

علوم و تکنولوژی محیط زیست ، دوره یازدهم، شماره دو، تابستان ۸۸

امکان سنجی استفاده از فن آوری تابش موج الکترونی (EBDS) برای تصفیه و کنترل آلاینده های حاصل از دودکش واحدهای صنعتی و حذف همزمان گازهای SO_2 و NO_x

داود گاه فروشان^۱ (مسئول مکاتبات)

جعفرسلطان محمدزاده^۲

اسماعیل فاتحی فر^۳

تاریخ پذیرش: ۸۶/۷/۱۷

تاریخ دریافت: ۸۵/۱۱/۱۱

گازهای خروجی از دودکش واحدهای صنعتی که حاصل احتراق سوخت های فسیلی است منجر به انتشار آلاینده های مختلف در هوای محیط می شود. این آلاینده ها برای محیط زیست و سلامت انسان مضر بوده و بایستی کنترل و حذف گردد. فن آوری تابش موج الکترونی که در سال های اخیر توسعه یافته، روشی اقتصادی و موثر برای حذف همزمان آلاینده های گازی دودکش و جایگزینی مناسب برای روش های متداول معرفی شده است.

در این مقاله ملاحظات فنی و اقتصادی حذف آلاینده های گازی SO_2 , NO_x از گازهای دودکش و کاربردهای این فن آوری در صنایع مرتبط بررسی گردیده است. نتایج نشان می دهد که فن آوری تابش الکترونی با داشتن بازده بالای حذف SO_2 , NO_x از گازهای خروجی و همچنین داشتن مزیت های فنی و اقتصادی در مقایسه با دیگر روش ها، می تواند به عنوان روشی بسیار مناسب در تصفیه آلاینده های حاصل از گازهای دودکش واحدهای صنعتی بوده و در صورت کاهش هزینه ها. برای کشورهای کمتر توسعه یافته نیز استفاده شود.

واژه های کلیدی: تصفیه گازهای خروجی از دودکش، فرآیند تابش موج الکترونی، حذف همزمان SO_2 , NO_x ، کنترل آلودگی هوا.

۱- دانشجوی دکترای رشته مهندسی شیمی - محیط زیست، مرکز تحقیقات مهندسی محیط زیست دانشگاه صنعتی سهند

۲- دانشیار دانشکده مهندسی شیمی دانشگاه صنعتی سهند

۳- استاد یار دانشکده مهندسی شیمی دانشگاه صنعتی سهند

مقدمه

نهایتاً با ساخت واحدهای نیمه صنعتی مختلف و تکمیل تجربیات، اولین واحد در اندازه صنعتی برای حذف آلاینده های گازی حاصل از بویلر نیروگاه برق در سال ۱۹۹۹ در چین و در ادامه در کشورهای ژاپن و لهستان احداث گردید (۴-۱).

در این مقاله فرآیند تابش موج الکترونی برای حذف گازهای NO_x و SO_2 حاصل از فرآیند احتراق سوخت بررسی شده و جنبه های فنی و اقتصادی این فن آوری در مقایسه با فرآیندهای متداول موجود ارزیابی شده است.

۲- فرآیند تابش موج الکترونی

حذف همزمان NO_x و SO_2 از گازهای دودکش حاصل از احتراق به وسیله تابش موج الکترونی در سه مرحله کلی انجام می گیرد: تثبیت گاز دودکش، تابش موج الکترونی و فیلتراسیون محصولات پودری تولید شده.

در شکل ۱ نمودار ساده ای از فرآیند تابش موج الکترونی، برای حذف همزمان NO_x و SO_2 از گاز دودکش یک واحد نیروگاه برق نشان داده شده است. در مرحله تثبیت، گاز دودکش بویلر، به وسیله یک جمع کننده ذرات، مانند رسوب دهنده الکتروستاتیکی از خاکستر تمیز شده و سپس از طریق یک خنک کننده پاششی تبخیر کننده^۲ دمای گاز به حدود ۸۰ - ۶۰ درجه سانتی گراد پایین آورده می شود. همزمان رطوبت گاز نیز تا حدود ۱۴-۱۰٪ افزایش می یابد. اگر دمای گاز پایین باشد ممکن است رطوبت برای انجام یک فرآیند مناسب، پایین باشد، که در این صورت ممکن است بخار به گاز خروجی از برج خنک کننده اضافه شود. گاز دودکش در ادامه وارد راکتور تابش الکترونی شده و در حضور مقادیر نزدیک به استوکیومتری آمونیاک تحت تاثیر تابش الکترون های پرانرژی قرار می گیرد. آمونیاک معمولاً در بالا دستی به گاز دودکش وارد شده به راکتور، اضافه می شود. همچنین ممکن است آمونیاک همراه با آب به صورت پاششی به خنک کننده پاششی اضافه گردد. لازم به ذکر است که برای محافظت از تشعشع،

در سال های اخیر طرح های حذف آلاینده های حاصل از گازهای دودکش واحدهای صنعتی برای رسیدن به استاندارد کیفیت هوای محیط بسیار مورد توجه قرار گرفته است. احتراق سوخت های فسیلی منجر به انتشار آلاینده های مختلف نظیر گرد و غبار، SO_2 , CO_2 , NO_x , CO , VOC و غیره می شود.

این آلاینده ها برای محیط زیست و سلامت انسان مضر است. NO_x و SO_2 منجر به بارش باران های اسیدی شده و ترکیبات VOC باعث تشکیل دود فتو شیمیایی و همچنین باعث تخریب لایه ازن می شود و برخی از VOC ها هم عامل ایجاد سرطان و جهش ژنی است. روش های متداول برای کاهش آلاینده های گازی شستشوی تر با استفاده از آهک برای حذف SO_2 ، احیای کاتالیزوری برای NO_x و جذب سطحی برای حذف $VOCs$ است.

همه این روش ها فرآیندهای پیچیده شیمیایی بوده و ضایعاتی نظیر فاضلاب ها، کاتالیزورها و جاذب های سطحی مستعمل تولید می کند. بنابراین دستیابی به یک روش موثر برای حذف این ضایعات به صورت همزمان مورد نظر است. فرآیند تابش موج الکترونی موسوم به $EBDS^1$ یک فرآیند شستشوی خشک محسوب می شود که می تواند برای حذف همزمان گازهای NO_x و SO_2 حاصل از فرآیند احتراق در خروجی دودکش واحدهای صنعتی به خصوص نیروگاه های تولید برق به کار رود.

تحقیقات اولیه در مورد تصفیه گاز دودکش با روش تابش موج الکترونی تقریباً از سال ۱۹۷۰ توسط محققان ژاپنی در انستیتو تحقیقات انرژی اتمی ژاپن شروع شد. تحقیقات تکمیلی در دانشگاه توکیو و در ادامه به وسیله شرکت ژاپنی ابرا ($Ebara$) دنبال شده و اولین واحد نیمه صنعتی در سال ۱۹۷۷ ساخته شد. فاز دوم برای تحقیقات وسیع در مورد فرآیند تصفیه گاز دودکش با روش تابش موج الکترونی از سال ۱۹۸۳ در آمریکا و آلمان غربی شروع شد.

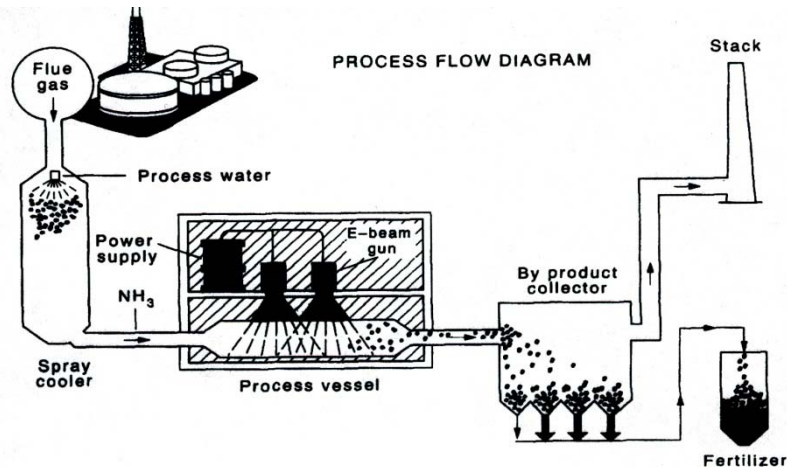
2- Evaporative Spray Cooler

1- Electron – Beam Dry Scrubber

نظیر رسوب دهنده الکتروستاتیکی قابل جمع آوری بوده و می تواند به عنوان یک کود شیمیایی مورد استفاده قرار گیرد. بعد از فیلتراسیون، گاز دودکش تمیز شده به وسیله یک دمنده به دودکش هدایت می شود. میزان ذرات تولیدی در یک فرآیند تابش موج الکترونی می تواند از $500 - 1500 \text{ mg/m}^3$ متفاوت باشد (۵، ۶ و ۷).

راکتور در یک حفاظ بتونی ساخته می شود. محصولات اکسیداسیون NO_x و SO_2 در حضور آمونیاک، نمک های آمونیاک (نیترات آمونیوم و سولفات آمونیوم) را از اسیدهای نیتریک و سولفوریک تولید خواهد کرد.

ذرات نمک حاصل که به صورت آبرسول هایی با اندازه $1 - 2 \mu\text{m}$ است، با استفاده از جمع کننده های ذرات



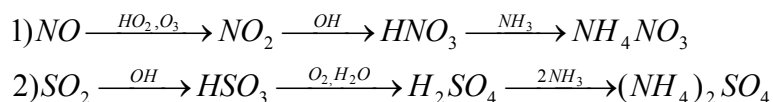
شکل ۱- نمودار فرآیند تابش موج الکترونی برای تصفیه گازهای خروجی از دودکش در یک واحد نیروگاه برق

دست دادن بار (تنها با جا به جا بی کردن بارهای موجود بین مولکول ها) واکنش های بیشتری را انجام می دهند. در این بین بیشتر یون های مثبت نیز با مولکول ها واکنش داده و رادیکال های آزاد تولید می کنند که این رادیکال ها معمولاً منبع عمده ای از رادیکال های آزاد در فرآیند تابش موج الکترونی هستند. به عنوان مثال تحت شرایط گاز دودکش تنها ۱۰٪ رادیکال های OH نتیجه مستقیم تخریب مولکول های بخار آب بوده و ۹۰٪ بقیه، حاصل واکنش های بین یون ها و مولکول ها هستند. ترکیبات فعال تولید شده در این مرحله باعث اکسیداسیون NO_x و SO_2 به اسیدهای مربوطه، در حضور بخار آب موجود در گاز دودکش می شود که نهایتاً با افزودن آمونیاک، نیترات آمونیوم و سولفات آمونیوم را تولید خواهد کرد. واکنش های کلی به صورت زیر است:

۳- مکانیزم فرآیند تابش موج الکترونی از دیدگاه واکنش های شیمیایی

مکانیزم واکنش های شیمیایی که در تابش موج الکترونی اتفاق می افتد شبیه واکنش های فتوشیمیایی است که در لایه تروپوسفر و استراتوسفر جو اتفاق افتاده و NO_x و SO_2 را به اسیدهای مربوطشان (H_2SO_4 و HNO_3) تبدیل می کند.

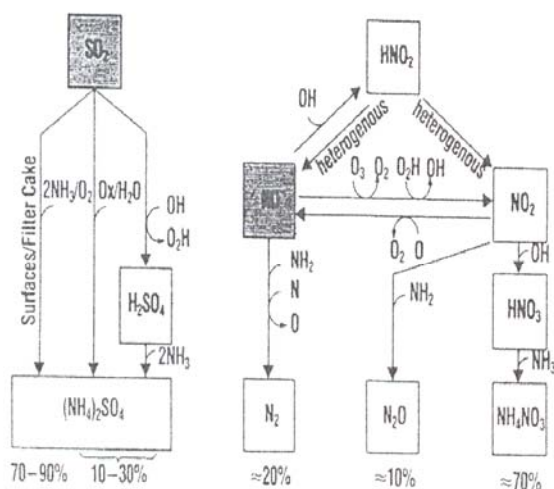
در یک سیستم تابش موج الکترونی جذب انرژی الکترونی منجر به تحریک، تخریب و یونیزاسیون مولکول های گاز گردیده و بسته به دوز اشعه تابشی و جزء وزنی ترکیبات گازی، یک رشته ترکیبات فعال اولیه نظیر رادیکال ها و یون ها تولید می گردند. برخی از این ترکیبات فعال مانند یون ها بسیار واکنش پذیر بوده و بقیه یعنی ترکیبات تحریک شده به سرعت غیرفعال شده یا بعد از یک برخورد از بین می روند. واکنش های یونی - مولکولی معمولاً سریع تر صورت گرفته و بدون از



در مقایسه با مکانیزم حذف SO_2 ، مکانیزم حذف NO_x پیچیده تر بوده و چندین ترکیب واسطه در حذف آن دخیل است. همان طور که در شکل ۲ مشاهده می شود، محصولات تولیدی در اکسیداسیون NO_x ، نیترات آمونیوم، گاز نیتروژن و N_2O است. در مورد ترکیب N_2O که یک آلاینده ثانویه محسوب می شود، تشکیل آن را می توان با انتخاب مناسب استوکیومتری آمونیاک و تنظیم مصرف انرژی فرآیند حداقل کرد.

استفاده از تابش دو مرحله ای و جمع آوری ذرات بین هر مرحله نیز در این زمینه توصیه شده است.

علاوه بر مسیرهای حذف از طریق تابش القا شده، مکانیزم های حرارتی نیز در فرآیند وجود دارد. مکانیزم حرارتی در سطوحی مانند سطح ذرات تشکیل شده و همچنین در سطح دستگاه ها و حتی سطح فیلتر نیز اتفاق می افتد. برای SO_2 ، مکانیزم حذف حرارتی از مکانیزم حذف تابشی نیز مهم تر است. شکل ۲ خلاصه ای از مسیرهای حذف NO_x و SO_2 را نشان می دهد. همان طوری که در شکل مشخص است در مسیر حذف SO_2 حدود ۹۰-۷۰٪ بازده واکنش ها مربوط به واکنش آمونیاک و اکسیژن با SO_2 می باشد. در مسیر حذف NO_x هم ۷۰٪ بازده واکنش ها مربوط به واکنش تشکیل نیترات آمونیوم و بقیه هم مربوط به واکنش های تشکیل N_2O و N_2 می باشد.



شکل ۲ - مسیرهای حذف NO_x و SO_2 در فرآیند تابش موج الکترونی

دو فرآیند شیمیایی و فیزیکی خلاصه کرد: ۱- تبدیل شیمیایی از طریق تشعشع (تبدیل NO_x و SO_2 به نمک های آمونیوم گازی) ۲- تغییر فاز (یعنی تشکیل ذرات جامد از سولفات و نیترات آمونیوم و انتقال از فاز گاز به مایع) همان طوری که در شکل ۳ مشاهده می شود سولفات و نیترات آمونیوم فوق اشباع در گاز، در سریع ترین

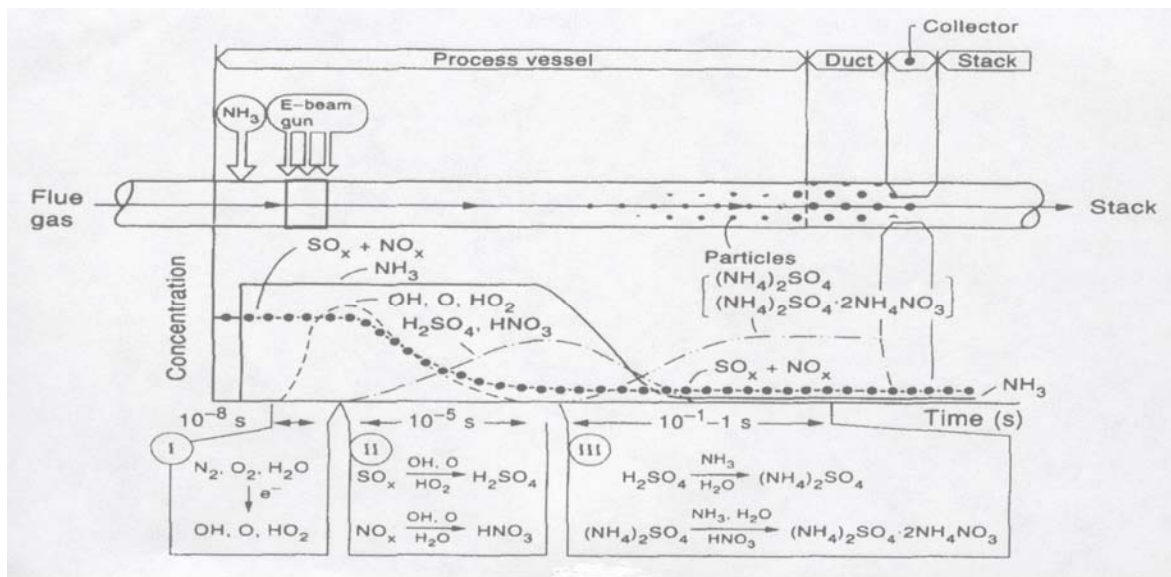
لازم به ذکر است که در تابش موج الکترونی تنها ۶٪ یا کمتر انرژی جذب شده به صورت انرژی لرزشی مولکول ها تلف شده و بیشتر آن در تخریب، یونیزاسیون و نهایتاً تشکیل رادیکال های آزاد OH ، N ، O ، H و H_2O مصرف می شود (۶).

مکانیزم فرآیند تابش موج الکترونی از دیدگاه پدیده های انتقال را از دیدگاه پدیده های انتقال می توان در ترکیب

کم در فن آوری تابش موج الکترونی در طول سال های ۸۰ تا ۹۰ شده بود. در طول این سال ها فیلترهای کیسه ای به عنوان بهترین وسیله برای جمع آوری این ذرات در نظر گرفته شده بودند، چرا که این فیلترها به عنوان بهترین جمع آوری کننده ذرات خشک محسوب می شوند. اما یک آنالیز دقیق از رفتار فوق اشباعیت نمک ها نشان داد که منافذ پارچه فیلترهای کیسه ای در حین رشد کریستال ها مسدود می شود و بنابراین کاربرد این فیلترها در تکنولوژی تابش موج الکترونی مناسب نیست و در حال حاضر استفاده از رسوب دهنده های الکتروستاتیکی ترجیح داده می شود (۸).

زمان ممکن بعد از تشعشع تشکیل شده و به تدریج همان طوری که گاز در طول سیستم انتقال جلو می رود، تشکیل آن ها کاهش می یابد. اما همیشه، حتی در خروجی گاز دودکش، میزان آن ها بالای صفر خواهد بود: بنابراین شرایط مناسب برای رشد کریستال ها و جمع شدن رسوبات روی سطوح تجهیزات و داخل فیلترهای کیسه ای یا اجزای رسوب دهنده الکتروستاتیکی اهمیت دارد. کریستال ها در یک شرایط غیرتعادلی (میزان بالای فوق اشباعیت) در عرض ۱ ثانیه پس از تشعشع به رشد کامل خود می رسند.

درک کمتر اهمیت تغییر فاز به ویژه رفتار بخار فوق اشباع نمک ها در طول سیستم انتقال گاز، منجر به پیشرفت



شکل ۳- مدلی از فرآیند تابش موج الکترونی

افزایش فضای مورد نیاز را به دنبال خواهد داشت. فاضلاب تولیدی در این روش به لحاظ داشتن ذرات فلزی در صورت تخلیه در آبهای جاری می تواند مشکلاتی را به وجود آورد. همچنین تجهیزات برای تصفیه چنین فاضلابی پیچیده خواهد بود. غبار موجود در گاز دودکش که معادل 200 mg/m^3 است، نظر به عدم حلالیت در آب می تواند باعث انجام واکنش های شیمیایی جانبی و اختلال در عملکرد کاتالیزور شده و دوغابی از جامدات را که روی تجهیزات تاثیر گذار است بوجود آورد. کاتالیزور به کار رفته در این روش نیز گران قیمت بوده و بایستی بطور مرتب تعویض شود (۵ و ۹).

۳- مقایسه فن آوری تابش موج الکترونی با فرآیندهای متداول

روش متداول برای حذف SO_2 و NO_x از گازهای دودکش، فرآیند احیای کاتالیزوری انتخابی^۱ (SCR) به همراه فرآیند گوگرد زدایی مرطوب با سنگ آهک/ دوغاب آهک^۲ (FGD) است. اگرچه در روش مذکور مقادیر تصفیه سازی بالا بوده و حدود ۸۰ الی ۹۰٪ است اما مشکلات زیادی از نظر ضایعات وجود دارد که هزینه های مضاعف برای رفع ضایعات و

1- Selective Catalytic Reduction
2- Flue-Gas Desulfurization

ترکیب آن با سایر کودها نیز امکانپذیر است. تنها مشکل، زمانی خواهد بود که محصولات جانبی حاوی خاکستر باشد. چون خاکستر حاوی مقادیر کم فلزات سنگین نظیر کادمیوم، جیوه، سلیسیم و آرسنیک است، ممکن است مشکلاتی را به همراه داشته باشد (۳). اما در کل، مطالعات نشان می دهد که محتوای فلزات سنگین در کود حاصل چندین مرتبه پایین تر از مقادیر قابل قبول برای کودهای شیمیایی تجاری است (۱۰).

مزیت دیگر استفاده از فن آوری EB برای تصفیه گازهای دودکش با SO_2 زیاد است، نظیر آن چه که در بویلرهای زغال سوز تولید می شود. در غلظت های بالای SO_2 (۲۰۰۰ - ۱۰۰۰ ppm) در سیستم های متداول، آهک زیادی مصرف شده و کاتالیزور حذف NO_x فرسوده می شود. لذا استفاده از فرآیند مذکور توجیه اقتصادی کمتری داشته و فرآیند EB اقتصادی تر خواهد بود. بنابراین می توان نتیجه گرفت که در مقایسه با فرآیندهای متداول، فرآیند تابش موج الکترونی اقتصادی تر و موثرتر بوده و با داشتن مزایای فراوان می تواند به عنوان جایگزینی برای فرآیندهای موجود تصفیه گازهای دودکش درآینده نزدیک به کار رود (۵).

۴- عوامل موثر در حذف همزمان با SO_2 و NO_x از گازهای دودکش

اگرچه نحوه انجام فرآیند تابش موج الکترونی به وسیله صدها واکنش شیمیایی تشریح می شود، اما برای صنعتی کردن فرآیند نتایج آزمایشگاهی کافی بوده و حتی در اندازه نیمه صنعتی پراهمیت تر است. از زمان احداث اولین واحد نیمه صنعتی در ایالات متحده در سال ۱۹۸۴ تاکنون واحدهای نیمه صنعتی زیادی احداث شده است. یکی از اهداف احداث این واحدهای نیمه صنعتی شناسایی عوامل دخیل در فرآیند برای صنعتی کردن آن بوده است. عوامل های مختلفی در حذف SO_2 و NO_x موثر هستند که فاکتورهای عمده عبارتند از دوز اشعه تابشی، میزان و نحوه تزریق آمونیاک، رطوبت و دمای گاز تشعشع یافته و تشعشع چند مرحله ای.

در مقایسه با فرآیند SCR/FGD فرآیند تابش موج الکترونی برای تصفیه گازهای خروجی از دودکش مزایایی به صورت زیر دارد:

- عدم نیاز به کاتالیزور
- عدم تولید فاضلاب
- نیاز به فضای کمتر و ساختمان سازی ساده تر (از آن جا که فرآیند در یک مرحله انجام می شود).
- حذف همزمان NO_x و SO_2 از گازهای دودکش با بازده بالا
- حذف سایر آلاینده ها، نظیر آلاینده های اسیدی مثل HCl و VOC
- خشک بودن فرآیند و در نتیجه عدم نیاز به بازگردش دوغاب یا دفع لجن
- تبدیل آلاینده های گاز دودکش به کود کشاورزی
- کنترل راحت فرآیند از نظر تغییر ظرفیت
- هزینه سرمایه گذاری و راهبری پایین

در ضمن گاز دودکش بعد از خالص سازی، دمای بالای ۱۱۰ درجه سانتی گراد خواهد داشت که از بروز مشکلات دودکش نظیر آنچه در حالت تصفیه مرطوب با آهک اتفاق می افتد جلوگیری خواهد شد (۱ و ۲).

از نظر ارزیابی اقتصادی نتایج نشان می دهد که کل هزینه حذف دو آلاینده عمده در فرآیند EB، از هزینه گوگردزدایی در فرآیند متداول SCR/FGD تجاوز نکرده و سیستم EB هزینه ای تقریباً ۴۰٪ کمتر از SCR/FGD خواهد داشت.

فقدان ضایعات مزیت بزرگ فرآیند EB است که نه تنها باعث صرفه جویی در هزینه ها شده، بلکه با توجه به تولید محصولات جانبی با ارزش که عمدتاً سولفات و نیتريت آمونیوم هستند، ممکن است ارزش افزوده ای هم برای فرآیند داشته باشد. لازم به ذکر است که مخلوط محصولات جانبی می تواند به عنوان کودی مناسب برای خاک های قلیایی به کار رفته و برای کشت پنبه، ذرت، گندم و سبزیجات مناسب خواهد بود. علاوه بر کاربرد مستقیم ترکیب مذکور به عنوان کود تجاری،

بطور قابل ملاحظه ای بازده حذف SO_2 را افزایش می دهد (۵).

یکی دیگر از عوامل مطالعه شده در طرح های آزمایشگاهی نیمه صنعتی، تاثیرات غلظت اولیه SO_2 بر روی بازده حذف NO_x بوده است. مطالعه این عامل، تاثیرات استفاده از سوخت های مختلف با مقدار گوگرد متفاوت را در بازده حذف فرآیند نشان خواهد داد. مطالعات نشان می دهد که افزایش غلظت ورودی SO_2 تاثیر محدودی روی بازده حذف NO_x دارد. بدین صورت که با به کار بردن گاز دودکش با میزان گوگرد متفاوت (متوسط تا بالا) معمولاً افزایش بالای ۱۰٪ در بازده حذف NO_x مشاهده می شود و هیچ تاثیری نیز در افزایش بازده حذف SO_2 مشاهده نخواهد شد و این بازده در میزان حداکثر باقی می ماند. این نتیجه قابلیت استفاده از فرآیند EB را در سوخت های با گوگرد بالا (SO_2) بالا از خروجی دودکش) تایید می کند. در شکل ۴ نحوه این تاثیر نمایش داده شده است (۱ و ۱۰).

غلظت ورودی NO_x تاثیر کمتری را روی بازده حذف آلاینده ها نشان می دهد. البته طبیعی است که با کاهش غلظت ورودی NO_x ، بازده حذف آن بالاتر خواهد رفت، چرا که تعداد مولکول های NO_x حذف شده، با مقدار ترکیبات فعال تشکیل شده به وسیله تشعشع، مربوط است. تصحیح بازده حذف NO_x می تواند با تشعشع چند مرحله ای صورت گیرد. حذف NO_x با تابش چند مرحله ای در یک دوز مشخص افزایش می یابد در حالی که هیچ تاثیری روی بازده حذف SO_2 مشاهده نمی شود. بهینه سازی بیشتر می تواند به وسیله توزیع کافی دوز بین مراحل تشعشع صورت گیرد (۱۱).

دوز اشعه تابشی عامل مهمی در بازده حذف NO_x است که برای رسیدن به بازده حذف بالای NO_x استفاده از دوز بالا موثر است. حذف NO_x تحت تاثیر فرآیند تشعشعی است، در حالی که حذف SO_2 بر پایه دو مسیر متفاوت است: اکسیداسیون ترموشیمیایی و فرآیند تشعشعی.

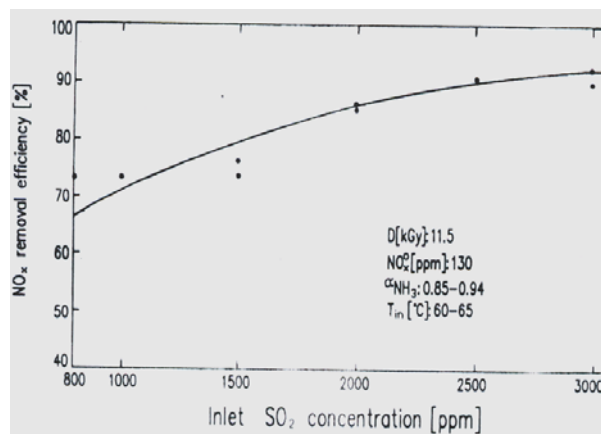
در دوز صفر بازده حذف SO_2 به وسیله واکنش گرمایی در حضور آب و آمونیاک صورت می گیرد. این واکنش ها در سطوح مختلف نظیر سطح صفحات جمع کننده الکترو فیلتر نیز صورت می گیرد. نتایج نشان می دهد که بازده های حذف بهینه SO_2 در دوزهای نزدیک به ۷ KGy به دست می آید (۱۰).

همچنین بازده حذف SO_2 به طور قابل ملاحظه ای به وسیله دمای گاز دودکش در ورودی ظرف واکنش تاثیر می پذیرد. نتایج نشان می دهد که تاثیرات دمای گاز روی حذف SO_2 و NO_x در دمای بالاتر بازده حذف NO_x را افزایش می دهد، در حالی که برای SO_2 ، برعکس با افزایش دما، بازده کاهش می یابد (۱).

کاهش دمای گاز دودکش از افزایش رطوبت گاز جدا نیست. نتایج نشان می دهد که رطوبت گاز در بازده های حذف SO_2 و NO_x موثر است. بازده حذف SO_2 به طور قابل ملاحظه ای با افزایش مقدار رطوبت افزایش می یابد اما روی بازده NO_x چندان موثر نیست. رطوبت گاز بیشتر از ۱۰٪ حجمی برای رسیدن به بازده های حذف بهینه برای هر دو آلاینده ضروری است (۱۰).

مقدار آمونیاک نزدیک به استوکیومتری به گاز دودکش مرطوب شده قبل از ورودش به رآکتور تزریق می شود. نتایج نشان می دهد که وابستگی SO_2 به میزان استوکیومتری آمونیاک از NO_x بیشتر است. بدین صورت که نزدیک بودن استوکیومتری آمونیاک به میزان ۱۰۰٪، باعث افزایش بازده حذف SO_2 خواهد بود. البته نحوه تزریق آمونیاک نیز روی بازده حذف SO_2 تاثیرگذار بوده است. افزودن حداقل ۵۰٪ از کل آمونیاک به صورت مستقیم به برج خنک کننده پاششی

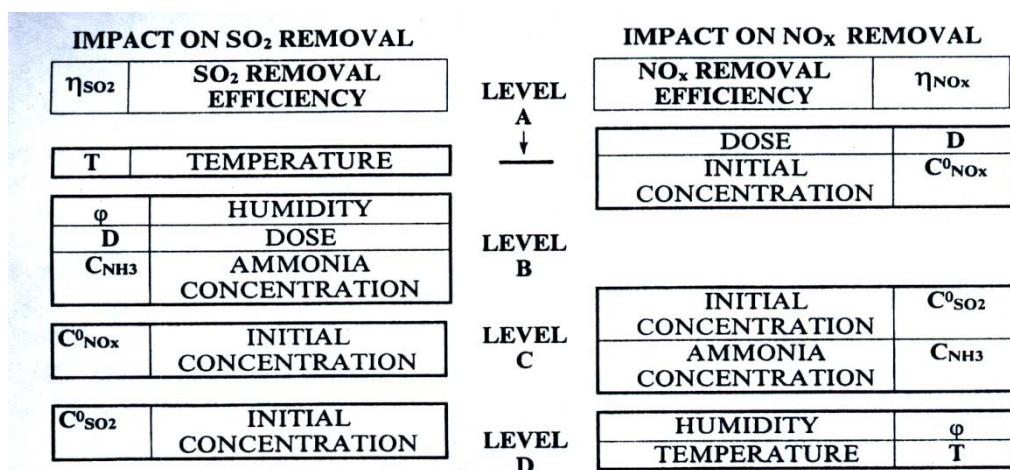
رطوبت با توجه به واکنش های رادیوترمال در مورد SO_2 ، یک عامل بحرانی در زمینه حذف SO_2 خواهد بود. بازده حذف NO_x نیز عمدتاً به دوز، غلظت NO_x ورودی، استوکیومتری آمونیاک و تابش چند مرحله ای بستگی دارد که در این میان بیشترین اهمیت مربوط به دوز تابش الکترونی و غلظت اولیه NO_x خواهد بود. شکل ۵، تاثیرات عوامل را بر روی بازده حذف SO_2 و NO_x ، بر حسب اهمیت شان نشان می دهد. بیشترین اهمیت مربوط به سطح A می باشد. با تنظیم عوامل دخیل در سیستم، می توان انتظار داشت که تحت شرایط بهینه و در یک عملیات پیوسته بازده حذف SO_2 به مقدار ۹۸٪ و NO_x به مقادیر نزدیک به ۷۰٪ برسد (۸).



SO_2 -

NO_x

از توضیحات بالا چنین برمی آید که رطوبت و دمای گاز ورودی، مقدار استوکیومتری آمونیاک و دوز موج الکترونی تابشی تا 11.5 kGy بیشترین تاثیر را روی بازده حذف SO_2 در یک فرایند EB خواهند داشت، که در این میان تاثیر دما و



شکل ۵- درجه اهمیت پارامترها در بازده حذف NO_x و SO_2 در فرآیند EB

صنایع مختلف کاربرد جدیدی است که در این بخش به برخی جنبه های آن در صنایع پرداخته می شود (۱۲).

الف - حذف NO_x و SO_2 از دودکش بویلر نیروگاه های برق

کاربرد EB برای حذف NO_x و SO_2 از گازهای دودکش بویلر نیروگاه های برق، به خصوص برای سوخت های زغالی کاربردی است که به شدت مورد توجه قرار گرفته و در دو

۵- کاربردهای فن آوری EB برای حذف گازهای دودکش در صنایع مختلف

اگرچه کاربرد تابش موج الکترونی فن آوری جدیدی نیست و کاربردهای متداولی برای آن در صنایع پلیمر برای تشکیل پیوندهای عرضی^۱ در فوم پلی اتیلن و لاستیک تایر، عایق های کابل و سیم و ضد عفونی فاضلاب ها وجود دارد، اما کاربرد آن برای حذف آلاینده های هوا از گازهای دودکش

بالایی از SO_2 را داشته در ضمن مشکلات زیادی نیز برای حذف NO_x با روش های متداول FGD/ SCR دارند چرا که به دلیل وجود ذرات ریز، کاتالیزور مصرفی برای حذف NO_x صدمه خواهد دید. این مشکل حتی در صورت استفاده از پیش جمع کننده های ذرات مانند سیکلون و ESP نیز وجود خواهد داشت. از آن جایی که در فرآیند EB هیچ کاتالیزوری مصرف نمی شود، کاربرد آن برای تصفیه این گازها بسیار مناسب و اقتصادی خواهد بود.

در واحدهای ذوب فلزات، SO_2 با غلظت های بین ۵ تا ۱۵٪ حجمی به طور طبیعی از واحدهای خوراک دهی اسید سولفوریک تولید می شود. در آزمایش هایی که در این زمینه صورت گرفته، مشاهده شد که افزودن آمونیاک، در میزان SO_2 تا ۱۰۰۰ ppm از SO_2 ، بازده بالا برای حذف SO_2 تا حد ۷۰٪، در دوز نسبتاً پایین تا ۶ KGy را به دست می دهد. کاهش جزئی در بازده حذف SO_2 با افزایش میزان SO_2 ورودی مشاهده می شود. در صورت عدم استفاده از آمونیاک، در یک دوز نسبتاً بالا در مقایسه با قبلی، حدود ۱۱ KGy، فقط یک میزان کم حذف SO_2 یعنی ۱۰ تا ۴۰٪ مشاهده می گردد.

اگرچه کاربرد فرآیند تابش موج الکترونی، بدون تزریق آمونیاک، بسته به بازده حذف پایین SO_2 کمتر پیشرفت یافته است، ولی می تواند برخی از مزایا در صنایع فلزی داشته باشد. از جمله اولاً، ترکیب با واحدهای موجود برای دست یافتن به اسید سولفوریک وجود خواهد داشت که می تواند به واحد اسید سولفوریک تزریق گردد. ثانیاً ممکن است مصرف آمونیاک در برخی از کشورها که بطور طبیعی تولید ندارند، هزینه بر باشد و دست آخر اسید سولفوریک محصول جانبی آشناتری برای صنایع فلزی نسبت به کودهای کشاورزی است. بنابراین در کل با توجه به هزینه های احیای مجدد کاتالیزورها، تخریب دستگاه ها در نتیجه خوردگی و سایش و با توجه به سایر تاثیرات جانبی در اثر استفاده از مواد شیمیایی، به نظر می رسد که فرآیندهای گوگرد زدایی متداول کنونی (گوگرد زدایی با

دهه اخیر مقدمات بهینه سازی آن برای حذف آلاینده ها، به خصوص SO_2 با غلظت پایین تر از ۱۰۰۰ ppm در طرح های پایلوت در ژاپن، آمریکا، آلمان و لهستان انجام گرفته است. در مورد فرآیندهای احتراق با زغال و با گوگرد بالا، گازهای دودکش، SO_2 با غلظت بالا از ۱۰۰۰ ppm تا ۱۵٪ حجمی منتشر می کند که تصفیه آن با روش های متداول بسیار هزینه بر بوده و کاربرد فن آوری EB در این زمینه مناسب تر نیز خواهد بود. به علت اجباری نبودن محدودیت نشر NO_x در چین، کاربرد فن آوری EB در زمینه حذف عمدتاً SO_2 با غلظت بالا تا ۱۸۰۰ ppm در سال ۱۹۹۹ در این کشور شروع به کار کرد. واحد مورد استفاده در کشور چین برای تصفیه $300,000 \text{ m}^3/\text{h}$ گاز دودکش منتشر شده از بویلر ۱۰۰ Mw، با استفاده از ۲ شتاب دهنده (۸۰۰kw در دوز ۳-۴ KGy) طراحی شده بود که بازده حذف SO_2 ۸۰٪ بود. میزان محصولات جانبی در این واحد تصفیه ۳ ton/h به دست آمد. واحد دیگری در ژاپن در سال ۲۰۰۱ برای حذف همزمان SO_2 و NO_x از گاز دودکش با جریان حجمی m^3/h ۶۲۰، منتشر شده از یک بویلر نفت سوز ۲۲۰ MW طراحی شده بود که بازده حذف SO_2 و NO_x به ترتیب بالای ۹۰٪ و ۶۰٪ بود. در واحد دیگری هم که اخیراً در لهستان احداث شده، هدف تصفیه گازهای حاصل از دو بویلر نیروگاه برق با دبی m^3/h ۲۷۰۰۰۰ است. در این واحد از دو رآکتور موازی با دو شتاب دهنده سری هر کدام با قدرت ۲۶۰ KW و ۷۰۰ Kev و در محدوده دوز تابشی ۷-۱۲ KGy، بازده حذف SO_2 و NO_x به ترتیب ۹۵٪ و ۷۰٪ به دست آمد. گاز تصفیه شده پس از اختلاط با قسمتی از گاز دودکش تصفیه نشده، بدون مشکل وارد اتمسفر شده و چندین هزار تن محصول جانبی نیز به عنوان کود هرساله فروخته می شود (۵ و ۱۱).

ب - حذف SO_2 و NO_x از گازهای دودکش صنایع ذوب فلزات

گازهای خروجی از دستگاه های ذوب فلزات نظیر ذوب مس به دلیل استفاده از کک و زغال با گوگرد بالا، غلظت

می شوند. با توجه به تحقیقاتی که در حال حاضر انجام می شود، بحث در مورد حذف ترکیبات VOC با روش EB مجال بیشتری را می طلبد. اما به نظر می رسد امکان خوبی برای استفاده از تکنولوژی EB برای حذف ترکیبات VOC به عنوان یک روش جایگزین در آینده ای نزدیک وجود داشته باشد (۶).

د - تصفیه گازهای خروجی از تونل های جاده ای

گازهای خروجی از تونل ها علاوه بر دود، شامل تقریباً NO_x ۱-۱۰ ppm و SO_2 ۰/۱ ppm و مقادیر جزئی از آروماتیک های پلی سایکلیک^۱ هستند. این گازها را می توان با استفاده از فرآیند EB حذف کرد. دوز مورد نیاز عمدتاً به غلظت اولیه NO_x بستگی داشته و همانند گازهای دودکش رطوبت نسبی بالا می تواند بازده حذف را افزایش دهد. تخمین ها نشان می دهد می توان با دوز فقط ۱ KGy موج الکترونی تابشی، به غلظت حدود ۹۰٪ حذف آلاینده ها دست یافت (۶).

ه - حذف هیدروکربن های کلردار

هیدروکربن های کلردار می توانند در نتیجه جریان سازی آب های زیرزمینی با استفاده از هوا وارد محیط شوند. هوای خارج شده شامل غلظت های نسبتاً کمی از متان، اتان و اتیلن کلراید خواهد بود. نتایج نشان می دهد که می توان این ترکیبات را با روش EB تصفیه کرد. به ویژه تری کلرو اتیلن بسیار فعال بوده و با استفاده از یک واکنش زنجیری به میزان حذف بالایی از آن می توان دست یافت. محصولات تجزیه ای این آلاینده ها می تواند بطور کامل به CO_2 ، HCl و CO تبدیل گردد (۶).

و- تصفیه گازهای خروجی از آشغال سوزها^۲

گازهای خروجی از آشغال سوزهای شهری شامل مقادیری از گازهای آلاینده شامل NO_x به میزان حدود ppm ۱۰۰، SO_2 به میزان ۵۰ ppm و HCl به میزان ppm ۴۰۰

روش سنگ آهک) می تواند با روش EB جایگزین گردد (۳) و (۱۳).

ج - حذف VOC از گازهای خروجی دود کش های صنعتی

مقادیر زیادی از ترکیبات VOC^۱ با غلظت های مختلف از چند ppm تا چند صد ppm بسته به شرایط احتراق و سوخت به کار رفته از گازهای خروجی دودکش های صنعتی وارد محیط زیست می گردد. مهم ترین روش در صنعت برای کنترل ترکیبات VOC جذب سطحی است که در مورد گازهای احتراق حضور دیگر آلاینده ها باعث می شود که این فرآیند زیاد موثر نباشد (۱۱).

EB یکی از فن آوری هایی است که می تواند جهت کنترل همزمان ترکیبات VOC، SO_2 و NO_x حاصل از گازهای خروجی از دودکش های واحدهای صنعتی به کار رود. VOC های منتشر شده از فرآیندهای احتراق، بیشتر شامل هیدرو کربن های آروماتیک، کلره و آلیفاتیک هستند. تخریب بیشتر این VOC ها (به خصوص هیدروکربن های آلیفاتیک کلرینه) به وسیله تصفیه تابش موج الکترونی در کارهای آزمایشگاهی زیادی شناسایی شده است. چنانچه ترکیبات مذکور تحت تابش موج الکترونی با دوز ۱۵-۲ KGy قرار گیرند، محصولات تجزیه تشعشعی، بیشتر شامل H_2O ، CO_2 ، CO ، HCl و Cl نتیجه خواهد شد. بازده تخریب VOC ها متفاوت بوده و رادیکال های OH بیشترین نقش اکسیدکنندگی را دارند. البته فرآیند برخورد مستقیم الکترونی و تلاشی یون های منفی نیز ممکن است در فرآیند نقش داشته باشد (۱۴).

همچنین مطالعات نشان داده هیدروکربن های آلیفاتیک مثل بوتیل استات در صورت تخریب می توانند محصولات گازی با ارزش نظیر اسیدهای فرمیک، استیک، پروپیونیک، بوتیریک، CO و CO_2 تولید کنند. ترکیبات آروماتیک نظیر زایلن هم قسمتی به ترکیباتی نظیر همان محصولات گازی و قسمتی دیگر به ذرات آئروسول کربنی تجزیه

1- Polycyclic aromatics
2- Incinerators

1- Volatile Organic Compounds

الکترونی (EB) با تابش اشعه میکروویو (MW) در یک آزمایش با استفاده از ترکیب یک سیستم میکروویو در فرکانس ۲/۴۵ GHz و یک سیستم EB در دوز ۳۰ KGy در فشار ۱ اتمسفر، علاوه بر افزایش بازده حذف SO₂ و NO_x (به ترتیب ۸۰ و ۹۰٪) کاهش در میزان دوز کل مورد نیاز در حدود ۳۰٪ مشاهده شد. البته لازم به ذکر است که کاربرد MW به تنهایی بازده کمتری را برای حذف SO₂ و NO_x خواهد داشت (۱۷).

افزودن مواد آلی نظیر الکل به جای آمونیاک نیز به علت این که تولید رادیکال های آزاد موثر OH و OH₂ را افزایش می دهد، می تواند فرآیند زنجیری در حذف NO_x را ارتقا بخشیده و در نتیجه در کاهش مصرف انرژی موثر باشد.

تحقیقات نشان داده که در یک دوز ۶ KGy و با غلظت اولیه ۵۰۰ ppm NO_x، بازده حذف NO_x تا ۲۰٪ و در حضور الکل تا ۷۰٪ خواهد بود و این در حالی است که افزودن آمونیاک و آب بازده حذف NO_x را فقط تا ۱۰٪ افزایش می دهد. البته باید توجه شود که بسته به سیکل اکسیداسیون - احیاء بین NO₂ و NO، افزایش بازده حذف NO_x به بالاتر از ۸۰٪، در غلظت اولیه بالای NO_x در این سیستم مشکل خواهد بود (۱۸).

همچنین در تحقیقات مشخص شده که میزان حذف SO₂ و NO_x از فاز گازی، زمانی که قطراتی با اندازه ۱۰ μm در فاز گاز موجود باشند، بسیار بالاتر خواهد بود. قطرات به عنوان عامل واکنش های اکسیداسیون زنجیری عمل خواهند کرد. بنابراین چنین سیستمی می تواند حالت مرطوبی از سیستم EB باشد که در این سیستم برای رسیدن به چنین هدفی می توان آمونیاک را به جای این که به شکل بخار وارد شود، پیش از تشعشع گاز به شکل قطرات وارد سیستم کرد. چنین حالتی باعث بالا رفتن امکان واکنش های زنجیری شده و مصرف انرژی را به میزان زیادی کاهش می دهد. البته در این حالت سیستم باید قادر باشد نمک های آمونیوم مرطوب تولید شده را جمع آوری کند. سیستمی که برای جمع آوری ذرات در این سیستم پیشنهاد شده استفاده از شستشو کننده های ونتوری شکل است.

خواهد بود. کاربرد فرآیند EB برای تصفیه این گازها به اثبات رسیده است. به عنوان نمونه در یک واحد نیمه صنعتی در شهر ماتسودای ژاپن ۱۰۰۰ m³/hr از ۳۰۰۰۰ m³/hr گازهای خروجی از یک آشغال سوزی ضایعات شهری جدا شده و به یک راکتور از نوع خشک کن پاششی هدایت گردید. در این خشک کن پودر آهک یا دوغاب آهک با دو برابر میزان استوکیومتری به گاز اضافه شده و سپس در یک سیستم EB تحت تابشی دوز ۱۰ KGy در دمای ۱۵۰ درجه سانتیگراد قرار گرفت. نتیجه، حذف تقریباً ۸۰٪ NO_x و ۱۰۰٪ SO₂ و HCl بود (۱۵).

۶- راه های کاهش مصرف انرژی در سیستم EB

هر چند تصفیه گازهای دودکش با روش EB یکی از موثرترین روش های حذف همزمان SO₂ و NO_x است، اما مصرف انرژی برق برای خالص سازی موثر گازهای دودکش بالا بوده و معمولاً در یک نیروگاه ۴ - ۲٪ ظرفیت برق تولیدی را به خود اختصاص خواهد داد. بنابراین کاهش مصرف انرژی در سیستم بسیار مهم است و بایستی راه حل هایی برای این مسئله در نظر گرفته شود. جهت رسیدن به حذف همزمان SO₂ و NO_x، مصرف حداقل انرژی معمولاً به میزان مصرف NO_x و غلظت اولیه اش بستگی دارد. راه های مختلفی برای کاهش مصرف انرژی در سیستم EB ارایه شده است که مهم ترین آنها عبارتند از: تابش دو یا چند مرحله ای، استفاده از سیستم های ترکیبی و استفاده از مواد افزودنی (۷ و ۱۶).

نتایج نشان داده است که روش استفاده از تابش چند مرحله ای منجر به صرفه جویی قابل ملاحظه ای در انرژی و افزایش بازده حذف NO_x خواهد شد. با این روش بازده حذف NO_x در یک شرایط مشخص ممکن است تا ۱۵٪ هم افزایش یابد (۷). در این روش گاز ورودی پس از تشعشع اولیه تحت فیلتراسیون میانی قرار گرفته و سپس تشعشع مرحله بعدی صورت می گیرد.

کاهش مصرف انرژی می تواند با ترکیب روش های هم افزا^۱ نیز حاصل شود. نظیر ترکیب فرآیند تابش موج

۲- جمع آوری قابل اعتمادتر ذرات تشکیل شده.

منابع

1. Norman, W.F. and Shinichi, H., (1990), "The Electron-Beam FGT Process", Radiation Physics & Chemistry, Vol.65, pp: 416-421.
2. Norman, W.F., (1992), "Status and Perspectives for the Electron-Beam Technology for Flue Gases Treatment", Radiation Physics & Chemistry, Vol.40, pp: 267-272.
3. Kawamura, K. and Shui, V.H., (1984), "Pilot Plant Experience in Electron-Beam Treatment of Iron-Ore Sintering Flue Gas and Its Application to Coal Boiler Flue Gas Cleanup", Radiation Physics & Chemistry, Vol. 24, NO.1, pp: 117-127.
4. Jordan, S., (1986), "Progress in the Electron-Beam Treatment of Stack Gases", Radiation Physics & Chemistry, Vol.31, pp: 21-28.
5. Chemielewski, A.G., Licki, J., Pawelec, A., Tyminski, B. and Zimek, Z., (2004), "Operational Experience of the Industrial Plant for Electron-Beam Flue Gas Treatment", Radiation Physics & Chemistry, Vol.71, pp: 439-442.
6. Matzing, H., Baumann, W. And Paur, H.R., (1996), "Chemistry of the Electron-Beam Process and Its Application to Emission Control", Pure & Applied Chemistry, Vol. 68, NO.5, pp: 1089-1092.
7. Paur, H.R., Baumann, W., Lindner, W. And Matzing, H., (1992), "Improvement of Energy Efficiency and Filter Technology in the Electron-Beam Dry Shrubbery Process",

سیستم شستشوی ونتوری در مقایسه با سیستم های الکتروستاتیک که در سیستم های خشک به کار می روند، بیشتر قابل اعتماد بوده و کنترل آن نیز راحت تر و ارزان تر است. مقایسه ای نشان می دهد که مصرف انرژی در سیستم EB تر برای تشعشع ۳۲٪ خواهد بود در حالیکه در سیستم قبلی حدود ۶۰٪ است (۸).

اصلاح دستگاه های شتاب دهنده های الکترونی و استفاده از الکترودهای موثرتر برای بالا بردن تراکم موثر تابش موج الکترونی نیز یکی دیگر از روش هایی است که در مقالات به آن پرداخته شده است (۹).

۷- بحث و نتیجه گیری

بررسی ها نشان می دهد که فن آوری تابش موج الکترونی یکی از فن آوری های موثر اقتصادی برای حذف همزمان آلاینده های حاصل از احتراق، شامل SO_2 ، NO_x و VOC به شمار می رود. از زمان پیدایش تا حال تحقیقات زیادی بر روی بهینه سازی سیستم EB و اقتصادی کردن آن برای استفاده در صنایع مختلف به کار رفته است. این تحقیقات به خصوص در اندازه های نیمه صنعتی کاربرد فرآیند را در زمینه های تصفیه گازهای دودکش، تأیید کرده است. قابلیت کاربرد فرآیند در میزان غلظت های مختلف آلاینده ها و همچنین میزان جریان های مختلف می تواند یکی از مزایایی باشد که در آینده جهت کاهش اثرات مخرب زیست محیطی گازهای آلاینده در صنایع مختلف در نظر گرفته شود.

نتایج نشان می دهد که فن آوری EB از نظر فنی و اقتصادی بسیار قابل قبول بوده و چنانچه هزینه مصرف انرژی آن پایین تر بیاید، می تواند حتی برای کشورهای کوچک که اکثراً مصرف کنندگان سوخت های فسیلی ارزان قیمت بوده و بیشترین آلاینده ها را تولید می کنند نیز استفاده گردد. به نظر می رسد که مرحله بعدی در پیشرفت تکنولوژی EB در آینده، بهینه سازی آن با دو هدف زیر خواهد بود:

۱- کاهش انرژی مصرفی برای فن آوری در کل و برای تشعشع گاز در جز .

- irradiation for SO₂ abatement from diluted Metallurgical off-gas". accessible in www.tms.org/Meetings/Specialty/Copper99/Copper99-AdvanceMailer.pdf
14. Chemielewski, A.G., Ostapezuk, A.Zimek, Z., Licki, J. And Kubika, K., (2002), "Reduction of VOC in Flue Gas from coal combustion by Electron-Beam Treatment", *Radiation Physics & Chemistry*, Vol.63, pp: 653-655.
 15. Osada, Y., (1995), "pilot-scale Test on Electron-Beam Treatment of municipal solid waste flue gas with spraying slaked-lime slurry", *Radiation Physics & Chemistry*, Vol.45, pp: 1021-1027.
 16. Radoiu, M.T., Martin, D.I. and Calinescu, I., (2003), "Emission Control of SO₂ and NO_x by irradiation methods", *Journal of Hazardous Material*, B97, pp: 145-158.
 17. Ighigearu, D., Martin, D., Zissulescu, E., Macarie, R., Oproiu, C., Cirstea, E., Ivou, H., Calinescu, I. and Iacob, N., (2005), "SO₂ and NO_x Removal by Electron-Beam and electrical discharge induced non-thermal Plasmas", *Vacuum*, Vol.77, pp: 493-500.
 18. Chemielewski, A.G., Sun, Y., Zimek, Z., Bulka, S. and Licki, J., (2002), "Mechanism of NO_x Removal by Electron-Beam Process in the Presence of Scavengers", *Radiation Physics & Chemistry*, Vol.65, pp: 397-403.
 8. Fainchtein, O.L., Sagaidak, M.V. And Morgunov, V.V., (2002), "On Problems of Reducing Energy Consumption for Irradiation of Flue Gas in the Electron-Beam Gas Treatment Technology", *Radiation Physics & Chemistry*, Vol.65, pp: 405-414.
 9. Jipei, Y., (2001), "A Low Cost and High Efficient Facility for Removal of SO₂ and NO_x in the Flue Gas from Coal Fire Power Plant", *Particle Accelerator Conference*, Chicago.
 10. Licki, J., Chemielewski, A.G., Zimek, Z., Tyminski, B. and Bulka, S., (2003), "Electron-Beam Process for SO₂ Removal from Flue Gases with High SO₂ Content", *Radiation Physics & Chemistry*", Vol.63, pp: 637-639.
 11. Licki, J., Chemielewski, A.G., Iller, E., Zimek, Z., Mazurek, J. And Soboleuski, L., (2003), "Electron-Beam Flue-Gas Treatment for Multi Component Air-Pollution Control", *Applied Energy*", Vol.75, NO.3-4, pp: 145-154.
 12. Chemielewski, A.G. and Haji-Saeid, M., (2004), "Radiation Technologies: Past, Present and Future", *Radiation Physics & Chemistry*, Vol.71, pp: 16-20.
 13. Villanueva, L. and Ahumada, L., "Potential use of electron beam