	23,75	73,75	2,50	98,00	2,72 ± 0,26	0,29 ± 0,02
K	23,75	68,75	7,50	98,00	2,03 ± 0,10	0,28 ± 0,06
L	73,75	23,75	2,50	74,00	2,60 ± 0,64	0,18 ± 0,07
M	68,75	23,75	7,50	80,00	2,11 ± 0,28	0,27 ± 0,04

RCD = agregados reciclados de resíduos de construção e demolição; SC = solo controle; CO = composto orgânico

As porcentagens de germinação obtidas foram bastante discrepantes (56 %) quando se comparam as taxas entre o solo controle (tratamento A) àquelas obtidas com os agregados reciclados (tratamento C), ambos sem nenhum outro componente. Este comportamento pode ser atribuído à diferença de pH entre o solo utilizado para o ensaio e os agregados reciclados (5 e 7,9, respectivamente), entretanto necessita de outros estudos para aprofundamento, uma vez que são múltiplas as condições ocorrendo simultaneamente que poderiam afetar a emergência das sementes, tais como o próprio pH, concentração salina e potencial osmótico¹⁵⁴. Todos estes parâmetros podem ser influenciados pela presença da matéria orgânica, como observado nos tratamentos D e F, onde há a incorporação de 10 % e 5 % de composto orgânico aos RCD e elevando a taxa de germinação a 70 % e 86 %, respectivamente.

Quanto aos parâmetros morfológicos obtidos com as imagens digitais, não houve diferença entre as raízes nos tratamentos, mas houve distinção ($p < 0,05$) tanto nas áreas de germinação das plântulas como nas massas secas obtidas, cujas diferenças foram discriminadas pelo teste de Tukey.

Na Figura 4.12, encontram-se os agrupamentos dados pelo teste de Tukey para os resultados de área de germinação, com a média dos resultados plotada decrescentemente.

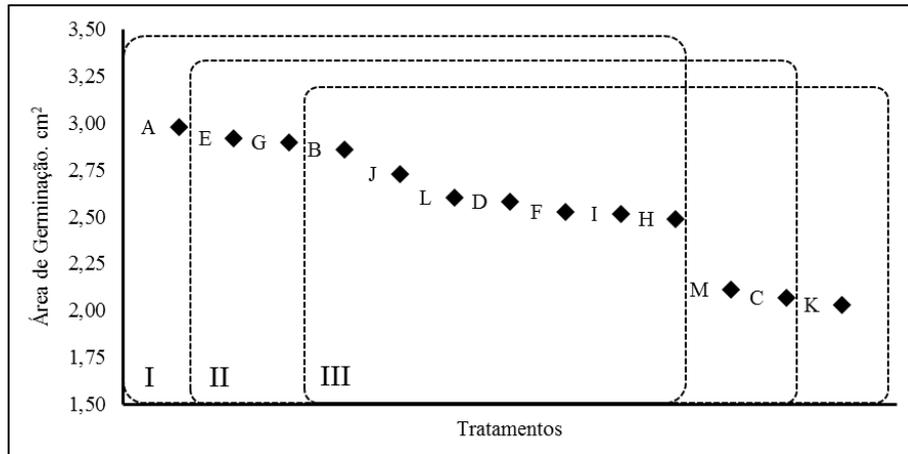


Figura 4.12 - Agrupamentos obtidos pelo teste de Tukey para os resultados de área de germinação

No agrupamento I encontram-se as maiores médias de área de germinação cujas diferenças não são significativas e que contém o tratamento A (maior média de resultados) e decresce à medida que a porcentagem de solo diminui, até não contemplar os tratamentos M, C e K.

Os agrupamentos mostram influência da fração de solo ($p < 0,05$) misturado ao agregado reciclado, em que misturas puras de 50 % ou combinadas à matéria orgânica não se distinguem.

Existe uma tendência de redução do crescimento com o aumento do teor do agregado reciclado, entretanto, o agregado reciclado 100 % (tratamento C) possui uma redução no crescimento de 30 % se comparado ao controle, mas com adição de 5 a 10 % de matéria orgânica esta diferença decresce para somente 13 %.

Na Figura 4.13 encontram-se os agrupamentos gerados pelo teste de Tukey para os resultados de matéria seca. Assim como os resultados obtidos para área de germinação, estes demonstraram a mesma tendência de menor produção com o incremento da porcentagem de agregado reciclado fino.

Observando os resultados, o grupo I contempla um número muito maior de tratamentos quando comparado às determinações por área, diferenciando somente 3 tratamentos (A, L e G), e verifica-se que há uma tendência no aumento do teor de matéria seca com o aumento da matéria orgânica, parâmetro não observado nas determinações por área.

Uma provável explicação para o aumento da matéria seca é a maior disponibilidade de nitrogênio proveniente da matéria orgânica, que contribui para maior produção de proteínas e consequentemente maior quantidade de matéria seca. O composto orgânico utilizado possui 0,5 % de nitrogênio total, contribuindo significativamente para maiores doses do nutriente.

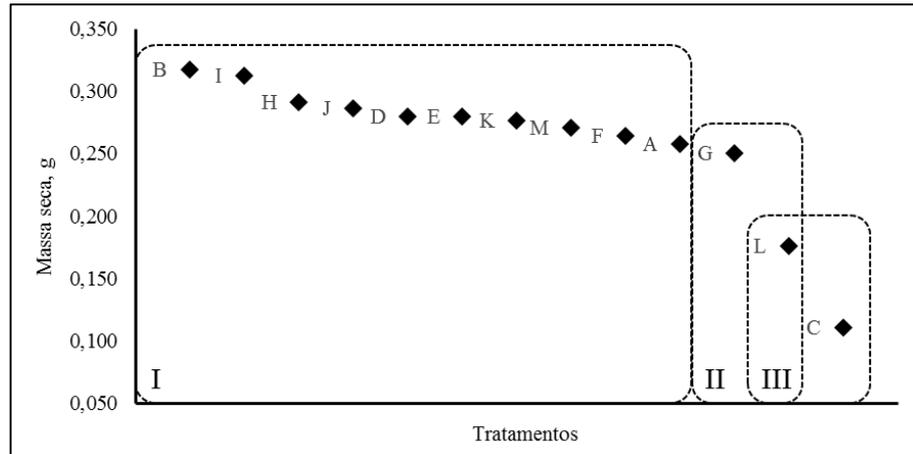


Figura 4.13 - Agrupamentos obtidos pelo teste de Tukey para os resultados da matéria seca dos germinados

Para correlacionar as respostas observadas e a composição dos tratamentos, os dados foram agrupados em uma matriz e processados através da análise de componentes principais (Figura 4.14). As três primeiras componentes principais representaram 78,5 % da variabilidade dos dados e confirmam as tendências observadas.

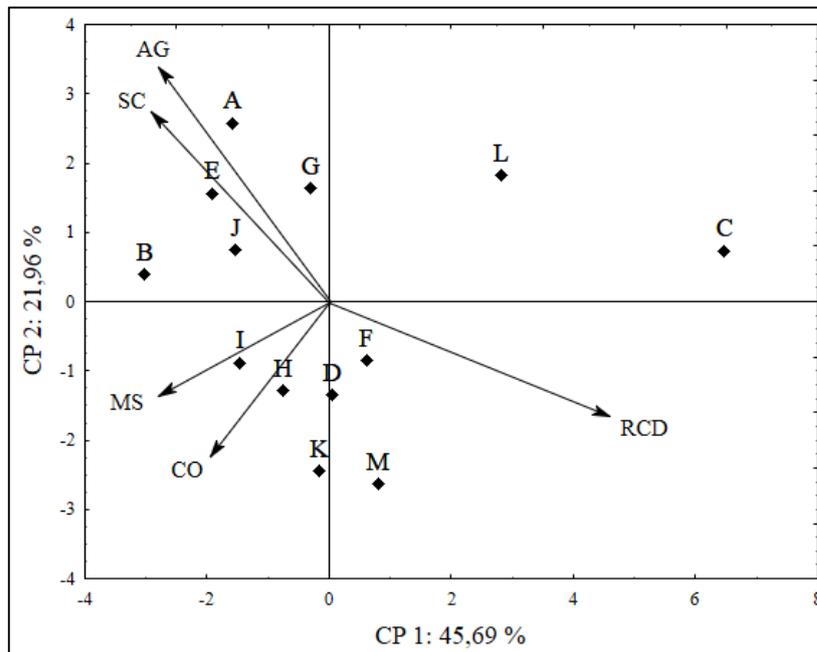


Figura 4.14 - Gráfico de scores com 3 grupos distintos: maior proporção de solo (A, E, G, J, B), maior proporção de matéria orgânica (I, H, D, F, K, M); L = 2,5% de CO e C = agregado reciclado puro; SC: solo controle; CO: composto orgânico; RCD: agregado reciclado de resíduos de construção e demolição; AG: área de germinação; MS: matéria seca

Verifica-se na Figura 4.14 a distinção entre as amostras de solo e os agregados reciclados, localizados em quadrantes opostos. O composto orgânico adicionado posiciona-se perpendicularmente aos tratamentos com maior proporção de solo controle e RCD, o que demonstra efeito similar aos outros componentes utilizados no ensaio e predominância aos tratamentos com maior teor de matéria seca obtida. Já os resultados com maior área de germinação posicionam-se basicamente no quadrante dos tratamentos com maior proporção de amostra de solo.

De modo geral, os resultados obtidos pelo ensaio de germinação indicam que o desempenho de crescimento não é afetado significativamente pelos agregados reciclados quando são acrescidos de matéria orgânica ou uma fração de solo. A possibilidade de utilizar solo combinado aos agregados reciclados pode ser uma alternativa de aplicação, reduzindo a demanda por recursos naturais e reciclando os agregados reciclados finos.

4.3.3 Bioensaios de ecotoxicidade

Os resultados dos testes empregando as metodologias para identificação de patógenos (item 4.2.3, p. 77) e também aqueles *in vitro* utilizando organismos (itens 4.2.4 e 4.2.5, p. 78), serão discutidos sequencialmente nesta seção.

Os resultados foram negativos para a presença de coliformes ou *E. coli*. nas amostras submetidas ao teste. A condição de ausência destes patógenos pode ser verificada na Figura 4.15, onde a cor púrpura persistiu ao longo do período de incubação e, sob ação de radiação ultravioleta, não apresentou fluorescência.



Figura 4.15 – Resultado do teste indicando ausência de patógenos nas amostras de agregados reciclados

Apesar do resultado negativo, os agregados reciclados ficam em campo aberto após o beneficiamento dos RCD e, portanto, sujeitos à exposição a estes organismos. Convém lembrar ainda que as caçambas onde são armazenados os RCD antes do beneficiamento também ficam expostas, colaborando com a possibilidade de contaminação. Entretanto, como a utilidade fim dos agregados reciclados almeja o cultivo de gramíneas, o risco potencial é baixo, desde que sua presença não ultrapasse os limites estabelecidos. Para exemplificar, a instrução normativa nº 27 do MAPA¹⁰³ limita a presença de coliformes termotolerantes a 1000,0 NMP/g de MS (número mais provável por grama de massa seca).

Outra preocupação quanto à utilização dos RCD corresponde às possíveis decorrências dos agentes ecotóxicos para organismos vivos. Em consequência desta, os testes *in vitro* realizados servem como estimativa de eventuais riscos, servindo como biosensores.

O primeiro teste realizado consistiu na exposição de bactérias *Vibrio fischeri* aos extratos solubilizados de RCD, onde a resposta em relação a luminescência inicial e após o contato com os agentes ecotóxicos é bastante rápida. Após a análise das diluições conforme o protocolo seguido, o processamento dos dados indicou uma $EC_{50} > 81,9 \%$, ou seja, os extratos não demonstraram ecotoxicidade aparente.

Estabelecendo um paralelo entre este resultado e outros demonstrados e já discutidos, pode-se inicialmente recordar que os metais potencialmente tóxicos quando presentes estarão no extrato solubilizado essencialmente precipitados como hidróxidos e possivelmente ficaram retidos na etapa de filtração (0,45 μm) para a obtenção do extrato. Já o $\text{pH} > 7,0$ do extrato aparentemente não resultou em toxicidade a bactéria, conforme já relatado por Batziaka (2008)¹⁵⁵.

Todavia, apesar do resultado, a análise de ecotoxicidade não deve basear-se somente nos testes com a bactéria, pois estas podem não ser sensíveis à amostra e por isso a necessidade de utilizar outros organismos¹³⁶.

Os testes utilizando *Saccharomyces cerevisiae* demonstraram sensibilidade às combinações baseadas no planejamento Plackett-Burnam. A Figura 4.16 apresenta a comparação entre as leveduras de (a) um controle e um dos tratamentos e (b) entre as soluções obtidas de diversos tratamentos utilizados no bioensaio. Na Tabela 4.8 estão listados os resultados para os respectivos tratamentos, recordando que a eventual toxidez é inversamente proporcional ao valor obtido.

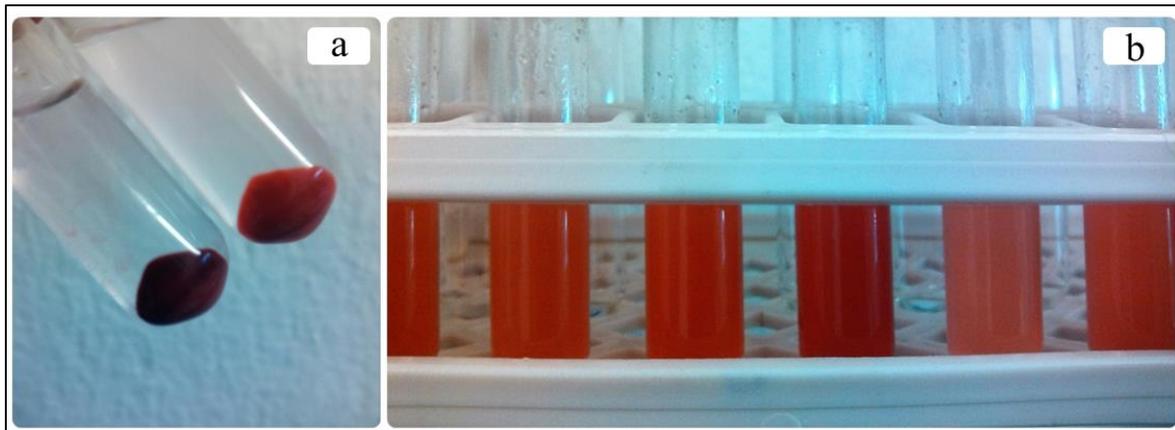


Figura 4.16 – Demonstração do resultado do bioensaio com *Saccharomyces cerevisiae*. (a) coloração das leveduras após o teste e (b) a comparação entre soluções obtidas no teste

Tabela 4.8 – Resultados do bioensaio utilizando leveduras

Tratamento	Absorbância
A	1,272 ± 0,113
B	1,368 ± 0,090
C	1,564 ± 0,060
D	0,926 ± 0,072
E	0,588 ± 0,047
F	0,505 ± 0,032
G	1,556 ± 0,088
H	0,768 ± 0,029
I	1,16 ± 0,071
J	0,826 ± 0,065
K	1,15 ± 0,068
L	1,772 ± 0,096
PC	1,517 ± 0,078

Os resultados claramente apontam diferenças relativas à composição dos tratamentos e quando submetidos à ANOVA estas diferenças são evidenciadas com um $R^2 = 0,994$ de explicação da variabilidade dos efeitos principais. A Figura 4.17 demonstra o Gráfico de Pareto dos efeitos padronizados obtido pelo processamento dos dados.

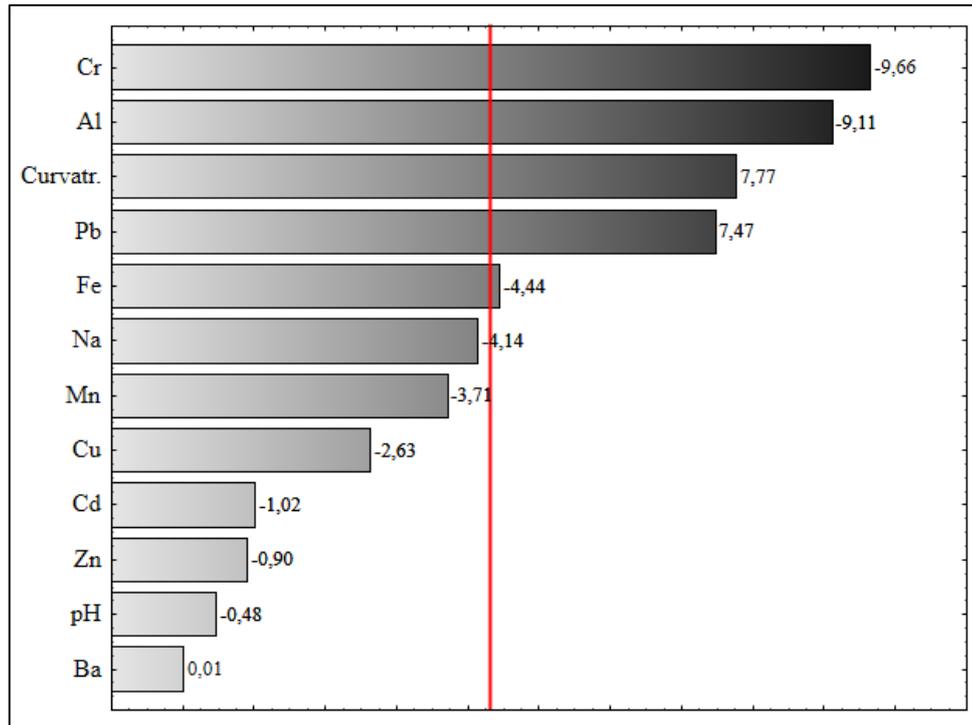


Figura 4.17 – Efeitos padronizados para os resultados do bioensaio com leveduras
 — efeitos significativos para um $\alpha = 0,05$

A Figura 4.17 evidencia que a curvatura apresenta significância, ou seja, não há uma relação linear entre os fatores e a variável dependente, apesar de que planejamentos do tipo Plackett-Burnam não favoreçam o cálculo das interações entre os fatores. Além dessa, foram dados como significativos a presença de Cr, Al e Pb, principalmente. A Figura 4.18 demonstra os efeitos destes metais no bioensaio, sendo que Cr e Al influenciam negativamente no teste, entretanto o Pb possui efeito estimulador, contrariamente aos demais metais.

Tanto Cr quanto o Al possuem efeitos semelhantes quanto à atividade metabólica das leveduras e, mesmo a despeito do planejamento não favorecer quantitativamente o cálculo das interações, percebe-se que existe um efeito aditivo na presença destes dois metais. O tratamento H (presença de Cr e ausência de Al) forneceu um resultado médio de 0,768 (resultado 56,6 % menor que o controle L), enquanto que o tratamento D (presença de Al e ausência de Cr) tem um resultado médio de 0,926 (47,7 % menor que o controle), todavia nos tratamentos E e F (presença de Al e Cr) o resultado é 66,8 % e 71,5 % menores em relação controle, sendo que o resultado é menor no tratamento F pois há a presença de Fe (também indicado como significativo, mas em menor proporção).

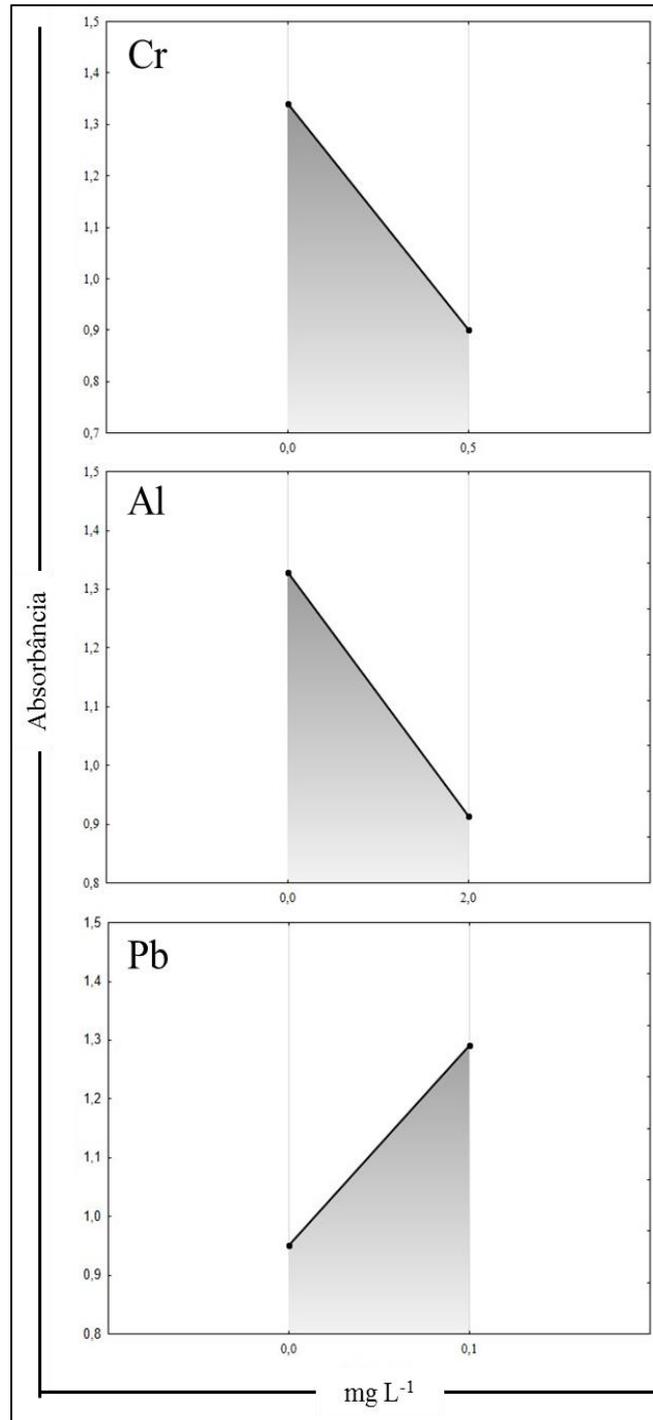


Figura 4.18 – Gráficos de médias para os efeitos do Cr, Al e Pb no bioensaio com levedura

Na presença de Pb, no entanto, houve efeito contrário. No tratamento A (presença de Pb e Al) o resultado médio foi cerca de 37,3 % maior ao tratamento D (presença de Al e ausência de Pb). Já o tratamento C (presença de Cr e Pb) apresentou resultado 103,6 % maior em relação ao tratamento C (somente Cr). Quando os três metais estão presentes (tratamento J) há um aumento aproximado de 51,1 % quando comparados aos tratamentos E e F (presença de Al e Cr e ausência de Pb).

O efeito positivo quanto a presença de Pb pode ser creditado ao comportamento hormético do metal, já demonstrado em outros trabalhos com outros organismos ou mesmo com germinação de sementes¹⁵⁶⁻¹⁵⁸, onde baixas doses do agente ecotóxico resultou em estímulos metabólicos desses. Entretanto, esta suposição necessita de estudos complementares que confirmem o efeito em células de leveduras.

Além das soluções contendo as combinações de metais e pH, também foi analisado extratos solubilizados de amostras de agregados reciclados (n=5), indicando um resultado de $1,496 \pm 0,211$, resultado estatisticamente igual ($p > 0,05$) ao controle e ao tratamento do ponto central do planejamento, respectivamente tratamentos L e PC.

Quanto aos resultados com os extratos solubilizados e considerando que a concentração máxima de Cr determinada nos RCD ($49,15 \text{ mg kg}^{-1}$) está abaixo dos limites de toxicidade de legislações como os valores orientadores da CETESB¹⁰⁵ ou da IN nº 27 do MAPA¹⁰³ e que o Al no pH dos RCD estaria na forma e hidróxidos conforme modelagem no software Visual Minteq, pode-se inferir que esses agentes ecotóxicos provavelmente não teriam os efeitos observados como no ensaio com padrões, salientando ainda que o pH não demonstrou significância no teste com leveduras, igualmente ao resultado com a bactéria *Vibrio fischeri*.

5. ENSAIO COM PLANTAS EM CASA DE VEGETAÇÃO

5.1 Introdução

Experimentos em casa de vegetação possuem a vantagem do controle ambiental onde diversos tratamentos podem ser comparados nas mesmas condições com características pré-determinadas, sendo esses convenientemente conduzidos em vasos para o estudo dos efeitos, limitações e necessidade de correção dos fatores envolvidos⁷⁸.

Um dos objetivos específicos deste trabalho consiste na adequação das condições dos agregados reciclados conforme parâmetros discutidos na seção 3 (caracterização físico-química dos agregados) como adição de nitrogênio, por exemplo, assim como o cultivo em vasos da grama esmeralda (*Zoysia japônica*), que representa cerca de 80 % das gramíneas cultivadas no Brasil segundo Coan (2008, apud VILLAS BOAS; GODOY, 2007)¹⁵⁹. Além deste motivo, outro motivador quanto à adoção desta variedade de grama pauta-se na resistência frente a condições de salinidade elevada¹⁶⁰ que pode ocorrer nos RCD devido sua heterogeneidade.

Referente ao cultivo da grama esmeralda juntamente com resíduos sólidos, diversos trabalhos já demonstraram a viabilidade na presença de lodo de esgoto¹⁶¹⁻¹⁶⁴, não havendo impedimentos quanto esta prática. Já em relação ao cultivo nos agregados reciclados de RCD, dever-se-á que considerar o conjunto de atributos químicos e físicos já estudados ao longo deste trabalho, tais como a disponibilidade de macro e micro nutrientes com exceção de nitrogênio que necessitará ser adicionado. Também foi verificada a baixa quantidade de matéria orgânica, porém a incorporação de 5 % (m/m) de um composto orgânico foi suficiente para igualar as taxas de germinação, além de que esta incorporação também acarretará em melhorias na textura e na capacidade de absorção de água dos agregados reciclados como substrato¹⁶⁵.

Dentre as situações que podem ser avaliadas para elucidar a prática objetivada, isto é, os agregados reciclados como substrato, a diagnose foliar das plantas cultivadas nestes materiais pode complementar os resultados das análises químicas e físicas ligadas à fertilidade, estabelecendo relações, por exemplo, entre as condições que influenciam a disponibilidade de nutrientes (*e.g.* pH) e, em consequência destas, na absorção dos mesmos pelas plantas⁷⁸.

Ainda convém lembrar que o cultivo das gramíneas alterará os atributos químicos e físicos dos agregados reciclados e, em decorrência disto, a avaliação dos mesmos após o desenvolvimento das gramíneas complementar as interpretações obtidas ao longo do trabalho.

5.2 Parte Experimental

5.2.1 Cultivo de grama-esmeralda (*Zoysia japonica*) nos agregados reciclados de RCD

Os experimentos para avaliar o desempenho agrônômico dos RCD como substratos foram realizados em casa de vegetação disponível no Pavilhão da Química do Departamento de Ciências Exatas da ESALQ/USP, utilizando vasos plásticos com 40 centímetros de altura e 30 centímetros de diâmetro para possibilitar o desenvolvimento radicular.

Os vasos foram preenchidos com 10 kg de material teste para o cultivo, cuja composição foi estabelecida através de um planejamento de misturas binárias, utilizando como fatores um solo controle (nitossolo vermelho eutroférico) e os agregados reciclados de RCD, estabelecendo 5 tratamentos (realizados em quintuplicatas) conforme Tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Tratamentos obtidos pelo planejamento de misturas binárias para o cultivo da grama-esmeralda

Tratamento	% Solo Controle	% RCD
A	100,0	0,0
B	75,0	25,0
C	50,0	50,0
D	25,0	75,0
E	0,0	100,0

Os tratamentos contendo RCD foram submetidos à correção de teor de composto orgânico (5 %, m/m) conforme resultados obtidos previamente nos bioensaios de germinação de sementes. Todos os tratamentos foram corrigidos inicialmente quanto ao teor de nitrogênio¹⁶⁶ via adição de ureia na dose de 0,5 g kg⁻¹ e após 270 dias via adição de KNO₃ na

mesma dose^{xxxvi}. Após homogeneização das misturas e preenchimento dos vasos, placas de grama esmeralda foram cortadas em círculos com 30 cm de diâmetro e colocadas sobre as misturas estabelecidas para propiciar o cultivo das mesmas. A Figura 5.1 demonstra estas duas situações, de montagem dos vasos com as misturas e a placa de grama já repousada sobre o vaso.

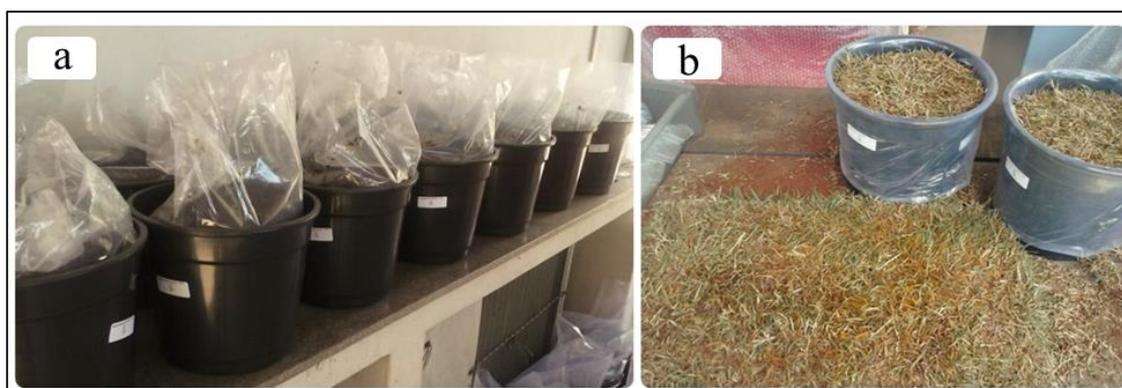


Figura 5.1 - Demonstração das etapas de montagem do experimento com grama esmeralda.
(a) vasos contendo os tratamentos e (b) plantio da grama-esmeralda

Os vasos com grama foram mantidos em casa de vegetação sob sistema de irrigação automática por gotejamento durante 45 min dia⁻¹ no período da manhã a uma vazão média de 5 mL min⁻¹. Para assegurar condições equivalentes de luminosidade solar, sombra e ventilação, foi realizado um rodízio dos vasos a cada 72 horas.

5.2.2 Determinação dos teores de elementos e teor de matéria seca na parte aérea e raízes das plantas

Após 90 dias de cultivo foi realizado o primeiro corte da parte aérea das plantas a uma altura de 2 cm a partir da base e determinados os teores de macro e micro nutrientes, assim como a matéria seca. Demais cortes (2º, 3º e 4º) também ocorreram após esse tempo, sendo submetidas às mesmas determinações de teores e matéria seca.

Para as análises mencionadas, após o corte as folhas foram lavadas com água deionizada produzida em sistema de osmose reversa com condutividade inferior a 0,4 µS cm⁻¹, para então serem secas em estufa com circulação forçada de ar a 60 °C por um período de 48 horas.

Após secagem, as plantas foram pesadas e posteriormente moídas em moinho de facas

^{xxxvi} Esta dose foi adicionada porque observou-se uma queda no crescimento das folhas da grama-esmeralda entre o 2º e o 3º corte, especialmente nos tratamentos com maior percentual de RCD, conforme será discutido oportunamente na sequência desta seção.

(Tecnal) e passadas através de peneira de 30 mesh. Ao final do experimento, as raízes foram retiradas dos vasos, e submetidas aos mesmos procedimentos de limpeza, secagem e moagem.

O teor de nitrogênio foi determinado pelo método Kjeldahl utilizando 500 mg de amostra⁹⁰. Para a determinação dos demais teores de elementos foi utilizada digestão ácida em frascos fechados assistida por radiação micro-ondas (Milestone, modelo Ethos One), utilizando 250 mg de amostra, 3 mL de ácido nítrico concentrado e 2,5 mL de peróxido de hidrogênio. O programa de aquecimento consistiu em uma rampa com duração de 15 minutos até o patamar de 175 °C, mantido por outros 15 minutos. Os extratos foram aferidos a 50 mL após filtração e determinadas as concentrações de Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, e Zn.

As soluções obtidas após a digestão foram analisadas por espectrofotometria de absorção em chama (FAAS modelo FS240 da Agilent Technologies) ou de espectrofotometria de emissão em chama (fotômetro de chama Micronal, modelo B262) utilizando aparelhagem disponível no Laboratório de Química Analítica Aplicada da ESALQ.

Para avaliar a exatidão do procedimento foram empregados materiais certificados de referência de folhas de tomate e espinafre, SRM 1573a e SRM 1570a (NIST, EUA), respectivamente. A precisão dos procedimentos foi obtida com análises em triplicatas, e para identificar possíveis contaminações, a análise do branco analítico foi realizada.

5.2.3 Análise dos agregados reciclados após o cultivo das gramíneas

Finalizado o experimento com plantas, os agregados reciclados submetidos ao cultivo no tratamento E (sem solo controle), foram analisados utilizando procedimentos tais como os inicialmente aplicados na seção 3, sobre a caracterização físico-química dos resíduos de construção e demolição.

Inicialmente, realizou-se a caracterização mineralógica por difração de raios-X conforme metodologia apresentada no item 3.2.4 (p. 46). Já o preparo de amostra bem como a determinação dos teores de elementos ocorreu em concordância aos procedimentos do item 3.2.2 (p. 44). Por fim, a análise de fertilidade e textural foram realizadas utilizando os procedimentos descritos nos itens 3.2.5 (p. 46) e 3.2.8 (p. 49), respectivamente.

5.2.4 Análises estatísticas

Os resultados foram submetidos a análise de variância (ANOVA, $\alpha = 0,05$) para verificação da similaridade estatística entre os tratamentos. Em complementação, foi utilizado o teste *post hoc* de Tukey para comparações múltiplas e informando por meio de letras quais tratamentos não diferem entre si. Para a comparação e determinação das diferenças entre os teores de elementos pré e pós cultivo nos agregados reciclados foi utilizado o teste T de Student ($\alpha = 0,05$). As análises foram conduzidas utilizando o suplemento de análise de dados do software Microsoft Excel, assim como planilhas de cálculo elaborados no mesmo.

5.3 Resultados e Discussão

A grama esmeralda apresentou desenvolvimento equivalente e constante entre todos os tratamentos como observado na Figura 5.2, que demonstra o cultivo em 1, 7 e 30 dias após o plantio das gramíneas. A equivalência de cultivo pode ser comprovada na Figura 5.3, onde há a comparação dos tratamentos postos lateralmente após 90 dias de cultivo em casa de vegetação, constatando-se que não houveram alterações foliares.

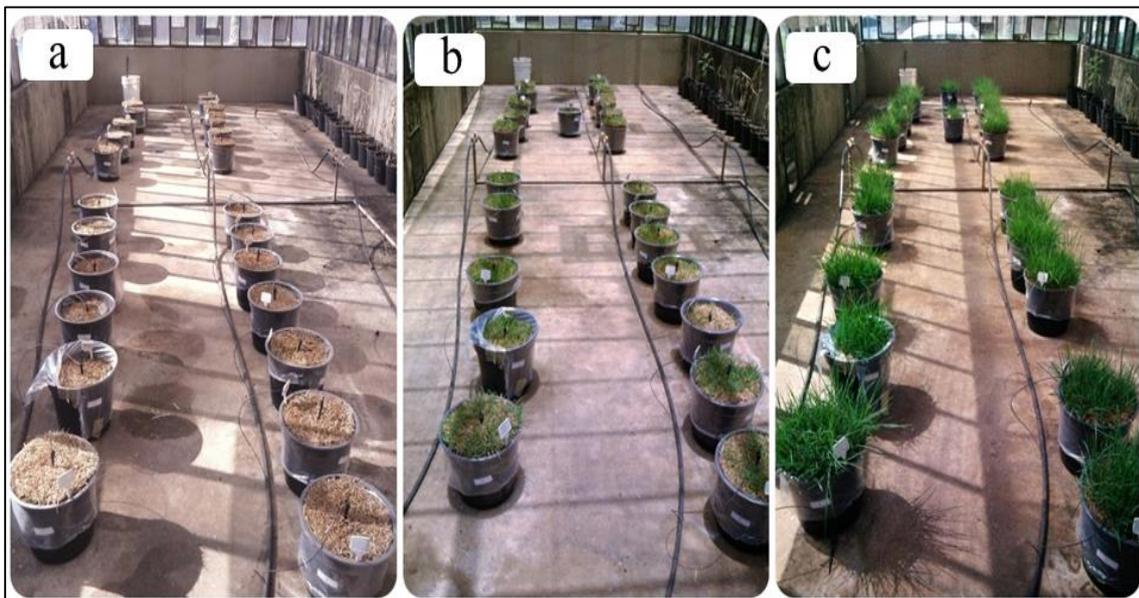


Figura 5.2 - Evolução no crescimento da grama esmeralda após tempos de 1, 7 e 30 dias após plantio

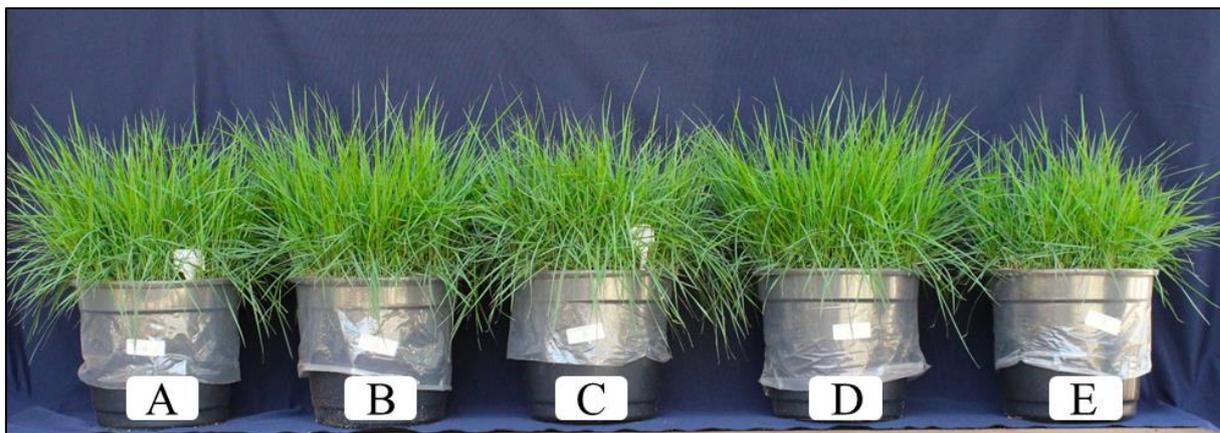


Figura 5.3 - Comparação do desenvolvimento da grama esmeralda para os tratamentos utilizados aos 90 dias após plantio

Após os cortes e processamentos da parte aérea da grama conforme metodologia já descrita, os resultados para alguns macro e micro nutrientes para o 1º e 2º corte são apresentados na Tabela 5.2, já os relativos ao 3º e 4º corte são sintetizados na Tabela 5.3.

Tabela 5.2 – Teores de macro e micro nutrientes no 1º e 2º corte da grama-esmeralda

	Concentrações (mg kg ⁻¹) - 1º Corte					Concentrações (mg kg ⁻¹) - 2º Corte					
	A	B	C	D	E	A	B	C	D	E	
Ca	Média	1978,87	2148,57	2062,87	2007,27	2488,17	2135,56	2288,90	2461,56	2345,60	2611,56
	Desvio Padrão	166,89	347,52	301,73	101,85	304,71	188,75	357,94	265,53	124,66	215,91
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a/b	a/b	a/b	b	a	a/b	a/b	a/b	b
Cu	Média	7,49	8,21	8,79	9,75	10,30	5,62	5,75	6,36	6,44	6,20
	Desvio Padrão	0,37	0,58	0,70	1,63	1,34	0,45	0,38	0,70	0,89	0,66
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a/b	a/b/c	b/c	c	a	a	a	a	a
Fe	Média	136,68	126,97	130,18	146,81	146,81	272,71	288,90	313,91	264,90	252,91
	Desvio Padrão	18,12	23,80	11,31	11,68	6,27	14,24	13,90	25,99	23,98	29,40
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
K	Média	13941,86	14121,64	14353,70	14120,39	13802,50	13405,63	13578,50	13801,63	13577,30	13271,63
	Desvio Padrão	208,36	367,08	387,37	269,38	169,51	200,34	332,45	289,80	352,10	278,90
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
Mg	Média	2026,58	2244,01	2294,90	2353,79	2397,95	1293,80	1238,90	1326,60	1207,34	1355,60
	Desvio Padrão	150,74	221,59	249,03	173,67	148,46	61,13	98,34	175,83	143,90	213,99
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a/b	a/b	a/b	b	a	a	a	a	a
Mn	Média	82,84	94,89	91,89	94,96	147,64	74,34	70,40	72,88	69,30	96,56
	Desvio Padrão	6,97	17,92	25,01	19,53	20,61	18,01	16,52	16,74	16,08	24,79
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a	a	a	b	a	a	a	a	a
Zn	Média	24,63	22,02	21,28	24,60	25,55	25,70	22,64	25,28	23,81	24,86
	Desvio Padrão	4,45	1,26	2,22	1,38	2,11	2,64	1,62	1,90	2,05	2,12
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a

TT ($\alpha=0,05$) = Teste de Tukey para um intervalo de confiança de 95,0 %.

Letras maiúsculas (A, B, C, D e E) representam os tratamentos, já as letras minúsculas (a, b, c) referem-se ao resultado do teste de Tukey, sendo que letras iguais indicam que não há diferença estatística entre os tratamentos.

Tabela 5.3 – Teores de macro e micro nutrientes no 3º e 4º corte da grama-esmeralda

		Concentrações (mg kg ⁻¹) - 3º Corte					Concentrações (mg kg ⁻¹) - 4º Corte				
		A	B	C	D	E	A	B	C	D	E
Ca	Média	2191,56	2435,2	2721,56	2887,30	3177,56	2023,56	2351,67	2877,56	2734,30	3203,56
	Desvio Padrão	237,20	178,90	302,40	189,34	365,80	174,50	125,60	302,40	244,80	365,20
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a	a/b	b	b	a	a/b	b	b	b
Cu	Média	6,42	6,02	6,38	6,21	6,06	6,29	6,24	6,51	6,12	5,46
	Desvio Padrão	0,35	0,79	0,96	0,46	0,73	0,54	0,69	0,72	0,45	0,63
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
Fe	Média	300,91	313,78	340,31	297,92	339,71	317,91	306,2	312,31	315,16	320,71
	Desvio Padrão	15,44	17,88	21,56	15,37	42,21	5,57	11,32	8,99	16,45	22,11
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
K	Média	10367,63	10894,30	11801,63	10784,60	11019,63	14493,63	14689,92	14063,63	14398,32	14003,63
	Desvio Padrão	338,90	289,00	314,50	322,15	367,90	290,88	304,71	277,13	242,90	302,15
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
Mg	Média	1455,60	1399,32	1431,4	1477,32	1530,2	1530,23	1467,23	1561,20	1501,13	1558,00
	Desvio Padrão	126,24	207,32	188,70	170,78	204,13	189,49	183,53	196,64	209,66	231,46
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
Mn	Média	72,06	76,696	76,24	71,09	75,04	79,44	81,14	74,7	71,98	58,92
	Desvio Padrão	6,76	11,23	8,55	10,13	17,32	9,16	9,96	12,20	11,64	15,36
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a
Zn	Média	23,51	24,54	22,48	21,51	26,78	22,78	20,37	26,3	22,45	23,78
	Desvio Padrão	2,06	1,86	2,03	2,08	2,012	1,98	1,99	2,74	2,02	1,99
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a	a	a	a	a	a	a	a	a

TT ($\alpha=0,05$) = Teste de Tukey para um intervalo de confiança de 95,0 %.

Letras maiúsculas (A, B, C, D e E) representam os tratamentos, já as letras minúsculas (a, b, c) referem-se ao resultado do teste de Tukey, sendo que letras iguais indicam que não há diferença estatística entre os tratamentos.

Com relação a Tabela 5.2, percebe-se que houve diferença ($p < 0,05$) essencialmente entre os tratamentos A e E, 100 % solo controle e agregados reciclados, respectivamente, para os teores de Ca, Cu, Mn e Mg. A diferença para Ca e Mg pode ser relacionada aos elevados níveis destes elementos nos RCD, embora não seja limitante já que não houve alterações no desenvolvimento das gramíneas. Já para Cu e Mn, supõem-se que estavam mais disponíveis as plantas nos tratamentos contendo maior proporção de RCD, já que o solo controle utilizado (nitossolo vermelho eutroférico) possui uma proporção de argilas maior (51,2 %, conforme Anexo A), logo, maior capacidade de retenção destes metais.

Esta condição também pode ser atribuída a turgidez das plantas cultivadas em 100% RCD, uma vez que por possuir baixa capacidade de retenção, maior quantidade de água pode ser absorvida pela planta e conseqüente aumento na concentração destes elementos na mesma.

Ainda quanto as elevadas concentrações de Ca e Mg nos RCD, é conhecida a situação em que elevados teores destes elementos podem diminuir a disponibilidade de K às plantas⁷⁸, porém não ocorreu esta situação conforme verificado nas concentrações deste elemento nas folhas das plantas, estatisticamente semelhantes em todos os tratamentos. Quando aos demais elementos, como Fe e Zn, verifica-se que os níveis também são equivalentes ($p > 0,05$) entre os tratamentos, indicando que o pH dos RCD não influenciou na absorção dos mesmos pelas plantas.

Já para o 2º corte, a diferenciação entre os resultados do tratamento A e E continuou para os resultados de Ca, indicando que as fontes deste nos RCD são solubilizadas ao longo do cultivo. Tal situação já não ocorreu para o Mg, cujos teores foram equivalentes nos tratamentos, todavia menores em relação ao 1º corte, fato que pode ser atribuído a necessidade do nutriente nos estágios iniciais para a formação das raízes¹⁶⁷ das gramíneas nos vasos. Quanto os demais elementos, há equivalência entre os tratamentos ($p > 0,05$) e entre os cortes, excetuando o teor de Fe, que teve seu teor aumentado entre os cortes.

Com relação a Tabela 5.3, evidencia-se, novamente, a condição de diferenciação entre os tratamentos nos teores de Ca no 3º e 4º cortes. Com relação aos demais teores, houve equivalência ($p > 0,05$) entre os tratamentos e entre os cortes, exceto pelos teores de K, que apesar de semelhantes entre os tratamentos, decaíram em relação ao 2º corte cerca de 25 %, indicando que a quantidade deste nutriente nos tratamentos diminuiu, o que pode ser confirmado quando compara-se o 3º e o 4º corte recordando que entre estes houve adição de KNO_3 nos tratamentos, conforme descrito na seção de materiais e métodos.

A mesma tendência de decaimento entre o 2º e o 3º corte também ocorreu para os teores de N determinados nas plantas, segundo demonstrado na Figura 5.4, onde constam as concentrações deste nutriente nas plantas e faz-se uma comparação entre os tratamentos A e E. Tal comparação também é evidenciada na Figura 5.5, que demonstra os resultados de matéria seca obtidos.

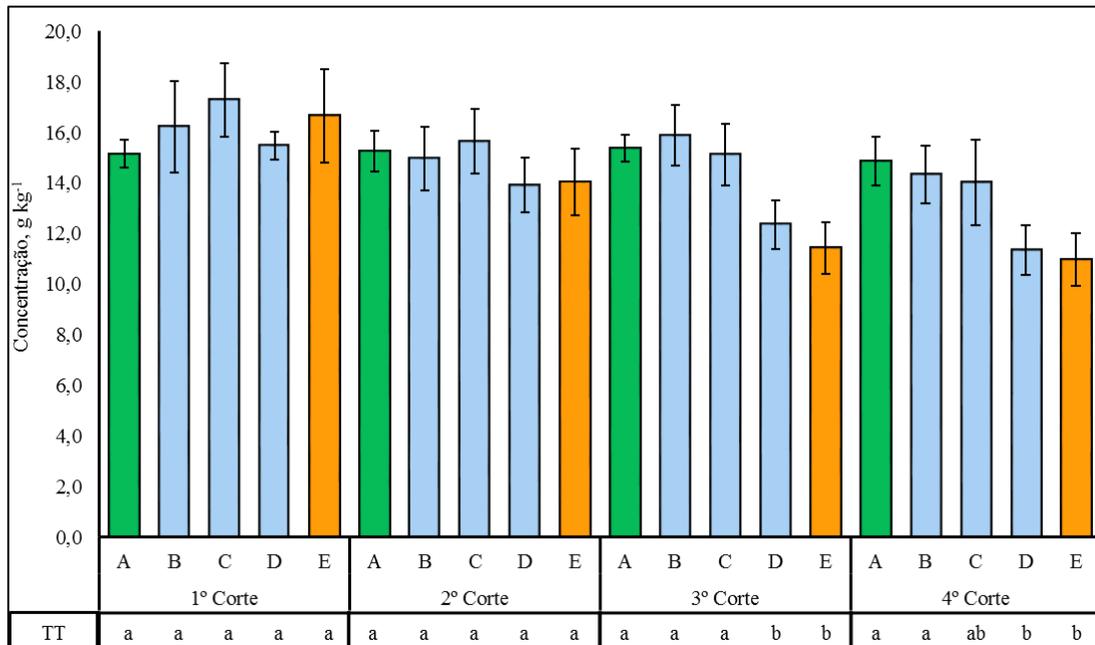


Figura 5.4 – Teores de nitrogênio nas gramíneas cultivadas. ■ tratamento A; ■ tratamento E. TT: Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$), letras minúsculas indicam similaridade entre os tratamentos

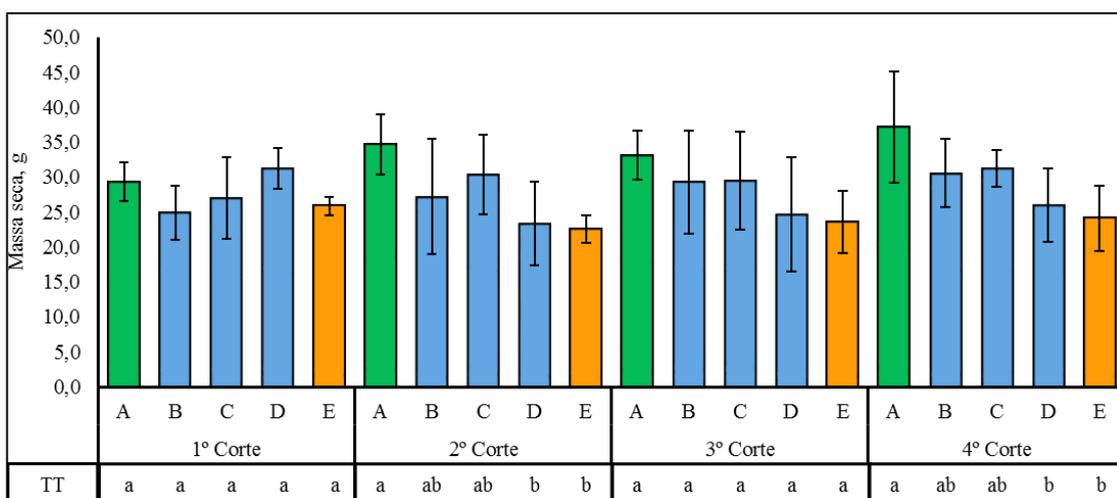


Figura 5.5 – Matéria seca das gramíneas cultivadas. ■ tratamento A; ■ tratamento E. TT: Teste de Tukey ($\alpha = 0,05$), letras minúsculas indicam similaridade entre os tratamentos

Juntamente com o potássio, o nitrogênio é o elemento de maior demanda da grama esmeralda¹⁶⁶ sendo que sua deficiência causará menor desenvolvimento das mesmas. Tal condição é evidenciada quando se comparam os teores de K (Tabelas 5.2 e 5.3) e as Figuras 5.4 e 5.5, onde a diminuição do suprimento destes elementos nos tratamentos, indiretamente fornecida pela diagnose foliar, ocasionou decréscimos nos teores de matéria seca das gramíneas.

Esta situação torna-se evidente na comparação entre os tratamentos A e E, em que os teores de N e conseqüente matéria seca, são maiores e mantem-se constantes no primeiro (A) e decaem no segundo tratamento (E), sendo que a adição de KNO_3 após o 3º corte estabilizou a tendência decrescente, principalmente no tratamento E, evidenciando a necessidade de aportes destes nutrientes com maior regularidade na utilização dos agregados reciclados como substrato.

O decaimento dos teores de K e N nos tratamentos contendo agregados reciclados pode ser devido às perdas por lixiviação e/ou volatilização, por possuírem baixa capacidade de retenção e fixação destes. A incorporação de matéria orgânica, conforme já discutido colabora com estas características, embora também sejam importantes as estratégias de irrigação e adubação que minimizem estas perdas, notadamente para o nitrogênio¹⁶⁸.

De forma geral, a grama esmeralda teve desenvolvimento equivalente nos tratamentos e, observadas as discussões realizadas sobre eventuais deficiências nutricionais, o teor de elementos nas folhas de grama-esmeralda foi similar ao encontrado na literatura, obedecendo à ordem de concentrações de $\text{N} > \text{K} > \text{Ca} > \text{Mg}$ ¹⁶³.

Quanto aos teores nas raízes das gramíneas, a Tabela 5.4 sintetiza os resultados, novamente demonstrando que as concentrações de Ca e Mg são diferentes entre os tratamentos, atribuindo este comportamento novamente às elevadas concentrações destes nos RCD e por estarem na forma de iônica (M^{n+} , onde M é o metal e n a carga, conforme Tabela 3.4 obtida pela modelagem no software Visual Minteq) com maior eficiência de assimilação pelas raízes. Diferenças entre os tratamentos ($p < 0,05$) também foram evidenciadas para K, Mn, Zn, também devido ao fato que estes estão na forma iônica e por isso mais disponíveis nos tratamentos com maior proporção de RCD, que possui menor capacidade de retenção em relação ao solo utilizado, mais argiloso. Este comportamento não ocorre para Cu e Fe pois encontram-se na forma de hidróxidos e por isso, com menor assimilação. Diferenças também não foram constatadas nos teores de N nas raízes.

Tabela 5.4 - Teores de macro e micronutrientes nas raízes da grama-esmeralda cultivada nos tratamentos do experimento com plantas

		Concentrações - Raízes					
		A	B	C	D	E	
mg kg ⁻¹	Ca	Média	6519,56	6578,90	7054,35	7788,21	8511,56
		Desvio Padrão	240,42	315,16	295,87	382,15	574,17
		TT ($\alpha=0,05$)	a	a	a/b	b	b
	Cu	Média	34,76	35,00	34,82	37,88	40,03
		Desvio Padrão	3,59	5,56	5,18	7,39	0,78
		TT ($\alpha=0,05$)	a	a	a	a	a
	Fe	Média	856,31	821,45	900,31	878,13	1004,31
Desvio Padrão		88,83	62,83	183,85	135,81	149,91	
TT ($\alpha=0,05$)		a	a	a	a	a	
K	Média	2071,63	1844,21	1760,23	1635,20	1305,40	
	Desvio Padrão	523,26	342,13	153,87	231,50	106,31	
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a	a	a/b	b	
Mg	Média	1492,70	1655,25	1693,07	1601,13	1789,16	
	Desvio Padrão	39,17	116,23	59,58	128,13	101,82	
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a/b	b	b	b	
Mn	Média	112,47	134,67	218,10	245,12	335,90	
	Desvio Padrão	15,41	21,78	7,50	14,77	10,20	
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a	b	c	d	
Zn	Média	46,33	47,32	49,04	62,32	69,62	
	Desvio P.	2,45	3,21	1,19	3,17	4,84	
	TT ($\alpha=0,05$)	a	a	a	b	b	
g kg ⁻¹	N	Média	9,39	9,21	9,57	9,44	9,39
		Desvio Padrão	0,11	0,14	0,21	0,16	0,18
		TT ($\alpha=0,05$)	a	a	a	a	a

TT ($\alpha=0,05$) = Teste de Tukey para um intervalo de confiança de 95,0 %.

Letras maiúsculas (A, B, C, D e E) representam os tratamentos, já as letras minúsculas (a, b, c) referem-se ao resultado do teste de Tukey, sendo que letras iguais indicam que não há diferença estatística entre os tratamentos.

Após as análises com o material vegetal (parte aérea e raízes) da grama-esmeralda, os agregados reciclados provenientes do tratamento E, foram retirados dos vasos, secos em estufa e homogeneizados para análise.

Inicialmente, realizou-se a análise de caracterização mineralógica por difração de raios-X (Figura 5.6), evidenciando que a quantidade de calcita (3,1 %) diminuiu em relação à amostra pré-cultivo (4,3 %, Figura 3.4), sendo um indicativo que o cálcio proveniente da calcita foi consumido ao longo do desenvolvimento da grama-esmeralda. Todavia, tratou-se de uma análise com caráter qualitativo e bastante dependente da amostra e processamento, fornecendo resultado de compostos que anteriormente não haviam sido determinados, como o piroxeno.

Para quantificar com maior precisão as variações de teores de macro e micro nutrientes, amostras pré e pós cultivo foram analisadas segundo procedimentos descritos no item 5.2.2 (p. 101) e os resultados listados na Tabela 5.5.

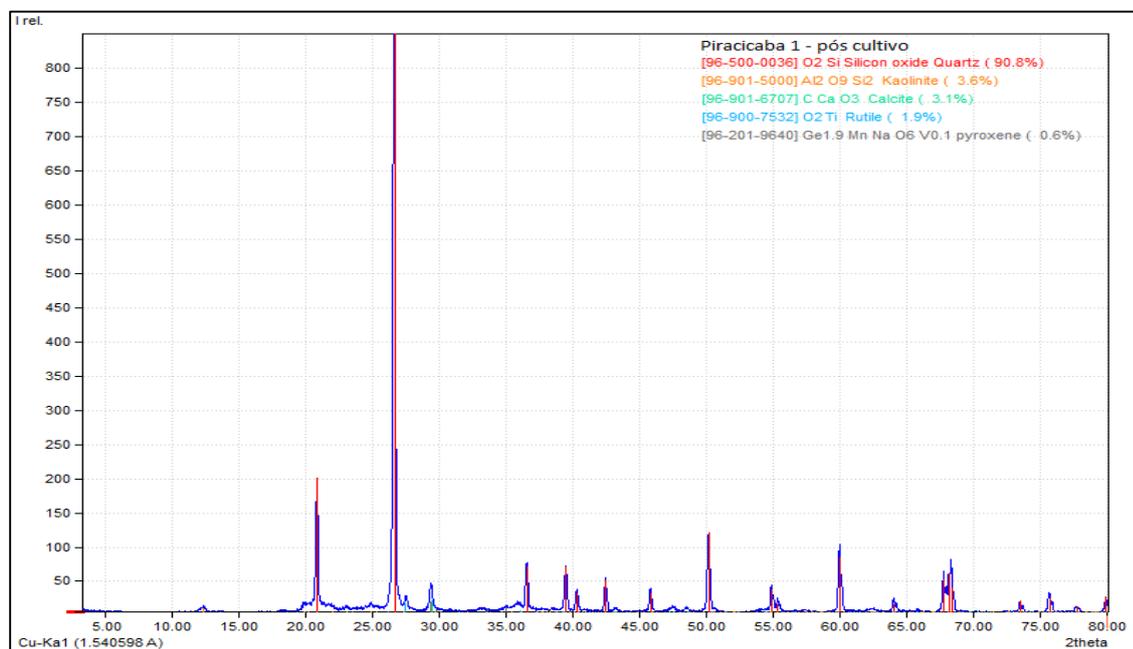


Figura 5.6 – Difratograma para amostra de RCD pós-cultivo da grama esmeralda

Tabela 5.5 - Teores de macro e micro nutrientes em amostras de RCD pré e pós cultivo

Elemento	Concentrações (mg kg ⁻¹)		Variação (%)
	RCD pré-cultivo	RCD pós-cultivo	
B	1,38 ± 0,22	0,00 ± 0,01	-100,00*
Ca	7951,00 ± 653,37	4258,50 ± 156,27	-46,44*
Co	1,18 ± 0,29	0,66 ± 0,15	-44,26
Cu	24,50 ± 3,34	21,32 ± 1,92	-13,00
Fe	3940,00 ± 230,52	3308,00 ± 275,77	-16,04
K	227,60 ± 42,43	90,49 ± 12,86	-60,24*
Mg	786,45 ± 47,16	429,60 ± 45,54	-45,37*
Mn	73,45 ± 34,16	50,17 ± 7,47	-31,69
P	68,03 ± 13,94	116,37 ± 10,65	71,07*
S	378,92 ± 31,66	190,78 ± 19,98	-49,65*
Zn	15,73 ± 2,18	19,19 ± 3,73	22,03

* p < 0,05 quando submetido ao teste T de Student..

O exame da Tabela 5.5 revela que a maioria dos macro e micro nutrientes tiveram seus teores reduzidos em relação aos teores originalmente presentes, servindo como um indicativo que mesmo a despeito de condições distintas (*e.g.* pH), não houveram problemas quanto a assimilação desses pelas plantas, sendo que as variações determinadas para B, Ca, K, Mg e S foram dadas como estatisticamente significativas (p < 0,05). Além disso, destaca-se que o

nível de fósforo elevou-se e esta condição também foi dada como significativa no teste estatístico, sendo tal fato provavelmente devido a solubilização de fosfatos inorgânicos ao longo do período de cultivo, disponibilizando maiores quantidades deste nutriente.

O resultado de variação positiva para P, assim como outros concordantes a Tabela 5.5, também podem ser verificados na Tabela 5.6, que sintetiza os resultados da análise de fertilidade e texturais, para os agregados reciclados pós-cultivo. Na referida tabela, também pode-se constatar que o pH diminuiu, indicando que durante o cultivo os materiais alcalinizantes foram neutralizando-se pela ação dos exsudatos das plantas e em parte por elas absorvidos. Salienta-se que o experimento teve um tempo total de 360 dias e que em tempos mais prolongados, certamente a redução seria mais acentuada. Resultados que tiveram variação positiva como o Fe, Mn e Zn, provavelmente estavam em formas não totalmente acessíveis inicialmente pelos extratores da análise de fertilidade.

Tabela 5.6 – Comparação dos atributos químicos e físicos de fertilidade de amostras de RCD pré e pós cultivo

Atributos	Pré cultivo	Pós cultivo	Variação (%)
pH CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹	7,90	7,00	-11,39
Matéria orgânica (g dm⁻³)	23,00	14,00	-39,13
Fósforo (mg dm⁻³)	49,00	106,00	116,33
Enxofre – SO₄⁻² (mg dm⁻³)	222,00	122,00	-45,05
Potássio (mmol_c dm⁻³)	5,10	4,30	-15,69
Cálcio (mmol_c dm⁻³)	526,00	533,00	1,33
Magnésio (mmol_c dm⁻³)	65,00	53,00	-18,46
Alumínio (mmol_c dm⁻³)	0,00	0,00	0,00
H + Al (mmol_c dm⁻³)	7,00	8,00	14,29
Boro (mg dm⁻³)	0,33	0,54	63,64
Cobre (mg dm⁻³)	2,80	2,70	-3,57
Ferro (mg dm⁻³)	12,00	37,00	208,33
Manganês (mg dm⁻³)	4,10	4,30	4,88
Zinco (mg dm⁻³)	9,70	9,80	1,03
V (%)	99,00	99,00	0,00
Areia	750,00	686,00	-8,53
Silte	25,00	37,00	48,00
Argila	225,00	277,00	23,11

Levando-se em conta as discussões realizadas, constata-se que os agregados reciclados demonstraram-se adequados para utilização como substrato, fornecendo adequadamente os nutrientes, excetuando por nitrogênio e potássio que necessitaram ser repostos para o desenvolvimento apropriado da grama-esmeralda.

6. CONCLUSÕES

Ao analisar o quantitativo de RCD gerados diariamente é possível deduzir sobre a necessidade de alternativas para estes materiais, oportunizando a utilização de suas características (granulometria, propriedades químicas, etc) após o beneficiamento, por exemplo. Soma-se a esta necessidade o conceito de Peng et al.²⁹ em que um dos princípios basilares para a hierarquização da gestão de resíduos é a diminuição do consumo de recursos naturais, como solos que seriam transportados para aterramentos públicos ou privados para a elaboração de gramados, por exemplo.

No Brasil, conforme já discutido, as práticas de reciclagem dos RCD ainda estão se consolidando e pouco se conhece sobre a sustentabilidade ou os impactos ambientais decorrentes destas práticas. Em consequência disto, o processo investigativo para indicar alternativas deve ser abrangente o suficiente para apontar estes aspectos.

Quanto à caracterização físico-química, é inferido que os agregados reciclados apresentaram características de textura apropriadas e não possuem carência de nutrientes, com exceção de nitrogênio. O pH tem um papel fundamental na disponibilidade e especiação das espécies químicas presentes, sendo possível indicar quais destas espécies serão majoritárias e quais efeitos benéficos quanto a aspectos nutricionais e deletérios quanto à toxidez podem ser decorrentes.

Devido a suas características heterogêneas, a determinação dos teores de elementos, notadamente para aqueles que possuem potencial tóxico, não pode ser descartada da investigação dos agregados reciclados já que a maioria destes não apresenta uma distribuição uniforme nos resultados. Entretanto ressalta-se que não foram constatadas contaminações em concentrações acima dos limites utilizados para comparação, indicando que a utilização dos agregados reciclados pode ser segura quimicamente, todavia dependente de testes ecotoxicológicos.

Os testes de lixiviação demonstraram que as concentrações de metais solúveis são baixas em comparação as concentrações totais. Ainda no mesmo teste, verificou-se que as concentrações de amônio e sulfato são elevadas, entretanto podem ser contornadas pela adição de nitrogênio em outras formas que não elevem essas concentrações. Há de se destacar também que a adição de matéria orgânica afetará diretamente na mobilidade das espécies químicas presentes, minimizando o efeito da lixiviação, já que a capacidade de retenção (catiônica, aniônica ou mesmo de água) dos RCD é baixa. Estas informações necessitam ser consideradas quanto a adição de fertilizantes ou aditivos.

Os testes de germinação de sementes demonstraram significância quando comparados os resultados entre os RCD e o solo controle, sendo que a adição de um composto orgânico (em uma dose mínima de 5 % m/m) igualou os resultados.

Quanto aos bioensaios, o pH não tornou-se uma condição crítica e, embora o teste com soluções padrão indicasse que Al e Cr em concentrações acima do limítrofe foram influenciadoras no desenvolvimento das leveduras, não houve efeito nos extratos solubilizados dos RCD, que possui teores abaixo dos limites de toxidez estabelecidos por algumas normativas, apresentando baixo risco ambiental.

Ao analisar o conjunto de ensaios realizados, percebe-se que os agregados reciclados possuem características (químicas, físicas e ecotoxicológicas) que o tornam promissores para a utilização como substrato em substituição aos solos naturais. Todavia, toda hipótese necessita de comprovação e, no caso deste trabalho, esta foi baseada nos experimentos de cultivo de plantas para enfim estabelecer a viabilidade desta aplicação.

Nos experimentos com plantas, a grama-esmeralda desenvolveu-se equivalentemente quando comparados os resultados com o solo controle até o 1º corte. Entretanto, devido às características de baixa retenção já discutidas, houve a necessidade de aplicação de uma segunda dose de fertilizante nitrogenado ao terceiro corte e a tendência de diminuição de crescimento cessou. O cultivo promoveu, ainda, alterações nos teores de macro e micronutrientes nos agregados reciclados, indicando que as espécies químicas presentes são passíveis de assimilação pelas plantas, mesmo a despeito de condições como o pH.

Em virtude dos fatos mencionados, é-se levado a concluir que os agregados reciclados de RCD apresentam-se viáveis para a utilização como substratos, tanto química quanto ambientalmente. Ressalta-se que são necessários estudos complementares, que indiquem a viabilidade econômica, por exemplo, embora saiba-se que não serão necessárias etapas adicionais de beneficiamento além da incorporação de insumos como matéria orgânica e fontes nitrogenadas.

Quanto às quantidades que podem ser utilizadas, para uma área de um metro quadrado com 20 cm de altura, estima-se a aplicação de 280 kg do agregado reciclado. Considerando que obras públicas ou privadas, superem facilmente dezenas de metros quadrados em jardins, seria possível a reutilização de dezenas de toneladas deste material, com a vantagem ambiental e econômica da não necessidade de remoção de solos de outras localidades, considerando a proximidade de usinas de beneficiamento, que estão em expansão.

REFERÊNCIAS

- 1 CAMPOS, H. K. T. Renda e evolução da geração *per capita* de resíduos sólidos no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 2, p. 171-180, 2012.
- 2 BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 03 ago. 2010. Seção 1, p. 3.
- 3 GUERRERO, L. A.; MAAS, G.; HOGLAND, W. Solid waste management challenges for cities in developing countries. **Waste Management**, Oxford, v. 33, n. 1 p. 220-232, 2013.
- 4 ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS - ABRELPE. **Panorama Nacional dos Resíduos Sólidos 2015**. São Paulo, 2015. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm>. Acesso em: 10 out. 2016.
- 5 ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS - ABRELPE. **Panorama Nacional dos Resíduos Sólidos 2010**. São Paulo, 2010. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm>. Acesso em: 10 out. 2016.
- 6 SÃO PAULO (ESTADO). Secretária de Meio Ambiente. **Gerenciamento online de resíduos da construção civil**. São Paulo, 2014. (Cadernos de Educação Ambiental, 19). Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/cea/files/2014/11/19-gerenciamento-construcao-civil.pdf>>. Acesso em: 15 jun. 2015.
- 7 BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano nacional de resíduos sólidos**. Brasília, DF, 2011. Disponível em: <www.mma.gov.br/estruturas/253/_publicacao/253_publicacao02022012041757.pdf>. Acesso em: 13 nov. 2015.
- 8 PINTO, T. P. **Metodologia para a gestão diferenciada de resíduos sólidos da construção urbana**. 1999. 189 f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.
- 9 INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Projeção da população do Brasil e das Unidades da Federação**. Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>>. Acesso em: 06 ago. 2016.
- 10 LAGO, A. A. C. **Estocolmo, Rio, Joanesburgo: O Brasil e as três conferências ambientais das nações unidas**. Brasília, DF: Thesaurus Editora, 2006. 274 p.
- 11 BRASIL. 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. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 02 set. 1981. Seção 1, p. 16509. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm>. Acesso em 10 de jun. de 2016.

- 12 FARIAS, T. Q. Evolução histórica da legislação ambiental. **Âmbito Jurídico**, Rio Grande, n. 39, 2007. Disponível em: <http://www.ambitojuridico.com.br/site/index.php?n_link=revista_artigos_leitura&artigo_id=3845>. Acesso em: 10 jun. 2016.
- 13 BRASIL. Presidência da República. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Capítulo VI: Do Meio Ambiente. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 151A, 05 out. 1988. Seção 1, 32 p. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm>. Acesso em: 10 jun. 2016.
- 14 BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 13 fev. 1998. Seção 1, p. 1. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9605.htm>. Acesso em: 10 jun. 2016.
- 15 SÃO PAULO (Estado). Lei nº 12.300, de 16 de março de 2006. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos e define princípios e diretrizes. **Diário Oficial do Estado de São Paulo. Poder Executivo**, São Paulo, n. 51, 17 mar. 2006. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2006/lei-12300-16.03.2006.html>>. Acesso em: 15 jun. 2016.
- 16 CALDAS, F. **Como caminha a política estadual de resíduos sólidos em São Paulo**. São Paulo: Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo, 2014. Disponível em: <<http://www.al.sp.gov.br/noticia/?id=358076>>. Acesso em: 06 ago. 2016.
- 17 ÂNGULO, S. C. **Caracterização de agregados de resíduos de construção e demolição reciclados e a influência de suas características no comportamento de concretos**. 2005. 236 f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- 18 BOSSINK, B. A. G.; BROUWERS, H. J. H. Construction Waste: Quantification and Source Evaluation. **Journal of Construction Engineering and Management**, Reston, v. 122, p. 55-60, 1996.
- 19 PIRACICABA. Lei nº 6.962, de 22 de dezembro de 2010. Institui o sistema de gestão sustentável de resíduos da construção civil e de resíduos volumosos e o plano integrado de gerenciamento de resíduos da construção civil, de acordo com o previsto na resolução CONAMA nº 307/02 e dá outras providências. **Leis Municipais**, São Paulo, 22 nov. 2011. Disponível em: <http://www.piracicaba.sp.gov.br/upload/kceditor/files/sedema/Lei_Municipal_6962-2010.pdf>. Acesso em 10 out. 2016.

- 20 CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 307, de 5 de julho de 2002 e suas alterações. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 jul. 2002. Seção 1, p. 95-96. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=307>>. Acesso em: 08 ago. 2016.
- 21 ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 10004**: resíduos sólidos – classificação. Rio de Janeiro, 2004. 71 p.
- 22 ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 10005**: procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004. 16 p.
- 23 ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 10006**: procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004. 3 p.
- 24 ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 10007**: amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004. 21 p.
- 25 JOHN, V. M.; AGOPYAN, V. Reciclagem de resíduos da construção. In: SEMINÁRIO RECICLAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMÉSTICOS, 2000, São Paulo. 13 p. Disponível em: <<http://www.recycle.pcc.usp.br/artigos1.htm>>. Acesso em: 08 ago. 2016.
- 26 INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS - IBAMA. Instrução normativa IBAMA nº 13, de 18 de dezembro de 2012. Estabelece a lista brasileira de resíduos sólidos. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 20 dez. 2012. Seção 1. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/phocadownload/category/38-1?download=6711%3Alistabrasileiraderesiduossolidosplanilha>>. Acesso em: 10 out. 2016.
- 27 JOHN, V. M. **Reciclagem de resíduos da construção civil: contribuição para metodologia de pesquisa e desenvolvimento**. 2000. 113 f. Tese (Livre Docência) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.
- 28 BOUSSABAINÉ, K. Y. A. H. Eco-costing of construction waste. **Management of Environmental Quality**, Bingley, v. 17, n. 1, p. 6-19, 2006.
- 29 PENG, C.; SCORPIO, D. E.; KIBERT, C. J. Strategies for successful construction and demolition waste recycling operations. **Construction Management and Economics**, Abingdon, v. 15, n. 1, p. 49-58, 1997.
- 30 LEACH, M. A.; BAUEN, A.; LUCAS, N. J. D. A Systems Approach to Materials Flow in Sustainable Cities: A Case Study of Paper. **Journal of Environmental Planning and Management**, Abingdon, v. 40, n. 6, p. 705-724, 1997.

- 31 TAM, V. W. Y.; TAM, C.M. A review on the viable technology for construction waste recycling. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 47, p. 209–221, 2006.
- 32 YUAN, H.; SHEN, L. Trend of the research on construction and demolition waste management. **Waste Management**, Oxford, v. 31, n. 4, p. 670-679, 2011.
- 33 ANGULO, S. C. et al. Resíduos de construção e demolição: avaliação de métodos de quantificação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 3, p. 299-306, 2011.
- 34 WUA, Z. et al. Quantifying construction and demolition waste: An analytical review. **Waste Management**, Oxford, v. 34, n. 9, p. 1683-1692, 2014.
- 35 PAZ, D. H. F.; LAFAYETE, K. P. V. Forecasting of construction and demolition waste in Brazil. **Waste Management & Research**, Kuala Lumpur, v. 34, n. 8, p. 708-716, 2016.
- 36 VIEIRA, C. S.; PEREIRA, P. M. Use of recycled construction and demolition materials in geotechnical applications: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 123, p. 192-204, 2015.
- 37 CONTRERAS, M. et al. Recycling of construction and demolition waste for producing new construction material (Brazil case-study). **Construction and Building Materials**, Oxford, v. 123, p. 594-600, 2016.
- 38 OSSA, A.; GARCIA, J. L.; BOTERO, E. Use of recycled construction and demolition waste (CDW) aggregates: A sustainable alternative for the pavement construction industry. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 135, p. 379-386, 2016.
- 39 ORTIZ, O.; PASQUALINO, J. C.; CASTELLS, F. Environmental performance of construction waste: Comparing three scenarios from a case study in Catalonia, Spain. **Waste Management**, Oxford, v. 30, n. 4, p. 646-664, 2010.
- 40 RAO, A.; JHA, K. N.; MISRA, S. Use of aggregates from recycled construction and demolition waste in concrete. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 50, n. 1, p. 71-81, 2007.
- 41 ANGULO, S. C.; JOHN, V. M.; CINCOTTO, M. A. Chemical-mineralogical characterization of C&D waste recycled aggregates from Sao Paulo, Brazil. **Waste Management**, Oxford, v. 29, n. 2, p. 721-730, 2009.
- 42 ULSEN, C. et al. Composição química de agregados mistos de resíduos de construção e demolição do Estado de São Paulo. **Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 63, n. 2, p. 339-346, 2010.

- 43 JOHN, V. M.; ANGULO, S. C. Recycling in Brazil: an overview of the present situation of CDW in managing and recycling. In: VÁZQUEZ, E. (Ed.). **Progress of Recycling in the Built Environment**: Final report of the RILEM Technical Committee 217-PRE. Amsterdam: Springer, 2013. p. 43-47.
- 44 ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA PARA RECICLAGEM DE RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL E DEMOLIÇÃO. **Relatório**: pesquisa setorial 2014/2015. São Paulo, 2015. 36 p. Disponível em: <<https://issuu.com/abrecon/docs/relatorio-pesq2015/14?e=0/30273463>>. Acesso em 10 de ago. de 2016.
- 45 MIRANDA, L. F. R.; ÂNGULO, S. C.; CARELI, E. D. A reciclagem de resíduos de construção e demolição no Brasil: 1986-2008. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 9, n. 1, p. 57-71, 2009.
- 46 ANGULO, S. C. et al. Caracterização de agregados de resíduos de construção e demolição reciclados separados por líquidos densos. In: CONFERÊNCIA LATINO-AMERICANA DE CONSTRUÇÃO SUSTENTÁVEL, 1.; ENCONTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA DO AMBIENTE CONSTRUÍDO, 10., 2004, São Paulo. **Anais...** São Paulo, 2004. 13 p.
- 47 DING, Z. et al. A system dynamics-based environmental performance simulation of construction waste reduction management in China. **Waste Management**, Oxford, v. 51, p. 130-141, 2016.
- 48 ANGULO, S. C. et al. On the classification of mixed construction and demolition waste aggregate by porosity and its impact on the mechanical performance of concrete. **Materials and Structures**, Paris, v. 43, n. 4, p. 519-528, 2010.
- 49 ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 15113**: resíduos sólidos da construção civil e resíduos inertes: aterros - diretrizes para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro. 2004. 12 p.
- 50 ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 15114**: resíduos sólidos da construção civil - áreas de reciclagem - diretrizes para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 2004. 7 p.
- 51 ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS -- ABNT. **NBR 15115**: agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil - execução de camadas de pavimentação – procedimentos. Rio de Janeiro, 2004. 10 p.
- 52 ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 15116**: agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil - utilização em pavimentação e preparo de concreto sem função estrutural – requisitos. Rio de Janeiro, 2004. 12 p.
- 53 AGRELA, F. et al. Limiting properties in the characterisation of mixed recycled aggregates for use in the manufacture of concrete. **Construction and Building Materials**, Oxford, v. 25, n. 10, p. 3950-3955, 2011.

- 54 JOHN, V. M.; CINCOTTO, M. A. **Alternativa de gestão dos resíduos de gesso**. São Paulo: Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2003. 9 p. Disponível em: <www.reciclagem.pcc.usp.br/ftp/Alternativasparagestãoderesíduosdegessov2.pdf>. Acesso em: 06 jun. 2012.
- 55 MATOS, A. T. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. Viçosa: Editora UFV, 2014. 241 p.
- 56 KÄMPF, A. N. Substrato. In: KÄMPF, A. N. (Coord.). **Produção comercial de plantas ornamentais**. Guaíba: Agropecuária, 2000, 254 p.
- 57 YOUNG, T. et al. Importance of different components of green roof substrate on plant growth and physiological performance. **Urban Forestry & Urban Greening**, Munich, v. 13, n. 3, p. 507-516, 2014
- 58 GRUSZYNSKI, C. **Resíduo agro-industrial "Casca de Tungue" como componente de substrato para plantas**. 2002. 99 f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.
- 59 FERMINO, M. H. **Substratos: composição, caracterização e métodos de análise**. Guaíba: Agrolivros, 2014. 112 p.
- 60 KUOPPAMÄKIA, K.; LEHVÄVIRTA, S. Mitigating nutrient leaching from green roofs with biochar. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 152, p. 30-48, 2016.
- 61 BATES, A. J. et al. Effects of recycled aggregate growth substrate on green roof vegetation development: A six year experiment. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 135, p. 22-31, 2015.
- 62 BATES, A. J. et al. Effects of varying organic matter content on the development of green roof vegetation: A six year experiment. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 82, p. 301-3010, 2015.
- 63 MOLINEUX, C. J. Using recycled aggregates in green roof substrates for plant diversity. **Ecological Engineering**, v. 82, p. 596-604, 2015.
- 64 ONDOÑO, S.; MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J. J.; MORENO, J. L. Evaluating the growth of several Mediterranean endemic species in artificial substrates: Are these species suitable for their future use in green roofs? **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 81, p. 405-417, 2015.
- 65 ONDOÑO, S.; BASTIDA, F.; MORENO, J. L. Microbiological and biochemical properties of artificial substrates: A preliminary study of its application as Technosols or as a basis in Green Roof Systems. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 70, p. 189-199, 2014.

- 66 ROKIA, S. et al. Modelling agronomic properties of Technosols constructed with urban wastes. **Waste Management**, Oxford, v. 34, n. 11, p. 2155-2162, 2014.
- 67 MICKOVSKI, S. B. et al. Laboratory study on the potential use of recycled inert construction waste material in the substrate mix for extensive green roofs. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 61, p. 706-714, 2013.
- 68 YE, J. et al. Heavy metals in plants and substrate from simulated extensive green roofs. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 55, p. 29-34, 2013.
- 69 MOLINEUX, C. J.; FENTIMAN, C. H.; GANGE, A. C. Characterizing alternative recycled waste materials for use as green roof growing media in the U.K. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 35, p. 1507-1513, 2009.
- 70 EMILSSON, T. Vegetation development on extensive vegetated green roofs: Influence of substrate composition, establishment method and species mix. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 33, n. 3-4, p. 265-277, 2008.
- 71 CAIRNS JUNIOR, J.; NIEDERLEHNER, B. P.; BIDWELL, J. R. Ecological toxicity testing. In: MEYERS, R. A. (Ed.). **Encyclopedia of Environmental Analysis and Remediation**. New York: John Wiley, 1998, v. 1, p. 1482-1497.
- 72 TOWNSEND, T. et al. Heavy metals in recovered fines from construction and demolition debris recycling facilities in Florida. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 332, 1-3, p. 1-11, 2004.
- 73 JANG, Y. C.; TOWNSEND, T. G. Occurrence of organic pollutants in recovered soil fines from construction and demolition waste. **Waste Management**, Oxford, v. 21, n. 8, p. 703-715, 2001.
- 74 RODRIGUES, F.; CARVALHO, M. T.; EVANGELHISTA, L.; BRITO, J. Physical-chemical and mineralogical characterization of fine aggregates from construction and demolition waste recycling plants. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 52, p. 438-445, 2013.
- 75 BUTERA, S., CHRISTENSEN, T. H.; ASTRUP, T. F. Composition and leaching of construction and demolition waste: inorganic elements and organic compounds. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 276, p. 302-311, 2014.
- 76 HOENIG, M. Inorganic Analysis of solid wastes: an analyst's view-point. **Trends in Analytical Chemistry**, Amsterdam, v. 17, n. 5, p. 272-276, 1998.
- 77 FISCHBACHER, C. Quality assurance in analytical chemistry. In: MEYERS, R. A. (Ed.). **Encyclopedia of Analytical Chemistry**. Hoboken: Wiley, 2000. p. 14375-14399.
- 78 RAIJ, B. V. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011. 420 p.

- 79 ZORZETO, T. Q. et al. Caracterização física de substrato para plantas. **Bragantia**, Campinas, v. 73, n. 3, p. 300-311, 2014.
- 80 HUNG, M. F.; HWANG, C. L. Study of fine sediments for making lightweight aggregate. **Waste Management & Research**, Kuala Lumpur, v. 25, p. 449-456, 2007.
- 81 WAWRZYNA, E. K.; MAOLEPSZYA, J.; MURZYNA, P. Sintering Behavior of Kaolin with Calcite. **Procedia Engineering**, Oxford, v. 57, p. 572-582, 2013.
- 82 HALE, B.; EVANS, L.; LAMBERT, R. Effects of cement or lime on Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn mobility infield-contaminated and aged soils. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 199-200, p. 119-127, 2012.
- 83 GOMES, H. I. et al. Alkaline residues and the environment: A review of impacts, management practices and opportunities. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 112, n. 4, p. 3571-3582, 2016.
- 84 CAMARGO, O. A.; ALLEONE, L. R. F.; BERTON, R. S. O solo e a qualidade do ambiente. In: ANDRADE, J. C.; ABREU, M. F. (Ed.). **Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agroambientais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2006. p. 11-32.
- 85 ACOSTA, J. A. et al. Salinity increases mobility of heavy metals in soils. **Chemosphere**, Oxford, v. 85, n. 8, p. 1318-1324, 2011.
- 86 ULSEN, C. et al. Production of recycled sand from construction and demolition waste. **Construction and Building Materials**, Oxford, v. 40, p. 1168-1173, 2013.
- 87 ULSEN, C. et al. Separability studies of construction and demolition waste recycled sand. **Waste Management**, Oxford, v. 33, n. 3, p. 656-662, 2013.
- 88 DEDINA, J.; TSALEV, D. L. **Hydride generation atomic absorption spectrometry**. New York: John Wiley, 1995. 544 p.
- 89 TAKASE, I., et al. A geração química de vapor em espectrometria atômica. **Química Nova**, São Paulo, v. 25, n. 6B, p. 1132-1144, 2002.
- 90 CAMARGO, O. A. et al. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas**. Campinas: Instituto Agronômico, 2009. 77 p. (Boletim Técnico, 106).
- 91 ABREU, M. F., et al. Reavaliação dos critérios constantes na legislação brasileira para análises de substratos. **Bragantia**, Campinas, v. 71, n. 1, p. 106-111, 2012.
- 92 RICHARDS, L. A. A pressure-membrane extraction apparatus for soil solution. **Soil Science**, New Brunswick, v. 51, p. 377-347, 1941.
- 93 LIBARDI, D. L. **Dinâmica da água no solo**. São Paulo: EdUSP, 2005. 335 p.

- 94 OTTONI FILHO, T. B. Uma classificação físico-hídrica dos solos. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 211-222, 2003.
- 95 CARVALHO, M. A. G. **Métodos estatísticos para análise de dados de monitoração ambiental**. 2003. 135 f. Tese (Doutorado em Ciências – Tecnologia Nuclear/Aplicações) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2003.
- 96 FILZMOSER, P.; HRON, K.; REIMANN, C. Univariate statistical analysis of environmental (compositional) data: Problems and possibilities. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 407, n. 23, p. 6100-6108, 2009.
- 97 USEPA. **EPA QA/G-9 Guidance for data quality assessment**: Practical methods for data analysis. Washington, DC, 2000. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/g9-final.pdf>>. Acesso em: 10 de ago. de 2016.
- 98 LIRA, H. L.; NEVES, G. A. Feldspatos: conceitos, estrutura cristalina, propriedades físicas, origem e ocorrências, aplicações, reservas e produção. **Revista Eletrônica de Materiais e Processos**, Campina Grande, n. 8.3, p. 110-117, 2013.
- 99 MACHADO, F. B. et al. **Enciclopédia Multimídia de Minerais. Banco de Dados - Minerais** [on-line]. Rio Claro: UNESP, 2003. Disponível em: <http://www.rc.unesp.br/museudpm>. Acesso em: 12 ago. 2016.
- 100 REIMANN, C.; FILZMOSER, P. Normal and lognormal data distribution in geochemistry: death or myth. Consequences for the statistical treatment of geochemical and environmental data. **Environmental Geology**, Berlin, v. 39, n. 9, p. 1001-1014.
- 101 MILLER, J. N.; MILLER, J. C. **Statistics and chemometrics for analytical chemistry**. 6. ed. Harlow: Pearson Education, 2010. 297 p.
- 102 PASSARI, L. M. Z. G. et al. Estatística aplicada à Química: dez dúvidas comuns. **Química Nova**, São Paulo, v. 34, n. 5, p. 888-892, 2011.
- 103 BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 27, de 05 de junho de 2006. Anexo IV - limites máximos de contaminantes admitidos em substrato para plantas e condicionadores de solo. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 110, 09 jun. 2006. Seção 1, p. 15-16. Disponível em: <<http://extranet.agricultura.gov.br/sislegis-consulta/consultarLegislacao.do>>. Acesso em: 27 de jun. de 2016.
- 104 CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 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. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 167, 30 ago. 2006. p. 141-146. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 27 jun. 2016.

- 105 COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Valores orientadores para solo e água no Estado de São Paulo**. São Paulo, 2014. Disponível em: <<http://solo.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/34/2014/12/valores-orientadores-nov-2014.pdf>>. Acesso em: 22 maio 2015.
- 106 MELLO, J. W. V.; PEREZ, D. V. Equilíbrio químico das reações do solo. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (Ed.). **Química e mineralogia do solo: parte I – conceitos básicos**. Viçosa: SBCS, 2009. p. 151-250.
- 107 RONQUIM, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010. 26 p.
- 108 RAIJ, B. van; et al. (Ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo & Fundação IAC, 1996. 285 p.
- 109 CHANDARA, C. et al. Use of waste gypsum to replace natural gypsum as set retarders in portland cement. **Waste Management**, Oxford, v. 29, n. 5, p. 1675–1679, 2009.
- 110 SHI, C.; MEYER, C.; BEHNOOD, A. Utilization of copper slag in cement and concrete. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 52, n. 10, p. 1115-1120, 2008.
- 111 TSAKIRIDIS, P.E. et al. Utilization of steel slag for Portland cement clinker production. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 152, n. 2, p. 805–811, 2008.
- 112 ATZENI, C.; MASSIDDA, L.; SANNA, U. Use of granulated slag from lead and zinc processing in concrete technology. **Cement and Concrete Research**, Oxford, v. 26, n. 9, p.1381–1388, 1996.
- 113 BILDERBACK, T. E.; WARREN, S. L.; OWEN, J. S.; ALBANO, J. P. Healthy substrates need physicals too!. **HortTechnology**, Alexandria, v. 15, n. 4, p. 747-751, 2005.
- 114 WALKER, C. H. et al. **Principles of ecotoxicology**. 4. ed. Boca Raton: CRC Press, 2006. 381 p.
- 115 LEE, S.; XU, Q. Y. et al. Reduced sulfur compounds in gas from construction and demolition debris landfills. **Waste Management**, Oxford, v. 26, n. 5, p. 526–533, 2006.
- 116 XU, Q.; TOWNSEND, T.; REINHART, D. Attenuation of hydrogen sulfide at construction and demolition debris landfills using alternative cover materials. **Waste Management**, Oxford, v. 30, n. 4, p. 660-666, 2010.
- 117 ASAKURA, H. Sulfate and organic matter concentration in relation to hydrogen sulfide generation at inert solid waste landfill site – Limit value for gypsum. **Waste Management**, Oxford, v. 43, p. 328-334, 2015.
- 118 BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância sanitária da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 3, 4 jan. 2012. Seção 1, p. 43.

- 119 YILMAZ, I.; CIVELEKOGLU, B. Gypsum: An additive for stabilization of swelling clay soils. **Applied Clay Science**, Amsterdam, v. 44, n. 1-2, p. 166-172, 2009.
- 120 NAETH, M. A.; WILKINSON, S. R. Can we build better compost? Use of waste drywall to enhance plant growth on reclamation sites. **Journal of Environmental Management**, Oxford, v. 129, p. 503-509, 2013.
- 121 GALVIN, A. P. et al. The effect of compaction on the leaching and pollutant emission time of recycled aggregates from construction and demolition waste. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 83, p. 294-304, 2014.
- 122 GALVIN, A. P. et al. Analysis of leaching procedures for environmental risk assessment of recycled aggregate use in unpaved roads. **Construction and Building Materials**, Oxford, v. 40, p. 1207-1214, 2013.
- 123 GALVIN, A. P. et al. Comparison of batch tests and influence of pH on the release of metals from construction and demolition wastes. **Waste Management**, Oxford, v. 32, n. 1, p. 88-95, 2012.
- 124 DELAY, M. et al. Comparison of leaching tests to determine and quantify the release of inorganic contaminants in demolition waste. **Waste Management**, Oxford, v. 27, n. 2, p. 284-255, 2007.
- 125 VAN DER SLOOT, H. A. Developments in evaluating environmental impact from utilization of bulk inert wastes using laboratory leaching tests and field verification. **Waste Management**, Oxford, v. 16, n. 1-3, p. 65-81, 1996.
- 126 VAN DER SLOOT, H. A.; COMANS, R. N. J.; HJELMAR, O. Similarities in the leaching behaviour of trace contaminants from waste, stabilized waste, construction materials and soils. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 178, n. 1-3, p. 111-126, 1996.
- 127 JANG, Y. C.; TOWNSEND, T. Sulfate leaching from recovered construction and demolition debris fines. **Advances in Environmental Research**, Oxford, v. 5, n. 3, p. 203-217, 2001.
- 128 BARBUDO, A. et al. Correlation analysis between sulphate content and leaching of sulfates in recycled aggregates from construction and demolition wastes. **Waste Management**, Oxford, v. 32, n. 6, p. 1229-1235, 2012.
- 129 SILVA, D. C. V. R.; POMPÊO, M.; PAIVA, T. C. B. A ecotoxicologia no contexto atual no Brasil. In: POMPÊO, M. et al. (Org.). **Ecologia de reservatórios e interfaces**. São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2015. p. 340-353.
- 130 AN, Y. J. Soil ecotoxicity assessment using cadmium sensitive plants. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 127, n. 1, p. 21-26, 2003.
- 131 AN, Y. J. et al. Combined effect of copper, cadmium, and lead upon *Cucumis sativus* growth and bioaccumulation. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 326, n. 1-3, p. 85-93, 2004.

- 132 LI, W. et al. Effects of heavy metals on seed germination and early seedling growth of *Arabidopsis thaliana*. **Plant Growth Regulation**, The Hague, v. 46, n. 1, p. 45-50, 2005.
- 133 KONG, I, C. Joint effects of heavy metal binary mixtures on seed germination, root and shoot growth, bacterial bioluminescence, and gene mutation. **Journal of Environmental Sciences**, Shanghai, v. 25, n. 5, p. 889-894, 2013.
- 134 PARVEZ, S.; VENKATARAMAN, C.; MUKHERJI, S. A review on advantages of implementing luminescence inhibition test (*Vibrio fischeri*) for acute toxicity prediction of chemicals. **Environmental International**, Oxford, v. 32, n. 2, p. 265-268, 2006.
- 135 GIROTTI, S. et al. Monitoring of environmental pollutants by bioluminescent bacteria. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 608, n. 1, p. 2-29, 2008.
- 136 MA, X. Y. et al. Bioassay based luminescent bacteria: Interferences, improvements, and applications. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 468-469, p. 1-11, 2014.
- 137 FERREIRA, G. C. S. et al. Viabilidade técnica e ambiental de misturas de solo com areia descartada de fundição. **Transportes**, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 62-69, 2014.
- 138 RODRIGUES, N. L. V.; PAWLOWSKY, U. Testes de toxicidade aguda através de bioensaios no extrato solubilizado dos resíduos classe IIa – não inertes e classe IIb – inertes. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 1, p. 8-16, 2007.
- 139 JARQUE, S. et al. Yeast biosensors for detection of environmental pollutants: current state and limitations. **Trends in Biotechnology**, Oxford, v. 34, n. 5, p. 408-419, 2016.
- 140 CITULSKI, J.; FARAHBAKHS, K. Overcoming the toxicity effects of municipal wastewater sludge and biosolid extracts in the yeast estrogen screen (YES) assay. **Chemosphere**, Oxford, v. 87, n. 5, p. 498-503, 2012.
- 141 KAPANEN, A. et al. Biotests for environmental quality assessment of composted sewage sludge. **Waste Management**, Oxford, v. 33, n. 6, p. 1451-1460, 2013.
- 142 GUTIÉRREZ, J. C.; AMARO, F.; MARTIN-GONZÁLEZ, A. Heavy metal whole-cell biosensors using eukaryotic microorganisms: an updated critical review. **Frontiers in Microbiology**, Lausanne, v. 6, n. 48, p. 1-8, 2015.
- 143 YAO, F. X. et al. Influence of the acid buffering capacity of different types of Technosols on the chemistry of their leachates. **Chemosphere**, Oxford, v. 74, n. 2, p. 250–258, 2009.
- 144 YAO, F.X. et al. Chemical changes in heavy metals in the leachates from Technosols. **Chemosphere**, Oxford, v. 77, n. 1, p. 29–35, 2009.
- 145 MELCHERT, W. R.; ROCHA, F. R. P. An improved procedure for flow-based turbidimetric sulphate determination based on a liquid core waveguide and pulsed flows. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 616, n. 1, p. 56-62, 2008.

- 146 USEPA. **Method OPPTS 850.4200**: seed germination/root elongation toxicity test. Washington, DC, 1996. Disponível em: <www.epa.gov>. Acesso em: 06 jun. 2013.
- 147 IMAGEJ: **Image processing and analysis in Java**. Versão 1.48. Fiji, 2004. Disponível em: <http://imagej.nih.gov/ij/index.html>. Acesso em: 10 nov. 2013.
- 148 MOUSSA, S. H. et al. Tetrazolium/Formazan test as an efficient method to determine fungal chitosan antimicrobial activity. **Journal of Mycology**, Cairo, v. 2013, p. 1-7, 2013.
- 149 ARAUJO, P. W.; BRERETON, R. G. Experimental design I: screening. **Trends in Analytical Chemistry**, Amsterdam, v. 15, n. 1, p. 26-31, 1996.
- 150 CALLAO, M. P. Multivariate experimental design in environmental analysis. **Trends in Analytical Chemistry**, Amsterdam, v. 62, p. 86-92, 2014.
- 151 YIN, C. Y.; SHAABAN, M. G.; MAHMUD, H. B. Chemical stabilization of scrap metal yard contaminated soil using ordinary portland cement: Strength and leachability aspects. **Building and Environment**, Oxford, v. 42, n. 2, p. 794-802, 2007.
- 152 RODRIGUEZ-JORDÁ, M. P.; GARRIDO, F.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. T. Potential use of gypsum and lime rich industrial by-products for induced reduction of Pb, Zn and Ni leachability in an acid soil. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 175, n. 1-3, p. 762-769, 2010.
- 153 HALE, B.; EVANS, L.; LAMBERT, R. Effects of cement or lime on Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Sb and Zn mobility in field-contaminated and aged soils. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 199-200, p. 119-127, 2012.
- 154 WAHID, A.; RASUL, E.; RAO, A. Germination of seeds and propagules under salt stress. In: PESSARAKLI, M. (Ed.). **Handbook of Plant and Crop Stress**. 2. ed. New York: Marcel Dekker, 1999. p. 153-168.
- 155 BATZIAKA, V.; FYTIANOS, K.; VOUDRIAS, E. Leaching of nitrogen, phosphorus, TOC and COD from the biosolids of the municipal wastewater treatment plant of Thessaloniki. **Environmental Monitoring Assessment**, Cham, v. 140, n. 1, p. 331-338, 2008.
- 156 BROWNE, C. L.; DAVIS, L. E. Cellular mechanisms of stimulation of bud production in hydra by low levels of inorganic lead compounds. **Cell and Tissue Research**, Berlin, v. 177, p. 555-570, 1977.
- 157 WANG, C. et al. Hormesis effects and implicative application in assessment of lead-contaminated soils in roots of *Vicia faba* seedlings. **Chemosphere**, Oxford, v. 80, n. 9, p. 965-971, 2010.

- 158 WANG, C. et al. Lead-contaminated soil induced oxidative stress, defense response and its indicative biomarkers in roots of *Vicia faba* seedlings. **Ecotoxicology**, New York, v. 19, n. 6, p. 1130-1139, 2010.
- 159 COAN, R. M. **Crescimento de grama-esmeralda em diferentes exposições e declividades**. 2008. 114 f. Tese (Doutorado em Agronomia: Produção Vegetal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2008.
- 160 MARCUM, K. B. Salinity tolerance in turfgrasses. In: PESSARAKLI, M. (Ed.). **Handbook of Plant and Crop Stress**. 2. ed. New York: Marcel Dekker, 1999. p. 891-906.
- 161 WANG, X. et al. Studies on land application of sewage sludge and its limiting factors. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 160, n. 2-3, p. 554-558, 2008.
- 162 BACKES, C. et al. Uso de lodo de esgoto na produção de tapetes de grama esmeralda. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 4, p. 1045-1050, 2009.
- 163 BACKES, C. et al. Produção, acúmulo e exportação de nutrientes em grama esmeralda adubada com lodo de esgoto. **Bragantia**, Campinas, v. 69, n. 2, p. 413-422, 2010.
- 164 BACKES, C. et al. Doses de lodo de esgoto compostado em produção de tapete de grama esmeralda imperial. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 5, p. 1402-1414, 2013.
- 165 PARADELO, R.; BARRAL, M. T. Influence of organic matter and texture on the compactability of technosols. **Catena**, Amsterdam, v. 110, p. 95-99, 2013.
- 166 GODOY, L. J. G.; BÔAS, R. L. V.; LIMA, C. P. Doses de nitrogênio e potássio na produção de grama esmeralda. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 5, p. 1326-1332. 2007.
- 167 MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 2006. 638 p.
- 168 BARTON, L.; COLMER, T. D. Irrigation and fertiliser strategies for minimizing nitrogen leaching from turfgrass. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 80, n. 1, p. 160-175, 2006.

ANEXO

Anexo A - Tabela A – Atributos de fertilidade de solos representativos do Estado de São Paulo

	LVA	LVef	RQ	OX	MT	GX	NVef
pH	5,4	5,3	4,1	3,4	5,4	3,9	4,4
P mg/dm³	9	14	4	77	40	10	10
K mmol/dm³	0,7	3,8	0,7	2,2	4,3	0,9	1,3
Ca mmol/dm³	28	25	3	3	66	11	10
Mg mmol/dm³	3	8	1	2	31	4	6
H+Al mmol/dm³	20	47	20	185	31	58	71
SB	31,8	36,4	1,5	7	101	15,6	17
V	61	44	7	4	77	21	19
B mg/dm³	0,23	0,16	0,12	0,22	0,26	0,2	0,19
Cu mg/dm³	0,4	8,2	0,4	1,3	5,3	1,1	9,9
Fe mg/dm³	46	14	45	211	54	172	21
Mn mg/dm³	6,4	39,4	3	6,8	87,2	21,1	60,1
Zn mg/dm³	1,8	1,3	1	2,1	4,2	2,2	0,9
MO g/dm³	34	42	10	46	44	35	38
Areia total g/kg	831	99	952	179	600	115	253
Silte g/kg	43	249	23	309	80	198	234
Argila g/kg	126	652	25	512	320	687	512

Solos: LVA - Latossolo Vermelho-Amarelo; LVef - Latossolo Vermelho-Eutroférico; RQ - Neossolo Quartzarênico; NVef - Nitossolo Vermelho Eutroférico; GX - Gleissolo Háplico; GM - Gleissolo Melânico e MT - Chernossolo Argilúvico