مجله سلامت و محیط، فصلنامه‌ی علمی پژوهشی
انجمن علمی بهداشت محیط ایران
دوره چهارم، شماره اول، بهار ۱۳۹۰، صفحات ۲۳ تا ۳۴

تصفیه شیرابه زباله با استفاده از روش اکسیداسیون مرطوب با هوا

بهروز کریمی[۱]، محمد حسن احرامپوش[۲]، مهدی مختاری[۳]، اصغر ابراهیمی[۴]

نویسنده مسئول: اراک، میدان صبح، دانشگاه علوم پزشکی اراک، دانشکده بهداشت، گروه بهداشت محیط *karimibehroz@yahoo.com*

دریافت: ۸۹/۰۸/۱۲ پذیرش: ۸۹/۱۱/۰۲

چکیده:

زمینه و هدف: *اکسیداسیون مرطوب با هوا (WAO) یکی از روش های اکسیداسیون پیشرفته برای کاهش غلظت ترکیبات آلی در فاضلاب های صنعتی، ترکیبات سمی و غیر قابل تجزیه بیولوژیکی، شیرابه زباله و... است. هدف این پژوهش تعیین راندمان روش اکسیداسیون مرطوب با هوا در تصفیه شیرابه زباله کارخانه کمپوست اصفهان است.*

روش بررسی: *نمونه شیرابه به حجم ۱/۵ لیتر وارد راکتور فولادی به حجم ۳ لیتر شد و تحت فشار bar ۱۰ و دماهای °C ۱۰۰، ۲۰۰ و۳۰۰ و سه زمان ماند۳۰،۶۰ و۹۰ دقیقه قرار گرفت. نمونه در ۱۸ مرحله از برکه های ذخیره شیرابه در کارخانه کمپوست اصفهان به حجم ۲۰ لیتر گرفته و از روش WAO برای تصفیه شیرابه استفاده شد. راندمان حذف NO_3-N، NH_4-N، BOD، COD و TSS بررسی شد.*

یافته ها: *نتایج نشان می دهد که راندمان حذف بیش از ۳۵٪ برای COD، ۳۸٪ برای BOD_5 و ۸۵ ٪ برای TSS در یک ساعت زمان ماند به دست آمد وحداکثر راندمان حذف NH_4-N ۵۳/۳٪ و NO_3-N ۷۳/۹٪ در طی فرایند به دست آمد.*

نتیجه گیری: *نتایج نشان داد که دمای واکنش بیشترین تاثیر در تجزیه مواد آلی دارد. ونیز راندمان حذف BOD_5، COD در فرایند WAOبا افزایش زمان ماند افزوده شد. همچنین نسبت BOD_5/COD به عنوان شاخص مهم از قابلیت تجزیه بیولوژیکی از نمونه شیرابه بررسی شد و بهبود این شاخص تا ۸۴٪ در این فرایند به دست آمد. در این مطالعه نشان داده شد که این فرایند در کاهشBOD_5، COD و نیترات بسیار موثر است.*

واژگان کلیدی: اکسیداسیون با هوا (WAO)، COD، BOD، نمونه شیرابه

۱- کارشناسی ارشد بهداشت محیط، دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی اراک
۲- دکترای بهداشت محیط، دانشیاردانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی یزد
۳- دکترای بهداشت محیط، استادیار دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی یزد
۴- دانشجوی دکترای بهداشت محیط، دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی اصفهان

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2026-11-11]

مقدمه

یکـی از مایعات بسـیار آلوده و سـمی کـه موجب اثرات نامطلوبی بر محیط زیسـت و سـلامتی می شود شـیرابه زباله اسـت(۱). در کنترل، جمـع آوری، دفع و تصفیـه این آلاینده بایستی دقت ویژه ای شود، زیرا عدم تصفیه، جمع آوری و دفع صحیح آن موجب آلودگی شدید آب های زیرزمینی و سطحی و خاک به ترکیبات آلی سمی و مقاوم در برابر تجزیه بیولوژیکی، ترکیبات ازته و ترکیبات آروماتیک و فنلی شده و موجب تهدید زندگی انسـان و جانداران آبزی می گردد(۱و۲). مقادیر بالای COD بین mg/L ۲۰۰۰۰۰-۲۰۰۰۰ و کم بودن مقادیر BOD منجربه کاهش نسـبت COD/BOD_5>۰/۱ می گردد. همچنین مقادیر بالای ازت آمونیاکی (mg/L ۵۰۰۰-۲۰۰۰) وجود انواع فلزات سنگین و ترکیبات گزنوبیوتیک نشان دهنده شدت بالای آلودگی این مایع غلیظ و اثرات طولانی مدت آن دارد(۳).

نحوه تولید شیرابه زباله

در نتیجـه نفوذ آب از طریق بـارش در محل دفن زباله ها و یا از طریق انجـام فرایند هایی نظیر کاهش اندازه زایدات و خرد کردن زباله هـا و نیز درمرحله تجزیه بیولوژیکی در تولید کود کمپوست ترکیبات موجود در زباله در مایع اسیدی عبوری حل می گـردد. در ابتدا به دلیل وجود هـوا در بین زایدات تجزیه هوازی آغاز می گردد و دما در توده زایدات افزایش می یابد و گاهی به ۹۰°C - ۸۰ می رسد. با کاهش مقادیر اکسیژن، تجزیه بی هوازی آغاز می شود و به دلیل تولید اسید های آلی pH به شـدت کاهش می یابد. این عوامل (افزایش دما و کاهش pH) موجب آزاد شدن آب بین بافتی زایدات شده و غلظت بسیاری از آلاینده ها از جمله ترکیبات آلی وآمونیاکی و فلزات سنگین و.... به شدت افزایش می یابد(۴).

از روش های تصفیه شیرابه می توان به ۱- تصفیه هوازی (شامل فرایندهای رشـد چسـبیده و رشد غیر چسـبیده) مانند روش هوادهی گسترده و وتلند مصنوعی(۵) ۲- تصفیه بی هوازی(۶) ۳- اسـتفاده از منعقدکننده ها(۷) و روش های شیمیایی مانند روش فنتون والکتروفنتون (۸ و۹) ۴- روش های غشایی مانند اسمزمعکوس(۱۰) ۵- روش های فیزیکی وفیلتراسیون غشایی ماننـد نانـو فیلتـر(۳و۴) و روش جـذب(۱۲) ۶- روش های مختلف اکسیداسیون پیشرفته مانند ازن زنی(۱۳و۱۴) ترکیبی از O_3/H_2O_2 و H_2O_2/UV و در ترکیب با فنتون (۱۵) اشاره کرد. در فرایند های اکسیداسـیون پیشـرفته ترکیبی از اکسید کننده قـوی مانند ازن، تابش پرتو مـاورا بنفش(۱۴ و۱۵)، حرارت و فشار(۱۶و۱۷) و H_2O_2 اسـتفاده می گردد. در بین روش های مختلف تصفیه فیزیکی و شیمیایی، فرایند AOP از روش های قوی در تثبیت آلاینده های شیرابه است.

یکی از روش های اکسیداسـیون پیشرفته، روش اکسیداسیون مرطـوب مـی باشـد. فراینـد اکسیداسـیون مرطوب بـا هوا (Wet air oxidation (WAO)) یکـی از فراینـد هـای احیا آلودگی شـدید محیط های آبی به مواد سمی و مواد آلی مانند فاضلاب های صنعتی (۲۰-۱۸) و پیش تصفیه لجن حاصل از تصفیه خانه ها (۲۱ و۲۲) است. این روش با تنظیم دما و فشار مناسـب و با تزریق مقادیر مشخصی از اکسیدان (هوا، اکسیژن، پراکسیدهیدروژن، ازن و....) انجام می گیرد(۲۳). در این روش مواد آلـی در فاز مایع تحت دمای °C ۳۵۰-۱۰۰ و فشـار بین bar ۲۰۰-۵ قرار گرفته و اکسیدان ویژه ای نظیر هوا، اکسیژن، پراکسید هیدروژن و.... تزریق می گردد(۲۴). این روش دارای ظرفیـت بالایی در تبدیل ترکیبات مقـاوم وپیچیده موجود در شـیرابه به ترکیبات ساده تر یا قابلیت تجزیه بیولوژیکی است. ایـن فرایند در غلظت های بالای COD بین mg/L ۱۵۰۰۰۰-۱۰۰۰۰ بهـره بـرداری می گردد. از مزایای ایـن روش نیاز به تاسیسـات کوچک، بهره برداری آسان و راندمان بالا حدود ۸۰ ٪می باشد(۲۵).

مواد و روش ها

نمونه شـیرابه: در این مطالعه نمونه شـیرابه از برکه های ذخیره شـیرابه در کارخانه کمپوست اصفهان گرفته شد. در هر مرحله مقدار ۲۰ لیتر نمونه در ظروف پلاستیکی گرفته و برای جلوگیری از تغییر در خصوصیات فیزیکوشیمیایی شیرابه خام

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2026-11-11]

در جـای خنک نگه داری شـد. برخی از خصوصیات شـیرابه خام در جدول ۱ آمده است. مقادیر بالای COD و BOD_5 در جدول نشان دهنده جوان بودن شیرابه زباله است.

مراحـل انجام: از راکتوری به حجم ۳ لیتـر که قادر به تحمل فشـار bar ۱۰۰ و مجهز به شیر تخلیه فشار، فشار سنج، محل تزریق و خروج نمونه و..... اسـتفاده گردید. نمونه آماده شده به حجم ۱۵۰۰ سـی سـی وارد راکتور فولادی (ضد زنگ) شد. جهـت آماده سـازی نمونـه و تنظیم pH تا حـدود ۹-۸ از آب آهک ۱۰٪ اسـتفاده شـد. همچنین برای حذف مقداری از آمونیـاک از هوادهـی (۱۵ L/min) به مدت ۲ سـاعت و در نهایت ته نشـینی در قیف ایمهاف به مدت ۱ سـاعت استفاده شد. کار در سه حرارت °C ۱۰۰، ۲۰۰ و ۳۰۰ درجه و در سه زمان مانـد ۶۰،۳۰ و ۹۰ دقیقه انجام گرفت. جهت تامین دما از هیتر مدل HACH و نیز برای تنظیم فشار و نیز تامین O_2 مورد نیاز از کپسول اکسیژن خالص استفاده شد.

جدول ۱: خصوصیات فیزیکوشیمیایی شیرابه خام

اجزا	غلظت (g/L)		
	میانگین	حداقل و حداکثر	انحراف معیار
COD	۱۱۸/۲	۹۸-۱۴۷	۱۴/۴
BOD_5	۷۵/۲	۵۴/۵-۹۹	۱۵/۳
Ammonium	۱۸۰/۲	۱۰۵/۸-۳۶۰	۹۹
Nitrate	۵۷۸	۵۰۰-۶۸۰	۶۷/۲
TSS	۳۹۹۰	۶۰۰-۵۸۰۰	۲۱۵۶
EC	۹۷۹	۹۰۰-۱۱۰۰	۶۲/۸

قبل از ورود نمونه آماده به داخل راکتور، پیش گرمایش راکتور برای عـدم تغییر خصوصیات شـیرابه ورودی قبل از ورود به راکتور انجام گرفت. پیش گرمایش راکتور در دمای °C ۸۰ و به مدت ۲ ساعت انجام گرفت. پس از تنظیم اولیه دمای راکتور نمونه به حجم ۱۵۰۰ سی سی وارد راکتور شده و با تنظیم مقدار هوای ورودی فشـار درونی روی bar ۱۰ تنظیم شد. به منظور بررسی عملکرد راکتور و فرایند WAO مقادیر بار آلی (COD و BOD_5)، آمونیاک، نیترات و TSS بررسـی شـد. COD و BOD_5 طبق روش موجود در قسمت 5220D کتاب استاندارد متد، انجـام پذیرفت(۲۶). همچنین برای سـنجش آمونیاک و نیترات از دستگاه Dr 2000 استفاده گردید. پارامترهای دیگر نظیر pH، دما و EC نیز قبل و بعد از راکتور به کمک دسـتگاه pH سنجش گردید.

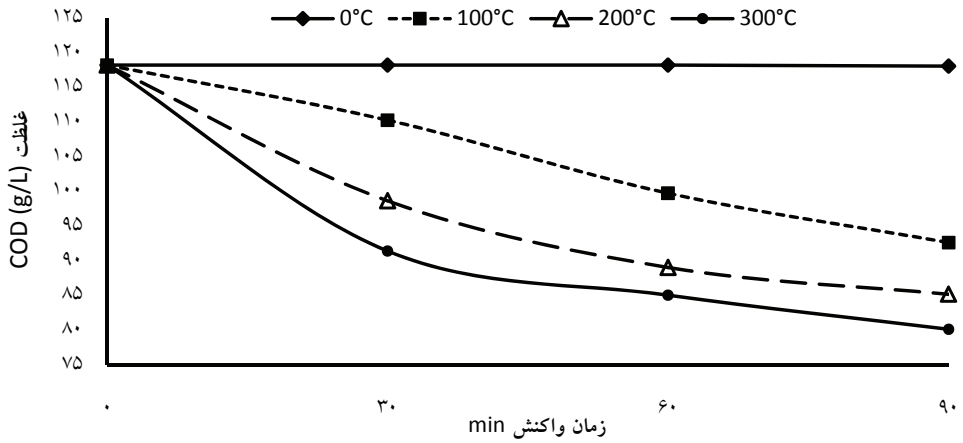
یافته ها

در این مطالعه به بررسـی اثر دما، زمان ماند و فشـار که پارامترهای اصلی در فرایند WAO هسـتند، می پردازد. نتایج نشـان داد که تغییرات فشـار در دمای °C ۳۰۰ تاثیر زیادی بر راندمان حذف COD و بهبود عملکرد راکتور نداشـت. فشار در گسـتره بین ۱۲-۶ بار مورد بررسـی قرار گرفت و سـپس فشار bar ۱۰ به عنوان فشار بهینه انتخاب گردید. در این فشار بیشترین راندمان به دست آمد.

حذف مواد آلی (COD و BOD)

تاثیر دما بر روی اکسیداسـیون شیرابه زباله کارخانه کمپوست در رنج دمایی °C۳۰۰-۱۰۰ مورد بررسی قرار گرفت. در شکل ۱ اثـر تغییرات دما در حذف COD در زمان های ماند مختلف آمده اسـت. در شکل مشخص اسـت که در دماهای بالاتر از °C۱۰۰ تجزیـه مواد آلـی وتولید محصـولات نهایی(CO_2 و H_2O) افزایـش مـی یابد. در دمـای °C ۳۰۰ و زمان ماند ۹۰ دقیقه غلظت COD از g/L ۱۱۸/۲۵ به مقدار g/L ۸۰/۱ کاهش یافت که بیانگر ۳۲٪ راندمان حذف اسـت. در این دما بیشترین مقـدار راندمان به دسـت آمد. در دمـای °C ۱۰۰و ۲۰۰ و در زمان ماند min ۳۰ مقادیر حذف COD به ترتیب برابر با ۶/۷٪ و ۱۶/۵۴٪ به دسـت آمد. همان گونه که در شـکل ۱ مشـاهده می شـود با افزایش مقدار دما و زمـان واکنش راندمان حذف COD افزایش می یابد.

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2026-11-11]

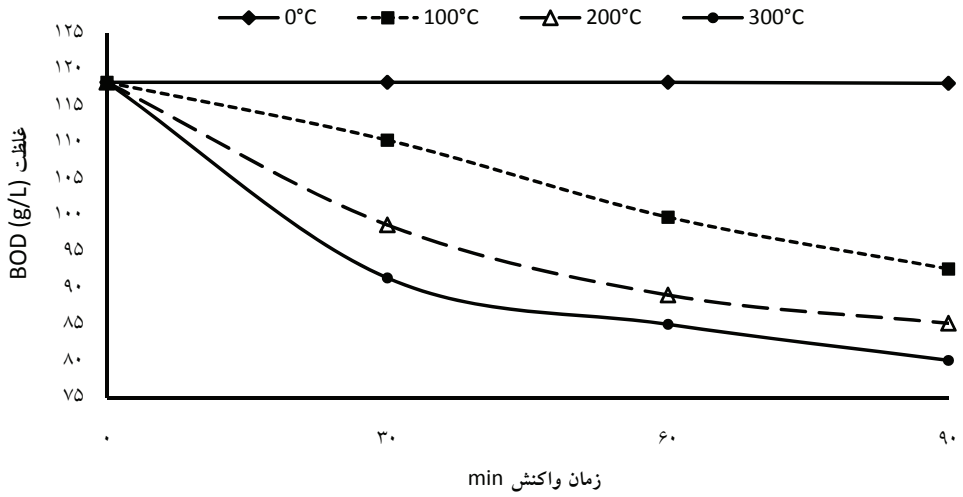


شکل۱: تاثیر دما و زمان ماند واکنش بر راندمان حذف COD در فرایند WAO

ایــن بیانگر تســریع در تجزیــه مواد آلی مقاوم دراین شــرایط می باشــد. افزایش دما و زمان ماند هردو راندمان حذف COD را افزایــش می دهــد. در همه موارد بیشــترین راندمان حذف مربــوط به دمای ۳۰۰ °C و زمان ماند ۹۰ دقیقه اســت. با این وجــود، هیچگاه حــذف کامل مواد آلی در ایــن آزمایش ها به دســت نیامد. به هر حال کاهش COD در شرایط بهره برداری بالاتر شتاب می یابد.

برای مطالعه تاثیر شرایط بهره برداری در مقدار حذف BOD_5 با در نظر گرفتن فشــار ثابت ۱۰ bar آزمایش ها انجام گرفت. مقادیــر غلظت BOD_5 بعــد از ۳۰ دقیقه در دمای ۳۰۰ °C از ۷۵/۲ g/L در شــیرابه خام به مقدار ۴۵/۸ g/L رسید که بیانگر ۳۹٪ راندمــان حذف می باشد(شــکل۲). این نتایج بیشــترین مقــدار حذف ایــن پارامتر را در ایــن فرایند نشــان می دهد. می تــوان اینگونه نتیجه گرفت کــه کاهش زمان ماند و افزایش دما تاثیر مســتقیمی بر راندمان حذف BOD_5 دارد و با کاهش زمان واکنــش از مقدار ۹۰ دقیقه بــه ۳۰ دقیقه در دمای ثابت، راندمان حذف بهبود می یابد که این بیانگر رابطه معکوس زمان ماند با حذف BOD_5 است..

رابطــه معناداری بین حذف مــواد آلی (COD و BOD_5) در دماهای مختلف مخصوصا در دماها بالاتر است.



شکل۲: تاثیر دما و زمان ماند واکنش بر راندمان حذف BOD در فرایند WAO

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2026-11-11]

بـه طور کلی حذف کامل BOD_5 و COD صورت نمی گیرد. برای مثال حداکثر درصد حذف COD در °C ۱۰۰ و ۶۰ دقیقه، ۳۹/۳٪ است. در این فرایند به دلیل تجزیه مواد آلی سنگین به مولکول های کوچکتر COD افزایش می یابد.

قابلیت تجزیه بیولوژیکی

به نسـبت BOD_5/COD قابلیت تجزیه بیولوژیکی گویند. در دمـای °C ۲۰۰ قابلیت تجزیه بیولوژیکی، ۷۸٪ بهبود می یابد. بـا افزایش زمان ماند نیز، تجزیه بیولوژیکی بهبود می یابد. این نسـبت در شیرابه خام ۶۴/۶٪ اسـت که در دمای °C ۳۰۰ به مقدار ۸۴ ٪ می رسـد. همانگونه که در شکل۳ مشاهده می شود افزایـش دما و زمـان ماند در این فرایند هـردو به افزایش این نسـبت می انجامد. یعنی استفاده از فرایند های بیولوژیکی بعد از این فرایند راحت تر انجام می گیرد. در دماهای بالاتر در اثر تجزیه بیشـتر مواد آلی pH نمونه خروجی کاهش می یابد. این به دلیل تشـکیل ترکیبات آلی اسیدی با زنجیره کوتاه تر است. همچنین در دماهای بالاتر از مقدار COD بیشتر کاسته می شود و به همان نسـبت بر مقادیر BOD_5 افزوده می شود. این عامل موجب اصلاح نسبت BOD_5/COD خواهد شد.

به طـور کلی مقـدار قابلیت تجزیـه بیولوژیکـی ۸۲-۴۲/۲٪ بهبـود می یابد. در این مطالعه بیشـترین مقـدار قابلیت تجزیه بیولوژیکی در دمای °C ۳۰۰ و زمان ماند min ۹۰ به دست آمد که بر روی تصفیه لجن با این فرایند انجام گرفت، مشـابه این نتایج به دسـت آمد و تنها افزایش مقادیر pH از ۶/۶ به ۸-۷/۸ نیز به دست آمد.

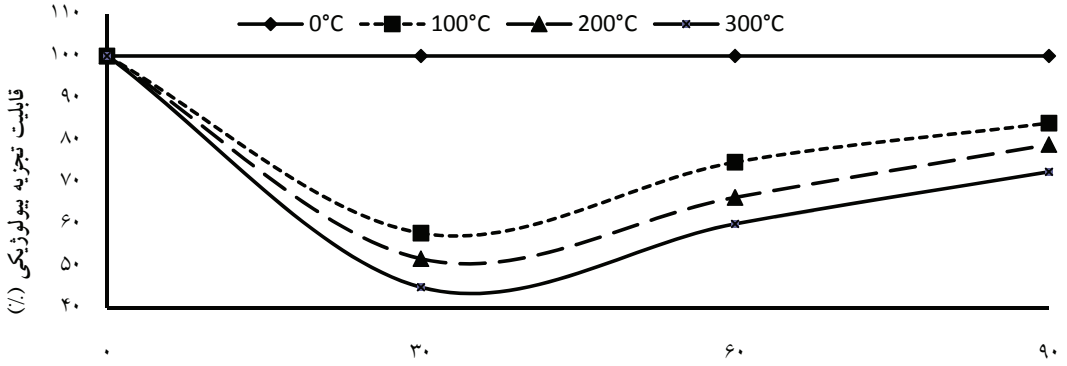
همان طور که مشـاهده می شـود با افزایش دمـا و زمان ماند بر مقادیر آمونیوم افزوده می شـود بـه طوری که در دمای °C ۳۰۰ و زمـان ماند ۹۰ دقیقه مقدار متوسـط g/L ۳۰۰ رسـید. یادآوری می شـود مقادیر آمونیوم در شیرابه خام g/L ۱۸۰/۲ می باشد(شکل۴). این بیانگر افزایش مقدار NH_4-N با افزایش پارامترهای بهره برداری است.

وجود ترکیبات آلی نیتروژن دار از جمله پروتیین ها در شیرابه خام و تجزیه و اسـتخراج گروه های آمین در دما و فشـار بالا می گردد که منجربه تشـکیل مجدد NH_4-N و افزایش غلظت

حذف ترکیبات نیتروژن دار (NH_4-N ،NO_3)

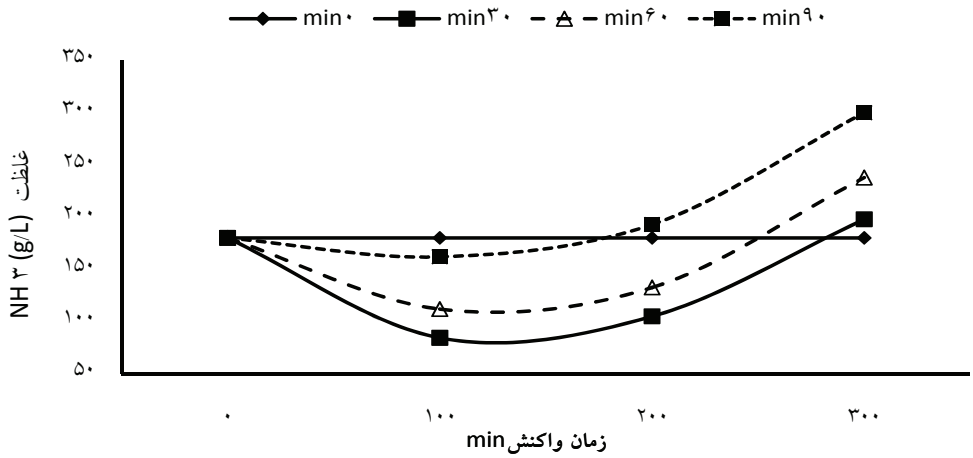
در ایـن مطالعه حـذف NH_4-N و NO_3 در زمـان های ماند و دماهـای مختلف مورد بررسـی قرار گرفت. مقدار متوسـط NH_4-N از g/L ۱۸۰/۲ در شـیرابه خام به مقدار g/L ۳۰۰-۸۴ تغییر یافت. همچنین NO_3-N از mg/L ۵۷۸ به مقادیر mg/L ۲۵۲-۱۵۰/۶ کاهش یافت. نتایج در شـکل هـای ۴ و ۵ آمده است.

حداکثر درصد حذف (راندمان) NH_4-N ۵۳/۳٪ و برای NO_3-N ۷۳/۹-۵۶/۴٪ به دست آمد. در مطالعه دیگری نیز



شکل۳: تاثیر دما و زمان ماند واکنش بر بهبود قابلیت تجزیه

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2026-11-11]

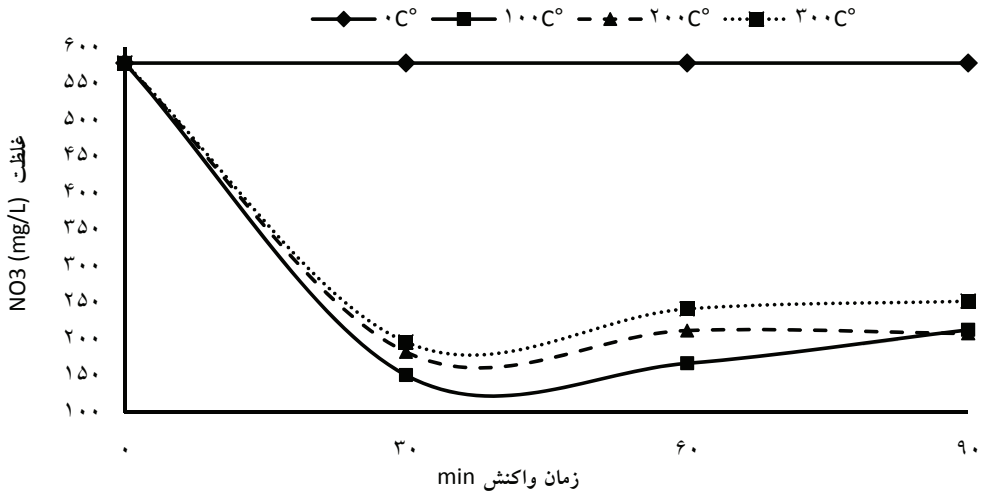


شکل۴: تاثیر دما و زمان ماند واکنش برغلظت NH4-N

این ترکیب همراه با افزایش پارامترهای بهره برداری می گردد. ولی به هر حال در دماهای پایین تر تشکیل NH_4-N بسیار کمتر است. افزایش تولید آمونیوم و حذف بیشتر COD در دماها و زمان های واکنش بیشتر مشاهده می گردد. اما همانگونه که در شکل ۵ مشاهده می شود. حداکثر حذف NO_3-N در دما و زمان واکنش کمتر رخ می دهد. به طور کلی میانگین درصد حذف NO_3-N در این فرایند ۶۵٪ است.

آنالیز های آماری

آنالیز ANOVA بین تمام گروه ها در ورودی و خروجی راکتور بیانگر ارتباط آماری معنادار بین کاهش مواد آلی با تغییرات درجه حرارت است. مقایسه آنالیز ANOVA بین پارامتر های مختلف با درجه حرارت و زمان ماند بیانگر تاثیر بیشتر درجه حرارت نسبت به زمان ماند در حذف BOD COD، است. به طوری که معناداری آماری بین زمان ماندهای



شکل۵: تاثیر دما و زمان ماند واکنش برغلظت NO_3

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2026-11-11]

مختلف و حذف COD دیده نشد. همچنین در حذف NH_4-N زمان ماند تاثیر (p=۰/۰۰۰) بیشتری نسبت به دما (p=۰/۳۹) داشت. همچنین همانگونه که در جدول ۲ دیده می شود بر طبق آزمون همبستگی پیرسون بین COD و دما (p= −۰/۵۲۲) ارتباط وجود دارد. ولی ارتباطی میان حذف BOD_5 با دما دیده نشد. همچنین بین BOD_5 و COD ارتباط معناداری دیده نشد و بین COD زمان واکنش(p= −۰/۵۷۷) همبستگی منفی وجود دارد. نشان می دهد که در فرایند اکسیداسیون مرطوب با هوا افزایش زمان واکنش به دلیل انجام فرایند تجزیه اکسیداسیون مواد آلی افزایش می یابد.

جدول۲: آنالیز همبستگی پیرسون برای دادهای معنی دار

Parameter	COD	NH_4-N	NO_3
Time	_	_	۰/۴۵۲*
Temperature	-۰/۵۲۲**	۰/۶۶۵**	۰/۵۰۷**
COD		-۰/۴۳۰*	۰/۵۴۶**
NH_4-N	-۰/۴۳۰*	_	۰/۵۵۸*
NO_3-N	-۰/۵۴۶**	۰/۵۵۸*	_

.(Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed *
.(Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed **

بحث

فرایند اکسیداسیون با هوای مرطوب در دماها و فشار و زمان های ماند مختلف انجام شد. به دلیل وجود ترکیبات آلی مقاوم درشیرابه معمولا تجزیه بیولوژیکی کم است. لذا نیاز به بهبود قابلیت تجزیه و پیش تصفیه وجود دارد. Verenich و همکارانش(۲۰۰۰) به افزایش تجزیه پذیری بیولوژیکی بعد از فرایند WAO پی بردند. همچنین استفاده از کاتالیزور در این فرایند بر افزایش راندمان حذف کمک می کند(۱۷). محققان دیگر بهبود تجزیه بیولوژیکی بعد از این فرایند را اثبات نمودند. Martin Fox و Tatsuya Noike (۲۰۰۴) به بررسی افزایش قابلیت تجزیه پذیری زایدات روزنامه توسط روش اکسیداسیون مرطوب با هوا پرداختند، بعد از انجام فرایند WAO و سپس فرایند بی هوازی راندمان حذف لینگین موجود در روزنامه به ۸۴ تا ۹۵ درصد رسید(۲۷).

در این بررسی مشخص شد که فرایند WAO دارای متوسط راندمان ۳۵-۶٪ در حذف COD است. دما به عنوان یک متغیر، دارای اهمیت زیادی در تجزیه مواد آلی در این فرایند است. نتایج آزمایشگاهی نشان داد که مقدار کاهش BOD_5 به طور متوسط بین ۴۰-۶٪ در زمان ماند بین ۱-۰/۵ ساعت و در دمای بهره برداری بین ۳۰۰°C-۱۰۰ و در فشار ۱۰ bar است. به دلیل وجود ترکیبات مقاوم آلی، حذف کامل COD به دست نیامد. همچنین ممکن است نیاز به به کار گیری دما، فشار و زمان ماند بالاتری برای راندمان بالاتر نیاز باشد. به دلیل تجزیه ترکیبات سنگین با مولکول های بزرگ به مواد آلی با ترکیبات ساده تر، مقدار COD در خروجی افزایش می یابد که در نتیجه علی رغم راندمان مطلوب فرایند، راندمان راکتور کم به نظر می آید(۲۷). به هر حال این روش به عنوان تصفیه کامل نبوده و همواره نیاز به استفاده از سایر روش ها بعد از این فرایند وود دارد. ولی می توان آن را به عنوان یک روش پیش تصفیه و کاهش سمیت و تجزیه اولیه مواد آلی برای آسان تر انجام شدن فرایندهای بیولوژیکی در نظر گرفت. در طی این فرایند ممکن است ترکیبات حد واسط و بینابینی به وجود آید. از جمله ممکن است اسید های چرب با زنجیره کوتاه (VFAs) تشکیل گردد که در نهایت با ادامه روند اکسیداسیون دی اکسید کربن و آب تولید می گردد. Abu-Hassan و همکارانش (۲۰۰۵) طی مطالعه ای روی حذف دترجنت های الکیل بنزن سولفونات خطی از فاضلاب به وسیله اکسیداسیون مرطوب با هوا، به تشکیل ترکیبات حد واسط مانند اسید های چرب کوتاه (VFAs) و اسید های آلی همچون اسید فرمیک، استیک و اسید پروپیونیک در طی اکسیداسیون آلاینده های آلی پی برداند. با تشکیل این اسیدها pH از مقدار ۸ به ۴-۳ در طی مدت زمان ۶۰-۳۰ دقیقه رسید. همچنین غلظت اسید با افزایش دما و زمان ماند افزایش یافت(۲۸). شاید دلیل کاهش pH بعد از فرایند در این مطالعه،

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2026-11-11]

همین موضوع باشـد. به طوری که با وجود اصلاح pH قبل از ورود به راکتور، pH مایـع خروجی به حدود ۶ کاهش یافت. همان طور که ترکیبات آلی به دی اکسـید کربن اکسید می شود ترکیبات آلـی نیتروژن دار نیز تولید آمونیوم می کنند. همچنین سـایر ترکیبات از جمله گوگرد، فسـفر و کلرایـد موجود در ترکیب شـیرابه اکسید شده و اسید های معدنی تولید می گردد. این ترکیبات نیز می تواند موجب افت pH در خروجی راکتور گردد. TUNG-LI HUANG و همکاران (۲۰۰۱) مشـاهده کردند با افزایش دما تا بیش از ۳۰۰ °C تولید آمونیاک افزایش و pH کاهش می یابد همچنین آمونیاک بیشتری به NO_3 تبدیل می شود. با به کارگیری کاتالیزور، ضمن کاهش دما تا ۱۳۰°C، راندمان تبدیل آمونیاک بـه NO_3 (۹۰ درصد) افزایش خواهد یافت(۲۹). مشابه این نتایج توسط Sutasinee Kaewpuang-Ngam و همکارانش (۲۰۰۴) به دست آمد. آنها مشاهده کردند که با افزایش زمان ماند و ایجاد شرایط قلیایی بر مقدار تشکیل یون نیترات و حذف آمونیاک افزوده می شود(۳۰). به هر حال راکتـور مورد مطالعه دارای راندمان مطلوبی در حذف آمونیاک نیسـت. تغییر در مقادیر pH می تواند تعادل بین NH_4-NH_3 در راکتور را برهم زند. به طوری که بیشـتر آمونیاک تولیدی از تجزیـه ترکیبات آلی نیتروژن دار (از جمله پروتیین ها) مجددا به آمونیوم تبدیل شـده و وارد محلول گـردد. این امر موجب افزایش شـدید مقادیر آمونیوم با افزایش دما و زمان واکنش در راکتور می گردد. Chang-Mao Hung و همکارانش (۲۰۰۳) برای حذف آمونیاک، از فرایند کاتالیزوری اکسیداسیون مرطوب استفاده کردند. طبق این مطالعه در pH های بالاتر نسبت NH_3/NH_4 موجود در محلـول افزایش می یابد، در فرایند های غیر کاتالیزوری حداکثر راندمان حذف آمونیاک ۲۰ درصد می باشد. بـا افزایش زمان مانـد و دما بر مقدار آمونیـاک در فرایند غیر کاتالیزوری افزوده می شود، ولی در فرایند های کاتالیزوری از مقدار آمونیاک کاسته می شود(۳۱).

در ایـن مطالعه راندمان حذف TSS بعد از فرایند با زمان ماند ۶۰ دقیقه و دمای ۲۰۰ °C حدود ۸۰٪ می باشد که بیانگر نتایج نسبتا مطلوب برای این فرایند است.

نتیجه گیری

یکی از تلاش های محققین در زمینه مدیریت شیرابه، یافتن روش های مناسـب جهت تصفیه بوده است. از آنجا که روش WAO موجب کاهش سمیت شیرابه و افزایش قابلیت تجزیه بیولوژیکـی می گردد، لذا در صورت اصـلاح راکتور و بهبود راندمـان حذف، این روش می تواند کاربـرد فراوانی در پیش تصفیه فاضلاب های غلیظ (با پتانسیل آلودگی بسیار بالا) داشته باشد. نتایج مطالعه حاضر، به خوبی تاثیر استفاده از این روش را در شکسـتن ترکیبات بزرگ حلقوی موجود در شیرابه را نشان می دهد کاهش pH، خوردگی جدار راکتور، نیاز به تنظیم pH قبل از فرایندهای بعدی، افزایش مقدار هدایت الکتریکی(EC)، افزایش مقدار آمونیاک با افزایش دما و هزینه های تامین انرژی و ... از محدودیت های این روش است.

مقادیـر بالای آمونیوم، هدایـت الکتریکی و قلیاییت می تواند، موجب افزایش سـمیت در فاضلاب گردد و این امر بر مقادیر BOD_5 و قابلیت تجزیه بیولوژیکی موثر خواهد بود شـاید به دلیل افزایش آمونیوم در نمونه مقادیر BOD_5 و قابلیت تجزیه باکتری ها و مصرف اکسیژن کاهش یابد.

برای بهبود راندمان این فرایند می توان از افزودن کاتالیزور های مناسـب و یا دما های و پارامتر های بهره برداری بالاتر استفاده کرد. ما در ادامه تحقیقات خود سعی در رفع معایب این روش و اسـتفاده از روش های دیگر WAO، جهـت بهبود راندمان حذف مواد آلی، ترکیبات ازته هستیم. با این حال برای ارزیابی نهایی این روش باید مطالعات مشابه بیشتری صورت گیرد.

تشکر و قدردانی

این مطالعه بخشـی از نتایج پایان نامه تحقیقاتی اسـت که با حمایت دانشـگاه علوم پزشکی شـهید صدوقی در دانشکده بهداشـت انجام گرفت لازم اسـت از همه اسـتادان، کارکنان آزمایشـگاه، کارکنان کارخانه کمپوسـت شهر اصفهان و یزد و

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2026-11-11]

همچنین سایر افراد که در تهیه تجهیزات و لازم کمک نمودند و نیـــز از کارکنان کارخانه کمباین ســـازی و واگن پارس اراک که در تهیه راکتور زحمات زیادی کشـــیدند بدین وسیله تشکر و قدردانی گردد.

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2026-11-11]

منابع

1. Ozturk I, Altinbas M, Koyuncu I, Arikan O, Gomec-Yangin C. Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. Waste Management. 2003;23(5):441-46.
2. Kurniawan TA, Lo WH, Chan G. Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment. Journal of Hazardous Materials. 2006;137(1):443-55.
3. Trebouet D, Schlumpf JP, Jaouen P, Quemeneur F. Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical-nanofiltration processes. Water Research. 2001;35(12):2935-42.
4. Kurniawan TA, Lo W, Chan G. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. Journal of Hazardous Materials. 2006;129(1-3):80-100.
5. Mulamoottil G, Rovers F, McBean EA. Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates. UK: Taylor & Francis, Inc; 1998.
6. Pouliot JM. Biological treatment of landfill leachate dessertatio.. Ontario: The University of Western Ontario; 1999.
7. Calli B, Mertoglu B, Inanc B. Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives. Chemosphere. 2005;59(6):819-29.
8. Deng Y, Englehardt JD. Treatment of landfill leachate by the Fenton process. Water Research. 2006;40(20):3683-94.
9. Lin SH, Chang CC. Treatment of landfill leachate by combined electro-Fenton oxidation and sequencing batch reactor method. Water Research. 2000;34(17):4243-49.
10. Slater CS, Ahlert RC, Uchrin CG. Treatment of landfill leachates by reverse osmosis. Environmental Progress. 1983;2(4):251-56.
11. Kihç MY, Kestioglu K, Yonar T. Landfill leachate treatment by the combination of physicochemical methods with adsorption process. J Biol Environ Sci. 2007;1(1):37-43.
12. Wang F, Smith DW, El-Din MG. Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment-A review. Journal of Environmental Engineering and Science. 2003;2(6):413-27.
13. Imai A, Onuma K, Inamori Y, Sudo R. Effects of pre-ozonation in refractory leachate treatment by the biological activated carbon fluidized bed process. Environmental Technology. 1998;19(2):213-21.
14. Wang F, El-Din MG, Smith DW. Oxidation of aged raw landfill leachate with O3 only and O3/ H2O2: treatment efficiency and molecular size distribution analysis. Ozone: Science & Engineering. 2004;26(3):287-98.
15. Schulte P, Bayer A, Kuhn F, Luy T, Volkmer M. H2O2/O3, H2O2/UV and H2O2/Fe2+ processes for the oxidation of hazardous wastes. Ozone: Science & Engineering. 1995;17(2):119-34.
16. Shaw RW, Brill TB, Clifford AA, Eckert CA, Franck EU. Supercritical water: A medium for chemistry. Chem Eng News. 1991;69(51):26–39.
17. Verenich S, Laari A, Kallas J. Wet oxidation of concentrated wastewaters of paper mills for water cycle closing. Waste Management. 2000;20(4):287-93.
18. Lin SH, Ho SJ. Treatment of high-strength industrial wastewater by wet air oxidation-A case study. Waste Management. 1997;17(1):71-78.
19. Klinke HB, Ahring BK, Schmidt AS, Thomsen AB. Characterization of degradation products from alkaline wet oxidation of wheat straw. Bioresource Technology. 2002;82(1):15-26.
20. Levec J. Wet oxidation processes for treating industrial wastewaters. Chemical and Biochemical Engineering Quarterly. 1997;11(1):47-58.
21. Khan Y, Anderson GK, Elliott DJ. Wet oxidation of activated sludge. Water Research. 1999;33(7):1681-7.
22. Gen N. Wet oxidation: a pre-treatment procedure for sludge. Waste Management. 2002;22(6):611-6.
23. Luck F. A review of industrial catalytic wet air oxidation processes. Catalysis Today. 1996;27(1-2):195-202.
24. Wang LK, Hung YT, Shammas NK. Advanced Physicochemical Treatment Technologies. New York: Humana Press Inc; 2007.
25. Cossu R, Haarstad K, Lavagnolo MC, Littarru P. Removal of municipal solid waste COD and NH4-N by phyto-reduction: A laboratory-scale comparison

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2026-11-11]

of terrestrial and aquatic species at different organic loads. Ecological Engineering. 2001;16(4):459-70.
26. APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th ed. Washington DC: American Public Health Association, 1992.
27. Fox M, Noike T. Wet oxidation pretreatment for the increase in anaerobic biodegradability of newspaper waste. Bioresource Technology. 2004;91(3):273-81.
28. Abu-Hassan MA, Mantzavinos D, Metcalfe IS. Wet air oxidation and ultrasound for the removal of linear alkylbenzene sulfonates from wastewater: the beneficial role of catalysis. Topics in Catalysis. 2005;33(1):141-8.
29. Huang TL, Macinnes JM, Cliffe KR. Nitrogen removal from wastewater by a catalytic oxidation method. Water Research. 2001;35(9):2113-20.
30. Takaaki S, Aika KKI. Selective wet-air oxidation of diluted aqueous ammonia solutions over supported Ni catalysts. Water Research. 2004;38(3):778-82.
31. Hung CM, Lou JC, Lin CH. Removal of ammonia solutions used in catalytic wet oxidation processes. Chemosphere. 2003;52(6):989-95.

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2026-11-11]

Leachate Treatment Using Wet Air Oxidation Processes

***karimi B.[1], Ehrampoush M.H. [1], Mokhtari M. [1], Ebrahimi A. [2]**

[1]Department of Faculty of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Shahid Sadoughi University of Medical Science and Health service, Yazd , Iran
[2]Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Isfahan University of Medical Sciences, Isfahan, Iran

Received; 3 November 2010 Accepted; 22 January 2010

ABSTRACT

Background and Objectives: Wet air oxidation (WAO) is One of the advanced oxidation process which reduce organic matter concentration from industrial wastewater, toxic and non biodegradable substances and, solid waste leachate,etc. In this study the efficiency of wet air oxidation method in leachate treatment generating from Esfahan Composting factory was Evaluated.

Material and Methods: The experiment was carried out by adding 1.5 Lit of pretreated leachate sample the steel reactor with the volume of 3L. The reactor then underwent10 bar pressure at different temperature (100, 200 and 300 °C) and various retention time (30, 60 and 90 min). Leachate sample in 18 stages from composting factory in Isfahan in the volume of 20 Lit was taken and the WAO method, was used for pre-treatments. Removal efficiency of COD, BOD, NH4-N, NO3 and TSS were examined.

Results: The results showed that the removal efficiency was more than 35% for COD, 38% for BOD, and 85% for TSS within one hour of reaction. The Maximum removal efficiency obtained in this study were 53.3% for NH4-N and 73.9 % forNO3-N.

Conclusion: the results indicate that the reaction temperatures are the most important factors affecting degradation of organic matter. COD and BOD5 removal efficiency by WAO process increased as the time of reaction went up. In addition, BOD5/COD ratios of the effluents, which are generally regarded as an important index of biodegradability of leachate sample, were determined and improved grately as it reached to 84%. The WAO process presented in this paper is considered an efficient process for pretreatment of leachate, as the COD, BOD5 and NO3 reduction observed in leachate samples.

Key words: Wet air oxidation (WAO), COD and BOD removal, Leachate sample

***Corresponding Author:** *karimibehroz@yahoo.com*
Tel:*+98 918 620 45 89* ***Fox:*** *+98 861 41 73 509*

[Downloaded from ijhe.tums.ac.ir on 2026-11-11]