



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Bárbara Cristina Cardozo

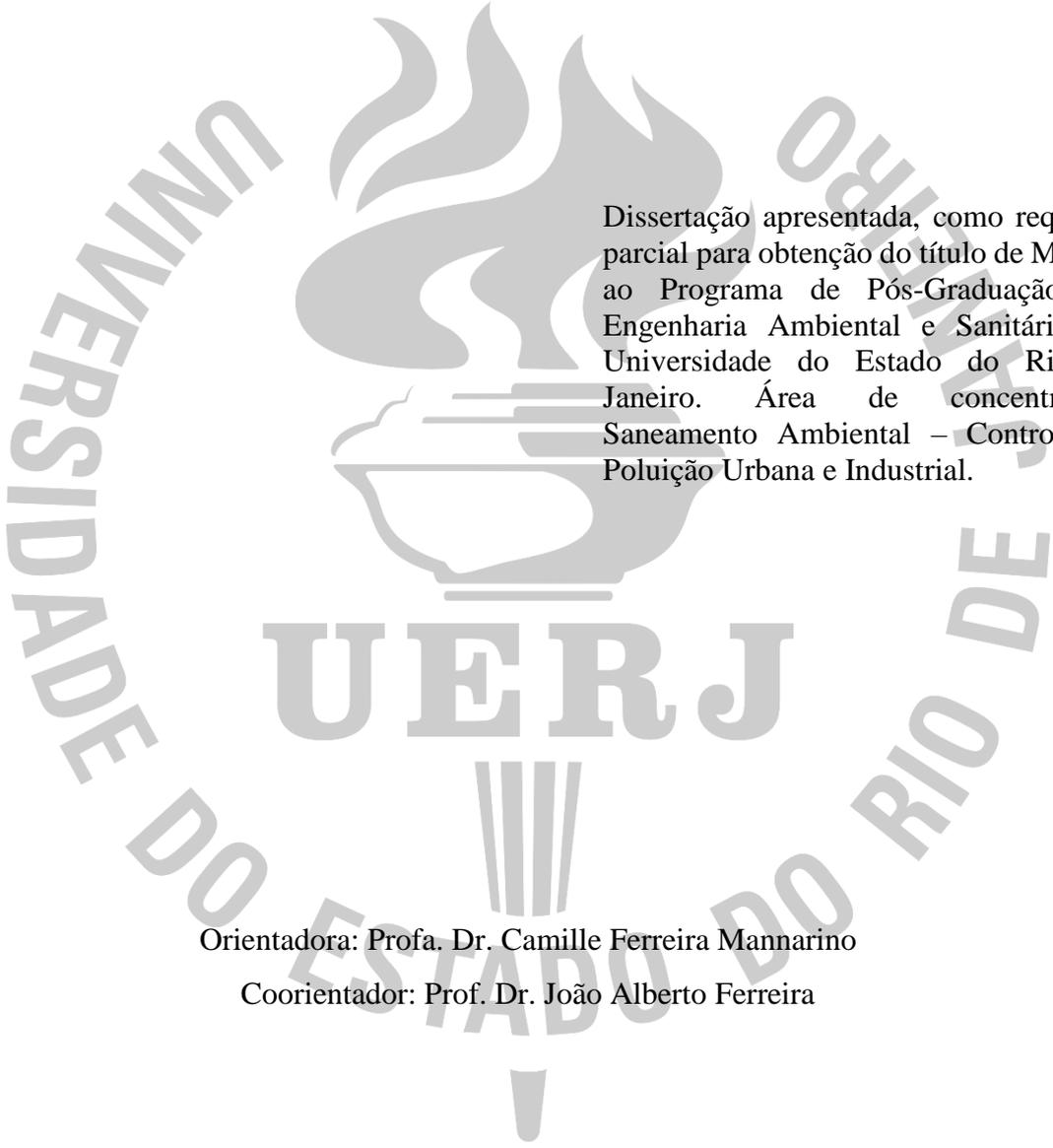
**Análise do Monitoramento Ambiental da Incineração de Resíduos Sólidos
Urbanos na Europa**

Rio de Janeiro

2019

Bárbara Cristina Cardozo

**Análise do Monitoramento Ambiental da Incineração de Resíduos Sólidos Urbanos na
Europa**



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental – Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Orientadora: Profa. Dr. Camille Ferreira Mannarino

Coorientador: Prof. Dr. João Alberto Ferreira

Rio de Janeiro

2019

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

C268 Cardozo, Barbara Cristina.
Análise do monitoramento ambiental da incineração de resíduos sólidos urbanos na Europa / Barbara Cristina Cardozo. – 2019.
84f.

Orientadora: Camille Ferreira Mannarino.
Coorientador: João Alberto Ferreira.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Gestão integrada de resíduos sólidos - Teses. 3. Lixo - Eliminação - Teses. 4. Europa - Teses. I. Mannarino, Camille Ferreira. II. Ferreira, João Alberto. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. IV. Título.

CDU 628.4(4)

Bibliotecária: Júlia Vieira – CRB7/6022

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Bárbara Cristina Cardozo

**Análise do Monitoramento Ambiental da Incineração de Resíduos Sólidos Urbanos na
Europa**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental – Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Aprovada em 12 de fevereiro de 2019.

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Camille Ferreira Mannarino (Orientadora)
Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca – FIOCRUZ

Prof. Dr. João Alberto Ferreira (Coorientador)
Faculdade de Engenharia – UERJ

Profa. Dra. Simone Lorena Quitério
Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof. Dr. Josino Costa Moreira
Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca – FIOCRUZ

Rio de Janeiro

2019

AGRADECIMENTOS

Primeiramente eu agradeço a Deus por não ter deixado me faltar forças para conduzir todas as etapas dessa minha jornada acadêmica, por sempre me conduzir pelos caminhos de luz ou iluminá-los quando pareciam escuros.

À minha mãe e meu pai, que sempre me apoiaram durante toda a minha vida acadêmica, que me confortaram nos momentos de ansiedades e comemoraram nos momentos de felicidade. Sempre acreditaram em mim, até mais do que eu mesma. Sou grata por tudo, todo meu amor a vocês. Ao meu irmão e esposo, por me incentivarem e por viverem todos os momentos comigo.

À professora Camille por todo o conhecimento transmitido, pelas orientações, confiança, oportunidades e paciência. Ao professor João pelo auxílio e ensinamentos.

Aos professores do PEAMB, pela dedicação nas aulas. Em especial a professora Simone, que sempre foi solícita e me transmitiu conhecimentos importantes para execução desta dissertação.

Aos amigos do PEAMB, pelo apoio durante as disciplinas, especialmente a Chris e a Thamires por todo apoio e carinho, pelas angústias e felicidades divididas.

RESUMO

Cardozo, Bárbara Cristina. *Análise do monitoramento ambiental da incineração de resíduos sólidos urbanos na Europa*. 2019. 84f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

A incineração é uma tecnologia de tratamento térmico de resíduos sólidos amplamente disseminada e consolidada na Europa. Seu principal objetivo é a redução do volume e da massa (70% a 90%) dos resíduos que serão depositados em aterros. A possibilidade de recuperação de energia tanto na forma de vapor quanto de energia elétrica torna essa tecnologia ainda mais atrativa, principalmente em cenários de demanda energética crescente, como é o caso do Brasil. A regulação, na Europa, ocorre por meio da Diretiva 2010/75/UE que traz todas as formas de operação e controle do processo, bem como os limites de emissão atmosférico. O monitoramento ambiental e a publicidade de seus dados à população é obrigatório. O presente trabalho tem como objetivo analisar os dados de monitoramento ambiental de incineradores associados à *Confederation of European Waste-to-Energy Plants*– CEWEP, com vistas a proteção ambiental e também avaliar estudos de biomonitoramento realizados nas áreas de influência de incineradores europeus. Por meio de buscas nos *websites* dos respectivos incineradores, em artigos científicos e relatórios técnicos, foi possível evidenciar o efetivo monitoramento ambiental bem como o cumprimento aos limites exigidos. As emissões dos poluentes foram menores que as estipuladas como limite na legislação da União Europeia. A média dos valores foi inferior em 48% para óxidos de nitrogênio, 80% para monóxido de carbono, 92% para material particulado e 83% para as dioxinas e furanos. A transparência dessas informações traz maior segurança à população, no que tange exposição a poluição e possibilidade de fiscalização. Os resultados quantitativos, qualitativos, e de biomonitoramento confirmam a incineração como uma tecnologia segura, quando bem operada, controlada e fiscalizada. O estudo evidencia a necessidade de mudança de padrões na legislação brasileira para uma melhor condução dessa tecnologia, principalmente dentro de limites mais seguros, caso seja implementada no Brasil.

Palavras-chave: Tratamento de resíduos; Incineração de resíduos sólidos urbanos;

Monitoramento ambiental; Europa.

ABSTRACT

Cardozo, Bárbara Cristina. *Analysis of the environmental monitoring of municipal solid waste incineration in Europe*. 2019. 84f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

Incineration is a widely disseminated and consolidated solid waste treatment technology in Europe. Its main objective is to reduce the volume and mass (70% to 90%) of the waste that will be deposited in landfills. The heat generated during the incineration process is recovered through the generation of heat, steam or power and it makes this technology even more attractive, especially in scenarios of increasing energy demand, as is the case in Brazil. Directive 2010/75/UE rules incineration in Europe, which provides all forms of process operation and control, as well as atmospheric emission limits. Environmental monitoring and advertising of your data to the population is mandatory. The present work aims to analyze the environmental monitoring data of incinerators associated with the Confederation of European Waste-to-Energy Plants (CEWEP) focusing to environmental protection and also to evaluate biomonitoring studies carried out in the areas of influence of european incinerators. Through searching the websites of the respective incinerators, scientific articles and technical reports, it was possible to demonstrate the effective environmental monitoring as well as compliance with the limits required. Emissions of pollutants were lower than those stipulated as limits in European Union directive. The mean value was 48% lower for nitrogen oxides, 80% for carbon monoxide, 92% for particulate matter and 83% for dioxins and furans. The transparency of this information brings greater security to the population, regarding exposure to pollution and the possibility of inspection. Quantitative, qualitative, and biomonitoring results confirm incineration as a safe technology, when well operated, controlled and monitored. This study shows the need to change standards in Brazilian legislation to better manage this technology, especially within the safest limits, if implemented in Brazil.

Keywords: Waste treatment; Municipal solid waste incineration; Environmental monitoring; Europe.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Resíduos gerados na União Europeia (UE-28) e a quantidade de resíduos por categoria de.....	16
Figura 2: Hierarquia de resíduos	16
Figura 3: Esquema genérico de um incinerador em grelha	18
Figura 4: Esquema simplificado de um sistema de limpeza de gases e seus respectivos produtos.	22

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Relação entre a quantidade de água residual produzida e o tipo de tratamento de gases utilizado.	25
Tabela 2: Classificação dos tipos de tratamento de Cinzas Volantes e Escórias	28
Tabela 3: Comparação entre as legislações do Brasil e da União Europeia.....	31
Tabela 4: Emissões Atmosféricas dos Poluentes de Monitoramento Contínuo e Periódico no período de 2015 a 2017, de 76 incineradores da União Europeia.	55
Tabela 5: Resumo das informações sobre estudos relativos à avaliação de impactos ambientais de incineradores.....	69
Tabela 6: Comparação entre limites de emissão de poluentes atmosféricos das legislações brasileiras com a legislação europeia.	74

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Porcentagem dos diferentes tipos de resíduos recebidos	40
Gráfico 2: Capacidade de recepção de resíduos sólidos em tonelada	41
Gráfico 3: Periodicidade da divulgação do monitoramento das emissões	42
Gráfico 4: Classificação das informações disponíveis sobre escórias.....	43
Gráfico 5: Classificação das informações das emissões de efluentes	43
Gráfico 6: Distribuição dos valores de emissão de óxidos de nitrogênio (NO _x).....	46
Gráfico 7: Distribuição dos valores de emissão do monóxido de carbono (CO) durante	47
Gráfico 8: Distribuição dos valores de emissão do carbono orgânico total (COT).....	47
Gráfico 9: Distribuição dos valores de emissão do material particulado (MP).....	49
Gráfico 10: Distribuição dos valores de emissão do ácido clorídrico (HCl).....	50
Gráfico 11: Distribuição dos valores de emissão do ácido fluorídrico (HF).....	51
Gráfico 12: Distribuição dos valores de emissão do dióxido de enxofre (SO ₂).....	52
Gráfico 13: Distribuição dos valores de emissão de dioxinas e furanos (PCDD/F).....	53

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APC	Air Pollution Control
CEWEP	Confederation of European Waste-to-Energy Plants
Cd	Cádmio
CO	Monóxido de Carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
EEA	European Environmental Agency
EUROSTAT	Statistical Office of the European Union
HPA	Hidrocarboneto policíclico aromático
HCl	Ácido clorídrico
HF	Ácido fluorídrico
Hg	Mercúrio
MWh	Megawatt hora
MP	Material particulado
mg·m ⁻³	Miligrama por metro cúbico
mg·Nm ⁻³	Miligrama por normal metro cúbico
µg·m ⁻³	Micrograma por metro cúbico
NO _x	Óxidos de Nitrogênio
PCDD/Fs	Dioxinas e Furanos
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PVC	Policloreto de Vinila
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SCR	Selective Catalytic Reduction
SMA	Secretaria de Estado do Meio Ambiente
SNCR	Selective Noncatalytic Reduction
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SO ₂	Dióxido de Enxofre
Tl	Tálio
TEQ	Toxicidade equivalente
UE	União Europeia
WHO	World Health Organization (Organização Mundial da Saúde)

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	12
1. REFERENCIAL TEÓRICO	14
1.1 Evolução histórica da incineração	14
1.2 Etapas da Incineração	17
1.2.1 Combustão	18
1.2.2 Geração de vapor e recuperação de energia	20
1.2.3 Tratamento dos gases.....	21
1.2.4 Tratamento de efluentes líquidos.....	24
1.2.5 Tratamento das Cinzas Volantes	25
1.2.6 Tratamento de Escórias	27
1.3 Legislação	28
1.3.1 Legislação Europeia	29
1.3.2 Legislação Brasileira	30
1.4 Monitoramento ambiental	32
1.4.1 Biomonitoramento	33
2. OBJETIVOS	35
2.1 Objetivo Geral	35
2.2 Objetivos Específicos.....	35
3. METODOLOGIA.....	36
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
4.1 Análise geral dos incineradores da Europa.....	40
4.2 Monitoramento das emissões atmosféricas	44
4.2.1 Óxidos de nitrogênio	44
4.2.2 Monóxido de carbono e Carbono orgânico total	46
4.2.3 Material particulado.....	48
4.2.4 Ácido Clorídrico	49
4.2.5 Ácido Fluorídrico	50
4.2.6 Dióxido de Enxofre	51
4.2.7 Dioxinas e Furanos	52
4.3 Avaliação de impactos ambientais em áreas adjacentes a incineradores de RSU..	58
4.3.1 Incineradores da Espanha	58

4.3.2 Incineradores da Itália	63
4.3.3 Incineradores do Reino Unido	67
4.3.4 Incineradores da Holanda	68
4.4 Questões da implementação de incineradores no brasil	72
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	76
REFERÊNCIAS	78

INTRODUÇÃO

A Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010), conduziu a gestão e gerenciamento de resíduos sólidos do Brasil para uma nova diretriz, onde as ações intencionadas para busca de soluções para os resíduos sólidos considere as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social sob a premissa do desenvolvimento sustentável (BRASIL, 2010). A destinação final dos resíduos em aterros sanitários e acordos setoriais para a logística reversa, são dois pontos a serem destacados dentro das ações à nível federal para apoiar e incentivar a gestão adequada de resíduos no país (MANNARINO; FERREIRA; GANDOLLA, 2016).

O crescente consumo de produtos, sobretudo os descartáveis, provocaram um aumento no volume dos resíduos gerados pela população brasileira (JARDIM et al., 2018). Esse consumo está diretamente relacionado ao crescimento da economia (MANNARINO; FERREIRA; GANDOLLA, 2016). Segundo dados do Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), no Brasil foram coletados aproximadamente 58,9 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos em 2016 (BRASIL, 2016). Deste total coletado 59% são dispostos em aterros sanitários, 9,6% em aterros controlados e 10,3% em lixões, 3,4% encaminhados para unidades de triagem e compostagem e 17,7% sem informação, que se refere a municípios pequenos, com até 30 mil habitantes (BRASIL, 2016). Contudo, as melhorias na destinação final dos resíduos sólidos urbanos (RSU) são contrastantes entre as regiões do país, sendo Sul e Sudeste com as melhores situações (BRASIL, 2016).

As grandes cidades e regiões metropolitanas do Brasil apesar de possuírem os melhores cenários no que se refere a destinação dos resíduos, apresentam problemas no que tange aos conflitos de uso do solo, sendo densamente ocupadas e conurbadas, escassez ou inexistência de áreas para a disposição final dos resíduos e a necessidade de exportação desses resíduos para municípios vizinhos (JARDIM et al., 2018).

Diante dessa situação a incineração dos RSU se insere na gestão de resíduos afim de otimizar a vida útil dos aterros sanitários e reduzir os custos com o transporte dos resíduos dos locais de geração até os aterros. Além disso, a possibilidade de recuperação energética, na forma de vapor e energia elétrica, a partir do calor liberado no processo de queima dos resíduos, torna-se atrativo dentro do cenário de demanda de energia elétrica no Brasil. O consumo de energia

elétrica em 2020 será de 648.078 GWh (MME, 2016) e o crescimento estimado será de 4,3% ao ano entre 2005 e 2030 (MME, 2007).

Por isso, as unidades de incineração precisam ser bem estruturadas a fim de integrar o planejamento urbano, podendo gerar energia próximo aos polos consumidores reduzindo perdas e custos de transporte. Todavia, o desconhecimento da tecnologia traz receios a população, técnicos da área ambiental e membros da academia, devido a suposição de ser altamente poluente e causar danos a saúde e meio ambiente. Essa premissa ocorre frequentemente em locais onde a tecnologia ainda é inexistente, como é o caso do Brasil.

A incineração é uma tecnologia adotada na gestão de resíduos de diversos países da Europa há muitos anos. Sua implementação inicial foi na Inglaterra no final do século XVIII e se espalhou por todo o continente. Sua integração à gestão de resíduos de países com estrutura tão diversa no que tange questões políticas, econômicas e culturais torna esse continente uma interessante área de estudo para avaliação do monitoramento ambiental.

A partir desse contexto, buscou-se conhecer e analisar o monitoramento ambiental de incineradores da Europa, apresentando dados de monitoramento atmosférico divulgados pela administração do próprio incinerador e dados de biomonitoramento realizados por grupos de pesquisa acadêmicos.

A estrutura do presente trabalho está dividida em: introdução, referencial teórico, objetivos e metodologia, resultados e discussão, e considerações finais. Na introdução é apresentada a problematização e relevância do trabalho. No capítulo 1 é mostrado o embasamento do tema em questão através do referencial teórico, nos capítulos 2 e 3 são descritos objetivos e metodologia, respectivamente. Os resultados obtidos e discussão são apresentados no capítulo 4 e por último as considerações finais e referências utilizadas no trabalho.

1. REFERENCIAL TEÓRICO

No referencial bibliográfico buscou-se o conhecimento mais detalhado da tecnologia, nos aspectos operacionais relacionados à recuperação energética e geração de resíduos e emissões, como base para o entendimento do controle ambiental nos incineradores de resíduos sólidos urbanos, em especial, nos países europeus. Também foi abordada a legislação da União Europeia que regula a incineração de resíduos sólidos urbanos.

1.1 Evolução histórica da incineração

Entre as tecnologias de tratamento e de disposição final de resíduos sólidos urbanos, há uma tendência crescente, principalmente, mas não exclusivamente, nos países desenvolvidos de utilização do tratamento térmico através da incineração.

A incineração é uma tecnologia de tratamento de resíduos sólidos que consiste na sua combustão controlada e por tempo determinado em altas temperaturas, que variam de 800 a 1200°C (USHIMA; SANTOS, 2018). Trata-se de uma importante alternativa para a solução do problema contemporâneo de gestão dos resíduos sólidos visto que reduz o peso e volume dos mesmos em aproximadamente 70% e 90%, respectivamente (NZIHOU et al., 2012; USHIMA; SANTOS, 2018). Além disso, ocorre a descontaminação e redução da periculosidade dos resíduos sólidos urbanos (RSU) e de serviços de saúde.

No final do século XVIII, na Inglaterra, a incineração começou a ser adotada e apresentava problemas tecnológicos, ambientais e de saúde ocupacional. Por exemplo, a alimentação do forno e a limpeza da grelha não eram mecanizadas (CHANDLER et al., 1997), não havia sistema de tratamento dos gases e problemas de corrosão do forno e outros aparatos eram recorrentes. As tecnologias começaram a progredir no início dos anos 1920 (CHANDLER et al., 1997) e o desenvolvimento dos incineradores como se vê hoje, tendo início na década de 1950 teve, até o presente momento, quatro gerações (DI CHIRICO, 1996; MENEZES, 2000).

Na primeira geração, de 1950 a 1965, os incineradores tinham apenas a função de queimar os resíduos afim de reduzir seu volume (DI CHIRICO, 1996; MENEZES, 2000), não havia nenhum tipo de controle dos mesmos e tão pouco dos gases gerados no processo. Os gases eram emitidos diretamente na atmosfera sem nenhum tipo de tratamento, passando somente por

uma torre de resfriamento (DI CHIRICO, 1996). Neste período, foram promulgadas as primeiras leis de proteção ambiental ligadas à poluição do ar (VEHLOW, 2015).

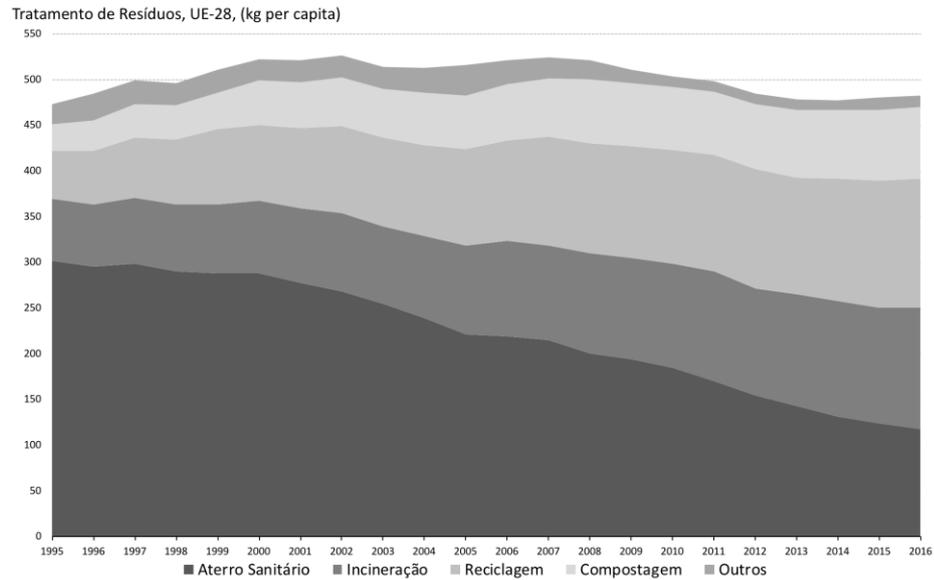
Na segunda fase, de 1965 a 1975, devido às leis e regulações promulgadas no período anterior, em diferentes partes do mundo, passam a ser instalados os primeiros filtros para a redução da emissão de poluentes na atmosfera (VEHLOW, 2015). Passa a haver maior interesse na recuperação do calor, sendo considerada pela primeira vez a ideia de seu aproveitamento econômico, e são identificados os primeiros problemas técnicos dessa tecnologia, como a corrosão, abrasão e incrustações (DI CHIRICO, 1996).

A terceira geração, de 1975 a 1990, é marcada pelo movimento ambiental que vem ocorrendo no mundo, que torna a população mais próxima dessa temática e que passa a cobrar um maior controle ambiental de atividades poluidoras. Assim, além do tratamento do material particulado (MP) inicia-se o tratamento de neutralização dos gases ácidos e a redução da concentração dos metais potencialmente tóxicos presentes nos gases (DI CHIRICO, 1996). Os problemas técnicos identificados na fase anterior são resolvidos principalmente com o emprego da combustão completa dos materiais, e também acaba por tornar mais otimizado o rendimento energético. A incineração torna-se então um centro de tratamento de resíduos baseada na recuperação de energia (DI CHIRICO, 1996).

A quarta geração teve início nos anos 1990 e está em vigor até os dias atuais. Os movimentos de proteção ambientais são cada vez mais presentes e refletem nos padrões de controle da incineração de resíduos que tende à minimização da poluição (DI CHIRICO, 1996). O tratamento dos gases reduz material particulado, gases ácidos e também outros poluentes como dioxinas, furanos e óxidos de nitrogênio. Há o emprego de uma série de equipamentos responsáveis por essa limpeza e que no final do tratamento geram resíduos que podem ser inertes, com potencial de serem reciclados ou dispostos em aterros sem que tragam problemas a longo prazo. O controle ambiental é marcado por legislações cada vez mais exigentes e restritivas (CHIRICO, 1996; NZIHOU et al., 2012).

A incineração de resíduos sólidos urbanos cresceu de forma constante na Europa no período de 1995 a 2016 (EUROSTAT, 2016). Na Figura 1 é possível observar os diversos tipos de tratamentos de resíduos empregados na gestão de resíduos europeia, bem como a contribuição de cada um ao longo dos anos. Desde 1995, a quantidade de resíduos incinerados na União Europeia aumentou em 112%, de 34 milhões de toneladas para 68 milhões de toneladas de resíduos em 2016 (EUROSTAT, 2016).

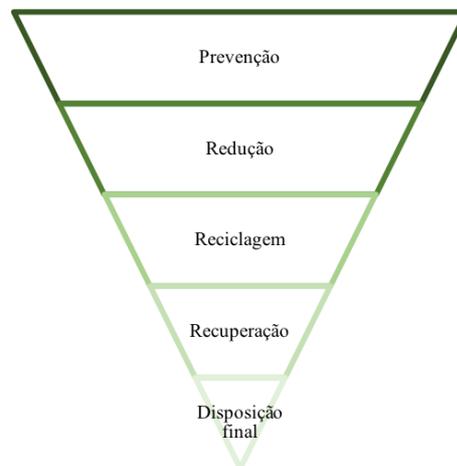
Figura 1: Resíduos gerados na União Europeia (UE-28) e a quantidade de resíduos por categoria de tratamento.



Fonte: Adaptado de Eurostat, 2016.

É notável a redução de resíduos encaminhados a aterros assim como o aumento dos tratamentos como reciclagem, compostagem e incineração. Essa mudança é atribuída a diferentes fatores, sendo um deles o princípio geral da hierarquia de resíduos, conforme preconiza o artigo 4º da Diretiva 2008/98/EC. Esse artigo inclui prioridades nas atividades de gerenciamento dos resíduos, sendo a prevenção e redução dos resíduos a ação com maior prioridade e a disposição desses resíduos em aterros a ação que deve ser minimizada, tendo a menor prioridade (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2013; ROVIRA et al., 2018). Na Figura 2 pode-se observar todas as ações e sua ordem de prioridade dentro da “hierarquia de resíduos”.

Figura 2: Hierarquia de resíduos



Fonte: Adaptado de EUROPEAN COMISSION, 2010.

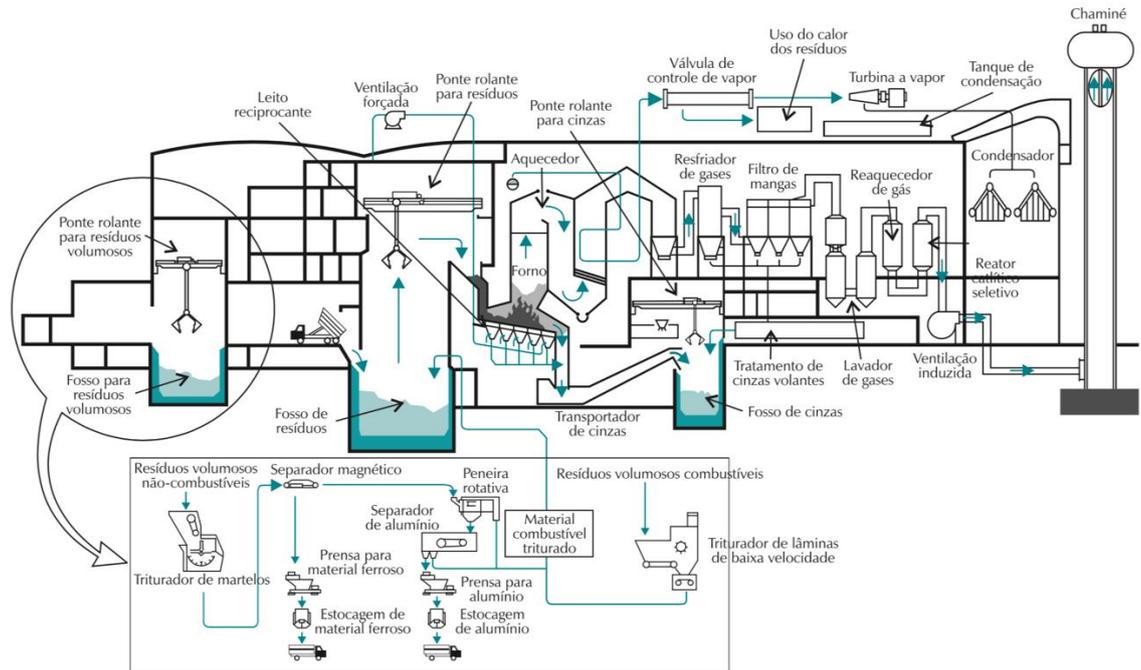
De acordo com a *European Environment Agency* – EEA (2016), a gestão de resíduos no modelo “hierarquia de resíduos” é essencial para extrair mais valor dos recursos, reduzir pressões sobre o meio ambiente e também gerar empregos. Dentro deste modelo a incineração dos resíduos se encaixa nas ações de tratamento com recuperação de energia. Além desta vantagem, a incineração prolonga a vida útil de aterros de resíduos, visto que neles serão dispostos apenas os rejeitos dos resíduos incinerados. Segundo dados da *Statistical Office of the European Union* – Eurostat, em 2016 foram incinerados, nos 28 estados membro da UE, 66.186 milhões de toneladas de RSU (27%) de um total tratado de 245.539 milhões de toneladas.

No Brasil, a gestão de resíduos sólidos urbanos está passando por grandes mudanças devido a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Segundo Mannarino, Ferreira e Gandolla (2016) os avanços alcançados pela PNRS já podem ser observados, porém a realidade da capacidade de investimento na gestão de resíduos varia bastante de acordo com cada região e município. Até o presente momento (janeiro de 2019), não há incineradores de resíduos sólidos urbanos em operação no Brasil mas é uma alternativa interessante para as regiões metropolitanas mais desenvolvidas.

1.2 Etapas da Incineração

As plantas de incineração atuais podem ter configurações diferentes, de acordo com o tipo de tratamento de gases utilizado, armazenamento e tratamento das cinzas e escórias e a forma de recuperação de energia. No entanto, a tecnologia predominante é da incineração em grelha, cujo esquema geral de um incinerador, com destaque para suas etapas principais pode ser visto na Figura 3.

Figura 3: Esquema genérico de um incinerador em grelha



Fonte: Monteiro et al., 2001.

Os resíduos urbanos recebidos pelos incineradores são resíduos que não passaram pelo processo de coleta seletiva, ou resíduos que não podem ser reciclados e são então considerados rejeitos. As plantas de incineração normalmente não contam com um sistema de triagem dos resíduos antes que esses sejam descarregados no fosso de armazenamento. Além de resíduos sólidos urbanos brutos, é permitido por lei o recebimento de resíduos de serviço de saúde, resíduos comerciais comuns e resíduos industriais não perigosos.

1.2.1 Combustão

Atualmente o principal e mais utilizado processo de incineração de RSU é a incineração com forno a grelha (EUROPEAN COMMISSION, 2006; WISSING; WIRTZ; SCHERER, 2017), que aceita resíduos no estado sólido e apresenta alimentação contínua. A grelha de elementos móveis é a mais empregada nesse tipo de incinerador e possui movimento alternado de suas barras, o que desloca os resíduos através da câmara de combustão, provocando o seu revolvimento e a sua exposição às regiões de alta temperatura (USHIMA; SANTOS, 2018).

Segundo Brunner (2002) e Wissing, Wirtz e Scherer (2017) há diversas fases da combustão que ocorrem enquanto os resíduos rolam sobre a grelha. O ar primário é emitido sob a grelha e permite o desenvolvimento dessas três fases: secagem, desgaseificação e gasificação. O ar secundário é emitido acima da grelha e é o responsável por queimar completamente os gases produzidos durante a combustão.

Na região inicial da grelha os resíduos são dispersos e secados pela passagem de ar comburente e pelas chamas. Já na segunda e terceira zonas da grelha ocorre a combustão e ao final da terceira zona é garantida a combustão completa dos resíduos com mais uma injeção de ar secundário (BRUNNER, 2002; DI CHIRICO, 1996; USHIMA; SANTOS, 2018). Após ter uma combustão completa o que sobra sobre a grelha são resíduos não carbonosos denominados escórias.

Para garantir uma incineração eficaz é necessário seguir três parâmetros base, conhecidos como “os três Ts” que são: a temperatura do forno, o tempo de residência dos resíduos no forno e a turbulência na zona de pós-combustão (BRUNNER, 2002). Esses três parâmetros estão interligados e dependentes um do outro para sua eficiência. A seguir são apresentadas as principais características e funções dos três parâmetros (BRUNNER, 2002).

- a) Temperatura do forno: tem como fatores de influência o poder calorífico dos resíduos, o *design* do forno, a injeção de ar no forno e o controle da combustão. A temperatura mínima permitida deve ser maior que a temperatura de ignição dos resíduos e a maior temperatura permitida deve levar em conta a temperatura de fusão das cinzas, sendo a faixa ideal entre 850 e 1200 °C. Para se controlar a temperatura do forno deve ser levado em conta o controle da relação ar – resíduo. Quanto mais ar injetado maior será a combustão, logo maior a temperatura.
- b) Turbulência na zona de pós-combustão: a turbulência é a relação física do resíduo com o ar injetado no forno. O desejável é que ocorra, durante a incineração, um alto grau de turbulência, o que vai garantir uma boa mistura do ar com o resíduo.
- c) Tempo de retenção: a combustão dos resíduos não ocorre instantaneamente assim que são colocados dentro do forno, por isso é necessário espaço e tempo de permanência suficiente dentro do forno para permitir que haja a combustão completa.

1.2.2 Geração de vapor e recuperação de energia

A recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos através da incineração de RSU gera um fluxo cíclico de recursos (RYLANDER, 2008). Os rejeitos descartados pela população são incinerados gerando energia que é recuperada como calor, vapor ou energia elétrica. Após essa transformação essa energia é distribuída para abastecer a população e indústrias. Com isso, também são evitados o uso de combustíveis fósseis.

Um dos principais benefícios da incineração é a possibilidade de recuperação da energia presente nos resíduos, que traz o benefício econômico e ambiental além do benefício operacional da redução da temperatura dos gases de combustão antes de prosseguirem para a etapa de tratamento (VEHLOW; DALANGER, 2011).

A combustão dos resíduos é um processo exotérmico, portanto libera energia térmica, que pode ser aproveitada tanto na forma de vapor quanto na forma de eletricidade (AUTRET et al., 2007). As plantas de incineração podem apresentar diversas formas de recuperação energética. Pode haver somente a produção de energia elétrica, somente a produção de calor ou geração de energia elétrica e calor em conjunto (CEWEP, 2012; DI CHIRICO, 1996).

Os gases liberados durante o processo de combustão se encontram a altas temperaturas, na faixa de 800-1000°C (VEHLOW; DALANGER, 2011). Para realizar a recuperação do calor desses gases são instaladas caldeiras, onde é produzido vapor, que será posteriormente utilizado como aquecimento ou para gerar energia elétrica (EUROPEAN COMMISSION, 2006; USHIMA; SANTOS, 2018).

A geração de energia elétrica a partir do vapor ocorre pela passagem deste por uma turbina. Este vapor é expandido na turbina e, ao sair, é totalmente condensado e posteriormente levado a um gerador para alimentar a rede elétrica (BRUNNER, 2002; USHIMA; SANTOS, 2018). Entretanto, Brunner (2002) ressalta que a conversão de vapor em energia elétrica é menos vantajosa do que a utilização direta de vapor, pois durante este processo há grandes perdas de energia.

Logo, o aproveitamento do calor gerado na queima dos resíduos para a geração principalmente de vapor tem se tornado uma prática cada vez mais comum, visto que uma tonelada de RSU pode produzir 30 toneladas de água quente ou 500KWh de energia elétrica, em média (DI CHIRICO, 1996). Dados do relatório de 2007-2010 da *Confederation of European Waste-to-Energy Plants - CEWEP* mostram que das 314 plantas de incineração analisadas na Europa, de um total de 59,44 milhões de toneladas de resíduos incinerados, foram

recuperadas um percentual de 14,89% de eletricidade e 34,59% de calor em relação ao estimado como potencial de geração (REIMANN, 2012). Esses valores correspondem a 0,43 MWh de eletricidade e 1,001 MWh de vapor por tonelada de resíduo (REIMANN, 2012).

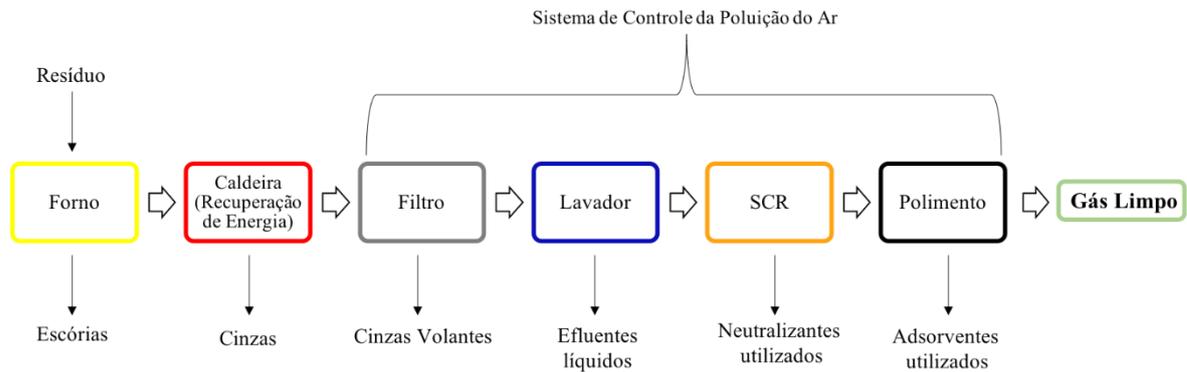
1.2.3 Tratamento dos gases

Os gases e materiais particulados resultantes do processo de combustão dos resíduos, necessitam passar por tratamentos antes de serem liberados na chaminé do incinerador. As concentrações de material particulado bem como dos poluentes presentes nos gases de combustão vão variar de acordo com a composição dos resíduos incinerados, com o sistema de combustão e com as condições da incineração (CHANDLER et al., 1997; DI CHIRICO, 1996; HASSELRIIS, 2002). Logo, a garantia dos “três T’s” também é fundamental na qualidade e quantidade dos poluentes gerados.

Apenas boas práticas de combustão não garantem a emissão de poluentes adequada, sendo imprescindível o emprego de equipamentos de controle tanto de poluentes físicos, como material particulado e cinzas volantes, quanto de poluentes gasosos como os gases ácidos (ácido clorídrico -HCl, dióxido de enxofre - SO₂, ácido fluorídrico - HF, óxidos de nitrogênio - NO_x). Os poluentes físicos também possuem a capacidade de transportar outros poluentes que ficam adsorvidos em sua superfície, como Hidrocarbonetos Policíclico Aromático (HAP), dioxinas e metais potencialmente tóxicos (HASSELRIIS, 2002 ;VEHLOW, 2015).

Para ter a garantia da redução de todos esses poluentes dentro do que é exigido por lei, é empregado um complexo e integrado sistema de limpeza de gases que consiste em diversas etapas. Na Figura 4 é possível observar um esquema simplificado do sistema de limpeza mais comumente encontrado em plantas de incineração atualmente.

Figura 4: Esquema simplificado de um sistema de limpeza de gases e seus respectivos produtos.



Fonte: Adaptado de Vehlow, 2015.

Na maioria das plantas de incineração o material particulado tem sua remoção logo após a passagem dos gases pela caldeira. A remoção dessas partículas pode ser realizada pelos seguintes equipamentos: ciclones, precipitadores eletrostáticos, filtro-manga e lavadores venturi (VEHLOW, 2015). Eles são determinados de acordo com a carga de partículas no gás, o tamanho médio e distribuição das partículas, fluxo e temperatura do gás e os padrões de emissão (EUROPEAN COMMISSION, 2006; UBA - GERMAN FEDERAL ENVIRONMENT AGENCY, 2001).

A quantidade de cinzas volantes que podem ser removidas por esses filtros varia de 2 a 12 quilos por tonelada de resíduo incinerado (CHANDLER et al., 1997) e ao passar por todo o processo de limpeza, a eficiência de remoção das partículas pode chegar a 99% (HASSELRIIS, 2002), se enquadrando dentro dos padrões de emissões estipulado pelas legislações vigentes.

Outro aspecto a ser controlado pelos equipamentos de limpeza são os gases, principalmente os gases ácidos que são o componente principal do gás de combustão da incineração de resíduos (VEHLOW, 2015). Há grande quantidade de cloro, flúor e bromo nos resíduos e durante o processo de combustão eles são volatilizados e, por serem altamente reativos com a água, formam ácido clorídrico, ácido fluorídrico e ácido bromídrico respectivamente (VEHLOW, 2015). Além desses compostos, também pode-se encontrar em grande quantidade nos resíduos, o enxofre que facilmente se oxida a dióxido de enxofre, tornando-se altamente poluente (VEHLOW, 2015).

A remoção desses gases ácidos ocorre através da neutralização, que pode ser realizada por três métodos: o sistema úmido, sistema seco e o sistema semi-seco (DI CHIRICO, 1996; EUROPEAN COMMISSION, 2006).

O sistema úmido é baseado na capacidade da água, pura ou com neutralizantes como hidróxidos de cálcio e de sódio (CHANDLER et al., 1997), em absorver esses gases ácidos.

Normalmente ocorre em duas etapas sendo a primeira para a remoção dos ácidos HCl, HBr e HF, sendo chamada de lavagem ácida, e uma segunda etapa para a remoção do SO₂, sendo chamada de lavagem neutra. Os equipamentos utilizados são as torres de lavagem e o lavador venturi, sendo o mais comum a torre de lavagem com lavador de leito fixo (VEHLOW, 2015). A principal vantagem desse sistema é a estequiometria, a proporção de agente neutralizante consumido e a proporção de ácidos neutralizados é próxima a 1:1, o que reduz bastante a geração de resíduos (VEHLOW, 2015), porém a desvantagem é a geração de efluentes líquidos.

O sistema seco é o emprego de elementos neutralizantes no estado sólido que irão reagir com os gases ocorrendo a transferência desses poluentes para a superfície das partículas sólidas do agente neutralizante (DI CHIRICO, 1996). Os elementos neutralizantes utilizados são carbonato de cálcio, óxido de cálcio ou cal, hidróxido de cálcio e bicarbonato, sendo o hidróxido de cálcio o mais utilizado nesse processo (VEHLOW, 2015). Por ser um processo de simples operação e projeto é atualmente muito utilizado nas plantas de incineração (VEHLOW, 2015), mas existe a desvantagem da necessidade de grandes quantidades de agentes neutralizantes para que a reação ocorra, logo a razão estequiométrica é superior a 1, o que gera grandes quantidades de resíduos no estado sólido (DI CHIRICO, 1996; VEHLOW, 2015).

O sistema semi-seco é bem semelhante ao processo por via seca e por isso alguns autores o consideram dentro do sistema seco, a diferença está na forma em que o elemento neutralizante é colocado no processo, ao invés de ser em pó é colocado na forma de solução em água. Logo há umidificação do gás sem atingir seu ponto de saturação (CHANDLER et al., 1997), no entanto essa água é totalmente evaporada antes de seguir para as outras etapas de limpeza de gases. São instalados filtros-manga a jusante dos lavadores que possuem a função de potencializar a purificação do gás, visto que se forma um leito de elemento neutralizante sobre a superfície do filtro (DI CHIRICO, 1996; VEHLOW, 2015).

Outros poluentes comumente encontrados nos gases de combustão são os óxidos de nitrogênio (NO_x) e as dioxinas e furanos, que são compostos altamente poluentes. É de extrema importância o controle de emissão dos mesmos, sendo assim necessárias etapas específicas para sua remoção.

A formação de NO_x durante o processo de combustão dos resíduos sólidos provém de compostos nitrogenados presentes nos resíduos, que ao serem oxidados formam esses óxidos (EUROPEAN COMMISSION, 2006; VEHLOW, 2015). A primeira forma de controle da formação dos óxidos de nitrogênio é através das boas práticas de combustão que inclui a utilização de forno com alta eficiência dos refratários, recirculação dos gases de combustão, baixo excesso de oxigênio e controle da temperatura (EUROPEAN COMMISSION,

2006;HASSELRIIS, 2002). Além disso existem outras duas tecnologias que são as mais empregadas no controle de emissão de NO_x que são a Redução Seletiva Não Catalítica (do inglês *Selective Noncatalytic Reduction - SNCR*) e a Redução Seletiva Catalítica (do inglês *Selective Catalytic Reduction – SCR*) (VEHLOW, 2015).

O processo SNCR consiste na injeção de amônia ou ureia no forno de combustão a uma temperatura de 900-1000°C para reduzir o óxido de nitrogênio em nitrogênio (VEHLOW, 2015). A temperatura é a variável mais importante a ser controlada, pois pode haver a formação de produtos intermediários ainda mais indesejáveis como o óxido nitroso e o NO_x térmico (VEHLOW, 2015).

Já o processo SCR consiste na injeção de amônia no gás de combustão e ao final do processo de limpeza dos gases é instalado um catalisador com óxidos metálicos, como trióxido de molibdênio, pentóxido de vanádio e trióxido de tungstênio, que vão potencializar a redução dos NO_x em nitrogênio (EUROPEAN COMMISSION, 2006;VEHLOW, 2015). Esse processo confere altas taxas de redução de NO_x , normalmente acima de 90%, e com bom aproveitamento do agente redutor, próximo às condições estequiométricas (EUROPEAN COMMISSION, 2006).

As dioxinas e furanos são compostos organoclorados formados pela combinação de hidrogênio, cloro e oxigênio. Durante a combustão eles são produtos formados pela recombinação de resíduos não queimados de cinzas volantes, em uma faixa de temperatura de 250 a 400°C (VEHLOW, 2015). Logo, o primeiro método de controle da poluição por esses compostos é o controle da temperatura no processo de combustão, já no segundo método são utilizadas tecnologias como filtros de substâncias adsorventes, como o carvão ativado e zeólito, e injeção de carvão ativado e posterior passagem por filtro-manga que vão funcionar como uma etapa de polimento dos gases, visto que além de adsorver dioxinas e furanos removem também outros compostos orgânicos e mercúrio (VEHLOW, 2015).

1.2.4 Tratamento de efluentes líquidos

Além das emissões atmosféricas as plantas de incineração também geram efluentes líquidos. Esses efluentes são provenientes do sistema de tratamento de gases, principalmente dos lavadores de gás por via úmida (STUBENVOLL; BÖHMER; SZEDNYJ, 2002) do tratamento, acondicionamento e resfriamento de escórias, do sistema de alimentação e eventual drenagem da caldeira (WHITICAR; RALPH, 2011).

Dependendo da origem do processo utilizado o efluente gerado pode ser reaproveitado dentro da própria planta de incineração (WHITICAR; RALPH, 2011), mas todo efluente que necessita de descarte deve passar por tratamento antes de ser lançado no corpo hídrico. É fundamentalmente similar aos tratamentos de água utilizados em outros processos industriais (UBA, 2001).

Entre os efluentes gerados, o que mais apresenta poluentes tóxicos é o proveniente do sistema de limpeza. Na Tabela 1 está apresentado o quanto de água residual é gerada a partir do tipo de tratamento de gases utilizado.

Tabela 1: Relação entre a quantidade de água residual produzida e o tipo de tratamento de gases utilizado.

Incinerador	Tipo de limpeza de gases	Quantidade de Efluentes Líquidos
Capacidade de 250.000 ton·ano ⁻¹	2 etapas, com cal	Aproximadamente 0,15m ³ ·ton ⁻¹ de resíduo
Capacidade de 250.000 ton·ano ⁻¹	2 etapas, com soda caustica	Aproximadamente 0,3 m ³ ·ton ⁻¹ de resíduo

Fonte: Adaptado de UBA, 2001.

Essa água residual proveniente dos processos de limpeza de gases por via úmida possui compostos que precisam de tratamento, dentre eles metais potencialmente tóxicos como o mercúrio, sais inorgânicos como sulfatos e cloretos, e compostos orgânicos como fenóis, dioxinas e furanos (UBA, 2001). A primeira etapa do tratamento envolve processos como precipitação, floculação, sedimentação e neutralização. A segunda etapa compreende um filtro de areia, um filtro de carvão ativado e trocadores iônicos (STUBENVOLL; BÖHMER; SZEDNYJ, 2002).

1.2.5 Tratamento das Cinzas Volantes

O processo de combustão dos RSU gera subprodutos, dentre eles tem-se a fração fina, menor que 200 micrômetros, do material particulado que é chamado de cinzas ou cinzas volantes (ZACCO et al., 2014). Essas cinzas volantes são carregadas junto aos gases de combustão e são removidas do fluxo de gás principalmente por filtros eletrostáticos e filtro-manga, e são recolhidas para posterior tratamento e disposição final.

Atualmente, em muitas plantas de incineração as cinzas volantes são misturadas com os resíduos provenientes dos depuradores, das injeções de carvão ativado e de outras etapas do

processo de incineração (WHITICAR; RALPH, 2011) esses resíduos são chamados de *APC residue* (*Air Pollution Control residue*). Logo, o resíduo APC além de conter as cinzas volantes e seus poluentes, apresenta também os reagentes químicos usados durante o processo de limpeza dos gases de combustão (DI CHIRICO, 1996; ZACCO et al., 2014). Mas o ideal é tratar esses resíduos separadamente, para uma melhor eficiência do processo, visto que possuem propriedades diferentes.

Existem duas formas de manejar as cinzas volantes: a primeira delas é dispor em um aterro de resíduos após tratamento prévio; a outra é reutilizando-a como material secundário após inertização (ZACCO et al., 2014). Esses tratamentos específicos são necessários pois é comum conter compostos tóxicos diferentes nas cinzas e eles variam a cada tipo de resíduo que entra no incinerador (WHITICAR; RALPH, 2011). Os compostos tóxicos volatilizados se condensam na superfície das partículas das cinzas volantes, sendo os mais comumente encontrados os metais potencialmente tóxicos e os compostos orgânicos, principalmente as dioxinas. Dessa forma, as cinzas volantes são classificadas como materiais perigosos (VEHLOW, 2015).

Existem três diferentes tipos de tratamentos das cinzas e são eles: separação, estabilização/solidificação e tratamento térmico (WHITICAR; RALPH, 2011). Esses tratamentos possuem suas próprias técnicas e métodos, variando de acordo com seu objetivo e qualidade das cinzas.

Os métodos de separação permitem a remoção ou extração de materiais indesejáveis das cinzas, com o objetivo de aumentar sua qualidade e aplicação para outros usos ou o material extraído pode ser reaproveitado para outros usos (WHITICAR; RALPH, 2011). Alguns exemplos das técnicas de separação são: lavagem, lixiviação (para remoção de metais), processos eletroquímicos e tratamento térmico (WHITICAR; RALPH, 2011; ZACCO et al., 2014).

A estabilização/solidificação é o tratamento mais utilizado nos resíduos da incineração (ZACCO et al., 2014) devido a sua tecnologia bem estabelecida e baixo custo (WHITICAR; RALPH, 2011). Sua principal função é produzir materiais com propriedades físicas, mecânicas e químicas que sejam capazes de imobilizar compostos perigosos presentes nos resíduos (ZACCO et al., 2014). Esse processo utiliza aditivos ou compostos ligantes, como cimentos ou materiais pozolânicos, para imobilizar física ou quimicamente os componentes perigosos presentes nos resíduos, alguns dos aditivos químicos usados são o silicato de sódio e fosfatos (WHITICAR; RALPH, 2011; ZACCO et al., 2014).

Os métodos térmicos de tratamento envolvem o uso de altas temperaturas para induzir transformação físico-química das cinzas, e também reduz o volume e o potencial de lixiviação enquanto gera um material estável, homogêneo e não perigoso (WHITICAR; RALPH, 2011). As técnicas utilizadas neste tratamento são a vitrificação, fusão e sinterização (ZACCO et al., 2014).

Os tratamentos listados tornam as cinzas estáveis e com isso sua disposição final em aterros torna-se mais segura ambientalmente, sendo este o destino final mais comumente encontrado (ZACCO et al., 2014). Além disso os tratamentos permitem que elas sejam reaproveitadas como materiais utilizados na construção civil, aplicações geotécnicas, adsorventes e agricultura (MARGALLO et al., 2015). Porém essas aplicações variam de acordo com o que é permitido na legislação vigente de cada país.

1.2.6 Tratamento de Escórias

A escória é o material coletado ao final da grelha do forno após a combustão dos resíduos. É um material granulado composto por materiais inertes e não queimáveis, como areia, pedras, vidro, metais e as cinzas dos materiais queimados (CEWEP, 2016). Assim que sai do forno, as escórias caem em um tanque de resfriamento, normalmente contendo água (SABBAS et al., 2003). Após o resfriamento seguem para a etapa de recuperação de materiais e tratamento.

O processo de combustão dos resíduos gera grande quantidade de escórias, só em 2014 foram geradas 18 milhões de toneladas (CEWEP, 2016), logo a necessidade de aproveitamento desse subproduto se torna essencial. A primeira etapa de tratamento consiste na recuperação de metais presentes nas escórias, ao sair do tanque de resfriamento, elas passam por uma esteira onde há um imã suspenso, que atrai todos os materiais ferrosos ali presentes (CEWEP, 2016). Já os metais não ferrosos são separados através da técnica da corrente de Foucault que se baseia no fenômeno da mudança de campo magnético que cria pequenas correntes em objetos metálicos (CEWEP, 2016). Posteriormente, esses resíduos são separados de acordo com seus tamanhos, para um melhor aproveitamento dos mesmos.

Após a separação dos metais as escórias são armazenadas ao ar livre ou em locais cobertos durante o período de 6 a 20 semanas antes de serem reutilizadas. Esse tratamento, conhecido como envelhecimento, é necessário pois as escórias que acabaram de sair da grelha

ainda não são consideradas materiais inertes. Logo, esse tratamento visa reduzir tanto a reatividade residual quanto a capacidade de lixiviação dos metais (EUROPEAN COMMISSION, 2006).

Além desses tratamentos físicos e químicos, há também os tratamentos térmicos, que são os mesmos empregados no tratamento das cinzas volantes: a vitrificação e a fusão, descritos no item 1.5. Na Tabela 2, estão apresentados de forma resumida os processos de tratamentos empregados tanto para cinzas volantes quanto para escórias.

O reaproveitamento das escórias após seu tratamento pode variar de acordo com a legislação de cada país, mas dentre as possibilidades tem-se: material para agregados na construção civil, pavimentação de rodovias e camada de cobertura em aterros de resíduos (MARGALLO et al., 2015).

Tabela 2: Classificação dos tipos de tratamento de Cinzas Volantes e Escórias

Tratamento	Processo	Descrição	Tipo de Resíduo
Separação	Lavagem	Remoção de sais solúveis	Cinza e Escória
	Lixiviação	Remoção e/ou recuperação de metais	Cinza
	Processo Eletroquímico	Recuperação de metais	Cinza e Escória
	Separação magnética	Separação de materiais ferrosos	Escória
	Peneiração	Redução do tamanho	Escória
Estabilização/ Solidificação	Ligante inorgânico	Encapsulamento físico dos poluentes	Cinza e Escória
	Ligante orgânico	Encapsulamento físico dos poluentes	Cinza
	Reagentes Químicos	Transformação química dos poluentes	Cinza
Tratamento térmico	Vitrificação	ΔT : 1000 – 1500°C com aditivos	Cinza e Escória
	Fusão	ΔT : 1000 – 1500°C sem aditivos	Cinza
	Sinterização	ΔT : 900 – 1000°C	Cinza e Escória

Fonte: Adaptado de Margallo et al., 2015.

1.3 Legislação

1.3.1 Legislação Europeia

O panorama das políticas ambientais na União Europeia evoluiu consideravelmente nos últimos 30 anos (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2013). Essa evolução ocorreu através de uma série de planos de ação ambiental e um quadro de legislação que visa reduzir os impactos negativos ambientais e de saúde e também criar uma economia eficiente em termos de energia e recursos (EUROPEAN COMMISSION, 2010).

Todo esse contexto de legislações na gestão de resíduos fez com que a incineração se tornasse cada vez mais uma alternativa de tratamento, visto suas vantagens de geração de energia e prolongamento da vida útil de aterros de resíduos. O relatório energético da CEWEP relativo aos anos de 2004 a 2007 (REIMANN, 2013) mostra que em 16 países europeus haviam cerca de 231 plantas de incineração, já no ano de 2015 além do aumento de países com instalações de incineração, o número aumentou para 507 plantas de incineração em 22 países (CEWEP, 2015).

Esse grande aumento da incineração exige um controle restritivo de todo o processo. As instalações de incineração que entraram em operação em 2002 foram reguladas pela Diretiva 2000/76/UE (UE, 2000), que é relativa especificamente a incineração de resíduos sólidos, as instalações já existentes passaram a operar sob suas condições a partir de 2005 (FONT et al., 2015). Com o objetivo de harmonizar as diferentes vertentes da regulação de emissões industriais, sete diretivas, incluindo a de incineração de resíduos, foram unificadas na Diretiva 2010/75/UE que é relativa às emissões industriais – prevenção e controle integrados (FONT et al., 2015). As instalações de incineração já existentes antes de 2010 tiveram até 2014 para se enquadrar na nova diretiva, e as novas instalações a partir de 2013 (FONT et al., 2015).

A diretiva atual abrange todo o processo de incineração desde a restrição dos limites de poluentes presentes nos gases de combustão até o gerenciamento dos resíduos do processo (escórias e cinzas volantes) e monitoramento incluindo os limites de emissão de poluentes atmosféricos que estão apresentados na Tabela 3. Os poluentes de monitoramento contínuo são óxidos de enxofre (NO_x), monóxido de carbono (CO), material particulado total (MP), carbono orgânico total (COT), ácido fluorídrico (HF), ácido clorídrico (HCl) e dióxido de enxofre (SO_2). E os poluentes de medição periódica são cádmio (Cd), tálio (Tl), mercúrio (Hg), antimônio (Sb), arsênio (As), chumbo (Pb), cromo (Cr), cobalto (Co), cobre (Cu), manganês (Mn), níquel (Ni) e vanádio (V).

Com relação às escórias e cinzas volantes a diretiva apresenta a reciclagem como uma alternativa de seu gerenciamento, mas que antes de sua reciclagem ou eliminação sejam realizados ensaios adequados para definir as características físicas e químicas e o seu potencial poluidor.

Os Estados-membros da União Europeia tem a obrigação de por à disposição da Comissão Europeia, os dados referentes aos valores de emissão e dados de monitoramento de todo o processo (UE, 2010). Cada Estado-membro designa uma autoridade competente para cumprimento das obrigações da Diretiva 2010/75/UE.

Outro ponto fundamental da diretiva da UE é a obrigatoriedade da publicidade de informações sobre o funcionamento e controle da instalação, bem como os níveis de emissões atmosféricas e de efluentes, para instalações com capacidade nominal igual ou superior a 2 toneladas de resíduos por hora (UE, 2010). Sendo assim, a população tem à disposição as informações sobre os níveis de poluição ao qual estão expostas.

A Suíça não faz parte da União Europeia e por isso não está submetida às suas regras. No entanto, possui lei que regulam as emissões atmosféricas de incineradores (OFEV, 2018). Seus limites de emissão e parâmetros são por vezes mais restritivos ou mais permissivos que os estipulados pela UE. Há também adição de parâmetros como amônia, chumbo e zinco. Em relação ao controle das emissões, há autoridades nacionais competentes que fiscalizam e controlam o processo e as emissões (OFEV, 2018).

A Noruega também não faz parte da UE, porém de acordo com o relatório de 2013 da Agência Ambiental Europeia (EEA), a Noruega assinou um acordo relativo ao Espaço Econômico Europeu, onde dentre outras obrigações, deve implementar as diretrizes da área de meio ambiente, que envolve as diretivas (EEA, 2013). Com isso, seus valores limites de emissão são idênticos aos da União Europeia.

1.3.2 Legislação Brasileira

Nos últimos oito anos a política de resíduos sólidos no Brasil vem evoluindo devido a implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) instituída pela Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010). Similarmente à diretiva europeia, a PNRS preconiza a deposição somente de rejeitos em aterros. Além disso, na gestão de resíduos sólidos brasileira

também há a hierarquia de resíduos, definida no artigo 9º da PNRS, semelhante ao encontrado na Europa.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA apresenta a Resolução CONAMA nº 316 de 29 de outubro de 2002 que dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos. Estados como São Paulo e Paraná legislaram suas próprias resoluções referentes aos processos térmicos de tratamento de resíduos. Em relação aos limites de emissão para atmosfera, São Paulo estabeleceu parâmetros mais restritivos enquanto o Paraná manteve o mesmo que é estabelecido pela CONAMA. Um comparativo entre a CONAMA 316, e a Diretiva da UE e as leis da Suíça e Noruega pode ser visto na Tabela 3.

Tabela 3: Comparação entre as legislações do Brasil e da União Europeia.

Parâmetro*	União Europeia	Suíça	Noruega	Brasil
Óxidos de Nitrogênio (NOx)	200	80	200	560
Material Particulado (MP)	10	10	10	70
Monóxido de Carbono (CO)	50	50	50	100
Dióxido de enxofre (SO ₂)	50	50	50	280
Carbono orgânico Total (COT)	10	-	10	-
Ácido Clorídrico (HCl)	10	20	10	80
Ácido Fluorídrico (HF)	1	2	1	5
Dioxinas e Furanos (PCDD/F) (ngTE·Nm ⁻³)	0,1	0,1	0,1	0,5
Mercúrio (Hg)	0,05	0,05	0,03	
Cádmio (Cd)	0,05		0,05	0,28
Tálio (Tl)		-		
Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V	0,5	-	0,05	-
Sb+Pb+Cr+Cn+Cu+Sn+F+Mn+PT+PD+RH+V	-	-	-	7
As+Co+Ni+Se+Te	-	-	-	1,4
Pb + Zn	-	1	-	-

Fonte: CONAMA, 2002; SMA, 2009; OFEV, 2018 ;UE, 2010

Observação: *Os parâmetros da UE, Noruega e Brasil se encontram padronizados em $\text{mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$, com exceção das dioxinas e furanos que se encontram em $\text{ngTE}\cdot\text{Nm}^{-3}$. Os parâmetros da Suíça se encontram em $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$, com exceção das dioxinas e furanos que se encontram em $\text{ngTE}\cdot\text{m}^{-3}$.

É nítida a permissividade de emissão de poluentes por parte da CONAMA quando comparada às outras três legislações. Parâmetros como carbono orgânico total e alguns metais é inexistente na legislação federal brasileira. As dioxinas e furanos tem seu limite de emissão cinco vezes maior que a das outras legislações.

O estado de São Paulo através da Resolução SMA nº 79 de 04 de novembro de 2009, estabeleceu diretrizes e condições para operação e licenciamento da atividade de tratamento térmico de resíduos sólidos e no que tange às emissões atmosféricas, tem valores bem mais restritivos que os apresentados na CONAMA, sendo os parâmetros e limites de emissão idênticos aos da Diretiva 2010/75/UE.

1.4 Monitoramento ambiental

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (2009) o monitoramento ambiental é o conhecimento e acompanhamento sistemático da situação dos recursos ambientais dos meios físico e biótico, visando a recuperação, melhoria ou manutenção da qualidade ambiental. Os dados de monitoramento ambiental são necessários para determinar se um evento é comum ou extremo e são úteis para o desenvolvimento de projetos experimentais apropriados (LOVETT et al., 2007).

O monitoramento ambiental fornece base para a formulação de políticas ambientais e também para avaliar se a política teve o efeito pretendido e se tem sido eficaz em termos de custos (LOVETT et al., 2007).

O monitoramento da qualidade do ar fornece dados para avaliar as emissões comparando-os aos limites pré-estabelecidos, com o intuito de proteger a saúde e meio ambiente, e também para acompanhar mudanças devido a alterações nas emissões (IEMA, 2014). Os métodos de monitoramento são baseados nas características operacionais dos monitores, que podem ser: passivos, ativos ou contínuos (IEMA, 2014).

O método passivo é realizado por dispositivos que retém os poluentes específicos através de uma reação química ou física por um certo período de tempo, podendo ser aplicada a uma grande variedade de poluentes (IEMA, 2014). O método ativo requer um bomba para

fazer a amostra de ar passar através de um meio de coleta, que pode ser físico ou químico, seu tempo de amostragem é menor, variando de horas a alguns dias. (IEMA, 2014). Por último o método de amostragem automático ou contínuo utiliza instrumentos que se baseiam nas propriedades físico-químicas dos poluentes. As análises das amostras ocorrem em tempo real e on-line através de métodos como absorção de ultravioleta ou infravermelho, fluorescência, entre outros (IEMA, 2014).

O monitoramento ambiental do solo é realizado através da observação das condições físico-químicas ou biológicas que se alteram no solo em um determinado período, alteração causada por atividades antrópicas. Para análise de substâncias inorgânicas, como alguns metais, presentes no solo, deve-se utilizar amostras da fração de solo menor que 2 milímetros e posteriormente utilizar metodologias analíticas de extração dessas substâncias, como a digestão ácida (CONAMA 2009; ROVIRA et al., 2018; USEPA, 1996).

1.4.1 Biomonitoramento

Segundo Buss (2003) e Matthews (1982) o biomonitoramento é o uso sistemático das respostas de organismos vivos para avaliar as mudanças ocorridas no ambiente, normalmente causadas por ações antrópicas, ou seja, por ações e atividades humanas. Essas respostas são usadas para indicar condições ambientais, como a poluição.

A principal vantagem do biomonitoramento é a integração dos parâmetros ambientais como um todo, mostrando o real impacto dos poluentes nos organismos vivos, diferentemente dos métodos baseados em monitoramento físico-químico (FALLA et al., 2000). No entanto, a falta de padronização é uma das principais razões das técnicas de biomonitoramento serem menos referidas na legislação (TEMMERMAN et al., 2001).

O biomonitoramento da poluição do ar com o uso de plantas, e principalmente musgos e líquens é uma prática comum. São utilizados para o monitoramento dos efeitos dos poluentes e das distribuições temporais e espaciais dos efeitos da poluição (TEMMERMAN et al., 2001). É realizado com organismos que possuem características acumuladoras ou bioindicadoras (VAN DIJK; VAN DOORN; VAN ALFEN, 2015).

A principal característica dos organismos bioindicadores é a sensibilidade à alterações no ambiente e com isso apresentam efeitos visíveis como necrose, clorose (produção insuficiente de clorofila), redução do crescimento e a perda de flores e frutos, no caso de plantas

superiores (FALLA et al., 2000; VAN DIJK; VAN DOORN; VAN ALFEN, 2015) . Os organismos acumuladores são mais resistentes que os indicadores sendo capazes de acumular gases e partículas na superfície de suas folhas ou dentro de seus tecidos, sem apresentar efeitos visíveis (FALLA et al., 2000; VAN DIJK; VAN DOORN; VAN ALFEN, 2015).

Os musgos são briófitas, plantas que possuem como característica principal a ausência de vasos condutores (FERREIRA; OLIVEIRA; SANDRA, 2016). A escolha da espécie de musgo como bioindicador é muito importante devido aos seus diferentes meios de absorção de água e de fixação de poluentes (FALLA et al., 2000; TEMMERMAN et al., 2001). Os musgos ecto-hídricos são utilizados como bioacumuladores já que eles obtém seus nutrientes e água exclusivamente da deposição seca e úmida, sendo assim ideais para o monitoramento de poluentes no ar (SCHRÖDER et al., 2010), principalmente metais mas também compostos orgânicos (GERDOL et al., 2014).

Os líquens são formados pela simbiose de dois organismos diferentes, um fungo e uma alga. São organismos de crescimento lento e não possuem raízes, por isso absorvem, diretamente do ar, água e nutrientes necessários ao seu metabolismo. Além disso, as trocas gasosas ocorrem por toda sua superfície uniformemente (AUGUSTO; MÁGUAS; BRANQUINHO, 2013; TRETACH et al., 2011). Devido a essas características, são organismos bioacumuladores (FALLA et al., 2000) e utilizados para avaliar a contaminação ambiental, permitindo relacionar os baixos níveis de exposição aos efeitos crônicos de longo prazo sobre a saúde (AUGUSTO; MÁGUAS; BRANQUINHO, 2013).

O biomonitoramento da poluição do ar com o uso do solo também é um prática bastante utilizada, visto que é uma matriz complexa e com isso tende a confinar os poluentes a que são expostos através da deposição seca e úmida. Sendo assim, uma excelente matriz para análise da contaminação a longo prazo (ROVIRA et al., 2018). A deposição atmosférica é uma das principais vias de fluxo para os poluentes atmosféricos e o principal caminho para esses poluentes encontrarem a superfície (MIJIC et al., 2010).

O biomonitoramento da qualidade do ar permite o retrato da atual condição daquela região, sendo uma matriz mais suscetível às mudanças ao longo do tempo (ROVIRA et al., 2018) devido a fatores como ventos e chuva.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Analisar o monitoramento ambiental de incineradores de resíduos sólidos urbanos na Europa, com vistas à proteção ambiental.

2.2 Objetivos Específicos

- I. Identificar e comparar dados de monitoramento ambiental de diferentes incineradores na Europa;
- II. Avaliar junto à literatura os estudos que abordam relações entre emissões de incineradores e impactos no ambiente;
- III. Analisar as condições para implementação da incineração de resíduos sólidos urbanos no Brasil, com vistas à preservação ambiental, levando em conta o cenário nacional de gestão de resíduos, a legislação vigente e a regulação.

3. METODOLOGIA

A presente pesquisa tem caráter descritivo e exploratório por estudar as características dos incineradores e dados de monitoramento se utilizando de pesquisa bibliográfica e documental. A primeira etapa consistiu na realização de revisão bibliográfica onde foram consultados livros, artigos científicos e documentos técnicos, entre relatórios de agências ambientais e legislações. Para busca de artigos científicos as palavras-chave utilizadas foram, *municipal solid waste incineration, emissions, incineration, monitoring, waste-to-energy*, NO_x e *airborne* nas bases de dados *Science Direct* e *Google Scholar*. A definição do período de amostragem dos artigos foi de 20 anos (1998 – 2018). Os documentos técnicos utilizados na presente dissertação foram encontrados nos sites das agências ambientais europeias e de seus respectivos países membro.

Após a revisão bibliográfica, foi conduzida a coleta de dados. O espaço amostral foi delimitado a incineradores europeus associados à confederação europeia de plantas de recuperação de energia a partir de resíduos - CEWEP (*Confederation of European Waste-to-Energy Plants*). Sendo a base de dados disponível em seu *website* a triagem inicial desses incineradores. O mesmo foi acessado entre fevereiro e junho de 2018. Buscou-se identificar o número de unidades de incineração de resíduos sólidos urbanos por país, um total de 522 plantas foram identificadas entre os 22 países-membro da CEWEP.

A escolha de países europeus para as análises presentes neste trabalho se deve ao fato de ser um continente com uma grande diversidade de países, o que retrata diversidade econômica, política e ambiental. Há também o fato de ser uma tecnologia completamente integrada e disseminada em vários países da Europa e pela maior facilidade de acesso à informação, por conta do idioma e de possuir uma confederação que reúne uma grande parte das plantas existentes.

Definiu-se trabalhar com uma amostra de 10 incineradores por país naqueles, onde há um número superior a esse de plantas. Buscou-se escolher plantas distribuídas por diferentes regiões de cada país e que possuíssem as maiores capacidades de recepção de resíduos. Nos países onde o número de plantas existentes é menor do que 10, trabalhou-se com a totalidade dos incineradores que puderam ter suas informações encontradas. A amostra total analisada contempla 136 unidades de incineração, distribuída por 22 países. São eles: França, Alemanha, Itália, Inglaterra, Suécia, Suíça, Dinamarca, Noruega, Bélgica, Holanda, Espanha, Áustria,

Finlândia, Polônia, República Checa, Eslováquia, Portugal, Hungria, Lituânia, Estônia, Irlanda e Principado de Andorra.

A delimitação amostral de dez incineradores por país foi definida levando-se em consideração a limitação temporal do estudo, dado que a interpretação dos dados contidos nos relatórios publicados pelos operadores das unidades de incineração, nos diversos idiomas dos países integrantes da EU, acarreta em considerável demanda de horas de trabalho.

Com base nas informações sobre cada planta disponibilizadas no site da CEWEP, buscou-se o *website* de cada uma das unidades de incineração selecionadas. Nas consultas aos *websites*, foram levantadas informações relativas ao tipo de forno, sendo considerados exclusivamente os de grelha, capacidade de recepção e tipos de resíduos recebidos, com a prioridade de recebimento de RSU, além de dados de monitoramento de emissões atmosféricas, e geração de efluentes líquidos, cinzas e escórias. Esse levantamento permitiu conhecer os tipos de informações que são disponibilizadas pelos operadores dos incineradores e as características básicas dos mesmos. As informações foram compiladas em tabelas de Excel e agrupadas sob a forma de gráficos tipo Pizza utilizando o mesmo *software*.

Após a coleta e análise inicial dos dados, a segunda etapa consistiu na análise das emissões atmosféricas disponibilizadas nos *websites* dos incineradores. A triagem inicial consistiu na verificação das unidades de medida de acordo com o que é estabelecido pela Diretiva 2010/75/UE. A escolha da diretiva como reguladora dos níveis de emissão é baseada no fato de 20 dos 22 países analisados pertencerem à União Europeia, sendo apenas Suíça e Noruega países externos. Incineradores que não apresentavam seus dados de emissão nas unidades de miligrama por metro cúbico ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) ou miligrama por normal metro cúbico ($\text{mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$) não foram considerados nesta segunda etapa. A amostra avaliada foi de 92 incineradores. Pelo critério descrito, os incineradores dos países Portugal, Estônia, Hungria e Lituânia não fizeram parte da amostra.

Os poluentes de medição contínua, definidos pela diretiva da UE foram empregados para construir uma série temporal longa, no período de 2010 a 2017, de forma a buscar identificar variações temporais na qualidade das emissões. Esses poluentes são: óxidos de nitrogênio (NO_x), monóxido de carbono (CO), material particulado (MP), carbono orgânico total (COT), fluoreto de hidrogênio (HF), cloreto de hidrogênio (HCl) e dióxido de enxofre (SO_2). Para essa análise, foram selecionados os incineradores que tivessem publicado dados de pelo menos 5 anos de monitoramento atmosférico. Com isso, de 92 incineradores, passou-se a ter uma amostra total de 43 unidades de incineração, distribuídas em 14 países. As dioxinas e

furanos (PCDD/F), apesar de não serem poluentes de monitoramento contínuo entraram nesta análise devido a sua importância para o meio ambiente e saúde pública.

A diretiva da UE estipula os seguintes poluentes para medição periódica: Antimônio (Sb), Arsênio (As), Chumbo (Pb), Cromo (Cr), Cobalto (Co), Cobre (Cu), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Vanádio (V), referidos aqui como metais, Cádmio (Cd), Tálcio (Tl) e Mercúrio (Hg). Para esses foi feita uma análise no período de 2015 a 2017, para identificação da qualidade de suas emissões. Com a redução do período de monitoramento analisado o número total de incineradores analisados aumentou para 76.

O diagrama de caixa, ou *box plot*, foi utilizado para analisar as emissões atmosféricas de todos os poluentes de monitoramento contínuo durante o período de 2010 a 2017. Esse tipo de gráfico é uma forma de representação dos dados útil para fornecer alterações nas distribuições de dados ao longo do tempo (LEM et al., 2013). Para realização dos gráficos foi utilizado o *software* GraphPad Prism 7.0, La Jolla California EUA, “www.graphpad.com” na versão teste.

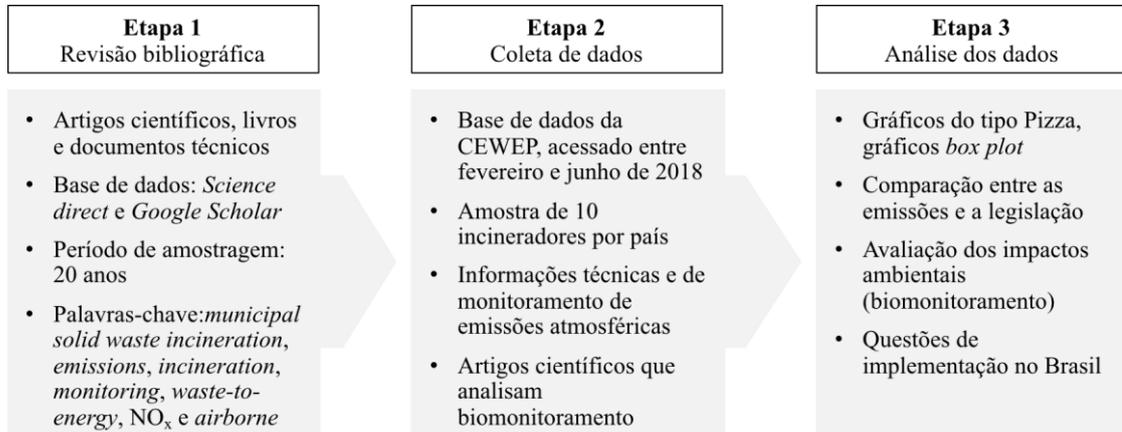
O gráfico do tipo *box plot* é constituído por uma caixa, onde a parte inferior da caixa é delimitada pelo 1º quartil, o topo da caixa é delimitado pelo 3º quartil e a linha que atravessa a caixa é o 2º quartil ou mediana (CAPELA; CAPELA, 2011; REIS; REIS, 2001). O primeiro quartil é onde se localizam 25% dos menores valores da amostra, o segundo quartil é onde ocorre a divisão entre a metade superior e a metade inferior da amostra e o terceiro quartil é onde se localiza 75% dos maiores valores da amostra (NETO et al., 2017). O intervalo interquartil é a dimensão da caixa e representa o intervalo dos 50% dos dados em torno da mediana, esse intervalo é a diferença entre os quartis 3 e 1 (NETO et al., 2017).

Nos gráficos apresentados no presente trabalho, a média é indicada com o símbolo “+”, a mediana pela linha no interior da caixa e os *outliers* pelos asteriscos “*”. Os *outliers* são valores atípicos ou extremos em um conjunto de dados (NETO et al., 2017).

De forma a conduzir a avaliação dos artigos relacionados aos impactos ambientais relacionados à incineração de resíduos sólidos urbanos, foram levantados artigos científicos na base de dados *Science Direct*. O período analisado foi de 20 anos (1998 – 2018), utilizando as palavras-chave *waste incineration*, *environmental monitoring*. Os critérios de exclusão utilizados foram: avaliações de impacto ambiental e biomonitoramento de países que não pertencessem à Europa, resíduos que não RSU e que o forno de incineração não fosse de grelha. Com o emprego dos critérios de exclusão, a discussão do presente trabalho utilizou 20 artigos científicos.

As etapas descritas na metodologia e realizadas para a execução do presente trabalho estão esquematizadas na Figura 5.

Figura 5: Esquema das etapas de realização da metodologia



Fonte: A autora

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

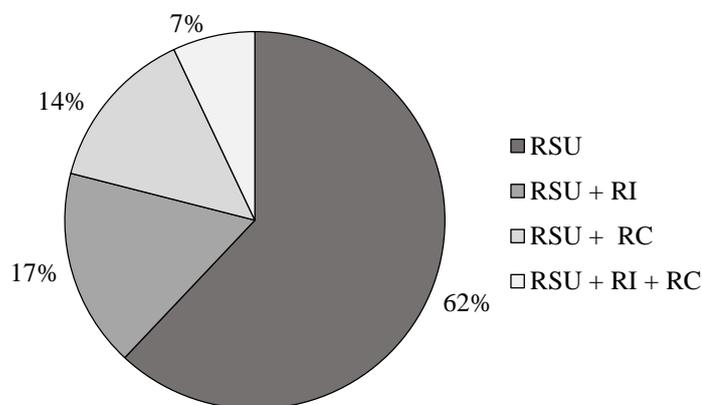
4.1 Análise geral dos incineradores da Europa

Na Diretiva 2010/75/UE (UE, 2010), no capítulo IV, o artigo 55 determina que as plantas de incineração com capacidade nominal igual ou superior a 2 toneladas de resíduos por hora devem dar publicidade sobre o funcionamento e monitoramento das instalações. Logo, as informações analisadas nos itens 4.1 e 4.2 do presente trabalho são referentes a dados disponíveis publicamente por parte das empresas que operam o incinerador.

O acesso a essas informações varia de acordo com o país em que a planta está localizada mas, de forma geral esses dados se encontram nos relatórios produzidos pela empresa que opera o incinerador disponíveis nos *websites* da mesma. A diversidade de países analisados para o presente estudo traz associado a ela a dificuldade com o idioma, visto que alguns países não publicam seus relatórios no idioma inglês.

Apesar de predominantemente receber RSU os incineradores em grelha podem receber outros tipos de resíduos com características semelhantes, em menor quantidade. Os resíduos incinerados juntamente com RSU são resíduos comerciais e industriais não perigosos. No Gráfico 1, pode-se ver o tipo de resíduo recebido pelos incineradores analisados

Gráfico 1: Porcentagem dos diferentes tipos de resíduos recebidos pelos incineradores



Legenda: RSU: resíduos sólidos urbanos; RC: resíduos comerciais;
RI: resíduos industriais.

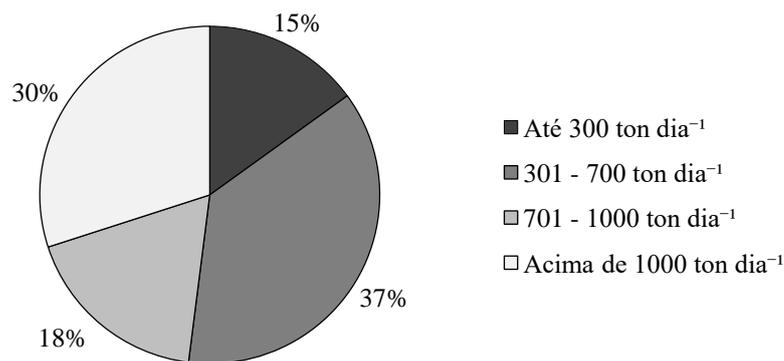
Observação: Número total de incineradores analisados é igual a 136.

Em 62% dos incineradores analisados o resíduo recebido especificado era somente resíduo sólido urbano (RSU), 38,2% dos incineradores especificam quais outros tipos de resíduos são permitidos o recebimento, possivelmente por conta da similaridade destes com os RSU. Os incineradores que recebem RSU e resíduos industriais (RI) correspondem a 17% e os que recebem RSU e resíduos comerciais (RC) correspondem à 14% dos incineradores analisados. Uma menor porcentagem reporta receber os três tipos de resíduos, e correspondem a 7% dos incinerados analisados.

Outra variável analisada é a capacidade de recebimento de resíduos pelas plantas de incineração, o que corresponde ao dimensionamento da mesma, que foi projetado de acordo com a geração de resíduos pela população. Há um mínimo de resíduos a serem recebidos para que a incineração seja viável, especialistas indicam em torno de 10 toneladas por hora, ou, 240 toneladas de resíduos em um dia. Em incineradores com reduzida capacidade operacional pode haver dificuldade na homogeneização dos resíduos levando à instabilidade no processo de combustão e qualidade dos gases produzidos.

Analisando-se o Gráfico 2, é possível perceber um predomínio de incineradores na faixa de 301 – 700 toneladas de resíduos por dia e acima de 1000 ton·dia⁻¹. A maior capacidade dentre os incineradores analisados foi de 2.400 toneladas de resíduos por dia.

Gráfico 2: Capacidade de recepção de resíduos sólidos em tonelada por dia

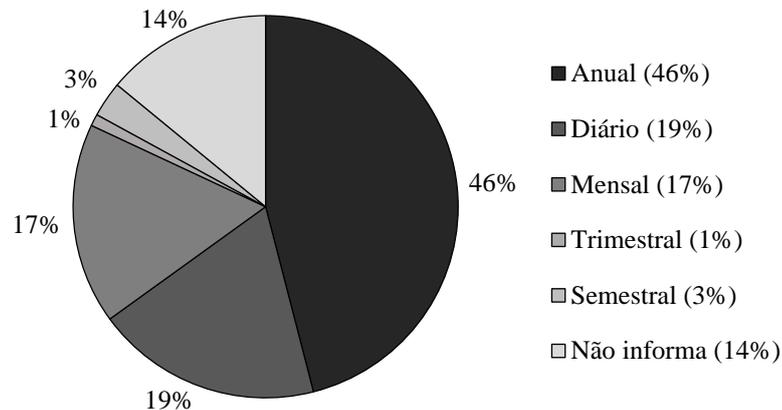


Observação: Número total de incineradores analisados é igual a 136.

A Diretiva 2010/75/UE (UE, 2010) determina diversos parâmetros e limites para emissões atmosféricas, sua frequência de medição e também conforme mencionado anteriormente determina a publicidade desses dados de monitoramento.

No entanto, a publicidade desses dados não necessariamente será na mesma frequência de sua medição. Foi analisada a periodicidade com que os dados de emissão atmosférica são publicados, classificando-se em diário, mensal, trimestral, semestral e anual. O Gráfico 3 mostra que a maior parte (46 %) da divulgação desses dados ocorre anualmente. Normalmente, essas informações são divulgadas em relatórios produzidos pela empresa operadora do incinerador e disponibilizados para a população em seu *website*. A segunda maior periodicidade de divulgação dos dados é diário com 19% e mensal com 17% e os outros 4% correspondem a divulgação trimestral e semestral. Apenas 14% dos operadores de plantas de incineração não dão publicidade aos dados de emissão atmosférica em seus *websites*.

Gráfico 3: Periodicidade da divulgação do monitoramento das emissões atmosféricas dos incineradores



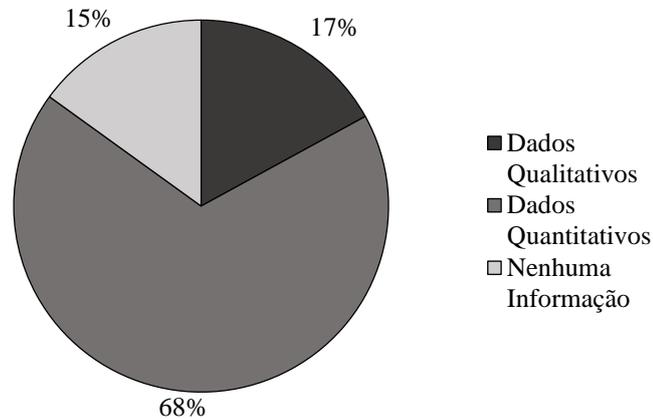
Observação: Número total de incineradores analisados é igual a 136.

Foram analisadas a divulgação de informações referentes a geração e/ou monitoramento de cinzas e escórias. A maioria dos incineradores (85%) divulga informações sobre esses subprodutos. Elas foram classificadas como quantitativa (68%), quando há informação sobre a quantidade de subproduto gerado ou sobre a sua caracterização, ou como qualitativa (17%) quando é informado somente se realiza algum tipo de tratamento ou destinação desses subprodutos, e não possui nenhuma informação disponível sobre cinzas e escórias (15%). O Gráfico 4 permite a análise dessas informações.

A Diretiva da UE, determina que as cinzas e escórias sejam reduzidas ao mínimo em quantidade e nocividade e antes da determinação da eliminação ou reciclagem dos mesmos, estes devem passar por ensaios que definam suas características físicas, químicas e seu potencial poluente. Apesar de ser uma determinação, entre os incineradores analisados as informações

sobre suas características, na grande maioria, não foram encontradas, provavelmente esses dados não são disponibilizados publicamente (dado não mostrado).

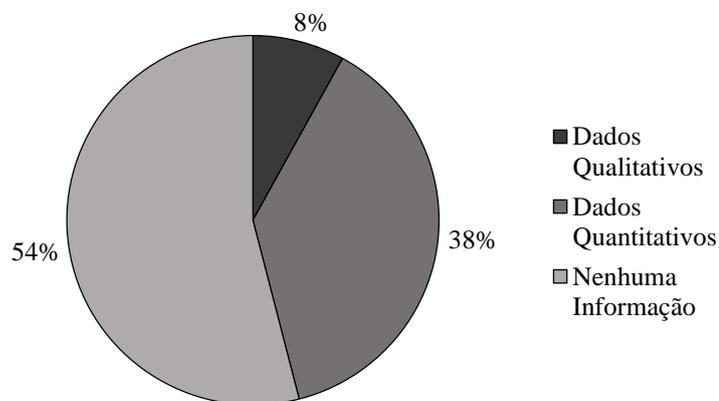
Gráfico 4: Classificação das informações disponíveis sobre escórias e cinzas.



Observação: Número total de incineradores analisados é igual a 136.

Abordando os efluentes líquidos, a análise ocorreu em relação às informações, dividindo-se em dados qualitativos (8%), quando havia informação sobre tratamento ou recirculação desse efluente, e dados quantitativos (38%), quando era informado sobre quantidade gerada e/ou monitoramento desse efluente. O Gráfico 5 mostra que a maioria dos incineradores (54%) não dá publicidade aos seus dados de monitoramento de efluentes líquidos. A Diretiva 2010/75/UE estipula parâmetros de emissão de efluentes, então o monitoramento provavelmente ocorre, embora as informações não sejam disponibilizadas à população.

Gráfico 5: Classificação das informações das emissões de efluentes líquidos



Observação: Número total de incineradores analisados é igual a 136

4.2 Monitoramento das emissões atmosféricas

As 43 plantas de incineração, distribuídas por 14 países, que compõe a análise no período de 2010 a 2017, possuem capacidade de recepção dos resíduos variando de 161,29 a 2.258 toneladas por dia. No que se refere a publicidade dos dados de emissão atmosférica, 44,19% possuem divulgação de dados de monitoramento anual, 30,23% mensal e 20,93% diário, os outros quase 5% são referentes a monitoramento trimestral e semestral.

Os países são Alemanha, Áustria, Bélgica, Dinamarca, Eslováquia, Espanha, Finlândia, França, Holanda, Inglaterra, Itália, Noruega, República Checa e Suíça. Demonstrando que apesar de países com menores quantidades totais de resíduos tratados através da incineração, segundo dados da *Eurostat*, possuem uma boa divulgação dos seus dados de monitoramento atmosférico.

Para cada ano analisado o número de unidades de incineração variou. Isso ocorreu por conta da diferença nos períodos de divulgação de dados de monitoramento de cada incinerador. Como o período de estudo estabelecido foi de 8 anos (2010 a 2017) e poucos incineradores apresentavam dados que correspondessem a todo esse período, foi estabelecido que dentro do período de 2010 a 2017 seriam escolhidos incineradores que tivessem pelo menos 5 anos de monitoramento. Esses critérios estabelecidos geram diferentes números de incineradores em cada ano, sendo indicados como N nos Gráficos 6 a 13.

Nos Gráficos 6 a 13 é apresentada a distribuição das emissões atmosféricas dos parâmetros de monitoramento contínuo, no período de 2010 a 2017. O gráfico do tipo *box plot* foi utilizado por permitir uma análise exploratória e avaliação da simetria dos dados, e também por permitir uma comparação entre grupos (CAPELA; CAPELA, 2011; REIS; REIS, 2001).

4.2.1 Óxidos de nitrogênio

Óxidos de nitrogênio, mais conhecidos como NO_x , é um termo genérico que se refere aos seguintes compostos: óxido nítrico (NO), dióxido de nitrogênio (NO_2). O NO é formado principalmente no forno de combustão e o NO_2 formado após a emissão para a atmosfera pela oxidação do NO com o oxigênio do ar ou com o ozônio (GOHLKE et al., 2010).

Na incineração de resíduos, mais de 95% do NO_x total é apresentado na forma de óxido

nítrico. Durante a combustão, o NO_2 somente seria formado se a temperatura do processo ficasse abaixo de 850°C (VEHLOW; DALANGER, 2011).

O nitrogênio presente nos resíduos sólidos urbanos tem como principal fonte os materiais plásticos, como poliamidas e poliuretano, resíduos têxteis e as proteínas dos resíduos orgânicos (SVOBODA; BAXTER; MARTINEC, 2006). O Gráfico 6 apresenta a distribuição das emissões de NO_x das instalações analisadas, durante o período de 2010 a 2017.

A linha pontilhada, nos Gráficos 6 a 13, representa o limite máximo de emissão dos poluentes admitido pela Diretiva 2010/75 da União Europeia.

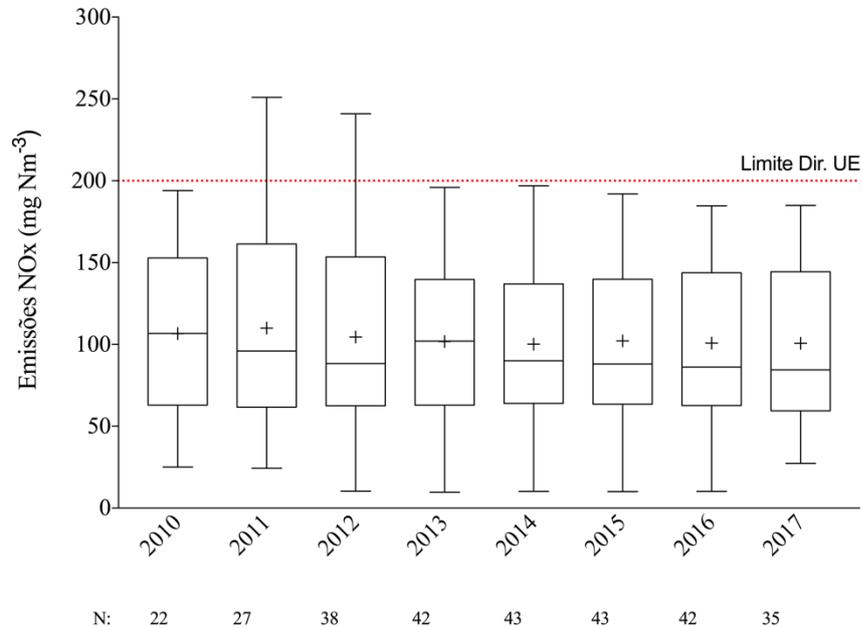
Analisando o Gráfico 6 é possível perceber que praticamente todos os valores estão muito abaixo do limite permitido de $200 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$. Apenas duas medidas se encontram acima do permitido e são elas $251 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ em 2011 e $241 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ em 2012 ambas do mesmo incinerador localizado em Thisted, Dinamarca. Possivelmente esse incinerador não possuía sistema de limpeza específico para remoção de NO_x , como o SNCR ou SCR, pois a partir de 2013 até 2018 todos os valores se encontram bem abaixo do limite, variando entre 76 e $116 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$.

Apesar de apresentar duas medidas acima do limite de emissão, não foram identificados *outliers* em nenhum dos anos analisados, o que indica homogeneidade na distribuição das emissões.

Os anos 2010 e 2013 possuem médias e medianas com valores bem próximos, reforçando uma distribuição homogênea dos valores de emissão dos incineradores. As médias anuais variam de $84,45 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ em 2017 a $110,01 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ em 2011, esses valores estão abaixo do encontrado por Waldner et al. (2013) e por Nixon et al. (2013), respectivamente, de $140 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ em um incinerador a grelha na Itália e 180 e $146 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ em dois incineradores, também de grelha, na Inglaterra.

Assim como é mostrado por Nixon et al. (2013), pode-se identificar NO_x como o parâmetro medido continuamente que mais se aproxima dos limites de emissão estabelecidos pela diretiva europeia. Observando os dados aqui apresentados as instalações emitem em torno de 45% a menos do que o permitido pela legislação atual. Alguns países, como a Alemanha e a Holanda, tornaram ainda mais restritivos os limites de emissão de NO_x que passou a ser de $100 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ a partir de 2012 (VEHLOW, 2015).

Gráfico 6: Distribuição dos valores de emissão de óxidos de nitrogênio (NO_x) durante o período de 2010 a 2017.



Observação: Número total de incineradores analisados é igual a 43

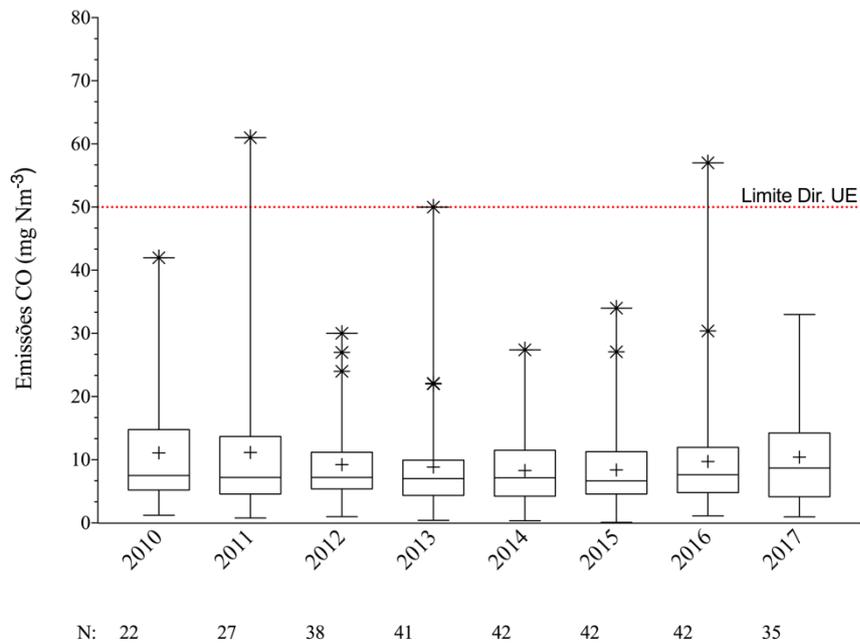
4.2.2 Monóxido de carbono e Carbono orgânico total

O monóxido de carbono é formado principalmente por materiais que não sofreram combustão completa devido a redução da quantidade de oxigênio no processo de combustão (STROBEL; WALDNER; GABLINGER, 2018). Logo, a melhor forma de reduzir a geração desse poluente é tendo boas práticas de combustão e principalmente mantendo níveis adequados de oxigênio no processo.

O Gráfico 7 apresenta a dispersão das emissões de CO durante o período de 2010 a 2017. O maior valor médio emitido foi 11,17 mg·Nm⁻³ em 2011, justamente por conter a maior medida da série analisada de 61 mg·Nm⁻³. Outro ano que tem medidas que ultrapassam o limite de 50 mg·Nm⁻³ é 2016, com uma medição de 57 mg·Nm⁻³. Apesar de possuir dois valores acima do permitido, todas as outras emissões se encontram muito abaixo do limite, variando entre 77,84 e 83,44% inferior ao limite de emissão.

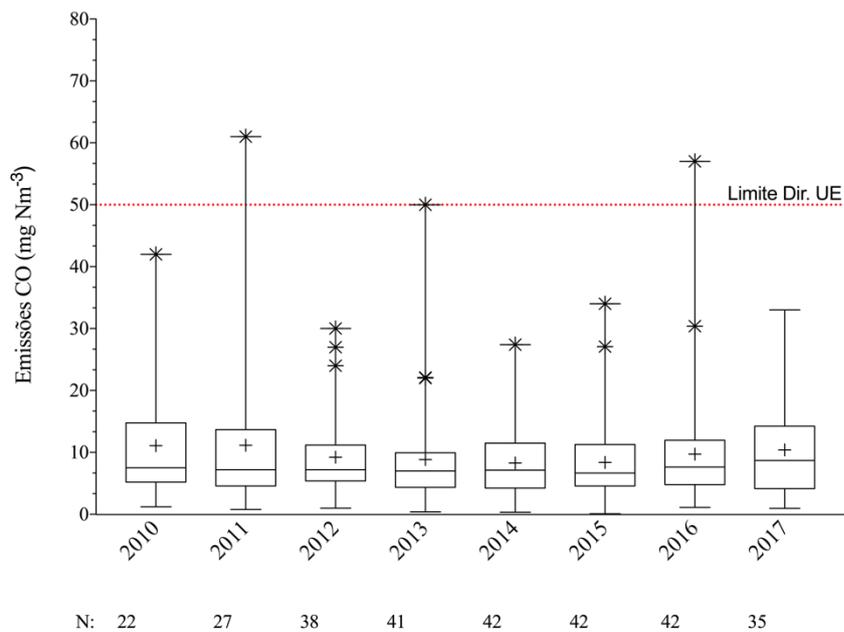
Analisando as áreas das caixas é possível observar que a maior densidade dos valores de emissão estão abaixo de $20 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$, que é aproximadamente três vezes abaixo do limite permitido. Esses valores correspondem ao encontrado por Nixon et al. (2013) em dois incineradores a grelha na Inglaterra que possuem emissão de CO em torno de $11 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$.

Gráfico 7: Distribuição dos valores de emissão do monóxido de carbono (CO) durante o período de 2010 a 2017



Observação: Número total de incineradores analisados é igual a 43

Gráfico 8: Distribuição dos valores de emissão do carbono orgânico total (COT) durante o período de 2010 a 2017.



Observação: Número total de incineradores analisados é igual a 43.

Assim como o CO, o carbono orgânico total (COT) tem sua formação controlada com as boas práticas de combustão (NIXON et al., 2013). É um parâmetro que se encontra muito abaixo do limite de emissão. O maior valor médio anual encontrado foi de $0,89 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ em 2016, o que corresponde a um valor 11 vezes abaixo do permitido de $10 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$. O Gráfico 8 mostra a distribuição das emissões de COT durante o período de 2010 a 2017.

4.2.3 Material particulado

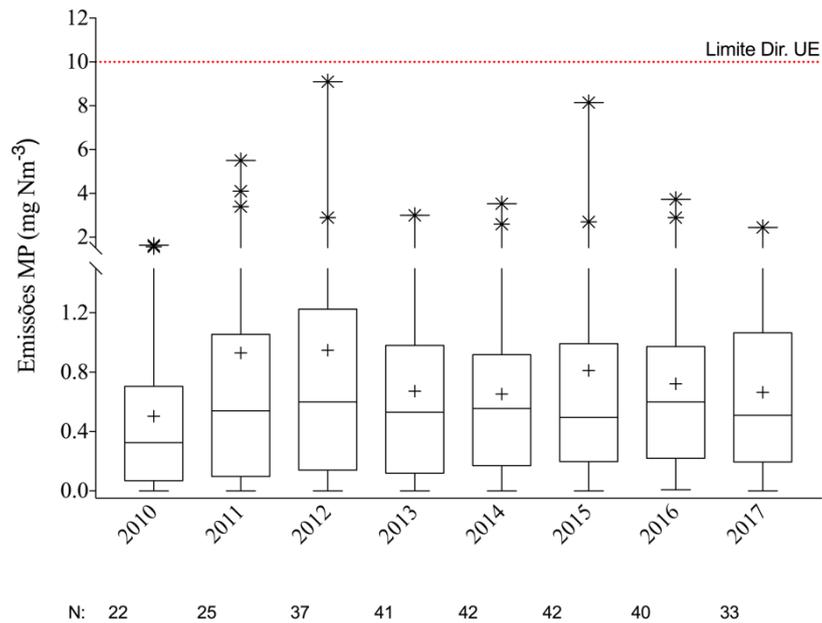
O material particulado (MP) pode ser formado por fragmentação ou por nucleação (CARBONE et al., 2008) durante o processo de combustão dos resíduos. Sua concentração e tamanho podem variar de acordo com o material do resíduo e com o sistema de tratamento de gases do incinerador (KUMAR et al., 2013). As cinzas de instalações modernas de incineração de resíduos são materiais finamente particulados com tamanhos medianos na ordem de $50 \mu\text{m}$ ou inferior (VEHLOW, 2015).

Os valores médios apresentados no Gráfico 9 correspondem ao encontrados por Buonanno et al. (2009) em um incinerador na Itália que foi de $0,2 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ e que se encontram em torno de 7 vezes abaixo do limite de emissão que é de $10 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$. Valores tão baixos de emissão tornam as emissões de material particulado dos incineradores uma pequena fração do total medido no ambiente, quando comparado com outras fontes de emissão como veículos e plantas de geração de energia que se utilizam de combustíveis fósseis (CASS et al., 2000).

As emissões de MP por incineradores podem ser comparadas as emissões presentes em ambientes rurais, com a concentração do número de partícula de aproximadamente 10^3 cm^{-3} (BUONANNO et al., 2011; KUMAR et al., 2013). Nenhum dos incineradores analisados apresentaram valores de emissão maiores que o limite permitido, mas pontualmente, é possível observar valores altos, nos anos de 2012 e 2015, com $9,1$ e $8,15 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ respectivamente.

Apesar de não possuir uma distribuição homogênea, é possível verificar uma maior densidade de valores de emissão no intervalo de 0 a $8 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$. É de extrema importância que as emissões de material particulado sejam baixas, visto que eles carregam metais potencialmente tóxicos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, dioxinas e furanos que se condensam em sua superfície durante o processo de combustão (VEHLOW; DALANGER, 2011). Além disso, torna-se necessário parâmetros restritivos de emissão desses poluentes.

Gráfico 9: Distribuição dos valores de emissão do material particulado (MP) durante o período de 2010 a 2017.



Observação: Número total de incineradores analisados é igual a 43.

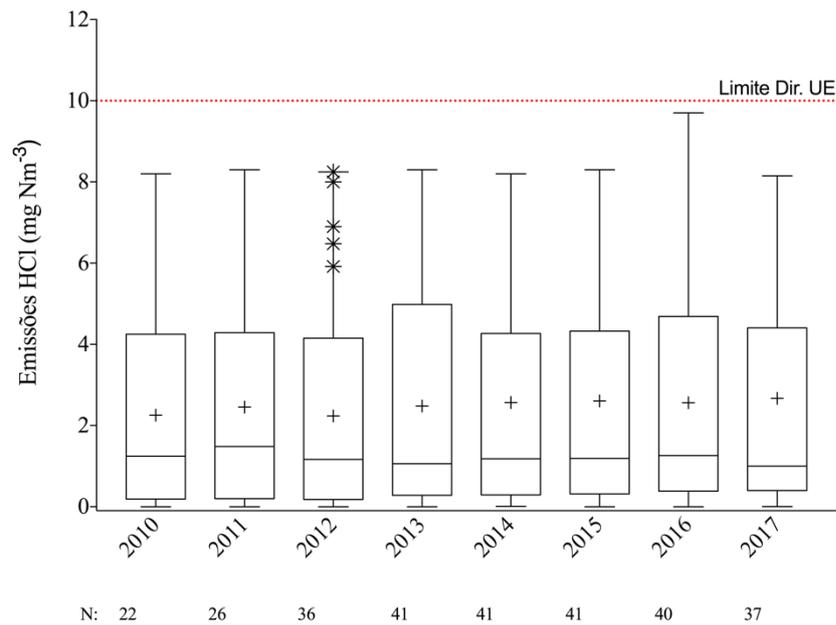
4.2.4 Ácido Clorídrico

O ácido clorídrico ou cloreto de hidrogênio (HCl), como é referenciado na Diretiva 2010/75/UE, é um gás ácido originado a partir da hidrólise de cloretos inorgânicos, em particular de metais alcalinos e alcalinos terrosos, e da decomposição térmica de policloreto de vinila (PVC) dos plásticos presentes nos resíduos (VEHLOW, 2015), como também do cloreto de sódio presente nos resíduos domésticos (MORALES et al., 2014). Entre os hidretos de halogênio, o HCl é o que confere maior acidez ao gás de combustão (VEHLOW, 2015), e que traz o risco de corrosão do forno e demais equipamentos (MORALES et al., 2014).

No Gráfico 10, é possível analisar a distribuição das emissões desse gás e perceber que seus valores médios estão aproximadamente 3,7 vezes abaixo do limite de emissão e que nenhuma das medições se encontraram acima do limite de emissão que é de 10 mg·Nm⁻³. São identificados *outliers* somente no ano de 2012, indicando uma distribuição homogênea das emissões.

É perceptível uma maior densidade das emissões abaixo de 4 mg·Nm⁻³. Valores próximos a esse são encontrados por Buonanno et al. (2009) em um incinerador em Piacenza na Itália com média de 3,6 e 4 mg·Nm⁻³ em 2007.

Gráfico 10: Distribuição dos valores de emissão do ácido clorídrico (HCl) durante o período de 2010 a 2017.



Observação: Número total de incineradores analisados é igual a 43.

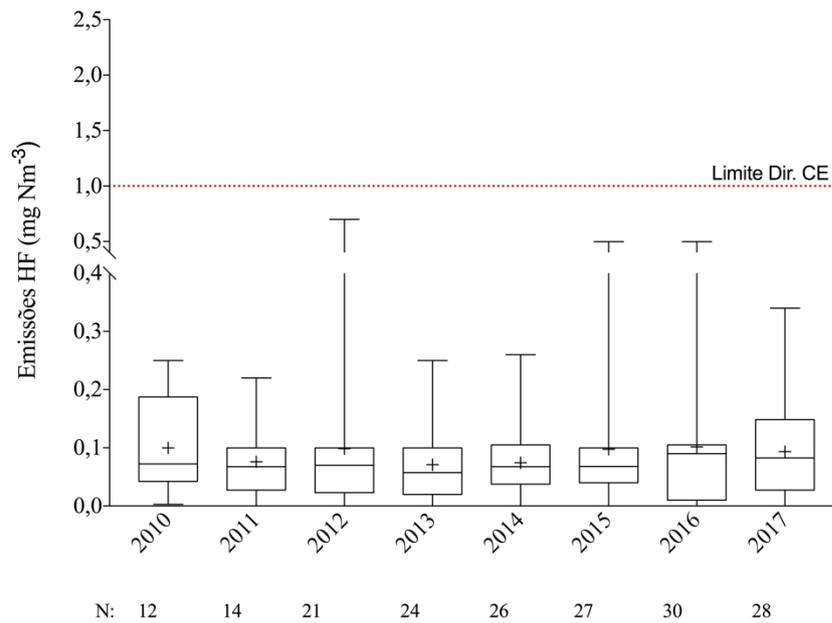
4.2.5 Ácido Fluorídrico

A formação do ácido fluorídrico (HF) é similar à do HCl. Provém da decomposição de resíduos plásticos ou de tecidos durante a queima (EUROPEAN COMMISSION, 2006). Devido a sua alta solubilidade em água, são facilmente retirados através do processo de tratamento de lavagem dos gases. Vehlow (2015) referencia o ácido fluorídrico como um hidreto de halogênio que acrescenta uma pequena quantidade de acidez aos gases de combustão.

Conforme pode ser observado no Gráfico 11, os valores de emissão do HF são baixos, com o maior valor médio anual de emissão foi de 0,15 mg·Nm⁻³ o que corresponde a, aproximadamente, 6 vezes abaixo do limite permitido (1 mg·Nm⁻³).

É possível observar uma maior densidade de emissões no intervalo de 0 a 0,1 mg·Nm⁻³. Além disso, nenhuma emissão foi igual ou superior ao limite permitido de 1 mg·Nm⁻³, os anos de 2012, 2015 e 2016 possuíram os maiores valores de emissão do período, variando de 0,5 a 0,7 mg·Nm⁻³. Mesmo com a identificação de *outliers* em alguns anos, as distribuições são homogêneas durante todo o período estudado.

Gráfico 11: Distribuição dos valores de emissão do ácido fluorídrico (HF) durante o período de 2010 a 2017.



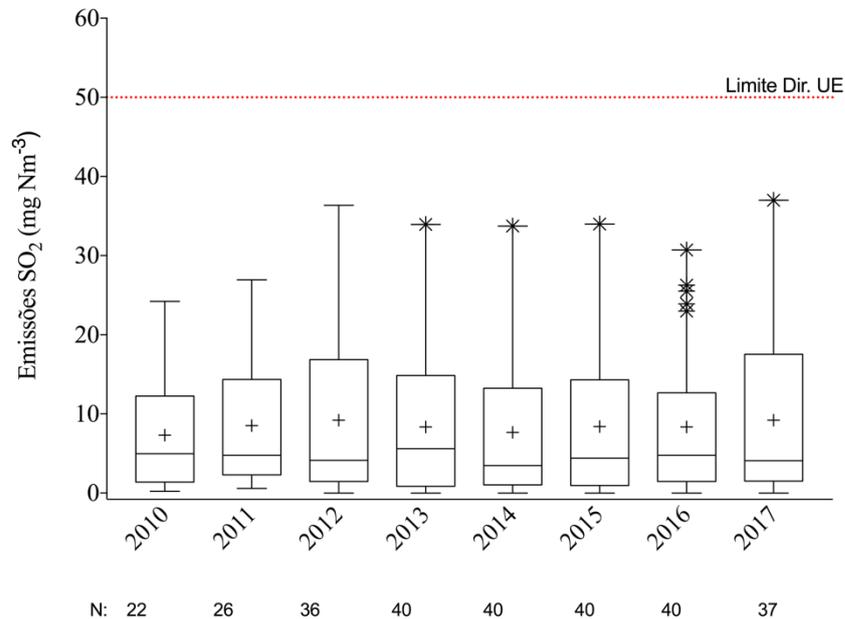
Observação: Número total de incineradores analisados é igual a 43.

4.2.6 Dióxido de Enxofre

O dióxido de enxofre (SO₂) é formado a partir da decomposição, a altas temperaturas, de sulfatos metálicos presente nos resíduos (VEHLOW, 2015). Outros resíduos contendo enxofre, como papel e gesso, também liberam SO₂ (EUROPEAN COMISSION, 2006). Assim como o HCl, o SO₂ é um composto ácido que pode causar danos estruturais ao incinerador e a saúde e meio ambiente, por isso deve ser medido continuamente e tem seu limite de emissão em 50 mg·Nm⁻³.

O Gráfico 12 mostra a distribuição das emissões no período de 2010 a 2017, com o máximo de emissão em 2017 com 37 mg·Nm⁻³. A maior densidade se encontra abaixo de 5 mg·Nm⁻³ os mesmos valores encontrados por Buonanno et al. (2009) e Nixon et al. (2013) em incineradores na Itália e na Inglaterra, com 11,8 e 5,4 mg·Nm⁻³ e 5 mg·Nm⁻³, respectivamente. Nos anos 2010 a 2012 não foram identificados *outliers* o que indica uma distribuição homogênea das emissões analisadas no período.

Gráfico 12: Distribuição dos valores de emissão do dióxido de enxofre (SO₂) durante o período de 2010 a 2017.



Observação: Número total de incineradores analisados é igual a 43.

4.2.7 Dioxinas e Furanos

As dioxinas e furanos (PCDD/Fs) possuem duas vias de formação conhecidas. A primeira é a partir de precursores e a segunda através da síntese *de novo* (AURELL; MARKLUND, 2009; VEHLLOW, 2012). A primeira via ocorre dentro da câmara de combustão através de reações heterogêneas entre sólido e gás, tendo como precursores moléculas orgânicas cloradas e clorofenóis (AURELL; MARKLUND, 2009; VEHLLOW, 2012). A segunda via de formação é chamada síntese *de novo* e é a principal via de formação de dioxinas e furanos durante o processo de incineração de resíduos (VEHLLOW, 2012).

A síntese *de novo* ocorre na região posterior da caldeira, por ser uma região onde há redução das temperaturas dos gases de combustão, que se encontram em torno de 200 – 250°C (VEHLLOW, 2012). Os principais precursores dessa reação são fontes de carbono provenientes da combustão incompleta, como por exemplo carbono particulado e fuligem. Além disso, é necessária uma atmosfera oxidante e presença de cloretos inorgânicos como fonte de cloro. O HCl gasoso não entra neste tipo de reação (VEHLLOW, 2012).

Outros dois compostos encontrados nos gases de combustão, o enxofre e os halogênios, interferem na formação de PCDD/Fs. Os halogênios não aumentam a formação de PCDD/Fs

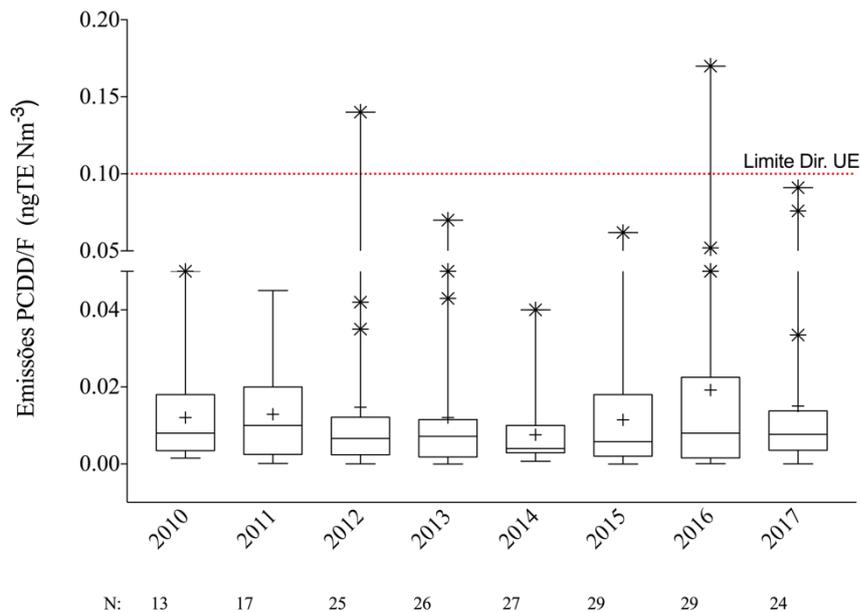
desde que haja combustão completa. Já o enxofre em níveis altos e constante, inibem a formação de dioxinas. Como sua concentração nos gases é muito variável é sugerida a recirculação do SO₂ retirado da etapa de lavagem, no suprimento de ar secundário.

Apesar de a legislação não regulamentar as dioxinas e furanos como parâmetros a serem medidos continuamente, o estudo do seu perfil de emissão é importante devido à preocupação relacionada a saúde pública e à poluição do meio ambiente. Por ser um composto potencialmente tóxico, tem uma maior restrição no que confere ao limite de emissão, sendo este de 0,1 ngTE·Nm⁻³.

Nos incineradores analisados, foi observada uma média anual máxima de 0,02 ngTE·Nm⁻³, em 2016, e uma média anual mínima de 0,007 ngTE·Nm⁻³, em 2014. Estes valores correspondem respectivamente 5 e 14 vezes abaixo do limite permitido. Em 2012 e 2016, ocorreram medidas de emissão acima do limite permitido, em dois diferentes incineradores. O operador do incinerador de Zuchwill na Suíça (2012) afirma, em seu relatório, não saber a justificativa de tal valor ter dado acima do limite permitido, e o mesmo é relatado pelo incinerador de Bergen, na Noruega (2016).

Há uma concentração das emissões no intervalo de 0 a 0,02 ngTE·Nm⁻³, os anos de 2012, 2013 e 2014 possuem uma distribuição mais homogênea quando comparados aos outros anos do período analisado.

Gráfico 13: Distribuição dos valores de emissão de dioxinas e furanos (PCDD/F) durante o período de 2010 a 2017.



Observação: Número total de incineradores analisados é igual a 43.

A observação das emissões, nos oito anos avaliados, mostra que os valores de concentração de poluentes se mantêm, de forma contínua, muito abaixo dos limites estabelecidos pela legislação. Não é possível observar tendências de comportamento nas emissões, sendo pequenas as suas variações ao longo do tempo.

A segunda análise realizada englobou não somente os poluentes de monitoramento contínuo e as dioxinas e furanos, mas também os de monitoramento periódico que são os metais, cádmio, tálio e mercúrio. Ao todo 76 unidades de incineração distribuídas por 17 países foram utilizadas nesta análise. Destes, 48,68% possuem publicidade anual na divulgação dos dados de monitoramento atmosférico, 23,68% mensal e 22,67% diário, e os outros 5% são trimestrais e semestrais.

Na Tabela 5, são apresentadas as médias anuais de concentração dos 11 poluentes de monitoramento, tanto contínuo quanto periódico, no período de 2015 a 2017, e também a comparação com limites permitidos pela Diretiva 2010/75/UE. Todos os incineradores apresentaram médias anuais bem abaixo do permitido, sendo também possível notar uma constante nas emissões.

Para cada ano analisado o número de unidades de incineração varia, isso ocorre por conta de diferentes períodos de divulgação de dados de monitoramento de cada incinerador. Como o período de estudo estabelecido foi de 3 anos (2015 a 2017) determinou-se que dentro desse período seriam escolhidos incineradores que tivessem pelo menos um desses anos de monitoramento. Com isso, diferentes números de incineradores são encontrados em cada ano dos diferentes poluentes, que podem ser observados na Tabela 4.

Tabela 4: Número de incineradores avaliados em cada ano para cada poluente.

Poluente/ Número de incineradores analisados	2015	2016	2017
Óxidos de Nitrogênio (NO _x)	61	67	52
Material Particulado (MP)	60	64	49
Monóxido de Carbono (CO)	60	67	51
Dióxido de enxofre (SO ₂)	58	65	55
Carbono orgânico Total (COT)	52	58	47
Dioxinas e Furanos (PCDD/F)	43	47	38
Ácido Clorídrico (HCl)	58	64	52

Ácido Fluorídrico (HF)	41	48	38
Mercúrio (Hg)	38	43	34
Cádmio (Cd) + Tálho (Tl)	35	38	32
Metais (Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V)	28	31	26

Fonte: A autora

Realizando a comparação entre as médias apresentadas no Gráficos 6 a 13 com as médias apresentadas na Tabela 5 é possível notar um perfil constante das emissões, ou seja, mesmo com o aumento do número de plantas de incineração a maioria dos valores de emissão se mantiveram. Isso indica que as emissões dos incineradores estudados são bem controladas.

É possível destacar alguns poluentes que, mesmo aumentando consideravelmente o número de instalações analisadas, mantiveram sua média anual, como por exemplo o monóxido de carbono, o carbono orgânico total e o ácido clorídrico que apresentaram, respectivamente, médias variando de 8,36 a 10,4 $\text{mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$, 0,88 a 0,89 $\text{mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ e 2,56 a 2,67 $\text{mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ na primeira análise com o total de 43 incineradores, e na análise com o total de 76 incineradores suas médias se mantiveram praticamente iguais, são elas 8,98 a 11,2 $\text{mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$, 0,87 a 0,88 $\text{mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ e 2,43 a 2,49 $\text{mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ respectivamente.

Tabela 5: Emissões Atmosféricas dos Poluentes de Monitoramento Contínuo e Periódico no período de 2015 a 2017, de 76 incineradores da União Europeia.

Poluente/ Média Anual*	2015	2016	2017	Limite UE
Óxidos de Nitrogênio (NO _x)	96,16	96,56	98,03	200
Material Particulado (MP)	0,99	0,91	0,67	10
Monóxido de Carbono (CO)	8,98	9,6	11,2	50
Dióxido de enxofre (SO ₂)	7,83	8,15	8,29	50
Carbono orgânico Total (COT)	0,87	0,87	0,88	10
Dioxinas e Furanos (PCDD/F) (ngTE·Nm ⁻³)	0,032	0,014	0,014	0,1
Ácido Clorídrico (HCl)	2,49	2,43	2,43	10
Ácido Fluorídrico (HF)	0,12	0,1	0,14	1

Mercúrio (Hg)	0,0026	0,0213	0,0194	0,05
Cádmio (Cd) + Tálho (Tl)	0,0039	0,0018	0,00337	0,05
Metais (Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V)	0,206	0,039	0,044	0,5

Fonte: A autora; UE (2010).

Observação: *Todos os parâmetros se encontram padronizados em $\text{mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$, com exceção das dioxinas e furanos que se encontram em $\text{ngTE}\cdot\text{Nm}^{-3}$.

Os poluentes de monitoramento periódico são amplamente estudados na literatura, são eles os metais, o cádmio, o tálho e o mercúrio. Estão presentes em diversos resíduos sólidos encaminhados ao incinerador. Os resíduos eletrônicos são responsáveis principalmente pela emissão de cobre e chumbo (GULLETT et al., 2007), papel e plástico pela emissão de chumbo e cádmio e as baterias pela emissão de cádmio (HASSELRIIS; LICATA, 1996). Já o cromo é emitido pela queima de papel de jornal, filme plástico e resíduos têxteis (HASSELRIIS; LICATA, 1996).

Durante o processo de combustão, esses metais podem ser total ou parcialmente evaporados, estando presentes tanto nos gases quanto nas cinzas volantes (EUROPEAN COMMISSION, 2006). Segundo Abanades et al. (2002) e Zhang et al. (2008), os metais podem ser agrupados em três grupos principais de acordo com a termodinâmica e outras similaridades: cádmio e mercúrio, que possuem alta vaporização durante a incineração, principalmente como cloretos; arsênio é parcialmente volatilizado mas tem uma tendência maior em estar presente nas escórias; e cromo, cobre, cobalto e níquel são encontrados quase que totalmente nas escórias, apenas uma pequena proporção é encontrada nas cinzas volantes. Isso se deve à formação limitada de cloreto e da interação com outros elementos.

A separação dos metais e suas concentrações nas escórias, cinzas volantes ou nos gases de combustão estão relacionadas à especiação e a partição. A especiação se refere as formas físico-químicas dos elementos, enquanto a partição se refere a distribuição desses metais entre os vários fluxos de matérias que deixam o incinerador (ABANADES et al., 2002).

A especiação é influenciada pelas condições de operação da combustão e, tanto a especiação quanto a partição, são influenciadas pela presença de compostos reativos como cloro e enxofre (ABANADES et al., 2002; ZHANG et al., 2008). O cloro, por exemplo, será inicialmente oxidado a cloreto de hidrogênio (HCl) que por sua vez auxilia a vaporização dos metais através da formação de cloretos metálicos gasosos com alta pressão de vapor (JIAO et al., 2013). Já os óxidos de enxofre, SO_2 e SO_3 , tem potencial de alterar essa partição através da

transformação de cloretos em sulfatos (JIAO et al., 2013).

Dentro da amostra de incineradores estudados nesta etapa, 38 apresentaram resultados das medições de metais em pelo menos um dos três anos analisados (2015-2017). Desses apenas um disponibilizava somente a medição de As, Co e Ni, e outros 9 apresentavam a medição desses metais e de outros que não requisitados pela norma e por isso não entraram na análise dos dados indicada na Tabela 4.

Font et al (2015) estudaram as emissões de incineradores na Inglaterra e dentre os metais que apresentaram as maiores quantidades foram cromo (Cr), cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb) e cobre (Cu), quando comparados ao controle que foi amostrado em uma área rural. Essas emissões aconteceram do período de 2003 a 2010 e tiveram suas medianas, mínimos e máximos apresentados. Com relação ao cádmio, o valor da mediana encontrado foi de $0,0013 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ e seu máximo de emissão foi de $0,026 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. No presente trabalho, foram estudadas as emissões de cádmio em conjunto com o tálio, pois é dessa forma que a diretiva preconiza e assim que os incineradores divulgam em seus relatórios, mas os valores encontrados foram inferiores ao descrito por Font et al (2015), sendo as medianas de 2015 – 2017 as seguintes: $0,0006 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$, $0,00058 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ e $0,00077 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ respectivamente.

Outro metal que tem grande importância em ser medido é o mercúrio, principalmente por causa de sua característica de bioacumulação e biomagnificação, principalmente quando encontrado na forma de metilmercúrio (ZHU; ZHANG; ŽAGAR, 2018). A principal fonte de emissão atmosférica de mercúrio, de origem antrópica, são as plantas de geração de energia a partir de combustíveis fósseis (PIRRONE et al., 2009).

Em meados dos anos 90, antes da diretiva relativa à incineração ser promulgada, os incineradores da Itália, por exemplo, apresentavam medidas de mercúrio em torno de $0,03 - 0,19 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ (LIBERTI et al., 1998). Hoje, com limites mais restritivos as emissões de mercúrio tem média de $0,0026 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ em 2015 e $0,021 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ em 2016, valores bem próximos aos relatados por Nixon et al. (2013) de $0,001 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ para dois incineradores na Inglaterra.

Além dos limites mais restritivos e manutenção dos padrões operacionais, as tecnologias de tratamento dos gases foram aprimoradas ao longo do tempo e os diferentes tipos de equipamentos dentro do sistema de controle de limpeza dos gases influencia nas emissões. Damgaard et al. (2010) mostrou a variação das emissões dos poluentes de acordo com o tipo de tratamento dos gases que eram necessários ao longo dos anos, por exemplo, o HCl teve seu máximo de emissão ($3.800 \text{ g}\cdot\text{ton}^{-1}$ de resíduo) nos anos 70 e 80 onde os equipamentos de

limpeza tinham somente a função de remover as partículas. Atualmente, seu mínimo de emissão é em torno de $3 \text{ g}\cdot\text{ton}^{-1}$ de resíduo, onde diversos equipamentos de alta eficiência de remoção de partículas, gases e outros poluentes são empregados.

4.3 Avaliação de impactos ambientais em áreas adjacentes a incineradores de RSU

A incineração, apesar de ser um processo com rigoroso controle tanto na legislação quanto na operação ainda gera preocupação na população no que tange aos riscos ao meio ambiente e à saúde (DIJK;DOORN;ALFEN, 2015; FONT et al., 2015).

Os dados analíticos apresentados no item 4.2 trazem informações essenciais para o monitoramento da poluição atmosférica proveniente dos incineradores. No entanto, são informações divulgadas pelo próprio operador, o que conduz a necessidade de corroboração ao que por eles é apresentado. Com isso, estudos de biomonitoramento relacionados à poluição do ar tem sido realizados nas imediações de incineradores na Europa.

Dentre os artigos científicos levantados, os países que mais publicam sobre monitoramento ambiental são Espanha e Itália seguidos de Inglaterra e Holanda. As principais matrizes ambientais de análise são solo, vegetação, musgos e líquens, como também a qualidade do ar. Os poluentes de maior interesse para monitoramento são metais, dioxinas e furanos.

4.3.1 Incineradores da Espanha

A Catalunha, comunidade autônoma da Espanha, possui um grupo de pesquisadores que realiza monitoramento ambiental no entorno de diversos incineradores dessa região. São avaliadas concentrações de metais, dioxinas, furanos e bifenilas policloradas nas matrizes ambientais: ar, solo e vegetação ao longo do tempo, em diferentes pontos ao redor do incinerador, considerando também diferentes direções do vento. A província de Barcelona possui incineradores em Montcada e em San Adrià del Besòs.

Em Montcada, foram realizados monitoramentos no período de 1996 a 2000, empregando amostras de solo e vegetação, para analisar as concentrações de dioxinas e furanos, e os metais e metalóides arsênico (As), berílio (Be), cádmio (Cd), Cromo (Cr), Manganês (Mn),

Mercúrio (Hg), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Estanho (Sn), Tálcio (Tl), Vanádio (V) e Zinco (Zn) (MENESES et al., 1999; SCHUHMACHER; DOMINGO, 2006). A vegetação utilizada foi a *Piptatherum paradoxum* L. por ser uma espécie representativa da região (SCHUHMACHER; DOMINGO, 2006).

A análise de dioxinas e furanos ocorreu no período de 1996 a 2000, com um total analisado de 111 amostras de solo e 121 amostras de vegetação em diferentes distâncias do incinerador, variando de 100 a 3.000 metros (SCHUHMACHER; DOMINGO, 2006).

O esperado para as amostras de vegetação seriam concentrações mais elevadas do que o encontrado, de $1,03 \text{ ng I-TEQ}\cdot\text{kg}^{-1}$, se associadas a possíveis altos níveis de emissão na chaminé. As concentrações reduzidas encontradas, possivelmente, se devem às baixas emissões reais pelos incineradores e aos processos de volatilização e fotodegradação proveniente das condições climáticas e as altas temperaturas dessa área no período amostrado (SCHUHMACHER; DOMINGO, 2006).

No solo, a concentração de PCDD/Fs variou de 0,1 a $127 \text{ ng I-TEQ}\cdot\text{kg}^{-1}$. Foi observada uma redução, ano após ano, das concentrações de PCDD/Fs tanto no solo quanto na vegetação, o que indica que o incinerador não era a principal fonte emissora desse poluente (MENESES et al., 1999).

A análise de metais ocorreu no período de 1996 – 1997 também tendo como matriz solo e vegetação. A concentração no solo permaneceu praticamente inalterada no período para todos os poluentes analisados, com exceção do Be e Ni que tiveram aumento significativo. A vegetação apresentou diminuição na concentração de Cr e V e aumento na concentração de Hg. O potencial impacto à saúde humana dos metais analisados, no que se refere a ingestão diária a partir do solo, foi considerada pequena para a população que vive ao redor do incinerador (MENESES et al., 1999).

San Adrià del Besòs, outra localidade de Barcelona, tem um incinerador próximo a uma área urbana muito ativa que também teve monitoramento ambiental realizado de 1998 a 2000, sendo o ano de 1999 marcado pela instalação de novo equipamento de controle da poluição. As matrizes analisadas foram solo e vegetação em relação a contaminação por PCDD/Fs a diferentes distâncias do incinerador (DOMINGO et al., 2002).

Em termos gerais, os níveis de dioxinas e furanos na vegetação se reduziram 30%. No solo, não houve redução. Sendo a concentração nessas duas matrizes muito similares, indicando que há outra importante fonte emissora de PCDD/Fs nessa área (DOMINGO et al., 2002), visto que o solo é considerado monitor de longo prazo (ROVIRA et al., 2018) e a vegetação traz informações sobre a exposição a curto prazo. Após a instalação do novo equipamento, houve

uma significativa redução na concentração de PCDD/Fs, tanto no solo quanto na vegetação, de todos os pontos de amostragem. Em média, as emissões atmosféricas reduziram de 1,4 para 0,06 ng I-TEQ·Nm⁻³ (DOMINGO et al., 2002).

A província de Tarragona implementou, desde 1996, um programa de monitoramento ambiental contínuo de PCDD/Fs e metais. As matrizes analisadas ao longo dos anos nas imediações da instalação foram solo, ar e vegetação (VILAVERT et al., 2009). A região é caracterizada por intensas atividades industriais, como refinarias de petróleo e plantas de produção de PVC, além de duas vias expressas com intenso tráfego (SCHUHMACHER et al., 1999). O incinerador foi construído na região em 1991, 5 anos antes do início do programa de monitoramento (SCHUHMACHER et al., 1999).

Entre 1996 e 1997 foram analisadas amostras de solo, em relação a contaminação por PCDD/Fs, o valor médio teve um aumento de 8,3 %, porém as fontes de emissão permaneceram as mesmas o que indica uma heterogeneidade entre as amostras. Em 1996, a variação dos níveis de PCDD/Fs no solo variou de 0,22 a 5,8 ng I-TEQ·kg⁻¹ de massa seca e em 1997 essa variação foi de 0,11 a 3,88 ng I-TEQ·kg⁻¹ de massa seca (SCHUHMACHER et al., 1999).

Em 2007, análises de solo, ar e vegetação foram novamente realizadas nas imediações do incinerador, no entanto analisando também metais. Além disso, a região conta agora com a presença de um incinerador de resíduos perigosos (VILAVERT et al., 2009). Em 2007 e 2008 foram coletadas as amostras em pontos a 250, 500, 750, 1000, 1250 e 1500 metros do incinerador, os metais analisados foram arsênico (As), berílio (Be), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), cobalto (Co), mercúrio (Hg), níquel (Ni), chumbo (Pb), manganês (Mn), tálio (Tl), antimônio (Sb) e vanádio (V) (VILAVERT et al., 2009).

Em relação às dioxinas e furanos, a variação nos níveis na vegetação foi de 0,05 a 0,15 ng I-TEQ·kg⁻¹ de massa seca e no solo de 0,13 a 2,41 ng I-TEQ·kg⁻¹ de massa seca (VILAVERT et al., 2009), o que mostra uma redução de aproximadamente 38% em relação as medições de dez anos antes. Nas amostras de ar os níveis de PCDD/Fs tiveram um ligeiro aumento, de 12,04 para 15,21 fg WHO-TEQ·m⁻³ (VILAVERT et al., 2009).

Em relação aos metais, o mercúrio não foi detectado em nenhuma das três matrizes, assim como o berílio, o antimônio e o tálio não foram detectados no ar e na vegetação. No ar, o cobre apresentou máxima concentração de 69,55 ng·m⁻³, já no solo o único metal que teve aumento foi o tálio (VILAVERT et al., 2009).

Apesar de pequenos aumentos nos níveis de dioxinas e furanos e algumas concentrações de metais mais elevadas em algumas matrizes, essas concentrações ambientais são consideradas

relativamente baixas quando comparadas a outras áreas impactadas por fontes urbanas e industriais (VILAVERT et al., 2009).

O incinerador de Mataró, localizado a 25 quilômetros de Barcelona, teve o início de sua operação em 2010 e a região teve seu programa de monitoramento ambiental iniciado em 2008, antes mesmo do início da sua operação (ROVIRA et al., 2015). As amostras de ar e solo foram coletadas em 2011 e 2013 em diferentes localidades ao redor do incinerador para analisar PCDD/Fs, PCB e metais. Houve também coleta de amostra controle localizada a 12 quilômetros do incinerador (ROVIRA et al., 2015). Os metais analisados foram arsênico (As), cádmio (Cd), cobre (Cu), cobalto (Co), cromo (Cr), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), manganês (Mn) níquel (Ni), estanho (Sn), tálio (Tl), vanádio (V), antimônio (Sb) e zinco (Zn).

Em relação ao solo, os níveis mais altos de PCDD/F, PCBs, Cu, Hg, Pb e Sb encontrados foram próximos ao incinerador, com exceção dos metais Co, Cr, Mn, Ni, Sn, Tl, V e Zn que foram maiores na amostra controle. Fazendo um paralelo com o estudo base realizado em 2008, é possível observar uma significativa redução de As e Cd no solo próximo ao incinerador. O arsênico em 2008 tinha níveis de $1,96 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de massa seca e reduziu para $0,78 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de massa seca em 2011, já o cádmio tinha $0,14 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de massa seca em 2008 e reduziu para $0,05 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de massa seca em 2013 (ROVIRA et al., 2015).

Com relação às tendências temporais, não foram observadas diferenças significativas para as concentrações de metais, PCDD/Fs e PCBs nos solos entre as campanhas de 2011 e 2013 (ROVIRA et al., 2015). Em relação a poluição do ar, nenhuma tendência em relação a distância foi observada de forma clara para os três poluentes, e para o PCDD/F e PCB nenhuma diferença em relação ao tempo foi observada. Já os níveis dos metais As, Cd, Co, Cr, Mn, Ni, Sb, Sn e V no ar foram significativamente mais altos em 2008 do que em 2011 e 2013 (ROVIRA et al., 2015).

O risco a saúde humana também foi avaliado pelas vias de ingestão, inalação e absorção dérmica. Ambos os riscos, carcinogênicos e não carcinogênicos, devido à exposição aos poluentes ambientais analisados, foram semelhantes, ou até menores, que os encontrados na campanha de amostragem anterior ao início da operação do incinerador (2008), sendo também aceitáveis de acordo com padrões nacionais e internacionais (ROVIRA et al., 2015).

Em uma região mais distante, a 100 quilômetros da região metropolitana de Barcelona, está localizado o incinerador de Campdorà em Girona. Em 2015 e 2016 foram coletadas amostras de solo e ar para análise de contaminação por PCDD/Fs e metais associados a material particulado (ROVIRA et al., 2018). Os metais analisados foram arsênico (As), cádmio (Cd),

cobre (Cu), cobalto (Co), cromo (Cr), mercúrio (Hg), chumbo (Pb), manganês (Mn) níquel (Ni), estanho (Sn), tálio (Tl), vanádio (V), antimônio (Sb).

As amostras foram coletadas em pontos com diferentes distâncias do incinerador, maior ou menor que 1 quilômetro (ROVIRA, et al., 2018). Os pontos 2, 6 e 7 foram coletados dentro do raio de 1 quilômetro do incinerador e os pontos 1, 3, 4, 5 e 8 fora do raio.

No solo, os metais não apresentaram nenhuma diferença significativa entre as médias do período amostrado. O único metal que teve seu nível acima de $60 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ que é o aplicado como limiar para a proteção humana, foi o chumbo, porém esse valor só foi ultrapassado em um único ponto (ponto 7) em 2016 (ROVIRA et al., 2018). O mercúrio foi detectado no solo, somente em um mesmo ponto próximo ao incinerador ($< 1\text{km}$) em 2015 e em 2016, com concentração de $0,04 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ e em dois pontos fora do raio de 1km em 2016, com concentrações de $0,03$, $0,02$ e $0,02 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ respectivamente (ROVIRA et al., 2018). O cádmio foi o único elemento que apresentou diferença significativa ($p<0,05$) nos pontos de amostragem próximos ao incinerador ($< 1\text{km}$) em relação ao pontos mais distantes ($>1\text{km}$). Todos pontos próximos tiveram máximo de concentração de $0,32 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ e os pontos distantes ($>1\text{km}$) tiveram concentração de $0,09 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (ROVIRA et al., 2018).

Os níveis totais de PCDD/Fs, no solo, foram $0,39 \text{ ng WHO-TEQ}\cdot\text{kg}^{-1}$ de massa seca em 2015 e de $0,36 \text{ ng WHO-TEQ}\cdot\text{kg}^{-1}$ de massa seca em 2016, não apresentando diferença significativa em relação a distância do incinerador (ROVIRA et al., 2015). Há uma baixa influência do incinerador nas concentrações de dioxinas e furanos nas diferentes distâncias (ROVIRA et al., 2018).

Nas amostras de ar, o mercúrio sempre se manteve abaixo do limite de detecção e os níveis mais altos de metais foram encontrados em 2016 sendo As, Cd, Co, Mn, Ni, Pb, Tl e V estatisticamente significativos. Esse fato pode ser explicado pela característica do solo de ser um monitor ambiental de longo prazo (ROVIRA et al., 2018).

As dioxinas e furanos no ar não apresentaram diferença significativa entre o encontrado próximo ou distante ao incinerador. Não sendo observada nenhuma tendência nessa matriz para esse poluente (ROVIRA et al., 2018).

As concentrações de PCDD/Fs e metais no solo e no ar foram utilizadas para avaliar a exposição da população do entorno do incinerador. As vias de exposição levadas em consideração foram a ingestão do solo, contato dérmico com solo e poeira e inalação de ar. Em termos gerais, para a exposição de metais a ingestão de solo foi a principal via de exposição, seguida de contato dérmico. E para dioxinas e furanos a principal via de exposição foi a inalação

de ar. O risco de câncer devido à exposição a PCDD/Fs e metais estão dentro de uma faixa aceitável de acordo com as normas nacionais e internacionais (ROVIRA et al., 2018).

4.3.2 Incineradores da Itália

A região da Emília-Romanha, na Itália, apresenta alguns estudos sobre incineradores presentes em duas de suas províncias, Bolonha e Rimini. Todos os artigos coletados analisaram a concentração de metais, como alumínio (Al), arsênio (As), cádmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni), chumbo (Pb), zinco (Zn) e mercúrio (Hg), principalmente no solo mas também em musgos e plantas (ANTISARI et al., 2011; MORSELLI et al., 2005; VENTURINI et al., 2013).

A província de Rimini possui um sistema de monitoramento de deposição atmosférica implementado desde 2006 para avaliar as deposições provenientes dos incineradores da região (VENTURINI et al., 2013). Apesar da incineração ser considerada a responsável por menos de 2% das emissões de metais na Itália, em 2012, esses poluentes e íons solúveis foram os principais medidos nos estudos analisados (VENTURINI et al., 2013). Esse interesse se deve a sua capacidade de acumulação, já que não há processo de degradação, o que pode gerar acúmulo no solo, água e vegetação (VENTURINI et al., 2013).

O incinerador de Rimini está em operação desde 1976 e está localizado em uma região do subúrbio, próxima a um centro turístico, a uma importante rodovia italiana e ao mar Adriático (VASSURA et al., 2011). Em 2008, passou por renovações, onde as linhas mais antigas foram substituídas por novas, essa renovação significou operação reduzida no período de seis meses e interrupção total por mais seis meses (VASSURA et al., 2011). Em 2010, mais uma linha de incineração entrou em operação. Morselli et al. (2005) e Venturini et al. (2013) encontraram para a região de Rimini, concentrações muito baixas de metais, tanto no solo quanto em deposições atmosféricas.

No estudo realizado por Venturini et al (2013) as amostras foram coletadas a 1,2, 1,8, 2 e 4 quilômetros do incinerador, no período de 2006 a 2010. O ponto 1 está localizado há 1,8 km do incinerador e é uma área fortemente afetada pelas precipitações do incinerador e de uma rodovia localizada a 800 metros. O ponto 2 está localizado em uma zona rural a 1,2 km e na principal região de precipitação do incinerador. O ponto 3 está localizado em uma área suburbana a aproximadamente 2 km do incinerador, a 1,5 km do mar Adriático e a 600 m da

rodovia, por isso também é afetado por poluentes provenientes da costa e do tráfego rodoviário. O local 4 está localizado a 4 km da usina, em uma região de precipitação mínima e usado como local de controle (VENTURINI et al., 2013).

A análise dos íons, amônio (NH_4^+), cálcio (Ca^{2+}), sódio (Na^+), magnésio (Mg^{2+}), potássio (K^+), cloro (Cl^-), flúor (F^-), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) e sulfato (SO_4^{2-}) mostrou que os fluxos de deposição analisados tem baixa concentração de íons, e somente o amônio e o nitrito são significativamente menores nos locais de referência (controle), todos os outros não mostraram nenhuma diferença significativa (VENTURINI et al., 2013).

Os metais alumínio (Al), arsênio (As), cádmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn) foram analisados. Considerando o período total de amostragem (2006 - 2010), uma alta variabilidade pode ser observada e concluiu-se que não há diferenças espaciais importantes na área (VENTURINI et al., 2013). Um teste de significância (teste T) e de correlação de Pearson foi realizado e identificou que esses metais são provenientes de emissões veiculares, queima de óleo e ressuspensão de solo (VENTURINI et al., 2013).

Outro incinerador da região de Emília-Romanha, está localizado no subúrbio de Bolonha, na porção sudeste do Vale Padano, ao norte da Itália. O Vale Padano ou Vale do Po é uma região caracterizada por grandes emissões veiculares, industriais e da agricultura, sendo uma das regiões europeias com a pior qualidade do ar (ANTISARI et al., 2011). O estudo englobou análise de metais (Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Pb, V e Zn) em solo, musgo e plantas superiores no período de um ano. O musgo foi a matriz que teve o maior acúmulo de metais, altas concentrações de Co, Cr, Cu, Ni, Zn, Pb e Cd foram encontradas (ANTISARI et al., 2011). Porém nenhuma correlação positiva foi encontrada entre a concentração desses metais e a distância do incinerador, não sendo possível distinguir suas emissões das de outras fontes (ANTISARI et al., 2011).

Estudos realizados em Molise, Friulian e Lecco analisaram o acúmulo de metais em líquens ao redor de incineradores. As espécies utilizadas foram *Evernia prunastri* (L.) e *Pseudevernia furfuracea* pois são amplamente utilizadas devido a sua capacidade de bioacumulação (CONTARDO et al., 2018; PAOLI et al., 2015; TRETACH et al., 2011).

Em Molise, o incinerador está em operação desde 2009, quando passou por uma renovação. É uma região caracterizada por atividades industriais, incluindo a fabricação e processamento de metais, produtos químicos, plásticos e eletrônicos (PAOLI et al., 2015). Os metais analisados foram As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, Tl e V, o líquen ficou

exposto a eles durante seis meses, de novembro de 2010 a abril de 2011 em 6 pontos de coleta em diferentes áreas (PAOLI et al., 2015).

Após os 6 meses de exposição um aumento significativo no conteúdo de As, Cu, Fe, Hg, Mn e V foi observado. Os resultados não evidenciaram diferenças estatisticamente significativas entre os pontos amostrados. Esses metais são provenientes de emissões veiculares (Cu) e por contaminação presente no solo (As, Mn, Fe e V), isso foi evidenciado através de estudo de fatores de enriquecimento (PAOLI et al., 2015).

O líquen foi capaz de acumular mercúrio apesar dos baixos valores absolutos medidos e este é um metal de grande preocupação ambiental e reconhecido por ser proveniente de emissões por incineradores (PAOLI et al., 2015). Dessa forma, foi estimada a concentração média de Hg atmosférico de $31 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ na área de estudo, valores próximos aos encontrados em áreas de mineração e a concentração média de $3 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ no ponto controle (PAOLI et al., 2015). Apesar dos valores encontrados, o estudo não sugere a origem de emissão desses metais como sendo do incinerador, mas como há o acúmulo comprovado de mercúrio é indicado o monitoramento contínuo de longo prazo na região (PAOLI et al., 2015).

Na cidade Lecco, na região da Lombardia, na porção sudeste do Lago de Como está localizado um incinerador que está em operação desde 1980 e passou por diversas melhorias ao longo dos anos (CONTARDO et al., 2018). Existem diversas atividades industriais na área, com prevalência de indústrias siderúrgicas e metalúrgicas, além de pedreiras de calcário (CONTARDO et al., 2018).

Amostras de líquens foram coletadas em uma área de 12 km^2 tendo o incinerador como centro, para análise dos metais Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, V e Zn. O cobre (Cu) e o chumbo (Pb) acumularam em 75% e 60% das amostras, respectivamente (CONTARDO et al., 2018). No entanto, o cobre acumulou em uma região a 2 quilômetros do incinerador e o chumbo 1 a 2 quilômetros do incinerador na direção norte. Porém não estão associados às emissões do incinerador pois são metais que ficam retidos principalmente às escórias durante o processo de combustão dos resíduos (CONTARDO et al., 2018). Não houve acúmulo significativo de mercúrio em nenhuma das amostras, porém é indicado o monitoramento de longo prazo devido a possibilidade de acumulação (CONTARDO et al., 2018).

No nordeste da Itália, na região norte da planície de Friulian, está localizado um incinerador. O mesmo foi construído em 1978 e fechado em 1985, quinze anos após ele foi reconstruído e está em operação desde então (TRETACH et al., 2011). Amostras de líquens foram analisadas em diferentes pontos identificados como área com atividade agrícola,

industrial e urbana após um mês e meio, três meses e seis meses de exposição (TRETIACH et al., 2011).

As amostras foram analisadas quanto a concentração dos elementos Hg, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Sn, Sb, Ca, As, Zn, Pb, Mn, Al e V que são em sua maioria metais. Após um mês e meio, 6 elementos tiveram aumento em sua concentração (As, Ca, Cd, Cu, Fe, Pb), após três meses, 9 elementos aumentaram (As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Sb, Sn, Zn) e após seis meses, 12 elementos tiveram aumento em suas concentrações e foram eles As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Sb, Sn, Zn, Al e V (TRETIACH et al., 2011).

O aumento foi grande para 7 elementos (Cd, Co, Cu, Fe, Hg, Sn), e para esses foi realizada uma análise de regressão logística que indicou que a direção do incinerador só foi estatisticamente significativa para Cu e Hg e em relação a distância só foi estatisticamente significativa para Hg. A concentração média de mercúrio foi de $0,018 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e sua mediana de $0,017 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (TRETIACH et al., 2011). Dentre os locais analisados em relação a concentração de mercúrio, os próximos ao incinerador foram os que tiveram os maiores valores. A 300 metros do incinerador, na direção sudoeste, foi encontrado a concentração máxima de $4,37 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e esta direção foi a mais afetada ao longo dos meses. Como a única fonte de mercúrio conhecida na região é o incinerador, as emissões desse elementos foram a ele atribuídas (TRETIACH et al., 2011). No entanto, é improvável que as concentrações liberadas representem risco imediato à saúde da população do entorno, contudo não é descartado o acúmulo a longo prazo e por isso a necessidade de monitoramento (TRETIACH et al., 2011).

Análises de dioxinas e furanos no ar e em líquens também foram realizadas, nas cidades de Bolzano e Lácio (PROTANO et al., 2015; RAGAZZI et al., 2013). No ar, as amostras variaram entre 79 e 90 fg TEQ·m⁻³ na área de influencia do incinerador, e em regiões não expostas, essa variação foi de 155 a 259 fg TEQ·m⁻³ indicando claramente que o incinerador não é a principal fonte de emissão (RAGAZZI et al., 2013). O mesmo estudo analisou material particulado 10, 2,5 e 1 micrômetros sendo as partículas finas e ultrafinas associadas principalmente a emissões veiculares, identificando o incinerador como não sendo fonte de PCDD/Fs e material particulado (RAGAZZI et al., 2013). Nos líquens, os níveis totais de dioxinas e furanos variaram entre 60,1 e 109 pg·g⁻¹ de massa seca, em termos de toxicidade os valores variaram entre 3,22 e 8,19 pg I-TEQ·g⁻¹ de massa seca. Pequenas diferenças foram encontradas nas regiões próximas ao incinerador, porém o tamanho da amostra não permite concluir que a poluição é proveniente do incinerador (PROTANO et al., 2015).

4.3.3 Incineradores do Reino Unido

Dezenas de incineradores do Reino Unido, no período de 2003 a 2010, tiveram a qualidade do ar de seu entorno monitorada para os seguintes poluentes: metais, dioxinas, furanos, material particulado e poluentes a ele associados. A grande maioria são incineradores em grelha e suas localizações variam entre áreas industrializadas e rurais.

A Grã-bretanha, no período de 2003 a 2010, possuía 22 incineradores dentre eles 14 já existentes e 8 passaram a existir após 2003 (DOUGLAS et al., 2017). Destes 22, apenas 3 incineradores não são de grelha e não foram encontradas diferenças entre as emissões para material particulado $10\mu\text{m}$ (MP_{10}) nos diferentes incineradores (DOUGLAS et al., 2017). Foram então analisadas as emissões de MP e sua correlação com os poluentes PCDD/F, PAH, PCB, SO_2 e NO_x , como também os metais Cd, Tl, Hg, Sb, As, Cr, Pb, Co, Cu, Mn, Ni e V (DOUGLAS et al., 2017).

A variação média anual de MP_{10} por incinerador e por ano varia de 1.10^{-5} a $5,53.10^{-3}$ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ e são concentrações muito baixas quando comparadas ao *background* que varia de 6,59 e $2,68.10^1$ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (DOUGLAS et al., 2017). O MP teve correlações estatisticamente significativas com metais, PAH, PCDD/F, Cd e Tl, o que confirma o MP como um traçador desse tipo de emissão (DOUGLAS et al., 2017).

Os incineradores Stockton-on-Tees, Sheffield, SELCHP, Dudley, Crymlyn Burrows, Wolverhampton e Marchwood tiveram, no período de 2003 a 2010, analisadas as concentrações de material particulado e metais no entorno (10km) de cada incinerador (ASHWORTH et al., 2013; FONT et al., 2015).

O incinerador de Crymlyn Burrows está localizado em uma área rural, porém a 3 quilômetros do incinerador há uma planta de produção de aço (FONT et al., 2015), contudo a área de estudo abrange um raio de 10 quilômetros ao redor do incinerador (ASHWORTH et al., 2013). As emissões de MP analisadas entre 2008 e 2010 mostraram uma tendência decrescente, devido ao ponto máximo de emissão medido ter ocorrido em 2008 (ASHWORTH et al., 2013). A mesma tendência decrescente foi identificada no incinerador de Marchwood, porém no período de 2009 para 2010. As emissões passaram de $10 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ para 1 a $2 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (ASHWORTH et al., 2013).

Em Crymlyn Burrows a concentração de material particulado ao nível do solo foi extremamente baixa, tendo uma concentração média de $0,000334 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Análise de relação entre os metais para detecção de emissões dos incineradores foi analisada, as relações foram Cd/Cu, Cd/Pb, Cr/Pb e Cu/Pb e nenhuma delas indicou emissão proveniente do incinerador, todas se encontraram dentro das emissões urbanas (FONT et al., 2015).

Os incineradores, Stockton-on-Tees, Sheffield, SELCHP, Dudley e Wolverhampton, também foram analisados quanto concentrações de metais associados ao material particulado, em um raio de 10 quilômetros ao seu redor. As máximas concentrações de MP no ar ambiente foram encontradas ao redor dos incineradores de Stockton-on-Tees e Wolverhampton variando de $0,029$ a $0,123 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (FONT et al., 2015). Também em Stockton-on-Tees foi detectado níveis de metais compatíveis com emissões de incineradores em 5,4% do tempo (FONT et al., 2015). Dos outros três incineradores não foram detectados perfis que indicassem emissão proveniente de incinerador (FONT et al., 2015).

4.3.4 Incineradores da Holanda

Na Holanda, apenas um trabalho foi identificado em relação ao biomonitoramento. Contudo, esse estudo engloba 3 incineradores do país, são eles os incineradores de Alkmaar, Wijster e Harlingen. Dentre todos os artigos analisados, este foi o único que avaliou a presença de metais, dioxinas e furanos em alimentos consumidos pelo ser humano, foram eles: leite de vaca, espinafre e couve (VAN DIJK; VAN DOORN; VAN ALFEN, 2015), sendo de fundamental importância, visto que a principal via de exposição humana às dioxinas e furanos é através da ingestão de alimentos contaminados (NZIHOU et al., 2012).

Além disso também foram analisadas concentrações de HF nas pastagens de fazendas ao redor dos incineradores. O monitoramento ocorreu no período de 2004 a 2013 em diferentes pontos ao redor do incinerador, sendo o ponto controle localizado de 10 a 12 quilômetros do mesmo (VAN DIJK; VAN DOORN; VAN ALFEN, 2015).

Os metais analisados foram cádmio e mercúrio nas matrizes couve e espinafre. Todos os pontos de medição do cádmio apresentaram valores semelhantes às concentrações encontradas no ponto de referência, para ambas matrizes. Porém até mesmo no ponto de referência altos níveis foram detectados, mas sempre dentro do aceitável para a

proteção à saúde pública que é de 200 microgramas por quilo de peso fresco (VAN DIJK; VAN DOORN; VAN ALFEN, 2015). Os níveis de Hg tanto para o espinafre quanto para a couve foram relativamente baixos durante todo o período de amostragem.

Os níveis médios anuais de HPA também foram analisados na couve e no espinafre, e os pontos de amostragem estavam dentro do encontrado no ponto de referência. Não houve também relação estatisticamente significativa entre os maiores níveis de HAP e a frequência dos ventos vindos do incinerador (VAN DIJK; VAN DOORN; VAN ALFEN, 2015).

Os incineradores de Alkmaar e Harlingen apresentaram altos níveis de HF, apesar de não ter sido comprovada uma relação causal. Em termos absolutos, esses níveis não são de risco para a pecuária realizada na região (VAN DIJK; VAN DOORN; VAN ALFEN, 2015).

Com o objetivo de resumir as informações dos estudos analisados, a Tabela 6 dispõe dos principais dados, como localização do incinerador, matrizes analisadas, poluentes estudados, período de monitoramento e principais resultados. Pode-se observar que, de forma geral, os incineradores não são apontados como fontes significativas de poluição, principalmente quando se encontram em regiões industrializadas, onde as fontes de emissão são distintas. Entretanto nunca é descartada a necessidade de monitoramento contínuo de tais regiões.

Tabela 4: Resumo das informações sobre estudos relativos à avaliação de impactos ambientais de incineradores

Localização incinerador	Matriz avaliada e Período de Monitoramento	Poluentes estudados	Principais Resultados	Referências
Tarragona, Espanha	Solo 1996 - 1997	PCDD/Fs	Em termos de médias e medianas, as concentrações de PCDD/Fs no solo não sofreram alteração. Apesar de um aumento de 8,3% de um ano para o outro. Um novo equipamento foi implementado no incinerador	Schuhmacher et al., 1999
Tarragona, Espanha	Solo, Vegetação e Ar 2007 - 2008	PCDD/Fs Metais As Be Cd Co Cr Cu Hg Mn Ni Pb Sb Tl e V	Na vegetação e no solo não houve aumento nos níveis de metais e PCDD/Fs. No ar ambiente houve um ligeiro aumento de PCDD/F. Mas possuem o mesmo perfil de regiões urbanizadas e/ou industrializadas	Vilavert et al., 2009
Montcada, Espanha	Solo e Vegetação 1997	Metais As Be Cd Cr Mn Hg Ni Pb Sn Tl V e Zn	As concentrações de metais no solo permaneceram praticamente inalteradas, com aumento somente de Be e Ni. Já a vegetação teve aumento de Hg e diminuição de Cr e V. O potencial impacto à saúde a partir da	Meneses et al., 1999

			ingestão de solo é pequeno.	
Montcada, Espanha	Solo e Vegetação 1996 - 2002	PCDD/Fs	Os níveis de PCDD/Fs no solo são os mesmos encontrados em outras regiões urbanizadas ou industrializadas. Na vegetação os níveis foram reduzindo ano após ano. Não sendo o incinerador o principal responsável pelos riscos à saúde	Schuhmachr e Domingo, 2006
Campdorà – Girona Espanha	Solo e Ar 2015 - 2016	MP ₁₀ PCDD/Fs Metais As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Tl e V	No solo não houve aumento significativo na concentração dos metais e de PCDD/Fs. No ar os níveis altos foram identificados para As,Cd,Co,Mn,Ni,Pb,Tl e V. Os riscos carcinogênicos estavam dentro dos limites permitidos.	Rovira et al., 2018
Mataró – Catalunha Espanha	Solo e Ar 2008 2011 - 2013	PCDD/Fs e PCBs Metais As Cd Co Cr Cu Hg Mn Ni Pb Sb Sn Tl V e Zn	A exposição a metais, PCBs e PCDD/F não significou riscos adicionais não-carcinogênicos para a população. Os riscos carcinogênicos se encontraram dentro do aceitável pelas normas nacionais e internacionais.	Rovira et al., 2015
San Adrià del Besòs – Barcelona, Espanha	Solo e Vegetação 1998 - 2000	PCDD/F	Houve redução dos níveis de PCDD/Fs na vegetação. No solo não houve redução. Em média as emissões atmosféricas reduziram de 1,4 para 0,06 ng I-TEQ·Nm ⁻³	Domingo et al., 2002
Coriano, Rimini - Itália	Solo 1997 - 2001	Metais Mn Ni Zn Hg Cu Cr Pb e Cd	Todos os valores encontrados para a concentração de metais estavam abaixo do limite permitido	Morselli et al., 2005
Rimini - Itália	Solo 2006 - 2010	Metais e Íons solúveis	Os fluxos de deposição mostram baixa concentração de metais e íons solúveis. A área é afetada homogeneamente, o que sugere múltiplas fontes de emissão.	Venturini et al., 2013
Emilia-Romanha, Bologna - Itália	Solo, Musgo e Vegetação 2005	Metais	As deposições de metais são de fontes antropogênicas generalizadas, não sendo possível distingui-las	Antisari et al., 2011

Bolzano - Itália	Ar 2007	MP e PCDD/Fs	O incinerador não é fonte significativa de emissão de MP e PCDD/Fs, o MP é correlacionado as emissões veiculares	Ragazzi et al., 2013
Lácio - Itália	Líquén 2011 - 2012	PCDD/Fs PCBs PAH e Metais As Ni Pb e Cd	Para todos os poluentes, não houve correlação entre o incinerador e os níveis encontrados dos poluentes	Protano et al., 2015
Lecco - Itália	Líquén 2015	Metais Al As Cd Cr Cu Fe Hg Ni Pb V e Zn	Cu e Pb acumularam no líquén mas possivelmente são de outra fonte, já que na combustão ficam associados as escórias. O Hg não acumulou no líquén. A contribuição de emissão do incinerador não foi distinta do resto das emissões	Contardo et al., 2018
Friulian - Itália	Líquén 2008	Metais Hg Cd Co Cr Cu Fe Sn Sb Zn e As	O aumento de Hg nos líquéns é associado ao incinerador, principalmente queima da fração de resíduos hospitalares porém nenhum risco imediato foi detectado, mas monitoramento contínuo é recomendado.	Tretiach et al., 2011
Molise – Itália	Líquén 2010 - 2011	Metais As Cd Co Cr Cu Hg Fe Mn Ni Pb Sb Tl e V	Hg foi o principal poluente de origem atmosférica, apesar de estar em concentrações baixas. As, Cu, Fe, Hg, Mn e V acumularam.	Paoli et al., 2015
Poggibonsi - Itália	Líquén 1998	Metais Al Cd Cr Cu Fe Hg Pb e Zn	Houve acúmulo de Cd Cr e Zn mas não acumulou Hg. Mas recomenda o monitoramento contínuo de metais	Loppi et al., 1998
Reino Unido (6incineradores)	Ar 2003 - 2010	Metais As Cd Cr Cu Fe Hg Mn Ni Pb Pt V e Zn	Em 4 incineradores não foram detectados perfis de emissão de incineradores. Nos outros 2 incineradores foram detectados níveis de metais compatíveis com incineradores em 5,4 e 2,5% do tempo	Font et al., 2015
Marchwood, Inglaterra Crymlyn Burrows, Irlanda	Ar 2003 - 2010	Material Particulado	As concentrações de MP foram extremamente baixas e mostraram tendência decrescente.	Douglas et al., 2017
Grã-Betanha – Reino Unido	Ar 2003 - 2010	MP e Metais Cd Tl Hg Sb As Cr Pb Co Cu Mn Ni e	O MP teve correlação positiva com PCDD/Fs, metais, PCBs e PAHs. Porém as concentrações de MP foram muito baixas quando comparadas ao <i>background</i>	Ashworth et al., 2013

V

Alkmaar, Wijster e Harlinger - Holanda	Pastagem, Leite de Vaca, Couve e Espinafre 2004 - 2013	PCDD/Fs PAH Cd Hg e HF	As emissões do incinerador não afetaram a qualidade das verduras e nem do leite de vaca, as concentrações dos poluentes foram próximos ao do <i>background</i> . Para o HF nas pastagens, dois incineradores excederam o limite em quase todos os anos analisados.	Van Dijk; Van Doorn; Van Alfen, 2015
--	---	---------------------------	--	---

Fonte: A autora

4.4 Questões da implementação de incineradores no Brasil

O cenário atual da gestão de resíduos sólidos no Brasil vem passando por diversas reformulações e modificações devido a implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) instituída pela Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010 (BRASIL, 2010).

A PNRS tem como uma de suas diretrizes a ordem de prioridade nas ações de gerenciamento dos resíduos sólidos: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento (com aproveitamento energético) e disposição final. Entretanto, sua existência ainda não foi suficiente para influenciar de forma efetiva todos os municípios brasileiros a mudarem suas realidades. Sendo este um ponto deficitário da política, não levar em conta as particularidades dos municípios, sendo que cada um possui realidades distintas em relação a capacidade de investimento em gestão de resíduos (MANNARINO; FERREIRA; GANDOLLA, 2016).

As grandes metrópoles do Brasil sofrem com a pressão da gestão de resíduos, por um lado a população quer que a coleta de resíduos seja executada com regularidade, e do outro municípios que lidam com escassos recursos para tal. Além dessa situação, há ainda a relação de implementação de novos aterros sanitários e a ocupação urbana. Cidades como Rio de Janeiro e São Paulo, que são densamente povoadas, tem cada vez menos áreas disponíveis para construção de novos aterros e a geração cada vez maior de resíduos. Outros fatores importantes são os custos de monitoramento operacional, encerramento e pós-encerramento e de tratamento de subprodutos gerados nos aterros, bem como os custos com transporte de resíduos por longas distâncias.

Dentro de contextos específicos como este, o tratamento de resíduos sólidos e mais especificamente a incineração se torna uma opção cada vez mais real para municípios de médio

e grande porte. Através de parcerias público-privadas que tornam essa tecnologia mais viável, a incineração já é pautada nos estados de São Paulo e Rio de Janeiro. A prefeitura de Barueri, município da região metropolitana de São Paulo, foi o primeiro a obter a licença prévia para incineração (YOSHIMURA; ORTH; MOTTA, 2013), sendo esta datada de 2012. Na cidade do Rio de Janeiro, a empresa Ciclus Ambiental já estuda a implementação de uma unidade de recuperação de energia (URE) na Estação de Transbordo (ETR) do Cajú, visto o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) realizado em janeiro de 2017.

Como alternativa a viabilização de incineradores em municípios de menor porte tem-se os consórcios, assim como ocorre hoje para implementação de aterros sanitários. A aliança entre esses municípios permite o aumento da quantidade de resíduos viabilizando assim a quantidade mínima necessária (240 toneladas por dia) para a construção de uma unidade de incineração. Além das questões técnicas, a formação de consórcios perpassa por interesses políticos locais.

É importante ressaltar que a incineração não compete com a reciclagem, como pode ser observado na Figura 1 do item 1.1, onde as taxas de reciclagem (30%) foram maiores que as de incineração (25,9%), mesmo com a incineração em franca expansão nos países europeus. Isso ocorre principalmente pelos instrumentos econômicos utilizados e pela legislação que estabelece metas de reciclagem. Por exemplo, a meta para 2025 é que 65% (em peso) de todas as embalagens sejam recicladas (UE, 2018). O princípio do poluidor-pagador é um instrumento fundamental para a sustentação da reciclagem, atribui ao gerador os custos da gestão de resíduos.

A possibilidade de recuperação energética torna-se importante tanto para o suprimento do próprio incinerador, quanto para geração de receita e abastecimento de residências e indústrias. Em um cenário crescente de demanda energética, uma boa estruturação do incinerador em relação ao planejamento urbano traz como benefícios redução da distância entre a geração e o consumo de energia, possibilitando aumento da eficiência.

A legislação brasileira referente a incineração ainda necessita de ajustes. A nível nacional, O Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA apresenta a Resolução CONAMA nº 316 de 29 de outubro de 2002 que dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos, sendo uma resolução antiga e com parâmetros de emissão extremamente permissivos quando comparados a legislação europeia.

A nível estadual, o estado do Paraná conta com a Resolução nº 043/08 da Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, que dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios para empreendimentos de incineração de resíduos sólidos. A Resolução

016/2014 estabelece os padrões de emissão atmosférica especificamente para incineradores, no entanto seus parâmetros de emissão atmosférica são muito permissivos, praticamente idênticos aos da CONAMA.

Outro estado que regula sobre o tratamento térmico de resíduos é São Paulo, sua Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SMA apresenta a Resolução SMA nº 79 de 04 de novembro de 2009 que estabelece diretrizes e condições para a operação e licenciamento de resíduos sólidos em usinas de recuperação de energia. Essa resolução tem como vantagem parâmetros de emissão atmosférica restritos, similar ou idênticos ao regulado pela diretiva europeia. Trazendo uma maior segurança no que diz respeito à poluição ambiental e à saúde pública para São Paulo, uma vez que é o único estado que possui um município com licença concedida para implementação de uma unidade de incineração.

A Tabela 7 apresenta todos os parâmetros e seus respectivos limites de emissão tanto na esfera federal, com a CONAMA 316/2002, quanto na esfera estadual com as resoluções nº 79 de São Paulo e resolução nº 043 e 016 do Paraná. É possível também observar um paralelo com a diretiva europeia.

Tabela 5: Comparação entre limites de emissão de poluentes atmosféricos das legislações brasileiras com a legislação europeia.

Parâmetro*	União Europeia	Brasil	SMA/SP	SEMA/ PR
Óxidos de Nitrogênio (NO _x)	200	560	200	560
Material Particulado (MP)	10	70	10	70
Monóxido de Carbono (CO)	50	100	50	125
Dióxido de enxofre (SO ₂)	50	280	50	280
Carbono orgânico Total (COT)	10	-	10	-
Ácido Clorídrico (HCl)	10	80	10	80
Ácido Fluorídrico (HF)	1	5	1	5
Dioxinas e Furanos (PCDD/F) (ngTE·Nm ⁻³)	0,1	0,5	0,1	0,5
Mercúrio (Hg)	0,05		0,05	
Cádmio (Cd)		0,28		0,28
Tálio (Tl)	0,05		0,05	

Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V	0,5	-	0,5	-
Sb+Pb+Cr+Cn+Cu+Sn+F+Mn+PT+PD+RH+V	-	7	-	7
As+Co+Ni+Se+Te	-	1,4	-	1,4

Fonte: A autora

Observação: *Todos os parâmetros se encontram padronizados em $\text{mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$, com exceção das dioxinas e furanos que se encontram em $\text{ngTE}\cdot\text{Nm}^{-3}$.

Uma fragilidade percebida na gestão de resíduos brasileira é o acesso aos dados e informações relativas a geração, reciclagem, tratamento, entre outros. No que diz respeito a incineração, a publicidade de dados de monitoramento atmosférico e de efluentes para a população é de grande importância para acesso aos níveis de poluição ao qual estão expostas, e possibilidade de fiscalização. Tornar o processo o mais transparente possível traz aceitação e entendimento da tecnologia.

O monitoramento ambiental e o biomonitoramento, prévio e contínuo, de áreas de implementação de incineradores é fundamental para garantir qualidade à saúde pública e meio ambiente. Nesse ponto as universidades e instituições tem papel importante na geração de dados e informações idôneas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A incineração de resíduos sólidos urbanos na Europa é parte integrante e cada vez mais presente na gestão de resíduos, cujo efeito de redução do volume e massa dos resíduos aumenta a vida útil dos aterros, característica essa importante, visto o restrito território dos países para implementação de novos aterros associado à expansão urbana, e os altos custos de encerramento e pós-encerramento que são obrigatórios no aterros. Essa tecnologia é ainda mais atrativa por contada possibilidade de reaproveitamento energético.

Em países como o Brasil, a incineração é alternativa para regiões metropolitanas, que são densamente povoadas e com cada vez menos áreas disponíveis para implementação aterros. Com a intensa urbanização que ocorre nessas regiões, os aterros estão cada vez mais afastados dos centros geradores, o que acarreta em grande custo com a logística de transporte.

Apesar de ser uma tecnologia consolidada na Europa a população ainda possui algumas preocupações com relação aos riscos a saúde pública e meio ambiente. Com isso, as diretivas relativas à incineração, a primeira implementada desde 2000, obrigam aos incineradores que deem publicidade aos seus dados de monitoramento.

Através do presente trabalho foi possível verificar que esta publicidade ocorre efetivamente, tendo em vista que os dados base utilizados foram coletados nos *websites* dos respectivos incineradores. Tanto informações técnicas sobre a planta, como capacidade de recepção de resíduos, tipo de forno e tipo de resíduo recebido, quanto valores de emissão atmosférica ficam disponíveis principalmente em relatórios anuais de monitoramento. No entanto, uma das deficiências deste trabalho foi a impossibilidade em encontrar dados de todos os incineradores mapeados, principalmente por limitações do idioma.

Os dados de emissão atmosférica foram analisados por tipo de poluente, ao longo dos anos 2010 a 2017. A média geral dos valores de emissão foi inferior em 48% para óxidos de nitrogênio, 80% para monóxido de carbono, 92% para material particulado e 83% para as dioxinas e furanos. Pontualmente, alguns incineradores excederam o limite de emissão estabelecido pela Diretiva 2010/75/UE, os parâmetros em que este fato ocorreu foram óxidos de nitrogênio, monóxido de carbono e dioxinas e furanos nos anos de 2011, 2012, 2016 e 2017. Sobretudo, é possível afirmar que todos os parâmetros analisados apresentaram um perfil estável de emissão, com a grande maioria dos incineradores com suas emissões dentro do limite permitido.

Complementarmente à análise quantitativa e qualitativa dos dados de emissão, foi analisado dados de biomonitoramento que indicam efeitos agudos e/ou crônicos em organismos expostos a esses poluentes, mesmo que em concentrações muito baixas. Alguns incineradores publicam relatórios de biomonitoramento realizados por eles, porém são poucos. O biomonitoramento é comumente realizado por pesquisas científicas, no entanto é centrado em alguns países como Espanha, Itália, Reino Unido e Holanda.

Os poluentes de interesse no biomonitoramento são principalmente dioxinas, furanos e metais, em menor quantidade os PCBs, PAHs e HF. Os artigos científicos, avaliaram inúmeros incineradores nesses países e a maioria não encontrou correlação entre o encontrado com o emitido pelo incinerador. Os valores sempre eram iguais ou muito próximos aos valores de referência, que são em locais fora da área de influência do incinerador. Isso significa que em zonas urbanas e industriais, as emissões tornam-se insignificantes quando comparadas a outras fontes de emissão. Apenas dois estudos encontraram correlação positiva entre as emissões e o que é emitido pelo incinerador, e foram para os poluentes PCDD/Fs e HF, em diferentes países.

Tanto os dados analíticos quanto os biológicos mostram que a incineração é uma tecnologia de tratamento térmico de resíduos segura, desde que bem operada e monitorada. A legislação atua fortemente para a manutenção dessas condições, e a divulgação dos dados para a população traz competência social para a cobrança de que esse controle e monitoramento continue ocorrendo.

Dessa forma, a possível implementação dessa tecnologia no Brasil deve ser realizada de forma que parâmetros mais rigorosos sejam cumpridos e que os dados e informações de controle e monitoramento ambiental sejam públicos, com acesso garantido a toda população. O que torna necessário uma reformulação da presente resolução nacional, ou a criação de novas legislações mais restritivas e que guiem melhor todo o processo. E sempre levando em consideração as particularidades de cada município brasileiro.

REFERÊNCIAS

- ABANADES, S. et al. Fate of Heavy Metals during Municipal Solid Waste Incineration. **Waste Management & Research**, v. 20, p. 55–68, 2002.
- ANTISARI, L. V. et al. Characterization of Heavy Metals Atmospheric Deposition For Assessment of Urban Environmental Quality in the Bologna City (Italy). **Environmental quality**, v. 7, p. 49–63, 2011.
- ASHWORTH, D. C. et al. Comparative Assessment of Particulate Air Pollution Exposure from Municipal Solid Waste Incinerator Emissions. **Journal of Environmental and Public Health**, v. 2013, p. 1–13, 2013.
- AUGUSTO, S.; MÁGUAS, C.; BRANQUINHO, C. Guidelines for biomonitoring persistent organic pollutants (POPs), using lichens and aquatic mosses - A review. **Environmental Pollution**, v. 180, p. 330–338, 2013.
- AURELL, J.; MARKLUND, S. Effects of varying combustion conditions on PCDD/F emissions and formation during MSW incineration. **Chemosphere**, v. 75, n. 5, p. 667–673, 2009.
- AUTRET, E. et al. Incineration of municipal and assimilated wastes in France : Assessment of latest energy and material recovery performances. v. 139, p. 569–574, 2007.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, e dá outras providências. *Diário oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, 03 ago. 2010. Seção 1, p.3.
- BRASIL.Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental - SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2016. Brasília, 2018. 188p.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Plano Nacional de Energia 2030; colaboração Empresa de Pesquisa Energética. Brasília: MME: EPE, 2007.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Série Estudos da Demanda de Energia - Nota Técnica DEA 13/15 - Demanda de Energia 2050; colaboração Empresa de Pesquisa Energética. Brasília: MME: EPE, 2016.
- BUONANNO, G. et al. Chemical, dimensional and morphological ultrafine particle characterization from a waste-to-energy plant. **Waste Management**, v. 31, n. 11, p. 2253–2262, 2011.
- CAPELA, M. V.; CAPELA, J. M. V. Elaboração de Gráficos Box-Plot em Planilhas de Cálculo. v. 1, n. December, p. 361–364, 2011.
- CARBONE, F. et al. Ultrafine Particles Formed by Heating Droplets of Simulated Ash Containing Metals. **Environmental Engineering Science**, v. 25, n. 10, p. 1379–1388, 2008.
- CASS, G. R. et al. The chemical composition of atmospheric ultrafine particles.

Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences, v. 358, n. 1775, p. 2581–2592, 2000.

CHIRICO, V. DI. **Incineração de resíduos urbanos**. [s.l: s.n.].

CONAMA nº 316, de 29 de outubro de 2002. Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos. Publicada no DOU nº 224, de 20 de novembro de 2002, Seção 1, páginas 92-95 Correlações:Artigo 18 alterado pela Resolução CONAMA nº 386/06

CONAMA Nº 420/2009 - "Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas." - Data da legislação: 28/12/2009 - Publicação DOU nº 249, de 30/12/2009, págs. 81-84. Alterada pela Resolução CONAMA nº 460/2013 (altera o prazo do art. 8º, e acrescenta novo parágrafo)

CONTARDO, T. et al. May lichen biomonitoring of air pollution be used for environmental justice assessment? A case study from an area of N Italy with a municipal solid waste incinerator Tania. **Environmental Forensics**, 2018.

DOMINGO, J. L. et al. PCDD / F levels in the neighbourhood of a municipal solid waste incinerator after introduction of technical improvements in the facility. **Environment International**, v. 28, p. 19–27, 2002.

DOUGLAS, P. et al. Estimating Particulate Exposure from Modern Municipal Waste Incinerators in Great Britain. **Environmental Science and Technology**, v. 51, p. 7511–7519, 2017.

EUROPEAN COMMISSION. **Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/0470012668.ch5>>.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. **Managing municipal solid waste - a review of achievements in 32 European countries EEA Report No 2/2013**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.eea.europa.eu/publications/managing-municipal-solid-waste>>.

EEA - EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY. Municipal waste management in Norway. 2013. Disponível em: <<https://www.eea.europa.eu/publications/managing-municipal-solid-waste/norway-municipal-waste-management>>. Acesso em jan 2019.

EUROSTAT - ENVIRONMENTAL DATA CENTRE ON WASTE. Municipal Waste Statistics 2016 .ISSN 2443-8214.Disponível em: <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Municipal_waste_statistics#Municipal_waste_treatment>. Acesso em: 16 jan 2019.

FALLA, J. et al. Biological air quality monitoring: a review. **Environmental Monitoring and Assessment**, n. 64, p. 627–644, 2000.

FERREIRA, N.; OLIVEIRA, T. P. DE; SANDRA, H. Contribuições do PIBID / biologia para

o ensino de briófitas nas séries iniciais do ensino fundamental II do Colégio de Aplicação da UFPE PIBID / Biology contributions towards the teaching of bryophytes in the initial grades of Elementary Education II Sch. **Revista Cadernos de Estudos e Pesquisa na Educação Básica**, v. 2, n. 1, p. 267–284, 2016.

FONT, A. et al. Using metal ratios to detect emissions from municipal waste incinerators in ambient air pollution data. **Atmospheric Environment**, v. 113, p. 177–186, 2015.

GERDOL, R. et al. Monitoring temporal trends of air pollution in an urban area using mosses and lichens as biomonitors. **Chemosphere**, v. 108, p. 388–395, 2014.

GOHLKE, O. et al. A new process for NO_x reduction in combustion systems for the generation of energy from waste. **Waste Management**, v. 30, n. 7, p. 1348–1354, 2010.

GULLETT, B. K. et al. Characterization of air emissions and residual ash from open burning of electronic wastes during simulated rudimentary recycling operations. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 9, n. 1, p. 69–79, 2007.

HASSELRIIS, F.; LICATA, A. Analysis of heavy metal emission data from municipal waste combustion. **Journal of Hazardous Materials**, v. 47, n. 1–3, p. 77–102, 1996.

IEMA- INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE. 1º Diagnóstico da rede de monitoramento da qualidade do ar no Brasil, 2014. Disponível em: <http://www.forumclima.pr.gov.br/arquivos/File/Rosana/Diagnostico_Qualidade_do_Ar_Versao_Final_Std.pdf>. Acesso em: jan de 2019.

JARDIM, N.Z; WELLS, C.; CONSONI, A.J.; AZEVEDO R.M.B. O Gerenciamento Integrado do Lixo Municipal. In: CEMPRE - Compromisso Empresarial Para a Reciclagem. Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. 4 ed. São Paulo, 2018. cap.1, p. 3 - 26.

JIAO, F. et al. Effect of HCl, SO₂ and H₂O on the condensation of heavy metal vapors in flue gas cooling section. **Fuel Processing Technology**, v. 105, p. 181–187, 2013.

KUMAR, P. et al. Nanoparticle emissions from 11 non-vehicle exhaust sources - A review. **Atmospheric Environment**, v. 67, p. 252–277, 2013.

LEM, S. et al. The heuristic interpretation of box plots. **Learning and Instruction**, v. 26, p. 22–35, 2013.

LIBERTI, L. et al. Mercury removal with powdered activated carbon from flue gases at the Coriano municipal solid waste incineration plant. **Waste Management and Research**, v. 16, n. 2, p. 183–189, 1998.

LOVETT, G. M. et al. Who needs environmental monitoring? **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 5, p. 253–260, 2007.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; GANDOLLA, M. Contribuições para a evolução do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil com base na experiência Européia. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 2, p. 379–385, 2016.

MARGALLO, M. et al. Environmental sustainability assessment of the management of

municipal solid waste incineration residues: A review of the current situation. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 17, n. 5, p. 1333–1353, 2015.

MENESES, M. et al. Monitoring metals in the vicinity of a municipal waste incinerator : temporal variation in soils and vegetation. **The Science of the Total Environment**, v. 226, p. 157–164, 1999.

MIJIC, Z. et al. Seasonal variability and source apportionment of metals in the atmospheric deposition in Belgrade. **Atmospheric Environment**, v. 44, p. 3630–3637, 2010.

MORALES, M. et al. Materials selection for superheater tubes in municipal solid waste incineration plants. **Journal of Materials Engineering and Performance**, 2014.

MORSELLI, L. et al. Tools for evaluation of impact associated with MSW incineration : LCA and integrated environmental monitoring system. **Waste Management**, v. 25, p. 191–196, 2005.

NETO, J. V. et al. Boxplot : Um Recurso Gráfico Para a Análise E Interpretação De Dados Quantitativos Boxplot : a Visual Resource for Analysis and Interpretation of Quantitative Data. v. 26, n. 76, p. 1–6, 2017.

NZIHOU, A. et al. Dioxin emissions from municipal solid waste incinerators (MSWIs) in France. **Waste Management**, v. 32, n. 12, p. 2273–2277, 2012.

OFEV – OFFICE FEDERAL DE L'ENVIRONNEMENT. Ordonnance sur la protection de l'air (OPair) du 16 décembre 1985 (Etat le 11 décembre 2018).

PAOLI, L. et al. Lichens as suitable indicators of the biological effects of atmospheric pollutants around a municipal solid waste incinerator (S Italy). **Ecological Indicators**, v. 52, p. 362–370, 2015.

PIRRONE, N. et al. Global mercury emissions to the atmosphere from natural and anthropogenic sources. **Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere: Emissions, Measurements and Models**, p. 3–49, 2009.

PROTANO, C. et al. Transplanted Lichen *Pseudovernia furfuracea* as a Multi-Tracer Monitoring Tool Near a Solid Waste Incinerator in Italy: Assessment of Airborne Incinerator-Related Pollutants. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 95, p. 644–653, 2015.

RAGAZZI, M. et al. Management of atmospheric pollutants from waste incineration processes: the case of Bozen. **Waste Management & Research**, v. 31, n. 3, p. 235–240, 2013.

REIMANN, D. O. CEWEP Energy Report III (Status 2007-2010). n. December, p. 1–35, 2013.

REIS, E. A.; REIS, I. A. **Análise Descritiva de Dados - Tabelas e Gráficos**. [s.l: s.n.].

ROVIRA, J. et al. Temporal trends in the levels of metals , PCDD / Fs and PCBs in the vicinity of a municipal solid waste incinerator . Preliminary assessment of human health risks. **WASTE MANAGEMENT**, v. 43, p. 168–175, 2015.

ROVIRA, J. et al. Concentrations of trace elements and PCDD / Fs around a municipal solid waste incinerator in Girona (Catalonia , Spain). Human health risks for the population living in the neighborhood. **Science of the Total Environment**, v. 630, p. 34–45, 2018.

SABBAS, T. et al. Management of municipal solid waste incineration residues. **Waste Management**, v. 23, n. 1, p. 61–88, 2003.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (Paraná). Resolução nº 43, de 13 de julho de 2008. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios para empreendimentos de incineração de resíduos sólidos.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. Resolução SMA nº 79, de 04 de novembro de 2009. Estabelece diretrizes e condições para a operação e o licenciamento da atividade de tratamento térmico de resíduos sólidos em Usinas de Recuperação de Energia - URE. Republicada no DOE de 07-11-09 seção i pag 63-65.

SCHRÖDER, W. et al. Are cadmium , lead and mercury concentrations in mosses across Europe primarily determined by atmospheric deposition of these metals ? **Journal of soil and sediment**, v. 10, n. 8, p. 1572–1584, 2010.

SCHUHMACHER, M. et al. Soil Monitoring in the Vicinity of a Municipal Solid Waste Incinerator: Temporal Variation of PCDD/Fs. **Chemosphere**, v. 39, n. 3, p. 419–429, 1999.

SCHUHMACHER, M.; DOMINGO, L. Long-term study of environmental levels of dioxins and furans in the vicinity of a municipal solid waste incinerator. **Environment International**, v. 32, p. 397–404, 2006.

STROBEL, R.; WALDNER, M. H.; GABLINGER, H. Highly efficient combustion with low excess air in a modern energy-from-waste (EfW) plant. **Waste Management**, v. 73, p. 301–306, 2018.

STUBENVOLL, J.; BÖHMER, S.; SZEDNYJ, I. State of the art for waste incineration plants. 2002.

SVOBODA, K.; BAXTER, D.; MARTINEC, J. Nitrous oxide emissions from waste incineration. **Chemical Papers**, v. 60, n. 1, p. 78–90, 2006.

TEMMERMAN, L. DE et al. Biomonitoring of air pollutants with plants – considerations for the future. 2001.

TRETIACH, M. et al. Lichen transplants as a suitable tool to identify mercury pollution from waste incinerators : a case study from NE Italy. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 175, n. 1–4, p. 589–600, 2011.

UBA - GERMAN FEDERAL ENVIRONMENT AGENCY. 1 . Draft of a German Report

with basic informations for a BREF-Documents “ Waste Incineration “. n. December, 2001.

UE – UNIÃO EUROPÉIA. (2010) Conselho da União Europeia. Diretiva 2010/76/EC – Relativa às emissões industriais. 24 de novembro de 2010.

UE – UNIÃO EUROPÉIA. (1994) Conselho da União Europeia. Diretiva 1994/62/EC . Relativa a embalagens e resíduos de embalagens. 20 de dezembro de 1994, Alterada pela Diretiva (UE) 852/2018 (Texto relevante para efeitos do EEE) de 30 de maio de 2018.

UE – UNIÃO EUROPÉIA. (2008) Conselho da União Europeia. Directiva 2008/98/EC – Relativa aos resíduos e que revoga certas diretivas. 18 de novembro de 2008.

USEPA - United State Environmental Protection Agency; USEPA 3050B, Method 3050B. Acid Digestion of Sediments, Sludges and Soils. Disponível em: <http://www.epa.gov/waste/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3050b.pdf>. Acessado em: jan 2019.

USHIMA, A.H.; SANTOS, M.M. Processamento do Lixo - Parte 9 - Tratamento térmico. In: CEMPRE - Compromisso Empresarial Para a Reciclagem. Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. 4 ed. São Paulo, 2018. cap.4, p.193 - 218.

VAN DIJK, C.; VAN DOORN, W.; VAN ALFEN, B. Long term plant biomonitoring in the vicinity of waste incinerators in The Netherlands. **Chemosphere**, v. 122, p. 45–51, 1 mar. 2015.

VASSURA, I. et al. PCDD/Fs atmospheric deposition fluxes and soil contamination close to a municipal solid waste incinerator. **Chemosphere**, v. 83, n. 10, p. 1366–1373, 2011

VEHLOW, J. Reduction of dioxin emissions from thermal waste treatment plants : a brief survey. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, n. 11, p. 393–405, 2012.

VEHLOW, J. Air pollution control systems in WtE units: An overview. **Waste Management**, v. 37, p. 58–74, 2015.

VEHLOW, J.; DALANGER, S. Incineration : Flue Gas Cleaning and Emissions. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). . **Solid Waste Technology & Management**. [s.l.] Blackwell Publishing Ltd., 2011.

VENTURINI, E. et al. Bulk deposition close to a Municipal Solid Waste incinerator: One source among many. **Science of The Total Environment**, v. 456, p. 392–403, 2013.

VILAVERTE, L. et al. Modification of an environmental surveillance program to monitor PCDD / Fs and metals around a municipal solid waste incinerator. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 44, p. 1343–1352, 2009.

WHITICAR, D. M.; RALPH, J. **Waste to Energy: A Technical Review of Municipal Solid Waste Thermal Treatment Practices - Final Report**. [s.l.: s.n.].

WISSING, F.; WIRTZ, S.; SCHERER, V. Simulating municipal solid waste incineration with

a DEM/CFD method – Influences of waste properties, grate and furnace design. **Fuel**, v. 206, p. 638–656, 2017.

YOSHIMURA, T.; ORTH, M. H.; MOTTA, F. S. O futuro da recuperação energética no Brasil. **Revista Limpeza pública**, n. 84, p. 4–17, 2013.

ZACCO, A. et al. Review of fly ash inertisation treatments and recycling. **Environmental Chemistry Letters**, v. 12, n. 1, p. 153–175, 2014.

ZHANG, Y. et al. Experimental and thermodynamic investigation on transfer of cadmium influenced by sulfur and chlorine during municipal solid waste (MSW) incineration. **Journal of Hazardous Materials**, v. 153, n. 1–2, p. 309–319, 2008.

ZHU, S.; ZHANG, Z.; ŽAGAR, D. Mercury transport and fate models in aquatic systems: A review and synthesis. **Science of the Total Environment**, v. 639, p. 538–549, 2018.