



## O CONTROLE DAS EMISSÕES DE POLUENTES EM INCINERADORES DE RESÍDUOS SÓLIDOS MUNICIPAIS

**Marcelo Rodrigues de Holanda**

FEG/UNESP - Depto. de Energia - Av. Dr. Ariberto P. da Cunha, 333 - 12516-410 - Guaratinguetá/SP

**José Antônio Perrella Balestieri**

FEG/UNESP - Depto. de Energia - Av. Dr. Ariberto P. da Cunha, 333 - 12516-410 - Guaratinguetá/SP

**Resumo.** *No momento da incineração de resíduos sólidos municipais (RSM) são produzidos gases que contém partículas de matérias orgânicas (dioxinas e furanos), de metais pesados (cádmio, chumbo e mercúrio) e de outros compostos químicos como os óxidos de enxofre e de nitrogênio e os ácidos clorídrico e fluorídrico; tais produtos da combustão podem causar a poluição atmosférica nas grandes cidades, além de alguns deles apresentarem potencial efeito carcinogênico ou contribuírem para efeitos locais, como as chuvas ácidas e o smog fotoquímico. Dessa forma, faz-se necessário que os gases resultantes da queima do lixo urbano, em incineradores do tipo grelhas móveis ou forno rotativo, sejam depurados antes mesmo de serem lançados na atmosfera através das chaminés. Este artigo tem por objetivo apresentar as características principais das tecnologias anti-poluição mais utilizadas nos combustores de RSM dos Estados Unidos e da Europa, discutindo a oportunidade de sua utilização nas iniciativas brasileiras.*

**Palavras-chave:** *resíduos sólidos municipais, co-geração, emissões, tecnologias de controle*

### 1. INTRODUÇÃO

O *Clean Air Act* de 1970 foi a primeira lei federal americana que autorizou a U.S. EPA (U.S. *Environmental Protection Agency*) a estabelecer padrões nacionais de qualidade do ar com vistas à proteção do meio ambiente e da saúde pública. Já os primeiros limites máximos para o controle das emissões da incineração foram aplicados para os incineradores municipais sob as provisões do *New Source Performance Standards (NSPS) - Title I, Part A, Section 111* - da mesma lei (U.S. EPA, 1970). O NSPS estabeleceu um limite, em tempo ponderado de 2 horas, para material particulado de 180 miligramas por metro cúbico padrão (20°C, 760 mm Hg, base seca, corrigido a 12% de CO<sub>2</sub>) para todas as unidades de incineração, construídas depois de agosto de 1971, que tinham taxas de alimentação maiores que 50 toneladas por dia.

Em 11 de fevereiro de 1991, a U.S. EPA promulgou regras bem mais restritivas para todos os incineradores municipais de resíduos domésticos novos e existentes com capacidades maiores que 225 toneladas por dia (U.S. EPA, 1991). Essas regulamentações requeriam o uso das técnicas de Boa Prática de Combustão (*Good Combustion Practice - GCP* - que é um conjunto de procedimentos que resultam numa combustão mais eficiente e, conseqüentemente, na minimização da geração de produtos indesejados), que fixavam um menor limite de particulados em todas as plantas para o controle das emissões de metais e estabeleciam limites para óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), orgânicos, ácido clorídrico (HCl), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) e opacidade.

Em 19 de dezembro de 1995 estas regras foram modificadas mais uma vez no intuito de se adequarem às provisões dos aditamentos do *Clean Air Act Amendments* de 1990 (*Section 129* - U.S. EPA, 1990); tais revisões incluíram regras para as unidades com capacidades menores que 225 toneladas por dia, limites de emissão para cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg) e requisitos para o uso da Tecnologia de Máximo Controle Alcançável (*Maximum Achievable Control Technology* - formada pela combinação de GCP + lavador a seco + injeção de carvão ativado + filtro de mangas (ou precipitador eletrostático) + redução seletiva não-catalítica ou por quaisquer outras junções tecnológicas que apresentem uma eficiência maior ou igual à esta) (U.S. EPA, 1995; Kilgroe, 1996 e Holanda e Balestieri, 2001).

Este trabalho pretende enfatizar os possíveis impactos da geração de poluentes e os aspectos mais relevantes (como a eficiência de redução, os custos de investimento e operacional, etc) dos principais dispositivos de controle das emissões dos incineradores de RSM.

## 2. AS CONSEQÜÊNCIAS DA GERAÇÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS

Conforme Santo, Gallo e Bizzo (1998), o potencial poluente das diferentes substâncias formadas durante o processo de combustão e seus impactos sobre o ambiente e/ou sobre a saúde humana têm sido motivo de extensas pesquisas multidisciplinares, englobando desde pesquisadores da área de combustão até meteorologistas e toxicologistas; nesta direção, as emissões oriundas desse tipo de tecnologia podem ser divididas, *grosso modo*, entre as de impacto global e as de impacto local.

As emissões de impacto global contribuem, junto à emissões de outras origens, para o aquecimento da Terra, responsável pelo efeito estufa (*greenhouse effect*). Há gases que ocorrem espontaneamente na natureza e que são responsáveis pelo efeito estufa, tais como CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O<sub>(v)</sub> e CH<sub>4</sub>. Embora imprescindível para a sustentação da vida no planeta (mantendo a temperatura da biosfera dentro de limites adequados), o efeito estufa pode também ocasionar uma elevação na temperatura média da Terra (com efeitos danosos sobre o clima) caso aumente substancialmente a concentração destes gases.

As emissões de impacto local são as associadas à deposição ácida (chuva ácida), ao *smog* fotoquímico (formação do ozônio troposférico) e aos materiais particulados. Poluentes como SO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub> são responsáveis pela deposição ácida; duas formas de deposição podem ocorrer para esses gases, denominadas seca e úmida. A deposição seca é atribuída à deposição dessas substâncias diretamente no solo e a deposição úmida ocorre quando tais gases se oxidam formando os ácidos sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) e nítrico (HNO<sub>3</sub>) e sofrem dissolução em água, formando ânions sulfato (SO<sub>4</sub>)<sup>-2</sup> e nitrato (NO<sub>3</sub>)<sup>-1</sup>, que depois são depositados na crosta terrestre juntamente com a água da chuva.

É sabido que tais poluentes provocam doenças respiratórias, comprometem a qualidade do solo, da água de rios, lagos e lençóis freáticos e podem entrar na cadeia alimentícia. Exposições prolongadas e baixas concentrações de SO<sub>2</sub> têm sido associadas com o aumento de morbidade cardiovascular em pessoas idosas (Silva, 1997).

O *smog* fotoquímico é causado por complexas reações químicas na atmosfera, sob efeito da luz solar, diminuindo a visibilidade e afetando a saúde humana através de sua inalação (redução da capacidade pulmonar e o agravamento de doenças respiratórias, como a asma). Tal fenômeno inicia-se com os chamados poluentes primários (que são substâncias menos danosas e menos reativas) e os poluentes secundários, formados fotoquimicamente a partir dos primários, são os responsáveis pela construção do *smog*. Associados à emissões provenientes do processo de combustão, o NO<sub>x</sub>, os hidrocarbonetos não queimados, os materiais particulados e o SO<sub>2</sub> contribuem para a formação do *smog*. O monóxido de nitrogênio (NO) é oxidado na atmosfera para dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>) e a luz solar, por sua vez, decompõe o NO<sub>2</sub> em NO e oxigênio; os átomos de oxigênio por serem muito reativos podem iniciar uma série de reações, dentre as quais destaca-se a formação do ozônio (O<sub>3</sub>) troposférico.

Os materiais particulados apresentam-se em fase sólida, porém arrastados por correntes gasosas na atmosfera. São constituídos por resíduos de carbono, hidrocarbonetos não queimados, sais e cinzas oriundos de processos de combustão de combustíveis fósseis, biomassa ou RSM, de

mineração do carvão, queimadas, etc. A essas emissões atribui-se a diminuição da visibilidade do ar, a contaminação de solos e águas, a ocorrência de problemas respiratórios e problemas de saúde devido a sua inserção na cadeia alimentícia; além de aumentarem os efeitos dos gases presentes no ar ou de catalisar e transformar quimicamente tais gases, criando espécies mais nocivas.

Diante disso tudo, faz-se necessário que os países que já incineram RSM estejam realmente adotando as tecnologias de redução das emissões (seja as que atuam diretamente na fonte ou as de cunho ambiental intrínseco) a fim de minimizar muitos desses impactos ambientais e sociais. Ao passo que Kilgroe (1996) afirma que nos combustores dos Estados Unidos o que se faz é o emprego do lavador a seco (*dry scrubber*) seguido por filtro de mangas ou precipitador eletrostático, PRODAM (1999) fala que na grande maioria dos incineradores de lixo existentes nos países da Europa a limpeza dos gases é realizada pelo precipitador eletrostático ou filtro de mangas seguido por lavador a úmido (*wet scrubber*). Na primeira configuração, denominada processo semi-úmido<sup>1</sup>, pode-se adicionar uma etapa de lavagem na busca de maior eficiência; a segunda configuração, chamada processo úmido<sup>2</sup>, é aquela que agrega um filtro de mangas após o lavador e, assim como a primeira, também faz a injeção de carvão ativado para a remoção de dioxinas, furanos e mercúrio.

### 3. AS TÉCNICAS DE PURIFICAÇÃO DOS GASES DE ESCAPE

As emissões de material particulado, Cd e Pb são eficientemente coletadas nos dispositivos que dependem de forças eletrostáticas (precipitador eletrostático) ou de filtração física (filtro de mangas). Já o Hg, que normalmente encontra-se em forma de vapor na temperatura de purificação do gás de escape, precisa de métodos especiais para a sua redução (isto é, a remoção efetiva do Hg, assim como para dioxinas e furanos, necessita do resfriamento do gás de escape num lavador de gás eficiente, além de um filtro de mangas ou de um precipitador eletrostático). Lora (2000) confirma em seu trabalho, para o caso das dioxinas e furanos em particular, que é explicitamente interessante realizar o *quench* (resfriamento rápido do gás de escape num secador *spray*) antes da injeção de carvão ativado, porque cerca de 62%-82% das dioxinas e furanos são emitidos em forma de vapor e se a temperatura do gás diminui rapidamente até 110°C, tais emissões podem-se reduzir até 98%.

O filtro de mangas (FM), ou *baghouse*, ou ainda *fabric filter*, (Fig. (1)) é um sistema amplamente aceito para o controle de particulados e traços de metais pesados com diâmetro menor que 0,3µm; dentre os seus componentes básicos pode-se destacar um meio filtrante (sacos tubulares de um determinado tecido), uma armação (em forma de gaiola) sustentadora das mangas e um mecanismo de remoção das partículas que ficam acumuladas no pano das mangas.

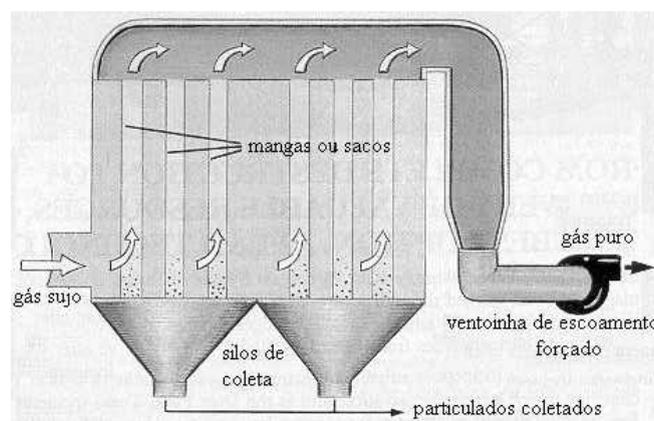


Figura 1. Filtro de mangas ou *baghouse*

<sup>1</sup> Neste sistema, que é utilizado para o tratamento de gases com alta concentração de ácidos, a reação da polpa de cal com o gás de escape acontece num secador *spray*; adiciona-se no gás carvão ativado para a separação das dioxinas, furanos e o mercúrio no filtro de mangas ou no precipitador eletrostático.

<sup>2</sup> Este é o procedimento de maior eficiência, especialmente em incineradores de grande capacidade. A remoção dos produtos sólidos da reação, assim como do carvão ativado injetado antes do filtro de mangas, é realizada neste equipamento.

Normalmente, o gás "sujo", que entra pela parte inferior do FM próxima aos silos de coleta, se faz passar através das mangas, ficando as partículas contaminantes retidas no tecido das mesmas. Após vários ciclos de operação e limpeza uma fração dos particulados fica retida permanentemente no tecido formando o denominado *cake* (torta de filtro), que constitui o meio filtrante definitivo (tecido+*cake*). Este fenômeno, segundo Bacon, Li e Liang (1997), constitui a causa da alta eficiência dos FMs durante a filtração de pequenas partículas (maior que 99%-99,9%).

De acordo com os estudos realizados por McInnes, Jameson e Austin (1992), os FMs podem-se classificar da seguinte maneira: atendendo à forma de limpeza das mangas, de acordo com a direção do fluxo de gás (desde o interior da manga para fora e vice-versa) e atendendo à localização do ventilador do sistema (a sucção ou a pressão). O consumo de energia do filtro destina-se a vencer a resistência aerodinâmica total, composta pela resistência das mangas, do *cake* de partículas e dos dutos correspondentes; os valores típicos da queda de pressão estão na faixa de 1-5 kPa.

Uma das questões mais importantes a considerar em qualquer FM é a limpeza. Uma limpeza deficiente provoca o acréscimo da queda de pressão e a perda da capacidade de filtração; por outro lado, uma limpeza muito vigorosa pode danificar o filtro reduzindo, assim, o período de vida útil do mesmo. Atendendo ao sistema de limpeza utilizado, os FMs podem ser classificados como: FMs com limpeza por fluxo reverso de gás (FMLFRG), FMs com limpeza por sacudimento mecânico (FMLSM) e FMs com limpeza por jato pulsante (FMLJP) (Gregg e Griffin, 1991 e Lora, 2000).

No primeiro método, por meio de registros interrompe-se o fluxo de gás "sujo" e se faz passar um fluxo de ar em sentido inverso; este fluxo causa o "colapso" das mangas e separa o *cake* de pó do interior das mesmas, que cai nos silos. O compartimento é, então, gradativamente repressurizado para retornarem as mangas a sua forma original. Já no segundo caso, o pó depositado na superfície interna das mangas é retirado por sacudimento mecânico; recomenda-se tal aplicação para panos capazes de resistir às tensões mecânicas inerentes à este método de limpeza. Por fim, no último método o pó é retirado pela parte externa das mangas, pelo que estas são reforçadas na parte interior com uma estrutura de arame. A limpeza realiza-se por meio de um golpe (pulso) de ar a alta pressão, que expande violentamente a manga; este pulso pode ser obtido diretamente do tubo de distribuição de ar comprimido (sistema de baixa e média pressão) ou acelerado por meio de tubos Venturi localizados na seção inicial das mangas (sistema de alta pressão).

Atualmente os FMLPJ são os mais utilizados, atendendo às suas relativamente pequenas dimensões e custo reduzido em comparação com os FMs convencionais. Com base nas pesquisas feitas por Lora (2000) é possível dizer que, para o caso de uma planta de potência igual à 250 MW, o custo de um FMLPJ é 22% menor que o custo de um precipitador eletrostático e 35% menor que o de um FMLFRG. Em termos absolutos, ao FMLPJ corresponde um investimento de US\$ 49,49 por kW de potência elétrica instalada, ao FMLFRG um de US\$ 76,57/kW e ao precipitador eletrostático um de US\$ 63,75/kW.

O separador ou precipitador eletrostático (PE) é um equipamento voltado para a redução das mesmas emissões controladas pelo FM (só que com diâmetro entre 0,5-20  $\mu\text{m}$ ), que utiliza forças elétricas para movimentar as partículas desde o fluxo de gases até os eletrodos coletores (ver Fig. (2)). O precipitador é o único dispositivo de controle de particulados no qual as forças de remoção atuam só sobre as partículas e não sobre todo o fluxo de gás. Isto garante uma alta eficiência de separação (99,5%) com uma pequena queda de pressão do gás, de cerca de 5 polegadas de  $\text{H}_2\text{O}$ .

Em resumo, a sua operação se processa da seguinte maneira: primeiramente dá-se uma carga elétrica às partículas, forçando-as a passar através de uma corona (região de ionização do gás); o efeito corona é produzido pelos eletrodos de descarga, mantidos com alta voltagem no centro do fluxo de gás. Após a deposição das partículas nos eletrodos coletores, faz-se a remoção das mesmas por sacudimento dos eletrodos ou lavagem com água. Os tipos de PEs mais difundidos, nas visões de McInnes, Jameson e Austin (1992) e Lora (2000), são os que segue: de placa e arame, de placas planas e úmido.

A primeira configuração (PEs de placa e arame) é utilizada numa ampla variedade de aplicações industriais: caldeiras para carvão, fornos de cimento, incineradores de resíduos sólidos, caldeiras recuperativas de plantas de papel, etc. Nestes PEs, o fluxo de gás passa entre placas metálicas

paralelas e os arames suspensos entre as mesmas constituem os eletrodos de descarga de alta voltagem; os eletrodos normalmente recebem uma polaridade negativa, já que uma corona negativa suporta uma voltagem maior que uma positiva. Os íons gerados na corona seguem as linhas do campo elétrico desde os arames até as placas coletoras; assim, cada arame estabelece uma zona de carga através da qual passam as partículas, absorvendo parte dos íons.

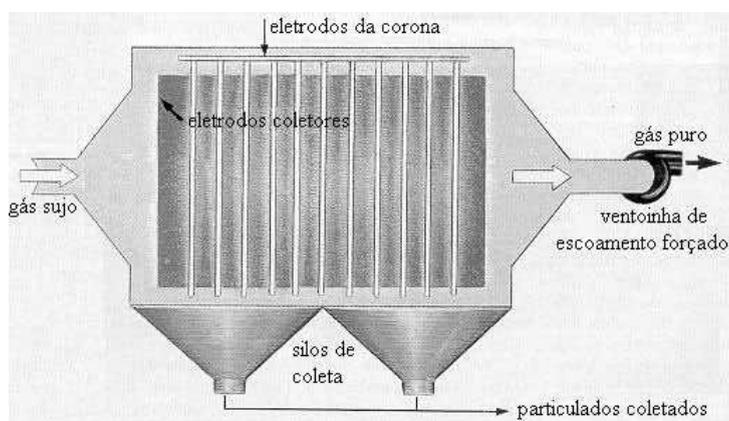


Figura 2. Separador ou precipitador eletrostático

Já os PEs de placas planas são geralmente usados em aplicações de pequena escala (50-100 m<sup>3</sup>/s) e para partículas de alta resistividade<sup>3</sup> com dimensões de 1-2 mm. A firma *United McGill's* emprega este tipo de precipitador para o controle de particulados em caldeiras, fornos, incineradores e outros tipos de processos industriais com capacidade máxima de até 944 m<sup>3</sup>/s (Lora, 2000). Os PEs de placas planas fabricados por tal empresa diferenciam-se dos projetos convencionais por terem o eletrodo coletor de alta voltagem rodeado por agulhas em suas bordas laterais (que geram o efeito corona e o campo eletrostático). As superfícies coletoras destes precipitadores consistem em fileiras paralelas, alternadas por placas coletoras de alta voltagem e por placas coletoras conectadas ao solo (terra). Ambas as espécies de placas estão carregadas com polaridade oposta e localizadas à menor distância entre elas, ao contrário do que ocorre nos PEs de placas planas convencionais. Assim, nos precipitadores dessa empresa a placa de descarga é também coletora, o que incrementa a área da superfície de coleta em 30%. Sua construção é modular (permitindo o dimensionamento para diferentes capacidades) e a limpeza das placas é feita por sacudimento mecânico.

O método de remoção úmida (PEs úmidos) é efetivo para partículas com características aglomerantes. Neste processo, a água é nebulizada sobre o fluxo de gás para resfriá-lo e condensar a maioria dos poluentes; as partículas sólidas condensadas recebem uma carga elétrica e são, por sua vez, coletadas nas placas bipolares. Os bocais de nebulização primários nebulizam a seção do pré-resfriamento e os difusores de entrada, a fim de saturar o fluxo de gás, prevenindo o endurecimento e a combustão do material coletado. Já os bocais secundários, além de complementar os primários, removem o material coletado das placas e a água, após filtrada, é reincorporada ao sistema.

Segundo Bacon, Li e Liang (1997), tais precipitadores permitem aumentar a eficiência de separação das partículas de poeira, já que estas agrupam-se por causa da umidade; além disso, permitem também remover alguns compostos solúveis e metais pesados junto com as gotículas de água. A principal desvantagem é que os eletrodos precisam de um revestimento especial a fim de evitar a corrosão, o que de certa forma aumenta o preço do equipamento. Uma análise econômica feita por estes autores revelou que o custo da compra de um PE úmido e o custo de operação anual giram em torno de US\$ 304000 e US\$ 51000, respectivamente.

Os gases ácidos são, por sua vez, controlados num lavador a seco ou a úmido pela injeção de um reagente a base de cálcio ou de sódio (calcário (CaCO<sub>3</sub>), cal hidratada (Ca(OH)<sub>2</sub>), cal (CaO) ou

<sup>3</sup> Resistividade é a resistência específica de conduzir eletricidade; o antônimo de condutividade.

solução alcalina de sódio (NaOH)) diretamente no gás de escape para converter SO<sub>2</sub>, HCl e HF em compostos sólidos que podem ser coletados depois num FM ou PE.

Existem, de acordo com McInnes e Royen (1990), vários tipos de lavadores a úmido disponíveis para a redução dos gases ácidos (alguns deles são até capazes de remover simultaneamente materiais particulados); nestes se inclui: as torres de nebulização (ou câmaras de *spray*), os lavadores de bandejas e as instalações de leito empacotado (ou torres compactas). No primeiro tipo, a pressão da bomba juntamente com os bocais de nebulização atomizam o líquido de lavagem ou absorvente. Para se produzir uma gotícula muito fina, e conseqüentemente uma área superficial de contato ampla, é necessário operar os bocais numa pressão elevada; isto significa que o absorvente tem de estar livre de compostos sólidos impedindo assim possíveis entupimentos.

As câmaras de *spray*, em comparação aos outros sistemas, podem remover uma quantidade maior de SO<sub>2</sub>, enquanto usam também menos energia; porém, tais lavadores têm uma eficiência de controle de particulados extremamente baixa e não são eficazes na captura de partículas com um diâmetro menor que 5 µm.

Nos lavadores de bandejas (ver Fig. (3)), o gás de escape passa através de muitos orifícios pequenos encontrando, assim, os pratos (ou bandejas) de colisão. Estes lavadores apresentam uma vantagem em potencial, isto é, eles provêm uma alta eficiência de redução de gases ácidos e particulados numa única etapa de lavagem (> 95%). Como desvantagens temos que os orifícios pequenos estão sujeitos ao entupimento e as bandejas de colisão devem ser móveis no intuito de se adequarem às variações das taxas de fluxo gasoso.

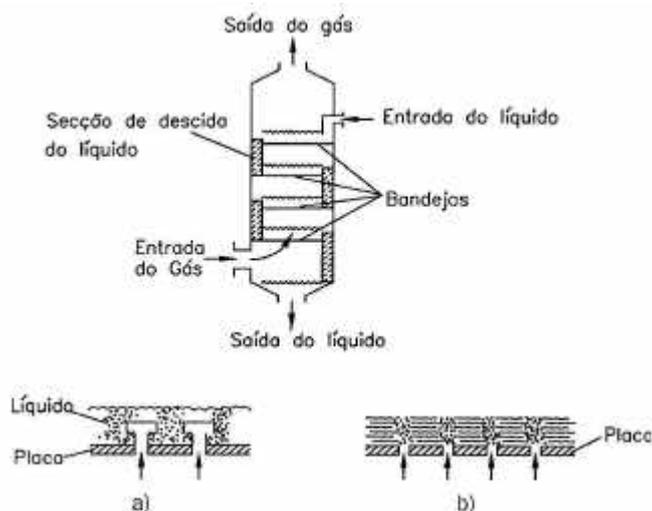


Figura 3. Configuração de lavadores de bandejas: a) bandeja com *bubblecaps*, b) bandeja perfurada

As instalações de leito empacotado geralmente são torres de leito compacto com fluxo vertical e que operam contracorrente, ou seja, os produtos da combustão entram no absorvedor e ascendem através da zona de absorção, onde contatam com a polpa ou solução alcalina que movimenta-se contracorrente; o gás passa, na seqüência, por um separador de umidade e sai já limpo do absorvedor. O empacotamento fornece a área superficial necessária para que os gases ácidos contatem mais intimamente o absorvente; este tipo de lavador, conforme McInnes e Royen (1990), também não é muito apropriado para a remoção de particulados, mas é utilizado principalmente no controle isolado de SO<sub>2</sub>, HCl e HF.

O secador *spray* ou *spray dryer* (SD), que é um lavador a seco, (Fig. (4)) nebuliza uma lama de cal sobre os produtos da combustão; as gotículas de reagente absorvem o SO<sub>2</sub> e outros gases ácidos, evaporando finalmente, em virtude do calor do gás de escape, a água que se faz presente na lama. As partículas sólidas são capturadas, em seguida, num FM ou PE conectado ao próprio SD. As eficiências de remoção de SO<sub>2</sub>, HCl, HF, particulados e alguns metais pesados no SD apresentam-se na Tab. (1). Mediante os relatos de Lora (2000), pode-se dizer que entre a dessulfurização por

calcário e a por cal hidratada o primeiro método é o mais usado na atualidade; além de atender altas eficiências de remoção dos óxidos de enxofre (até 98%), apresenta também melhores indicadores econômicos que a dessulfurização com cal hidratada.

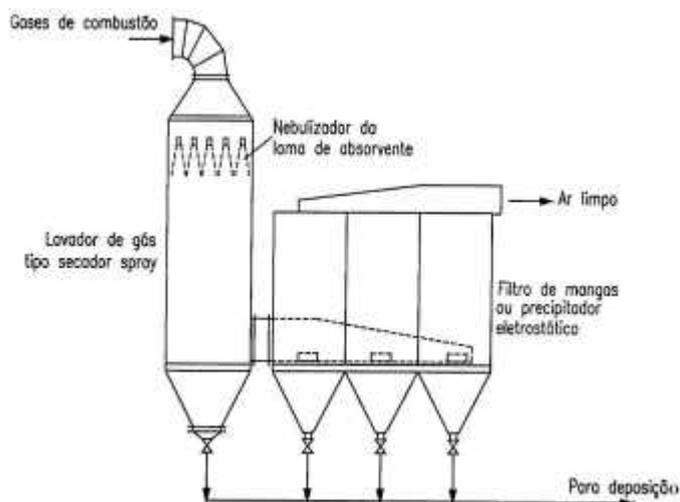


Figura 4. Os sistemas de lavagem a seco combinam dessulfurização e redução de particulados

Tabela 1. Eficiências de redução de alguns contaminantes pelo processo de absorção com SD

Poluente	Eficiência de controle (%)
HCl	98,0
SO <sub>2</sub>	90,0
HF	96,0
Particulados	99,8
Pb + Zn	99,5
Cd	99,2
Hg	89,2

A Tab. (2) mostra valores sobre o custo total de investimento (CTI) e o custo total anual (CTA) de diferentes sistemas de dessulfurização; estes dados correspondem a uma usina termelétrica de 1000 MW que queima carvão mineral com 4% de enxofre (a eficiência do processo de dessulfurização é de 90%).

Tabela 2. Custos estimados de sistemas de dessulfurização de gases

Processo de dessulfurização	CTI (US\$/kW)	CTA (10 <sup>-1</sup> centavos/kWh)
Com calcário	165	6,7
Com cal hidratada	188	10,0
Secador <i>spray</i> com cal	125	3,8

Será conveniente dizer, antes de continuar a escrita, que embora a maior preocupação nos combustores de RSM sejam as emissões de dioxinas e furanos (compostos orgânicos semi-voláteis), tais sistemas de incineração também liberam uma variedade muito grande de traços de outros poluentes orgânicos (como, por exemplo, os voláteis).

Várias tecnologias podem ser empregadas no controle das emissões de compostos orgânicos voláteis (COVs - benzeno, tolueno e outros), sendo que as mais comuns, nas visões de McInnes, Jelinek e Putsche (1990) e Lora (2000), são: a incineração (ou oxidação) e a adsorção por carvão ativado. Em dependência do poder calorífico do gás a ser tratado e do custo do combustível auxiliar,

podem ser utilizados diferentes tipos de instalações de oxidação (a incineração térmica, a incineração catalítica com trocador de calor recuperativo ou a incineração catalítica com trocador de calor regenerativo). Quando o poder calorífico do gás a tratar é suficientemente alto para atingir a temperatura de oxidação utiliza-se a incineração térmica. A introdução de catalisadores permite reduzir tal temperatura de 760°C para valores em torno de 370-426°C, o que constitui uma economia considerável de combustível, e se complementa com o pré-aquecimento dos COVs em aquecedores recuperativos ou regenerativos; isto é importante quando tratam-se grandes vazões de gás com baixas concentrações de COVs.

Retomando, agora, o assunto do controle das emissões de dioxinas e furanos, Dempsey e Oppelt (1993) e Kilgroe (1996) declaram que boas práticas de combustão e técnicas de lavagem a seco empregando o FM (SD/FM) podem ser usadas para reduzir para menos de 20 ng/m<sup>3</sup> as emissões destes poluentes orgânicos, ao passo que aquelas que empregam o PE (SD/PE) no lugar do FM são menos efetivas e conseguem levar as emissões de dioxinas e furanos para menos de 75 ng/m<sup>3</sup>.

A injeção de carvão ativado, que é necessária para controlar as emissões de Hg (levando-as para menos do que 0,08 mg/m<sup>3</sup>) em sistemas como os já explicitados acima, pode melhorar ainda mais a eficiência de captura de dioxinas e furanos nestas combinações tecnológicas (SD/FM ou SD/PE). Por fim, é relevante salientar que os COVs, assim como o CO, também são reduzidos pela adoção de boas práticas de combustão; entretanto, os COVs não são efetivamente removidos quando da aplicação dos sistemas SD/FM ou SD/PE (Kilgroe, 1996).

Consistindo principalmente de NO e NO<sub>2</sub>, as emissões de NO<sub>x</sub> são formadas tanto pela oxidação do nitrogênio presente no combustível (*fuel NO<sub>x</sub>*) quanto pela fixação térmica do nitrogênio atmosférico ao ar de combustão (*thermal NO<sub>x</sub>*). A ocorrência do *fuel NO<sub>x</sub>* depende de alguns fatores como o conteúdo de nitrogênio no combustível, as taxas de ar em excesso e a distribuição do ar de combustão primário e secundário. Já a formação do *thermal NO<sub>x</sub>* é influenciada pela disponibilidade de oxigênio, temperatura, pressão e tempo de residência da unidade de incineração.

Dessa forma, constata-se que as emissões de NO<sub>x</sub> podem ser controladas pelo uso de insumos com baixo teor de nitrogênio (pré-combustão), pela modificação das características operacionais e de projeto das unidades de incineração (durante a combustão) ou pela adoção de dispositivos do tipo *add-on* (pós-combustão), sendo que na segunda opção tem-se a combustão fora da estequiometria ou estagiada, os queimadores com baixa emissão de NO<sub>x</sub>, a recirculação do gás de escape e a injeção de água/vapor e para a terceira opção a redução seletiva catalítica (RSC) e a não-catalítica (RSNC); é importante, ainda, revelar que neste artigo falar-se-á somente destas duas últimas tecnologias, visto que elas são as mais importantes para a captura do *fuel NO<sub>x</sub>* que se encontra mais presente (75% à 80%) nas emissões de NO<sub>x</sub> dos incineradores de RSM.

A RSC (Fig. (5)) é um dos dispositivos mais eficazes para o controle de NO<sub>x</sub>, em que uma mistura gasosa de amônia (anidra ou aquosa) com ar comprimido é injetada no gás de escape numa localização acima de um reator catalítico. O NO<sub>x</sub> e a amônia combinam-se na superfície do catalisador formando um sal de amônio intermediário que se decompõe para produzir N<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O<sub>(v)</sub>. Na RSC, as reações de controle do NO<sub>x</sub> ocorrem apenas numa faixa estreita de temperatura (entre 232,2°C-398,9°C) dependendo do tipo de catalisador. A operação conduzida acima da temperatura máxima resulta na oxidação da amônia para NO<sub>x</sub> ou para nitrato e nitrito de amônio; já aquela realizada abaixo da faixa ótima não fornece a energia necessária para iniciar a reação. Vários fatores, além da temperatura operacional, afetam o rendimento da RSC: o tipo de catalisador, a área da superfície catalítica exposta ao gás de escape, o tempo de residência do gás no reator, o *design* do sistema de injeção de amônia, a quantidade de amônia injetada, o grau e a eficiência da mistura da amônia com o gás e o conteúdo de enxofre e metais no combustível (Cho, 1994).

A RSC é uma das técnicas mais caras de controle de NO<sub>x</sub>; o custo operacional ligado à disposição e reposição do catalisador, ao consumo de amônia e ao uso da eletricidade está em torno de US\$ 0,2/kWh. O custo de capital instalado da readaptação de caldeiras industriais queimando óleo é de US\$ 1,5 milhões para um sistema de 14,6 MW e de US\$ 5 milhões para sistema de 102,5 MW; vale acrescentar que embora dispendiosa, a RSC alcança eficiências de redução de NO<sub>x</sub> muito altas (80%-90%) (McInnes e Wormer, 1990). É importante destacar que alguns dos valores

apresentados são assumidos a título de referência, não consistindo em valores absolutos a serem considerados em projetos específicos de incineração de RSM.

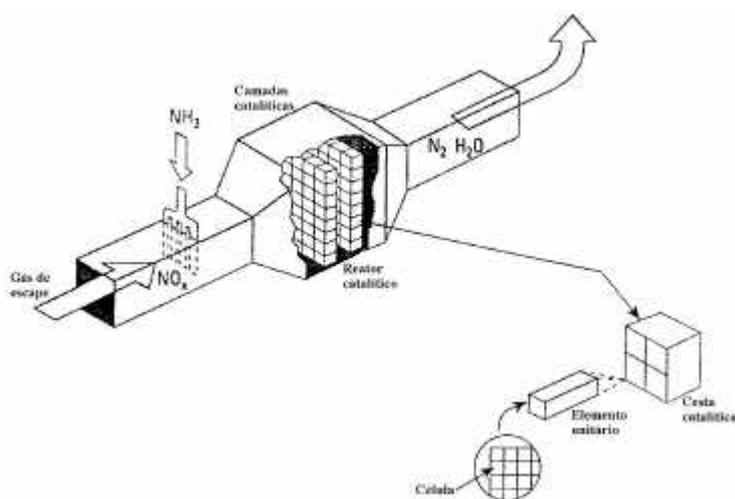


Figura 5. Configuração esquemática de um sistema de RSC

A RSNC (Fig. (6)) é um método de controle pós-combustão que reduz as emissões de  $\text{NO}_x$  via injeção de amônia ou de uréia na câmara de combustão ou numa outra região termicamente favorável. Pelo simples fato de que aqui não se faz uso de um catalisador, a RSNC é empregada somente em temperaturas elevadas e, por conseguinte, não é muito utilizada nos ciclos a gás. E ainda que a injeção de uréia não tenha sido empregada tão extensamente quanto a de amônia, ela já está ganhando uma maior atenção por ser uma tecnologia intrinsecamente segura; a eficiência desses métodos de controle encontra-se compreendida entre 60%-80%.

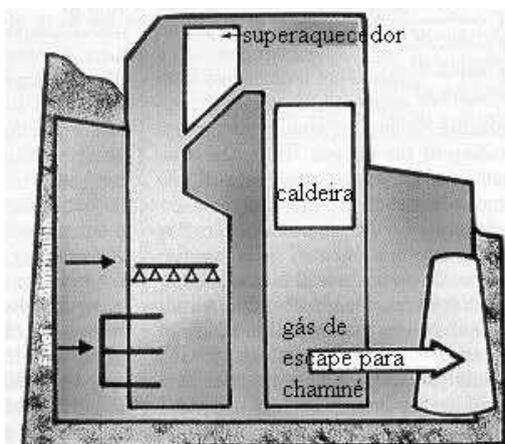


Figura 6. A RSNC ocorre em temperaturas maiores do que as da RSC

A temperatura do gás de escape é crítica no sentido de se obter uma redução de  $\text{NO}_x$  bem sucedida; para uma incineração convencional, a faixa ótima no caso da injeção de amônia está entre  $871,11^\circ\text{C}$ - $954,44^\circ\text{C}$  e para o caso da uréia vai de  $537,80^\circ\text{C}$ - $1037,80^\circ\text{C}$ . À medida que esta temperatura sobe, a amônia ou a uréia reage mais com o oxigênio do que com o  $\text{NO}$  e oxigênio juntos (formando, então, mais  $\text{NO}$ ). Quando tal valor localiza-se abaixo da faixa ótima, a taxa de reação da amônia ou da uréia declina provocando, assim, um certo aumento na quantidade de amônia não reagida e conseqüentemente um controle reduzido do  $\text{NO}_x$  (Cho, 1994).

Os custos de capital e operacional da RSNC são menores do que os da RSC, principalmente por não precisar de um catalisador. Com base nos estudos de McInnes e Wormer (1990), o custo de capital instalado de um sistema *DeNO<sub>x</sub> Thermal* (RSNC com injeção de amônia) para uma central de co-geração de 300 MW com queima de carvão pulverizado foi estimado em US\$ 7/kW,

enquanto que o mesmo custo de capital para a injeção de uréia limita-se entre US\$ 5-15/kW. O custo operacional da RSNC foi avaliado para ser menor do que US\$ 0,0035/kWh; neste enfoque, Halkos (1998) também deixa claro que o custo de controle<sup>4</sup> da RSNC é de US\$ 1050 por tonelada de NO<sub>x</sub> removida (menor que o da RSC, que fica em US\$ 1335 por tonelada de NO<sub>x</sub> seqüestrada).

Desse modo, é interessante ainda dizer que a mais avançada tecnologia de controle de NO<sub>x</sub> em uso nos Estados Unidos é a RSNC (Kilgroe, 1996), embora a RSC tenha sido freqüentemente empregada pelos americanos em seus ciclos de turbina a gás (McInnes e Wormer, 1990). Os japoneses e europeus utilizam, por sua vez, sem particularizar a adoção uma destas duas técnicas em qualquer uma de suas centrais de co-geração com RSM (McInnes e Wormer, 1990).

#### **4. CONCLUSÃO**

Em 1995 o IBGE fez um levantamento nacional sobre as quantidades de resíduos geradas no Brasil (Lora, 2000); segundo este estudo diariamente são produzidas neste país 242000 toneladas de lixo, das quais cerca de 90000 correspondem aos RSM. O destino desta enorme quantidade de lixo é o seguinte: céu aberto (76%), aterro sanitário controlado (10%), aterro não-controlado (sem impermeabilização, sistema de tratamento de lixiviados e controle de gases - (13%)), usina de compostagem (0,9%) e usina de incineração (0,1%). Logo, conclui-se que ainda existem no Brasil sérias dificuldades com o tratamento e a disposição final dos resíduos industriais e do lixo urbano.

Por outro lado, o Brasil enfrentou recentemente uma grande restrição da oferta de energia elétrica (o "apagão"); fato que mesmo superado em médio prazo, evidenciou a necessidade de que seja estruturada uma nova política de geração de energia para que sejam equacionadas as relações de oferta e demanda desse produto. Nesse contexto, a co-geração pode se constituir em uma alternativa de geração termelétrica viável do ponto de vista técnico, econômico e ambiental, guardadas as devidas proporções em termos de capacidade de geração a que se encontra restrita.

Do que se observou até então, o Brasil ainda conta com um parque de incineração de RSM bastante incipiente; o que se por um lado pode significar "atraso tecnológico", por outro lado permite vislumbrar um cenário à frente bastante promissor quanto à sua implantação em bases tecnológicas adequadas, especialmente no que diz respeito ao meio ambiente. Desse modo, é possível imaginar um cenário de médio e longo prazo com a presença crescente do RSM no contexto da geração elétrica nacional, mas com o atendimento aos melhores índices de emissão praticados em todo o mundo (visando com isso a diminuição das externalidades ambientais e sociais), desde que sejam adequadamente selecionadas as tecnologias de controle.

#### **5. AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem ao apoio prestado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), através do processo nº 98/15863-2.

#### **6. REFERÊNCIAS**

- Bacon, G. H., Li, R., Liang, K. Y., 1997, "Control Particulate and Metal HAPs", Chemical Engineering Progress, Vol. 93, No. 12, pp. 59-67.
- Cho, S. M., 1994, "Properly Apply Selective Catalytic Reduction for NO<sub>x</sub> Removal", Chemical Engineering Progress, Vol. 90, No. 1, pp. 39-45.
- Dempsey, C. R., Oppelt, E. T., 1993, "Incineration of Hazardous Waste: a Critical Review Update", Journal of the Air and Waste Management Association, Vol. 43, pp. 1-80.
- Gregg, W., Griffin, J. W., 1991, "Baghouses Control Particulate Pollution", Pollution Engineering, No. 4, pp. 80-84.
- Halkos, G. E., 1998, "Evaluating the Direct Costs of Controlling NO<sub>x</sub> Emissions in Europe", Energy Sources, Vol. 20, pp. 223-239.

---

<sup>4</sup> O custo do controle ambiental representa o custo monetário da redução da poluição ou da mitigação dos danos ambientais e sociais.

- Holanda, M.R.H., Balestieri, J.A.P., 2001, "A Internalização de Externalidades numa Central de Co-geração com Resíduos Sólidos Municipais", Proceedings of the 16<sup>th</sup> Brazilian Congress of Mechanical Engineering, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil, 10 p. (disponível em CD-ROM).
- Kilgrove, J. D., 1996, "Control of Dioxin, Furan and Mercury Emissions from Municipal Waste Combustors", Journal of Hazardous Materials, Vol. 47, pp. 163-194.
- Lora, E. E. S., 2000, "Prevenção e Controle da Poluição nos Setores Energético, Industrial e de Transporte", Ed. ANEEL, Brasília, DF, Brasil, 503p.
- McInnes, R., Jelinek, S., Putsche, V., 1990, "Cutting Toxic Organics", Chemical Engineering, Vol. 97, No. 9, pp. 108-113.
- McInnes, R., Royen, R. V., 1990, "Desulfurizing Fluegases", Chemical Engineering, Vol. 97, No. 9, pp. 124-127.
- McInnes, R., Wormer, M. B. V., 1990, "Cleaning-up NO<sub>x</sub> Emissions", Chemical Engineering, Vol. 97, No. 9, pp. 130-135.
- McInnes, R., Jameson, K., Austin, D., 1992, "Scrubbing Toxic Inorganics", Chemical Engineering, Vol. 99, No. 2, pp. 32-37.
- PRODAM, 1999, "Lixo Problema: Solução Incineração", Site <http://www.prodam.sp.gov.br/limpurb/probsol/incinera.html>.
- Santo, D.B.E., Gallo, W.L.R., Bizzo, W.A., 1998, "Análise de Emissões de Gases Poluentes em Usinas Térmicas de Produção de Eletricidade", Proceedings of the 7<sup>th</sup> Brazilian Congress of Thermal Engineering and Sciences, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, pp. 1213-1218.
- Silva, S.T., 1997, "A Proteção da Qualidade do Ar", Proceedings of the International Congress of Environmental Law (5 years after ECO-92), Rio de Janeiro, RJ, Brasil, pp. 257-276.
- U.S. EPA, 1970, "Clean Air Act", Site <http://www.epa.gov>.
- U.S. EPA, 1990, "Clean Air Act Amendments", Site <http://www.epa.gov>.
- U.S. EPA, 1991, "Standards of Performance for New Stationary Sources and Final Guidelines: Final Rules", Federal Register, Vol. 56, No. 28, pp. 5488-5527.
- U.S. EPA, 1995, "Standards of Performance For New Stationary Sources and Emission Guidelines for Existing Sources: Final Rules", Federal Register, Vol. 60, No. 243, pp. 65387-65436.

## **POLLUTANTS EMISSIONS CONTROL IN MUNICIPAL SOLID WASTES INCINERATORS**

**Marcelo Rodrigues de Holanda**

FEG/UNESP - Depto. de Energia - Av. Dr. Ariberto P. da Cunha, 333 - 12516-410 - Guaratinguetá/SP

**José Antônio Perrella Balestieri**

FEG/UNESP - Depto. de Energia - Av. Dr. Ariberto P. da Cunha, 333 - 12516-410 - Guaratinguetá/SP

***Abstract.** When municipal solid wastes (MSW) are incinerated, gases which contain particles of organic matter (dioxins and furans), heavy metals (cadmium, lead and mercury) and other chemical compounds like sulfur and nitrogen oxides and hydrochloric and fluoride acids are produced; such combustion by-products may cause atmospheric pollution in big cities, besides some of them show potential carcinogenic effects or contribute to local events, like acid rain and photochemical smog. Thus, it is necessary to depurate gases resulting from urban waste incineration, in annular furnaces or movable grate type furnaces, even before they are thrown in the atmosphere through the stack. This article aims to present the main anti-pollution technology characteristics utilized in MSW combustors in the USA and Europe, discussing the chance of their use in Brazilian projects.*

**Keywords:** municipal solid wastes, cogeneration, emissions, control technologies