

بررسی کارایی فرآیند ترسیب شیمیایی در حذف سیانید از محیط‌های آبی

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۱/۵/۳۱؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۱۰/۶

احمد جنیدی جعفری^۱، سمیه گل‌باز^{۲*} و
روشنک رضائی کلانتری^۲

چکیده

^۱دکترای بهداشت محیط، دانشیار دانشکده علوم پزشکی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران
^۲کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی البرز، کرج، ایران
^۳دکتری مهندسی محیط زیست، دانشیار دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی ایران، تهران، ایران

زمینه و اهداف: سیانید آلاینده‌ای سمی است که در فاضلاب صنایع مختلفی مانند آهن و استیل، استخراج ذغال سنگ و آبکاری فلزات وجود داشته و به عنوان یک خطر جدی، منجر به اثرات نامطلوب بر محیط زیست و سلامت انسان‌ها می‌شود. بنابراین، حذف این آلاینده از فاضلاب قبل از تخلیه آن به محیط زیست ضروری است. هدف اصلی این مطالعه، تعیین کارایی فرآیند ترسیب شیمیایی در حذف سیانید از محیط‌های آبی بود.

مواد و روش‌ها: این تحقیق یک مطالعه تجربی می‌باشد که در مقیاس آزمایشگاهی و به وسیله دستگاه جارتست انجام شد. در طی انجام فرآیند ترسیب، اثر pH، غلظت منعقدکننده کلریدفریک، زمان ته‌نشینی و تأثیر غلظت اولیه سیانید بر راندمان حذف این آلاینده از محیط‌های آبی، مورد مطالعه قرار گرفت. در تحلیل داده‌ها از نرم‌افزار Excel استفاده شد. **یافته‌ها:** سیانید در فرآیند ترسیب با غلظت اولیه ۱۰ mg/L در شرایط بهینه pH=۹ و $FeCl_3=0.4$ g/L بعد از مدت زمان ۶۰ دقیقه، حدود ۴۰٪ حذف شد. از طرفی راندمان فرآیند ترسیب با افزایش غلظت اولیه سیانید از ۱۰ به ۱۵ mg/L از ۴۰ به ۲۳ درصد کاهش یافت.

نتیجه‌گیری: نتایج این مطالعه نشان داد که جهت حذف یا بازیافت سیانید می‌توان از روش ترسیب شیمیایی با توجه به pH فاضلاب، راندمان مورد نظر تصفیه و استانداردهای تخلیه پساب به محیط زیست استفاده نمود.

کلمات کلیدی: سیانید، ترسیب، کوآگولاسیون، کلرید فریک

* نویسنده مسئول: کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی البرز، کرج، ایران

۰۲۶- ۲۵۵۸۹۲۰۳
E-mail: golbazz@gmail.com

مقدمه

علاوه بر آن سیانید از طریق فرایندهای صنعتی مثل آبکاری، آبکاری الکتریکی، پردازش فلز، قطعات خودرو، فولاد، عکاسی، داروسازی، زغال سنگ، پلاستیک، تولید برخی مواد شیمیایی مانند آفت کش‌ها، استخراج طلا و نقره و بسیاری از فرایندهای معدن کاری مانند لیچینگ وارد آب شده و از طریق نوشیدن، استنشاق و خوردن غذا وارد بدن می‌شود.^{۱-۳} سیانید در فاضلاب صنایع مختلف به میزان‌های مختلف (بسته به نوع صنعت) وجود دارد.^۱ چنانچه در پساب کارخانجات تولید کک به میزان ۴ تا ۱۵ mg/L وجود دارد.^۴ از عوارض سیانید بر انسان می‌توان به تنفس‌های سریع، رعشه، اثرات عصبی، کمبود وزن، اثر بر تیروئید (تورم تیروئید)، آسیب‌های عصبی و مرگ اشاره نمود.^۵ از اینرو استانداردهایی جهت تخلیه

با افزایش نیازهای زندگی و به دنبال آن گسترش فعالیت صنایع، میزان فاضلاب‌های خروجی از صنایع نیز افزایش یافته است. مواد شیمیایی همراه با فاضلاب صنایع می‌توانند سبب آلودگی خاک، آب‌های سطحی و زیرزمینی، گیاهان و دیگر پارامترهای موجود در محیط زیست گردند. سیانید یکی از مواد شیمیایی است که به‌طور طبیعی و مصنوعی توسط بشر ساخته می‌شود و اکثر ترکیبات آن سمیت زیادی دارند. از جمله ترکیبات سیانید می‌توان به سیانید هیدروژن که به شکل گاز است و نیز نمک‌های سیانید مثل سیانید سدیم و سیانید پتاسیم اشاره نمود. بعضی از باکتری‌ها، قارچ‌ها و جلبک‌ها می‌توانند سیانید را تولید کنند.

مواد و روش‌ها

مواد

مواد شیمیایی مورد استفاده در این مطالعه شامل سیانید پتاسیم، کلرید فریک، اسید سولفوریک (۹۸٪) و سود (NaOH)، پیریدین، باربی تیوریک اسید، بافر استات با درجه خلوص آزمایشگاهی بود (تمامی مواد ساخت شرکت مرک بودند). محلول استوک سیانید (۱۰۰۰ ppm) با استفاده از آب مقطر تهیه و در بطری‌های پیرکس تیره رنگ و در یخچال با درجه ۴- درجه سانتی‌گراد نگه‌داری شد.

روش کار

کلیه آزمایشات در این مطالعه در مقیاس آزمایشگاهی و به وسیله دستگاه جارتست انجام شد. با توجه به اهمیت pH در راندمان حذف سیانید، در این مرحله با استفاده از محلول ذخیره (۱۰۰۰ ppm)، محلول‌های آبی ۱۰ mg/L سیانید تهیه و pH محلول با استفاده از اسید سولفوریک و سود یک نرمال، در مقادیر مختلف ۱۲-۷ تنظیم گردید. به منظور تعیین دزازه ضروری منعقدکننده از آزمایشات اولیه (Pre-Test) استفاده شد و محدوده غلظتی مناسب تعیین گردید. کلرید فریک به میزان ۰/۴ g/L به هر بشر اضافه گردید. بعد از انجام آزمایش جار (۶۰ ثانیه با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه، ۲۰ دقیقه با سرعت ۳۰ دور در دقیقه و ۶۰ دقیقه زمان ته نشینی) از هر یک از بشرها نمونه برداشته شد. بعد از آماده‌سازی نمونه‌ها، جذب آنها با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر خواننده شد.

بعد از مشخص شدن pH بهینه، دزازه بهینه منعقد کننده کلرید فریک جهت حذف سیانید تعیین گردید. بدین ترتیب بعد از تنظیم pH بهینه، به ۶ بشر جارتست حاوی غلظت ۱۰ mg/L سیانید، غلظت‌های مختلف (۰/۲-۰/۸ g/L) کلرید فریک افزوده شد و یکی از بشرها نیز به عنوان شاهد در نظر گرفته شد. بعد از انجام آزمایش جارتست طبق مرحله قبل، جذب نمونه‌ها قرائت شده و بهترین دزازه منعقدکننده تعیین گردید.

به منظور بررسی تأثیر زمان ته نشینی بر راندمان حذف، بشرهای حاوی غلظت ۱۰ mg/L سیانید در شرایط بهینه حاصل از

سپاه‌های این صنایع به محیط ضروری است که استانداردها و راهنماهای WHO، USEPA، بانک جهانی، سازمان‌های اروپا و ایران در محدوده ۰/۰۵ تا ۰/۵ می‌باشد.^{۳-۶}

به‌منظور برآورده‌سازی این استانداردها، از روش‌های مختلف فیزیکی، بیولوژیکی و شیمیایی برای تصفیه سیانور و به حداقل رساندن غلظت آن در فاضلاب‌های صنعتی استفاده می‌شود.^{۵-۱۰} کاربرد برخی از این روش‌های متداول جهت حذف سیانید به دلیل هزینه بالای تصفیه، نیاز به تصفیه اضافی، تشکیل فرآورده‌های جانبی خطرناک و کارایی پایین با محدودیت‌هایی مواجه می‌باشد.^{۱۱-۱۶} از طرفی، علی‌رغم پیشرفت و توسعه روش‌های تصفیه فاضلاب، برخی از آنها در عمل جهت حل مشکل کاربردی نیستند. چرا که روش‌های قابل استفاده جهت تصفیه، بایستی مقرون به صرفه باشند و بهتر است جهت کاهش هزینه‌ها، حذف آلاینده به فرم محصولات قابل بازیافت باشد و قابلیت استفاده مجدد را داشته باشند؛ بدین منظور می‌توان از روش‌های فیزیکوشیمیایی مانند افزودن برخی از کاتیون‌های فلزی و تشکیل کمپلکس‌های سیانید با فلز جهت حذف آلاینده سیانید استفاده نمود. برای مثال افزودن روی به محلول سیانید طلا (طبق فرآیند مریل کرو (Merrill Crowe) جهت بازیابی طلا) به ترسیب یا جداسازی سیانید می‌انجامد که این روش "سمانتاسیون (Cementation)" نام دارد. همچنین پرساد در سال ۱۹۹۱ نشان داد، سیانید توسط منعقدکننده‌های سولفات فرو و ترکیب سولفات فرو و هیپوکلریت قابل حذف می‌باشد. بنابراین در کاربرد روش رسوب‌دهی شیمیایی جهت حذف مواد سمی، امکان تبدیل مواد محلول به واسطه یک واکنش شیمیایی به رسوبات نامحلول و قابل جداسازی وجود دارد. با توجه به امکان جداسازی این رسوبات یا ذرات نامحلول از جریان، اهمیت این فرآیند در تصفیه آب و فاضلاب امری روشن است و انجام تحقیقات در زمینه شناسایی مواد منعقد کننده مناسب و کارایی آنها در حذف آلاینده‌ها امری ضروری است. هدف از این مطالعه بررسی کارایی منعقدکننده کلرید فریک در حذف سیانید از محیط‌های آبی و تعیین اثر پارامترهای مختلف (pH، غلظت کلرید فریک، زمان ته نشینی و تأثیر غلظت اولیه سیانید) بر آن بود که در مطالعات دیگر به آن پرداخته نشده است.

افزایش می‌یابد. به طوری که حذف سیانید از ۳۲٪ در pH=۷ به حدود ۴۰٪ در pH=۹ می‌رسد. اما با افزایش میزان pH به بالاتر از ۹، کارایی حذف سیانید کاهش می‌یابد؛ چنانچه کمترین میزان حذف سیانید در pH=۱۲ معادل ۱۰٪ مشاهده می‌شود. بنابراین pH=۹ به عنوان شرایط بهینه انتخاب شد.

* تعیین میزان بهینه کلریدفریک در حذف سیانید در طی فرآیند ترسیب

در این مرحله از آزمایشات، تأثیر میزان کلریدفریک بر راندمان حذف سیانید در pH معادل ۹ تعیین شد. غلظت اولیه سیانید در همه نمونه‌ها برابر با ۱۰ mg/L بود. همان‌طور که شکل ۲ نشان می‌دهد، ابتدا با افزایش مقدار کلرید فریک از غلظت ۰/۲ به ۰/۴ گرم بر لیتر میزان حذف سیانید افزایش می‌یابد. اما با افزایش میزان ماده منعقدکننده به بیش از ۰/۴ گرم بر لیتر، راندمان حذف به میزان کمتری (۱٪) افزایش نشان می‌دهد؛ به عبارتی تغییرات قابل توجهی در راندمان حذف آلاینده سیانید مشاهده نمی‌گردد و شیب نمودار تقریباً ثابت است. بنابراین بیشترین بازده حذف تقریباً معادل ۴۰٪، مربوط به کلریدفریک در محدوده غلظتی ۰/۸ g/L - ۰/۴ بود.

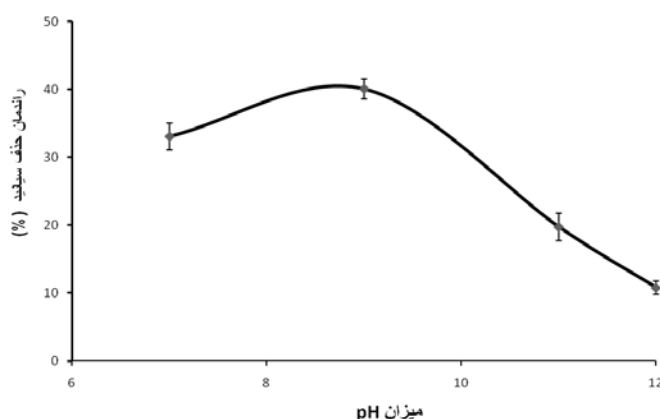
مراحل قبل قرار گرفتند و در زمان‌های ته‌نشینی ۳۰ تا ۹۰ دقیقه نمونه‌برداری شدند. از طرفی نیز به منظور بررسی تأثیر ماده منعقد کننده در غلظت‌های مختلف سیانید، یک لیتر محلول با غلظت‌های مختلف سیانید (۵-۱۵ mg/L) در بشر ریخته شد و پس از تنظیم شرایط بهینه حاصل از مراحل قبل آزمایش انجام شد. بعد از انجام آزمایش جارست طبق مرحله قبل، جذب نمونه‌ها قرائت شد.

به طور کلی برای سنجش غلظت سیانید باقیمانده، از روش رنگ سنجی توسط اسپکتروفتومتر CECIL مدل ۷۱۰۰، در طول موج ۵۷۸ نانومتر استفاده شد.^{۱۷} مقادیر جذب بدست آمده، در منحنی کالیبراسیون سیانید قرار داده شد و غلظت سیانید هر نمونه محاسبه گردید. کلیه آزمایشات سنجش سیانید مطابق روش آزمایش CN - E - ۴۵۰۰ کتاب روش‌های استاندارد آزمایشات آب و فاضلاب انجام شد.^{۱۷} لازم به ذکر است که جهت کاهش خطا و بالا رفتن دقت، آزمایشات ۲ بار تکرار شد.

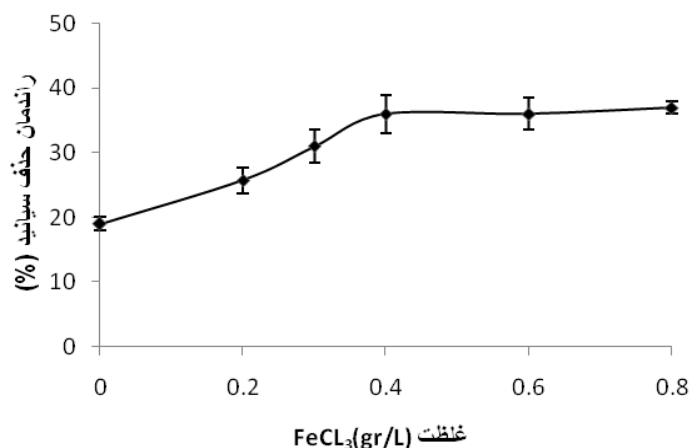
یافته‌ها

* تعیین میزان pH بهینه در حذف سیانید در طی فرآیند ترسیب با استفاده از کلریدفریک

نتایج آزمایشات تعیین pH مناسب جهت فرآیند ترسیب در شکل ۱ نشان داد که با افزایش میزان pH، میزان حذف سیانید



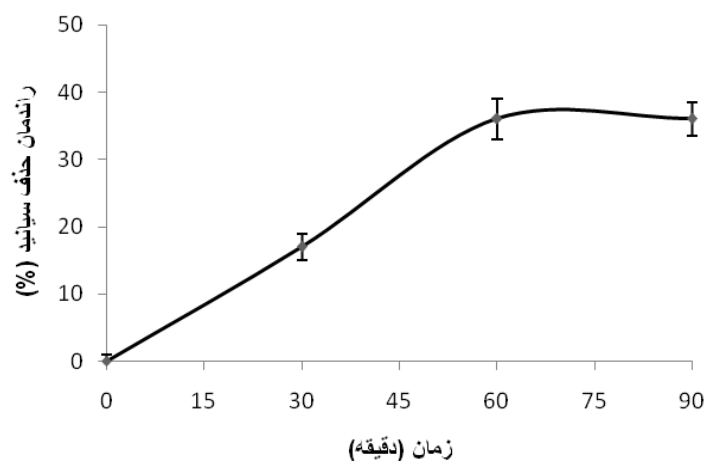
شکل ۱. راندمان حذف سیانید بر حسب میزان pH در فرآیند ترسیب با استفاده از کلریدفریک (در شرایط غلظت اولیه سیانید برابر با ۱۰ mg/L، $FeCl_3 = 0/4$ و زمان ته‌نشینی ۶۰ دقیقه)



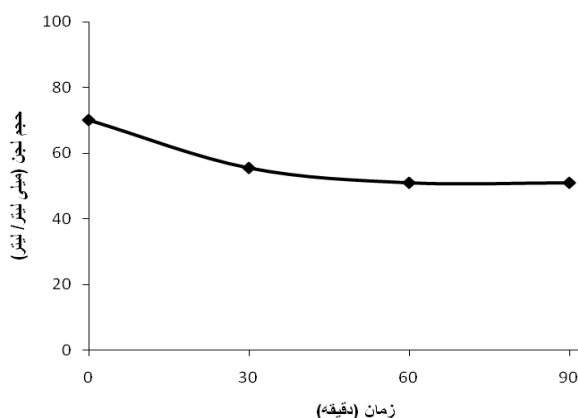
شکل ۲. راندمان حذف سیانید در مقادیر مختلف کلریدفریک (g/L) در فرآیند ترسیب (در شرایط غلظت اولیه سیانید برابر با ۱۰ mg/L، pH=۹ و زمان ته نشینی ۶۰ دقیقه)

و بر میزان تصفیه سیانید تأثیر مستقیم داشت؛ به طوری که در طی مدت زمان ته نشینی ۳۰ دقیقه، میزان حذف سیانید معادل ۱۷ درصد بود اما با افزایش این مدت زمان تا ۶۰ دقیقه، میزان حذف تا حدود ۴۰ درصد افزایش یافت. سپس تا مدت زمان ته نشینی ۹۰ دقیقه، تغییر محسوسی در میزان حذف سیانید ملاحظه نگردید و شیب نمودار تقریباً ثابت بود (شکل ۳).

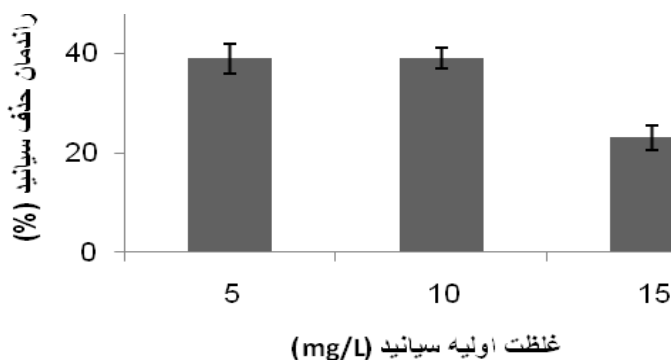
تعیین تأثیر زمان‌های مختلف ته نشینی و غلظت‌های مختلف سیانید بر راندمان حذف آن با استفاده از روش ترسیب شکل‌های ۳ و ۵، تأثیر زمان ته نشینی و غلظت اولیه آلاینده بر راندمان حذف سیانید توسط فرآیند ترسیب در شرایط بهینه حاصل از مراحل قبل را نشان می‌دهد. همانطور که در شکل ۳ نیز مشاهده می‌شود، پارامتر زمان ته نشینی در عملکرد فرآیند ترسیب مؤثر بوده



شکل ۳. تأثیر زمان ته نشینی بر راندمان حذف سیانید در فرآیند ترسیب با استفاده از کلریدفریک (در شرایط غلظت اولیه سیانید برابر با ۱۰ mg/L و pH=۹ و FeCl₃=۰/۴g/L)



شکل ۴. تأثیر زمان ته نشینی بر میزان تشکیل لجن در طی فرایند ترسیب با استفاده از کلرید فریک (در شرایط غلظت اولیه سیانید برابر با 10 mg/L ، $\text{pH}=9$ و $\text{FeCl}_3=0.4 \text{ g/L}$)



شکل ۵. راندمان حذف سیانید بر حسب مقادیر مختلفی از غلظت اولیه سیانید (در شرایط $\text{pH}=9$ و $\text{FeCl}_3=0.4 \text{ g/L}$ و زمان ته نشینی ۶۰ دقیقه)

سیانید از ۱۰ تا ۱۵ میلی گرم بر لیتر، راندمان حذف از ۴۰ درصد به حدود ۲۳ درصد کاهش یافت. بطور کلی بهترین راندمان حذف سیانید در شرایط زمانی ۶۰ دقیقه و غلظت اولیه سیانید معادل mg/L ۱۰ مشاهده شد.

بحث

فرآیند ترسیب به عوامل زیادی همچون pH ، نوع و غلظت مواد منعقدکننده (میزان کلرید فریک)، زمان ته نشینی و به نوع و غلظت آلاینده بستگی دارد.^{۱۸} بنابراین ضروری است، شرایط بهینه این

شکل ۴ نیز میزان حجم لجن تولیدی در زمان‌های مختلف ته‌نشینی را نشان می‌دهد. با افزایش زمان ته‌نشینی تا حدود ۳۰ دقیقه، حجم لجن تشکیل شده در طی فرایند ترسیب کاهش یافت. بطوری‌که بعد از گذشت ۳۰ دقیقه از زمان ته‌نشینی، میزان حجم لجن از ۷۰ میلی لیتر به ۵۵ میلی لیتر رسید. سپس با افزایش زمان ته نشینی به بالاتر از ۳۰ دقیقه، تغییرات کمی در حجم لجن مشاهده گردید. همچنین شکل ۵ نشان می‌دهد که در یک غلظت ثابت از ماده منعقدکننده کلرید فریک ($\text{FeCl}_3=0.4 \text{ g/L}$)، راندمان حذف با افزایش غلظت آلاینده کاهش می‌یابد. بطوری‌که با افزایش غلظت

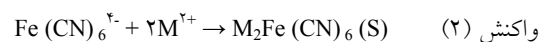
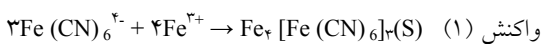
فرآیند از طریق انجام آزمایشات به دست آید.

شکل ۱ نشان داد که بیشترین میزان حذف سیانید توسط کلریدفریک در pH=۹ معادل ۴۰٪ و کمترین حذف در pH=۱۲ معادل ۱۰٪ بود. پرساد و همکاران مطالعه ترسیب سیانید از فاضلاب صنایع کک سازی را در pH معادل ۱۱ انجام دادند.^{۱۹} در سال ۱۹۹۶، مطالعه ای که به صورت پایلوت جهت تعیین فاکتورهای موثر بر ترسیب سیانید توسط فرسولفات انجام گرفت، نشان داد که خصوصیات فاضلاب ورودی و مواد شیمیایی موجود در فاضلاب، عوامل مهمی بر روی بهره برداری سیستم هستند و نشان داد که تشکیل رسوب سیانید در pH=۷ می باشد. گزارش بامچوار و همکارانش (۲۰۱۲) نیز نشان داد که pH بهینه در حذف COD ناشی از شیرابه زباله توسط کلریدفریک برابر با ۶ و ۷ بود.^{۲۰} همچنین، نتایج مطالعات سانگ و همکارانش (۲۰۰۴) بر روی زلال سازی فاضلاب صنایع دباغی با استفاده از کلرید فریک حاکی از آن بود که راندمان تصفیه به pH و میزان منعقد کننده بستگی دارد و pH بهینه برای انجام فرایند برابر با ۷/۵ بود.^{۲۱} بنابراین، کلریدفریک در محدوده وسیع pH=۹-۴ به خوبی عمل می نماید و pH بهینه جهت انجام فرآیند ترسیب بستگی به عوامل فیزیکی و شیمیایی مانند نوع آلاینده، شرایط مخلوط شدن، قلیانیت، کدورت و درجه حرارت آب دارد. در مطالعه حاضر با توجه به شرایط موجود آزمایش، pH در محدوده قلیایی (برابر با ۹) به عنوان pH مناسب جهت حذف سیانید در نظر گرفته شد. با انتخاب pH بهینه، میزان مواد منعقدکننده کمتری مصرف شده و متعاقب آن لجن کمتری تولید می گردد. در نتیجه از نظر اقتصادی مناسبتر خواهد بود.

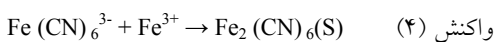
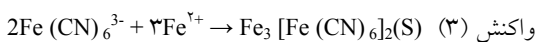
شکل ۲ نشان داد که کلریدفریک به میزان ۰/۴ g/L بازده حذفی معادل ۴۰٪ برای آلاینده سیانید داشت و با افزایش آن تا میزان ۰/۸ g/L، تأثیر قابل توجهی بر راندمان حذف سیانید مشاهده نشد. به نظر می رسد با افزودن کاتیون های فلزی (یون فریک)، سیانید با تشکیل کمپلکس های سیانید - فلز (یا ترسیب) غیر فعال می شود. همان طوری که افزودن روی به محلول سیانید طلا می تواند باعث ترسیب یا جداسازی سیانید (طبق روش سماتاسیون) شود. در اصل، کمپلکس اسیدی قوی طلا به محلول کمپلکس اسیدی ضعیف تبدیل می شود. به عبارتی تمامی سیانید آزاد مصرف شده و به شکل کمپلکس از محیط حذف می شود. سماتاسیون طلا و سایر فلزات

در محلول های سیانیدی با آلومینیوم، مس و آهن نیز قابل انجام است.^{۲۳،۲۲} مطالعه دیگری در سال ۱۹۹۰ نشان داد که افزودن مقداری فرو یا فریک (کاتیونهای Fe²⁺ و Fe³⁺) به محلول های سیانیدی با تشکیل کمپلکس های اسیدی قوی [Fe(CN)₆]⁴⁻، [Fe(CN)₆]³⁻ می تواند باعث حذف سیانید شوند. بنابراین با افزودن یون های آهن به محلول، کمپلکس های آنیونی تشکیل می شوند که بسیار پایدار هستند و سمیت بسیار کمتری نیز دارند. یکی از این کمپلکس های آنیونی، رسوب آنیونی فرو هگزا سیانید (آبی پروس) می باشد که با افزایش کاتیون های فریک به دست می آید.^{۲۳،۲۲}

از طرفی آنیون های فرو هگزا سیانید به صورت کمپلکس با کاتیون های روی، نیکل و مس وجود دارند.^{۲۳،۲۲}



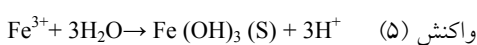
مشابه آن، آنیون های فری هگزا سیانید می توانند توسط کاتیون فرو و فریک به صورت سبز پروس و قهوه ای (به ترتیب) ترسیب یابند.^{۲۳،۲۲}



کمپلکس هایی که در روش افزایش فلزات تشکیل می شوند، پایدارند و با تنظیم pH از انحلال و از بین رفتن برخی فرم های تشکیل شده می توان جلوگیری نمود.^{۲۳،۲۲}

نتایج تحقیقات بامچوار و همکارانش بر روی راندمان حذف شیرابه زباله توسط منعقد کننده کلرید فریک در سال ۲۰۱۲ نشان داد که در میزان بهینه کلرید فریک (۱/۲ گرم بر لیتر) حدود ۴۰ درصد از COD قابل حذف می باشد. و در شرایطی که میزان کلرید فریک برابر با ۰/۴ گرم بر لیتر باشد (مشابه مطالعه حاضر)، تنها حدود ۲۰ درصد از COD محلول حذف خواهد شد.^{۲۰}

از طرف دیگر، جذب های سطحی الکتروستاتیکی سیانید ممکن است در رسوب (Fe(OH)_۳) جذب شده و در ته ظرف ته نشین شوند (واکنش ۵). به گونه ای که مکانیسم حذف آنیون تنگستن از فاضلاب توسط فرایند لخته سازی، انعقاد و ترسیب نیز جذب سطحی یون های تنگستن بر روی هیدروکسید آهن می باشد.^{۲۴}



ولی نتایج این تحقیق حاکی از آن بودند که هم واکنش های ذکر

FeCl₃=۰/۴ بعد از مدت زمان ۶۰ دقیقه، حدود ۴۰ درصد حذف شد. از طرفی راندمان فرآیند ترسیب با افزایش غلظت اولیه سیانید از ۱۰ به ۱۵ میلی گرم از ۴۰ به ۲۳ درصد کاهش یافت. بنابراین به علت تولید حجم زیادی از لجن و هزینه‌های بالای دفع لجن از یک طرف و محدود بودن توانایی روش رسوب دهی شیمیایی برای حذف تمامی سیانید تا حد استانداردهای زیست محیطی بهتر است این روش به صورت تلفیقی با فرآیندهای دیگر حذف این آلاینده که با تشکیل مقادیر زیادی از فلوک‌های ریز، ترکیبات واسطه و رنگ همراه هستند، انجام شود. بدین ترتیب هم از مصرف مواد منعقد کننده زیاد خودداری می شود که طبعاً سبب کاهش حجم تولیدی لجن و هزینه‌های دفع لجن می‌گردد و هم منجر به حذف بیشتر این آلاینده می‌شود.

تشکر و قدردانی

نویسندگان این مقاله بر خود لازم می‌دانند که از حمایت‌های مالی و معنوی دانشگاه علوم پزشکی تهران برای انجام این تحقیق تشکر و قدردانی نمایند.

شده در بالا و هم جذب سطحی الکتروستاتیکی در سیانید، تنها ۴۰٪ از سیانید را حذف می‌کند که می‌تواند در نتیجه ساختار شیمیایی و همچنین خصوصیات فیزیکی آن باشد. از طرفی با توجه به اینکه آزمایش‌های این پژوهش در شرایط کدورت کم - قلیائیت کم قرار داشتند، بنابراین تعداد کم کلئیدها، عمل انعقاد را با مشکل مواجه می‌کند و قلیائیت کم نیز از تشکیل موثر هیدروکسیدهای فلزی جلوگیری می‌کند. از طرفی نوع مواد مصرفی برای تنظیم pH نیز در راندمان حذف آلاینده‌ها مؤثر می‌باشد.

شکل‌های ۳ و ۵ نشان دادند که بهترین راندمان حذف سیانید در شرایط زمانی ۶۰ دقیقه و غلظت اولیه سیانید معادل ۱۰ mg/L بود. سرعت ته‌نشین شدن، زلال بودن محلول نهایی و نیز حجم لجن تولید شده در طی فرایند، می‌تواند به آزمایشگر کمک کند تا از مواد منعقد کننده مناسب‌تر برای محلول مورد نظر استفاده نماید (شکل ۴).

نتیجه‌گیری

به طور کلی نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که سیانید در فرآیند ترسیب با غلظت اولیه ۱۰ mg/L در شرایط بهینه pH=۹، g/L

References

1. Dash R, Gaur A, Balomajumder C. Cyanide in industrial wastewaters and its removal: A review on biotreatment. *Journal of Hazardous Materials* 2009;163(1):1-11.
2. Mudliar R, Umare S, Ramteke D, Wate S. Energy efficient-Advanced oxidation process for treatment of cyanide containing automobile industry wastewater. *Journal of Hazardous Materials* 2009;164(2-3):1474-9.
3. Sharma V, Yngard R, Cabelli D, Clayton Baum J. Ferrate (VI) and ferrate (V) oxidation of cyanide, thiocyanate, and copper (I) cyanide. *Radiation Physics and Chemistry* 2008;77(6):761-7.
4. Papadimitriou C, Samaras P, Sakellariopoulos G. Comparative study of phenol and cyanide containing wastewater in CSTR and SBR activated sludge reactors. *Bioresource technology* 2009;100(1):31-7.
5. Kaewkannetra P, Imai T, Garcia-Garcia F, Chiu T. Cyanide removal from cassava mill wastewater using *Azotobacter vinelandii* TISTR 1094 with mixed microorganisms in activated sludge treatment system. *Journal of Hazardous Materials* 2009;172(1):224-8.
6. Han B, Shen Z, Wickramasinghe S. Cyanide removal from industrial wastewaters using gas membranes. *Journal of Membrane Science* 2005;257(1-2):171-81.
7. Yngard R, Damrongsiri S, Osathaphan K, Sharma V. Ferrate (VI) oxidation of zinc-cyanide complex. *Chemosphere* 2007;69(5):729-35.
8. Shen Z, Han B, Wickramasinghe S. Cyanide removal from industrial praziquantel wastewater using integrated coagulation-gas-filled membrane absorption. *Desalination* 2006;195(1-3):40-50.
9. Osathaphan K, Chucherdwanasak B, Rachdawong P, Sharma V. Photocatalytic oxidation of cyanide in aqueous titanium dioxide suspensions: Effect of ethylenediaminetetraacetate. *Solar Energy* 2008 ; 82 (11) :1031-6.
10. Logsdon M, Hagelstein K, Mudder T. The management of cyanide in gold extraction: International Council on Metals and the Environment 1999.
11. Kujawski W, Warszawski A, Ratajczak W, Porebski T, Capa a W, Ostrowska I. Application of pervaporation and adsorption to the phenol removal from wastewater. *Separation and Purification Technology* 2004;40(2):123-32.

12. Palma M, Paiva J, Zilli M, Converti A. Batch phenol removal from methyl isobutyl ketone by liquid-liquid extraction with chemical reaction. *Chemical Engineering & Processing* 2007;46(8):764-8.
13. Ma H, Zhang X, Ma Q, Wang B. Electrochemical catalytic treatment of phenol wastewater. *Journal of Hazardous Materials* 2009;165(1-3):475-80.
14. Bódalo A, Gómez E, Hidalgo A, Gómez M, Murcia M, López I. Nanofiltration membranes to reduce phenol concentration in wastewater. *Desalination* 2009;245(1-3):680-6.
15. Golder A, Samanta A, Ray S. Removal of trivalent chromium by electrocoagulation. *Separation and Purification Technology* 2007;53(1):33-41.
16. BI X, WANG P, JIANG H, XU H, SHI S, HUANG J. Treatment of phenol wastewater by microwave-induced $\text{ClO}_2\text{-CuOx/Al}_2\text{O}_3$ catalytic oxidation process. *Journal of Environmental Sciences* 2007;19(12):1510-5.
17. Eaton A, Franson M, Clesceri L. Standard methods for the examination of water & wastewater: Amer Public Health Assn. 2005.
18. Kusic H, Koprivanac N, Bozic A, Selanec I. Photo-assisted Fenton type processes for the degradation of phenol: a kinetic study. *Journal of Hazardous Materials* 2006;136(3):632-44.
19. Prasad B, Singh G. Removal of Cyanide From Coke-Plant Wastewater. *Indian J Environmental Protection* 1991;11(2):112-4.
20. Boumechhour F, Rabah K, Lamine C, Said BM. Treatment of landfill leachate using Fenton process and coagulation/flocculation. *Water and Environment Journal* 2012;27(1):114-119
21. Song Z, Williams C, Edyvean R. Treatment of tannery wastewater by chemical coagulation. *Desalination* 2004;164(3):249-59.
22. Dreisinger D. Cyanide recovery by solvent extraction. Google Patents; 2001.
23. Gönen N, Kabasakal O, Özdil G. Recovery of cyanide in gold leach waste solution by volatilization and absorption. *Journal of Hazardous Materials* 2004;113(1-3):231-6.
24. Plattes M, Bertrand A, Schmitt B, Sinner J, Verstraeten F, Welfring J. Removal of tungsten oxyanions from industrial wastewater by precipitation, coagulation and flocculation processes *Journal of hazardous materials* 2007;148(3):613-5.