

⑫公開特許公報(A)

昭54—96864

⑤Int. Cl.²
C 02 C 3/00 //
F 26 B 17/10

識別記号 ⑥日本分類
71 D 6

庁内整理番号 ⑬公開 昭和54年(1979)7月31日
7729—4D
6909—3L

発明の数 1
審査請求 未請求

(全 3 頁)

⑭汚泥乾燥装置

流山市西初石2—80—15

⑯特 願 昭53—2357

⑰出 願 人 高砂熱学工業株式会社

⑱出 願 昭53(1978)1月14日

東京都千代田区神田駿河台4丁目2番地8

⑲発 明 者 井出光夫

⑳代 理 人 弁理士 北村欣一 外2名

明 細 書

1 発明の名称

汚泥乾燥装置

2 特許請求の範囲

加熱炉による熱風を乾燥処理に使用する汚泥乾燥機の処理ずみ熱風の排気路側に、下水処理場の廃水を冷却水に使用する湿式スクラバーを設けると共に乾燥機からの排出熱風の適量をスクラバーに回収させる排気管を設け、スクラバー内で冷却水との直接々触により冷却処理を施した回収熱気を加熱炉内に送込んで再加熱して乾燥用熱風と共に乾燥機に循環させるようにしたことを特徴とする汚泥乾燥装置。

3 発明の詳細な説明

従来汚泥の乾燥処理において乾燥用として使用した後の排気熱風の一部を循環させて再使用することによりその排熱を利用して熱効率を向上させることが行われているが、この場合回収熱風中に多量の水蒸気が存するためこれを混入した乾燥用熱風の水蒸気分圧が増大するので回

収循環させる排気量にも制限があつた。

本発明はこれを改良し、乾燥処理を終つた熱風の適量を回収し、これを冷却水と直接々触させて回収熱風中の水分を冷却凝結させることにより排除した後、これを加熱して乾燥用熱風として循環させるようにしたもので、その冷却用水として下水処理場における排水を利用したことを特徴とする。

本発明装置の実施例を次に説明する。

(1)はバーナ(3)を有する加熱炉(2)からの加熱熱風を使用する例えば噴霧式の乾燥機で、汚泥はスラリー状として供給管(4)から機内に噴霧状に送込み、乾燥された汚泥は熱風と共にサイクロン型分離機(5)に給送され、こゝで処理熱風と分離された製品としてその下方に連設したホッパー(6)に貯蔵され、その有機成分を利用して例えば土壌改良剤又は肥料として使用する。

尚、処理用熱風とする外気は送風機(7)により給気管(8)を経て加熱炉(2)に給気される。

本発明は上記のような汚泥乾燥装置における処理

ずみ熱風の適量を回収して、これを処理用熱風に混入して循環使用するようにしたもので、開閉ダンパー(10)を有する排気管(9)を経て乾燥処理を終った排気熱風の一部を回収してこれを湿式スクラバー(11)内に導入し、内部の充填層(12)を経て上部から導出する間に散水管(13)からの冷却水と接触させて冷却するようにし、従つて回収した熱風中の水分は冷却作用により凝結して排気中から排除される。

かくて大部分の水蒸気を脱去した回収熱風は送風機(14)により導出管(15)を経て加熱炉(2)に戻して再加熱し、これを供給外気による熱風に混入して乾燥機(1)内に循環させる。

尚、湿式スクラバー(11)で使用する冷却水としては下水処理場における使用ずみの廃水をポンプ(16)によつて槽(17)内から汲上げて使用し、スクラバー(11)にて使用ずみの水は再び排水管路(18)により槽(17)に戻して余剰の下水処理水と共に排棄し、必要によつては排水管路(18)中にタンク(19)から適量の薬液を混入して槽(17)に戻し、廃棄水による

汚染被害を防止する。

以上のように分離機(5)より排出される処理ずみの熱風の適量は再び乾燥用処理熱風として循環使用されるが、他の熱風はダンパー(21)を有する排気管(20)から送風機(22)により熱交換器(23)を経て脱臭燃焼炉(24)に吹込まれた後、前記熱交換器(23)の熱源として使用し、その熱を回収した後、無害無臭化して大気中に放出する。又乾燥処理用熱風として使用する外気は熱交換器(23)を通過させて熱源により予熱して加熱炉(2)に送込むことにより燃焼効率を向上させ、又脱臭燃焼炉(24)に送込む乾燥排気も熱交換器(23)により予熱して送込むからバーナ(25)による燃焼効率を高めた。

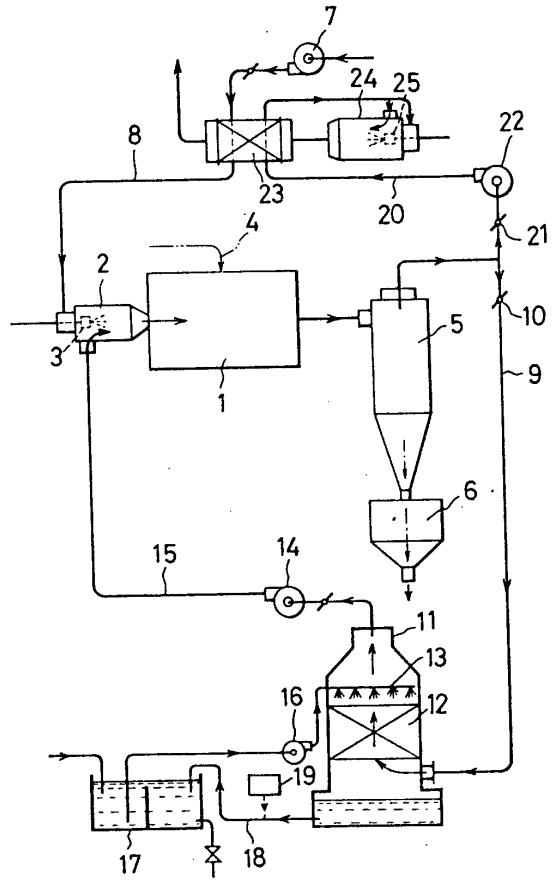
このように本考案によるときは、乾燥処理で使用する熱風の一部を回収して、これを湿式スクラバー(11)に導いて冷却水により冷却処理することにより回収熱気中の水蒸気を凝結させて熱気中より脱去し、次で該回収熱気を加熱して乾燥機(1)への供給熱風に混入して循環させるから、回収熱気によつて乾燥用熱風中の水蒸気分圧を

増大させることなく従つて必要性に応じて使用ずみ熱風の大部分を回収利用できて、熱効率を著しく向上させ得るばかりでなく、これに伴つて循環系外への熱風排気は少量となるため該排気の脱臭処理その他の汚染防止対策が容易簡便となり、且つ湿式スクラバー(11)で冷却水として使用する水は下水処理場における大量の廃棄水を利用したので、水資源として極めて豊富で経済的であり、又冷却処理において回収熱風との接触による熱交換により冷却水が加温されるので、この熱量を冬期に下水処理場の活性汚泥槽の温度上昇に使用して活性汚泥の安定化に有効となり一石二鳥の特徴を有する。

4. 図面の簡単な説明

図面は本発明装置の実施例を示す系統線図である。

- | | |
|----------|--------------|
| (1)…乾燥機 | (2)…加熱炉 |
| (6)…排気管 | (11)…湿式スクラバー |
| (12)…散水管 | (17)…下水処理廃水槽 |





Patent Translate

Powered by EPO and Google

Notice

This translation is machine-generated. It cannot be guaranteed that it is intelligible, accurate, complete, reliable or fit for specific purposes. Critical decisions, such as commercially relevant or financial decisions, should not be based on machine-translation output.

DESCRIPTION JPS5496864A

[0001]

Specification t Name of invention/ Sludge drying equipment

[0002]

&Detailed Description of the Invention Conventionally, in the drying process of sludge, a part of the exhaust hot air after being used for drying is circulated and reused to improve thermal efficiency by utilizing the exhaust heat. However, in this case, since humid water vapor exists in the recovered hot air, the water vapor partial pressure of the drying hot air mixed with this water vapor increases, so there is a limit to the amount of exhaust gas that can be used to increase the recovery amount W4.

The present invention improves this by collecting an appropriate amount of the hot air that has completed the drying process, bringing it into direct contact with cooling water to cool and condense the moisture in the collected hot air, and then heating it. It is designed to circulate as hot air for drying, and is characterized by using wastewater from a sewage treatment plant as the cooling water. An embodiment of the device of the present invention will be described below. In a spray type dryer that uses heated hot air from a heating furnace (2) with a 111i burner (3), sludge is fed into the machine as a slurry from a supply pipe (4) in a spray form and dried. The collected sludge is sent to a cyclone apportioning machine (5) along with hot air, and separated from the treated hot air at and stored as a product in a hopper (61) connected below, and its organic components are used to treat, for example, soil. Use as an amendment or fertilizer. Outside air, which is used as hot air for processing, is supplied to the heating furnace (2) via an air supply pipe (8) by a blower (7). The present invention uses the above-mentioned sludge drying apparatus to recover an appropriate amount of hot air from the treatment end page, mix it with the hot air for treatment, and circulate it. A part of the exhaust hot air that has been dried through (9) is collected and introduced into the wet scrubber C11i, and is led out from the upper part through the internal packed bed a2. Therefore, the moisture in the recovered hot air is condensed by the cooling effect and removed from the exhaust gas. The recovered hot air from which most of the water vapor has been removed is returned to the heating furnace (2) via the outlet pipe 09 by the sending machine α4, where it is reheated, mixed with the hot air from the supplied outside air, and circulated into the dryer. let In addition, the cooling water used in the wet scrubber 0u is the wastewater that has been used in the sewage treatment plant and is pumped up from the inside of the cypress OD using a pump OH. Return the water to 0η and discard it together with excess treated sewage water, if necessary, put the tank a in the drain pipe OQ! A shielding chemical solution is mixed in from No. 1 and returned to the tank (17) to prevent contamination caused by waste water. As mentioned above, an appropriate amount of the treated hot air discharged from the separator (5) is recycled and used again as treated hot air for drying, but the other hot air is sent to the heat exchanger by the blower from the exhaust pipe ■ having the damper Qu. After passing through carbon dioxide and being blown into the demolition combustion furnace (24), it is used as a heat source for the heat exchanger, and after recovering the heat, it is rendered harmless and released into the atmosphere. In addition, the outside air used as hot air for drying treatment is passed through a heat exchanger (c), preheated by a heat source, and sent to the heating furnace (2) to improve combustion efficiency, and is also sent to the stripping combustion furnace t24). The combustion efficiency outside the burner is increased because the dry exhaust air is preheated and sent through a heat exchanger (c).

In this way, the present invention recovers a portion of the hot air that has been used in the drying process, guides it to the wet scrubber αu, and cools it with cooling water, condensing the water vapor in the recovered hot air and converting it into hot air. Since the recovered hot air is then heated and mixed with the hot air supplied to the dryer (1) and circulated, the recovered hot air does not increase the water vapor partial pressure in the drying hot air. Not only can most of the used hot air be recovered and reused depending on the nature of the heat, the thermal efficiency can be improved, but also a small amount of hot air is

exhausted outside the circulation system, making it possible to remove the exhaust air. The water used as cooling water in the wet scrubber also uses a large amount of waste water from sewage treatment plants, making it an extremely abundant and economical water resource. During the cooling process, the cooling water is heated by heat exchange through contact with the recovered hot air, so this amount of heat is used to raise the temperature of the activated sludge tank in the sewage treatment plant during the winter, which is effective in stabilizing activated sludge and killing two birds with one stone. Has characteristics.

[0003]

The first page of the brief explanation section of the east drawing is a system diagram showing an embodiment of the device of the present invention.

(1)...Dryer (2)...Heating furnace +61...Exhaust pipe also...Wet scrubber O2...Water pipe 0η...Sewage treatment wastewater tank
EndPage: 2

**Espacenet****Bibliographic data: JPS5496864 (A) 1979-07-31**

SLUDGE DRYER

Inventor(s): IDE MITSUO

Applicant(s): TAKASAGO THERMAL ENGINEERING

Classification: - **international:** *C02F11/12; F26B17/10*; (IPC1-7): C02C3/00;
F26B17/10
- **cooperative:**

Application number: JP19780002357 19780114

Priority number(s): JP19780002357 19780114

Abstract of JPS5496864 (A)

PURPOSE: To circulate an appropriate amount of hot air recovered after drying process for reuse by heating it after condensing and removing moisture contained in hot air by bringing it into direct contact with cooling water utilizing wastewater from a sewerage plant. **CONSTITUTION:** A part of exhaust hot air after drying process via an exhaust pipe 9 provided with a control damper 10 is collected into a wet scrubber 11 and cooled by bringing it into contact with cooling water from a sprinkler tube 13, and moisture in the hot air is condensed and purged from exhaust air. This recovered hot air is fed back to a reheating furnace 2 by means of a blower 14 and is caused to circulate in the dryer 1 mixed with hot air supplied externally. Cooling water used in the scrubber 11 is supplied by a pump 16 from a wastewater tank 17 of a sewerage facility.

Tratamento de Resíduos de Serviços de Saúde pelo processo de pirólise

Health waste treatment by pyrolysis

Artur Tôrres Filho¹, Alison Frederico Medeiros Ferreira²,
Gilberto Caldeira Bandeira de Melo³, Liséte Celina Lange⁴

RESUMO

O presente trabalho apresenta a avaliação técnica e ambiental de uma planta piloto de tratamento de Resíduos de Serviços de Saúde (RSS) por pirólise quanto à produtividade, ao consumo de combustível, ao rendimento gravimétrico do processo, às emissões atmosféricas, aos efluentes líquidos e ao produto carbonizado obtido. O processo apresentou valores para perda de massa entre 46,75 e 58,77%, para tempos de processamento variando entre 2 e 6 horas. A tecnologia empregada demonstrou maior segurança ambiental na terceira condição de operação testada, em relação às emissões de contaminantes para a atmosfera, levando-se em consideração o valor obtido na concentração de dioxinas e furanos de 0,0162 ng/Nm³. Nessa condição, a operação ocorreu com dois combustores, gás de pirólise sendo injetado no duto de alimentação de biomassa e com incremento de 15% no volume do fluxo de ar na zona de combustão dos cavacos, em mistura com o gás de pirólise. A solução proposta apresentou potencial para ser aplicada em municípios que enfrentam o gerenciamento adequado dos RSS como um desafio a ser transposto.

Palavras-chave: pirólise; tratamento de resíduos; resíduos de serviços de saúde; biochar.

ABSTRACT

This work shows the technical and environmental evaluation of a pilot plant for treatment of health waste by pyrolysis, regarding its productivity, fuel consumption, weight loss in the process, atmospheric emissions, wastewater and the charcoal obtained. The process resulted in values of weight loss between 46,75 and 58,77%, for processing time ranged between 2 and 6 hours. The greatest environmental safety was obtained in the third tested operation condition, concerning atmospheric emissions of pollutants, as the concentration of dioxins and furans value obtained was 0,0162ng/Nm³. Two combustors were used in the operation, pyrolysis gas was injected in the biomass feed pipe, and the air flow volume was increased by 15% in the combustion zone of the wood chips, mixed with the pyrolysis gas. The proposed solution has shown great potential to be used in municipalities dealing with proper management of health waste as a challenge to be overcome.

Keywords: pyrolysis; waste treatment; health waste; biochar.

INTRODUÇÃO

Os resíduos de serviços de saúde (RSS) aparecem em evidência como um dos grandes desafios da atualidade, pois seu tratamento e disposição final são submetidos a uma regulação específica no Brasil, através da resolução nº 358/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente. Os RSS são gerados em diferentes estabelecimentos que prestam serviços de saúde, tais como hospitais, clínicas médicas e veterinárias, laboratórios de análises

clínicas, farmácias e unidades básicas de saúde. Dos 5.564 municípios brasileiros, 80% possuem coleta dos RSS, perfazendo um total de aproximadamente 8.909 toneladas coletadas, por dia, no país (PNSB, 2008).

O município de Belo Horizonte, com mais de dois milhões de habitantes, concentra o maior número de estabelecimentos de prestação de serviços de saúde do estado de Minas Gerais, para onde converge grande parte da população do estado, para os mais diversos tipos de tratamento de saúde. Os estabelecimentos de saúde, administrados pela prefeitura

¹Doutorando em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) - Belo Horizonte (MG), Brasil. Diretor técnico da Engenharia Nove Engenharia Ambiental Ltda.

²Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela UFMG - Belo Horizonte (MG), Brasil.

³Pós Doutor pela Technische Universität Hamburg-Harburg (TUHH) - Hamburg, Alemanha. Professor associado ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG - Belo Horizonte (MG), Brasil.

⁴Doutora em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Londres - Londres, Inglaterra. Professora associada ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG - Belo Horizonte (MG), Brasil.

Endereço para correspondência: Artur Tôrres Filho - Rua universo, 245 - Santa Lúcia - 30350-612 - Belo Horizonte (MG), Brasil - E-mail: artur@engenho9.com.br

Recebido: 14/11/12 - **Aceito:** 27/11/13 - **Reg. ABES:** 717

municipal, encaminham desde o início dos anos 1980 cerca de 40 toneladas de RSS geradas diariamente nas unidades municipais de saúde, para aterramento na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos (CTRS) do município de Belo Horizonte, com os resíduos sendo dispostos atualmente em uma vala séptica. A CTRS encerrou as atividades de aterramento de resíduos sólidos urbanos em 2005. Atualmente, operam no local, além da vala séptica de RSS, uma unidade de compostagem e uma estação de transbordo de resíduos sólidos urbanos (RSU) para outro aterro sanitário.

Diante da demanda por uma solução para o tratamento adequado dos RSS gerados pela rede municipal de saúde, foi firmado um convênio tecnológico entre o poder público municipal, a Universidade Federal de Minas Gerais e uma instituição privada, para a avaliação da viabilidade técnica e ambiental da aplicação do processo de pirólise para tratamento térmico dos resíduos. A tecnologia selecionada apresentou uma vantagem competitiva em relação a outros processos térmicos, tais como incineração e plasma, uma vez que deveria utilizar, como combustível para o processo, cavacos de madeira a serem produzidos na própria CTRS, com os resíduos de podas de árvores e supressão vegetal do município. Com mais de 80 m² de área verde por habitante, o município de Belo Horizonte encaminha mensalmente para a CTRS mais de 1.000 toneladas de material lenhoso provenientes das podas e supressão de árvores. Esse material lenhoso, em função da desuniformidade nas suas dimensões e do alto teor de umidade, não possui valor econômico, sendo destinado às operações de aterramento.

Atualmente no país, segundo a Resolução CONAMA 358/2005 e ANVISA RDC 306/2004 os resíduos de serviços de saúde são classificados em cinco grupos, conforme a Tabela 1.

Existem várias tecnologias no mundo aplicáveis ao tratamento de RSS, que podem ser classificadas nas seguintes categorias (USEPA, 2011):

- Térmica: aquecimento seco ou úmido, microondas, infravermelho, laser, plasma e pirólise;
- Química: cloro e derivados de cloro, ozônio e enzimas;
- Radiação: ultravioleta e cobalto-60.

Todas as tecnologias apresentadas possuem suas vantagens e desvantagens, com vários níveis de segurança, custos e impactos sobre o meio ambiente. Contudo, segundo Melo *et al.* (2008), os tratamentos como a incineração e plasma, apesar de ocasionarem uma redução acima de 90% em massa e volume do resíduo, possuem algumas desvantagens que podem inviabilizar a sua implantação, como por exemplo,

alto custo de implantação inicial, de manutenção e operação além da necessidade de mão-de-obra especializada.

Huffman e Lee (1996) apontam a incineração como a tecnologia mais comumente utilizada nos Estados Unidos para tratamento de RSS, responsável por tratar mais de 80% dos RSS gerados no país. Os mesmos autores indicam as dioxinas e os furanos como os grupos de substâncias que consistem na maior preocupação em relação às emissões de gases para a atmosfera nesse processo de tratamento. Na mesma linha, Alvim-Ferraz e Afonso (2003) confirmaram uma forte influência da segregação e mistura dos diferentes tipos de RSS na composição das emissões gasosas de um incinerador, bem como da necessidade de injeção de combustível auxiliar para o controle adequado da combustão, em função do baixo poder calorífico dos RSS.

Diante do cenário atual e da dificuldade de equalização dos custos, riscos ambientais e redução de massa/volume dos resíduos, a pirólise apresenta-se como uma opção promissora no tratamento de RSS. A pirólise caracteriza-se pela degradação térmica dos resíduos em uma atmosfera com deficiência de oxigênio, minimizando, portanto, as emissões de poluentes formados em atmosfera oxidante, tais como as dioxinas e os furanos. Porém, uma dificuldade encontrada na pirólise é o fato de que, para a quebra de polímeros no processo de termoconversão, é necessária uma considerável quantidade de energia para quebra das macromoléculas, sendo desejável a utilização da energia gerada no processo para compensar total ou parcialmente os custos energéticos (BRANDRUP, 1996). Nos últimos 20 anos, muitos estudos sobre o processo de pirólise têm sido publicados, relatando a minimização das emissões de NO_x, SO₂ e metais pesados em relação ao processo de incineração (AVENELL *et al.*, 1996). Malkow (2004) apresenta um estudo com dez tecnologias de pirólise e gaseificação para o tratamento de RSU, concluindo que os processos de pirólise e gaseificação podem aumentar a eficiência energética através da geração de energia elétrica e a utilização dos subprodutos, possibilitando a redução das emissões de compostos perigosos. Deng *et al.* (2003) fizeram análise termogravimétrica em 14 diferentes tipos de RSU, em um reator de pirólise, variando a temperatura entre 300 e 1000°C, concluindo que as maiores perdas de massa ocorrem entre 310 e 450°C. Zhu *et al.* (2008) desenvolveram um estudo de pirólise de compostos típicos de RSU, utilizando a análise termogravimétrica em temperaturas de até 960°C. De forma similar aos outros autores, observaram que as maiores perdas de massa ocorreram na faixa de temperatura compreendida entre 313 e 494°C.

Caballero *et al.* (1998) realizaram estudos sobre a cinética das reações que envolvem a decomposição térmica de resíduos submetidos a pirólise, com diferentes proporções de oxigênio na atmosfera do reator. A introdução do oxigênio no processo proporcionou o surgimento de reações de oxidação e combustão do material carbonizado, reações fundamentais para a redução mássica da fase sólida. O modelo proposto por Caballero *et al.* (1998) apresenta a Equação 1 como equação geral para o processo de pirólise.

Tabela 1 - Classificação dos Resíduos de Serviços de Saúde na resolução CONAMA nº 358/05 e RDC nº 306/04.

Grupo	Características
A	Biológico
B	Químico
C	Radioativo
D	Semelhante aos Resíduos Sólidos Urbanos
E	Perfurantes, cortantes e abrasivos.

$$B \xrightarrow{k} rC + (1-r)V \quad (1)$$

Na qual:

B= matéria orgânica total (kg);

C= produto carbonizado formado (kg);

V= voláteis (kg);

r = coeficiente de rendimento (kg de carvão formado/kg de matéria orgânica decomposta);

k = Constante cinética.

Debela *et al.* (2012) investigaram a aplicação do produto obtido através da pirólise de biomassa a baixa temperatura (200 e 400°C) para tratamento de solos contaminados por metais pesados, afirmando que o biochar produzido possui potencial para remediação de solos, visando a imobilização de metais pesados. Beesley *et al.* (2011) descrevem em seus estudos o potencial de aplicação de biochar para remediação de solos, alertando, no entanto, para a importância de se estabelecer taxas de aplicação adequadas para esse produto. Smith *et al.* (2010) investigaram as diferentes taxas de emissão de CO₂ no solo, após aplicação de biochar como condicionador. A aplicação do produto carbonizado obtido a partir do processo de pirólise (biochar) em solos, tem sido, portanto, uma alternativa de disposição estudada por diversos autores, apesar da vocação energética para utilização como combustível, diante do considerável poder calorífico desse produto.

O presente trabalho apresenta a avaliação técnica e ambiental de uma tecnologia proposta para o tratamento térmico pelo processo de pirólise dos RSS gerados pelos estabelecimentos da rede pública municipal de saúde do município de Belo Horizonte, quanto à produtividade, ao consumo de combustível, ao rendimento gravimétrico do processo, às emissões atmosféricas, aos efluentes líquidos e ao produto carbonizado obtido.

METODOLOGIA

Este trabalho insere-se no Convênio de Cooperação Técnica, intitulado “Avaliação Tecnológica de Processo Térmico para Tratamento de Resíduos de Serviços de Saúde”. O aparato experimental foi operado na CTRS do município de Belo Horizonte. Um aparato experimental em escala plena, com capacidade de processamento de 3.000 L de RSS por ciclo, foi implantado e operado no período de janeiro a março de 2012. O processo de tratamento térmico de RSS por pirólise é ilustrado na Figura 1. O aparato experimental montado consiste de um dispositivo tecnológico denominado “Pyrolix”, com depósito de patente junto ao INPI sob o número 14090002634, e titularidade pertencente à Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) e a instituições co-titulares.

O processo de pirólise utilizado caracteriza-se pelo uso de um fluido térmico circulante para o aquecimento do reator de pirólise, do qual são encaminhados os gases para a fornalha, que promove o aquecimento do referido fluido. Os resíduos gerados nas unidades municipais

de saúde, pertencentes ao grupo A, foram recebidos e estocados em câmara fria, em uma faixa de temperatura de 0 a 2°C, sendo fornecidos aleatoriamente para o experimento. Antes do carregamento do reator, os resíduos foram pesados, visando o dimensionamento da carga de processo e a verificação da perda de massa ocorrida após o tratamento.

Os resíduos para tratamento foram encaminhados pela esteira de alimentação até o reator (3), iniciando, a partir desta fase, o processo de tratamento térmico propriamente dito. Após cada carregamento, o reator foi submetido a aquecimento indireto, por meio de fluido térmico, o que promoveu dessa forma a carbonização do RSS, com o fluido sendo mantido em temperaturas entre 315 e 330°C, e o sistema de pós-queima operando a uma temperatura em torno de 750°C. Combustores de biomassa (7) foram instalados, de forma a injetar o combustível auxiliar na fornalha (8), para manutenção das temperaturas de processo. O processo ocorreu em ciclos intermitentes (bateladas). O sistema contou com um tratamento de gases por via úmida (9), antes do lançamento final para a atmosfera. A solução de lavagem de gases foi mantida em uma faixa de pH entre 9 e 10, através da adição de NaOH, em circuito fechado, com reposição do líquido evaporado, em um reservatório (10) de 30.000 L. O aparato experimental era dotado de um sistema automatizado para manutenção das temperaturas de processo e alimentação de combustível auxiliar, através de controlador lógico programável.

As avaliações ocorreram em 14 ciclos completos de operação. Foram realizados ciclos para avaliação dos tempos de processo, relacionando-os à perda de massa ocorrida no material após o processamento e o consumo específico de combustível em cada ciclo. A operação iniciava-se com o aquecimento do fluido térmico até a temperatura de 315°C, com o calor sendo obtido exclusivamente pela combustão dos cavacos de madeira. Após o fluido atingir esta temperatura, o reator era carregado com RSS. Para avaliação das emissões atmosféricas da planta, foram testadas três diferentes condições de operação:

- Condição 1: Operação com um combustor de biomassa (cavacos de madeira), com o gás de pirólise sendo injetado diretamente na fornalha de pós queima;
- Condição 2: Operação com dois combustores, com o gás de pirólise sendo injetado junto com a biomassa;
- Condição 3: Operação com dois combustores, com o gás de pirólise sendo injetado junto com a biomassa, com incremento de 15% no volume do fluxo de ar na zona de combustão dos cavacos, em mistura com o gás de pirólise.

Ao final de cada ciclo de processo, o resfriamento do resíduo carbonizado ocorreu no próprio reator, proporcionado através do desvio da linha de recirculação do fluido térmico para o circuito alternativo de resfriamento. O produto obtido apresentou-se na forma de material orgânico carbonizado, em mistura com alguns elementos metálicos.

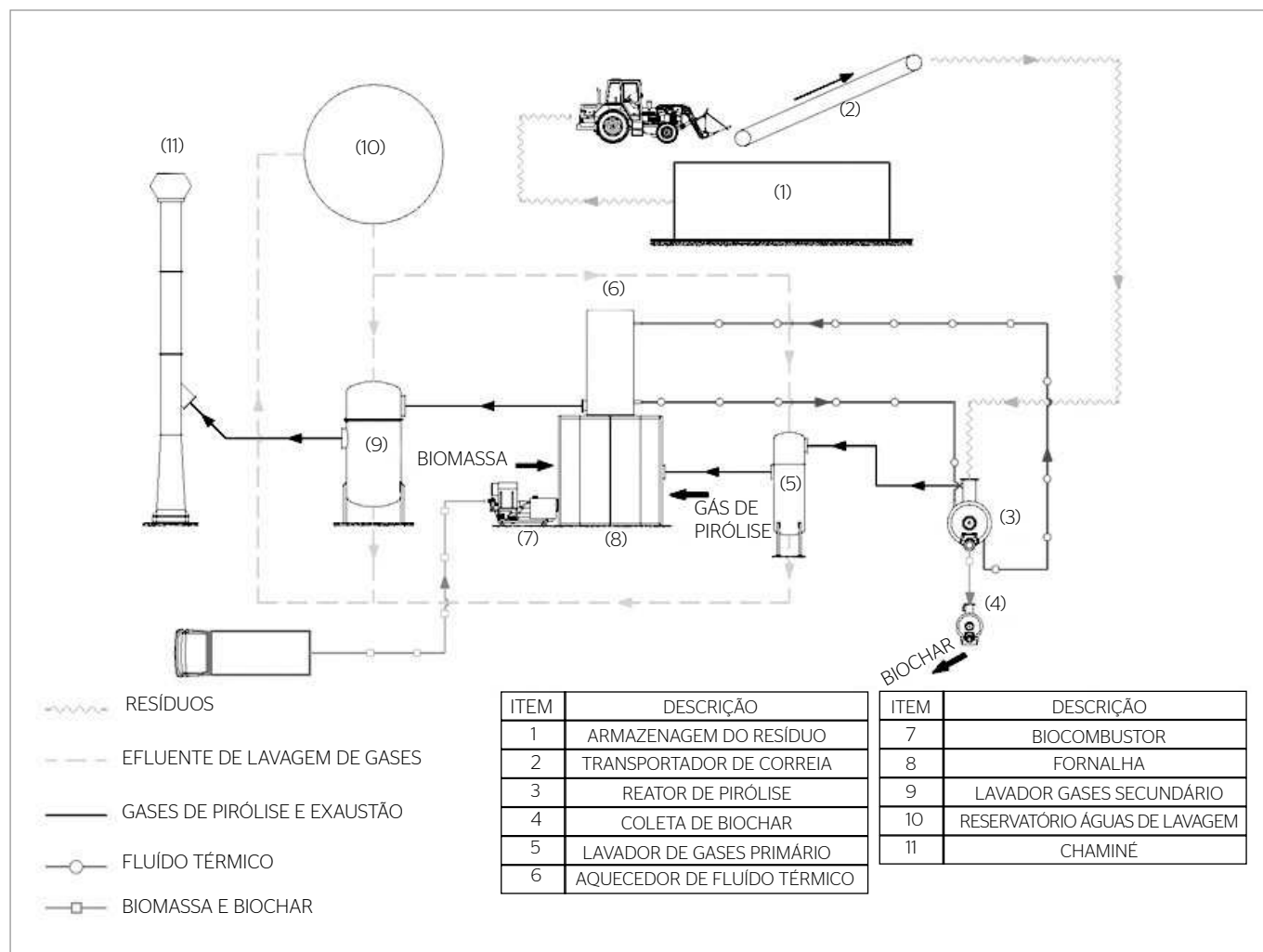


Figura 1 - Fluxograma do processo de pirólise.

Na avaliação das emissões atmosféricas, contemplou-se nas três condições de operação, a medição da vazão, as concentrações de material particulado (MP), SO_2 , HCl, HBr, HF, fluoretos, gás cloro, dioxinas e furanos, óxidos de nitrogênio (NO_x), CO e metais (Mn, Cu, Pb, Cd, Hg, Ti, As, Co, Ni, Se, Te, Sb, Cr, Pt, Pd, Rh, V e Sn), assim como o cálculo da vazão normalizada. Foram aplicados testes de hipóteses para a avaliação estatística dos dados nas 3 condições de operação testadas. As campanhas de amostragem de gases seguiram as orientações estabelecidas nas normas técnicas NBR 10700, NBR 10701, NBR 10702, NBR 11966, NBR 11967, NBR 12019, NBR 12020, NBR 12021 e NBR 12827 da Associação Brasileira de Normas Técnicas, além dos métodos 1, 2, 3, 4, 5, 7, 13B, 18, 23, 26, 29 e 30 da Agência de Proteção Ambiental americana (*Environmental Protection Agency - EPA*). Selecionou-se o teste de Kruskal-Wallis (Estatística H), para comparação entre as medianas, ao nível de significância de 5%.

Ao final do experimento avaliou-se a qualidade da solução alcalina de lavagem de gases através da análise dos parâmetros, pH, DBO, DQO, sólidos em suspensão, sólidos sedimentáveis, óleos e graxas, amônia, Agentes Tensoativos Aniônicos (ATA), benzeno, tolueno, etil benzeno, o-xileno,

m,p-xilenos, chumbo total, cianetos, cobre total, cromo total, ferro solúvel, fluoreto total, índice de fenóis, mercúrio total, níquel total, sulfatos, sulfeto total e zinco. As metodologias utilizadas nas análises foram baseadas no *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2005).

As características do produto carbonizado obtido (biochar) foram avaliadas quanto ao poder calorífico inferior (PCI), de acordo com o método ASTM-240-87, ensaios para avaliação dos extratos lixiviado e solubilizado, em conformidade com as metodologias estabelecidas nas normas técnicas NBR 10005 e NBR 10006 da Associação Brasileira de Normas Técnicas, além dos metais na massa bruta (Pb, V, Zn, Ba, Be, Cu, Cr, Li, Mn, Mo, Sn, Hg, Ta, Co, Ni, Te, Sb), em conformidade com os métodos SMWW 3120B, USEPA 6010 e SMWW 3111, e bifenilas-policloradas (PCBs) pelo método EPA 8270D.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O aparato experimental operou no período sem registro de ocorrências de acidente ou interrupções, sem perda de controle de processo

ou qualquer incidente que merecesse destaque. As avaliações relativas aos tempos e temperaturas de processo, rendimentos gravimétricos, consumos específicos de combustível auxiliar (cavacos de madeira) e produtividades horárias, encontram-se discriminadas na Tabela 2.

O reator foi operado em todos os ciclos na capacidade máxima de volume projetada (3.000 L), sendo que a massa de resíduos processada em cada ciclo, variou de acordo com a densidade dos materiais encaminhados ao aparato experimental. A massa mínima processada em um ciclo foi de 154,00 kg e a maior massa registrada foi de 401,70 kg, demonstrando dessa forma a grande variação na densidade dos materiais processados. A média calculada da massa de carregamento dos resíduos nos 14 ciclos de processamento foi de 288,19 kg, totalizando 4.034,70 kg de RSS ao final dos experimentos. O consumo específico de combustível auxiliar (cavacos de madeira) apresentou uma redução à medida que se verificou um aumento da produtividade horária da planta, conforme pode ser observado na Figura 2.

Para monitoramento das emissões atmosféricas foram estabelecidas três condições de operação para a verificação dos diversos parâmetros e os resultados de vazão, vazão normal, MP e NO_x , que encontram-se discriminados na Tabela 3. Aplicando-se o teste de Kruskal-Wallis (Estatística H), para comparação entre as medianas, foram verificadas diferenças ao nível de significância de 5% em relação às vazões, vazões normais ($H_{\text{calc}}=7,20 > H_{0,05;3;3;3}=5,60$) e concentrações de óxidos de nitrogênio ($H_{\text{calc}}=8,77 > H_{0,05;4;4;4}=5,68$) nas 3 condições testadas. No entanto, não são verificadas diferenças significativas entre as concentrações de material particulado ($H_{\text{calc}}=3,29 < H_{0,05;3;3;3}=5,60$), possivelmente em função do sistema de controle por via úmida instalado.

As medições relativas às concentrações de SO_2 , HCl, HF, Fluoretos, Cl_2 , além de dioxinas e furanos encontram-se representadas na Tabela 4, nas 3 condições de operação testadas.

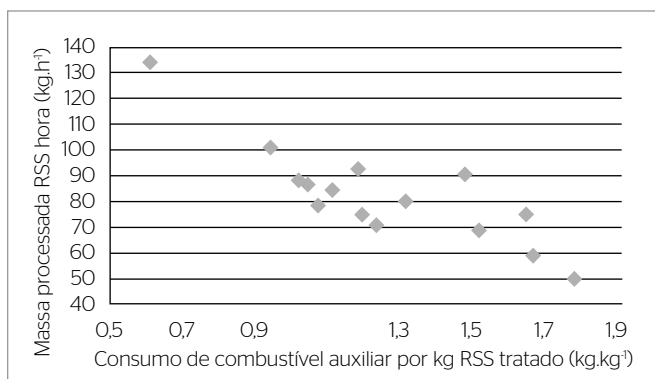
Pode-se verificar, na Tabela 4, a redução expressiva das emissões de dioxinas e furanos na condição de operação 3, possivelmente em função de um melhor equilíbrio na combustão, além da condição 3 operar com maior volume de ar em excesso na fornalha. Outro fator a ser observado na redução das concentrações de dioxinas e furanos, diz respeito à interferência realizada na planta quanto ao local de injeção do gás de pirólise. O gás de pirólise na condição 1 foi injetado diretamente na fornalha de pós queima, entre os dois combustores de biomassa. A partir da condição 2, o gás passou a ser injetado em conjunto com o fluxo de ar de alimentação da combustão dos cavacos de madeira, proporcionando dessa forma maior turbulência, com o consequente favorecimento das condições de decomposição térmica das substâncias orgânicas no processo de combustão. As medições realizadas para verificação da concentração de metais nos gases encontram-se discriminadas na Tabela 5, nas três condições de operação do aparato experimental.

As concentrações dos outros metais apresentaram-se abaixo dos limites de quantificação dos métodos empregados para Hg ($<0,001 \text{ mg.Nm}^{-3}$),

Tabela 2 - Médias das perdas de massa verificadas nos ciclos de processamento de Resíduos de Serviços de Saúde.

Quantidade de ciclos	Tempo de processo (h)	Temperatura do fluido de processo ($^{\circ}\text{C}$)	Perda de massa (%)
1	2	329*	46,75*
8	3	325*	58,51*
4	4	325*	58,77*
1	6	325*	56,67*

*Valores médios.



RSS: Resíduos de Serviços de Saúde.

Figura 2 - Massa processada de Resíduos de Serviços de Saúde em relação ao consumo específico de combustível.

Tabela 3 - Medições de vazão dos gases, concentração de material particulado e óxidos de nitrogênio nos lançamentos.

Condição de operação	Vazão ($\text{m}^3.\text{h}^{-1}$)	Vazão Normal ($\text{Nm}^3.\text{h}^{-1}$)	[MP]* (mg.Nm^{-3})	[NO_x]* (mg.Nm^{-3})
1	1058,66	799,75	49,34	40,15
	1081,60	799,12	53,76	104,28
	1080,32	799,19	29,49	23,07
2	2597,25	2017,05	84,78	344,56
	2595,67	1976,96	100,91	160,97
	2583,54	1998,04	31,29	240,34
3	3043,76	2285,77	63,43	114,3
	3016,81	2358,48	61,08	78,54
	3017,78	2347,58	57,84	80,89

Obs.: Para avaliação de NO_x foram realizadas quatro medidas; *Valores das concentrações corrigidas para a base 7% de O_2 .

Ti ($<0,010 \text{ mg.Nm}^{-3}$), As ($<0,010 \text{ mg.Nm}^{-3}$), Co e Ni ($<0,098 \text{ mg.Nm}^{-3}$), Se ($<0,010 \text{ mg.Nm}^{-3}$), Te ($<0,010 \text{ mg.Nm}^{-3}$), Sb ($<0,005 \text{ mg.Nm}^{-3}$), Cr ($<0,049 \text{ mg.Nm}^{-3}$), Pt ($<0,010 \text{ mg.Nm}^{-3}$), Pd ($<0,010 \text{ mg.Nm}^{-3}$), Rh ($<0,010 \text{ mg.Nm}^{-3}$), V ($<0,010 \text{ mg.Nm}^{-3}$) e Sn ($<0,010 \text{ mg.Nm}^{-3}$). A não quantificação da maior parte dos metais no fluxo gasoso dos lançamentos, bem como as baixas concentrações verificadas nos lançamentos de manganês, cobre, chumbo e cádmio, podem indicar uma tendência dos elementos metálicos de permanecer no reator de pirólise, em mistura com o produto carbonizado. Esse fato pode ser evidenciado com a verificação das baixas concentrações de metais nos resultados das análises da solução alcalina de lavagem de gases, comparando-se com as concentrações de compostos orgânicos aromáticos (Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno, m,p-xilenos, o-xileno e índice de fenóis) e amônia, conforme resultados apresentados

Tabela 4 – Concentração das substâncias SO₂, HCl, HBr, HF, Fluoretos, Cl₂, Dioxinas e Furanos nas 3 condições de operação.

Condição	[SO ₂]* (mg.Nm ⁻³)	[HCl]* (mg.Nm ⁻³)	[HBr]* (mg.Nm ⁻³)	[HF]* (mg.Nm ⁻³)	[Fluoretos]* (mg.Nm ⁻³)	[Cl ₂]* (mg.Nm ⁻³)	Dioxinas e Furanos* (ng.Nm ⁻³)
1	<1,595	2,150	<0,091	<0,134	0,110	<0,183	0,6371
	4,560	<0,009	<0,091	<0,134	1,100	<0,183	
	<1,595	0,030	<0,091	<0,134	0,300	<0,183	
2	1,940	<0,009	<0,092	<0,125	0,150	<0,183	0,1095
	<1,592	<0,009	<0,092	<0,125	0,070	<0,183	
	5,490	<0,009	<0,092	0,200	0,260	<0,183	
3	7,190	<0,009	<0,092	3,100	<0,012	<0,184	0,0162
	3,610	<0,009	<0,092	2,750	<0,012	<0,184	
	7,230	<0,009	<0,092	2,750	<0,012	<0,184	

*Valores das concentrações corrigidas para a base 7% de O₂.

na Tabela 6. O valor obtido para concentração de sulfatos de 131,30 mg.L⁻¹, pode estar relacionado com a presença de substâncias surfactantes, comumente utilizadas como agentes sanitizantes nos estabelecimentos de saúde. Entretanto, o valor obtido de 0,45 mg.L⁻¹, para o parâmetro ATA, não permite afirmar que o sulfato presente na solução alcalina é proveniente desse tipo de agente sanitizante, apesar desses compostos possivelmente já se encontrarem degradados após a volatilização e absorção pelo meio líquido.

A avaliação da concentração da carga orgânica presente na solução alcalina pode ser expressa principalmente pelos resultados obtidos nos parâmetros DBO e DQO. As concentrações representativas de substâncias orgânicas retidas na fase líquida representam uma perda de energia para o sistema. Caso o fluxo da fase orgânica volatilizada no reator de pirólise fosse direcionado à fornalha de pós queima, sem a passagem pela via úmida, o requisito de combustível auxiliar seria reduzido. No entanto, a ação do sistema via úmida no controle de elementos precursores de poluentes perigosos pode proporcionar uma operação com maior segurança ambiental. Essa observação pode ser evidenciada através da concentração de fluoreto total na solução alcalina.

Levando-se em consideração os limites de referência estabelecidos pela série de Normas Técnicas Brasileiras de classificação de resíduos (ABNT, 2004), todos os resultados obtidos para as concentrações de contaminantes encontram-se abaixo dos limites no extrato lixiviado, como pode ser observado na Tabela 7.

A Tabela 8 apresenta os resultados das concentrações de Al, As, Ba, Cd, Pb, cianeto, cloreto, Fe, fluoreto, Mn, Hg, nitrato, Ag, Se, Na, sulfato, surfactantes, Zn, Cu, Cr e fenóis totais no extrato solubilizado.

O parâmetro cloreto encontra-se acima do limite de referência da norma, evidenciando a tendência de alguns compostos clorados permanecerem no produto carbonizado. Outro parâmetro que se apresenta acima dos limites, fenóis totais, evidencia a tendência de formação de produtos aromáticos durante as reações de decomposição de compostos orgânicos na atmosfera redutora do reator de pirólise. As concentrações de surfactantes apresentaram-se acima dos limites de referência, indicando que essas substâncias encontram-se presentes em quantidades razoáveis nos resíduos dos estabelecimentos de

Tabela 5 – Concentração de metais nos gases de exaustão.

Condição de operação	[Mn]* (mg.Nm ⁻³)	[Cu]* (mg.Nm ⁻³)	[Pb]* (mg.Nm ⁻³)	[Cd]* (mg.Nm ⁻³)
1	0,142	<0,098	<0,098	<0,001
	0,140	<0,098	<0,098	<0,001
	0,132	<0,098	<0,098	<0,001
2	0,232	<0,098	<0,098	<0,001
	0,208	0,110	<0,098	0,011
	0,453	<0,098	<0,098	<0,001
3	0,118	<0,096	<0,096	<0,001
	0,089	<0,096	<0,096	<0,001
	0,116	<0,096	<0,096	<0,001

*Valores das concentrações corrigidas para a base 7% de O₂.

saúde, possivelmente por fazerem parte da composição de agentes sanitizantes utilizados.

Em razão das concentrações dos parâmetros cloretos, fenóis totais, ferro, manganês e surfactantes encontrarem-se acima dos limites de referência listados na norma técnica NBR 10.006 (ABNT, 2004), o resíduo deve ser enquadrado como classe IIA, de acordo com os critérios da norma técnica NBR 10.004 (ABNT, 2004). O valor obtido de 5.692 kcal.kg⁻¹ na avaliação do PCI do produto carbonizado evidencia a vocação desse material para ser utilizado como combustível em processos térmicos. Entretanto, a presença de contaminantes avaliados no extrato lixiviado e no extrato solubilizado, bem como na massa bruta do resíduo, sugerem que serão necessários cuidados especiais para a utilização desse produto em processos de combustão, considerando-se o risco de emissões de produtos perigosos. A Tabela 9 apresenta os resultados das concentrações de alguns metais e semi-metais relevantes, além de cloretos e PCBs na massa bruta do produto carbonizado.

Dentre os metais avaliados, os resultados mais expressivos foram encontrados para as concentrações de zinco e manganês. Além desses metais, apenas chumbo, cobre e níquel apresentaram-se acima dos limites de quantificação dos métodos empregados. Não se verificou concentração de PCBs acima dos limites de detecção do método empregado para avaliação desse parâmetro.

Tabela 6 – Concentrações de contaminantes na solução de lavagem de gases após os 14 ciclos de tratamento de Resíduos de Serviços de Saúde.

Descrição	Unid.	Valores
Amônia	mgNH ₃ .L ⁻¹	2,11
ATA	mg.L ⁻¹	0,45
Benzeno	g.L ⁻¹	3,94
Tolueno	g.L ⁻¹	36,1
Etilbenzeno	g.L ⁻¹	23,9
O-Xileno	g.L ⁻¹	1,31
m,p-xilenos	g.L ⁻¹	19,3
Chumbo total	mg.L ⁻¹	0,01
Cianetos	mgCN.L ⁻¹	<0,01
Cobre total	mg.L ⁻¹	0,07
Cromo total	mg.L ⁻¹	<0,05
DBO	mgO ₂ .L ⁻¹	540
DQO	mgO ₂ .L ⁻¹	1348
Ferro solúvel	mg.L ⁻¹	0,85
Fluoreto total	mg.L ⁻¹	1,11
Índice de fenóis	mg.L ⁻¹	0,17
Mercúrio total	mg.L ⁻¹	<1
Níquel total	mg.L ⁻¹	0,03
Óleos e graxas	mg.L ⁻¹	13
pH	-	9,3
Sólidos em suspensão	mg.L ⁻¹	<4
Sólidos sedimentáveis	mg.L ⁻¹	<0,01
Sulfatos	mgSO ₄ ²⁻ .L ⁻¹	131,3
Sulfeto total	mgS ²⁻ .L ⁻¹	<0,1
Zinco	mg.L ⁻¹	0,14

Tabela 7 – Concentrações de Arsênio, Bário, Cádmio, Chumbo, Cromo total, Fluoreto, Mercúrio, Prata e Selênio no extrato lixiviado.

Parâmetro	Unidade	Resultados	Limite de referência*
Arsênio	mg As.L ⁻¹	<0,01	1,0
Bário	mg Ba.L ⁻¹	<0,10	70,0
Cádmio	mg Cd.L ⁻¹	<0,01	0,5
Chumbo	mg Pb.L ⁻¹	<0,1	1,0
Cromo total	mg Cr.L ⁻¹	<0,05	5,0
Fluoreto	mg F.L ⁻¹	<0,48	15,0
Mercúrio	mg Hg.L ⁻¹	<0,001	0,1
Prata	mg Ag.L ⁻¹	<0,05	5,0
Selênio	mg Se.L ⁻¹	<0,01	1,0

*Limite máximo no extrato obtido no ensaio de lixiviação (NBR 10.005: ABNT, 2004).

CONCLUSÕES

O processo “Pyrolix” demonstrou ser uma opção promissora para ser adotada como alternativa no gerenciamento dos RSS, por possibilitar o autosuprimento do combustível auxiliar através do beneficiamento dos resíduos de poda, verificado o consumo específico obtido na melhor condição de operação de 0,61 kg de cavacos de madeira por kg de RSS processado.

O processo avaliado apresenta uma série de vantagens verificadas no gerenciamento de resíduos, tais como redução de massa entre 46,75% e 58,77%, utilização de combustível auxiliar de baixo custo (biomassa) na planta de tratamento, eliminação de lixiviados na disposição final,

Tabela 8 – Concentrações de Al, As, Ba, Cd, Pb, cianeto, cloreto, Cu e Cr totais, fenóis totais, Fe, fluoreto, Mn, Hg, nitrato, Ag, Se, Na, sulfato, surfactantes e Zn no extrato solubilizado.

Parâmetro	Unidade	Resultados		Limite de referência*
Alumínio	mg Al.L ⁻¹	<0,100	<0,100	0,200
Arsênio	mg As.L ⁻¹	<0,010	<0,010	0,010
Bário	mg Ba.L ⁻¹	0,070	0,070	0,700
Cádmio	mg Cd.L ⁻¹	<0,001	<0,001	0,005
Chumbo	mg Pb.L ⁻¹	<0,010	<0,010	0,010
Cianeto	mg CN.L ⁻¹	<0,010	<0,010	0,070
Cloreto	mg Cl.L ⁻¹	449,070	451,820	250,000
Cobre total	mg Cu.L ⁻¹	<0,050	<0,050	2,000
Cromo total	mg Cr.L ⁻¹	<0,050	<0,050	0,050
Fenóis totais	mg.L ⁻¹	0,430	0,430	0,010
Ferro	mg Fe.L ⁻¹	1,210	1,450	0,300
Fluoreto	mg F.L ⁻¹	0,830	0,820	1,500
Manganês	mg Mn.L ⁻¹	0,980	1,280	0,100
Mercúrio	mg Hg.L ⁻¹	<0,001	<0,001	0,001
Nitrato	mg N.L ⁻¹	<1,000	<1,000	10,000
Prata	mg Ag.L ⁻¹	<0,050	<0,050	0,050
Selênio	mg Se.L ⁻¹	<0,010	<0,010	0,010
Sódio	mg Na.L ⁻¹	155,550	157,250	200,000
Sulfato	mg SO ₄ ²⁻ .L ⁻¹	133,700	144,300	250,000
Surfactantes	mg.L ⁻¹	1,190	1,190	0,500
Zinco	mg Zn.L ⁻¹	0,330	0,310	5,000

*Limite máximo no extrato obtido no ensaio de solubilização (NBR 10.006:ABNT,2004).

Tabela 9 – Concentrações de alguns metais e semi-metais relevantes, além de cloretos e PCBs no produto carbonizado.

Descrição	Unidade	Valores
Chumbo	mg.kg ⁻¹	44,56
Vanádio	mg.kg ⁻¹	<1,00
Zinco	mg.kg ⁻¹	804,50
Bário	mg.kg ⁻¹	<1,00
Berílio	mg.kg ⁻¹	<1,00
Cobre	mg.kg ⁻¹	17,02
Lítio	mg.kg ⁻¹	<1,00
Manganês	mg.kg ⁻¹	99,62
Molibdênio	mg.kg ⁻¹	<1,00
Estanho	mg.kg ⁻¹	<1,00
Cromo	mg.kg ⁻¹	<5,00
Mercúrio	mg.kg ⁻¹	<0,05
Tálio	mg.kg ⁻¹	<1,00
Cobalto	mg.kg ⁻¹	<5,00
Níquel	mg.kg ⁻¹	5,01
Telúrio	mg.kg ⁻¹	<5,00
Antimônio	mg.kg ⁻¹	<0,50
Cloretos	mg.kg ⁻¹	1801,79
PCBs	mg.kg ⁻¹	<0,31

além da possibilidade de encaminhamento do produto carbonizado para a disposição em um aterro sanitário convencional. O aparato testado demonstrou melhor segurança ambiental na terceira condição de operação testada, em relação às emissões de contaminantes para a atmosfera, levando-se em consideração o valor obtido na concentração de dioxinas e furanos de 0,0162 ng.Nm⁻³.

O produto carbonizado obtido no processo, apesar da possibilidade de aplicação energética em outros processos térmicos, em função do PCI de 5.692,0 kcal.kg⁻¹, pode apresentar limitações decorrentes da presença de contaminantes no produto, verificada a concentração de cloreto de 1801,79 mg.kg⁻¹.

A solução proposta para o município de Belo Horizonte apresentou viabilidade técnica e ambiental, de acordo com os resultados avaliados,

com potencial para ser aplicada em outros municípios no Brasil e no mundo, que enfrentam o gerenciamento adequado dos RSS como um desafio a ser transposto pelo poder público municipal.

AGRADECIMENTOS

Os autores manifestam seus agradecimentos à Superintendência de Limpeza Urbana (SLU) da Prefeitura Municipal de Belo Horizonte e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo financiamento das pesquisas e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio institucional.

REFERÊNCIAS

- ALVIM-FERRAZ, M.C.M. & AFONSO, S.A.V. Incineration of different types of medical wastes: emission factors for gaseous emissions. *Atmospheric Environment*, v. 37, p. 5415-5422, 2003.
- ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. *Gerenciamento dos Resíduos de Serviço de Saúde*. 2006. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/servicosade/manuais/manual_gerenciamento_residuos.pdf> Acesso em 04 de abril 2011.
- APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington: APHA, 2005.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004, NBR 10005, NBR 10006, NBR 10007. Resíduos sólidos - Coletânea de Normas. 2ª ed. Rio de Janeiro, 2004. 124 p.
- AVENELL, C.S.; SAINZ-DIAZ, C.I.; GRIFFITHS, A.J. Solid waste pyrolysis in a pilot-scale batch pyrolyser. *Fuel*, v. 75, p. 1167-1174, 1996.
- BEESLEY, L.; MORENO-JIMÉNEZ, E.; GOMEZ-EYLES, J. L.; HARRIS, E.; ROBINSON, B. SIZMUR, T. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environmental Pollution*, v. 159, p. 3269-3282, 2011.
- BRANDRUP, J. *Recycling and Recovery of Plastics*. New York (EUA): Hanser/Gardner Publications, 1996.
- CABALLERO, J.A., FONT, R., ESPERANZA, M.M. Kinetics of the thermal decomposition of tannery waste. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, v. 46, p. 165-181, 1998.
- CONAMA - Conselho nacional do meio ambiente. Resolução nº. 358 de 29 de abr. de 2005. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35805.pdf>> Acesso em 20 de outubro 2010.
- DEBELA, F.; THRING, R.W.; AROCENA, J.M. Immobilization of Heavy Metals by Co-Pyrolysis of Contaminated Soil With Woody Biomass. *Water Air Soil Pollut*, v. 223, p. 1161-1170, 2012.
- DENG N.A.; YUFENG, Z.; JUHONG, L.; CHANGZHONG, X. A new pyrolysis technology and equipment for treatment of municipal household garbage and hospital waste. *Renewable Energy*, v. 28, p. 2383-2393, 2003.
- HUFFMAN, G.L. & LEE, C.C. Medical waste management/incineration. *Journal of Hazardous Materials*, v. 48, p.1-30, 1996.
- MALKOW, T. Novel and innovative pyrolysis and gasification technologies for energy efficient and environmentally sound MSW disposal. *Waste Management*, v. 24, p. 53-79, 2004.
- MELO, G.C.B.; TORRES FILHO, A.; BORGES, M.E.; BICALHO, P.A.; VALENTE, V.B. Avaliação de desempenho de um reator de pirólise no tratamento de uma amostra simulada de resíduos de serviço de saúde. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 4., 2008, Palmas. Anais... Palmas: 2008. p. 1-8.
- PESQUISA NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO (PNSB, 2008). Rio de Janeiro: 2010. ISBN: 978-85-240-4135-8. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/default.shtm>>. Acesso em 23 de fevereiro de 2011.
- SMITH, J.L.; COLLINS, P.H.; BAILEY, V.L. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 42, p. 2345-2347. 2010.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. Technology Transfer Network. 2011. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttn/>>. Acesso em 20 de fevereiro de 2011.
- ZHU, H.M.; YAN, J.H.; JIANG, X.G.; LAI, Y.E.; CEN, K.F. Study on pyrolysis of typical medical waste materials by using TG-FTIR analysis. *R Journal of Hazardous Materials*, v. 153, p. 670-676, 2008.