



INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES
Autarquia Associada à Universidade de São Paulo

**Caracterização de substrato e de biocarvão derivado de resíduo
madeireiro**

DANIELE DE ANDRADE VILLARIM LIMA

**Dissertação apresentado como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de
Mestre em Ciências na Área
de Tecnologia Nuclear - Materiais**

Orientadora:

Profa. Dra. Denise Alves Fungaro

**São Paulo
2023**

INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES

Autarquia associada à Universidade de São Paulo

Versão Corrigida

Versão Original disponível no IPEN

**Caracterização de substrato e de biocarvão derivado de resíduo
madeireiro**

DANIELE DE ANDRADE VILLARIM LIMA

**Dissertação apresentada como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de Mestre em Ciências na
área de Tecnologia Nuclear – Materiais**

Orientadora:

Prof^ª Dra. Denise Alves Fungaro

São Paulo

2023

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Como citar:

LIMA, D. d. A. V. **Caracterização de substrato e de biocarvão derivado de resíduo madeireiro**. 2023. 125 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN-CNEN, São Paulo. Disponível em: <<http://repositorio.ipen.br/>> (data de consulta no formato: dd/mm/aaaa)

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de geração automática da Biblioteca IPEN,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Lima, Daniele de Andrade Villarim
Caracterização de substrato e de biocarvão derivado de
resíduo madeireiro / Daniele de Andrade Villarim Lima;
orientadora Denise Alves Fungaro. -- São Paulo, 2023.
125 f.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em
Tecnologia Nuclear (Materiais) -- Instituto de Pesquisas
Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2023.

1. Biocarvão. 2. Substrato. 3. Caracterização. 4. Água de
Chuva. 5. ODS. I. Fungaro, Denise Alves, orient. II. Título.

Dedico esta dissertação ao meu marido Neto, minha família e aos meus amigos por todo apoio, amor e compreensão e a minha orientadora Denise, que é um presente de Deus na minha vida.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por permitir que eu possa realizar todos os meus sonhos, por todas as oportunidades e obstáculos que encontrei pelo caminho, por me dar força, fé, ânimo e determinação, pois sem Ele nada disso seria possível.

Ao meu marido, Neto, que é, e sempre será, minha força, meu alicerce e o meu porto seguro. Sem sua ajuda nos momentos difíceis seria impossível seguir adiante, pois sem o seu apoio e amparo não teria força para chegar até aqui.

Aos meus amigos e familiares, por me apoiarem e por estarem sempre ao meu lado.

A minha orientadora, Dra. Denise Alves Fungaro, ela foi incrível nesta pesquisa e, como eu costumo dizer para ela, ela é um presente de Deus na minha vida. Obrigada por compartilhar seus conhecimentos, contribuindo na minha evolução profissional e acadêmica.

A Dra. Fabiana Rezende, pesquisadora da Embrapa Agrossilvipastoril, por ceder as amostras de biocarvão.

Ao Amir Hernandez, por ceder os substratos, por apoiar essa pesquisa e por ser um bom amigo.

A Dra. Juliana Izidoro, por fazer parte desta pesquisa, mesmo que de forma indireta, aconselhando e orientando; você tem sido uma amiga que a vida me deu.

Ao Dr. Danilo Lopes Costa e Silva, por realizar análise de infravermelho e Raman.

Ao Romulo Pieroni, sócio-diretor da Best Clima Engenharia, por me incentivar e permitir que eu usasse o horário de trabalho para realizar essa pesquisa e por entender que é a realização de um sonho.

Ao Prof. Dr. João Cristiano Ulrich, responsável pelo Laboratório de Análises Química e Ambiental (LAQA), por realizar as análises no ICP-OES.

A Me. Thamiris Brandino Stellato, por gentilmente realizar as análises das amostras de água de chuva no cromatógrafo de íons.

E, por fim, a todos que me incentivaram a não desistir do meu sonho, mesmo com todas as dificuldades, e a ser perseverante e guerreira.

*É triste pensar que a natureza fala
e o gênero humano não a ouve.*

Vitor Hugo

RESUMO

LIMA, D. A. V. **Caracterização de substrato e de biocarvão derivado de resíduo madeireiro**. 2023, 125 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN-CNEN/SP. São Paulo.

Biocarvão é um potencial aditivo para o solo agrícola e pode ser usado como um material adsorvente ecológico e econômico em outras aplicações como, por exemplo, substratos usados em cultivos de telhado verde. As propriedades do biocarvão são influenciadas por diversos parâmetros tecnológicos, principalmente a temperatura da pirólise e a matéria-prima, e esta diferenciação pode levar a produtos com uma ampla gama de características. O biocarvão pode ser considerado como um sequestrador de carbono devido a sua elevada estabilidade, bem como pode ser empregado como material adsorvente na remediação de água. No presente estudo, foi avaliada a adição de biocarvão derivado de resíduo madeireiro em substrato utilizado em telhados verdes. Na primeira etapa do estudo, determinou-se a concentração de nutrientes e do íon sulfato presentes no lixiviado após contato do substrato, contendo 14% em massa de biocarvão, com água de chuva. Na segunda etapa do estudo foram realizadas diversas caracterizações do biocarvão e do substrato, tais como químicas, físicas, hídricas, presença de grupos funcionais, entre outras. Os resultados encontrados indicaram que o biocarvão possui características apropriadas para ser aplicado como componente de substratos, pois apresenta estrutura porosa e capacidade de adsorção, além de adequadas propriedades físico-hídricas. Além disso, a gestão do biocarvão obtido a partir de resíduo agrícola pode contribuir para o cumprimento dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentáveis quando usado em alternativas sustentáveis como o telhado verde.

Palavras-chave: biocarvão, substrato, caracterização, água de chuva, ODS, telhado verde.

ABSTRACT

LIMA, D. A. V. **Characterization of substrate and biochar derived from wood residue**. 2023, 125 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN-CNEN/SP. São Paulo.

Biochar is a potential additive for agricultural soil and can be used as an ecological and economical adsorbent material in other applications such as substrates used in green roof crops. The properties of biochar are influenced by several technological parameters, mainly the pyrolysis temperature and the raw material, and this differentiation can lead to products with a wide range of characteristics. Biochar can be considered as a carbon sink due to its high stability, as well as can be employed as an adsorbent material in water remediation. In the present study, the addition of biochar derived from wood residue in substrate used in green roofs was evaluated. In the first stage of the study, the concentration of nutrients and sulfate ion present in the leachate was determined after contact of the substrate containing 14% by mass of biochar with rainwater. In the second stage of the study, several characterizations of the biochar and the substrate were performed, such as chemical, physical, hydric, presence of functional groups, among others. The results indicated that biochar has appropriate characteristics to be applied as a component of substrates, as it has porous structure and adsorption capacity, as well as adequate physico-hydric properties. In addition, the management of biochar obtained from agricultural waste can contribute to the achievement of the Sustainable Development Goals when used in sustainable alternatives such as green roofing.

Keywords: biochar, substrate, characterization, rainwater, SDG, green roof.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde	44
Tabela 2 – Padrão de aceitação para consumo humano	45
Tabela 3 – CLASSE 3 - ÁGUAS DOCE.....	45
Tabela 4 – Condições de operação do sistema	60
Tabela 5 – Relação de massa do substrato e do biocarvão.....	61
Tabela 6 – Concentração em (mg/L) no lixiviado antes e após adição de BC no substrato (água de chuva SEM adição de íons).....	73
Tabela 7 – Concentração em (mg/L) no lixiviado antes e após adição de BC no substrato (água de chuva COM adição de íons).....	73
Tabela 8 – Análise Imediata do Biocarvão.....	78
Tabela 9 – Propriedades Físico-químicas do Biocarvão.....	81
Tabela 10 – Isotherma de adsorção do AM do Biocarvão.....	87
Tabela 11 – Resultados da área superficial específica de mesoporos de biocarvões	88
Tabela 12 – Análise química do biocarvão.....	92
Tabela 13 – Grupos de superfície do biocarvão	94
Tabela 14 – Teores de carbono (C), hidrogênio (H), nitrogênio (N) e oxigênio (O) e as razões atômicas do BC	94
Tabela 15 – Teores de carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O) e as razões O/C e H/C para diferentes espécies <i>in natura</i> e seus respectivos biocarvões produzidos a 350, 450 e 550 °C.....	96
Tabela 16 – Análise Imediata do substrato.....	99
Tabela 17 – Valores de umidade permitidos pela legislação brasileira.....	100
Tabela 18 – Propriedades Físico-químicas do Substrato.....	102
Tabela 19 – Valores recomendados de pH (H ₂ O) de acordo com a espécie de planta.104	
Tabela 20 – Valores de pH permitidos pela legislação brasileira.....	105
Tabela 21 – Valores de CE permitidos pela legislação brasileira	105
Tabela 22 – Possíveis características do solo em função do pH em água	107
Tabela 23 – Concentração de Macro e Micronutrientes no Substrato.....	108

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Verticalização em São Paulo.....	24
Figura 2 – Mapa do macrozoneamento do Município de São Paulo.....	25
Figura 3 – Mapa de desenvolvimento urbano do Município de São Paulo.....	26
Figura 4 – Enchente em São Paulo.....	27
Figura 5 – Alagamento na Zona Sul de São Paulo.....	27
Figura 6 – Supressão de vegetação.....	28
Figura 7 – Supressão de vegetação nativa no Bioma Mata Atlântica	30
Figura 8 – Foto aérea do Município de São Paulo	31
Figura 9 – Mapa do macrozoneamento do Município de São Paulo.....	32
Figura 10 – Ciclo da água.....	33
Figura 11 – Sistema Cantareira em 2014	35
Figura 12 – Efeitos de ilhas de calor entre áreas rurais e urbanas.....	36
Figura 13 – Mapa de São Paulo para ilhas de calor	36
Figura 14 – Ilhas de calor	37
Figura 15 – Resíduos sólidos.....	39
Figura 16 – Resíduos sólidos.....	39
Figura 17 – Resíduos sólidos.....	40
Figura 18 – Terra Preta de Índio.....	48
Figura 19 – Modelo conceitual dos mecanismos de sorção de cátions metálicos e oxianions.....	53
Figura 20 – Mecanismos de adsorção de substâncias orgânicas na superfície de produtos de carbonização	54
Figura 21 – Comportamento do biocarvão no solo	55
Figura 22 – Os 17 ODS no Brasil.....	57
Figura 23 – Amostra do substrato	58
Figura 24 – Amostra do biocarvão	59
Figura 25 – Sistema de cromatografia iônica	60
Figura 26 – Fluxograma para caracterização do biocarvão.....	62
Figura 27 – Fluxograma para caracterização do substrato	63
Figura 28 – Amostras de solução azul de metileno após a adsorção.....	67
Figura 29 – Adsorção do azul de metileno nos mesoporos do biocarvão	68
Figura 30 – Difratômetro de Raios X.....	70

Figura 31 – Concentração dos íons no lixiviado das amostras após contato com chuva natural.....	74
Figura 32 – Eficiência de redução da concentração dos íons no lixiviado da amostra do substrato+biocarvão após contato com chuva natural.....	75
Figura 33 – Concentração dos íons no lixiviado das amostras após contato com chuva contendo íons.....	75
Figura 34 – Eficiência de redução da concentração dos íons no lixiviado da amostra do substrato+biocarvão após contato com chuva contendo íons.....	76
Figura 35 – Eficiência de redução da concentração dos íons no lixiviado da amostra do substrato+biocarvão após contato com chuva natural e contendo íons.....	76
Figura 36 – BC após ensaio de teor de cinzas.....	79
Figura 37 – BC após ensaio de teor de material volátil.....	80
Figura 38 – Ensaio da capacidade de retenção hídrica: (a) 24 h em repouso; (b) escoamento por 24 h.....	83
Figura 39 – Adsorção do biocarvão.....	85
Figura 40 – Diferença de porosidade do carvão comum e o biocarvão.....	86
Figura 41 – Representação de diferentes tipos de poros.....	87
Figura 42 – Curva da isoterma de adsorção do AM do Biocarvão.....	88
Figura 43 – Espectro de infravermelho de amostra de pó de serragem.....	89
Figura 44 – Espectro de infravermelho da amostra de biocarvão.....	90
Figura 45 – Espectro RAMAN da amostra de biocarvão.....	91
Figura 46 – Grupos funcionais ácidos e básicos de oxigênio na superfície do biocarvão.....	93
Figura 47 – Curva para determinação do ponto de carga zero do Biocarvão.....	97
Figura 48 – Difratoograma de Raios X do Biocarvão.....	98
Figura 49 – Disponibilidade de nutrientes e alumínio em função do pH do substrato	108

LISTA DE SIGLAS

α	Porosidade Total
AM	Azul de Metileno
BC	Biocarvão
CE	Condutividade elétrica
CRA	Capacidade de retenção de água
CQEMA	Centro de Química e Meio Ambiente
CRH	Capacidade de Retenção Hídrica
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
Dp	Densidade da partícula
DRX	Difração de Raios X
EBC	<i>European Biochar Certificate</i>
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EN	Normas Europeias
FRX	Fluorescência de Raios X
FT-IR	<i>Fourier Transform Infrared Spectroscopy</i> / Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier
IBI	<i>International Biochar Initiative</i>
ICP-OES	<i>Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry</i> / Espectrometria de emissão atômica por plasma acoplado indutivamente
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia
IN	Instrução Normativa
IPEN	Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares
IQ-USP	Instituto de Química da Universidade de São Paulo
ISI	<i>Indian Standards Institution</i>
IUPAC	<i>International Union of Pure and Applied Chemist</i>
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MO	Matéria Orgânica
MV	Material Volátil
ODS	Objetivo de Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
PCZ	Ponto de Carga Zero
TC	Teor de Cinzas

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	16
2 OBJETIVOS.....	20
2.1 Objetivo geral.....	20
2.2 Objetivos específicos	20
3 JUSTIFICATIVA	21
4 REVISÃO DA LITERATURA.....	22
4.1 Impactos da urbanização ao meio ambiente.....	22
4.2 Processo de urbanização	22
4.3 Verticalização urbana.....	23
4.4 Impermeabilização do solo	27
4.5 Supressão da vegetação.....	28
4.6 Uso excessivo dos recursos hídricos	33
4.7 Formação de ilhas de calor.....	35
4.8 Geração de resíduos	37
4.9 Qualidade da água de chuva do escoamento do telhado.....	40
4.10 Compostos presentes na água de chuva e no substrato	41
4.10.1 Nitrato	42
4.10.2 Amônio	42
4.10.3 Sulfato.....	43
4.10.4 Fosfato	44
4.11 Substrato.....	45
4.12 Biocarvão	47
4.13 Mecanismos de sorção do biocarvão.....	51
4.13.1 Mecanismos de sorção do biocarvão em água.....	51
4.14 Biocarvão obtido a partir de resíduo	55
5 METODOLOGIA.....	58
5.1 Materiais.....	58
5.1.1 Reagentes.....	58
5.1.2 Substrato	58
5.1.3 Biocarvão.....	58
5.2 Métodos.....	59

5.2.1	Capacidade de retenção dos nutrientes e sulfato no substrato e no substrato com adição de biocarvão.....	59
5.2.2	Preparação da chuva artificial.....	60
5.2.3	Ensaio por batelada.....	61
5.2.4	Caracterização dos materiais	61
5.2.4.1	Caracterização do Biocarvão.....	64
5.2.4.2	Ponto de carga zero do biocarvão.....	69
5.2.4.3	Composição mineralógica do biocarvão.....	69
5.2.4.4	Caracterização do substrato.....	70
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	73
6.1	Capacidade de retenção dos nutrientes e do sulfato no substrato com adição de biocarvão	73
6.2	Caracterizações do biocarvão.....	77
6.2.1	Análise imediata	77
6.2.1.1	Teor de umidade	78
6.2.1.2	Teor de cinzas	78
6.2.1.3	Teor de material volátil.....	79
6.2.1.4	Teor de carbono fixo.....	80
6.2.2	Propriedades físico-químicas.....	81
6.2.2.1	Densidade seca.....	81
6.2.2.2	Capacidade de retenção hídrica (CRH) e porosidade de aeração.....	82
6.2.2.3	pH e condutividade elétrica (CE)	83
6.2.2.4	Capacidade de troca catiônica (CTC).....	84
6.2.2.5	Isoterma de adsorção do azul de metileno (AM).....	84
6.2.2.6	Espectroscopia de Infravermelho	89
6.2.2.7	Espectroscopia Raman.....	90
6.2.2.8	Composição química	91
6.2.2.9	Titulação de Boehm.....	92
6.2.2.10	Análise Elementar	94
6.2.3	Ponto de Carga Zero do Biocarvão.....	97
6.2.4	Composição Mineralógica.....	98
6.3	Caracterização do Substrato.....	98
6.3.1	Análise imediata	98
6.3.1.1	Teor de umidade	99

6.3.1.2	Conteúdo de cinzas e matéria orgânica	100
6.3.2	Propriedades físico-químicas.....	101
6.3.2.1	Densidade seca.....	102
6.3.2.2	Capacidade de troca catiônica (CTC).....	102
6.3.2.3	Valor de pH e condutividade elétrica (CE).....	103
6.3.2.4	Teores de nutrientes.....	106
7	CONCLUSÃO.....	109
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	111

1 INTRODUÇÃO

Os grandes centros urbanos, em virtude da sua necessidade de crescimento, sofrem uma série de impactos ambientais, como por exemplo: a verticalização das áreas urbanas, a constante impermeabilização do solo, a diminuição de áreas verdes, o aumento da poluição atmosférica e a escassez de água potável.

A urbanização pode aumentar expressivamente os coeficientes de escoamento superficial de uma bacia, ou seja, o quanto de volume de água escoar superficialmente pelo volume de água precipitada. Um habitante pode gerar em média 49 m² de área impermeável em uma bacia, e cada 10% dessa área representa cerca de 100% de aumento no coeficiente de escoamento e no volume de cheia superficial (TUCCI, 2000).

É possível dizer que existe uma relação entre as mudanças climáticas e o setor da construção civil, uma vez que as áreas verdes das grandes cidades estão sendo ocupadas por construções e por materiais impermeáveis, como asfalto e concreto. Porém, este processo acaba impactando de forma negativa e muito prejudicial o meio ambiente como um todo, já que as áreas verdes têm como principal função reter água de chuva, melhorar a qualidade do ar e absorver a radiação solar. Existem alguns estudos que comprovam que ocorre uma diferença na temperatura nos grandes centros comparados aos da periferia, e essa diferença ocorre em função da variação do poder de absorção que o concreto, tijolos, entre outros materiais têm com a exposição ao sol, esse fenômeno é o que chamamos de “ilhas de calor”, e ocorre em função dos grandes centros urbanos estarem densamente povoados, com o solo cada vez mais impermeabilizado e as áreas verdes desaparecendo.

Quanto ao recurso hídrico, podemos observar dois âmbitos principais no que diz respeito à gestão das águas de chuva nos perímetros urbanos: i) redução da disponibilidade do recurso hídrico, seja por falta de investimento em novas tecnologias e manutenção dos sistemas existentes, seja pela falta de conscientização da população para o uso sustentável da água, visando à economia e o não desperdício, ou pela variável climática que ocorre de forma cíclica; ii) o impacto no meio ambiente, devido às grandes construções urbanas, pois ele influencia diretamente no escoamento superficial em função da diminuição das áreas de infiltração proporcionada pela impermeabilização do solo, problema que pode ser amenizado consideravelmente com a implantação do telhado verde, já que este sistema retém boa parte da água de chuva.

Pensando nisso, pesquisadores e projetistas têm buscado alternativas para melhorar a qualidade de vida da população por meio do aumento da quantidade de áreas verdes. Entre as alternativas estão as coberturas verdes, que reduzem a carga térmica do ambiente e, conseqüentemente, os gastos de energia com a climatização de ambientes, que estão se tornando cada vez mais indispensáveis.

Para melhorar a eficiência e o rendimento dos solos agrícolas ou de substratos utilizados em telhados verdes, tem-se utilizado o biocarvão, já que a sua utilização nesses meios de cultivos visa melhorar condições físicas e químicas do solo, harmonizando produção de energia com o aumento da fertilidade do solo e sequestro de carbono (LUCON, 2019).

Biocarvão (BC) é o produto da decomposição térmica de materiais orgânicos em condições limitadas de oxigênio (pirólise) (LEHMANN; JOSEPH, 2009). Conforme a sua utilização, este material pode trazer melhorias na agricultura e no meio ambiente. Algumas de suas propriedades, como estabilidade e capacidade de retenção de nutrientes, o tornam um aditivo de solo capaz de aumentar o rendimento de culturas. Podem ser também adotados na gestão de resíduos, na mitigação das mudanças climáticas e, além disso, a produção de biocarvões pode ser combinada com a produção de bioenergia por meio do aproveitamento dos gases liberados no processo de pirólise (LEHMANN *et al.*, 2011).

Os biocarvões possuem composição estrutural e química heterogênea, apresentando alto teor de carbono e grau de aromaticidade. Por serem compostos principalmente de formas aromáticas estáveis de carbono orgânico, as quais não se degradam facilmente a CO₂, os biocarvões são química e microbiologicamente estáveis, podendo persistir no meio ambiente por séculos (GLASER; LEHMANN; ZECH, 2002).

Existem BCs com diferentes propriedades devido a fatores como: grande variedade de biomassa, que pode ser utilizada como matéria-prima; temperatura e tempo utilizados no processo de pirólise; ativação com ácido; granulometria final do produto obtido na pirólise etc.

A influência de fatores climáticos e de atributos dos solos onde o BC será aplicado podem contribuir para as suas diferentes propriedades. Mesmo se tratando de um material orgânico altamente recalcitrante, a temperatura e a umidade podem influenciar na sua decomposição, modificando a sua estrutura e aumentando sua capacidade de troca de cátions, capacidade de retenção de água e até mesmo a disponibilidade de nutrientes (LUCON, 2019).

Os solos não possuem reservas de nutrientes suficiente para manter altas produtividades. Para mantermos os níveis adequados desses nutrientes no solo, bem como manter e/ou aumentar a produtividade por área das principais culturas no território nacional, há a necessidade da utilização de insumos específicos. Esses insumos servirão para o condicionamento e fornecimento dos nutrientes na quantidade correta para as culturas (FERRARI, 2022).

Segundo Ferrari (2022), fertilizantes são insumos que podem ser obtidos de maneira natural ou sintética, orgânica ou inorgânica. Eles têm como principal função fornecer nutrientes para atender as exigências das culturas para que elas tenham desempenho, crescimento e desenvolvimento adequados e dessa forma produzir alimento para abastecer o mercado consumidor. Os mais utilizados na agroindústria são: Ureia agrícola, como fonte de N; MAP, como fontes de P; Cloreto de potássio (KCl), como fonte de K.

Substrato é qualquer material usado com a finalidade de servir de base para o desenvolvimento de uma planta até sua transferência para o viveiro ou para a área de produção, podendo ser compreendido não apenas como suporte físico, mas também como fornecedor de nutrientes para a muda em formação (PASQUAL *et al.*, 2001).

O mais importante na análise de um substrato não é saber do que ele é composto, mas sim as características que este meio apresenta (FONTENO, 1996). A determinação das suas variáveis físicas e químicas para produção de mudas em cultivo de hortaliças, por exemplo, auxilia no manejo correto da irrigação, na definição da mistura de componentes e na recomendação de adubações e/ou fertirrigações, que é um método de adubar a lavoura por meio da irrigação já com o transporte de fertilizantes (CARRIJO; LIZ, 2008).

O escoamento pluvial pode conter concentrações muito altas de nutrientes quando o substrato é usado na construção de telhado verde, contribuindo para a eutrofização de corpos hídricos. Uma alternativa sustentável para mitigar esta problemática é o acréscimo de biocarvão como componente do substrato. Estudos comprovaram a melhora da capacidade do substrato na absorção e armazenamento da água de chuva, na retenção de nutrientes, disponibilidade de liberação lenta destes nutrientes para as espécies de plantas e, além disso, na redução dos poluentes presentes na chuva.

Neste estudo, o pó de serra de madeira nativa oriunda de manejo madeireiro foi usado como matéria-prima do BC. Nessa abordagem, a adoção da economia circular na gestão de resíduos contribui significativamente para o cumprimento dos Objetivos de

Desenvolvimento Sustentável (ODS), especificamente, ODS 12: “Até 2030, reduzir substancialmente a geração de resíduos por meio da prevenção, redução, reciclagem e reuso.”

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo desse trabalho foi caracterizar o substrato, o biocarvão oriundo de resíduo madeireiro e avaliar o uso do biocarvão na composição do substrato.

2.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos foram:

- Preparar amostras de substrato com adição de biocarvão.
- Comparar a capacidade de retenção dos substratos (substrato puro e substrato misturado com biocarvão) para os seguintes compostos: amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), fosfato (PO_4^{3-}), sulfato (SO_4^{2-}).
- Realizar caracterizações do biocarvão e do substrato.

3 JUSTIFICATIVA

Hoje em dia, tem-se discutido muito sobre desenvolvimento sustentável, mas uma maneira de alcançarmos este desenvolvimento é diminuir os impactos ambientais de fontes antropogênicas e aumentar a conservação e a manutenção dos recursos naturais.

O avanço do crescimento da verticalização de forma desordenada na qual estamos vivenciando atualmente, faz com que o sistema de drenagem se torne insuficiente, já que os investimentos nesta área não acompanham o mesmo ritmo, e a cada dia surgem novos empreendimentos, reduzindo assustadoramente as áreas verdes.

Deste modo, uma medida que pode ser um excelente aliado é o aumento de áreas verdes por meio da implantação do telhado verde, pois podemos inseri-lo onde há espaços em abundância e que estão disponíveis: as coberturas das edificações. Com isso, dispensa-se a necessidade de dispor de um espaço térreo para cultivar a vegetação.

Os telhados verdes contribuem para diminuir os impactos causados pelo escoamento pluvial, melhoram o conforto termoacústico e o paisagismo, minimizam a poluição ambiental, que é tão característica dos grandes centros urbanos, e são uma importante ferramenta na prevenção de inundações e alagamentos locais nas temporadas de chuva, pois ajudam na retenção do escoamento pluvial e amenizam o escoamento superficial (ARAÚJO, 2007).

Uma forma de aumentar a eficiência do sistema de telhado verde é a utilização de biocarvão na produção de substratos, já que ele melhora a disponibilidade de nutrientes para as mudas e retém a água.

O biocarvão agregado ao substrato usado em alternativas sustentáveis como o telhado verde atende seis dos 17 ODS, são eles: 3- Saúde e Bem-estar; 6- Água Potável e Saneamento; 11- Cidades e Comunidades Sustentáveis; 12- Consumo e Produção Responsáveis; 13- Ação Contra a Mudança Global do Clima; 15- Vida Terrestre.

O biocarvão produzido a partir de resíduo de biomassa é um material de valor agregado e, quando utilizado como matéria-prima na indústria que o gerou, atende ao conceito de economia circular.

No entanto, com o intuito de melhor aproveitar esta técnica, a proposta deste trabalho não é somente melhorar o escoamento superficial, mas também analisar o potencial de filtragem e purificação da água de chuva por meio do enriquecimento do substrato com biocarvão, obtido a partir de resíduos de madeira.

4 REVISÃO DA LITERATURA

4.1 Impactos da urbanização ao meio ambiente

De modo geral, os impactos ambientais são mais intensos nas grandes cidades, em relação às cidades pequenas ou ao meio rural. Nos grandes centros urbanos, o processo de urbanização ainda ocorre de forma desordenada e sem planejamento. Os impactos ambientais que este processo produz têm diversas consequências em todos os aspectos do meio ambiente natural (fauna, flora, relevo, clima e hidrologia). Além da poluição atmosférica, as metrópoles apresentam outros problemas ambientais, como verticalização, supressão de vegetação, impermeabilização do solo, escoamento superficial, formação de ilhas de calor e geração de resíduos (MIRANDA, 2014).

4.2 Processo de urbanização

O processo de urbanização ocorre em função da migração da população do meio rural ou interior para os centros urbanos. Este crescimento populacional nas grandes cidades vem acompanhado de alguns impactos, sendo um deles a organização espacial, que faz com que haja uma necessidade de expansão dos limites das cidades, surgindo assim novos bairros. De maneira geral, estes novos bairros se localizam nas regiões periféricas e muitos deles são loteamentos clandestinos, em áreas que não são adequadas para ocupação, ou seja, devido à falta de planejamento e orientação, estes bairros crescem de forma desordenada.

Na virada do século XIX para o século XX ocorreu uma grande profusão de pessoas para a cidade de São Paulo. Vindas de diversas regiões do Brasil, em especial a região do Nordeste. Devido à falta de empregos em suas cidades natais, buscavam em São Paulo ofícios e uma melhor qualidade de vida. O desenvolvimento da industrialização auxiliou esse processo. À medida que o século XX avançava, a produção industrial se concentrava no Sudeste e, desse modo, as cidades que mais se desenvolviam e cresciam estavam localizadas ali (MORAES, 1998).

A urbanização se deu também pelo processo de industrialização, que ocorreu durante a Primeira Guerra Mundial; por conta da dificuldade criada pela guerra no mercado internacional, o país foi obrigado a substituir as importações por produtos nacionais. Esse processo resultou no crescimento de várias metrópoles, entre elas São

Paulo. Em São Paulo, o descompasso que se estabelecia entre o desenvolvimento da indústria, a que mais crescia no país, e a oferta de empregos era gigante. Na passagem do século, apenas cerca de 5 mil operários (em uma população de quase 300 mil) estavam vinculados diretamente ao trabalho nas indústrias de grande porte [...] (MORAES, 1998).

Contudo, a maior parte do crescimento demográfico urbano, entre 1960 e 1980, deveu-se ao intenso fluxo migratório rural-urbano. Somente entre 1960 e o final dos anos 1980, estima-se que saíram do campo em direção às cidades quase 43 milhões de pessoas [...] (BRITO, 2006).

Os polos industriais, de modo geral, são um dos principais fatores que fazem com que aconteça a migração do êxodo rural para os centros urbanos, por conta da oportunidade de empregos e desenvolvimento intelectual. Este crescimento desordenado da população contribui para estas incoerências dentro do ambiente urbano, fazendo com que haja problemas de infraestrutura, como a deficiência de serviços urbanos coletivos e impactos ambientais devido ao acelerado crescimento das cidades sem qualquer planejamento (SILVA; AMORIM, 2017).

O processo de espalhamento da malha urbana ocorre em função da restrição de algumas áreas (por exemplo: áreas contaminadas), do aumento da demanda por moradias e do crescimento das metrópoles. Além disso, há ainda o excesso de veículos, que aumenta cada dia mais em função das más condições dos transportes coletivos, fazendo com que haja uma redução das áreas verdes, prejudicando ainda mais o cenário ambiental (MIRANDA, 2014).

Os impactos ambientais dentro dos espaços urbanos são decorrentes do acelerado processo de verticalização e aumento da demanda por moradias, o que proporciona enorme conflito entre natureza e metrópole, impossibilitando os dois de coexistirem em harmonia. Nos itens a seguir serão discutidos alguns desses impactos.

4.3 Verticalização urbana

A verticalização das grandes cidades é um processo natural que acontece em função do aumento da demanda por moradia e a necessidade de concentrar várias empresas num único espaço, criando os chamados centros comerciais.

Este processo consiste na construção de edifícios como principal modelo de moradia (**Figura 1**), e que tem sua demanda aumentada devido à falta de espaço nas cidades para atender o aumento populacional. Este processo faz com que as áreas verdes

em torno das grandes cidades diminuíam cada vez mais, como podemos analisar nos mapas apresentados nas **Figuras 2 e 3**.

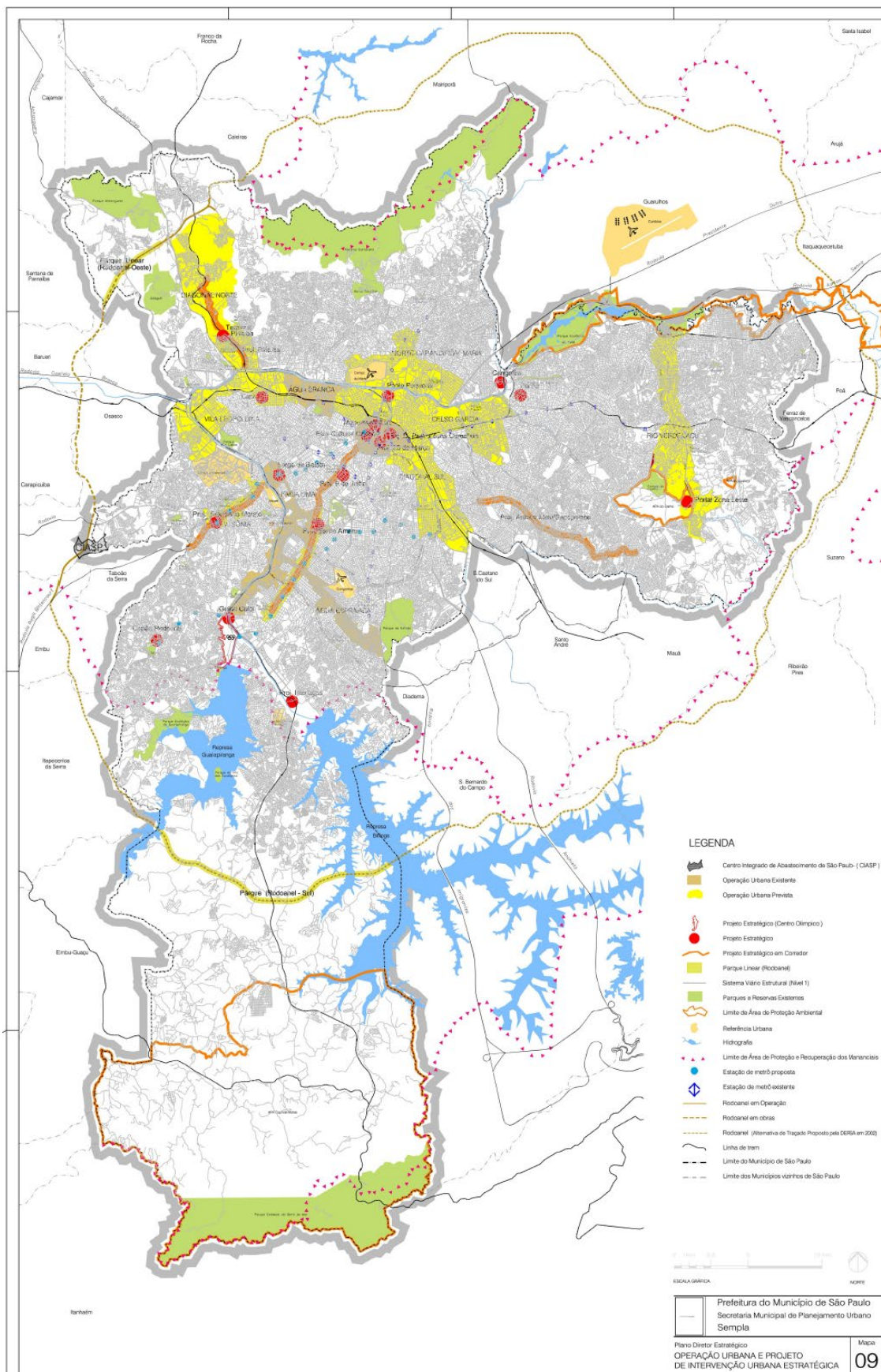
Figura 1 – Verticalização em São Paulo



Fonte: <https://portal.loft.com.br/verticalizacao-sao-paulo-dados-loft/>, 2023.

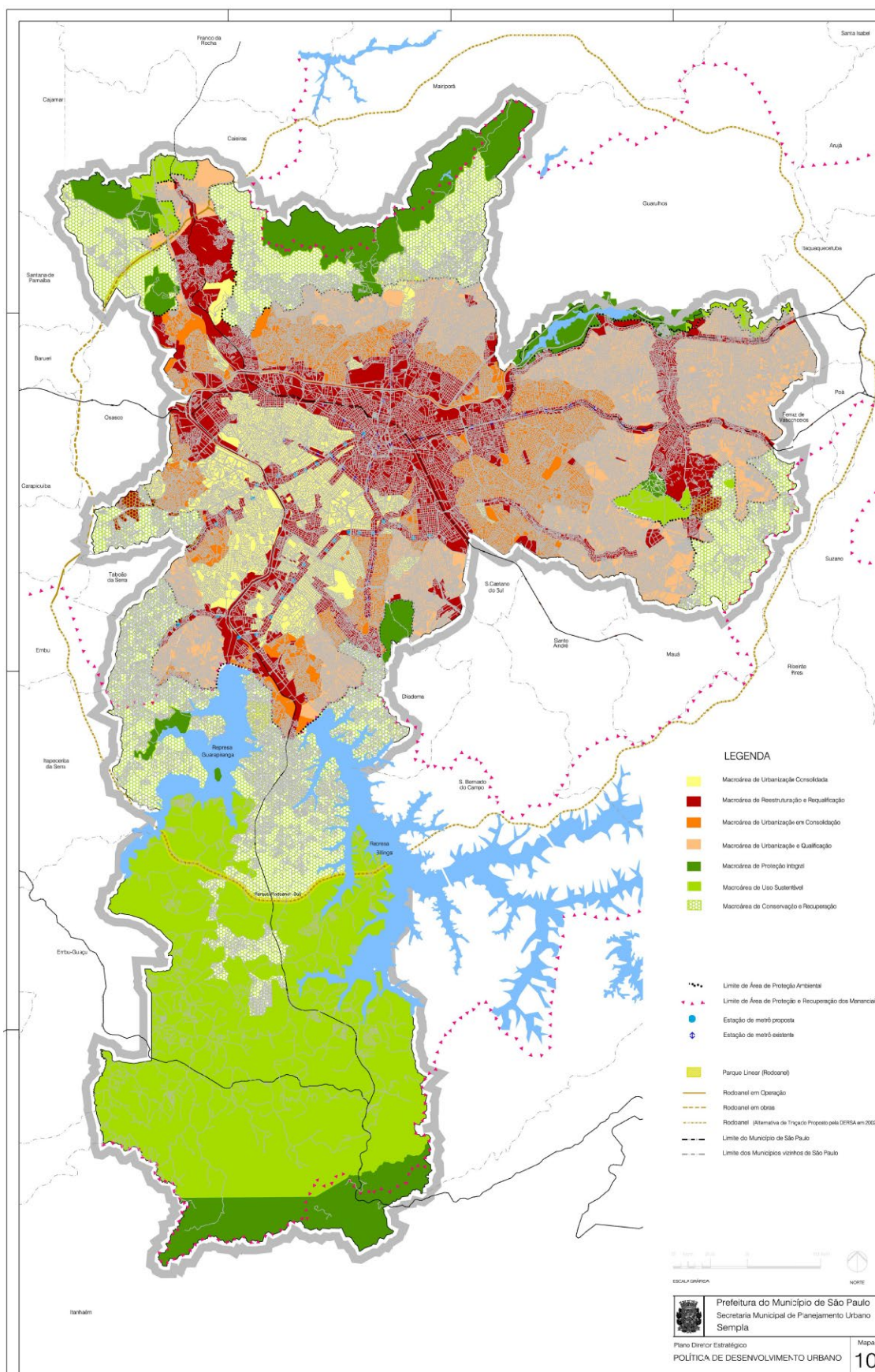
Nos mapas apresentados no Plano Estratégico do Município de São Paulo (SÃO PAULO, MUNICÍPIO, 2014), é possível observar que os mapeamentos foram totalmente desenvolvidos para a urbanização e conseqüentemente para a construção e desenvolvimento de novas rodovias e ferrovias. Além da revitalização e requalificação de algumas áreas, o que torna mais visível a diminuição das áreas verdes é o aumento da massa de concreto que forma o Município.

Figura 2 – Mapa do macrozoneamento do Município de São Paulo



Fonte: São Paulo (Município), 2014.

Figura 3 – Mapa de desenvolvimento urbano do Município de São Paulo



Fonte: São Paulo (Município), 2014.

4.4 Impermeabilização do solo

A impermeabilização do solo se dá pela sua cobertura com materiais como cimento e asfalto, além da implantação de calçadas e edifícios, entre outros. Este processo faz com que o solo perca sua capacidade natural de absorver a água e, por consequência, aumenta o pico de vazão de água em uma eventual chuva a jusante de um rio.

A impermeabilização do solo impede que a água da chuva infiltre o solo, diminuindo seu tempo de escoamento. Este processo aumenta a possibilidade de enchentes e alagamentos (**Figuras 4 e 5**), pois dificulta a capacidade natural que o solo não asfaltado possui de reter a água de chuva.

Figura 4 – Enchente em São Paulo



Fonte: <https://www1.folha.uol.com.br/cotidiano/2023/03/chuvas-deixam-sao-paulo-em-estado-de-atencao-para-enchentes.shtml>, 2023.

Figura 5 – Alagamento na Zona Sul de São Paulo



Fonte: <https://g1.globo.com/especial-publicitario/em-movimento/noticia/verticalizacao-urbana-solucao-ou-problema.ghtml>, 2023.

4.5 Supressão da vegetação

Entende-se por supressão de vegetação nativa a extração de uma parcela de vegetação dentro de uma área destinada para uso alternativo do solo, como plantio, pecuária, implantação de empreendimentos, entre outros (**Figura 6**).

Figura 6 – Supressão de vegetação



Fonte: <https://idaf.es.gov.br/Not%C3%ADcia/mais-de-cinco-hectares-de-vegetacao-destruidos-em-santa-maria-de-jetiba>, 2023.

Para atividades que envolvam supressão de vegetação nativa, precisa-se de autorização dos órgãos competentes, seja qual for o tipo de bioma que estão inseridos (Mata Atlântica, Cerrado, Caatinga, Floresta Amazônica, entre outras) e o seu estágio de desenvolvimento (inicial, médio, avançado ou clímax). Mesmo em situações de simples bosqueamentos (retirada da vegetação do sub-bosque da floresta) ou exploração florestal sob regime de manejo sustentável – para retirada seletiva de exemplares comerciais como, por exemplo, palmito, cipós, espécies ornamentais, espécies medicinais, toras de madeira etc. –, é necessário o amparo de autorização para supressão ou intervenção em área de preservação permanente.

O Estado de São Paulo está inserido no Bioma Mata Atlântica, portanto a supressão de sua vegetação com o uso alternativo do solo para implantação de imóveis deve respeitar critérios específicos estabelecidos em legislação própria e de acordo com a Lei 11.428 de 2006, art. 12. “Os novos empreendimentos que impliquem o corte ou a

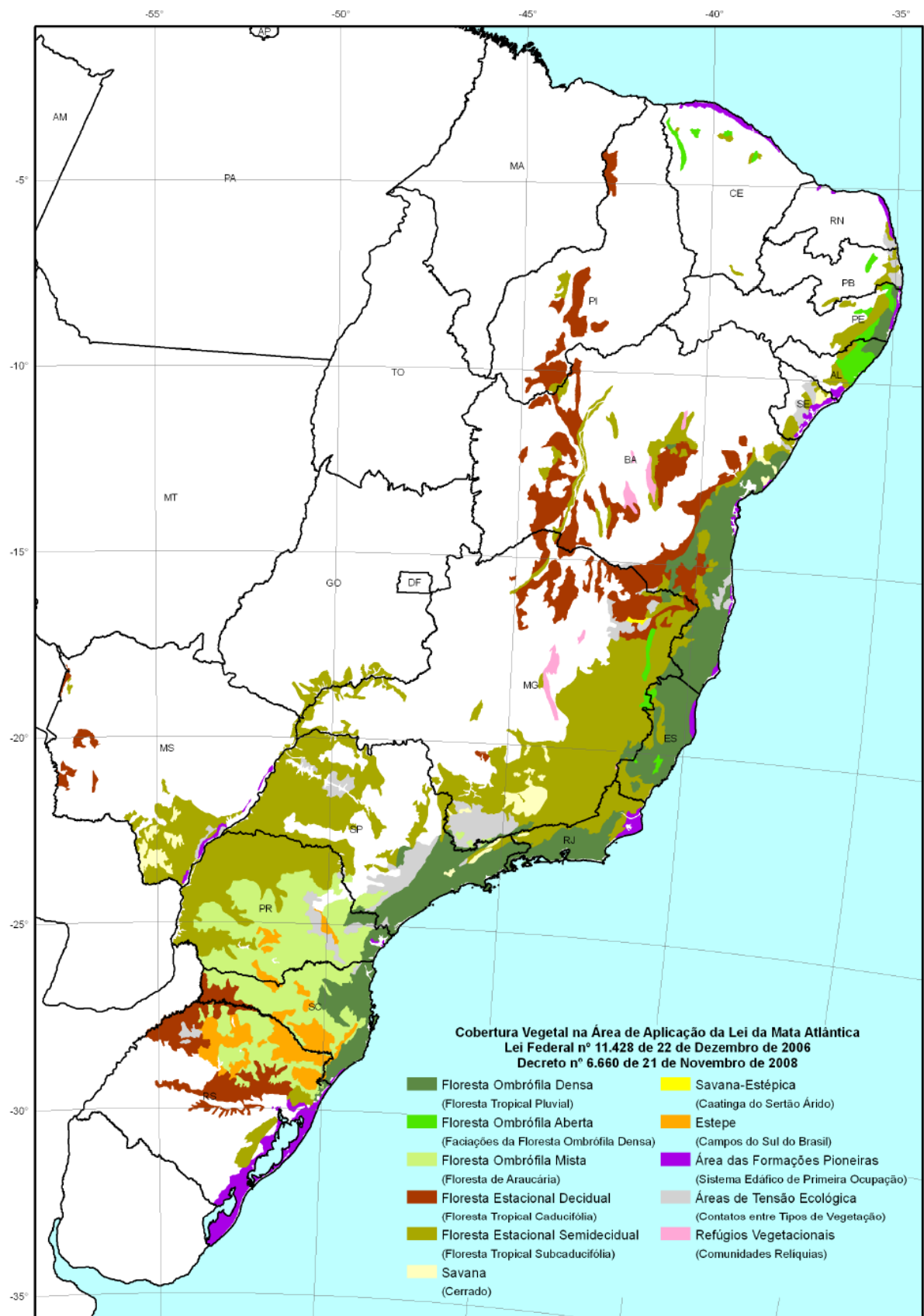
supressão de vegetação do Bioma Mata Atlântica deverão ser implantados preferencialmente em áreas já substancialmente alteradas ou degradadas”;

Art. 17. O corte ou a supressão de vegetação primária ou secundária nos estágios médio ou avançado de regeneração do Bioma Mata Atlântica, autorizados por esta Lei, ficam condicionados à compensação ambiental, na forma da destinação de área equivalente à extensão da área desmatada, com as mesmas características ecológicas, na mesma bacia hidrográfica, sempre que possível na mesma microbacia hidrográfica, e, nos casos previstos nos arts. 30 e 31, ambos desta Lei, em áreas localizadas no mesmo Município ou região metropolitana.

Art. 30. [...] nos perímetros urbanos aprovados até a data de início de vigência desta Lei, a supressão de vegetação secundária em estágio avançado de regeneração dependerá de prévia autorização do órgão estadual competente e somente será admitida, para fins de loteamento ou edificação, no caso de empreendimentos que garantam a preservação de vegetação nativa em estágio avançado de regeneração em no mínimo 50% (cinquenta por cento) da área total coberta por esta vegetação [...]

Conforme o Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica e o Atlas Ambiental do Município de São Paulo, os mapeamentos e fotos aéreas (**Figuras 7, 8 e 9**) nos mostram um aumento considerável da malha urbana e como as áreas remanescentes estão ficando cada vez mais escassas.

Figura 7 – Supressão de vegetação nativa no Bioma Mata Atlântica



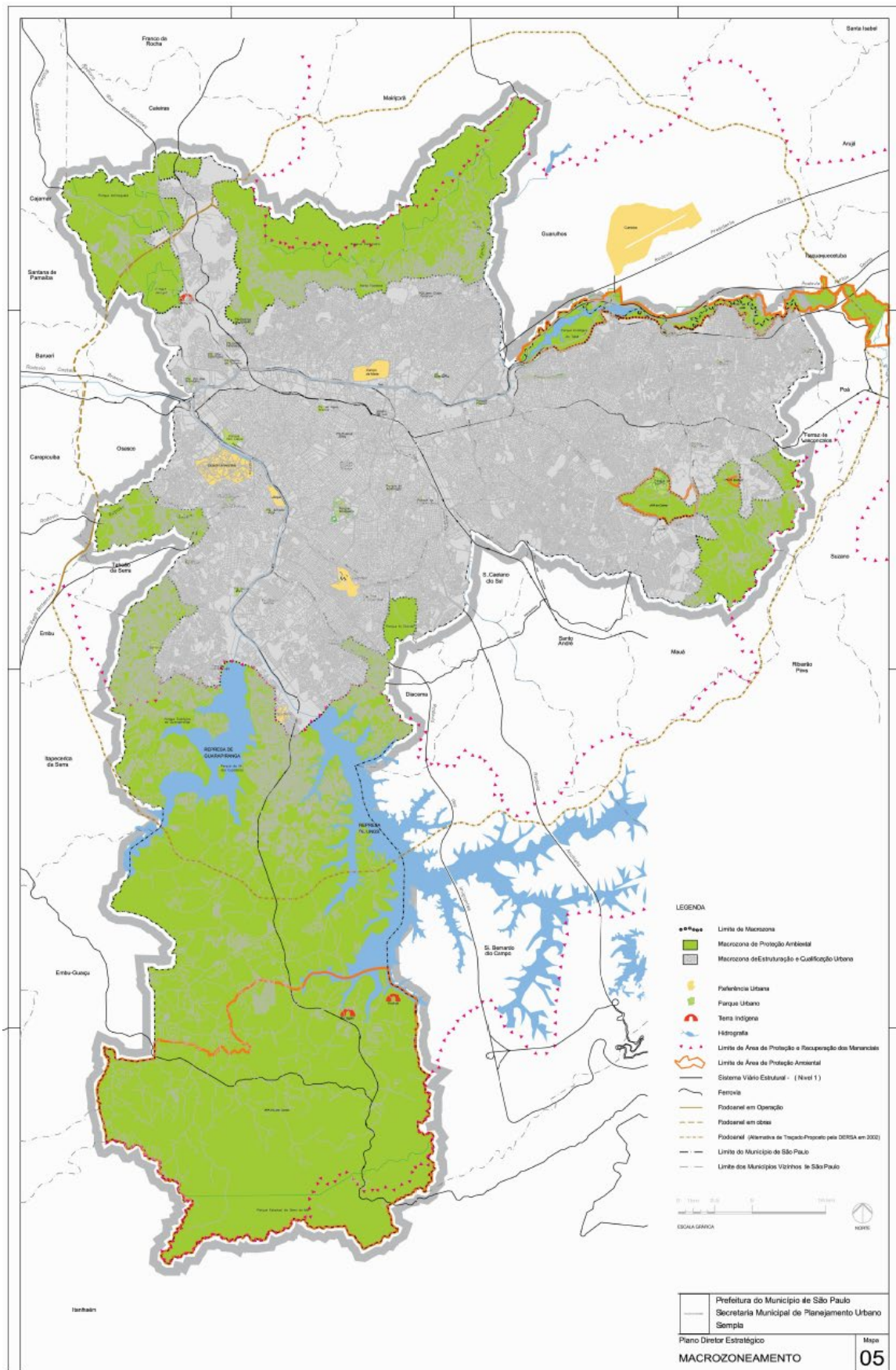
Fonte: São Paulo (Município), 2002.

Figura 8 – Foto aérea do Município de São Paulo



Fonte: https://geosampa.prefeitura.sp.gov.br/PaginasPublicas/_SBC.aspx#, 2020.

Figura 9 – Mapa do macrozoneamento do Município de São Paulo



Fonte: São Paulo (Município), 2014.

4.6 Uso excessivo dos recursos hídricos

Segundo Pereira Júnior:

A parcela renovável de água doce da Terra é de cerca de 40.000 km³ anuais, correspondendo à diferença entre as precipitações atmosféricas e a evaporação de água sobre a superfície dos continentes. Nem todo esse volume, entretanto, pode ser aproveitado pelo homem. Quase dois terços retornam rapidamente aos cursos de água e aos oceanos, após as grandes chuvas. O restante é absorvido pelo solo, permeando suas camadas superficiais e armazenando-se nos aquíferos subterrâneos, os quais, por sua vez, serão as principais fontes de alimentação dos cursos de água durante as estiagens. A parcela relativamente estável de suprimento de água é, portanto, de pouco menos de 14.000 km³ anuais. Essa parcela de água doce acessível à humanidade no estágio tecnológico atual e a custos compatíveis com seus diversos usos é o que se denomina “recursos hídricos” (PEREIRA JÚNIOR, 2004).

Figura 10 – Ciclo da água



Fonte: <http://water.usgs.gov/edu/watercycleportuguese.html>, 2016.

O gerenciamento dos recursos hídricos tem como principal objetivo garantir a disponibilidade de água de boa qualidade para os seus diversos usos, sendo eles: o abastecimento público e a preservação do meio ambiente (PEREIRA JÚNIOR, 2004). Para isso, considera-se a água disponível dos mananciais, e a partir disto são criadas as ações para manter a regularidade e a qualidade, assim como para aumentar a demanda dos recursos hídricos. Entre essas medidas, está a reconstituição da vegetação que corre ao longo dos corpos de água (matas ciliares); a preservação de áreas de nascentes; a implantação de redes coletoras e de estações de tratamento de esgotos domésticos; a coleta, o tratamento e a disposição adequada do resíduo urbano; e o tratamento dos

efluentes industriais. A gestão dos recursos hídricos é de competência da União e dos Estados, dependendo do domínio destes.

Contudo, o recurso hídrico deve ser analisado em três grandes âmbitos: eventos cíclicos climáticos (quando ocorre naturalmente a falta de água em função das secas severas); falta de manutenção e investimentos em novas tecnologias no sistema de coleta e sistema de tratamento; e a conscientização da população para o uso sustentável do recurso. Sendo assim, fatores como variações climáticas, aumento na concentração populacional e de atividades econômicas, aumento na demanda do uso da água, poluição de mananciais, alteração do regime de escoamento superficial e de realimentação de aquíferos subterrâneos, entre outros, têm sido os grandes causadores do desgaste dos recursos hídricos (PEREIRA JÚNIOR, 2004). Um exemplo disso, foi a crise que São Paulo enfrentou em 2014 com os esvaziamentos de seus reservatórios (**Figura 11**).

O tratamento das águas que abastecem a população não acompanha o ritmo de geração dos agentes poluidores, uma vez que os esgotos domésticos urbanos são lançados quase na sua totalidade *in natura* nos corpos d'água. O que é contrário ao que apresenta a Lei 9.433 de 1997, que diz no seu artigo 2º, parágrafos I, II e III:

- I - assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos;
- II - a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável;
- III - a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais.

No entanto, o resultado da ineficiência dos serviços de saneamento básico e da ausência de tratamento dos esgotos industriais é a contaminação dos corpos d'água próximos às áreas urbanas, com isso o tratamento da água captada para o próprio abastecimento público é oneroso, obrigando o aproveitamento de mananciais, cada vez mais distantes e ainda não contaminados, para suprir o aumento de demanda.

Figura 11 – Sistema Cantareira em 2014



Fonte: <http://www.tribunahoje.com/noticia/111587/brasil/2014/07/25/especialista-afirma-que-agua-do-sistema-cantareira-acaba-em-novembro.html>, 2014.

4.7 Formação de ilhas de calor

Ilhas de calor são fenômenos climáticos característicos de grandes centros urbanos, que ocorrem a partir da elevação da temperatura de uma área urbana se comparada a uma área rural. Logo, a temperatura nas grandes cidades é mais elevada do que as das áreas periféricas, caracterizando assim uma ilha “climática”. Efeito típico de cidades verticalizadas e com solo impermeabilizado, pois os prédios acabam criando barreiras que impedem a circulação dos ventos e o asfalto dificulta a absorção do calor, diminuindo seu tempo de retenção (FREITAS, 2016).

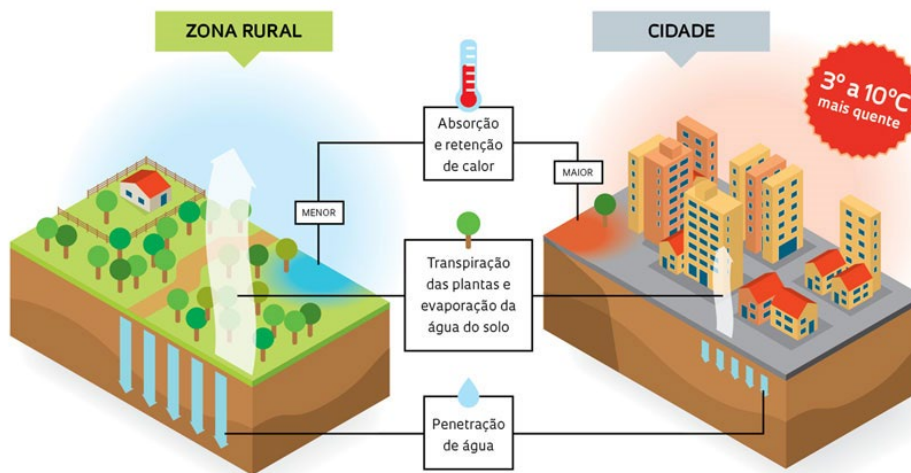
Segundo Freitas (2016), as ilhas de calor podem ser sentidas em períodos diurnos e noturnos, mas a maior percepção da diferença de temperatura entre áreas urbanas e rurais acontece ao anoitecer, uma vez que a área rural resfria mais rapidamente do que a urbana, já que as áreas urbanas possuem maior concentração de edificações, muros, calçadas, asfaltos que recebem durante todo o dia luz e calor do Sol, e esse calor fica retido por mais tempo nas suas estruturas, proporcionando a diferença de temperatura entre estas áreas (**Figuras 12 e 13**).

Em regiões rurais e florestais, a cobertura vegetal possibilita o processo de evaporação e evapotranspiração, fazendo com que os efeitos do Sol sejam atenuados e as

temperaturas fiquem mais amenas, o que não acontece nas grandes cidades que estão impermeabilizadas, sem cobertura vegetal e com poucas áreas verdes (**Figura 14**).

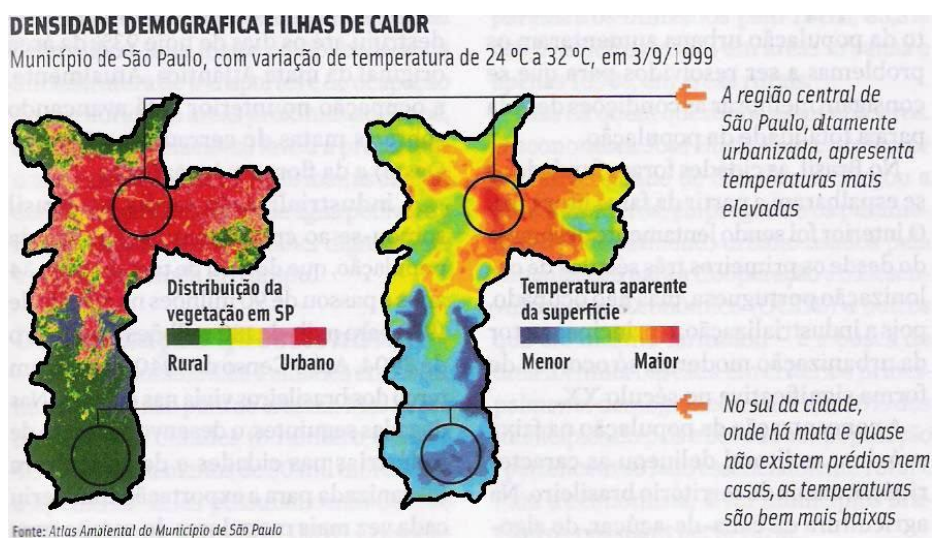
Figura 12 – Efeitos de ilhas de calor entre áreas rurais e urbanas

Por que ocorre o efeito ilha urbana de calor



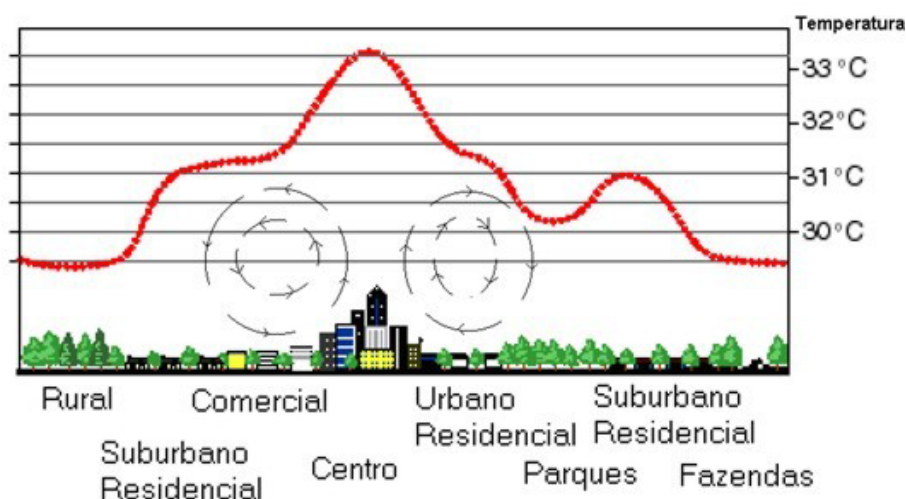
Fonte: <http://revistapesquisa.fapesp.br/2012/10/11/ilha-de-calor-na-Amazonia/>, 2012.

Figura 13 – Mapa de São Paulo para ilhas de calor



Fonte: <https://profalexeinowatzki.wordpress.com/ilhas-de-calor/>.

Figura 14 – Ilhas de calor



Fonte: <http://geoconceicao.blogspot.com.br/2012/03/1-origem-das-ilhas-de-calor-os-grandes.html>, 2012.

4.8 Geração de resíduos

A crescente produção de resíduos sólidos é um dos problemas mais agravantes da sociedade moderna, associado ao crescimento gradativo e desordenado da população, pela ocupação da área urbana e pelo crescimento da demanda de bens de consumo popularizados pelo aumento da produção industrial (VALÉRIO; SILVA; COHEN, 2016).

Na busca por tentar diminuir a geração de resíduos ou rejeitos, criou-se a taxa sobre a quantidade de lixo produzida, que teve por objetivo estimular a redução da produção de resíduos e incentivar a população para o consumo consciente (VALÉRIO; SILVA; COHEN, 2016).

Os termos *lixo* ou *resíduo sólido* são usados para classificar os resíduos produzidos em uma sociedade. Por definição, resíduo sólido pode ser qualquer rejeito, lixo, outros materiais descartados, incluindo os sólidos, líquidos, semissólidos, gases resultantes de atividades industriais, comerciais, agrícolas e da comunidade. A diferença entre resíduo e rejeito, é que os resíduos são materiais recicláveis ou reutilizáveis; quando todas as possibilidades de reaproveitamento ou reutilização de um produto são esgotadas, trata-se de um rejeito (VALÉRIO; SILVA; COHEN, 2016).

O consumo de forma descontrolada de produtos agrava, mesmo que de forma indireta, a degradação do meio ambiente, pois faz com que ocorra um aumento desnecessário da extração dos recursos naturais utilizados nos processos de produção

destes produtos. E, por consequência, acaba voltando ao meio ambiente na forma de resíduos ou rejeito (GODECKE *et al.*, 2012).

A redução da capacidade do meio ambiente de fazer a manutenção do ecossistema vai também reduzindo o bem-estar social, por conta de doenças, mudanças climáticas, perdas na produção de alimentos, disponibilidade de água de boa qualidade etc.

Um das maiores preocupações das autoridades é com a destinação dos resíduos sólidos, como podemos observar na Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12.305 de 2010, Art. 3º, parágrafos:

XI – gestão integrada de resíduos sólidos: conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável;

XII – logística reversa: instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada;

XIII – padrões sustentáveis de produção e consumo: produção e consumo de bens e serviços de forma a atender as necessidades das atuais gerações e permitir melhores condições de vida, sem comprometer a qualidade ambiental e o atendimento das necessidades das gerações futuras; [...]

Contudo, apesar do que trata a Lei, antes de nos preocuparmos com a destinação correta dos resíduos – visando à redução de efeitos nocivos da deposição final incorreta, ou o seu reaproveitamento via reuso, reciclagem, compostagem e recuperação energética –, o ideal seria propor ações que visam diminuir a geração de resíduos, começando pela educação socioambiental e a utilização de produtos biodegradáveis e reutilizáveis, por exemplo.

O descarte irregular dos resíduos contribui para que ocorra, em épocas de muita chuva, o entupimento do sistema de drenagem pluvial, uma vez que este material acaba sendo levado pela água da chuva, causando transtornos como enchentes e alagamentos, muito comuns em grandes centros urbanos (**Figuras 15, 16 e 17**).

Figura 15 – Resíduos sólidos



Fonte: arquivo da autora.

Figura 16 – Resíduos sólidos



Fonte: arquivo da autora.

Figura 17 – Resíduos sólidos

Fonte: arquivo da autora.

4.9 Qualidade da água de chuva do escoamento do telhado

A qualidade da água de chuva pode ser analisada em quatro etapas: 1) antes de atingir o telhado; 2) após escorrer pelo telhado; 3) dentro do reservatório de captação da água de chuva; e 4) no ponto de uso (TOMAZ, 2008). Este estudo teve como foco a segunda análise, ou seja, da água após escorrer pelo telhado.

As características da água de chuva mudam conforme a localização geográfica da área de estudo, as condições meteorológicas (intensidade, duração e tipo de chuva, condição de vento, estação do ano etc.) e a presença ou não de vegetação, bem como a presença de fontes e poluição (TEIXEIRA *et al.*, 2017).

Em grandes centros urbanos e polos industriais, pode-se identificar alterações nas concentrações naturais da água da chuva em função dos poluentes presentes do ar, tais como: dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de nitrogênio (No_x) ou ainda chumbo, zinco, entre outros.

A reação química na atmosfera de alguns dos gases poluentes com a chuva forma ácidos, diminuindo seu pH, podendo chegar a valor igual 3,5, fenômeno este conhecido como “chuva ácida” (TOMAZ, 2008).

Altas concentrações de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo em águas de escoamento podem levar à eutrofização de corpos de águas de superfície, causando aumento da produção de algas e hipóxia (diminuição das taxas de oxigênio) devido à grande quantidade de matéria orgânica decomposta, reduzindo a qualidade da bacia

hidrográfica em relação ao habitat de peixes, atividades de recreação e potabilidade da água (BÄR; TAVARES, 2017).

Além de nutrientes, diversos autores têm observado a presença de metais pesados e outros contaminantes nas águas escoadas por telhados com coberturas verdes, em alguns casos, até mesmo em níveis de poluição (WANG *et al.*, 2017).

A degradação da qualidade das águas escoadas pode ser resultado de escolhas errôneas de fertilizantes, substratos e vegetações utilizadas no sistema, entre outros fatores.

Não há uma legislação brasileira que trata especificadamente de águas pluviais escoadas por coberturas verdes, sendo, portanto, necessário buscar diretrizes alternativas para comparação da qualidade dessas águas. Um estudo de Bar e Tavares (2017) que revisou as normas e legislações usadas para comparação da qualidade das águas escoadas por telhados verdes no Brasil poderá auxiliar as pesquisas que tem como foco esse tipo de análise.

O Anexo 20 da Portaria de Consolidação nº 5/ 17 estabelece procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Portanto, para que a água de chuva que passa pelo sistema de captação do sistema do telhado verde seja considerada como potável, ela deverá obedecer aos valores orientadores descritos na Portaria mencionada.

Uma alternativa sustentável para mitigar esta problemática é o acréscimo de biocarvão no substrato do telhado verde. Estudos comprovaram a melhora da capacidade do substrato na absorção e armazenamento da água de chuva, bem como, na filtração e redução dos poluentes (BUFFAM; BOCCELLI, 2016; CAO *et al.*, 2014; FARELL *et al.* 2016; GAO; DELUCA; CLEVELAND, 2018; MOHAMMADI, 2016; PISCITELLI *et al.*, 2018; TAYSON; YUBIN, 2017; WANG *et al.*, 2017; VIJAYARAGHAVAN; JOSH; BALASUBRAMANIAN, 2012).

4.10 Compostos presentes na água de chuva e no substrato

A água da chuva possui características físico-químicas e qualidade microbiológica que conferem a ela alterações quanto ao seu padrão de qualidade. Após escoar pelo telhado ou laje, essas características podem sofrer alterações. Quando esse telhado tem um sistema com vegetação, como é o caso dos telhados verdes, também teremos a

interação com os nutrientes presentes no substrato, e é por meio de análises preliminares, utilizando como parâmetros o nitrato (NO_3^-), amônio (NH_4^+), fosfato (PO_4^{3-}) e o sulfato (SO_4^{-2}), que será possível verificar uma tendência da eficiência ou não do sistema.

4.10.1 Nitrato

Tanto o nitrato como o nitrito são uma forma de nitrogênio, que se formam a partir de reações químicas, pois assim que o nitrogênio (N_2), que está na forma molecular, entra em contato com a água e passa de amônia (NH_3 , forma mais reduzida) para nitrito (NO_2^- forma intermediária) e por fim para nitrato (NO_3^- , forma mais oxidada), sendo umas das principais fontes de nitrogênio na água de chuva.

O íon nitrito quando presente indica a ocorrência de processos biológicos ativos oriundos de poluição orgânica.

Segundo Mindlin:

[...] As nitrosaminas e nitrosamidas podem surgir como produtos de reação entre o nitrato ingerido ou formado pela redução bacteriana do nitrato, com as aminas secundárias ou terciárias e amidas presentes nos alimentos. O pH ótimo para reação de nitrosaminação é entre 2,5 a 3,5, faixa semelhante à encontrada no estômago humano após a ingestão de alimentos. Tanto as nitrosaminas como as nitrosamidas estão relacionadas com o aparecimento de tumores em animais de laboratórios. (KINDLEIN, 2010).

4.10.2 Amônio

As reações de oxidação do nitrogênio (nitrificação), geralmente liberam íons H^+ como um de seus produtos. Por outro lado, as reações de redução, tendem a consumir estes íons H^+ e aumentar o pH do solo. Os íons amônio (NH_4^+) que são de origem da matéria orgânica ou de muitos adubos minerais estão sujeitos a processos de oxidação que convertem o nitrogênio (N) para formar o nitrato (NO_3^-). Esta reação com o oxigênio, que é denominada de nitrificação, libera dois íons H^+ para cada íon NH_4^+ oxidado.

A absorção do nitrogênio pelas plantas ocorre através das raízes das plantas e estas raízes adquirem o N do solo ou substrato, especialmente, na forma de íons NO_3^- e NH_4^+ dissolvidos. A absorção de NH_4^+ reduz significativamente o pH do solo ou substrato da rizosfera, enquanto a de NO_3^- tende a aumentá-lo. Essas mudanças de pH, por sua vez, influenciam a absorção de outros íons, como fosfato (BRADY; WEIL, 2013).

Na atmosfera existem pequenas quantidades dos gases amônia e óxido nítrico liberados a partir de solos, de plantas e da queima de combustíveis fósseis, bem como nitratos formados pela ação dos relâmpagos. A deposição de nitrogênio refere-se à adição, ao solo e à água, desses compostos presentes na atmosfera, em geral, após a redução para as formas de NH_4^+ ou NO_3^- através da chuva, poeira e absorção de gases. A quantidade de N depositado é maior em áreas de alta pluviosidade a jusante de cidades e de área rural, que faz uso da exploração animal intensiva. O aumento da população humana mundial coloca cada vez mais nitrogênio reativo em circulação, a sua deposição indesejada está se tornando um problema ambiental global crescente. E muito embora o N seja um ótimo fertilizante para melhorar o crescimento das plantas em sistemas agrícolas, os seus efeitos sobre as florestas e os ecossistemas aquáticos são bastante danosos. Os NO_3^- , em especial, estão associados à acidificação das chuvas, mas, considerando que o NH_4^+ logo se nitrifica, ambas as formas levam à acidificação do solo (BRADY; WEIL, 2013).

Quando o nitrogênio entra na cadeia alimentar, ele passa a constituir as moléculas orgânicas dos consumidores. Atuando sobre os produtos de eliminação desses consumidores e do protoplasma de organismos mortos, as bactérias mineralizam o nitrogênio produzindo gás amônia (NH_3) e sais de amônio (NH_4^+), este processo é chamado de amonificação (SILVA; BROTTTO, 2014).

4.10.3 Sulfato

O sulfato (SO_4^{2-}) é um dos íons mais abundantes na natureza, em águas naturais sua formação ocorre em função da dissolução de solos e rochas e pela oxidação de sulfeto. Em águas superficiais as principais fontes antrópicas são os esgotos sanitários, que são lançados *in natura* na grande maioria das vezes, os efluentes industriais e em água tratadas devido ao uso de coagulantes.

Na atmosfera, devido às emissões de gases e materiais particulados, o enxofre reage com o vapor d'água transformando-se em ácido sulfúrico (H_2SO_4) diluído, e juntamente com o ácido nítrico (HNO_3) ocorre a precipitação, causando o que chamamos de chuva ácida. Esses ácidos reagem com outras substâncias químicas que estão presentes na atmosfera formando poluentes secundários, como por exemplo, o ozônio. A chuva tem sido uma das principais causas do aumento da concentração de enxofre nos corpos hídricos (CLAIR; HINDAIR, 2005).

4.10.4 Fosfato

A concentração inorgânica de fósforo (P) disponível no solo ou substrato, pode ser observada em dois fenômenos: (1) a solubilidade de minerais com a presença de fósforo e (2) a fixação ou adsorção de íons fosfato (PO_4^{3-}) na superfície das partículas de solo. Os íons fosfato dissolvidos nos solos minerais estão sujeitos a muitos tipos de reações químicas que tendem a remover estes íons da solução do solo e produzir compostos que contenham fósforo, mas de baixa solubilidade. Essas reações, de modo geral, são conhecidas como fixação e retenção de fósforo. A retenção de fósforo pode ser vista tanto como a precipitação como as reações de fixação. A fixação de fósforo pode ser um problema, se esta impedir a planta de usar este nutriente como adubo. No entanto, a fixação de fósforo também pode ser benéfica, uma vez que pode removê-lo de águas residuárias ricas em fósforo, quando aplicadas ao solo (BRADY; WEIL, 2013).

Quando uma parcela do fósforo fixado está presente de forma relativamente solúvel e a maioria dos locais de fixação já estiver ocupada com íons fosfato, é possível que ocorra alguma liberação de fósforo para a solução do solo quando este for exposto à água com uma concentração muito baixa de fósforo, esta liberação de fósforo é chamada de desorção (BRADY; WEIL, 2013).

A aplicação de adubos minerais e esterco na agricultura, como forma de adubação, pode resultar em excesso de nutrientes no solo, causando a contaminação de corpos d'água, tanto subterrâneos como superficiais, com nitratos e fosfatos. A eutrofização de lagos, estuários e rios de leito vagaroso é um dos resultados do excesso dos nutrientes N e P nos solos (BRADY; WEIL, 2013).

Nas **Tabelas 1 a 3** constam os valores máximos permitidos de acordo o padrão de potabilidade da água para estes compostos.

Tabela 1 – Padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde

Parâmetro	Unidade	VMP (Valor Máximo Permitido)
Inorgânico		
Nitrato	mg L ⁻¹	10

Fonte: Brasil, 2017.

Tabela 2 – Padrão de aceitação para consumo humano

Parâmetro	Unidade	VMP (Valor Máximo Permitido)
Amônia (como NH₃)	mg L ⁻¹	1,5
Sulfato	mg L ⁻¹	250

Fonte: Brasil, 2017.

Tabela 3 – CLASSE 3 - ÁGUAS DOCE

Parâmetro	Unidade	VM (Valor Máximo)
Fósforo total (ambiente lântico)	mg L ⁻¹ P	0,05
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lântico)	mg L ⁻¹ P	0,075
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	mg L ⁻¹ P	0,15
Nitrato	mg L ⁻¹ N	10,0
		13,3 para pH ≤ 7,5
		5,6 para 7,5 < pH ≤ 8,0
Nitrogênio amoniacal total	mg L ⁻¹ N	2,2, para 8,0 < pH ≤ 8,5
		1,0 para pH > 8,5
Sulfato total	mg L ⁻¹ SO ₄	250

Fonte: Conama, 2005.

4.11 Substrato

O substrato é uma composição que tem como objetivo auxiliar na sustentação, ou seja, como suporte para fixar as raízes ou partes aéreas das plantas. Matéria orgânica, mineral e até mesmo a mistura com outros elementos dão origem a este composto (ALVES, 2019).

Os substratos, tanto na sua composição original ou combinados são usados atualmente para propagação de espécies, via sementes ou em mudas. Na escolha de um substrato, devem-se observar, principalmente as suas características físicas e químicas, a

espécie a ser plantada, além dos aspectos econômicos, como por exemplo, baixo custo e disponibilidade (FONSECA, 2001).

Os substratos podem ser de origem orgânica, como casca de arroz, fibra de coco e turfa, ou de origem mineral, como lã de rocha e perlita. Em comparação com os materiais orgânicos, os de origem mineral são mais estáveis, ou seja, mantêm suas propriedades por períodos mais prolongados, por isso são amplamente utilizados, principalmente na Europa (CAMACHO; TORO; DÍAZ, 2021).

Dentre as características desejáveis dos substratos, as principais são: baixo custo, disponibilidade de fornecimento no mercado, teor de nutrientes, pH e capacidade de troca de cátions adequados, ausência de patógenos, aeração, retenção de água e boa agregação às raízes. Tais características estão diretamente relacionadas com sua textura e a qualidade dos materiais que compõem a sua formulação. Nas últimas décadas, a qualidade dos substratos aumentou consideravelmente e, no mercado agrícola, várias formulações podem ser encontradas, conforme as necessidades dos viveiristas, assim como muitos substratos podem ser formulados no próprio local, com aproveitamento de resíduos orgânicos, permitindo ampliar a sustentabilidade do sistema de produção (EMBRAPA, 2020).

Segundo Schafer e Lerner (2022) com o aumento considerável da população humana aliado às mudanças climáticas, a busca por sistemas de produção de alimentos mais sustentáveis se tornou fundamental, principalmente quando se utilizam recursos não renováveis, como a água. Esse processo resultou no aumento das áreas cultivadas em ambiente protegido, pois apresenta vantagens, como melhor controle das condições climáticas, resultando em plantas com desenvolvimento superior (RAVIV; LIETH, 2008) quando comparadas às condições de campo aberto para cultivos.

A utilização de substratos também se justifica por questões ambientais, ou seja, muitos produtos utilizados nas formulações provêm de fontes orgânicas, em que diversos materiais, na maioria das vezes resíduos vegetais e subprodutos da agropecuária, são compostados e/ou decompostos por microrganismos específicos em materiais mais estáveis, ricos em nutrientes, facilmente assimilados pelas plantas (EMBRAPA, 2020).

Substratos alternativos produzidos a partir da compostagem de resíduos orgânicos gerados na propriedade rural podem constituir-se numa opção para os agricultores, já que, muitas vezes, esses resíduos não são bem aproveitados, sendo jogados em locais inadequados, empilhados e deixados no ambiente, queimados etc., podendo provocar

impacto ambiental negativo ou se caracterizar como desperdício de matéria prima de qualidade (PINHO *et al.*, 2016).

Um substrato adequado proporciona qualidade, rendimento e praticidade na produção das mudas, em campo, plântulas vigorosas normalmente se desenvolvem melhor, resistindo a estresses diversos, tornando-se produtivas e muitas vezes resultando em menor tempo para iniciar a produção.

Além disso, o substrato deve proporcionar eficiência na germinação e emergência de plântulas, além de fornecer suprimento adequado de nutrientes, oxigênio e eliminação do CO₂ (MEDEIROS *et al.*, 2010).

As caracterizações e aplicações do substrato continuam sendo determinadas e estão descritas em artigos revisados de 2021 e 2022, segue algumas dessas referências: CAMACHO; TORO; DÍAZ, 2021; SCHAFER; LERNER, 2022; BARTLEY; FONTENO; JACKSON, 2022; SMIDERLE *et al.*, 2022.

4.12 Biocarvão

Naturalistas e geólogos que viajaram pela Amazônia, a partir da década de 1870, observaram manchas profundas de solo escuro, muito fértil, diferentes do solo pobre existente em quase toda a região (**Figura 18**). O solo amazônico comum é em geral arenoso ou argiloso, tem poucos nutrientes e exibe apenas uma fina camada superficial de húmus produzida pela floresta. As manchas, ao contrário, são ricas em carbono, contendo, em média, 150 g desse elemento por quilo de solo, enquanto os outros solos da região têm de 20 a 30 g de carbono por quilo. Esses solos estão em geral associados a antigas ocupações indígenas, identificadas por fragmentos de cerâmica, ossos e outros vestígios, por isso ganharam o nome de 'terra preta de índio' (MANGRICH; MAIA; NOVOTNY, 2011).

De acordo com Mangrich; Maia; Novotny (2011) os solos escuros amazônicos vêm despertando, cada vez mais, o interesse dos cientistas, devido à sua fertilidade e à capacidade de reter carbono, evitando que seja liberado para a atmosfera.

Essas terras caracterizam-se por altos teores de elementos químicos importantes para a nutrição das plantas (além do carbono, estão presentes cálcio, nitrogênio, fósforo, manganês e zinco) e por uma atividade biológica maior que a dos solos próximos (MANGRICH; MAIA; NOVOTNY, 2011).

O carbono está presente no solo na forma de carvão, gerado provavelmente por meio da queima de materiais orgânicos em condições especiais (com pouco oxigênio disponível). A grande concentração de carbono no solo melhora a absorção de água, facilita a penetração de raízes e torna as plantas mais resistentes. O tipo de carvão encontrado na terra preta de índio garante a longa retenção do carbono no solo, ao contrário do que deveria acontecer na região amazônica, em que a temperatura e a umidade são elevadas. Nessas condições, a matéria orgânica tende a se degradar rapidamente, gerando gás carbônico (CO), mas nas terras pretas esse processo pode demorar centenas ou milhares de anos (MANGRICH; MAIA; NOVOTNY, 2011).

Figura 18 – Terra Preta de Índio



Fonte: <http://redeglobo.globo.com/globoecologia/noticia/2011/09/estudo-da-terra-preta-pode-permitir-agricultura-familiar-sustentavel.html>, 2012.

Segundo Mangrich *et al.* (2011), a qualidade das terras pretas de índio levaram pesquisadores, no Brasil e no exterior, a estudar a produção de um fertilizante orgânico condicionador de solo que imite suas características. O produto obtido a partir dessas pesquisas é chamado de biocarvão (*biochar*, em inglês).

Biocarvão é um produto rico em carbono obtido a partir da decomposição térmica de materiais orgânicos (biomassa) em atmosfera com presença mínima ou ausência de

oxigênio e com temperatura variando de 350 a 800 °C (LEHMANN; JOSEPH, 2009). Esse processo é denominado pirólise.

Existem dois tipos de pirólise. A pirólise lenta, conhecida também como carbonização, ocorre em temperaturas que variam de 350 a 800 °C, com o tempo de residência no reator variando de minutos a dias. A pirólise rápida difere da pirólise lenta, principalmente, pelo seu curto tempo de residência no reator, menor que 2 s, à temperatura de 425-550 °C.

A pirólise lenta tem por objetivo maximizar o rendimento de biocarvão em detrimento dos produtos líquidos e gasosos. A pirólise rápida é direcionada à produção de líquidos e gases.

O processo de formação do biocarvão promove um rearranjo dos átomos de carbono, aumentando a porosidade do material, e isto proporciona melhoria nas propriedades químicas, principalmente pela alta superfície específica resultando em aumento da capacidade de troca de cátions e adsorção de nutrientes (ATKINSON; FITZGERALD; HIPPS, 2010).

Os parâmetros importantes que influenciam a pirólise são a taxa de aquecimento, temperatura final e o tempo de residência, a atmosfera da pirólise (gás de varrimento usado), pressão utilizada e o tipo de reator (LEI; REN; JULSON, 2009).

A biomassa é uma mistura complexa de polímeros naturais, tais como celulose e hemicelulose, além de lignina e pequenas quantidades de outras substâncias, como extrativos e cinzas (ZHANG, 2010; SULLIVAN; BALL, 2012). Cada material exibe uma característica particular quando é pirolisado devido à grande variabilidade da proporção destes componentes nas diferentes espécies vegetais.

Praticamente qualquer fonte de biomassa pode ser carbonizada, incluindo toda a matéria orgânica não contaminada, tal como resíduos de culturas, cascas, restos de madeira (troncos, casca, ramos), várias gramíneas, resíduos industriais e municipais (NOVOTNY *et al.*, 2015).

Algumas propriedades estão presentes em todos os biocarvões, incluindo alto teor de carbono e grau de aromaticidade, o que explica seu alto nível de recalcitrância, as quais o fazem adequado para uma gama de finalidades. Contudo, a exata composição química e estrutural é dependente da combinação da matéria-prima e das condições de pirólise (NGUYEN; LEHMANN, 2009; NGUYEN *et al.*, 2010).

Há um crescente interesse no uso do biocarvão como aditivo para solo. Quando aplicado ao solo, o biocarvão apresenta vários efeitos positivos, tais como: aumento do

pH, da capacidade de troca de cátions, do teor de carbono orgânico e da disponibilidade de nutrientes; alteração da abundância e do funcionamento de fungos micorrízicos; melhora na estrutura do solo e disponibilidade de água, entre outros (TRAZZI *et al.*, 2018).

Além disso, o biocarvão pode ser considerado como sequestrador de carbono devido a sua elevada estabilidade com a consequência de impedir as emissões de carbono para a atmosfera.

O biocarvão também pode ser empregado como material adsorvente na remediação de água (MOHAN *et al.*, 2014). A biossorção pode ser definida como um processo físico-químico de remoção de substâncias por materiais biológicos ou biomassas (FOMINA; GADD, 2014).

A capacidade adsorvente do biocarvão depende dos seguintes fatores: tamanho e volume de microporos, quantidade e tipo de grupos funcionais disponíveis na superfície e a capacidade de troca catiônica. No geral, a porosidade e o tamanho das partículas dependem principalmente do tipo de biomassa, enquanto as outras características são influenciadas pelo processo de queima, sendo a temperatura da pirólise a mais importante.

O biocarvão vem sendo pesquisado em diversas aplicações e tem-se mostrado uma alternativa promissora para a remoção de metais tóxicos de efluentes aquosos (MOHAN *et al.*, 2014; LAGE JÚNIOR, 2016; GUILHEN, 2018).

Assim como a aplicação no solo, o biocarvão apresenta características apropriadas para ser aplicado na forma de componente de substratos, pois apresenta estrutura porosa e reativa, além de adequadas propriedades físico-hídricas (LEHMANN *et al.*, 2011).

A adição do biocarvão no substrato de telhado verde resultou na melhora da qualidade da água de escoamento da chuva. Estas melhorias incluíram: uma diminuição de nitrato, nitrogênio total, concentrações de fósforo, fósforo total (retenção de nutrientes) e carbono orgânico presentes no escoamento pluvial, aumento da retenção de água e diminuição da turbidez (BECK; JOHNSON; SPOLEK, 2011; CAO *et al.*, 2014; BUFFAM; BOCCELLI, 2016).

O biocarvão adicionado em substratos de telhado verde melhora a retenção de poluentes presentes em água de chuva em relação ao substrato puro. Além disso, misturas de materiais para o telhado verde podem ser preparadas usando diferentes tipos de biocarvão para facilitar a retenção de contaminantes específicos que causam problemas localmente (PISCITELLI *et al.*, 2018).

Além de todas as melhorias mencionadas, o biocarvão produzido a partir de resíduos agrícolas é uma alternativa na sua gestão por dar destinação correta por meio do aproveitamento da biomassa na forma de componente de substratos.

Vale ressaltar que as propriedades, caracterizações e aplicações do biocarvão continuam sendo pesquisadas e estão descritas em artigos de revisão de 2020 a 2023, segue algumas dessas referências: ALBALASMEH *et al.*, 2020; YAASHIKAA *et al.*, 2020; HU *et al.*, 2020; TOMCZYK; SOKOŁOWSKA; BOGUTA, 2020; AKHIL *et al.*, 2021; CARNIER *et al.*, 2021; AMIN *et al.*, 2021; CHEN *et al.*, 2021; YANG *et al.*, 2022; CAIRNS *et al.*, 2022; GURAV *et al.* 2022; HERNANDES *et al.*, 2022. QIU *et al.*, 2022; ADEGOKE *et al.*, 2022; SHAHEEN *et al.*, 2022; WANG *et al.*, 2023.

4.13 Mecanismos de sorção do biocarvão

A análise dos mecanismos envolvidos no processo de adsorção que ocorrem no biocarvão é fundamental para a verificação da eficiência deste material na remoção de contaminantes presentes, tanto na água como no solo.

4.13.1 Mecanismos de sorção do biocarvão em água

As concentrações de nutrientes (NH_4^+ , NO_3^- e PO_4^{3-}) são bastante elevadas em águas superficiais e subterrâneas em todo o mundo, em virtude das recargas dos esgotos *in natura*, ou seja, sem um tratamento prévio e à aplicação de fertilizantes agrícolas.

O NH_4^+ é carregado positivamente e atraído para as superfícies carregadas negativamente. Ele possui uma relação carga/raio muito menor do que os cátions metálicos também presentes em águas superficiais e subterrâneas. Logo, o NH_4^+ se comporta de forma parecida à cátions de metais alcalinos, como por exemplo o Na^+ e K^+ e, portanto, não forma ligações estáveis com as superfícies como os cátions metálicos divalentes.

Diferentemente do NH_4^+ , o NO_3^- e o PO_4^{3-} são oxianions com comportamento contrastante entre si. Ambos são carregados negativamente e, portanto, atraídos para superfícies carregadas positivamente, porém o NO_3^- é muito mais móvel do que o PO_4^{3-} , se ligando facilmente a coloides na água (SIZMUR *et al.*, 2017).

Para que ocorra a sorção de poluentes inorgânicos no biocarvão deve haver troca iônica estequiométrica, atração eletrostática e/ou precipitação da superfície (BEESLEY *et al.*, 2015; GOMEZ-EYLES *et al.*, 2013; SIZMUR *et al.*, 2016).

A sorção física (eletrostática) ocorre entre os íons carregados positivamente na água e a nuvem de elétrons associados a grupos aromáticos na superfície dos biocarvões carbonáceos, criando interações cátion- π com as ligações aromáticas C = C (SIZMUR *et al.*, 2017). Ao contrário da sorção química, a sorção física não necessita da liberação estequiométrica de cátions ou prótons do biocarvão.

A sorção química ocorre devido à troca de íons com os muitos grupos funcionais na superfície carbonácea do biocarvão, como os grupos carboxílico, hidroxílico ou fenólico. Esses grupos conferem capacidade de troca catiônica (CTC) ao biocarvão, a qual é influenciada pela temperatura da pirólise. Valores máximos de CTC foram observados entre 350 e 400 °C, provavelmente devido à perda de grupos funcionais oxigenados.

A sorção química de cátions depende da liberação de prótons e cátions base (Na, K, Ca ou Mg) do biocarvão. Devido a sorção química ser estequiométrica, a sua eficiência depende do pH e, portanto, é comandada pelo pH do meio (SIZMUR *et al.*, 2017).

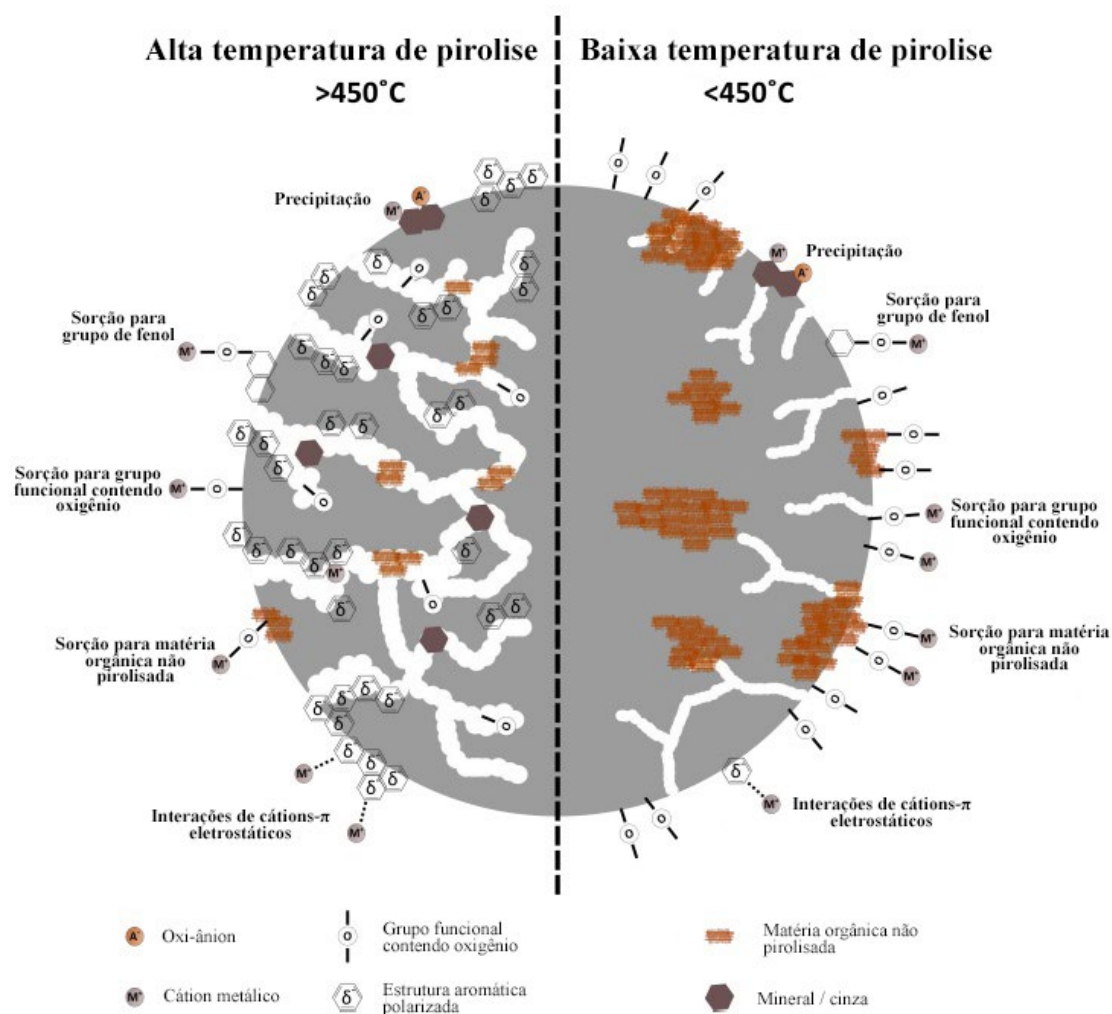
Os biocarvões produzidos em altas temperaturas, de modo geral, possuem maiores quantidades de C fixadas na sua estrutura, ou seja, maior teor de C. Isto ocorre em virtude da maior perda de matéria volátil em altas temperaturas de pirólise. Este aumento da temperatura de pirólise também contribui para o crescimento da aromaticidade e diminuição da polaridade do biocarvão fazendo com que a superfície do biocarvão se torna menos hidrofílica, logo, a sorção e/ou captação de água nos poros do biocarvão não será favorecida (BATISTA, 2018; SIZMUR *et al.*, 2017).

Biocarvões apresentaram teores mais baixos de O e H ao aumentar a temperatura de pirólise devido à perda de grupos funcionais da superfície (SIZMUR *et al.*, 2017). A diminuição nos grupos funcionais contendo oxigênio pode afetar a capacidade de sorção de metais dos biocarvões. Segundo Ding *et al* (2014), observou-se que a capacidade de adsorção de Pb pelo biocarvão é maior quando produzido em temperatura mais baixa.

Na **Figura 19** tem-se o modelo conceitual que identifica os mecanismos de sorção de cátions metálicos, como: Cd^{2+} , Cu^{2+} , Hg^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} e oxiânion como: PO_4^{3-} , AsO_4^{3-} para biocarvão pirolisados em alta temperatura (> 450 °C) e baixa temperatura (<450 °C). O biocarvão de alta temperatura possui uma área superficial maior, pois os poros previamente bloqueados por matéria orgânica não pirolisada estão desbloqueados e há

mais grupos aromáticos e menos grupos funcionais contendo oxigênio na superfície do biocarvão (SIZMUR *et al.*, 2017).

Figura 19 – Modelo conceitual dos mecanismos de sorção de cátions metálicos e oxianions



Fonte: adaptado de Sizmur *et al.*, 2017.

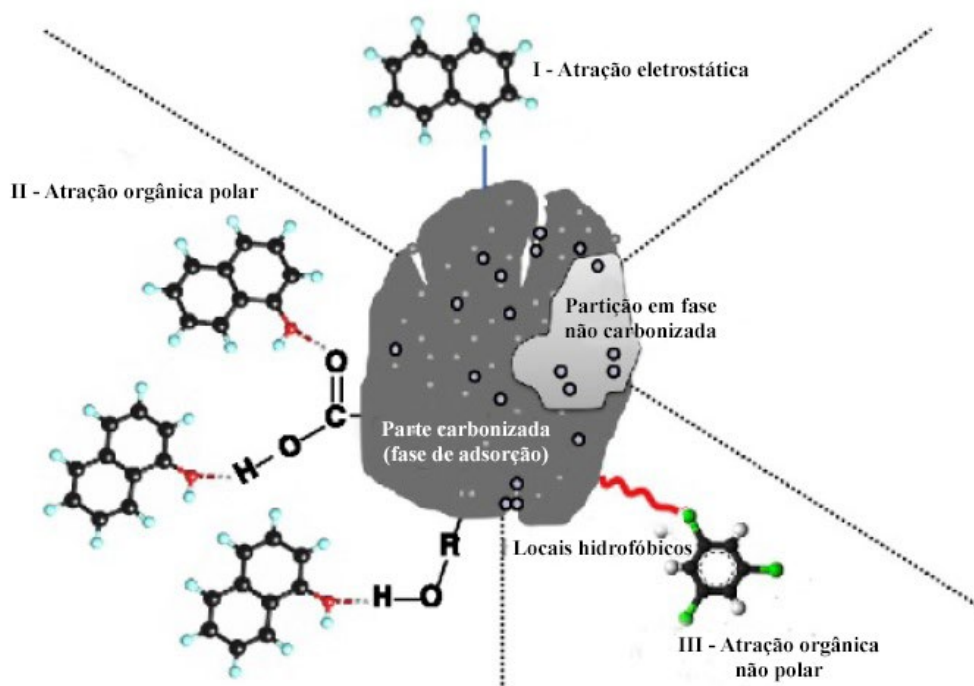
4.13.2 Mecanismos de adsorção do biocarvão no solo

A atividade do biocarvão, após sua colocação no solo, depende principalmente da biomassa e do tipo de pirólise utilizada no processo da sua produção. A composição química heterogênea dos biocarvões permite suas interações com muitos tipos de compostos orgânicos e inorgânicos presentes no solo, logo, possuem uma alta estabilidade e resistência à decomposição biológica, e são descritos como um meio

altamente eficaz para o sequestro de dióxido de carbono no solo (SALETNIK *et al.*, 2019).

É possível observar com a aplicação de biocarvão no solo, não só o aumento de carbono disponível, assim como outros compostos, como fósforo, potássio, magnésio e nitrogênio. Isto porque este material possui uma grande capacidade de troca iônica e superfície específica, promovendo efeitos como a diminuição da lixiviação de compostos biogênicos e redução da emissão de óxido nitroso (SALETNIK *et al.*, 2019; WOOLF *et al.*, 2010). A **Figura 20** mostra o princípio de interações eletrostáticas com grupos polares e não polares.

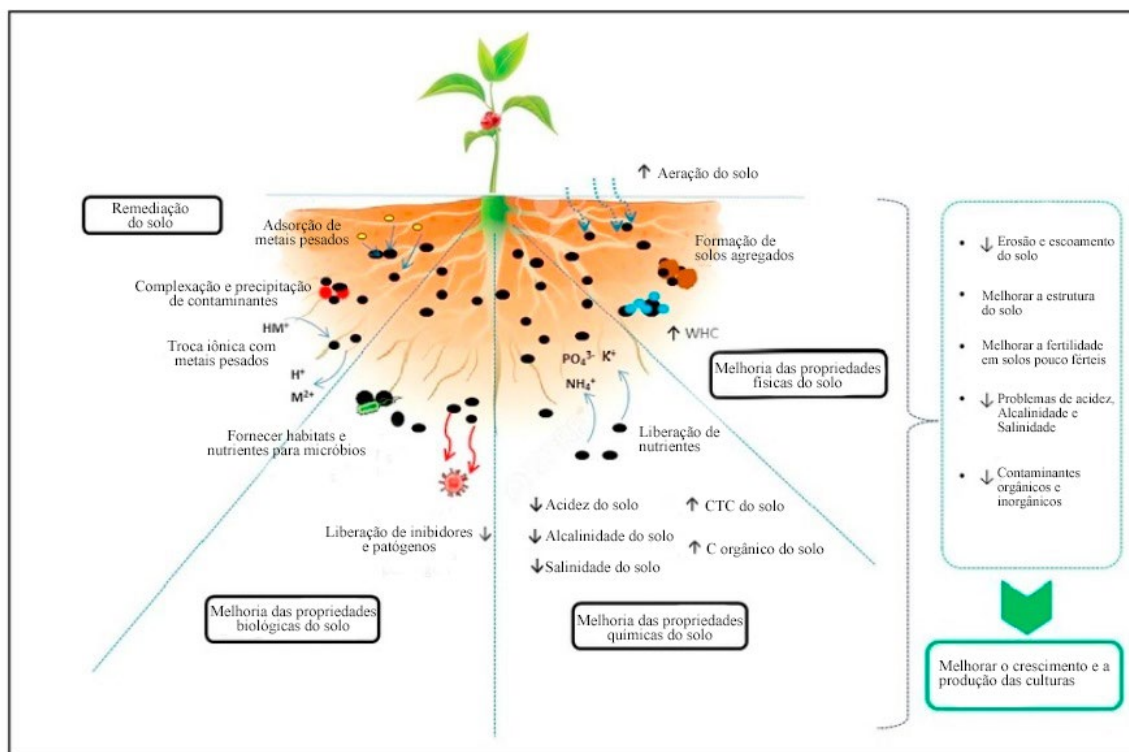
Figura 20 – Mecanismos de adsorção de substâncias orgânicas na superfície de produtos de carbonização



Fonte: adaptado de Saletnik *et al.*, 2019.

Saletnik *et al.* (2019) demonstrou em seu estudo que a adição de biocarbonetos no solo é utilizada para modificar o ciclo de nitrogênio e do fósforo. Esses aditivos têm a capacidade de armazenar nitrogênio aumentando a retenção de NH_3 e NH_4^+ , reduzindo as emissões de N_2O e eluindo os íons NO_3^- , além de estimular a produção de bactérias nitrogenadas que afetam diretamente o aumento da produtividade do solo. Esse comportamento está ilustrado na **Figura 21**.

Figura 21 – Comportamento do biocarvão no solo



Fonte: adaptado de Saletnik *et al.*, 2019.

4.14 Biocarvão obtido a partir de resíduo

Os processos produtivos geram uma grande quantidade de resíduo de biomassa, que acabam se tornando potenciais poluidores. Essa biomassa pode ter um valor agregado quando utilizada como fonte alternativa e matéria-prima nos processos produtivos, seja na própria indústria geradora ou sendo comercializado.

No Brasil, o agronegócio tem uma expressiva participação na economia do país e a diversidade e a disponibilidade dos resíduos gerados em larga escala vêm se revelando como uma alternativa em potencial para a produção de adsorventes de baixo custo, como é o caso do biocarvão, que pode ser obtido através da decomposição térmica dos resíduos de biomassa. Dessa forma, esses resíduos de biomassa podem ser aproveitados para a obtenção de um material de valor agregado (GUILHEN, 2018; MAIA, 2011).

Para a melhoria das propriedades de interesse agrônomo do biocarvão, a pirólise pode ser precedida ou seguida por diversos tipos de tratamentos físicos, químicos ou biológicos. Esses tratamentos visam o alcance de material com melhor porosidade e superfície específica, o enriquecimento das estruturas químicas com grupos funcionais, o que resulta em maior capacidade de troca iônica ou o enriquecimento do biocarvão com

nutrientes. Tais tratamentos levam a um produto de maior valor agregado que pode ser considerado para uso em culturas de alto retorno econômico (MAIA, 2011).

A economia circular é uma nova forma de pensar o nosso futuro e como nos relacionamos com o planeta, dissociando o crescimento econômico e o bem-estar humano do consumo crescente de novos recursos. Para isso, materiais circulam no máximo de seu valor como nutrientes técnicos ou biológicos em sistemas industriais integrados, restaurativos e regenerativos (TENNENBAUM; GEJER; COURY, 2021).

A partir dessa ideia, o biocarvão oriundo de resíduos produzidos nas indústrias, respeitam o conceito dentro da economia circular do “berço ao berço”, onde a ideia central é que os recursos sejam geridos em uma lógica circular, em que cada passagem de ciclo se torna um novo “berço” para determinado material. Dessa forma, o modelo linear é substituído por sistemas cíclicos, permitindo que recursos sejam reutilizados indefinidamente e circulem em fluxos seguros e saudáveis – para os seres humanos e para a natureza (TENNENBAUM; GEJER; COURY, 2021).

E assim, ao invés de se pensar em termos de gestão ou redução de resíduos, é possível eliminar a própria ideia de lixo. E isso não significa um mundo de racionamento, eficiência e minimização. Pelo contrário: se produtos, fábricas e cidades são criados de forma inteligente desde o início, não é necessário pensar em termos de desperdício ou contaminação. Esse conceito de design integrado propõe um futuro de abundância, e não de escassez (TENNENBAUM; GEJER; COURY, 2021).

O biocarvão produzido a partir de resíduos atende o ODS 12, especificamente o item **12.5**, onde diz que, “Até **2030**, devemos reduzir substancialmente a geração de Resíduos por meio da Prevenção, Redução, Reciclagem e Reuso” (NAÇÕES UNIDAS BRASIL, 2023).

Quando o biocarvão está agregado ao substrato usado em alternativas sustentáveis como o telhado verde atende seis dos 17 ODS, são eles:

- ✓ 3- Saúde e Bem-estar;
- ✓ 6- Água Potável e Saneamento;
- ✓ 11- Cidades e Comunidades Sustentáveis;
- ✓ 12- Consumo e Produção Responsáveis;
- ✓ 13- Ação Contra a Mudança Global do Clima;
- ✓ 15- Vida Terrestre.

No ano 2000, os países membros da ONU propuseram os oito Objetivos de Desenvolvimento do Milênio, estabelecendo metas para o período entre 2000 e 2015.

Foram alcançados avanços consideráveis na redução da pobreza global, no acesso à educação e à água potável. Com o sucesso dessa primeira empreitada, permaneceu o desejo de dar continuidade ao trabalho já realizado, traçando novas metas para os próximos 15 anos. Os ODS são, então, os sucessores dos Objetivos do Milênio (UFMG, [s.d.]).

Durante a Rio+20, conferência das Nações Unidas realizada no Rio de Janeiro, em junho de 2012, os 193 Estados membros da organização discutiram o desenvolvimento sustentável, ou seja, uma forma de evoluir atendendo às necessidades da geração atual, sem comprometer a existência das gerações futuras. Foi nessa ocasião que surgiram os ODS, um plano de ação com 17 objetivos globais para serem cumpridos até o ano de 2030, a fim de que todos os países cresçam e cooperem nessa agenda de sustentabilidade (UFMG, [s.d.]).

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) são um apelo global à ação para acabar com a pobreza, proteger o meio ambiente e o clima e garantir que as pessoas, em todos os lugares, possam desfrutar de paz e de prosperidade. Estes são os objetivos para os quais as Nações Unidas estão contribuindo a fim de que possamos atingir a Agenda 2030 no Brasil (ONU BRASIL, [s.d.]), conforme **Figura 22**.

Figura 22 – Os 17 ODS no Brasil



Fonte: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>, [s.d].

5 METODOLOGIA

5.1 Materiais

5.1.1 Reagentes

Todos os reagentes utilizados foram de grau analítico e as soluções dos sais foram preparadas com água deionizada. Mesa agitadora (Quimis - modelo Q-225m) foi utilizada.

5.1.2 Substrato

As técnicas modernas de lajes e telhados verdes prevê substrato leve e altamente nutritivo. O substrato com formulação e método desenvolvido para uso e plantio em lajes, considerando vegetações desde gramas até árvores e horticultura, foi doado pela ECRA Sustentabilidade Urbana (**Figura 23**). No método de laje verde da ECRA existe uma variação de volume por metro quadrado de acordo com as espécies vegetais escolhidas para o plantio.

Figura 23 – Amostra do substrato



Fonte: arquivo da autora.

5.1.3 Biocarvão

O biocarvão produzido em um reator de batelada, proveniente de matéria-prima de pó de serra de madeira nativa oriunda de manejo madeireiro (Região de Sinop/ MT).

O processo de pirólise foi em uma temperatura de 450 °C, com tempo de residência desta biomassa de 40 min. O reator da produção deste biocarvão é o de pirólise lenta. Este biocarvão foi produzido pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) Sinop/ MT e doado pela pesquisadora Dra. Fabiana Abreu de Rezende (**Figura 24**).

Figura 24 – Amostra do biocarvão

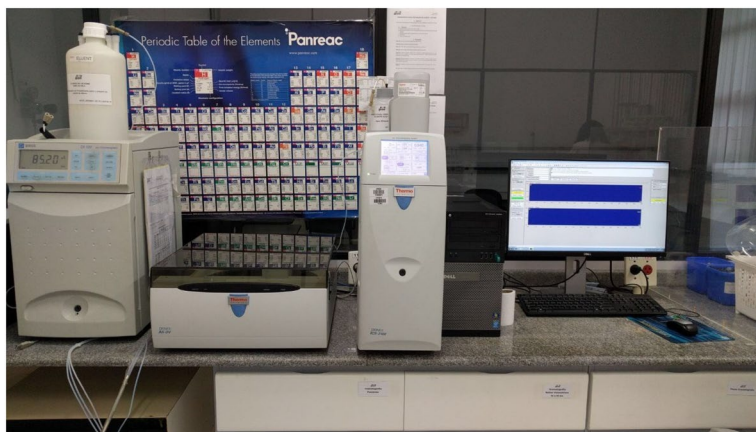


Fonte: arquivo da autora.

5.2 Métodos

5.2.1 Capacidade de retenção dos nutrientes e sulfato no substrato e no substrato com adição de biocarvão

A análise da capacidade de retenção dos nutrientes e sulfato nas amostras do substrato+biocarvão foi dividida em cinco etapas: 1) preparação da chuva ácida; 2) preparação da chuva ácida com adição de íons; 3) adição das amostras de chuva ácida nas amostras de substrato e substrato+biocarvão; 4) agitação das 12 amostras por 24 h na mesa agitadora; 5) filtragem das amostras com papel de filtro e armazenagem sob refrigeração; 6) determinação das concentrações do cátion amônio no cromatógrafo iônico DX120 e análise dos ânions no cromatógrafo iônico ICS-2100 (**Figura 25**). As condições de operação do sistema estão na **Tabela 4**. As análises foram realizadas em triplicata.

Figura 25 – Sistema de cromatografia iônica

Fonte: Soares, 2018.

Tabela 4 – Condições de operação do sistema

Componentes	Ânions	Cátions
Supressora autorregenerante	ASRS 300- 4mm	CDRS 600 - 4mm
Detecção Condutimétrica	Sim	Sim
Pré- coluna	AG19 2x50mm	CG12A 4X 50 mm
Coluna Analítica	AS19 2X250 mm	CS12A 4X250 mm
InjetorLoop	25 µL	25 µL
Eluente	Hidróxido de Sódio - NaOH	Ácido Sulfúrico - H ₂ SO ₄
Fluxo	0,3 mL/min	1 mL/min
Regime de Fluxo	Isocrático com concentração de 25mM de NaOH em 28 min	Isocrático com concentração de 11mM de H ₂ SO ₄ em 28 min

Fonte: Soares, 2018.

5.2.2 Preparação da chuva artificial

A solução simulando água da chuva foi preparada pela mistura de solução de HCl $2 \times 10^{-5} \text{ mol L}^{-1}$ com H₂SO₄ $10^{-5} \text{ mol L}^{-1}$, na proporção 1:1 (v/v), em um balão volumétrico de 1 L.

Uma segunda solução foi preparada da mesma forma com adição de 0,02 g de cada um dos seguintes sais: NH₄Cl; Na₂SO₄; NaNO₃; Na₆[PO₃]₆ no balão volumétrico de 1 L. A concentração final de cada íon foi de 20 mg/L.

5.2.3 Ensaio por batelada

Dois tipos de ensaio foram realizados em batelada. No primeiro, uma quantidade de substrato foi adicionada em 100 mL de chuva ácida artificial que foi considerado como “amostra branco” (S).

Uma segunda amostra consistia em substrato e 14% (em massa) de biocarvão e foi colocada em contato com 100 mL de chuva ácida artificial, a qual foi denominada SB. No segundo ensaio, as amostras de substrato (SA) e substrato com 14% de biocarvão (SBA) foram colocadas com 100 mL de chuva ácida artificial contendo íons.

As amostras foram agitadas por 24 h e após o tempo de agitação foram filtradas. O filtrado foi enviado para determinação das concentrações dos nutrientes (NH_4^+ , NO_3^- , e PO_4^{3-}) e do SO_4^{2-} por cromatografia iônica (cátion amônio no cromatógrafo iônico DX120 e análise dos ânions no cromatógrafo iônico ICS-2100). A proporção de massa do substrato e do biocarvão está relacionada na **Tabela 5**.

Tabela 5 – Relação de massa do substrato e do biocarvão

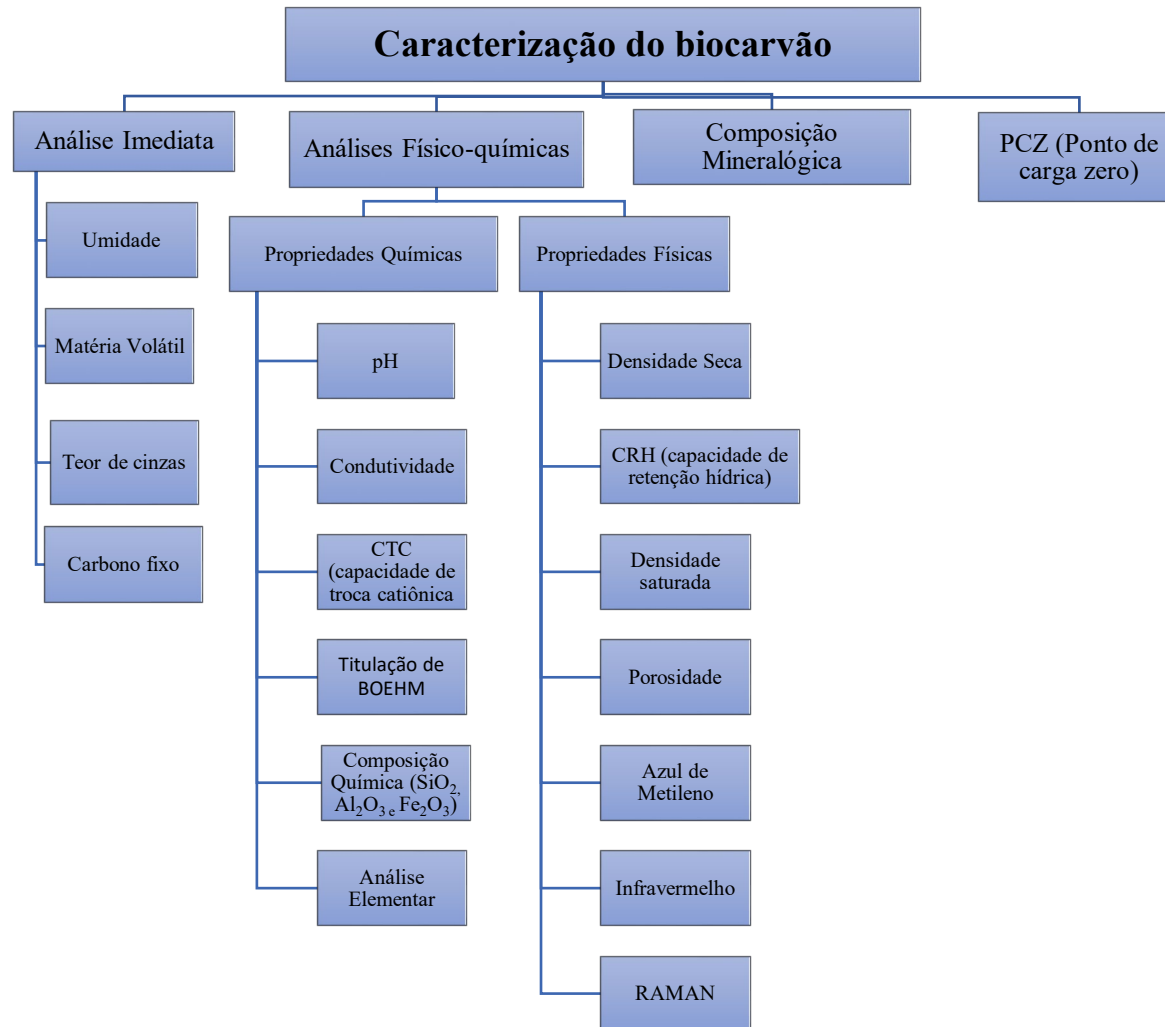
Identificação da Amostra	Massa de Substrato (g)	Massa de Biocarvão (g)
S (branco)	1 g	0
SB (substrato+biocarvão)	0,86 g	0,14 g
SA (branco com chuva artificial com adição de íons)	1g	0
SBA (substrato+biocarvão com chuva artificial com adição de íons)	0,86 g	0,14 g

Fonte: elaborada pela autora.

5.2.4 Caracterização dos materiais

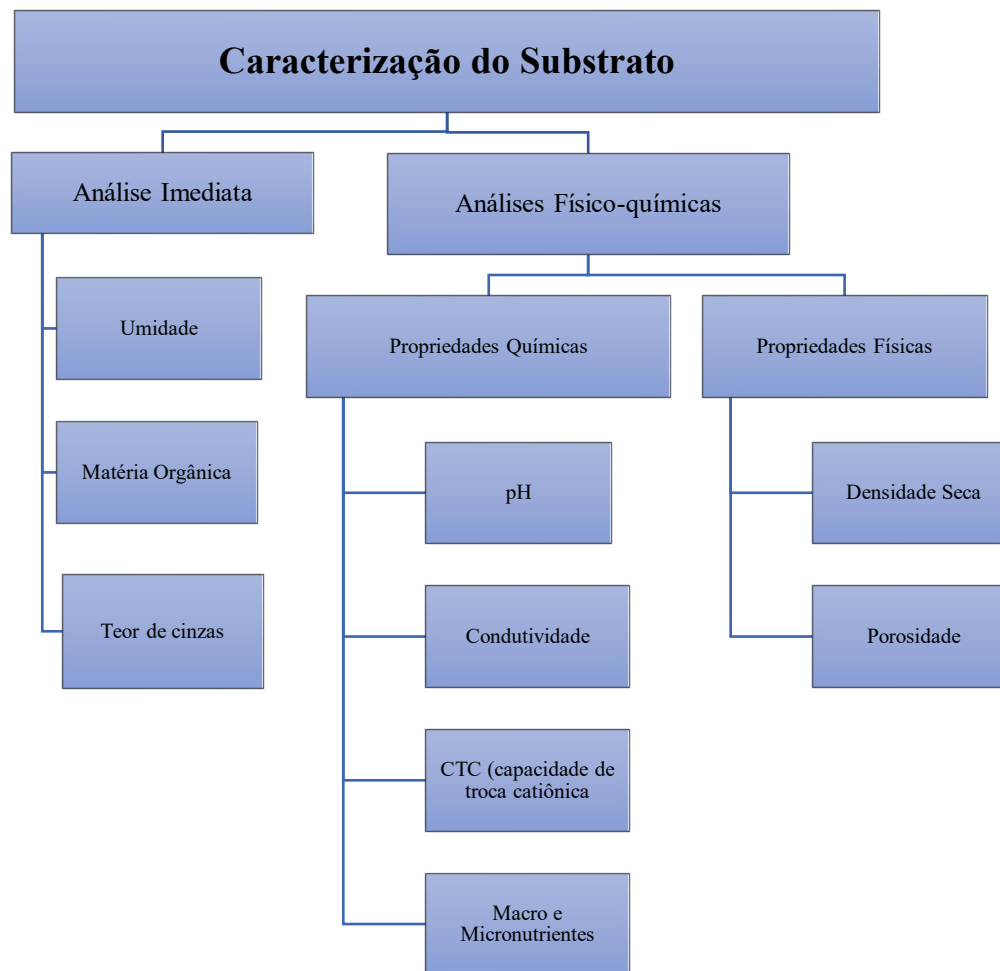
A caracterização dos materiais compreendeu-se conforme o fluxograma esquemático das etapas que pode ser visto na **Figuras 26 e 27**.

Figura 26 – Fluxograma para caracterização do biocarvão



Fonte: elaborada pela autora.

Figura 27 – Fluxograma para caracterização do substrato



Fonte: elaborada pela autora.

5.2.4.1 Caracterização do Biocarvão

- Para a determinação do pH foi pesado 5,0 g de amostra do biocarvão seca ao ar. Foi adicionado 50 mL de água deionizada e colocada em agitação mecanicamente por 1 hora a temperatura de 25 °C. A suspensão foi deixada em repouso por aproximadamente 30 min. Após este período o pH da suspensão foi medido usando um pHmetro.
- A determinação da condutividade elétrica (CE) do biocarvão foi realizada a partir das soluções filtradas obtidas no ensaio de pH. A temperatura ambiente foi determinada colocando o termômetro em recipiente com água. A CE foi medida a temperatura de 25 °C e expressas em dS/m.
- Para a determinação da capacidade de retenção hídrica (CRH), foi pesado 1,0 g de amostra seca de biocarvão, classificada como M₁. Essa amostra foi colocada em um béquer com 25 mL de água. Esta solução ficou tamponada por 24 h. Após este período a solução foi filtrada em proveta, tamponando o filtro para prevenir perda de água por evaporação. A amostra úmida foi pesada e classificada como M₂. A capacidade de retenção hídrica do biocarvão foi determinada em percentual.
- Para determinar a porosidade de aeração, o biocarvão foi colocado em uma proveta até o volume de 600 mL e pesado. A amostra foi embebida em água por 30 min. e deixado a água escoar por 5 min. Este procedimento foi repetida por três vezes com o contato da água por 10 min. O volume da última drenagem foi medido. Esse volume medido foi dividido pelo volume de biocarvão inicial e o resultado foi determinado em percentual.
- Para determinação da densidade seca ou densidade aparente foi utilizada uma proveta de 50 mL preenchida com o biocarvão até o volume de 10 mL. A massa da amostra neste volume foi registrada. A densidade foi determinada pela **Equação 1**.

$$Densidade\ seca_{(kg/L)} = \frac{P_{am}}{V} \quad (1)$$

Na qual: P_{am} = massa da amostra na proveta (Kg); V = volume da proveta = 0,01 L

- A densidade aparente saturada foi determinada pela determinação do escoamento de água em coluna. A amostra de BC (1,135 g) em 20 mL de água foi colocada em uma coluna com torneira. A suspensão permaneceu em repouso na coluna por 24 h. Após, a torneira foi aberta e determinou-se o volume de água que escoou. A densidade foi determinada pela razão entre a massa inicial de BC e o volume da drenagem em Kg/L.
- Para determinar o teor de cinzas (TC), um cadinho contendo 1,0 g de amostra seca de biocarvão foi pesado para determinar a massa M_1 . As amostras foram aquecidas a temperatura de 815 °C por 3 h. Foram colocadas em um dessecador até esfriar. As amostras foram pesadas e determinada a M_2 . O percentual teor de cinzas foi calculado.
- O teor de material volátil e carbono fixo foi determinado considerando um cadinho contendo 1,0 g de amostra seca de biocarvão e foi pesado para determinar a massa M_1 . As amostras foram aquecidas a temperatura de 900 °C por 7 min. Foram colocadas em um dessecador até esfriar. As amostras foram pesadas e determinada a M_2 . O percentual teor de material volátil foi calculado. O percentual teor de carbono fixo foi calculado com base nos resultados de teor de cinzas (TC) e material volátil (MV).
- Para determinar a umidade um cadinho contendo 1,0 g de biocarvão foi pesado para determinar a massa M_1 . As amostras foram colocadas em estufa a temperatura de 105 °C por 24 h para remover a umidade. Foram colocadas em um dessecador até esfriar. As amostras foram pesadas e determinada a M_2 . O percentual de umidade foi calculado.
- Para determinar a titulação de Bohem primeiro determinou-se os grupos básicos utilizando uma amostra de biocarvão com 0,5 g foi pesada e colocada em um Erlenmeyer de 250 mL. Foi adicionado 50 mL de uma solução já preparada de HCl 0,1 mol/L ao biocarvão. As amostras ficaram em agitação por 24 h à 150 rpm em uma mesa agitadora e em temperatura ambiente. Após esse período as amostras

foram filtradas e coletado 10 mL do filtrado. Foi realizado a titulação com solução de NaOH 0,1 mol/L, usando fenolftaleína como indicador. Foi anotado o volume gasto de NaOH adicionado até a virada da cor. Este ensaio foi realizado em triplicata e feita uma média aritmética destas três amostras e o resultado foi calculado.

A quantidade de grupos básicos (Q_B), em mol/g, foi determinada pela **Equação 2**:

$$Q_B \text{ (mol/g)} = \frac{|V_b - (V_{am} - V_{al})| M \cdot V_e}{V_{al} \cdot m} \quad (2)$$

Em que V_{am} é o volume gasto para titular a amostra subtraído de V_{al} que é o volume da alíquota utilizado (mL); V_b é o volume gasto para titular o branco (mL); M é a concentração real da solução NaOH (mol/L); V_e é o volume utilizado inicialmente (L); e m é a massa da amostra (g).

- Na determinação da composição química, os teores apresentados foram dosados em amostra fundida, na calibração STD-1 (Standardless), relativa a análise sem padrões dos elementos químicos compreendidos entre o flúor e o urânio, espectrômetro de fluorescência de Raios X, marca Malvern Panalytical, modelo Zetium. Os valores foram normalizados a 100%. A Perda ao Fogo (PF) foi realizada à 1020 °C por 2 h.
- Para determinação dos grupos ácidos uma amostra de biocarvão com 0,5 g foi pesada e colocada em um Erlenmeyer de 250 mL. Foram adicionados 50 mL das soluções já preparadas de NaOH 0,1 mol/L, NaHCO₃ 0,1 mol/L e Na₂CO₃ 0,05 mol/L das amostras de biocarvão. As amostras ficaram em agitação por 24 h à 150 rpm em uma mesa agitadora e em temperatura ambiente. Após esse período as amostras foram filtradas e coletado 10 mL do filtrado. Foi realizado a titulação com solução de NaOH 0,1 mol/L, usando fenolftaleína como indicador. Foi anotado o volume gasto de NaOH adicionado até a virada da cor. Este ensaio foi realizado em triplicata e feita uma média aritmética destas três amostras e o resultado foi calculado. A quantidade de grupos carboxílicos (Q_C), éster lactônicos (Q_L) e fenólicos (Q_F) é dada pelas **Equações 3 a 5** respectivamente:

$$Q_C \text{ (mol/g)} = \frac{|V_b - (V_{al} - V_{am})| M \cdot V_e}{V_{al} \cdot m} \quad (3)$$

$$Q_L (\text{mol/g}) = \frac{|Vb-(Val-Vam)|M.Ve}{Val.m} - Q_C \quad (4)$$

$$Q_F (\text{mol/g}) = \frac{|Vb-(Val-Vam)|M.Ve}{Val.m} - Q_L \quad (5)$$

- A mesoporosidade do biocarvão foi determinada a partir da adsorção de moléculas da solução do corante azul de metileno. Inicialmente, construiu-se uma curva analítica com diluições da solução de azul de metileno empregando-se as concentrações 1; 2; 3; 4; 5; 6 mg/L. As leituras foram realizadas em um Espectrômetro de UV-Vis no comprimento de onda de máxima absorbância do azul de metileno igual a 665 nm. Na segunda etapa do estudo foi realizado ensaios para obter a isoterma de adsorção. Amostras de 0,1 g de biocarvão foram misturadas com 10 mL de solução de diferentes concentrações (20, 40, 50, 60, 70, 85, 100 mg/L) de azul de metileno. A mistura foi mantida sob agitação de 120 rpm, durante 24 h na temperatura ambiente (± 25 °C). Após, a solução sobrenadante foi separada do sólido por centrifugação. Na solução sobrenadante foi determinada a concentração do corante por leitura da absorbância no comprimento de onda de 665 nm (**Figura 28**).

Figura 28 – Amostras de solução azul de metileno após a adsorção



Fonte: arquivo da autora.

Mediante a aplicação do modelo de Langmuir, pode-se estimar a capacidade de adsorção máxima do BC, conforme **Equação 6** (LANGMUIR, 1918).

$$q_e = \frac{q_{m\acute{a}x} \cdot K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad (6)$$

q_e é a quantidade de adsorvato adsorvido pelo adsorvente no equilíbrio (mg g^{-1});

C_e é a concentração de adsorvato no equilíbrio (mg L^{-1});

K_L é a constante de equilíbrio de Langmuir (L mg^{-1});

$q_{m\acute{a}x}$ é a capacidade de adsorção máxima do adsorvente (mg g^{-1}) assumindo a formação de monocamada de adsorvato sobre o adsorvente.

A capacidade do biocarvão em adsorver molécula com dimensão à do azul de metileno está relacionada com a área superficial dos poros maiores que 1,5 nm, ou seja, dos mesoporos. É também conhecido como índice de azul de metileno (**Figura 29**). Utilizando a área superficial da molécula de azul de metileno é possível estimar a área superficial dos mesoporos do biocarvão, conforme **Equação 7** (STAVROPOULOS; ZABANIOTOU, 2005):

$$A_S = S_{AM^\circ} \cdot q_{m\acute{a}x} \quad (7)$$

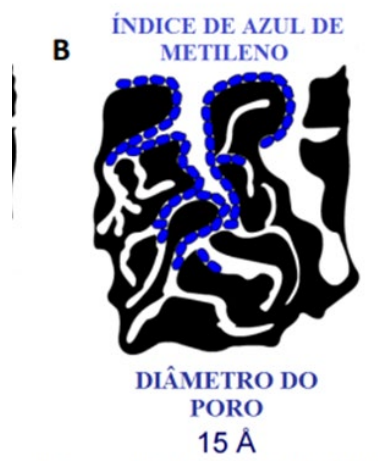
Em que:

A_S = área dos mesoporos do BC acessível ao azul de metileno ($\text{m}^2 \text{g}^{-1}$);

S°_{AM} é área superficial do azul de metileno = $1,93 \text{ m}^2 \text{mg}^{-1}$;

$q_{m\acute{a}x}$ = capacidade de adsorção máxima do azul de metileno sobre o biocarvão determinada pelo modelo de isoterma de adsorção de Langmuir (mg g^{-1}).

Figura 29 – Adsorção do azul de metileno nos mesoporos do biocarvão



Fonte: Stavropoulos; Zabaniotou, 2005.

- A espectroscopia do infravermelho foi realizada no equipamento FT-IR Termo Nicolet Nexus 670, com matriz de KBr, abertura 100, 64 scans e resolução 8 cm⁻¹, com faixa de leitura 400 a 4000 cm⁻¹.
- A caracterização do biocarvão por espectroscopia Raman foi realizada no equipamento Micro Raman WITEC Alpha 300R. Este sistema utiliza um laser verde de Ar⁺ (532 nm), potência de 5 mW, lente objetiva com aumento de 50x e de abertura numérica de 0,7 e tempo de integração de 60 s.
- As análises elementares foram realizadas na Central Analítica, do Instituto de Química da Universidade de São Paulo (IQ-USP). O equipamento utilizado foi um Elementar Analyzer CHN modelo 2400 (Perkin-Elmer), que possibilitou a determinação das porcentagens de carbono, hidrogênio e nitrogênio. O teor de oxigênio foi obtido por diferença: 100 – (soma das porcentagens de C, H e N). Os resultados são a média de duplicata. Os teores em porcentagem de C, N e H foram divididos pela respectiva massa atômica do referido elemento para o cálculo das razões atômicas. As razões atômicas C/N, H/C e O/C foram calculadas.

5.2.4.2 Ponto de carga zero do biocarvão

O Ponto de Carga Zero (PZC) é definido como o pH em que a superfície do material possui carga neutra. O PCZ foi determinado para os materiais avaliados nesse estudo com o intuito de verificar a partir de que pH a superfície do material muda de predominantemente positiva para negativa. A metodologia de batelada foi empregada neste estudo para a determinação do PZC. Foi misturado 0,1 g do biocarvão com 50 mL de solução aquosa de NaNO₃ 0,1 mol/L sob diferentes condições de pH inicial (2; 4; 6; 8, 10; 12). Os valores de pH iniciais foram ajustados pela adição de HNO₃ 0,1 e 1 mol L⁻¹ e NaOH 1 mol L⁻¹ e 5 mol L⁻¹. As soluções ficaram em agitação por 24 h à 120 rpm e temperatura ambiente. Os pH finais de cada amostra foram medidos.

5.2.4.3 Composição mineralógica do biocarvão

As análises foram obtidas por difratometria de Raios X (DRX), no Centro de Química e Meio Ambiente (CEQMA), com o difratômetro de marca/modelo Rigaku

MiniFlex-II, apresentado na **Figura 30**, em configuração angular de 5° a 80° , passo de $0,05^\circ/s$, contagem de 1° , com tubo de cobre ($\lambda = 1,542 \text{ \AA}$) a 30 kV / 15 mA, *divergence slit* (divslit) 1,25 deg; *receiving slit* (recslit) 0,3 mm; *anti-scatter slit* (setslit) 1,25 mm.

Figura 30 – Difratorômetro de Raios X



Fonte: arquivo da autora.

5.2.4.4 Caracterização do substrato

- Para determinação da densidade aparente seca do material foi utilizado uma proveta de 50 mL preenchida com o substrato até o volume de 10 mL, o peso deste volume foi registrado, conforme **Equação 1**.
- A capacidade de troca catiônica (CTC) foi determinada em duas etapas. Na primeira etapa, foram consideradas duas misturas, sendo uma contendo 1,0 g da amostra de substrato e 100 mL de solução de acetato de sódio 1 mol L^{-1} ($\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$), essas misturas foram agitadas por 24 h a 120 rpm. A suspensão foi filtrada, o sódio foi lavado com água deionizada e seco em estufa a 80°C . Na segunda etapa, os sólidos secos foram pesados e submetidos à saturação com solução de acetato de amônio 1 mol L^{-1} ($\text{CH}_3\text{COONH}_4$), novamente as soluções foram agitadas por 24 h a 120 rpm. A suspensão foi filtrada e o íon sódio (Na^+) deslocado pelo íon amônio (NH_4^+) foi determinado por ICP-OES. A concentração de íon sódio, expressa em mg L^{-1} foi convertida em unidades usuais de CTC, miliequivalentes-grama (meq g^{-1}).

- Para determinação do pH foi pesada uma amostra do substrato com massa equivalente a 10 mL (massa = 2,686 g, calculada usando a densidade seca). Em um béquer de 100 mL foi adicionado 50 mL de água e a amostra foi agitada por 1 h em uma rotação de 70 rpm. O pH foi lido após a estabilização do medidor, ou seja, quando a leitura não variasse mais que 0,1 unidade de pH por 15 s. A amostra foi extraída com água a 25 °C em uma razão de extração 1 +5 (v/v). O pH da suspensão foi determinado usando um pHmetro. Este ensaio foi realizado em triplicata e feita uma média aritmética destas três amostras e o resultado foi calculado.
- Para determinação da condutividade elétrica (CE) foi utilizado um método instrumental em um extrato de água com substrato para plantas. A determinação foi realizada para avaliar o conteúdo de eletrólitos solúveis em água nos substratos. As soluções obtidas no ensaio de pH foram filtradas e os primeiros 1,6 mL foram descartados. A temperatura ambiente foi determinada. Após a determinação da temperatura a CE foi determinada utilizando um condutivímetro.
- Para determinar o conteúdo de cinzas e da matéria orgânica, um cadinho contendo 1,0 g de substrato foi pesado para determinar a massa M_0 . As amostras foram colocadas em estufa a temperatura de 103 °C por 4 h. Foram colocadas em um dessecador até esfriar. As amostras foram pesadas e determinada a M_1 . As amostras foram deixadas no dessecador. No dia seguinte as amostras foram colocadas em uma Mufla a temperatura de 450 °C por 6 h. Foram colocadas em um dessecador até esfriar. As amostras foram pesadas e determinada a M_2 . O percentual de matéria orgânica e teor de cinzas foi calculado.
- A umidade do substrato foi determinada utilizando um cadinho contendo 1,0 g de substrato foi pesado para determinar a massa M_1 . As amostras foram colocadas em estufa a temperatura de 65 °C por 24 h para remover a umidade. Foram colocadas em um dessecador até esfriar. As amostras foram pesadas e determinada a M_2 . O percentual de umidade foi calculado.
- Para determinar os teores de macro (P, K, Ca e Mg) e micronutrientes (Zn, Cu, Fe, Mn e B), as amostras de substrato com 100 mL foram medidas em provetas e

colocadas em béqueres de 500 mL e adicionados 200 mL de água deionizada. As suspensões foram deixadas em agitação por 20 min à 120 rpm em uma mesa agitadora e em temperatura ambiente. Após esse período as amostras foram filtradas e coletados os filtrados para determinação no ICP-OES.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Capacidade de retenção dos nutrientes e do sulfato no substrato com adição de biocarvão

Esse estudo foi realizado para determinar a capacidade de retenção dos nutrientes e do sulfato na amostra do substrato após a adição de biocarvão. A concentração dos íons amônio, nitrato, fosfato e sulfato que lixivia do substrato após contato com chuva foi comparada com a quantidade que lixivia do substrato misturado com biocarvão. Nos ensaios, a lixiviação dos íons foi analisada após contato com chuva ácida preparada sem adição de íons (chamada de chuva natural) e com chuva contendo os íons. Os resultados obtidos estão descritos na **Tabelas 6 e 7**.

Tabela 6 – Concentração em (mg/L) no lixiviado antes e após adição de BC no substrato (água de chuva SEM adição de íons)

Compostos	Sem adição (*)	Com adição (*)
NO_3^-	18,33 ± 0,885	16,46 ± 0,150
PO_4^{3-}	5,72 ± 0,433	4,06 ± 0,018
SO_4^{2-}	18,37 ± 0,379	15,40 ± 0,087
NH_4^+	1,75 ± 0,032	1,42 ± 0,031
(*) Média de triplicata ± Desvio padrão da média		

Fonte: elaborada pela autora.

Tabela 7 – Concentração em (mg/L) no lixiviado antes e após adição de BC no substrato (água de chuva COM adição de íons)

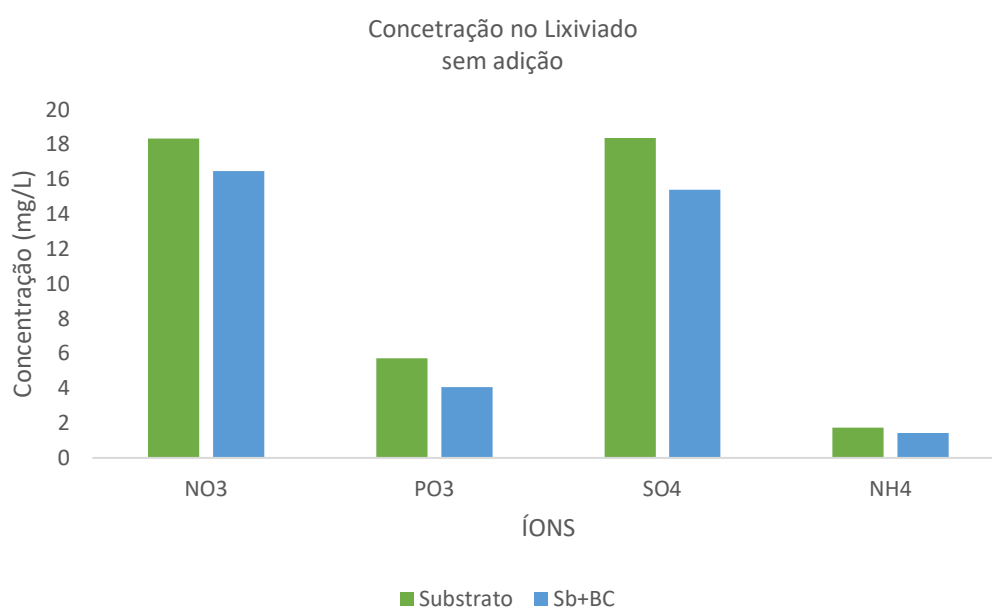
Compostos	Sem adição (*)	Com adição (*)
NO_3^-	30,83 ± 0,153	26,06 ± 0,110
PO_4^{3-}	16,79 ± 0,505	15,35 ± 0,287
SO_4^{2-}	27,41 ± 0,035	24,08 ± 0,127
NH_4^+	4,61 ± 0,212	4,54 ± 0,019
(*) Média de triplicata ± Desvio padrão da média		

Fonte: elaborada pela autora.

Os íons NH_4^+ , NO_3^- , e PO_4^{3-} são nutrientes que fazem parte do substrato e o íon SO_4^{2-} é gerado pela queima de óleo diesel e a gasolina e está presente na chuva ácida. A adição de 14% em massa de biocarvão no substrato foi baseada em relatório da literatura (BUFFAM; BOCCELLI, 2016).

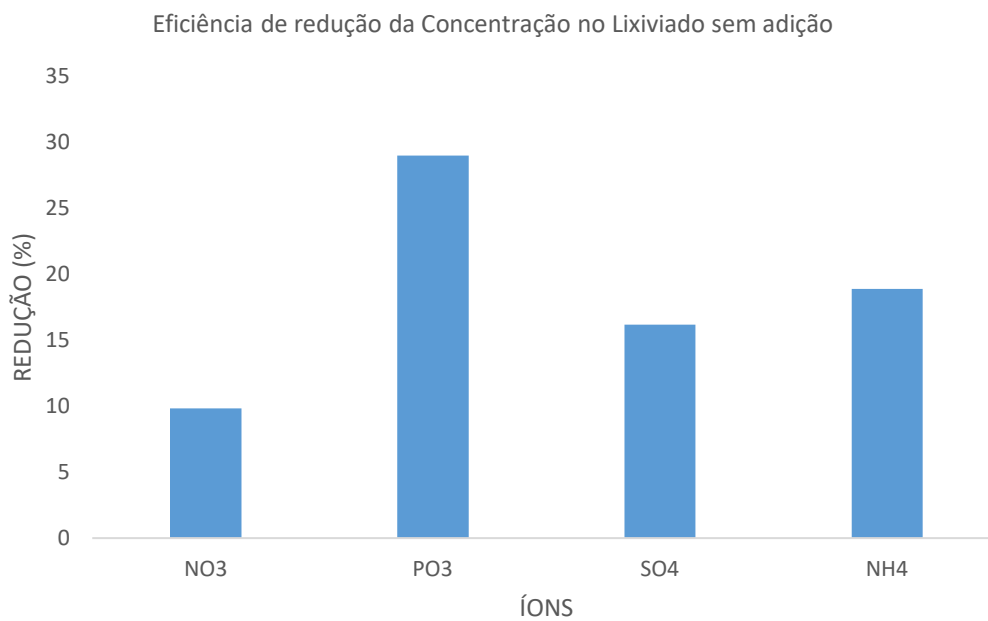
Nas **Figuras 31 e 32** estão os resultados obtidos com chuva natural e nas **Figuras 33 e 34** os resultados com a chuva que contém íons. A **Figura 35** é uma comparação dos resultados da lixiviação com a chuva natural e contendo íons. Os resultados são uma média de triplicata.

Figura 31 – Concentração dos íons no lixiviado das amostras após contato com chuva natural



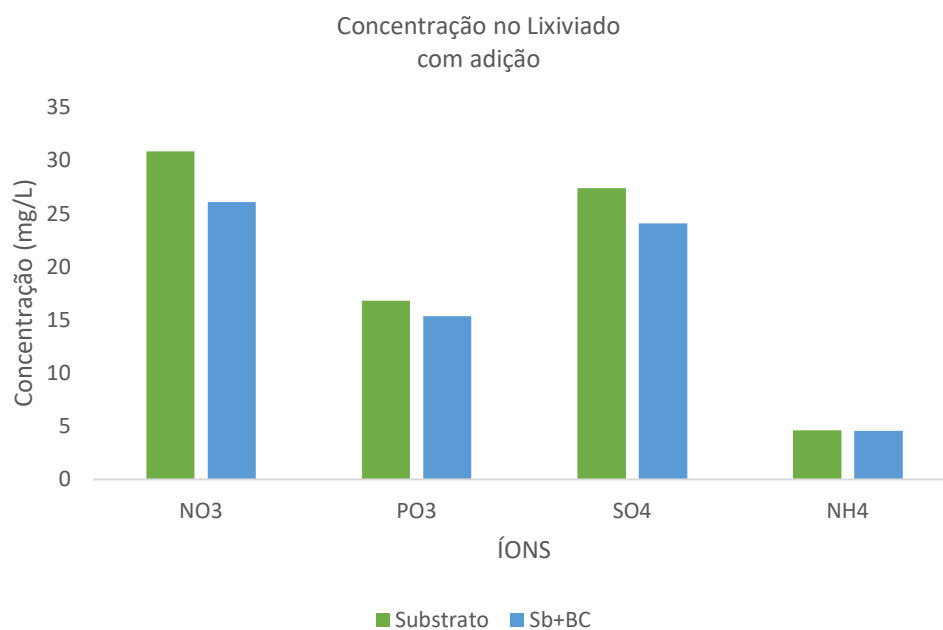
Fonte: elaborada pela autora.

Figura 32 – Eficiência de redução da concentração dos íons no lixiviado da amostra do substrato+biocarvão após contato com chuva natural



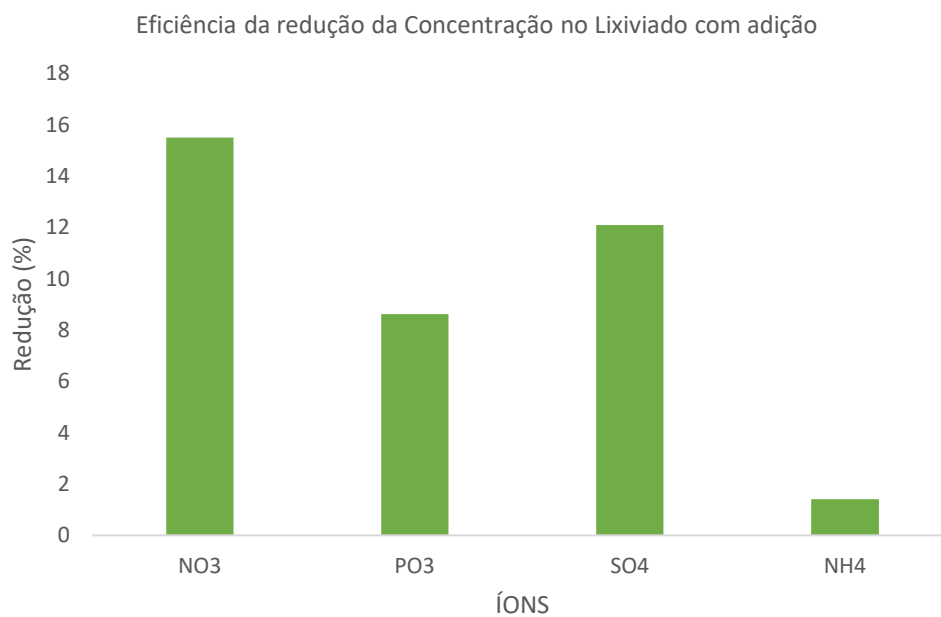
Fonte: elaborada pela autora.

Figura 33 – Concentração dos íons no lixiviado das amostras após contato com chuva contendo íons



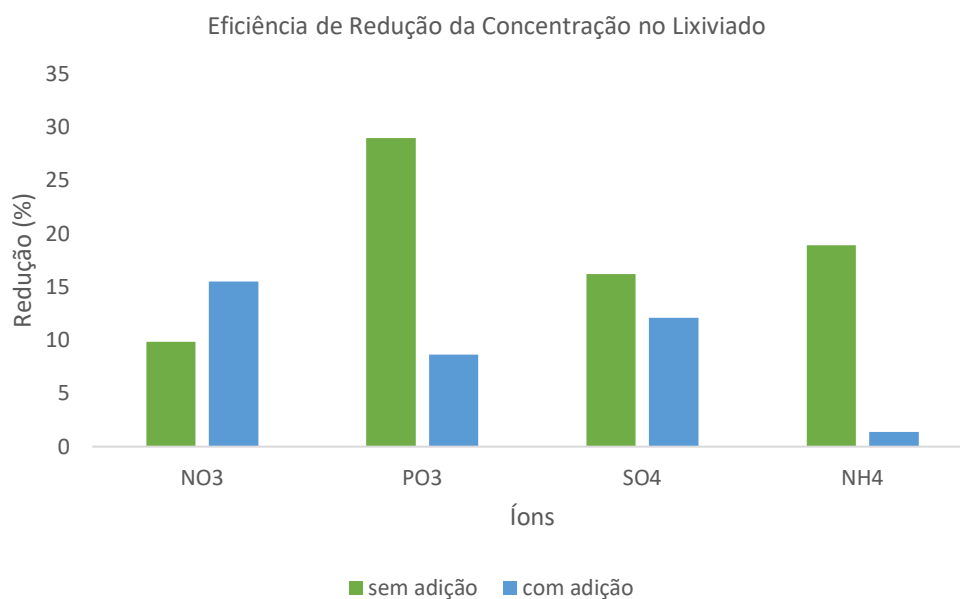
Fonte: elaborada pela autora.

Figura 34 – Eficiência de redução da concentração dos íons no lixiviado da amostra do substrato+biocarvão após contato com chuva contendo íons



Fonte: elaborada pela autora.

Figura 35 – Eficiência de redução da concentração dos íons no lixiviado da amostra do substrato+biocarvão após contato com chuva natural e contendo íons



Fonte: elaborada pela autora.

O nitrato e o sulfato foram os íons que mais lixiviaram após o contato do substrato com a chuva natural (**Figura 31**). Após a adição de biocarvão, a eficiência de redução de lixiviação foi a seguinte: $\text{PO}_4^{3-} > \text{NH}_4^+ > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^-$ (**Figura 32**).

No ensaio que usou a chuva contendo íons ficou comprovado que o substrato apresenta grande afinidade pelo amônio e o fósforo, pois não houve um aumento significativo da concentração desses íons no lixiviado (**Figura 33**). A eficiência de redução da lixiviação após a adição do biocarvão foi a seguinte: $\text{NO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{PO}_4^{3-} > \text{NH}_4^+$ (**Figura 34**). Também foi possível comprovar que o substrato tem pouca afinidade pelo sulfato e nitrato, pois houve um aumento significativo de suas concentrações no lixiviado. A adição do biocarvão reduziu mais a lixiviação do nitrato, pois a concentração no lixiviado com 100% de substrato era maior.

Pode-se concluir que houve redução da lixiviação dos íons amônio, nitrato, fósforo e sulfato com adição de biocarvão no substrato nos ensaios com as duas amostras de chuva (**Figura 35**). O efeito do biocarvão na lixiviação dos íons não foi uniforme variando com o tipo de íon. No nosso estudo, a redução mais significativa foi do nitrato e sulfato, pois o substrato tem pouca afinidade por esses íons.

Yao *et al.* (2012) estudaram a capacidade de adsorção de amônio, nitrato, fósforo por biocarvão. Um total de trinta tipos de biocarvão foram usados e a maioria deles mostrou pouca ou nenhuma afinidade por nitrato e fósforo e, nove tipos apresentaram alta afinidade para amônio. Dois dos diferentes tipos de biocarvões que mostraram maior adsorção foram selecionados para estudo em coluna sobre o efeito da sua adição em solo arenoso. Nos dois tipos ocorreu efetivamente a redução da lixiviação de nitrato e amônio e um deles reduziu também a lixiviação de fósforo.

6.2 Caracterizações do biocarvão

6.2.1 Análise imediata

A análise imediata é uma medida dos componentes totais de biomassa em termos de teor de umidade, teor de cinzas, e teor de carbono fixo do combustível sólido. É um sistema relativamente simples, de baixo custo, robusto e um método amplamente utilizado para descrever as propriedades dos combustíveis de biomassa (QIAN *et al.*, 2013).

Esses teores variam significativamente com a biomassa bruta usada na pirólise (componentes estruturais) além das condições de pirólise (temperatura de pico, taxa de aquecimento e tempo de permanência).

Os valores da análise imediata do biocarvão encontram-se na **Tabela 8**. O biocarvão (BC) do presente estudo foi gerado pelo processo de pirólise lenta de pó de serra de madeira nativa oriunda de manejo madeireiro, em temperatura de 450 °C e tempo de residência 25 min.

Tabela 8 – Análise Imediata do Biocarvão

PROPRIEDADES	VALOR (*)
UMIDADE (%)	1,003 ± 0,05078
TEOR DE CINZAS (%)	14,0 ± 0,655
TEOR DE MATERIAL VOLÁTIL (%)	28,4 ± 1,41
TEOR DE CARBONO FIXO (%)	56,5 ± 2,05
(*) Média de triplicata ± Desvio Padrão da Média	

Fonte: elaborada pela autora.

6.2.1.1 Teor de umidade

Pode-se verificar, com base nos resultados deste estudo, que o teor de umidade presente no biocarvão não é zero, mesmo quando pirolisado em alta temperatura, o que está de acordo com estudos anteriores de Kabir, Mohd e Hameed (2017) e Palamanit *et al.* (2019). O valor observado é similar aquele do biocarvão produzido a partir de serragem de pinho (ASKELAND; CLARKE; PAZ-FERREIRO, 2019).

Um material adsorvente viável geralmente é livre de umidade ou contém muito pouca umidade. Quanto menor a umidade, mais viáveis são os adsorventes, o limite aceitável de umidade permitido nos materiais é geralmente de 3 a 6% de acordo com os padrões Indian Standards Institution (ISI) (YAHYA *et al.*, 2020).

6.2.1.2 Teor de cinzas

As cinzas representam a maior fração inorgânica do BC que não pode ser volatizada ou degradada por combustão, incluindo potássio (K), cálcio (Ca) magnésio (Mg), carbonatos e metais pesados (HMID *et al.*, 2014). O teor de cinzas (TC) é influenciado principalmente pela matéria-prima do BC, **Figura 36**. Os compostos das

cinzas dificultam a formação de estruturas aromáticas que contribuem para a fixação do teor de carbono. O teor de cinzas de um BC sempre se apresenta maior quanto mais nutrientes a matéria-prima de origem tiver (ENDERS *et al.*, 2012).

Figura 36 – BC após ensaio de teor de cinzas



Fonte: arquivo da autora.

O biocarvão apresenta teor de cinzas e conteúdo de material volátil relativamente baixo. O teor de cinzas é atribuível às diferentes concentrações de elementos formadores de cinzas, como carbonato de cálcio, silicatos de potássio, ferro e outros metais (LEWANDOWSKI; KICHERER, 1997).

6.2.1.3 Teor de material volátil

A temperatura é considerada o principal efeito do conteúdo de material volátil (MV) (ASKELAND; CLARKE; PAZ-FERREIRO, 2019). O teor de material volátil é enriquecido em pirólise realizada em baixa temperatura. O alto conteúdo de material volátil dos BC lenhosos a temperaturas relativamente baixas é devido à presença de lignina nas matérias-primas lenhosas, que pode resistir parcialmente à decomposição pirolítica a 400 °C, mas não a temperaturas tão altas quanto 900 °C, **Figura 37**.

A biomassa normalmente consiste em três componentes: hemicelulose (20-40 % em massa), celulose (20-40 % em massa) e lignina (10-20 % em massa). As diferenças nos valores de análise imediata podem ser atribuídas às variações da estabilidade térmica entre hemicelulose, celulose e lignina, e a abundância relativa desses três componentes em cada biomassa. Em termos de degradação térmica, a facilidade de degradação é a seguinte: hemicelulose > celulose > lignina. (YANG *et al.*, 2006).

Figura 37 – BC após ensaio de teor de material volátil



Fonte: arquivo da autora.

Em contraste com um teor cinzas, a retenção de sólidos voláteis foi principalmente afetada pela temperatura da pirólise. A biomassa normalmente consiste em três componentes: hemicelulose, celulose e lignina (YANG *et al.*, 2006). Geralmente, a hemicelulose é a mais volátil, a celulose é menos volátil, enquanto a lignina é a mais difícil de volatilizar.

6.2.1.4 Teor de carbono fixo

O carbono fixo é uma informação importante da qualidade da biomassa, uma vez que é a porção mais resistente que permanece no biocarvão após a pirólise. É organizado em cadeias aromáticas e é inversamente relacionado a matérias voláteis e conteúdo de cinzas (AMONETTE; JOSEPH, 2009).

O teor de carbono fixo também é influenciado principalmente pela temperatura de pirólise e pelo teor de material volátil. É correlacionado negativamente com a matéria volátil, ou seja, quando um aumenta o outro diminui. Além disso, o carbono fixo fornece uma estimativa aproximada do valor de aquecimento de um combustível, sendo a principal fonte de calor gerada durante a combustão (AKOWUAH, KEMAUSUOR, MITCHUAL, 2012).

6.2.2 Propriedades físico-químicas

Na **Tabela 9** estão apresentadas propriedades físico-químicas do biocarvão.

Tabela 9 – Propriedades Físico-químicas do Biocarvão

Propriedades	Valor (*)
DENSIDADE SECA (kg/ L)	0,2622 ± 0,0076
CAPACIDADE DE RETENÇÃO HIDRICA (%)	317,9 ± 48,54
POROSIDADE DE AERAÇÃO (%)	10 ± 0,35
DENSIDADE APARENTE SATURADA (kg/ L)	2,84 ± 0,02
pH	4,6
CONDUTIVIDADE (mS/cm)	18,75 ± 0,350
CAPACIDADE DE TROCA CATIONICA (meq/ 100 g ⁻¹)	3,08 ± 0,0495
(*) Média de triplicata ± Desvio Padrão da Média	

Fonte: elaborada pela autora.

6.2.2.1 Densidade seca

A densidade dos biocarvões depende da natureza do material de partida e do processo de pirólise (PANDOLFO; AMINI-AMOLI; KILLINGLEY, 1994). Dois tipos de densidade de biocarvão podem ser determinados: a densidade sólida e a densidade seca. A densidade sólida é a densidade em nível molecular, com base no grau de empacotamento da estrutura do carbono. A densidade seca, também chamada de densidade aparente, é a do material que consiste em múltiplas partículas e inclui a macroporosidade dentro de cada partícula e os vazios entre partículas. A relação entre os dois tipos de densidades foi demonstrada por Guo; Lua (1998).

A densidade seca é uma característica física importante dos biocarvões. PASTOR-VILLEGAS *et al.* (2006) relataram que as densidades aparentes de biocarvões derivados de diferentes tipos de madeiras processadas em diferentes tipos de fornos tradicionais variavam de 0,30 Kg/L a 0,43 Kg/L. A densidade do biocarvão do presente estudo está próxima do valor mínimo dessa faixa. Baixos valores de densidade (< 1 Kg/L) representa que o carvão tem porosidade interna alta (YARGICOGLU *et al.*, 2015).

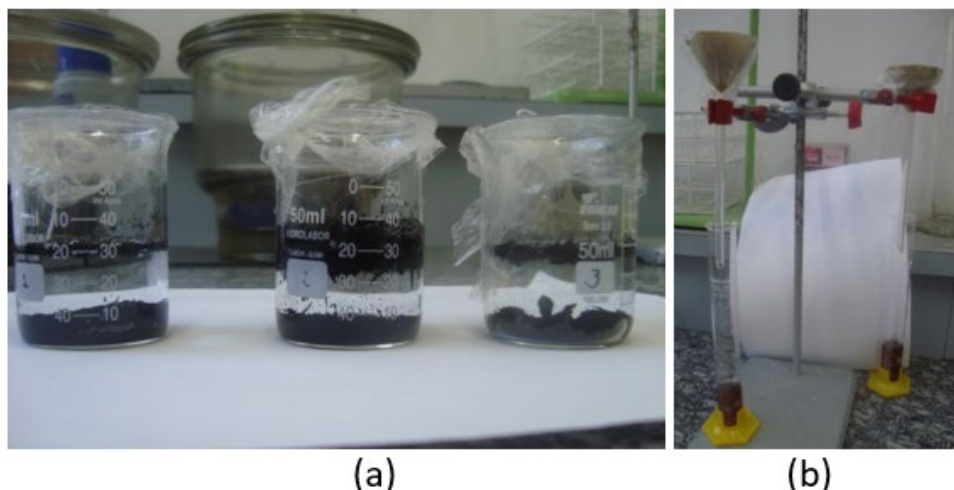
6.2.2.2 Capacidade de retenção hídrica (CRH) e porosidade de aeração

Estudos sobre a capacidade de retenção de água de biocarvões são bastante escassos e o progresso na compreensão dos mecanismos que influenciam essa característica é dificultado devido aos biocarvões serem derivados de uma ampla variedade de biomassas. A composição heterogênea dos biocarvões faz com que sua superfície possa apresentar propriedades hidrofílicas, hidrofóbicas, ácidas ou básicas (ATKINSON *et al.*, 2010). A habilidade do biocarvão em reter água está fortemente relacionada à área superficial e a porosidade do biocarvão (GLASER *et al.*, 2002a).

A capacidade de retenção de água dos biocarvões pode melhorar a capacidade de retenção de água no solo, reduzir a lixiviação de água e aumentar a disponibilidade de água na zona das raízes das plantações. Geralmente, quanto menores as partículas do BC, maior é a capacidade de retenção de água. Esse efeito pode ser devido ao maior espaço vazio que existe entre as partículas mais finas do BC, além de forças capilares mais fortes entre elas (YARGICOGLU *et al.*, 2015).

O volume de um material preenchido por ar, depois de ter sido totalmente saturado com água e depois drenado por gravidade, é comumente denominado porosidade de aeração, também conhecido como espaço aéreo, aeração, capacidade e conteúdo do ar. Pode ser medida simplesmente saturando com água o material em uma coluna e depois permitindo que água seja drenada (por exemplo, BYRNE; CARTY, 1989; FONTENO; HARDEN, 2003; BILDERBACK, 2009). Mesmo para abordagens gravimétricas relativamente simples, os valores de porosidade de aeração obtidos para o mesmo material podem variar bastante, de acordo com o tamanho e a geometria do recipiente usado para fazer a medição (HANDRECK, 2011). Por isso, a comparação dos valores dessa propriedade entre materiais deve ser cuidadosa, **Figura 38**.

Figura 38 – Ensaio da capacidade de retenção hídrica: (a) 24 h em repouso; (b) escoamento por 24 h.



Fonte: arquivo da autora.

6.2.2.3 pH e condutividade elétrica (CE)

Os valores de pH, condutividade e CTC também dependem da temperatura de pirólise e da biomassa que serviu de matéria-prima, assim como as outras propriedades do biocarvão (SINGH *et al.*, 2017).

Durante a carbonização da biomassa, os grupos funcionais ácidos são removidos e os sais de elementos alcalinos e alcalino-terrosos tornam-se enriquecidos. Biocarvões com baixo teor de cinzas, como os produzidos usando matérias-primas amadeiradas, geralmente têm valores de pH mais baixos do que os biocarvões com maior teor de cinzas (SINGH *et al.*, 2017). A amostra de biocarvão no presente estudo tem baixo teor de cinzas e o baixo valor do pH indica que os grupos funcionais ácidos não foram degradados durante a pirólise. Além disso, celulose e hemiceluloses se decompõem em torno de 200-300 °C, produzindo ácidos orgânicos e substâncias fenólicas que reduzem o pH do biocarvão (YU *et al.*, 2014).

Os BCs são comumente alcalinos e esta característica contribui para efeitos de calagem e maior adsorção de contaminantes catiônicos em solos (JIANG *et al.*, 2012a). No entanto, a solução de pH do biocarvão pode variar de ácida a alcalina e os biocarvões de pH mais baixo são normalmente negligenciados (CHAN; XU, 2009). O pH do BC aumenta com o aumento da temperatura de pirólise, pois grupos funcionais mais ácidos podem ser removidos em temperaturas mais altas (IPPOLITO *et al.*, 2016). Enquanto, biocarvões produzidos sob temperaturas de pirólise mais baixas podem ser ácidos

(NOVAK *et al.*, 2009; HAGNER *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2017). Por exemplo, biocarvão de bétula (*Betula spp.*) produzido a 300 °C e 375 °C mostrou ser ácido (pH = 5,1 e 5,2, respectivamente) (HAGNER *et al.*, 2016). Biocarvões de casca de noz-pecã (350 °C) e *switchgrass* (250 °C) tinham um pH de 5,9 e 5,4, respectivamente (NOVAK *et al.*, 2009).

O valor de condutividade relativamente baixo também está relacionado ao baixo teor de cinzas, o que provavelmente diminui a dissolução de sais solúveis em água. O BC apresentou um valor CE próximo ao de outro biocarvão obtido com serragem pirolisada a 350 °C (SANTOS *et al.*, 2019). A CE é influenciada pelos grupos compostos carboxílicos e fenólicos presentes na biomassa que originou o biocarvão.

6.2.2.4 Capacidade de troca catiônica (CTC)

O biocarvão apresentou um valor de CTC aproximado ao de outra amostra de biocarvão obtido com pó de serragem pirolisado à 350 °C ($3,37 \pm 0,01$ meq 100 g⁻¹) por Santos *et al.*, 2019. A CTC é influenciada pelos grupos carboxílicos e fenólicos presentes na biomassa que originou o biocarvão. O valor de CTC diminui se esses grupos se degradarem no processo de pirólise (DOMINGUES *et al.*, 2017).

6.2.2.5 Isoterma de adsorção do azul de metileno (AM)

Diversos parâmetros podem ser usados para descrever a capacidade adsortiva do biocarvão (BC). A capacidade de adsorção do BC pode ser avaliada por meio de diferentes compostos, tais como, iodo, azul de metileno e melão (**Figura 39**) usados para mensurar sua porosidade (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Figura 39 – Adsorção do biocarvão



Fonte: adaptado de Agnicarbon, 2016.

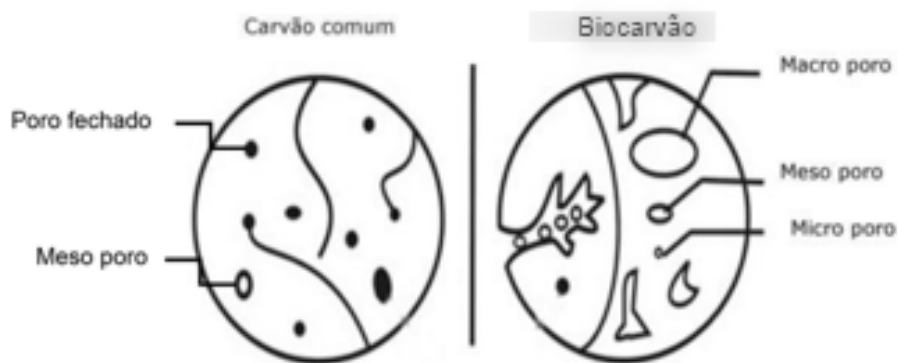
Número de Iodo (indica microporosidade) grandeza que expressa a quantidade de iodo adsorvida pelo carvão sob condições específicas. Relaciona-se com a adsorção de pequena massa molecular, e expresso em mg de iodo por grama de biocarvão (DABROWSKI *et al.*, 2005).

Índice de Azul de Metileno (indica mesoporosidade), expressa a quantidade de azul de metileno, em massa, que é adsorvida em determinada massa de BC sob condições específicas. O Índice de Azul de Metileno fornece uma indicação da capacidade do BC em adsorver moléculas com dimensões similares à do azul de metileno e está relacionado à área superficial dos poros maiores que 1,5 nm (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Número de Melaço (indica macroporos), o índice de Descoloração está relacionado à capacidade do BC em adsorver moléculas de grande massa molar. É um índice de descoloração medido em relação a uma solução de melaço e se expressa em percentual de descoramento relativo a um carbono padrão (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

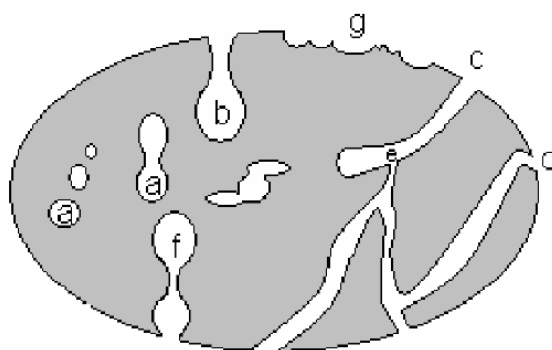
O biocarvão apresenta-se mais poroso que o carvão comum, como pode ser observado na **Figura 40**.

Figura 40 – Diferença de porosidade do carvão comum e o biocarvão



Fonte: Souza, 2018.

A distribuição do tamanho dos poros depende do tipo do material e da maneira de ativação do carvão (LEGROURI *et al.*, 2005). Baseado nas propriedades de adsorção, a “International Union of Pure and Applied Chemist” (IUPAC, 1982) estabelece uma classificação de acordo com sua forma e dimensão. Quanto à forma, os poros podem ser classificados como abertos ou fechados. O poro aberto corresponde a buracos que se comunicam com a superfície externa. Se ele permite o fluxo de um fluido, o poro é classificado como poro de transporte, podendo apresentar braços (tipo gaiola) que não contribuem para o fenômeno de transporte. O poro fechado corresponde a um buraco isolado. Os poros que se comunicam com a superfície externa são denominados poros abertos, como B, C, D e F (**Figura 41**). A porosidade do carvão é resultado dos diferentes tamanhos e formas dos poros, assim como a profundidade dos mesmos, podendo ser um dos aspectos mais importantes para a avaliação do desempenho dos biocarvões (ZDRAVKOV *et al.*, 2007).

Figura 41 – Representação de diferentes tipos de poros

(a) fechados, (b) gargalo de garrafa, (c) cilíndricos, (d) afunilados, (e) interconectados, (f) irregulares. A letra (g) representa a rugosidade da superfície.

Fonte: Gimenez; Ferreira; Alves, 2014.

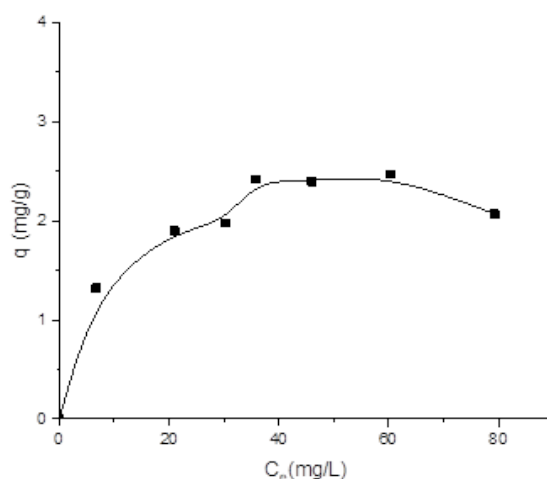
Na **Tabela 10** estão os dados experimentais usados para a construção da isoterma de adsorção. Na **Figura 42** está apresentado o gráfico da isoterma de adsorção para o azul de metileno, com ajuste da curva de Langmuir para obtenção do q_{\max} . O modelo apresentou boa descrição dos dados, o que garante uma maior confiabilidade do método de estimativa pela capacidade de adsorção.

Tabela 10 – Isotherma de adsorção do AM do Biocarvão

C_i (mg/L)	C_e (mg/L)	q_e (mg/g)*
20	6,70	1,32
40	21,0	1,90
50	30,2	1,98
60	35,8	2,42
70	46,0	2,40
85	60,3	2,47
100	79,3	2,07

(*) média de triplicata

Fonte: elaborada pela autora.

Figura 42 – Curva da isoterma de adsorção do AM do Biocarvão

Fonte: arquivo da autora.

Aplicando o valor de q_{\max} de Langmuir na **Equação 6**, obteve-se a área superficial específica do BC apresentado na **Tabela 11**, onde encontram-se valores de outros estudos para comparação. Como pode-se observar na **Tabela 11**, o resultado obtido neste estudo foi área superficial específica de $4,94 \text{ m}^2/\text{g}$ do biocarvão proveniente de serragem de espécies de madeira tropical, um valor similar ao do biocarvão oriundo de pó de serragem de Eucalyptus com valor de $4,90 \text{ m}^2/\text{g}$ (SPERATTI *et al.*, 2017).

Tabela 11 – Resultados da área superficial específica de mesoporos de biocarvões

Tipo de Biocarvão	m^2/g	Ref.
Pó de serragem de Eucalyptus/ 500 °C	4,90	SPERATTI <i>et al.</i> , 2017
Madeira/ 450 °C/ 30 min	4,46	VAN LIMBERGEN <i>et al.</i> , 2022
Serragem de espécies nativas de madeira tropical/ 25 min/ 450 °C	4,94	Este estudo

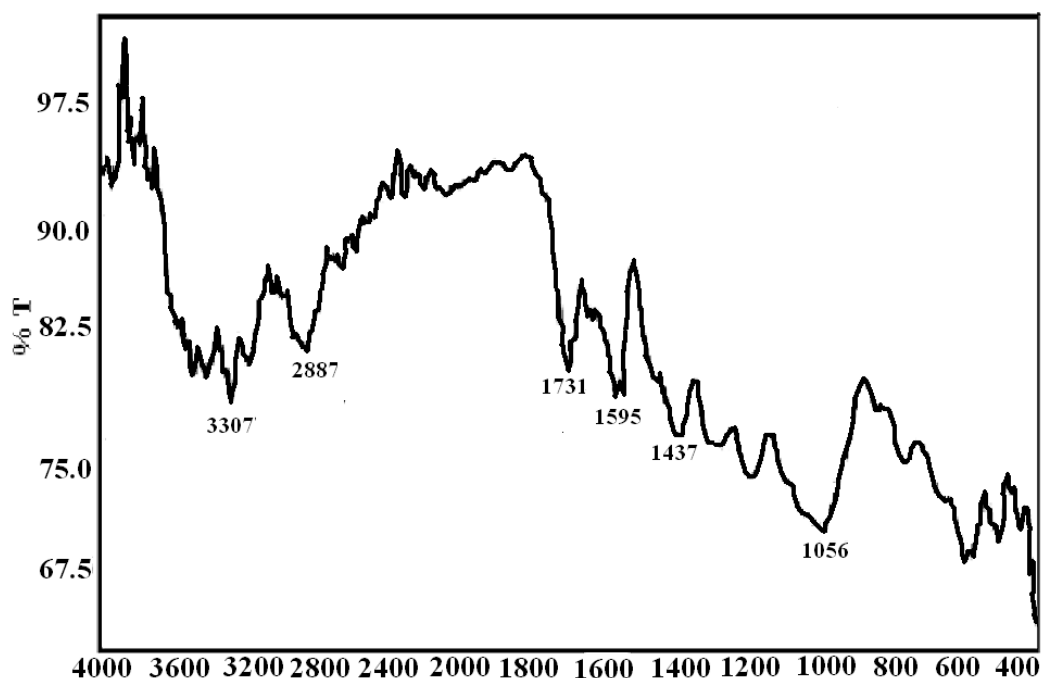
Fonte: elaborada pela autora.

6.2.2.6 Espectroscopia de Infravermelho

As informações dos grupos funcionais presentes no biocarvão podem ser obtidas pela análise do material por espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR do Inglês). No presente estudo, o biocarvão foi obtido pela pirólise lenta do pó de serragem.

A literatura relata que o pó de serragem apresenta nos espectros FT-IR picos característicos de grupos funcionais presentes em hidrocarbonetos oxigenados, pois é um material dominado pela estrutura de carboidratos da celulose e da hemicelulose. Picos que correspondem à molécula de água também são observados. Na **Figura 43** é mostrado um exemplo do espectro de serragem (BAJPAI, BAJPAI, RAI, 2012). Os principais picos estão descritos no artigo de Ghani, (2014).

Figura 43 – Espectro de infravermelho de amostra de pó de serragem

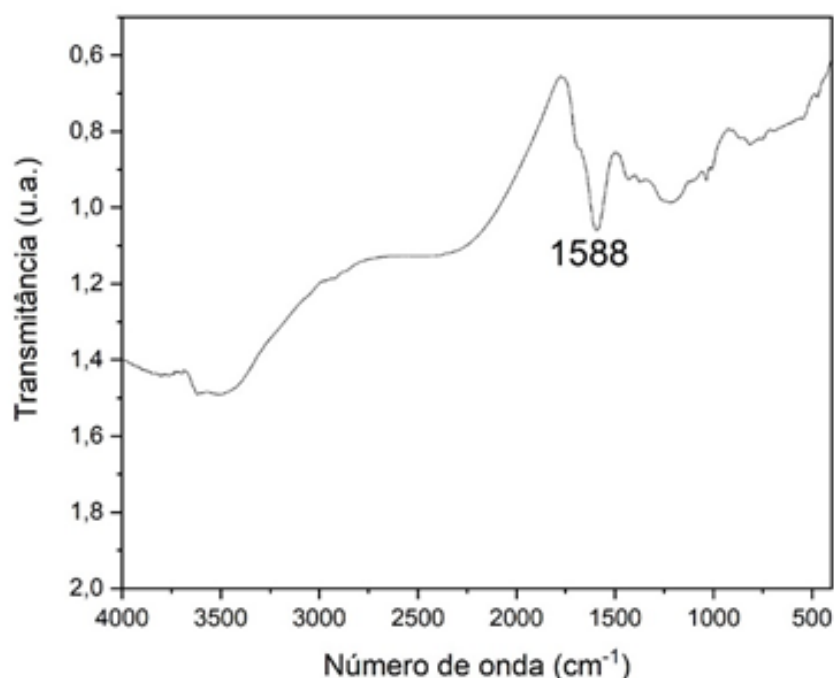


Fonte: Bajpai; Bajpai; Rai, 2012.

Após a pirólise, as bandas principais da amostra de biomassa desapareceram em grande parte devido à rápida remoção de compostos voláteis como resultado do grau acelerado e intensificado da carbonização que ocorre nas temperaturas empregadas na pirólise e, portanto, os espectros tornaram-se mais simplificados (WANG; COA; WANG, 2009; SHAABAN *et al.*, 2013).

Na amostra de biocarvão, na **Figura 44**, o único pico relevante observado é em 1588 cm^{-1} . Esse pico é referente aos grupos funcionais de dupla ligação com oxigênio ($\text{C}=\text{O}$), tais como carboxilatos (ácidos carboxílicos) e carbonilas (cetonas e quinonas conjugadas), encontrados normalmente na faixa de $1600\text{-}1750\text{ cm}^{-1}$. Esse pico pode também estar associado à presença de carbono sp^2 na ligação $\text{C}=\text{C}$, ligada à estrutura do anel aromático, fazendo referência aos grupos fenólicos (ZHAO *et al.*, 2018).

Figura 44 – Espectro de infravermelho da amostra de biocarvão



Fonte: arquivo da autora.

6.2.2.7 Espectroscopia Raman

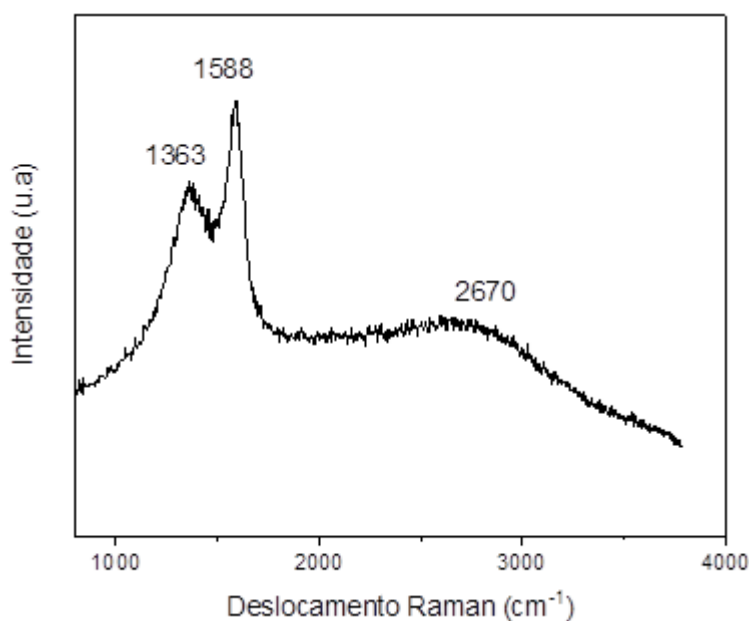
A espectroscopia Raman é a técnica mais poderosa para avaliar as características estruturais de materiais carbonáceos, pois é sensível tanto às estruturas cristalinas quanto às amorfas. É amplamente utilizada para explorar as características estruturais de quase todos os materiais carbonáceos. As estruturas de biocarvão também têm sido amplamente investigadas usando esta técnica (JUN *et al.*, 2021).

Os espectros Raman de todos os materiais carbonosos exibem seus picos característicos de 1ª ordem na região entre $1000\text{ e }1800\text{ cm}^{-1}$ para energia de excitação no visível e infravermelho. Para os materiais gráfiticos, essa região é referente às bandas D e G (DOORN *et al.*, 1990).

A banda G (1500 a 1600 cm^{-1}) é atribuída às ligações de estiramento de todos os pares de átomos sp^2 tanto em anéis, quanto em cadeias. As bandas D (1200 a 1400 cm^{-1}) e D' (1600 - 1630 cm^{-1}) são atribuídas à vibração associada a presença de "defeitos" na rede cristalina do carbono e ao modo vibracional totalmente simétrico (conhecida como "respiração") dos átomos sp^2 nos anéis. A origem das bandas D e D' em materiais carbonosos têm sido comumente atribuída como característica de desordem induzida devido ao efeito de distorção na rede ou do tamanho finito de partículas, ou seja, do tamanho do domínio planar do cristal de grafite (LOBO *et al.*, 2004).

Como está ilustrado na **Figura 45**, o biocarvão apresentou dois picos em 1363 e 1588 cm^{-1} referentes à banda D e G, respectivamente. A banda larga em 2670 cm^{-1} , cujo nome sugerido é 2D, é atribuída a um harmônico da banda D, à ligação C–C entre anéis aromáticos ou a um sistema com grandes anéis aromáticos (JUN *et al.*, 2021).

Figura 45 – Espectro RAMAN da amostra de biocarvão



Fonte: arquivo da autora.

6.2.2.8 Composição química

Os biocarvões incorporam alguns compostos minerais inorgânicos após a pirólise da biomassa correspondente. O mineral se torna um componente importante do biocarvão. A **Tabela 12** apresenta os principais elementos inorgânicos identificados por espectrometria de fluorescência de Raios X (FRX). Os principais elementos inorgânicos identificados no biocarvão pirolisado vieram da biomassa vegetal, pois estão presentes

nas plantas naturalmente (SALEEM *et al.*, 2020). Pode-se observar que os principais constituintes são SiO₂, Al₂O₃ e Fe₂O₃.

Tabela 12 – Análise química do biocarvão

Óxidos	% em massa
SiO ₂	5,2
Al ₂ O ₃	3,05
Fe ₂ O ₃	1,34
CaO	0,38
TiO ₂	0,15
Na ₂ O	0,08
MgO	0,07
K ₂ O	0,07
P ₂ O ₅	0,03
ZrO ₂	0,01
ZnO	< 0,01
SrO	< 0,01
Perda ao Fogo (%)	89,6

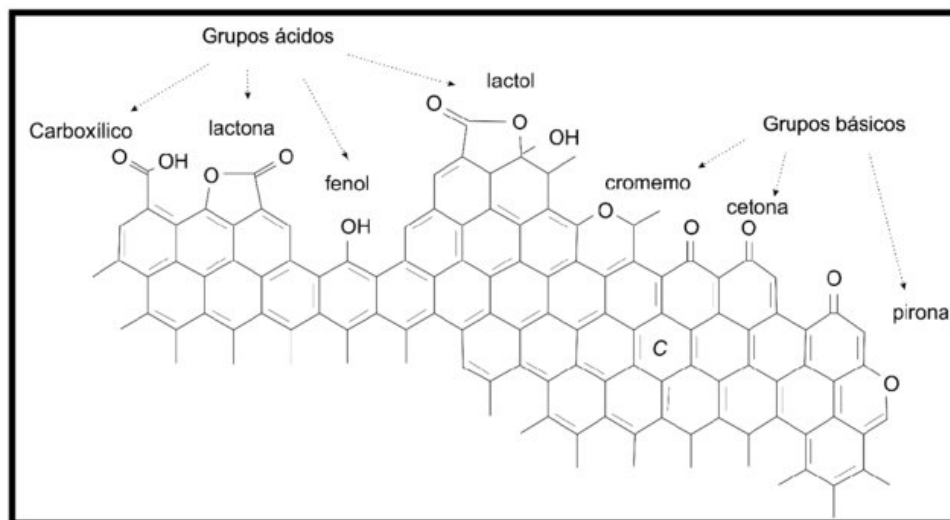
Fonte: elaborada pela autora.

6.2.2.9 Titulação de Boehm

O método de titulação Boehm envolve a neutralização seletiva dos grupos funcionais presentes na superfície do biocarvão. (BOEHM, 2002; BOEHM, 1966). A técnica se baseia no princípio de que os grupos contendo oxigênio apresentam diferentes valores de pka e sofrem neutralização seletiva por equilíbrio com ácidos ou bases de forças crescentes.

Os grupos funcionais ácidos, frequentemente encontrados nos biocarvões, são as carbonilas, lactonas, carboxilas, hidroxilas e fenóis, os básicos são o cromeno, cetona e pirina (**Figura 46**).

Figura 46 – Grupos funcionais ácidos e básicos de oxigênio na superfície do biocarvão



Fonte: Montes-Morán *et al.*, 2004.

Os grupos são quantificados por titulação. Os ácidos carboxílicos são neutralizados pela reação com NaHCO_3 ($\text{pK}_a = 6,37$); os ácidos carboxílicos e lactonas são neutralizados por Na_2CO_3 ($\text{pK}_a = 10,25$) e todos esses grupos incluindo os fenóis, podem ser neutralizados por NaOH ($\text{pK}_a = 15,7$). Os grupos com caráter básico podem ser avaliados utilizando o HCl como neutralizante.

Algumas características da titulação de Boehm são importantes destacar. As informações sobre os grupos ácidos são limitadas aos compostos carboxílicos, lactonas e fenólicos dentro de uma faixa discreta de pH definida pelos pK_a de cada reagente. Outros grupos presentes, tais como, grupos contendo nitrogênio, fósforo ou enxofre não são contabilizados. Além disso, a quantificação dos grupos básicos com HCl não é para a determinação da basicidade total do biocarvão, mas de grupos específicos. A quantificação é apenas de grupos funcionais básicos onde ocorre a interação do H^+ com o sistema π de elétrons do grupo (BOEHM, 1994).

A quantidade de grupos ácidos e básicos presentes no biocarvão estão apresentados na **Tabela 13**. Pode-se observar a prevalência do grupo funcional ácido carboxílico no caráter ácido do biocarvão.

Tabela 13 – Grupos de superfície do biocarvão

Grupos de superfície	mmol g ⁻¹
ÁCIDOS CARBOXÍLICOS	6,2
ÁCIDOS LACTÔNICOS	0,10
ÁCIDOS FENÓLICOS	0,90
BÁSICOS	10,3

Fonte: elaborada pela autora.

6.2.2.10 Análise Elementar

Os dados de análise elementar consistem em uma poderosa ferramenta para a caracterização e avaliação do grau de degradação do material orgânico após um processo térmico. As relações atômicas de O/C, H/C e C/N também são avaliadas na análise por fornecer uma medida confiável da extensão da pirólise e da alteração do nível oxidativo do biocarvão no solo, e são relativamente de simples determinação (SOHI *et al.*, 2009).

Na **Tabela 14** estão apresentados os dados da análise elementar do BC. A porcentagem de carbono está relacionada com reações de desidrogenação/aromatização provocadas pelo emprego de altas temperaturas na biomassa usada como matéria-prima, sob atmosfera restrita de oxigênio, favorecendo a formação de estruturas aromáticas (ZHANG *et al.*, 2020).

Tabela 14 – Teores de carbono (C), hidrogênio (H), nitrogênio (N) e oxigênio (O) e as razões atômicas do BC

Análise Elementar	Valor (%)
C	66,0 ± 0,078
H	3,44 ± 0,156
N	0,855 ± 0,318
O	29,7 ± 0,085
Razão Atômica	Valor
C/N	90,0
H/C	0,625
O/C	0,336

Fonte: elaborada pela autora.

Uma diminuição dos grupos funcionais presentes originalmente na biomassa após a pirólise acarreta baixos teores de hidrogênio e oxigênio, os quais estão associados a possíveis reações de desidratação ou desidrogenação que são responsáveis pela eliminação de grupos hidroxila (OH) e reações de descarboxilação, com a consequente eliminação de oxigênio. Esse tipo de reação ocorre facilmente por causa da presença de grupos carboxílicos presentes na estrutura lignocelulósica, que é composta geralmente por lignina, celulose e hemicelulose, sendo que a decomposição da hemicelulose ocorre em torno de 300 °C e da lignina a partir de 400 °C (SANT'ANNA *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2020).

A proposta de certificação de biocarvões para países europeus e descritas no European Biochar Certificate – EBC (EBC, 2015), recomenda teores de carbono $\geq 50\%$. As normas propostas pelo International Biochar Initiative - IBI (IBI, 2015) classifica os biocarvões em classes, sendo a classe 2, os biocarvões com teores de carbono entre $\geq 30\%$ a $< 60\%$ e, classe 1 com teores $\geq 60\%$. Seguindo estes critérios, o biocarvão deste estudo seria considerado classe 1 pelo IBI e seria certificado pelo EBC.

As razões atômicas do BC encontram-se na **Tabela 14**. Esses dados têm sido utilizados para estimar a aromaticidade e estabilidade (H/C) e a polaridade (O/C) dos biocarvões. A variação dessas razões são características resultantes do processo de remoção dos grupos funcionais de superfície polares e formação de estruturas aromáticas com maior ou menor grau de carbonização. A relação H/C alta indica maior alifaticidade e menor proporção de anéis aromáticos. Do mesmo modo, a relação O/C alta reflete o aumento da alifaticidade da matéria orgânica (SILVA; MENDONÇA, 2007).

Materiais processados termoquimicamente que têm um valor de H/C maior que 0,7 podem ser termoquimicamente "alterados", mas não são considerados termoquimicamente "convertidos" (IBI, 2015), preservando parte de seus resíduos orgânicos originais, como CH₂ e ácidos graxos, lignina (núcleo aromático) e celulose (frações polares) (CHEN *et al.*, 2008). Conforme pode-se observar na **Tabela 14**, o BC do presente estudo apresentou um valor de H/C dentro do padrão exigido ($< 0,7$).

Conforme Spokas (2010), biocarvões com razão molar O/C inferior a 0,2 são tipicamente os mais estáveis, possuindo uma meia-vida estimada em mais de 1000 anos; razão molar O/C de 0,2-0,6 possui meia-vida intermediária (100-1000 anos); e, o biocarvão com uma razão O/C superior a 0,6 possui uma meia-vida na ordem de 100 anos. O BC do presente estudo é caracterizado por meia-vida intermediária (**Tabela 13**).

A pirólise de biomassa com origem em resíduos (por ex. madeira ou palha), a qual apresenta amplas proporções de C/N, resultará em biocarvões também com amplas proporções de C/N. As exceções são os biocarvões produzidos a partir de restos de comida e estrumes que têm proporções estreitas de C/N. Além disso, a retenção de N durante a produção de biocarvão também pode ser altamente variável, o que contribui ainda mais para diversas proporções de C/N nos biocarvões resultantes (Enders *et al.*, 2012). Dependendo da matéria-prima e das condições de pirólise, o biocarvão pode ter uma proporção de C/N variando de 6,5 a 640 (Bonanomi *et al.*, 2017).

Na **Tabela 15** são apresentados resultados encontrados em literatura para diferentes BCs originários de madeira com o uso de diferentes temperaturas. De acordo com Maia; Madari; Novotny (2011), a diminuição na concentração de hidrogênio e oxigênio e principalmente, o aumento da concentração de carbono que ocorrem durante a pirólise são efeitos mais evidentes, quanto maior for a temperatura final de pirólise.

Tabela 15 – Teores de carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O) e as razões O/C e H/C para diferentes espécies *in natura* e seus respectivos biocarvões produzidos a 350, 450 e 550 °C.

Tabela 3. Teores de carbono (C), hidrogênio (H), nitrogênio (N), oxigênio (O) e as razões O/C e H/C para as diferentes espécies *in natura* e seus respectivos biocarvões produzidos a 350, 450 e 550 °C.

Espécie	Temperatura (°C)	C (%)	H (%)	N (%)	O* (%)	O/C	H/C
<i>Eucalyptus dunnii</i>	<i>in natura</i>	43,84	6,74	0,06	49,36	1,13	0,15
	350	70,61	4,37	0,09	24,93	0,35	0,06
	450	70,90	4,17	0,08	24,85	0,35	0,06
	550	78,14	3,89	0,09	17,88	0,23	0,05
<i>Eucalyptus urophylla</i>	<i>in natura</i>	46,69	6,93	0,06	46,32	0,99	0,15
	350	67,52	4,44	0,07	27,97	0,41	0,07
	450	75,29	3,85	0,13	20,73	0,28	0,05
	550	81,94	3,14	0,20	14,72	0,18	0,04
<i>Pinus caribaea</i>	<i>in natura</i>	44,48	6,90	0,05	48,57	1,09	0,16
	350	72,38	4,41	0,26	22,95	0,32	0,06
	450	77,34	3,66	0,52	18,48	0,24	0,05
	550	83,21	3,08	0,93	12,78	0,15	0,04
<i>Pinus taeda</i>	<i>in natura</i>	44,01	6,90	0,08	49,01	1,11	0,16
	350	71,89	4,34	0,96	22,81	0,32	0,06
	450	76,59	3,65	0,86	18,90	0,25	0,05
	550	82,68	3,13	0,58	13,61	0,16	0,04

* Valores obtidos por diferença. DUN = *Eucalyptus dunnii*, URO = *Eucalyptus urophylla*, CAR = *Pinus caribaea* e TAE = *Pinus taeda*

Fonte: Alho, 2012.

6.2.3 Ponto de Carga Zero do Biocarvão

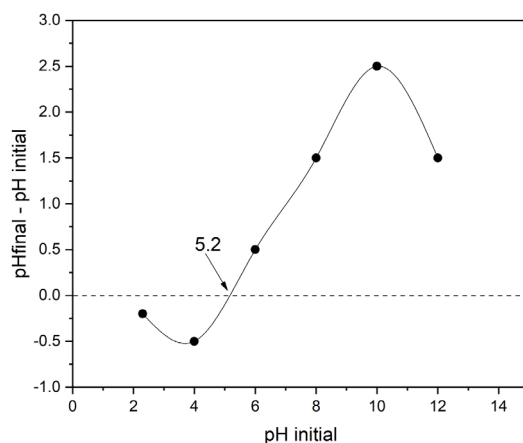
O PCZ ou ponto isoelétrico é definido como o pH em que a superfície de um material possui carga neutra. Em processos de adsorção, a determinação do pH do ponto de carga zero (PCZ) é importante, uma vez que a variação do pH da solução influencia diretamente nas cargas elétricas superficiais do biocarvão e, conseqüentemente, nas interações eletrostáticas entre o adsorvente e o adsorvato (OH *et al.*, 2012).

A carga superficial do biocarvão vai depender do pH da solução na qual ele está inserido. Quando o pH da solução corresponde ao valor do PCZ, a superfície do biocarvão não apresenta cargas elétricas. Em pH inferior ao PCZ ($\text{pH} < \text{pHPCZ}$), a carga superficial do biocarvão será positiva e, ao contrário, em pH acima do PCZ ($\text{pH} > \text{pHPCZ}$), a sua carga superficial será negativa (ABDEL-FATTAH *et al.*, 2014).

O ponto de valores de carga zero é outra característica que é usada na identificação do material de sorção correto para remoção de metal pesado. Materiais com baixa carga de ponto zero seriam altamente eficazes na remoção de metais pesados que possuem íons positivos, enquanto materiais com valores de pHPCZ elevados seriam os melhores para remover íons negativos (YAHYA *et al.*, 2020).

Conforme observado na **Figura 47**, o biocarvão apresentou o valor do pHPCZ igual a 5,2. Em solução com pH menor que 5,2, a carga superficial do biocarvão será positiva e a preferência será em adsorver ânions pelo mecanismo de atração eletrostática. Em solução com pH acima de 5,2, a carga será negativa e predominará a atração por cátions pela superfície do biossorvente.

Figura 47 – Curva para determinação do ponto de carga zero do Biocarvão

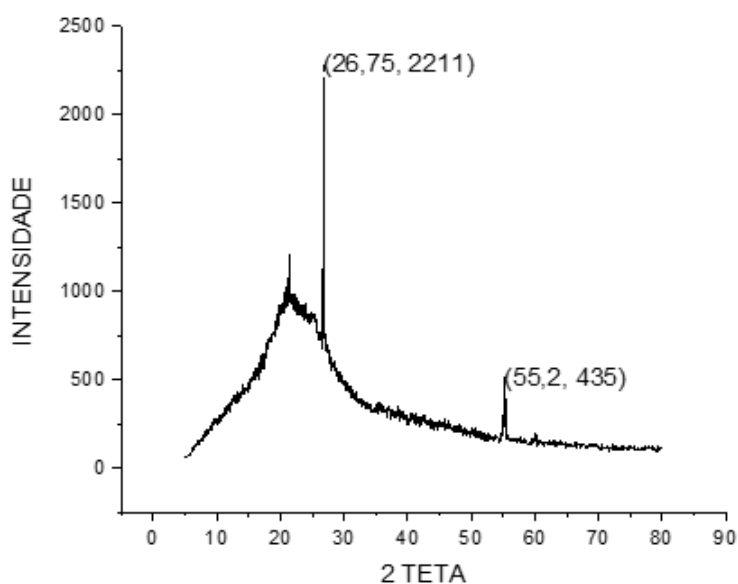


Fonte: arquivo da autora.

6.2.4 Composição Mineralógica

Na **Figura 48** está apresentado o difratograma de Raios X do BC exibindo uma banda típica de material predominantemente amorfo com máximo em torno de $2\theta = 20^\circ$. A ocorrência dessa banda indica que a celulose, a qual é o único material cristalino presente no pó de serragem, foi totalmente destruída no processo de pirólise (CHOWDHURY *et al.*, 2016). A hemicelulose e lignina, as quais também fazem parte da composição do pó de serragem, são ambas de natureza amorfa. O pico pronunciado em $2\theta = 26,75^\circ$ é atribuído à presença de SiO_2 . O silício é um elemento mineral que, depois de absorvido pelas plantas, polimeriza e acumula na parede celular da epiderme atuando no aumento das defesas das mesmas (GOMES *et al.*, 2005). O pico em $\sim 2\theta = 55^\circ$ é atribuído às impurezas presentes na amostra ou no processo de pirólise.

Figura 48 – Difratograma de Raios X do Biocarvão



Fonte: arquivo da autora.

6.3 Caracterização do Substrato

6.3.1 Análise imediata

A análise imediata no substrato envolve procedimentos para determinação do teor de umidade, teor de cinzas, matéria orgânica e densidade de partícula na biomassa.

A análise imediata do substrato quanto à sua origem, foi realizada em função da densidade de partícula (D_p) e porosidade total (α). Primeiramente foi determinada a matéria orgânica (MO) e o teor de cinzas (TC) do substrato. As equações da Normas

Europeias EN 13039 foi usada para determinar a densidade de partícula (D_p) e a EN 13041 para a determinação da porosidade total (α). O resultado está apresentado na **Tabela 16**.

Tabela 16 – Análise Imediata do substrato

Propriedade	Valores
UMIDADE (%)	44,3 ± 0,250
MATÉRIA ORGÂNICA (%)	39
TEOR DE CINZAS (%)	61
DENSIDADE DE PARTÍCULA (g/cm ³)	1,75
POROSIDADE TOTAL (α)	83,6
(*) Média de triplicata ± Desvio Padrão da Média	

Fonte: elaborada pela autora.

6.3.1.1 Teor de umidade

O teor de umidade de um substrato afeta a sua densidade e porosidade. É um valor que varia bastante, pois um substrato, geralmente, é o resultado da mistura de dois ou mais materiais e as proporções de mistura são as mais diversas possíveis (FERMINO, 2003).

Segundo Souza *et al.* (1995) dentre as características físicas, a aeração e a retenção de umidade são as mais importantes, pois, deve haver espaço poroso suficiente para permitir a difusão de oxigênio e fornecimento de água para as raízes.

Para obtenção de bons resultados durante a germinação de sementes e enraizamento de estacas na produção de mudas, é preciso algumas características para o cultivo: deverá ser bastante denso para manter as estacas ou sementes no lugar durante o enraizamento ou germinação, o volume deve ser constante, deverá reter umidade suficiente para evitar irrigá-lo com muita frequência, ser poroso para escoar a água em excesso e permitir aeração adequada (FABRI, 2004).

Segundo Abreu *et al.* (2012) os valores para umidade encontrados tiveram uma amplitude de variação entre as médias de 8,85% a 54,07% (m/m) **Tabela 17**. Na amostra 6 notou-se menor natureza sintética, alta porosidade. De acordo com a legislação brasileira, em duas das nove amostras estudadas notou-se um desvio na umidade superior

a +10%. Já para a legislação espanhola, somente na amostra 6 houve desvio fora da faixa exigida.

O resultado obtido neste estudo de 44,3% está dentro da faixa de variação demonstrada na **Tabela 17**, especialmente nas amostras 3 e 7.

Tabela 17 – Valores de umidade permitidos pela legislação brasileira

Tabela 5. Valores de umidade atual (%) em diferentes épocas de armazenamento das amostras de substratos

Época	Amostras								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Nov	53,03	53,57	42,80	48,80	51,43	8,00	44,57	55,13	35,00
Dez	51,93	56,07	43,53	48,30	54,37	8,27	44,47	55,63	39,67
Jan	49,10	49,13	42,00	45,73	51,77	5,73	40,67	52,23	35,73
Fev	53,50	53,50	44,13	49,50	54,50	11,34	43,83	57,50	39,30
Mar	53,27	51,27	45,27	48,70	55,23	9,83	40,43	56,37	37,33
Abr	53,47	48,80	44,50	48,37	55,00	9,34	46,47	45,97	39,90
Mai	50,77	48,90	44,17	47,60	53,70	9,47	43,30	55,63	39,00
Média	52,15	51,60	43,77	48,14	53,71	8,85	43,39	54,07	37,99
*BR	58,34	58,92	47,08	53,68	56,58	8,80	49,02	60,65	38,50
*ES	42,43- 63,64	42,85- 64,28	34,24- 51,36	39,04- 58,56	41,15- 61,72	6,40- 9,60	35,65- 53,48	44,11- 66,16	28,00- 42,00

*Valores permitidos pela legislação brasileira (BR) e legislação espanhola (ES) considerando novembro como mês de referência.

Fonte: Abreu *et al.*, 2012.

6.3.1.2 Conteúdo de cinzas e matéria orgânica

A norma EN 13039, estabelece que a matéria orgânica é igual a perda de massa seca na incineração a 450 ± 10 °C. O teor de cinzas é a matéria mineral residual que permanece após a destruição da matéria orgânica pelo aquecimento controlado.

O teor de cinzas representa os minerais remanescentes quando a umidade e a matéria orgânica são removidas de uma amostra. Portanto, a importância do teor de cinzas é que ele dá uma ideia da quantidade de elementos minerais presentes e do teor de matéria orgânica. O teor de cinzas é um importante parâmetro indicativo de decomposição e mineralização do substrato (ZORZETO *et al.*, 2014).

A matéria orgânica pode melhorar muito as propriedades químicas e físicas do substrato necessárias para o bom crescimento das plantas. Fornece nutrientes para as plantas, melhora a porosidade e capacidade de retenção de água e torna o substrato mais leve e fácil de transportar. A matéria orgânica aumenta a estabilidade do substrato (ZORZETO *et al.*, 2014).

A densidade da partícula é expressa pela relação entre a massa de material seco e o volume real ocupado por essas partículas, não incluindo-se o espaço ocupado pelos poros. Portanto, essa característica não é afetada pela granulometria dos substratos, mas pela composição de suas partículas. Apesar de as normas brasileiras não a incluírem em

seus métodos, a Instrução Normativa (IN) n.º 14 determina que os substratos sejam caracterizados quanto à origem de suas matérias-primas como minerais, orgânicos, sintéticos ou mistos.

Em solos, a densidade de partículas é importante para conhecer sua composição: se o solo apresentar grandes quantidades de minerais mais pesados, como a magnetita, sua densidade de partícula será elevada; se, ao contrário, apresentar maior quantidade de matéria orgânica, mais leve, portanto, sua densidade de partículas será menor. Da mesma forma, a densidade de partículas permite separar um substrato à base orgânica de um à base mineral (ZORZETO *et al.*, 2014). Como referência para substratos, considera-se que partículas minerais apresentam densidade de partícula de $2,65 \text{ g cm}^{-3}$ e as de matéria orgânica, de $1,45 \text{ g cm}^{-3}$ (MARTINEZ, 2002; ROWELL, 1994).

O resultado obtido nesta análise para D_p foi de $1,75 \text{ g cm}^{-3}$, este resultado é similar ao obtido por Zorzeto *et al.* (2014) para amostras contendo fibra de coco granulada, $1,74 \text{ g cm}^{-3}$, o que indica que as amostras de substrato analisadas apresentam densidade de partícula com mais matéria orgânica do que mineral.

A porosidade total em substratos é equivalente ao teor de água, com base em volume, no ponto de saturação hídrica do material a 0kPa Fermino (2002). De forma análoga, Fonteno (1989) define a porosidade total como o volume do meio não ocupado pela fração sólida. De acordo com Nascimento; Alves; Gomes (2004) relataram que as propriedades físicas, como a densidade de um substrato, podem influenciar não só o desenvolvimento de mudas, mas também a germinação e o estabelecimento de várias hortaliças.

O valor da porosidade total foi de 83,6%, demonstrando que o substrato apresenta um valor muito próximo do ponto ótimo, pois um substrato utilizado no cultivo de mudas e hortaliças pode apresentar porosidade acima de 85% do volume (CARRIJO *et al.*, 2002).

6.3.2 Propriedades físico-químicas

As propriedades dos substratos podem ser divididas em propriedades físicas: densidade do substrato, porosidade, disponibilidade de água e ar, capacidade de retenção de água, porosidade, plasticidade, densidade aparente e tamanho das partículas e propriedades químicas geralmente utilizadas em nível mundial são: valores de pH,

condutividade elétrica (CE), capacidade de troca catiônica (CTC), salinidade (expressa como teor de sais solúveis), teor de matéria orgânica e a sua disponibilidade.

No presente estudo, algumas das características do substrato foram determinadas (**Tabela 18**).

Tabela 18 – Propriedades Físico-químicas do Substrato

PROPRIEDADES	VALOR (*)
DENSIDADE SECA (kg/ L)	0,2868 ± 0,00795
pH	7,17 ± 0,047
CONDUTIVIDADE (dS/m)	0,6385 ± 0,0055
CAPACIDADE DE TROCA CATIÔNICA (meq/ g)	0,982 ± 0,526
(*) Média de triplicata ± Desvio Padrão da Média	

Fonte: elaborada pela autora.

6.3.2.1 Densidade seca

A densidade aparente ou seca de um substrato é a razão da massa da sua parte sólida e a massa da água que ocupa um volume igual ao volume da sua parte sólida e dos poros.

A densidade seca do substrato deve ser suficiente para dar sustentação às plantas variando de 0,1-0,8 g/ mL. A densidade seca do substrato é inversamente proporcional à porosidade, e, quando a densidade aumenta, pode ocorrer uma restrição ao crescimento das raízes das plantas (SINGH; SINJU, 1998). O valor ideal para plantas em vaso é considerado entre 0,3-0,4 g/mL (BALLESTER-OLMOS, 1992). A densidade dos substratos, de acordo com Reis (2007) deve ser inferior a um valor de 0,4 apesar de ter sido considerado por Bunt (1973) como podendo variar entre 0,4-0,5.

Valores de densidade seca permitidos pela legislação brasileira encontram-se em Abreu *et al.* (2012). O valor observado para amostra desse estudo está dentro do considerado ideal para dar sustentação às plantas.

6.3.2.2 Capacidade de troca catiônica (CTC)

A capacidade de troca catiônica (CTC) representa a capacidade de um substrato para absorver e trocar íons, para tanto, dependerá do seu teor em argilas coloidais e substâncias húmicas. Segundo Fonteno (1996), a CTC deve variar entre 0,06 e 0,15 meq g⁻¹, para uma ampla reserva de nutrientes. Handreck & Black (1999), sugeriram uma CTC

entre 0,05 e 0,10 meq g⁻¹. No presente estudo, o valor da CTC está relacionado com a capacidade do substrato de reter o íon amônio e encontra-se dentro da faixa recomendada na literatura.

6.3.2.3 Valor de pH e condutividade elétrica (CE)

A disponibilidade de nutrientes no substrato é um fator de grande influência na produção de mudas estando diretamente ligada ao valor de potencial hidrogeniônico (pH) apresentado por ele.

A faixa de pH ideal para substratos formulados com materiais e misturas de base mineral é 6,0 -7,0 e é 5,2 a 5,4 para substratos formulados com materiais e misturas de base orgânica (SCHMITZ; SOUZA; KÄMPF, 2002; KÄMP, 2000).

Segundo Brito e Mourão (2012) a reação dos substratos deve estar de acordo com a espécie de cultivo que será utilizada. A reação do substrato afeta a disponibilidade dos nutrientes, particularmente dos micronutrientes.

Um baixo valor de pH pode contribuir para um excesso de micronutrientes na solução do solo e aumentar assim os riscos de fitotoxicidade. Pelo contrário, um valor de pH excessivamente alcalino pode precipitar os micronutrientes e torná-los indisponíveis para as plantas, aumentando, assim, os riscos de uma deficiência em micronutrientes, ou em macronutrientes como cálcio ou magnésio. A maioria das espécies de plantas se desenvolvem melhor com um pH variando entre 5,4 e 6,4, mas existem espécies, como por exemplo, as azáleas e as hortênsias, que preferem uma reação do solo mais ácida (**Tabela 19**). Por isso, é necessário conhecer o valor de pH ideal para cada espécie vegetal (BRITO; MOURÃO, 2012).

Tabela 19 – Valores recomendados de pH (H₂O) de acordo com a espécie de planta.

Presença de solo mineral na mistura	Tipo de Cultivo	Valor de pH (H ₂ O)	Referência
sem	Culturas em geral	5,5 e 6,3	Handreck & Black (1999)
	Culturas em geral	5,4 e 6,0	Fonteno (1996)
	Culturas em geral	5,4 a 6,4	Bailey <i>et al.</i> (2000)
	Azáleas e hortênsias	< 5,4	Bailey <i>et al.</i> (2000)
	Lírios	6,5 a 6,8	Fonteno (1996)
	Lisianthus	6,4	Handreck & Black (1999)
	Gerânios, sálvia e asters	5,8 a 6,3	Handreck & Black (1999)
	Bromélias, azáleas e coníferas	4,5 a 5,0	Kämpf (2000)
com	Culturas em geral	6,2 e 6,8	Fonteno (1996)
	Culturas em geral	6,0 a 6,7	Handreck & Black (1999)

Fonte: Brito; Mourão, 2012.

A preocupação com a qualidade dos substratos para as plantas no Brasil cresceu nos últimos anos com a existência de empresas com diferentes tamanhos, objetivos de produção e competitividade. Hoje, qualidade é um conceito importante para todos os segmentos da sociedade e pode ser definida como o grau em que um produto específico está de acordo com um projeto ou especificação (INMETRO, 2011).

Segundo Abreu *et al.* (2012) as Instruções n.º 17 (MAPA, 2007) e n.º 31 (MAPA, 2008) estabelecem os métodos, sendo estes: o valor do potencial hidrogeniônico (pH) e da condutividade elétrica (CE) determinados pelo método 1:5 base volume (substrato:água), a densidade seca determinada pelo método da auto compactação, a capacidade de retenção de água (CRA) determinada após saturação e cessada a drenagem quando submetida à tensão de 10 cm de coluna de água ou 0,1 kPa, e a umidade a 65 °C. Os desvios aceitáveis são de ±0,5 para o pH, ±0,3 dS m⁻¹ para a CE, ±15% para densidade seca, até 10% para menos (peso/peso) para a CRA e até 10% para mais para umidade (MAPA, 2004).

Ainda de acordo com Abreu *et al.* (2012), a faixa dos valores de pH observada nas diferentes amostras de substratos de origem orgânica ficou entre 2,4 à 7,3 (**Tabela 20**). Os valores entre 5,0 e 6,5, que é a faixa geralmente recomendada para a maioria das culturas. A amostra 6, espuma fenólica, de origem inorgânica, foi a única com pH muito ácido, média de 2,7 (**Tabela 20**).

O resultado de pH obtido nesta pesquisa foi de 7,17, demonstrando que o substrato tem origem de matéria orgânica e não mineral.

Tabela 20 – Valores de pH permitidos pela legislação brasileira

Tabela 1. Valores de potencial hidrogeniônico (pH) determinados pelo método 1:5 (substrato:água), base volume, em diferentes épocas de armazenamento das amostras de substratos

Época	Amostras								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Nov	5,5	5,5	6,3	5,8	7,3	2,6	6,0	5,2	6,2
Dez	5,5	5,6	5,7	5,6	6,6	2,4	5,8	4,6	6,0
Jan	5,7	5,5	5,1	5,5	6,9	2,9	5,8	4,5	6,0
Fev	5,5	5,5	5,0	5,3	6,3	2,8	5,5	4,5	6,0
Mar	5,7	5,6	5,1	5,5	6,4	2,7	5,6	4,7	6,0
Abr	5,7	5,5	5,0	5,4	6,4	2,7	5,4	4,7	6,0
Mai	5,4	5,5	5,0	5,2	6,3	2,9	5,6	4,7	6,0
Média	5,6	5,5	5,3	5,5	6,6	2,7	5,6	4,7	6,0
*BR	5,0-6,0	5,0-6,0	5,8-6,8	5,3-6,3	6,8-7,8	2,1-3,1	5,5-6,5	4,7-5,7	5,7-6,7
*ES	4,5-6,5	4,5-6,5	5,3-7,3	4,8-6,8	6,3-8,3	1,6-3,6	5,0-7,0	4,2-6,2	5,2-7,2

*Valores permitidos pela legislação brasileira (BR) e legislação espanhola (ES) considerando novembro como mês de referência.

Fonte: Abreu *et al.*, 2012.

Segundo Ansorena (1994) recomenda valores máximos de CE em substratos comercializados para a maioria das plantas é de 1,8 dS m⁻¹.

O aumento da CE pode ser justificado com a observação do tempo de incubação para algumas amostras pode ser devido ao aumento da concentração de sais com a decomposição do material. Segundo Morales *et al.* (2009), o conteúdo de sais aumenta à medida que avança a decomposição dos materiais orgânicos, podendo justificar os maiores desvios observados nas amostras 4 e 5. Ressalta-se que para as amostras 5 e 6 a determinação da CE não estava de acordo com a legislação brasileira já no segundo mês de armazenamento, como podemos observar na **Tabela 21** (ABREU *et al.*, 2012).

O valor de CE obtido neste estudo, 0,64 dS m⁻¹, demonstrou que o substrato está dentro do recomendado pela legislação brasileira.

Tabela 21 – Valores de CE permitidos pela legislação brasileira

Tabela 2. Valores de condutividade elétrica (dS m⁻¹) determinados pelo método 1:5 (substrato: água), base volume, em diferentes épocas de armazenamento das amostras de substratos

Época	Amostras								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Nov	1,11	1,08	0,50	1,10	0,50	1,07	0,73	1,10	0,70
Dez	1,10	1,03	0,61	1,14	0,60	0,89	0,65	1,18	0,69
Jan	1,09	0,95	0,62	1,17	0,86	0,75	0,65	1,18	0,63
Fev	0,78	0,94	0,60	1,24	1,30	0,74	0,63	1,10	0,63
Mar	0,81	0,92	0,64	1,23	1,22	1,05	0,65	1,07	0,62
Abr	0,85	0,88	0,62	1,28	1,21	0,91	0,77	1,06	0,58
Mai	1,23	0,94	0,67	1,50	1,21	0,74	0,70	1,05	0,60
Média	0,99	0,96	0,61	1,24	0,99	0,88	0,68	1,10	0,64
*BR	0,81-1,41	0,78-1,38	0,20-0,80	0,80-1,40	0,20-0,80	0,77-1,37	0,43-1,03	0,80-1,40	0,40-1,00
*ES	0,55-1,66	0,54-1,63	0,25-0,75	0,55-1,65	0,25-0,75	0,53-1,60	0,37-1,10	0,55-1,65	0,35-1,05

*Valores permitidos pela legislação brasileira (BR) e legislação espanhola (ES) considerando novembro como mês de referência.

Fonte: Abreu *et al.*, 2012.

6.3.2.4 Teores de nutrientes

A fertilidade química de um substrato depende do seu teor nos diversos nutrientes essenciais para o crescimento e desenvolvimento das plantas. Mais importante do que o teor total de um determinado nutriente é a sua disponibilidade para as plantas, a qual depende da forma química em que se encontra e das outras características químicas, conseqüentemente, pH, CTC e CE, já que estas afetam diretamente o movimento dos íons nos substratos entre formas menos disponíveis em que os nutrientes estão fixados ou precipitados e as formas mais disponíveis, conseqüentemente a solução aquosa do substrato. Quando os nutrientes se encontram incorporados na matéria orgânica torna-se necessário ter uma estimativa das taxas de mineralização e quando se encontra na matéria mineral é necessário conhecer as taxas de liberação dos mesmos (BRITO; MOURÃO, 2012).

O pH mede a acidez ativa do solo que é a atividade de H^+ presente na solução do solo. O pH varia ao longo do tempo, alterando seu valor conforme o manejo do solo, cultivos sucessivos e adubações. As plantas, ao absorverem nutrientes de carga positiva (K^+ , Mg^{++} , Ca^{++} , etc.), liberam H^+ das raízes para a solução do solo, o que reduz o pH. Na reação dos fertilizantes nitrogenados com o solo, especificamente na nitrificação (passagem de amônio para nitrato), também há liberação de H^+ (PREZOTTI; GUARCONI, 2013).

Segundo Prezotti e Guarconi (2013) o pH do solo é um indicativo da sua fertilidade atual, isto é, da forma química em que o alumínio se encontra, se tóxica (Al^{3+}) ou precipitada ($Al(OH)_3$), do nível de solubilidade dos macro e micronutrientes e da atividade de micro-organismos no solo, conforme **Tabela 22**.

Tabela 22 – Possíveis características do solo em função do pH em água

pH	Prováveis características do solo
< 5,5	Elevados teores de Al ³⁺ (tóxico) Baixos teores de Ca ²⁺ e Mg ²⁺ Baixa saturação por bases (V) Boa disponibilidade de Zn, Cu, Fe, Mn Baixa disponibilidade de B, Mo e Cl Deficiência de P (formação de precipitados P-Al, P-Fe e P-Mn e elevada adsorção nos colóides) Menor perda de N por volatilização de NH ₃ Baixa atividade de micro-organismos
5,5 a 6,5	Ausência de Al ³⁺ (tóxico) Boa disponibilidade de B Disponibilidade intermediária dos demais micronutrientes pH ideal para a maioria das culturas
> 6,5	Ausência de Al ³⁺ (tóxico) Elevados teores de Ca e Mg Elevada saturação por bases (V) Baixa disponibilidade de Zn, Cu, Fe, Mn Boa disponibilidade de B até pH 7,5 Alta disponibilidade de Mo e Cl Aumento das perdas de N por volatilização de NH ₃ Alta atividade de micro-organismos

Fonte: Prezotti; Guarconi, 2013.

A redução do pH do solo diminui a disponibilidade dos micronutrientes Cl, Mo e B e dos macronutrientes e aumenta a solubilidade de Al³⁺, forma tóxica do alumínio. Em solos com pH superior a 6,5 há redução acentuada na disponibilidade dos micronutrientes Zn, Cu, Fe e Mn. Por essas razões, o pH do solo considerado adequado para o crescimento e desenvolvimento das plantas situa-se entre 6,0 e 6,5. Nessa faixa de pH não há presença de Al³⁺ e há boa disponibilidade de nutrientes. Em pH acima de 6,5, a solubilidade do Fe decresce aproximadamente mil vezes para cada unidade de aumento do pH do solo. Na faixa de pH de 4 a 9, a solubilidade de Mn diminui 100 vezes, para cada unidade de aumento do pH do solo (PREZOTTI; GUARCONI, 2013).

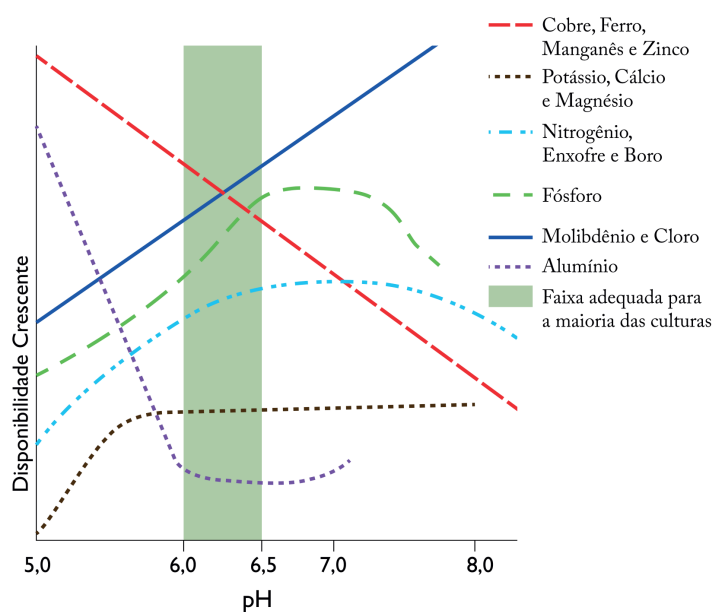
Segundo Abreu *et al.* (2007) existem alguns métodos aquosos em diferentes proporções para determinação de macro e micronutrientes, que vai de 1:15 a 1:10. No entanto, o método 1:2, é o mais rotineiramente usado pelas empresas de substrato do Brasil. Este foi o método aplicado para as amostras desta pesquisa, o resultado está apresentado na **Tabela 23**.

Tabela 23 – Concentração de Macro e Micronutrientes no Substrato

Elemento	Amostra 1 (mg/L)	Amostra 2 (mg/L)	Amostra 3 (mg/L)
B	0,0910 ± 0,0007	0,0636 ± 0,0004	0,1121 ± 0,0007
Ca	42,5 ± 0,2	33,7 ± 0,2	67 ± 1
Cu	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Fe	< 0,05	< 0,05	0,0811 ± 0,0009
K	77,8 ± 0,3	62,0 ± 0,3	117,9 ± 0,8
Mg	86,7 ± 0,5	70,2 ± 0,5	139 ± 2
Mn	0,310 ± 0,002	< 0,05	0,5016 ± 0,0009
P	10,95 ± 0,03	7,8 ± 0,1	17,9 ± 0,1
Zn	0,861 ± 0,007	0,063 ± 0,00	0,215 ± 0,009

Fonte: elaborada pela autora.

Os principais macronutrientes presentes nas amostras deste substrato são o potássio, o magnésio e o cálcio. Analisando os resultados obtidos na determinação do pH com valor de 7,17 e os teores de nutrientes com o gráfico apresentado na **Figura 49**, entende-se que, com este pH, a disponibilidade dos macronutrientes para as espécies cultivadas se mantêm constante.

Figura 49 – Disponibilidade de nutrientes e alumínio em função do pH do substrato

Fonte: Prezotti; Guarconi, 2013.

7 CONCLUSÃO

As seguintes conclusões foram alcançadas com base nos resultados deste estudo:

Houve redução da lixiviação dos íons nitrato, fosfato e sulfato com adição de biocarvão no substrato. A redução mais significativa foi do nitrato e sulfato, pois o substrato tem pouca afinidade por esses íons. No ensaio contendo íons ficou evidente a afinidade do substrato pelo NH_4^+ e PO_4^{3-} já que não houve aumento significativo na concentração desses íons.

O BC apresentou valor de teor de umidade similar ao biocarvão derivado de serragem de pinho.

O teor de cinzas e material volátil tiveram valores relativamente baixos, que é atribuível às diferentes concentrações de elementos formadores de cinzas presentes na amostra de BC.

O valor do pH na água foi menor que 7, sugerindo que o seu uso pode ser adequado para melhorar solos alcalinos.

A densidade e os valores de CE têm valor típico de biocarvão derivado da madeira.

O resultado da CTC também está dentro do esperado para amostras derivadas de biocarvão obtido com pó de serragem pirolisado à 350 °C.

A área superficial específica de mesoporos do biocarvão está dentro do esperado para biocarvão proveniente de serragem de espécies de madeira tropical.

O espectro de infravermelho indicou que o pico mais relevante é referente aos grupos funcionais de dupla ligação com oxigênio (C=O), tais como carboxilatos (ácidos carboxílicos) e carbonilas (cetonas e quinonas conjugadas).

Já no espectro Raman o biocarvão apresentou os picos característicos para material com carbono nas bandas D, G e 2D, demonstrando que este material é grafítico.

Os principais elementos inorgânicos identificados tiveram origem a partir da biomassa vegetal que estão presentes naturalmente BC e foi observado que os principais constituintes são SiO_2 , Al_2O_3 e Fe_2O_3 .

Na titulação de Bohem foi possível observar a prevalência do grupo funcional ácido carboxílico no caráter ácido do biocarvão.

A análise elementar demonstrou que o biocarvão deste estudo seria considerado classe 1 pelo IBI e seria certificado pelo EBC. O valor apresentado de H/C está dentro do padrão exigido e o O/C indicou que a amostra deste estudo tem meia-vida intermediária.

O valor do p_{HPCZ} é igual 5,2, em solução com pH menor que este valor a carga superficial do biocarvão será positiva e a preferência será em adsorver ânions pelo mecanismo de atração eletrostática. Em solução com pH acima deste valor a carga será negativa e predominará a atração por cátions pela superfície do bioissorvente.

A composição mineralógica indicou que o BC é um material predominantemente amorfo, assim como, indicou à presença de SiO₂.

A densidade seca e a CTC do substrato está dentro do esperado e é adequado para dar sustentação às espécies de plantas.

O valor de pH demonstra que o substrato tem origem de matéria orgânica e não mineral. O resultado encontrado da CE está dentro do recomendado pela legislação brasileira.

A análise de macro e micronutrientes indica que a amostra de substrato tem como principais macronutrientes o potássio, o cálcio e o magnésio.

Os resultados obtidos para TC e D_p, indicam que o substrato tem densidade partícula com mais matéria orgânica do que mineral e que a porosidade total está muito próxima do ponto ótimo para cultivos de mudas e hortaliças.

Por fim, concluímos que os resultados deste estudo podem fornecer orientação na preparação do biocarvão obtido a partir de serragem e na utilização deste produto como material adsorvente a ser adicionado como componente de substratos para melhoria da qualidade da água do lixiviado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDEL-FATTAH, T. M. *et al.* Biochar from woody biomass for removing metal contaminants and carbon sequestration. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 22, n. 25, p. 103-109, 2014. DOI:10.1016/j.jiec.2014.06.030
- ABREU, M. F. *et al.* Extratores aquosos para a caracterização química de substratos para plantas. **Horticultura Brasileira**, v. 25, p. 184-187, 2007.
- ABREU, M. F. *et al.* **Reavaliação dos critérios constantes na legislação brasileira para análises de substratos**. 2012. DOI:10.1590/S0006-87052012000100016.
- ADEGOKE, K. A. *et al.* **Sawdust-biomass based materials for sequestration of organic and inorganic pollutants and potential for engineering applications**, Current Research in Green and Sustainable Chemistry, v. 5, p. 100274, 2022. DOI:10.1016/j.crgsc.2022.100274.
- AGNICARBON. **Activated Carbon**. 2016. Disponível em: <<http://agnicarbon.in/about-activated-carbon.html>>. Acesso em: 02 de set. 2022.
- AKHIL, D. *et al.* Production, characterization, activation and environmental applications of engineered biochar: a review. **Environ Chem Lett** v. 19, p. 2261–2297, 2021. DOI:10.1007/s10311-020-01167-7.
- AKOWUAH, J. O.; KEMAUSUOR, F.; MITCHUAL, S. Physico-chemical characteristics and market potential of sawdust charcoal briquette. **Int. J. Energy Environ. Eng.** v. 3, n. 20, p. 1–6, 2012.
- ALBALASMEH, A. *et al.* Characterization and artificial neural networks modelling of methylene blue adsorption of biochar derived from agricultural residues: Effect of biomass type, pyrolysis temperature, particle size, **Journal of Saudi Chemical Society**, v. 24, Issue 11, p. 811-823, 2020. DOI:10.1016/j.jscs.2020.07.005.
- ALHO, C. F. V. B. Efeito da temperatura final de pirólise na estabilidade de biocarvão produzido a partir de madeira de *Pinus sp* e *Eucalyptus sp*. Rio de Janeiro, UFRRJ, 2012. 58p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro Programa De Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Seropédica, Rio de Janeiro, 2012.
- ALVES, M. **Substrato é um composto nutritivo para plantas de diferentes espécies**. 2019. Disponível em: <<https://agro20.com.br/substrato/>>. Acesso em: 11 abr. 2023.
- AMIN, M. T. *et al.* Successful Application of Eucalyptus Camdulensis Biochar in the Batch Adsorption of Crystal Violet and Methylene Blue Dyes from Aqueous Solution. **Sustainability**, v. 13, p. 3600, 2021. DOI:10.3390/su13073600.
- AMONETTE, J.; JOSEPH, S. Characteristics of Biochar: Micro Chemical Properties. In: Lehmann, J. and Joseph, S., Eds., Biochar for Environmental Management: **Science and Technology**, Earthscan, London, p. 33-52, 2009.

ANSORENA, J. M. **Sustratos propiedades y caracterización**. Madrid, España: Mundi-Prensa, 1994. p. 172.

ARAÚJO, S. R. **As funções dos telhados verdes no meio urbano, na gestão e no planejamento de recursos hídricos**. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e Instituto de Florestas, Rio de Janeiro, p. 05 e 07, 2007.

ASKELAND, M.; CLARKE, B.; PAZ-FERREIRO, J. Comparative characterization of biochars produced at three selected pyrolysis temperatures from common woody and herbaceous waste streams. **Peer J**, 2019. DOI:10.7717/peerj.6784.

ATKINSON, C.J.; FITZGERALD, J.D.; HIPPS, N.A. **Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review**. *Plant and Soil*, Amsterdam, v. 337, p. 1-18, 2010.

BALLESTER-OLMOS, J. F. Substratos para el cultivo de plantas ornamentales. Valencia: Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias, **Hojas Divulgadoras**, v. 11, p. 44, 1992.

BAJPAI, S. K.; BAJPAI, M; RAI, N. Sorptive removal of ciprofloxacin hydrochloride from simulated wastewater using sawdust: Kinetic study and effect of pH. **Water AS**, v., v. 38, n. 5. p. 673-682, 2012. DOI:10.4314/wsa.v38i5.4.

BÄR, B. V.; TAVARES, S. F. **Estado da arte do comportamento hidrológico de telhados verdes no Brasil: uma revisão sistemática**. PARC Pesquisa em Arquitetura e Construção, Campinas, SP, v. 8, n. 4, p. 257-271, 2017.

BATISTA, E. M. C. C. **Biochar como Ligante Macromolecular no Solo Visando Aumentar a Capacidade de Retenção de Água nos Solos do Nordeste do Brasil**. 2018. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Paraná, p. 110, 2018.

BARTLEY, P. C. *et al.* A Review and Analysis of Horticultural Substrate Characterization by Sieve Analysis, **HortScience**, v. 57(6), p. 715-725. Retrieved mar. 30, 2023. DOI:10.21273/HORTSCI16583-22

BEESELEY, L. III.; FONTENO, W. C.; JACKSON, B. E. **Biochar and heavy metals. in: Biochar for Environmental Management: Science and Technology**. (Eds.) J. Lehmann, S. Joseph, Routledge. Abingdon, UK, 2015.

BECK, D. A.; JOHNSON, G. R.; SPOLEK, G. A. Amending greenroof soil with biochar to affect runoff water quantity and quality. **Environ Pollut**, v. 159, p. 2111-18, 2011.

BILDERBACK, T. A nursery friendly method for measuring air filled porosity of container substrates. **SNA Res. Conf.**, v. 54, p. 212-214, 2009.

BOEHM, H. P. Surface Oxides on Carbon and Their Analysis: A Critical Assessment. **Carbon**, v. 40, p. 145-149, 2002.

BOEHM, H. P. Chemical Identification of Surface Groups. **Advances in Catalysis**, 1966.

BOEHM, H. P. Some aspects of the surface-chemistry of carbono blacks and other carbons. **Carbon**, v. 32, n. 5, p. 759-69, 1994.

BONANOMI, G. *et al.* Biochar as plant growth promoter: better off alone or mixed with organic amendments? **Front Plant Sci**, v. 8, p. 1570, 2017.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades do solo**. 4ª Edição. São Paulo: FUNEP, p. 627, 2013.

BRASIL. **Lei nº 9.433**, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>. Acesso em: 29 jan. 2020.

BRASIL. **Lei nº 11.428**, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/111428.htm>. Acesso em: 29 jan. 2020.

BRASIL. **Lei nº 12.305**, de 02 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. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 31 jan. 2020.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Secretaria de Apoio Rural e Cooperativismo. **Instrução Normativa N.º 14**, de 15 de dezembro de 2004. Aprova as Definições e Normas sobre as Especificações e as Garantias, as Tolerâncias, o Registro, a Embalagem e a Rotulagem dos Substratos para Plantas, constantes do anexo desta instrução normativa. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 17 dez. 2004. Seção 1, p. 24.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Secretaria de Defesa Agropecuária. **Instrução Normativa N.º 17**, de 21 de maio de 2007. Aprova os Métodos Analíticos Oficiais para Análise de Substratos e Condicionadores de Solos, na forma do Anexo à presente Instrução Normativa. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 24 maio 2007. Seção 1, p. 8.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Secretaria de Defesa Agropecuária. **Instrução Normativa N.º 31**, de 23 de outubro de 2008. Altera os subitens 3.1.2, 4.1 e 4.1.2, do Anexo à Instrução Normativa SDA n.º 17, de 21 de maio de 2007. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 24 out. 2008. Seção 1, p. 20.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Anexo 20 da Portaria de Consolidação nº 5**, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Diário Oficial da União da República Federativa do Brasil nº 190, Brasília, DF, 03 outubro 2017. Disponível em: <http://bvsmis.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html>. Acesso em 14 fev. 2020.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. **CONAMA. Resolução nº 357** de 17 de março 2005. Diário Oficial da União nº 53, Brasília, 18 de março de 2005, p 58-63. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>>. Acesso em: 14 fev. 2020.

BRITO, F. **O deslocamento da população brasileira para as metrópoles**. Minas Gerais: Universidade Federal de Minas Gerais, p. 236.

BRITO, L. M.; MOURÃO, I. Características dos substratos para horticultura: propriedades e características dos substratos. **Agrotec – Revista Técnico-Científica Agrícola**, Porto, n. 2, mar. 2012.

BUFFAM, I.; BOCCELLI, D. L. **Assessment of a Novel Application of Biochar to Improve Runoff Water Quality from Vegetated Roofs – Final Report**. Project G101643/G200355: 3/1/2013 – 5/31/2016. 2016. Final Report. University of Cincinnati, Cincinnati, 2016.

BUNT, A. C. Some physical and chemical characteristics of loamless pot-plant substrates and their relation to plant growth. **Plant and Soil**, v. 38, p. 1954-1965, 1973.

BYRNE, P. J.; CARTY, B. Developments in the measurement of air filled porosity of peat substrates. **Acta Hort.**, v. 238, p. 37-44, 1989.

CAIRNS, S. *et al.* Treatments of wood ash amended biochar to reduce nutrient leaching and immobilise lead, copper, zinc and cadmium in aqueous solution: Column experiments. Environmental Science: **Water Research and Technology**, v. 8(6), p. 1277-1286, 2022. DOI:10.1039/d1ew00962a.

CAMACHO, O. I. M.; TORO, M. C. H.; DÍAZ, J. S. G. Characterizing potential substrate materials in soilless culture systems. **Cienc. Tecnol. Agropecuaria**, v. 22(1), e1977, 2021. DOI:10.21930/rcta.vol22_num1_art:1977.

CAO, C. T. N. *et al.* Biochar makes green roof substrates lighter and improves water supply to plants. Elsevier. **Ecological Engineering**, 2014. DOI:10.1016/j.ecoleng.2014.06.017.

CARNIER, R. *et al.* **Coffee industry waste-derived biochar: characterization and agricultural use evaluation according to Brazilian legislation**. **Bragantia**, v. 80, e5721, 2021. DOI:10.1590/1678-4499.20210159.

CARRIJO, O. A.; MAKISHIMA, N.; LIZ, R.S. Fibra da casca de coco verde como substrato agrícola. **Horticultura Brasileira**, v. 20, p. 533-535, 2002.

CARTILHA DO CÓDIGO FLORESTAL. Supressão de vegetação nativa para uso alternativo do solo. Disponível em: <<http://www.ciflorestas.com.br/cartilha/supressao-de-vegetacao-nativa-para-uso-alternativo-do-solo.html>>. Acesso em: 29 jan. 2020.

CHAN, K.Y.; XU, Z. Biochar: Nutrient Properties and Their Enhancement. **Biochar for Environmental Management: Science and Technology**. Earthscan, London Sterling, VA, p. 67-68, 2009.

CHEN, B. L.; ZHOU, D. D.; ZHU, L. Z. Transitional adsorption and partition of nonpolar and polar aromatic contaminants by biochars of pine needles with different pyrolytic temperatures. **Environ. Sci. Technol**, v. 42, p. 5137-5143, 2008.

CHEN, Q. *et al.* Synergetic effect on methylene blue adsorption to biochar with gentian violet in dyeing and printing wastewater under competitive adsorption mechanism, **Case Studies in Thermal Engineering**, v. 26, p. 101099, 2021, DOI:10.1016/j.csite.2021.101099.

CLAIR, T. A.; HINDAR A. Liming for the mitigation of acid rain effects in freshwaters: a review of recent results. **Environmental Review**, v. 13 p. 91-128, 2005.

CHOWDHURY, Z. Z. *et al.* Influence of Carbonization Temperature on Physicochemical Properties of Biochar derived from Slow Pyrolysis of Durian Wood (*Durio zibethinus*) Sawdust. **BioResources**, v. 11(2), p. 3356-3372, 2016.

COMITÉ EUROPEÉN DE NORMALISATION - CEN. **Norma EN 13039**. Mejoradores de suelo y sustratos de cultivo – Determinación del contenido en materia orgánica y de las cenizas. Bruxelles: Comité Europeén de Normalisation, 1999a.

COMITÉ EUROPEÉN DE NORMALISATION - CEN. **Norma EN 13041**. Mejoradores de suelo y sustratos de cultivo – Determinación de las propiedades físicas. Densidad aparente seca, volumen de aire, volumen de agua, valor de contracción y porosidad total. Bruxelles: Comité Europeén de Normalisation, 1999c.

DABROWSKI, A. *et al.* Adsorption of phenolic compounds by activated carbon-a critical review. Elsevier: **Science**, v. 58, n. 8, p. 1049-1070, 2005.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. Métodos e técnicas de tratamento de água. São Carlos: **Rima**, ed. 2, p. 1565, 2005.

DING, W. *et al.* Pyrolytic temperatures impact lead sorption mechanisms by bagasse biochars. **Chemosphere**, v. 105, p. 68-74, 2014.

DOMINGUES R. R. *et al.* Properties of biochar derived from wood and high nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits. **PLoS ONE**, v. 12(5), e0176884, 2017.

DOORN, J. V. *et al.* Correlation between Raman spectroscopic data and the temperature-programmed oxidation reactivity of coals and carbons. **Fuel Processing Technology**, v. 24, p. 407-413, 1990.

EBC - European Biochar Certificate, Guidelines for a Sustainable Production of biochar. Version 6.3E, 2015.

IBI - International Biochar Initiative. **Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil**, v. 2.1, 2015.

EMBRAPA HORTALIÇAS. **Informações técnicas sobre substratos utilizados na produção de mudas de hortaliças**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Hortaliças. ISSN 1415-2312. Setembro, 2020.

ENDERS, A. *et al.* 2012. Characterization of biochars to evaluate recalcitrance and agronomic performance. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 644-653, 2012.

FABRI, E. G. **Determinação da qualidade dos substratos comercializados em Piracicaba-SP**. Piracicaba. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. 2004. Dissertação (Mestrado). Piracicaba, São Paulo, p. 14-20, 2004.

FARELL, C. *et al.* Use of water-retention additives to improve performance of green roof substrates. 2016. **Acta Horticulturae**, v. 1108(1108), p. 271-278, 2016. DOI:10.17660/ActaHortic.2016.1108.35.

FERMINO, M. H. **O uso da análise física na avaliação da qualidade de componentes e substratos**. In: ENCONTRO NACIONAL DE SUBSTRATOS PARA PLANTAS, 3, 2002, Campinas. Caracterização, manejo e qualidade de substratos para produção de plantas. Campinas: IAC, p. 29-37, 2002.

FERMINO, M. H. **Métodos de análise para caracterização física de substratos para plantas**. Porto Alegre. Universidade do Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Fitotecnia. 2003. Tese (Doutorado), Porto Alegre, Rio Grande do Sul, 104p. UFRGS, 2003.

FERRARI, F. **Qual a função dos fertilizantes e quais são seus tipos?** Disponível em: <https://nutrimosaic.com.br/qual-a-funcao-dos-fertilizantes-e-quais-sao-seus-tipos/?utm_term=&utm_campaign=AT+-+Nutrimosaic+-+11+-+PMAX&utm_source=adwords&utm_medium=ppc&hsa_acc=9698386142&hsa_cam=19620291341&hsa_grp=&hsa_ad=&hsa_src=x&hsa_tgt=&hsa_kw=&hsa_mt=&hsa_net=adwords&hsa_ver=3&gclid=CjwKCAjw0N6hBhAUEiwAXab-Tb4jEv4v4lua9DUg7oQ9FYDY-ugF8xpjxIiFDzhqw0acLXK38bBwQRoCKQUQAvD_BwE>. Acesso em: 10 abr. 2023.

FOMINA, M.; GADD, G. M. Biosorption: Current perspectives on concept, definition and application. **Bioresource Technology**, v. 160, p. 3-14, 2014.

FONTENO, W.C. An approach to modeling air and water status of horticultural substrates. **Acta Horticulturae**, 1989. DOI:10.17660/ActaHortic.1989.238.7.

FONTENO, W.C. **Growing media: types and physical/chemical properties**. In: Red, D.W. (Ed.) A Growers Guide to Water, Media, and Nutrition for Greenhouse Crops. Batavia: Ball, p. 93-122, 1996.

FONTENO, W. C.; HARDEN, C. T. **Procedures for Determining Physical Properties of Horticultural Substrates Using the NCSU Porometer Horticultural substrates laboratory**, North Carolina State University, Raleigh, USA, 2003.

FONSECA, T. G. **Produção de mudas de hortaliças em substratos de diferentes composições com adição de CO₂ na água de irrigação**. 2001. 72p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2001.

FREITAS, E. **Ilhas de Calor**. Disponível em: <<http://brasilecola.uol.com.br/geografia/ilha-de-calor.htm>>. Acesso em: 30 jan. 2020.

GAO, S.; DELUCA, T. H.; CLEVELAND, C. C. Biochar additions alter phosphorus and nitrogen availability in agricultural ecosystems: A meta-analysis. Elsevier. **Science of the Total Environment**, 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718344796>>. Acesso em: 25 fev. 2019.

GHANI, W. A. W. A. K. Sawdust-derived Biochar: Characterization and CO₂. Adsorption/desorption Study. **Journal of Applied Sciences**, v. 14 p. 1450-1454, 2014. DOI:10.3923/jas.2014.1450.1454.

GIMENEZ, I. F.; FERREIRA, O. P.; ALVES, O. L. Desenvolvimento de Ecomateriais: Materiais porosos para aplicação em Green Chemistry. **Química Verde**. Campinas, SP: Lqes, p. 17, 2014.

GLASER, B.; LEHMANN, J.; ZECH, W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - a review. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, n. 4, p. 219-230, 1 jun. 2002a.

GODECKE *et al.* O consumismo e a geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil. **Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental** v (8), nº 8, p. 1700-1712, 2012, (e-ISSN: 2236-1170). Universidade FEEVALE RS, Rio Grande do Sul, p. 1079, 2012.

GOMES, F. B. *et al.* Resistance Induction in wheat Plants by Silicon and Aphids. **Scientia Agricola**. Piracicaba, v. 62, n. 6, p. 547-551, nov./dez. 2005. DOI:10.1590/S0103-9016200500060000.

GOMEZ-EYLES, J. L. *et al.* The potential of biochar amendments to remediate contaminated soils. **Biochar and Soil Biota**, v. 4, p. 100-133, 2013.

GUILHEN, S. N. **Síntese e caracterização de biocarvão obtido a partir do resíduo de coco de macaúba para remoção de urânio de soluções aquosas**. São Paulo, IPEN, 2018. 325p. Tese (Doutorado). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares Autarquia Associada à Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

GUO, J.; LUA, A. C. Characterization of chars pyrolyzed from oil palm stones for the preparation of activated carbons. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 46, p. 113-125, 1998.

GURAV, R. *et al.* Adsorptive removal of synthetic plastic components bisphenol-A and solvent black-3 dye from single and binary solutions using pristine pinecone biochar, **Chemosphere**, 2022. DOI:10.1016/j.chemosphere.2022.134034.

HAGNER, M. *et al.* The effects of birch (*Betula spp.*) biochar and pyrolysis temperature on soil properties and plant growth. **Soil Tillage Res.** v. 163, p. 224-234, 2016.

HANDRECK, K.; BLACK, N. **Growing media for ornamental plants and turf.** Sydney: University of New South Wales Press, 1999.

HANDRECK, K. A. Container media: the Australian experience **Acta Hortic.**, v. 891, p. 287-295, 2011.

HERNANDES, P. T. *et al.* Investigation of biochar from *Cedrella fissilis* applied to the adsorption of atrazine herbicide from an aqueous medium, **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, Issue 3, p. 107408, 2022, DOI:10.1016/j.jece.2022.107408.

HMID, A. *et al.* Production and characterization of biochar from three-phase olive mill waste through slow pyrolysis. **Biomass and Bioenergy**, v. 71, p. 330339, 2014. DOI:10.1016/j.biombioe.2014.09.024.

HU, B. *et al.* Efficient elimination of organic and inorganic pollutants by biochar and biochar-based materials. **Biochar** v. 2, p. 47-64, 2020. DOI:10.1007/s42773-020-00044-4.

INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia. Disponível em: <<http://www.inmetro.gov.br/qualidade>>. Acesso em: 30 out. 2021.

IPPOLITO, J. A. *et al.* Designer, acidic biochar influences calcareous soil characteristics. **Chemosphere**, v. 142, p. 184-191, 2016.

IUPAC - International Union of Pure and Applied Chemistry. “Recommendations for the characterization of porous solids”. **Pure e Appl. Chern**, v. 66, n. 8, p. 1739-1758, 1994.

JIANG, X. *et al.* Immobilization of Cu(II), Pb(II) and Cd(II) by the addition of rice straw derived biochar to a simulated polluted Ultisol. **J. Hazard Mater**, v. 229-230, 145-150, 2012a.

JUN, X. *et al.* Raman Spectroscopy as a Versatile Tool for Investigating Thermochemical Processing of Coal, Biomass, and Wastes: Recent Advances and Future Perspectives. **Energy & Fuels**, v. 35 (4), p. 2870-2913, 2021.

KABIR, G.; MOHD, D. A. T.; HAMEED, B. H. 2017. Pyrolysis of oil palm mesocarp fiber and palm frond in a slowheating fixed-bed reactor: A comparative study. **Bioresour Technol**, v. 241, p. 563–572, 2017.

KÄMPF, A. N. **Seleção de materiais para uso como substrato.** In: KÄMPF, A. N.; FERMINO, M.H. (Eds.) Substrato para plantas: a base da produção vegetal em recipientes. Porto Alegre: Gênese, p. 139-145, 2000.

KINDLEIN, C. P. **Determinação do teor de nitrito e nitrato na água de abastecimento do Município de Nova Santa Rita. Canoas.** Unilasalle – Centro Universitário La Salle, 2010. Disponível em: <http://biblioteca.unilasalle.edu.br/docs_online/tcc/graduacao/quimica_bacharelado/2010/cpkindlein.pdf>. Acesso em: 06 ago. 2020.

LAGE JÚNIOR, N. C. **Influência das condições de pirólise na capacidade de adsorção de íons pb(ii) pelo biochar obtido da casca de pinhão (Araucaria angustifolia).** Universidade Federal de Santa Catarina. 2016.

LEGROURI, K. *et al.* Production of activated carbon from a new precursor molasses by activation with sulphuric acid. **Journ al of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 118, n. 13, p. 259-263, 2005.

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. **Biochar for Environmental Management - Science and Technology**, Earthscan, London, 2009.

LEHMANN, J. *et al.* Biochar effects on soil biota - a review. **Soil Biol Biochem**, v. 43, p. 1812-1836, 2011.

LEI, H.; REN, S.; JULSON, J. The effects of reaction temperature and time and particle size of corn stover on microwave pyrolysis. **Energy & Fuels**, v. 23, p. 3254-3261, 2009.

LEWANDOWSKI, I.; KICHERER, A. Combustion Quality of Biomass: Practical Relevance and Experiments to Modify the Biomass Quality of Miscanthus x giganteus. **European Journal of Agronomy**, v. 6, p. 163-177, 1997. DOI:10.1016/s1161-0301(96)02044-8.

LOBO, A. O. *et al.* **Caracterização de Materiais Carbonosos por Espectroscopia Raman.** sid.inpe.br/yolanda/2004/12.08.13.44, v. 1, 2004-12-09.

LUCON, I. M. **Biocarvão nos atributos físicos, químicos e produtividade do milho em solo sob clima tropical.** 2019. 105p. Tese (Doutorado em Agricultura Tropical e Subtropical, Área de Concentração em Gestão de Recursos Agroambientais). Instituto Agronômico Programa de Pós-Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical. Campinas/ SP, 2019.

MAIA, C. M. B. F. **Produção de biocarvão a partir de diferentes fontes de biomassa.** IX Encontro Brasileiro de Substâncias Húmicas. Aracajú/ Serjipe. 2011.

MAIA, C. M. B. F.; MADARI, B. E.; NOVOTNY, E. H. Advances in biochar research in Brazil. **Dynamic Soil, Dynamic Plant**, v. 5, p. 53-58, 2011.

MANGRICH, A. S.; MAIA, C. M. F.; NOVOTNY, E. H. Biocarvão: As terras pretas de índios e o sequestro de carbono. **Revista Ciência Hoje**, nº 281, v. 47, p. 48 – 49, 2011.

MARTINEZ, P.F. **Manejo de substratos para horticultura.** In: FURLANI, A.M.C. Caracterização, manejo e qualidade de substratos para produção de plantas. Campinas: Instituto Agronômico, p. 53-73, 2002. (Documentos IAC, 70).

MEDEIROS, A. S. *et al.* Utilização de compostos orgânicos para uso como substratos na produção de mudas de alface. **Revista Agrarian**, v. 3, p. 261-266, 2010.

MIRANDA, A. T. **Metrópoles: Impactos ambientais da urbanização**. 2014. Disponível em: <<http://educacao.uol.com.br/disciplinas/geografia/metropoles-impactos-ambientais-da-urbanizacao.htm>>. Acesso em: 15 ago. 2019.

MOHAMMADI, H. **Evaluation on the quality of green roof run off based on nutrients**. 2016. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental). Universidade Lahti de Ciências Aplicadas. Lahti 2016.

MOHAN, D. *et al.* Organic and inorganic contaminants removal from water with biochar, a renewable, low cost and sustainable adsorbent - A critical review. **Bioresource Technology**, v. 160, p. 191-202, 2014.

MONTES-MORÁN, *et al.* On the nature of basic sites on carbon surfaces: An overview. **Carbon**, v. 42, p. 1219-1225, 2004.

MORAES, J. G. V. **Cidade e cultura urbana na primeira república**. 4ª Edição. São Paulo: Atual Editora, p. 26 e 43, 1998.

MORALES, J. *et al.* Evaluación de Sustratos Orgánicos en la Producción de Lombricomposta y el Desarrollo de Lombriz (*Eisenia foetida*). **Biotecnia**, v. 11, p. 19-26, 2009.

NAÇÕES UNIDAS BRASIL. **Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil / Consumo e produção responsáveis**. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/12>>, 2023.

NASCIMENTO, W. M.; ALVES, M. S. S.; GOMES, E. M. L. **Produção de Mudas de cucurbitáceas em diferentes substratos**. In: Encontro Nacional sobre substratos para plantas, 4., 2004, Viçosa, MG. Nutrição e Adubação de plantas cultivadas em substrato. Viçosa, MG: UFV, p. 406, 2004.

NGUYEN, B.T.; LEHMANN, J. Black carbon decomposition under varying water regimes. **Organic Geochemistry**, v. 40, p. 846-853, 2009.

NGUYEN, B.T.; *et al.* Temperature sensitivity of black carbon decomposition and oxidation. **Environmental Science and Technology**, v. 44, p. 3324-3331, 2010.

NOVAK, J. M. *et al.* Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. Ann. **Environ. Sci.** v. 3, p. 2, 2009.

NOVOTNY, E. H. *et al.* Biochar: pyrogenic carbon for agricultural use - a critical review. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v.39, n.2, p.321-344, 2015.

OH, T. K. *et al.* Effect of pH conditions on actual and apparent fluoride adsorption by biochar in aqueous phase. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 223, p. 3729-3738, 2012.

ONU BRASIL. **Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil**. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs#:~:text=Os%20Objetivos%20de%20Desenvolvimento%20Sustent%C3%A1vel%20s%C3%A3o%20um%20apelo%20global%20%C3%A0,de%20paz%20e%20de%20prosperidade.>>>. Acesso em 27 abr. 2023.

PALAMANIT, A. *et al.* 2019. Investigation of yields and qualities of pyrolysis products obtained from oil palm biomass using an agitated bed pyrolysis reactor. **Biofuel Res J**, v. 6, p. 1065-1079, 2019. DOI:10.18331/BRJ2019.6.4.3.

PANDOLFO, A. G.; AMINI-AMOLI, M.; KILLINGLEY, J. S. Activated carbons prepared from shells of different coconut varieties. **Carbon**, v. 32, p. 1015-1019, 1994.

PASQUAL, M. *et al.* **Fruticultura Comercial: Propagação de plantas frutíferas**. Lavras: UFLA/FAEPE, 137p., 2001.

PASTOR-VILLEGAS, J. *et al.* Study of Commercial Wood Charcoals for the Preparation of Carbon Adsorbents. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 76, p.103-108, 2006.

PEREIRA JR. J. S. **Recursos Hídricos - Conceituação, disponibilidade e usos**. Biblioteca Digital Câmara. Câmara dos Deputados, 2004, p. 3 e 8. Disponível em: <http://www2.camara.leg.br/documentos-e-pesquisa/publicacoes/estnottec/areas-da-conle/tema14/2004_2687.pdf>. Acesso em: 30 jan. 2016.

PINHO, A. V. *et al.* **Avaliação de compostos orgânicos como substrato alternativo para produção de mudas de tomateiro**. I simpósio de manejo de solo e água. Ppgmsa/Ufersa. Mossoró/RN, 2016.

PISCITELLI, L. *et al.* Assessment of addition of biochar to filtering mixtures for potential water pollutant removal. **Environmental Science Pollution Research**, 2018.

PREZOTTI, L. C.; GUARÇONI, A. M. **Guia de interpretação de análise de solo e foliar**. INCAPER – Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural. Vitória/ ES. 2013.

QIAN, K. *et al.* Effects of Biomass Feedstocks and Gasification Conditions on the Physicochemical Properties of Char. **Energies**, v. 6, p. 3972-3986, 2013. DOI:10.3390/en6083972

QIU, M. *et al.* **Biochar for the removal of contaminants from soil and water: a review**. **Biochar**, v. 4, n. 19, 2022. DOI:10.1007/s42773-022-00146-1.

RAVIV, M.; LEITH. J. H. **Soilless culture: theory and practice**. Oxford: Elsevier, 2008, p. 587.

REIS, M. **Material Vegetal e Viveiros**. 1. In: I. Mourão (ed.) **Manual de Horticultura no Modo de Produção Biológico**. Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, p. 19-52, 2007.

ROWELL, D. L. **Soil science: methods and applications**. New York: Longman Group, p. 350, 1994.

SALEEM M. H. *et al.* Jute: A Potential Candidate for Phytoremediation of Metals—A Review. **Review Plants**, v. 9, p. 258, 2020. DOI:10.3390/plants9020258.

SALETNIK, B. *et al.* Biochar as a Multifunctional Component of the Environment—A Review. **Applied Sciences**. 2019.

SANT'ANNA, M. V. S. *et al.* Electrochemical Sensor Based on Biochar and Reduced Graphene Oxide Nanocomposite for Carbendazim Determination. **Talanta**, v. 220, p. 1-8, 2020.

SANTOS, S. R. *et al.* Biochar association with phosphate fertilizer and its influence on phosphorus use efficiency by maize. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 43, e025718, 2019.

SÃO PAULO (Município). **Atlas Ambiental do Município de São Paulo**, jul. 2002. Disponível em: <http://atlasambiental.prefeitura.sp.gov.br/conteudo/cobertura_vegetal/veg_apres_02.pdf>. Acesso em: 29 jan. 2020.

SÃO PAULO (Município). **Lei nº 16.050**, de 31 de julho de 2014. Plano Diretor Estratégico do Município de São Paulo. Aprova a Política de Desenvolvimento Urbano e o Plano Diretor Estratégico do Município de São Paulo e revoga a Lei nº 13.430/2002. Disponível em: <http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/chamadas/2014-07-31_-_lei_16050_-_plano_diretor_estratgico_1428507821.pdf>. Acesso em: 27 dez. 2020.

SCHAFER, G.; LERNER, B. L. Physical and chemical characteristics and analysis of plant substrate. **Ornamental Horticulture**, v. 28, n. 2, p. 181-192, 2022. DOI:10.1590/2447-536X.v28i2.2496.

SCHMITZ, J. A. K.; SOUZA, P. V. D.; KÄMPF, A. N. Propriedades químicas e físicas de substratos de origem mineral e orgânica para o cultivo de mudas em recipientes. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 32, p. 937-944, 2002.

SHAABAN. *et al.* Characterization of biochar derived from rubber wood sawdust through slow pyrolysis on surface porosities and functional groups. **Procedia Engineering**, v. 68, p. 365-371, 2013. DOI:10.1016/j.proeng.2013.12.193.

SHAHEEN. S. M. *et al.* Manganese oxide-modified biochar: production, characterization and applications for the removal of pollutants from aqueous environments - a review, **Bioresource Technology**, v. 346, 126581, 2022. DOI:10.1016/j.biortech.2021.126581.

SILVA, L. C. M.; BROTTTO, M. E. **Nitrato em água: ocorrência e consequências**. Disponível em: <<http://www.creasp.org.br/biblioteca/wp-content/uploads/2014/09/Nitrato-em-agua-1.doc>>. Acesso em: 24 mar. 2020.

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. **Matéria orgânica do solo**. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.;

NEVES, J. C. L. Fertilidade do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 275-374, 2007.

SILVA, P. N.; AMORIM, D. C. R. **A urbanização e seus impactos ambientais: um estudo de caso do uso e ocupação do solo do bairro Solar no Regional Barreiro, Belo Horizonte**. Belo Horizonte: Centro Universitário UNA. Departamento de Pós Graduação *latu sensu* – Consultoria e Licenciamento Ambiental, Centro Universitário UMA, Belo Horizonte, 24p. 2017.

SINGH, B. P.; SINJU, U. M. Soil Physical and Morphological Properties and Root Growth. **Horticultural Science**, v. 33, p. 966-971, 1998.

SINGH, B. P. *et al.* Chapter 3: Biochar pH, electrical conductivity and liminha potential. In *Biochar: A Guide to Analytical Methods*, 1st ed.; Singh, B., Camps-Arbestain, M., Lehmann, J., Eds.; CRC Press: New York, NY, USA, p. 23-38, 2017.

SISMUR, T. *et al.* Application of biochar for soil remediation. **Agricultural and Environmental Applications of Biochar: Advances and Barriers** (sssaspepub63), p. 295-324, 2016.

SIZMUR, T. *et al.* Biochar modification to enhance sorption of inorganics from water. **Bioresource Technology**, v. 246. p. 34-47, 2017. ISSN 0960-8524. [http://doi:10.1016/j.biortech.2017.07.082](http://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.082) Available at <http://centaur.reading.ac.uk/71915/>

SMIDERLE, J. O. *et al.* Physical-Chemical characteristics of alternative substrates and fertilization on the growth and quality of *Spondias macrocarpa* seedlings. **Comunicata Scientiae**, v. 13, e3820, 2022. DOI:10.14295/cs.v13.3820.

SOARES, S. M. V. **Avaliação da Qualidade da Água Subterrânea do Campus do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN**, 2018.

SOHI, S. P. *et al.* **Biochar, climate change and soil: a review to guide future research**. Canberra: CSIRO Land and Water Science Report, p. 64, 2009.

SOUZA, L. A. **Filtração por carvão ativado**. 2018. Disponível em: <<https://mundoeducacao.uol.com.br/quimica/filtracao-por-carvao-ativado.htm#:~:text=A%20filtra%C3%A7%C3%A3o%20por%20carv%C3%A3o%20ativado,sem%20interferir%20em%20sua%20composi%C3%A7%C3%A3o.&text=O%20carv%C3%A3o%20ativado%20%C3%A9%20usado,proporcionam%20uma%20grande%20%C3%A1rea%20efetiva.>>. Acesso em: 02 de set. 2022.

SOUZA, M. M. *et al.* Avaliação de Substratos para o Cultivo de Crisântemo (*Chrysanthemum morifolium* Ramat., Compositae) White Polaris em vasos. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamentais**, v. 1, n. 2, p. 71-74, 1995.

SPERATTI, A. B. *et al.* Impact of Different Agricultural Waste Biochars on Maize Biomass and Soil Water Content in a Brazilian Cerrado Arenosol. **Agronomia**, v. 7 (3), p. 49, 2017. DOI:10.3390/agronomia7030049.

SPOKAS K. A. Review of the stability of biochar in soils: predictability of O:C molar ratios. **Carbon Management**, v. 1(2), p. 289-303, 2010.

STAVROPOULOS, G. G.; ZABANIOTOU, A. A. **Microporous Mesoporous. Mater**, v. 82, p. 79, 2005.

SULLIVAN, A.L.; BALL, R. **Thermal decomposition and combustion chemistry of cellulosic biomass**. Atmos Environ. 2012.

TEIXEIRA, C. A. *et al.* Estudo comparativo da qualidade da água da chuva coletada em telhado com telhas de concreto e em telhado verde para usos não potáveis. **Ambiente Construído**, v. 17, n. 2, p. 135-155, 2017.

TENNENBAUM, C.; GEJER, L.; COURY, I. G. IDEIA CIRCULAR. **28 estudos de caso: design e inovação para a economia circular no Brasil e no mundo**. São Paulo, 2021. Disponível em: <https://www.ideiacircular.com/estudos-de-caso-economia-circular/>.

TRAZZI, P. A. *et al.* Biocarvão: realidade e potencial de uso no meio florestal. **Ciência Floresta**, v. 28(2), p. 875-887, 2018.

TYSON, S. J.; YOUBIN, Z. Component characterization and predictive modeling for green roof substrates optimized to adsorb P and improve runoff quality: a review*. Elsevier. **Environmental Pollution**, 2017.

TOMAZ, P. **Cobertura verde. cap. 51. In: Curso de manejos de águas pluviais**. São Paulo, 2008. Disponível em: <http://www.pliniotomaz.com.br/downloads/Novos_livros/livro_poluicao_difusa/capitulo51.pdf>. Acesso em: 2 dez. 2019.

TOMCZYK, A.; SOKOŁOWSKA, Z.; BOGUTA, P. Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. **Rev. Environ. Sci Biotechnol**, v. 19, p. 191–215, 2020. DOI:10.1007/s11157-020-09523-3.

TUCCI, C. E. M. Coeficiente de escoamento e vazão máxima de bacias urbanas. **RBRH – Rev. Bras. Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 61-68, jan./mar. 2000.

WANG, H.; QUIN, J.; HU, Y. Are green roofs a source or sink of runoff pollutants? Elsevier. **Ecological Engineering**, 2017.

WANG, X. *et al.* Responses of aquatic vegetables to biochar amended soil and water environments: a critical review. **RSC Adv**, v. 13, p. 4407, 2023.

WANG, Z.; COA, J.; WANG, J. Pyrolytic characteristics of pine wood in a slowly heating and gas sweeping fixed-bed reactor. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 84, p. 179, 2009.

WOOLF, D. *et al.* Sustainable biochar to mitigate global climate change. **Nat. Commun.**, v. 1, p. 56, 2010.

UFMG ESPAÇO DO CONHECIMENTO. **Os objetivos de desenvolvimento sustentável.** Disponível em: <<https://www.ufmg.br/espacodoconhecimento/os-objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel/#:~:text=Como%20surgiram%20os%20ODS%3F,educa%C3%A7%C3%A3o%20e%20%C3%A0%20%C3%A1gua%20pot%C3%A1vel.>>. Acesso em: 27 abr. 2023.

VALÉRIO. D.; SILVA. T.C.; COHEN. C. **Redução da Geração de Resíduos: Uma abordagem econômica,** p. 3, 4 e 14, 2016. Disponível em: <<http://www.anpec.org.br/encontro2008/artigos/200807211417570-.pdf>>. Acesso em: 31 jan. 2020.

VAN LIMBERGEN, T. *et al.* Characterisation of Two Wood-Waste and Coffee Bean Husk Biochars for the Removal of Micropollutants from Water. *Front. Environ. Sci.*, v. 10, p. 814267, 2022. <http://doi.org/10.3389/fenvs.2022.814267>.

VIJAYARAGHAVAN, K.; JOSH, U. M.; BALASUBRAMANIAN, R. A field study to evaluate runoff quality from green roof. Elsevier. **SciVerse ScienceDirect**, 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004313541100844X>>. Acesso em: 01 fev. 2019.

YAASHIKAA, P. R. *et al.* A critical review on the biochar production techniques, characterization, stability and applications for circular bioeconomy, **Biotechnology Reports**, v. 28, e00570, 2020. DOI:10.1016/j.btre.2020.e00570.

YAHYA, M. D. *et al.* Optimization of fixed bed column process for removal of Fe(II) and Pb(II) ions from thermal power plant effluent using NaOH-rice husk ash and Spirogyra. Elsevier. **Scientific African**. v. 10, e00649, November 2020. DOI:10.1016/j.sciaf.2020.e00649.

YANG, H. *et al.* In-depth Investigation of Biomass Pyrolysis Based on Three Major Components: Hemicellulose, cellulose and lignin. **Energy Fuels**, v. 20, p. 388-393, 2006.

YANG, Q. *et al.* Sorption of Cd(II) and Ni(II) on biochars produced in nitrogen and air-limitation environments with various pyrolysis temperatures: Comparison in mechanism and performance, *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 635, 128100, 2022. DOI:10.1016/j.colsurfa.2021.128100.

YAO, Y. *et al.* Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. **Chemosphere**, v. 89(11), p. 1467-71, 2012 Nov.

YARGICOGLU E. N. *et al.* Physical and chemical characterization of waste wood derived biochars. **Waste Management**, v. 36, p. 256–268, 2015. DOI:10.1016/j.wasman.2014.10.029.

YU, H. *et al.* Characteristic of tar formation during cellulose, hemicellulose and lignin gasification. **Fuel**, v. 118, p. 25-256, 2014.

ZDRAVKOV, B. D. *et al.* Pore classification in the characterization of porous materials: a perspective. **Central European Journal of Chemistry**, Warsaw, v. 5, n. 2, p. 385-395, 2007.

ZHANG, C. *et al.* Evolution of the Functionalities and Structures of Biochar in Pyrolysis of Poplar in a Wide Temperature Range. **Bioresource Technology**, v. 304, 123002, 2020.

ZHANG, R.-H. *et al.* Immobilization and bioavailability of heavy metals in greenhouse soils amended with rice straw-derived biochar. **Ecol. Eng.** v. 98, p. 183-188, 2017.

ZHANG, Y. **Hydrothermal liquefaction to convert biomass into crude oil. In: Blaschek HP, editor.** Biofuels from Agriculture Wastes Byproduct. Oxford: Blackwell Publishing, p.201-32; 2010.

ZHAO, B. *et al.* 2018. Effect of pyrolysis temperature, heating rate, and residence time on rapeseed stem derived biochar. **J. Clean. Prod.**, v. 174, p. 977–987, 2018. DOI:10.1016/j.jclepro.2017.11.013.

ZORZETO *et al.* Caracterização física de substratos para plantas. **Artigo Solos e Nutrição de Plantas**. 2014. DOI:10.1590/1678-4499.0086.