

Alum Recovery from Isfahan Water Treatment Plant Sludge

Shahmansouri, M. R., Isfahan University of Medical Sciences

Mesdaghinia, A. R., Assoc. Prof., Tehran University of Medical Sciences

Bina, B., Assist. Prof., Isfahan University of Medical Sciences

Mortazavi, H., Isfahan Water Treatment Plant

Abstract

In recent years, the alum recovery from clarifier sludge has received considerable attention. Although aluminium is not included in US- EPA drinking water priority pollutant list, but toxicity of free and complexed aluminium species which discharge into surface water, have adverse effects on aquatic life including fish.

While 40 - 50% of clarifier sludge is aluminium by dioxide, alum recovery would greatly reduce the waste disposal, Al recovery could be reused as a coagulant in water treatment plants and in phosphorus removal process of wastewater treatment.

To recover the alum, samples of clarifier sludge of the Isfahan water treatment plant were collected. First, the samples were acidified and basified at different pH values. The pH of treated samples were 2,3 and 13. The acid and basic sludge consisted two phases which was separated by three methods: sedimentation, filtration, and centrifuge. The concentration of Al^{+3} was determined by Erio - Chrome Cyanine R. and spectrophotometric method, Fe^{+3} with spectrophotometric, and Ni^{+2} , Zn^{+2} , Cu^{+2} , Pb^{+2} , Cr^{+3} , and Mn^{+2} by atomic absorption spectrophotometer at liquid phase.

The results of the study showed that more than 84% of alum recovery obtained in acidified condition at pH=2 and filtration or centrifuge of other treated methods such as acidified and sedimentation obtained 63%. The basic condition with filtration or centrifuge obtained up to 50% and basic condition with sedimentation recovered only 32% of alum.

Generally the concentrations of other metals as impurity with aluminium (Pb^{+2} , Cr^{+3} , Ni^{+2} , Zn^{+2} , Cu^{+2} , Mn^{+2}) were less than 0.2 mg/L, except Fe^{+2} in acid solution which was about 63 mg/L.

بازیابی آلوم از لجن حاصل از زلال سازهای تصفیه خانه آب اصفهان

محمد رضا شاهمنصوری*
علیرضا مصداقی نیا**
بیژن مینا***
سید حسین مرتضوی****

چکیده

در تصفیه خانه های آب که از آلوم به عنوان منعقد کننده استفاده می نمایند، مواد رسوب شده در زلال سازها به علت حجم زیاد، مشکل آب گیری، و این که جزو مواد زاید صنعتی قلمداد می گردد، همواره مدیریت تصفیه خانه را با مشکل دفع لجن روبرو می نماید. روش دفع باید بر اساس دو دیدگاه اصلی یعنی رعایت مسائل زیست محیطی و نیز شرایط اقتصادی انتخاب شود. از جمله روشهای دفع که در سالهای اخیر مورد توجه قرار گرفته است بازیابی آلوم به منظور استفاده در مکانهای مناسب است. در این بررسی سعی شده تا آلوم را از لجن زلال سازهای تصفیه خانه آب اصفهان بازیابی نموده و به منظور کاربرد مجدد در تصفیه خانه های آب وفاضلاب مورد استفاده قرار داد. مطالعات مؤید مثبت بودن نتایج حاصله می باشد. بازیابی آلوم از مجموعه آلوم مصرفی، در فرایند ته نشینی بیش از ۶۳ درصد و در فرایندهای سانتریفوژ یا صاف کردن بیش از ۸۰ درصد می باشد که در عملیات تصفیه آب یا فاضلاب قابل استفاده مجدد خواهد بود.

مقدمه

تقریبی $H_2O \frac{1}{25}$, $Al(OH)_3$ دارای آب درگیر شده ملکولی است که به سختی آن را از دست می دهد. جرم مخصوص لجن حاصل $1/02$ و از نظر کمیت $0/3-0/1$ درصد آب خام ورودی را تشکیل می دهد. لذا حجم زیادی را به خود اختصاص خواهد داد [۱ و ۲]. حجیم بودن لجن، مشکل آب گیری، و این که EPA از سال ۱۹۷۲ آن را جزو مواد زاید صنعتی قلمداد نموده، مدیریت تصفیه خانه های آب را همواره با مشکل روبرو نموده

در غالب فرایندهای تصفیه آب شهری جداسازی ناخالصیهای معلق و کلوئیدی با استفاده از منعقدکننده ها و از جمله سولفات آلومینیم متبلور (آلوم) با فرمول $H_2O 14$, $Al_2(SO_4)_3$ صورت می گیرد. مواد جدا شده در زلال سازها به صورت لجن رسوب می گردد. لجن حاصل از ته نشینی به طور عمده حاوی هیدروکسید آلومینیم (۴۰ تا ۵۰ درصد وزن جامدات خشک) و نیز جامدات آلی و معدنی، جلبک، باکتری، تخم انگل، ویروس، نمکهای محلول و سایر مواد شیمیایی مورد مصرف در عملیات تصفیه خواهد بود. هیدروکسید آلومینیم رسوب شده با فرمول

* عضو هیأت علمی دانشکده بهداشت - دانشگاه علوم پزشکی اصفهان

** دانشیار دانشکده بهداشت - دانشگاه علوم پزشکی تهران

*** استادیار دانشکده بهداشت - دانشگاه علوم پزشکی اصفهان

**** مسئول تصفیه خانه آب اصفهان

است [۳ و ۴]. مهمترین روشهای دفع لجن در عملیات تصفیه آب عبارتند از: تخلیه در منابع آبهای پذیرنده سطحی، بسترهای آبگیری از لجن و دفع زمینی، صافی در خلاء، صافی تحت فشار، نوار نقاله تحت فشار، سانتریفوژ و بازیابی آلوم. در هر شرایط روش مناسب باید بر اساس دو دیدگاه کلی یعنی رعایت مسائل زیست محیطی و در نظر داشتن جوانب اقتصادی انتخاب شود [۳].

در سالهای اخیر بازیابی آلوم از لجن زلال سازهای تصفیه خانه های آب بنا به چند دلیل مورد توجه قرار گرفته است: - محدودیت تهیه زمین و مشکل دفع نهایی برای بسترهای آبگیری از لجن

- مصرف انرژی، نیاز به امکانات فن آوری و نیروی متخصص در مورد انواع صافیها و سانتریفوژ

- گرچه آلومینیم جزو گروه فلزات سمی شناخته نشده است، لیکن به علت ضایعات زیست محیطی جزو مواد زاید آلاینده تلقی گردیده و برای دفع ترکیبات آن ملزم به رعایت توصیه های BPT^۱ (۱۹۸۰) و BAT^۲ (۱۹۸۳) می باشد.

- جامدات خشک لجن حاوی ۴۰ تا ۵۰ درصد هیدروکسید آلومینیم است که بازیابی نقش مؤثری در کاهش حجم آن خواهد داشت

- آلوم بازیابی شده را می توان به عنوان منعقدکننده مجدد در عملیات تصفیه آب یا فاضلاب مورد استفاده قرار داد و در هزینه های عملیاتی به طور مؤثر صرفه جویی نمود [۳ و ۴]. تصفیه خانه آب اصفهان به منظور تأمین آب آشامیدنی ۲۰ شهر و ۳۰۰ روستا با ظرفیت ۱۲ متر مکعب در ثانیه در دو فاز اجرایی طراحی شده و بهره برداری از فاز اول برای ۵ متر مکعب در ثانیه از سال ۱۳۷۲ شروع گردیده است. به علت شرایط میکروبی و شیمیایی مطلوب آب در نقطه برداشت، عملیات تصفیه به طور کلی شامل اصلاح شرایط فیزیکی و میکروبی آب با استفاده از آلوم و کلر می باشد. کدورت آب خام ورودی در شرایط معمول از ۲۰ تا ۳۰۰ NTU تغییر می کند و لذا اگر مصرف آلوم برابر یا بیش از ۱۵ میلی گرم در لیتر در نظر گرفته شود لجن حاصل روزانه برابر یا بیش از ۳۰۰ متر مکعب خواهد بود [۳]. دفع لجن بر اساس طراحی اولیه با استفاده از چهار

حوضچه تغلیظ کننده و در نهایت، دفن زمینی توصیه گردیده است. لیکن در حال حاضر لجن مازاد همراه با آب شستشوی معکوس فیلترها در زاینده رود دفع می گردد. در سال آبی ۷۵-۱۳۷۴ در محل پذیرش پساب، میانگین سالانه دبی آب در زاینده رود ۴۵/۸ متر مکعب در ثانیه بوده است و لذا کدورت مورد انتظار در محل تخلیه لجن بیش از ۵/۵ NTU خواهد شد که مسائل زیست محیطی را به همراه خواهد داشت.

هدف اصلی در این بررسی بازیابی آلوم از لجن ته نشین شده در زلال سازهای تصفیه خانه آب اصفهان به منظور تعیین راه کاری در مورد دفع قابل قبول زواید تصفیه خانه آب می باشد. استفاده مجدد از آن در عملیات تصفیه آب و نیز حذف فسفر پساب حاصل از تصفیه خانه های فاضلاب که آن هم دارای مسائل زیست محیطی می باشد، علاوه بر کاهش ضایعات زیست محیطی به لحاظ اقتصادی نیز دارای مزایایی خواهد بود. لازم به ذکر است که استفاده از آلوم بازیابی شده در حذف فسفر در این مقاله بررسی نخواهد شد.

مواد و روشها

آلومینیم فلزی است با خاصیت آمفوتری که در ترکیب با اسید سولفوریک تولید سولفات آلومینیم (آلوم) و در ترکیب با سود تولید آلومینات سدیم می نماید که از هر دو به عنوان منعقدکننده در عملیات تصفیه آب استفاده می شود. از آلومینات در مواردی به عنوان کمک منعقدکننده نیز استفاده می شود. در مطالعات اولیه تعیین شد که می توان آلومینیم را از لجن زلال سازها در محیط اسیدی، در pH های ۲ و ۳ و در محیط قلیایی در pH های ۱۲ و ۱۳ بازیابی نمود. از طرفی به واسطه ظرفیت بافری آب همراه لجن همواره مقدار اسید یا قلیا خواهی لجن بیش از حجمی است که در واکنش تشکیل آلوم یا آلومینات شرکت می کند. لذا آزمایش بر روی جامدات خشک شده در ۱۱۰ درجه سانتی گراد و تأثیر اسید تا pH برابر ۲ و محیط قلیایی تا pH برابر ۱۳ می تواند به عنوان یک گزینه برای بازیابی

مورد توجه قرار گیرد. بر این اساس از مواد رسوبی در زلال سازها نمونه برداری به عمل آمد و هر نمونه در چهار وضعیت متفاوت مورد آزمایش قرار گرفت: الف - تأثیر اسید سولفوریک تا pH های ۲ و ۳، ب - تأثیر محلول سود ۱۰٪ تا pH های ۱۲ و ۱۳، ج - تأثیر اسید سولفوریک و سود ۱۰٪ بر جامدات خشک تا pH برابر ۲ و د - تأثیر اسید و سود ۱۰٪ بر جامدات خشک شده ای که مواد آلی آن در ۶۰۰ درجه سانتی گراد سوزانده شده است. نمونه ها در یک دوره یک ساله به طور ماهانه از لجن زلال سازهای تصفیه خانه آب اصفهان برداشته و بلافاصله جهت بررسی به آزمایشگاه منتقل شد و مورد آزمایش قرار گرفت. غلظت آلومینیم در هر یک از محلولهای بازیابی شده باروش اریوکرم سیانین R و بر اساس آلوم محاسبه گردید و غلظت آهن با روش فنانترولین و غلظت سایر فلزات (مس، روی، نیکل، سرب، کروم، منگنز) با روش اسپکتروفتومتری جذب اتمی با شعله (FAAS) و مواد آلی بر اساس دستورالعمل تعیین COD مورد آزمایش قرار گرفت [۵]. حد قابل اندازه گیری در روشهای فوق بر حسب میلی گرم در لیتر برابر است با: آلومینیم ۰/۰۰۶، آهن ۰/۰۳، مس ۰/۰۳۲، روی ۰/۱۱، نیکل ۰/۰۴۲، سرب ۰/۰۷۹، کروم ۰/۰۴۱ و منگنز ۰/۰۳. سایر موارد ارزیابی شده عبارتند از: تعیین حجم اسید یا قلیای مصرفی به ازای هر لیتر نمونه و غلظت هفت فلز که به حضور آنها در جامدات خشک لجن زلال سازها در مراجع اشاره گردیده است [۵ و ۶].

محیط بازیابی شامل دو فاز مایع (محلول آلوم) و جامد (مواد معلق ته نشین شونده) می باشد. با استفاده از عمل ته نشینی جداسازی این دو فاز به خوبی صورت نمی گیرد و قریب ۷۰ درصد از فاز ته نشین شونده را آب تشکیل می دهد [۴ و ۶] که حاوی مقادیری از آلوم بازیافتی نیز خواهد بود. لذا هر چه عمل آبگیری از آب محتویات فاز دوم بیشتر باشد درصد آلوم بازیافت شده نیز زیادتر خواهد بود [۶]. به منظور جداسازی جامدات نامحلول علاوه بر ته نشینی از دو روش سانتریفوژ (۳۰۰۰ RPM) و صاف کردن (واتمن شماره های ۴۱ و ۴۲) نیز استفاده شده و نتایج حاصل از هر سه فرایند مورد مقایسه قرار گرفته اند.

بازیابی آلوم با اسید سولفوریک در حقیقت خنثی شدن اسید پلی بازی که دو ظرفیتی با یک هیدروکسید سه ظرفیتی است؛ به عبارتی تیتراسیون اسید قوی و باز ضعیف، و بالعکس بازیابی در محیط قلیایی، خنثایی اسید ضعیف با یک باز قوی است. بر این اساس بین ثابت حلالیت K_{sp} و یون هیدروکسید (OH⁻) بر طبق قوانین شیمی تعادلی داریم:

$$[M^{z+}][OH^{z-}] = k_{sp}$$

$$\log [M^{z+}] = \log k_{sp} - z \log [OH^{-}]$$

چون [OH⁻] تابعی از pH است پس:

$$pH = pK_w - pOH = pK_w + \log [OH^{-}]$$

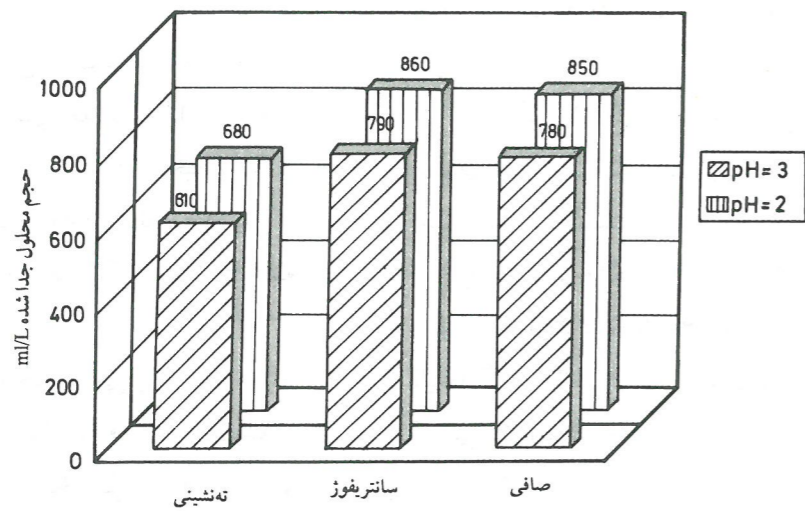
و بنابراین:

$$\log [M^{z+}] = \log k_{sp} - z (pH - pK_w)$$

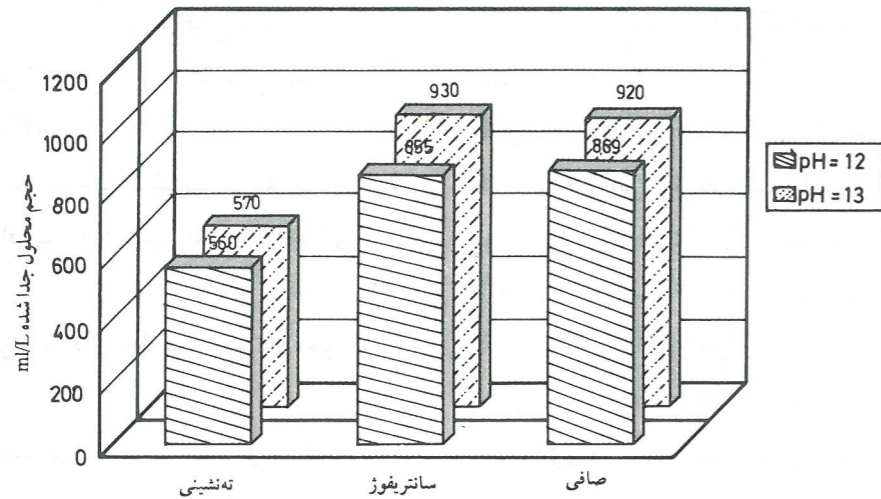
در نمودار ۱ روابط بین pH و log [M^{z+}] برای چند کاتیون و از جمله آلومینیم آورده شده است. شیب خطوط بر طبق رابطه بالا برابر z- می باشد. در شیمی تعادلی و نیز شیمی محیط با استفاده از این رابطه تأثیر pH روی حلالیت کاتیونها معین می گردد که در عملیات تصفیه شیمیایی آب و فاضلاب نیز به طور عملی کاربرد دارد.

همان طور که از نمودار فوق مشاهده می گردد در 5 < pH < 4 آلومینیم به صورت Al³⁺ ظاهر می شود و هر چه pH به سمت ۶ تمایل پیدا کند غلظت Al³⁺ در محلول کمتر شده و به عبارتی به صورت رسوب هیدروکسید ظاهر خواهد شد، به طوری که در pH برابر ۶ غلظت [Al³⁺] خواهد شد. pH محیط نه تنها بر حلالیت هیدروکسیدهای فلزی اثر دارد، بلکه بر سایر تعادلات آب هم اثر گذاشته و موجب تغییر حلالیت آنها خواهد شد. گرچه منحنی حلالیت هیدروکسیدهای فلزی مندرج در نمودار ۱ در شرایطی که محیط فاقد ناخالصی باشد ترسیم گردیده اند، لیکن در شرایط عملی نیز استفاده از دیاگرام فوق توصیه گردیده است [۷]. با توجه به این نمودار معین می گردد که تأثیر اسید بر هیدروکسید آلومینیم، به عبارتی pH مؤثر در بازیابی آلوم، کمتر از ۴ خواهد بود که یافته های حاصل از این بررسی برای بازیابی آلوم نیز مؤید شرایط فوق می باشد.

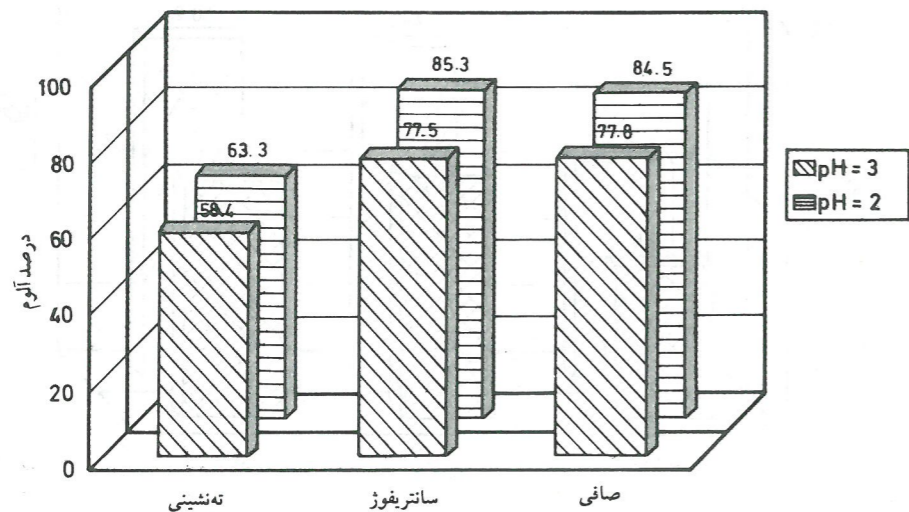
1- Best Practicable Control Technology Currently Available
2- Best Available Technology Economically Achievable
۳- بر اساس کدورت آب خام ورودی ۳۰ NTU و مصرف ۲۰ میلی گرم در لیتر آلوم



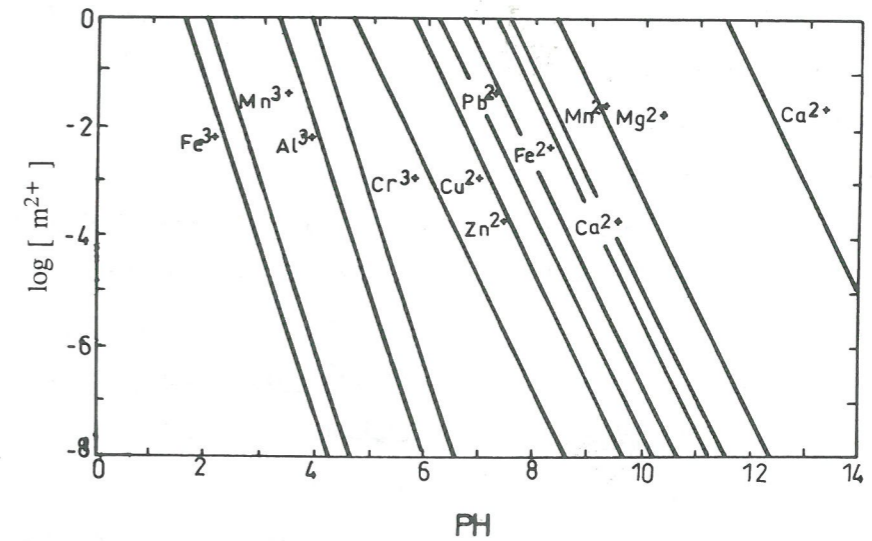
نمودار ۲- مقایسه حجم محلولهای بازیافتی با سه روش مختلف در محیط اسیدی



نمودار ۳- مقایسه حجم محلولهای بازیافتی با سه روش مختلف در محیط قلیایی



نمودار ۴- درصد آلوم بازیافتی در محیط اسیدی با سه روش مختلف



نمودار ۱- دیاگرام لگاریتمی غلظت یانگر حلالت هیدروکسیدهای فلزی مختلف

نتایج و بحث

نمودار ۲ حجم محلولهای بازیافت شده در محیط اسیدی که با سه روش ته نشینی، سانتریفوز و صاف کردن جدا گردیده را نشان می دهد. راندمان بازیابی در هر سه فرایند برای pH برابر ۲ بیشتر از pH برابر ۳ می باشد. نتایج حاصل از یک بررسی تحقیقی دیگر نشان می دهد که حجم محلول بازیافتی در شرایط عملی و با استفاده از سانتریفوز ۹۰ تا ۹۲ درصد بوده که نتایج مشابهی با این بررسی را نشان می دهد [۶]. در pH برابر با ۲ محلول جدا شده با سانتریفوز یا صافی زلال و رنگ آن متمایل به زرد بود در حالی که کدورت مایع جدا شده از ته نشینی معادل ۳۰ NTU بود. نکته قابل ذکر آن که در pH برابر با ۳ کدورت مایع جدا شده از ته نشینی، ۷ NTU بود که وجود این اختلاف را می توان ناشی از بیشتر شدن انحلال نمکهای فلزی و نیز مواد آلی محلول دانست. برای صاف کردن محلول ۲/۶ میلی لیتر بر سانتی متر مربع سطح صافی زمان لازم یک دقیقه می باشد.

نمودار ۳ حجم محلولهای بازیافت شده در محیط قلیایی که با سه روش ته نشینی، سانتریفوز و صافی جدا شده اند را نشان می دهد. جداسازی جامدات با استفاده از صافی معمولی (واتمن شماره ۴۲) عملاً با اشکال زیادی همراه بود. به همین جهت در عمل فیلتراسیون از صافی واتمن شماره ۴۱ که برای جداسازی رسوبات درشت یا ژله ای به کار می رود استفاده

گردید. فیلتراسیون ثقلی نیز به سختی صورت می گرفت و لذا جداسازی محلول با شرایط خلاء انجام شد. به طور کلی زمان لازم برای صاف کردن در محیط قلیایی بیش از زمان لازم برای محلول بازیابی شده در شرایط اسیدی خواهد بود. طولانی تر بودن زمان می تواند مربوط به رسوب ناشی از هیدروکسیدهای فلزی باشد که به صورت ناخالصی در محلول قلیایی تشکیل شده اند و باعث انسداد سریع صافی خواهند شد.

وزن کل آلوم بازیافت شده در هر شرایط ارتباط مستقیم با غلظت آلوم و نیز حجم محلول جدا شده دارد. نمودار ۴، درصد آلوم بازیافتی با استفاده از فرایندهای ته نشینی، سانتریفوز و فیلتراسیون در شرایط اسیدی با pH برابر با ۲ و ۳ را نشان می دهد. غلظت اولیه آلوم معادل ۵۱۰۰ میلی گرم در لیتر بر این اساس به دست آمده که نمونه را به مدت ۴۸ ساعت در محیط اسیدی و در pH برابر با یک قرار داده و سپس غلظت آلوم در محلول مزبور اندازه گیری شده است [۱۰ و ۱۱]. با فرایند ته نشینی در محدوده pH برابر با ۲ و ۳ به ترتیب ۵۸/۴٪ و ۶۳/۳٪ از آلوم اولیه جدا گردیده است در حالی که با هر یک از فرایندهای سانتریفوز یا فیلتراسیون قریب ۲۰٪ آلوم اضافه تر قابل استخراج خواهد بود. غلظت آلوم در محلولهای جدا شده نزدیک به هم بوده و بنابراین افزایش وزن ناشی از بازیابی به طور عمده مربوط به حجم محلول بازیافتی می باشد. بدین ترتیب ملاحظه می گردد

که در محیط اسیدی با هر یک از فرایندهای سانتریفوژ یا فیلتراسیون بیش از ۴٪ از آلوم مصرفی در تصفیه خانه قابل بازیابی می‌باشد، در حالی که با فرایند ته‌نشینی حدوداً به ۲٪ از آلوم اولیه دسترسی پیدا می‌کنیم. وزن آلوم بازیافتی در محیط اسیدی ارتباط مستقیم با حجم اسید مصرفی دارد. رابطه این دو پارامتر از نوع خطی مستقیم است و ضریب همبستگی برابر ۰/۹۸۲ به دست آمد.

وزن کل آلوم بازیافتی در محیط قلیایی نیز همانند محیط اسیدی متأثر از غلظت و حجم محلول بازیافت شده می‌باشد و برعکس شرایط اسیدی کل آلوم استخراجی ارتباط مستقیم با افزایش pH دارد. نمودار ۵ درصد آلوم استخراج شده در PH برابر با ۱۲ و ۱۳ را نشان می‌دهد. نتایج نمایانگر آن است که:

- وزن کل و به عبارتی درصد آلوم استخراج شده حتی در شرایط قلیایی شدید کمتر از درصد آلوم استخراج شده در محیط اسیدی با pH کمتر از ۴ است.

- جداسازی مواد معلق با روش فیلتراسیون به سختی صورت می‌گیرد و هر چه افزایش pH بیشتر باشد جدا سازی مشکل تر خواهد شد.

- غلظت آلوم استخراج شده ارتباط مستقیم با pH محیط بازیابی دارد.

- در صورتی که هدف بازیافت آلوم در عملیات تصفیه آب باشد استفاده از محیط قلیایی موجب افزایش pH آب

خام و متعاقب آن مصرف بیشتر آلوم به عنوان منعقدکننده خواهد شد.

وزن آلوم بازیافتی در محیط قلیایی نیز متأثر از مقدار قلیایی مصرفی می‌باشد. ارتباط این دو پارامتر از نوع خطی مستقیم است و ضریب همبستگی ۰/۹۴۵ می‌باشد ($r=0/945$).

رسوبات خشک شده در ۱۱۰ درجه سانتی‌گراد و نیز رسوبات حرارت دیده تا ۶۰۰ درجه سانتی‌گراد که در اسید یا قلیاحل گردیده‌اند دارای راندمان کمتر از ۴۰٪ بوده و عملاً کارایی لازم را برای بازیابی نداشتند.

بازیافت آلوم و انحلال مجدد مواد آلی

هیدروکسید آلومینیم و یونهای فلزی آب که متعاقب افزودن آلوم به آب تشکیل می‌گردند تمایل زیادی برای تشکیل کمپلکس‌های نامحلول با برخی از لیگاندها بخصوص ملکولهای قطبی آلی حاوی گروههای عامل حاوی اکسیژن را دارند. تشکیل این گونه کمپلکس‌ها بستگی به درجه قطبی بودن عامل، افزایش وزن ملکولی و هیدروفوبیک بودن ترکیب آلی دارد. لذا در فرایند انعقاد، ترسیب با کمک آلوم همواره مقادیری از مواد آلی را در لجن ته‌نشین شده وارد خواهد کرد [۱۰ و ۱۲]. و در هر دو حالت، برگشت یعنی تبدیل هیدروکسید به یون فلزی در محیط اسیدی یا یون آلومینات در محیط قلیایی

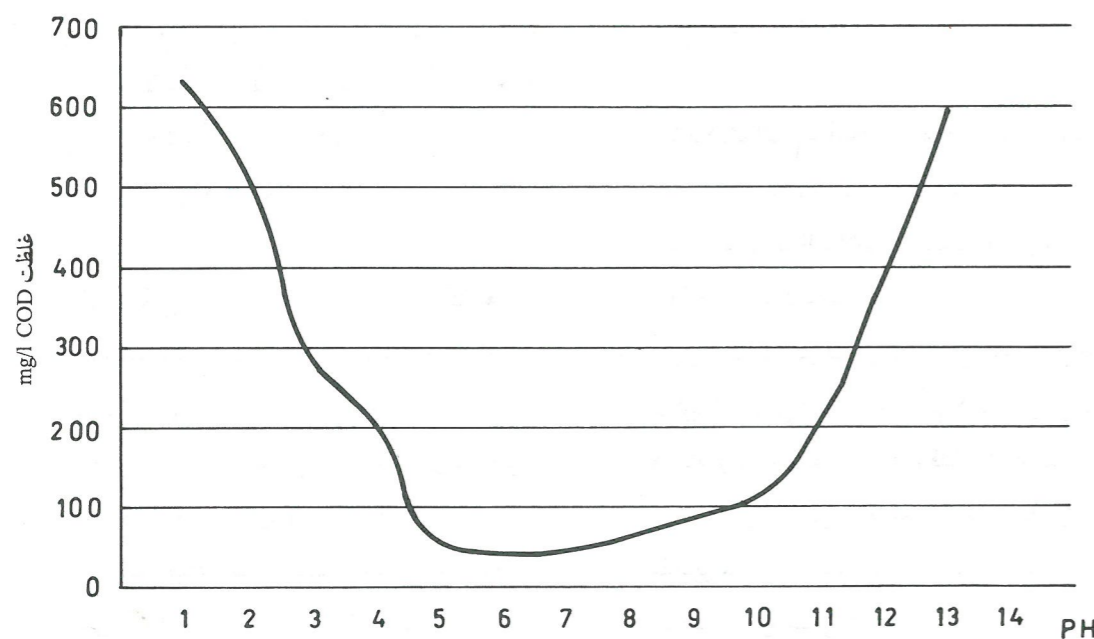
موجب آزاد شدن مواد آلی همراه لجن و انحلال مجدد آنها خواهد شد. غلظت مواد آلی جدا شده بستگی به pH مورد عمل دارد [۱۰ و ۱۲]. نمودار ۶ غلظت COD جدا شده از محلول براساس pH محیط بازیابی را نشان می‌دهد.

همان طور که مشاهده می‌گردد حداکثر COD مواد آلی در pH برابر با ۲ با غلظت بیش از ۶۰۰ میلی‌گرم در لیتر و در pH برابر با ۱۳ نیز در همین حدود از مواد آلی جدا شده و به صورت مواد آلی محلول DOM^۱ در آلوم بازیافتی وارد خواهند شد. یکی از معایب عمده در بازیابی آلوم از تصفیه‌خانه‌های آب برگشت مجدد مواد آلی در چرخه عملیات تصفیه و موانعی است که به عنوان پارامتر افزایش دهنده آلوم مصرفی مورد توجه قرار گرفته است. به همین لحاظ در سالهای اخیر کوششهایی جهت حذف مواد آلی بازیابی شده به عمل آمده است و از جمله می‌توان به تحقیقات آلمارک و اکنگره^۲ اشاره نمود [۸ و ۱۰]. آنها تلاش نمودند تا لجن حاصل از تصفیه شیمیایی فاضلابهای صنعتی با استفاده از مواد منعقدکننده را پس از آب‌گیری سوزانده و خاکستر حاصل را تحت تأثیر محیط اسیدی قرار داده و آلوم بازیافتی را مجدداً و بدون همراه شدن با مواد آلی جدا نمایند. در این بررسی اشاره‌ای به درجه حرارتی که مواد آلی در آن سوزانده شده به عمل نیامده است.

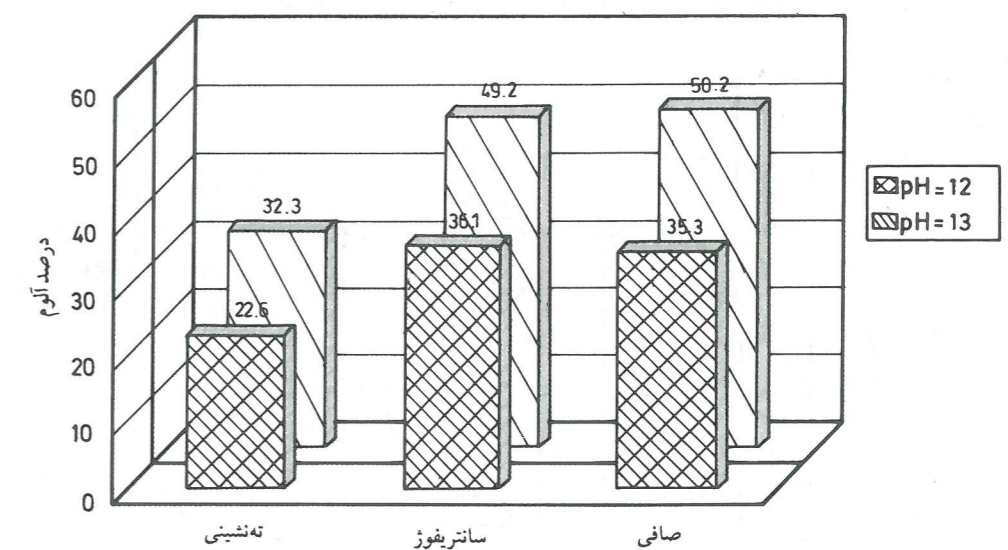
بازیافت آلوم و انحلال مجدد یونهای فلزی

یونها و نمکهای فلزی به عنوان جزئی از ناخالصی‌هایی تلقی می‌گردند که همراه آب خام وارد تصفیه‌خانه گردیده و در واحدهای مختلف تصفیه، غلظت آنها کاهش می‌یابد. فرایندهای انعقاد و ته‌نشینی بیشترین تأثیر در کاهش غلظت یونهای فلزی وارده به تصفیه‌خانه را دارا می‌باشند. یونهای فلزی عموماً از طریق درگیر شدن یا به دام افتادن در فلوکهاوارد لجن زلال‌سازهای تصفیه‌خانه‌های آب می‌شوند. غلظت فلزات در لجن زلال‌سازها بستگی به: وضعیت حوزة آبریز رودخانه، شرایط بستر رودخانه و مهمتر از همه فاضلابهای خانگی یا صنعتی که وارد رودخانه‌ها گردیده‌اند، دارد [۱ و ۱۱]. در رودخانه‌هایی که دارای شرایط طبیعی هستند، یعنی به عنوان آبهای پذیرنده پساب از آنها استفاده نشده است، فلزاتی نظیر آهن و منگنز ممکن است با غلظت بالا وجود داشته باشند. در مواردی که در مناطق بالادست برداشت آب، فاضلابهای صنعتی وارد رودخانه گردد وجود فلزات سنگین زیان آور نیز دور از انتظار نخواهد بود. در چنین وضعیتی نوع و غلظت فلز سنگین متأثر از شرایط دریافت پساب خواهد بود.

1- Dissolved Organic Matter
2- Almemark and Ekengreh



نمودار ۶- غلظت COD در محلول آلوم بازیافتی بر اساس pH مورد عمل



نمودار ۵- درصد آلوم بازیافتی با سه روش مختلف در محیط قلیایی

همان گونه که قبلاً نیز اشاره شد محل برداشت آب خام برای تصفیه خانه اصفهان در مکانی از زاینده رود است که در نقاط بالایی، آلودگیهای صنعتی وارد رودخانه نمی گردد. لذا در آب خام تنها می توان انتظار حضور فلزاتی نظیر آهن و منگنز را داشت. در این بررسی علاوه بر آهن و منگنز، یونهای روی، مس، نیکل و همچنین دو فلز سمی سرب و کروم در شرایط مختلف بازیابی مورد سنجش قرار گرفتند. همان گونه که از منحنی ۱ مشخص می گردد، در صورت حضور فلزات سنگین در لجن، در شرایط اسیدی در pH برابر با ۲ همگی یونیزه شده و همراه با آلوم بازیابی شده جدا خواهند شد.

بازیافت آلوم و انحلال مجدد آهن و منگنز

آهن با درجه اکسیداسیون دو (Fe^{+2}) به فرم محلول و با درجه اکسیداسیون سه (Fe^{+3}) به فرم کلوئیدی در منابع آبهای سطحی یافت می شود. غلظت آهن در منابع آب تابع درجه پتانسیل ردوکس یا اکسیداسیون - احیاء آب می باشد. پتانسیل ردوکس بر اجزاء دیگر آب نظیر کربن، اکسیژن، ازت، گوگرد و منگنز اثر دارد. غلظت آهن به فرم محلول در منابع آبهای سطحی (در pH برابر با ۸ تا ۱۰) به طور معمول ۰/۲ تا ۰/۵ میلی گرم در لیتر است، اما ترکیبات معدنی نامحلول آهن سه ظرفیتی به صورت ذرات کلوئیدی و معلق و نیز کمپلکس های آلی آهن دار، در منابع آبهای با غلظت های متفاوت و به خصوص در تماس با لایه های سطحی خاکهای آهن دار وجود دارد. در حضور اسید هومیک یا تانیک، غلظت آهن آلی افزایش می یابد. بنابراین لجن ته نشین شده در زلال سازها می تواند حاوی مقادیر متفاوتی از آهن به فرم محلول یا کلوئیدی باشد که بستگی به شرایط آب خام دارد. منگنز هم به فرم اکسید و هیدروکسید همواره با سایر کاتیونها در منابع آبهای سطحی وجود دارد. در منابع آبهای با pH طبیعی یا پایین منگنز هم همانند آهن به فرم محلول دو ظرفیتی یا اکسیدهای نامحلول به شکل کلوئیدی و معلق وجود دارد [۱۲ و ۱۳].

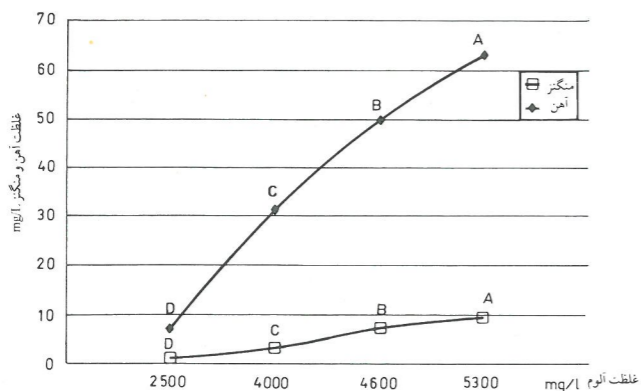
در برخی از منابع آبهای طبیعی غلظت منگنز به فرمهای محلول و کلوئیدی تا ۱۲۷ میلی گرم در لیتر گزارش شده است [۱۲]. از نمودار ۱ چنین استنباط می شود که یونهای محلول آهن

و منگنز قبل از یون آلومینیم وارد محلول می گردند. در حالی که آهن ۳ ظرفیتی و منگنز ۴ ظرفیتی یعنی گونه های نامحلول آنها بعد از یون آلومینیم و در pH کمتر از ۴ وارد محلول خواهند شد. زرد رنگ بودن محلول در pH پایین می تواند به همین دلیل باشد.

نمودارهای ۷ و ۸ غلظت آهن و منگنز را بر اساس غلظت آلوم بازیابی شده در دو محیط اسیدی و قلیایی نشان می دهند. هرچه محیط اسیدی تر باشد همراه با افزایش غلظت آلوم غلظت آهن و منگنز نیز از دیاد پیدا می کند. در حالی که افزایش شرایط قلیایی به واسطه تشکیل هیدروکسیدهای نامحلول آهن و منگنز موجب کاهش بیشتر غلظت آنها خواهد شد. همان گونه که ملاحظه می گردد غلظت آهن در آلوم بازیابی شده بسیار بالاتر از منگنز بوده است و کیفیت آب خام ورودی، وضعیت پتانسیل ردوکس آب، مواد آلی قابل تجزیه، شرایط حوزه آبریز و نیز بستر رودخانه در این افزایش نقش مؤثر داشته اند. افزایش غلظت این دو فلز موانعی در فرایندهای تصفیه ایجاد نمی کنند، بلکه نمکهای آهن می توانند به عنوان عامل انعقاد نیز تلقی گردند. بررسی ها نشان دادند که غلظت آهن در آب تصفیه شده کمتر از ۰/۳ میلی گرم در لیتر و برای منگنز کمتر از ۰/۵۰ میلی گرم در لیتر و به عبارتی برای هر دو فلز پایین تر از حد استاندارد بوده است و آهن و منگنز موجود در آب خام وارد لجن ته نشین شده در زلال سازها گردیده اند.

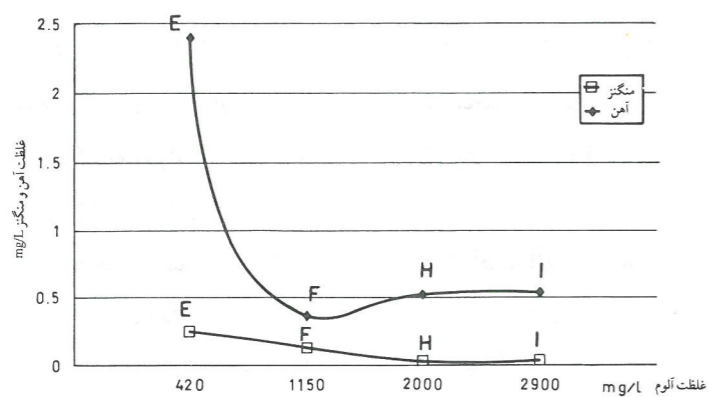
بازیافت آلوم و انحلال مجدد سرب و کروم

منشأ حضور سرب و کروم در منابع آبهای سطحی به طور عمده تماس با فاضلابهای صنعتی و در حد محدودتر تماس با خاک یا سنگ معدنی حاوی این فلزات خواهد بود. منابع آبهایی که دارای قلیائیت بی کربناته بالا باشند در تماس با ترکیبات سربی قادر به تولید بی کربنات سرب محلول در آب هستند و در شرایط تغییر فرم قلیائیت به صورت کربنات سرب در بستر سیال رسوب خواهند کرد. بارانهای اسیدی که حاوی مقادیر متناهی از دی اکسید کربن هستند در افزایش انحلال سرب به صورت بی کربنات نقش مؤثر دارند [۱۲]. به طور کلی غلظت سرب در منابع آبهای طبیعی محدود بوده و به علت



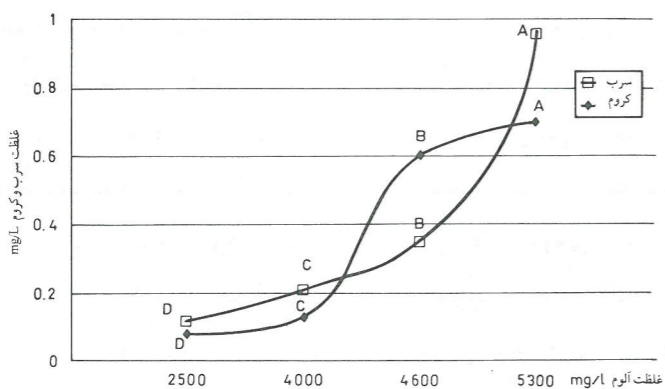
A مربوط به pH = 1
B مربوط به pH = 2
C مربوط به pH = 3
D مربوط به pH = 4

نمودار ۷- غلظت آهن و منگنز بر اساس غلظت آلوم بازیافتی در محیط اسیدی



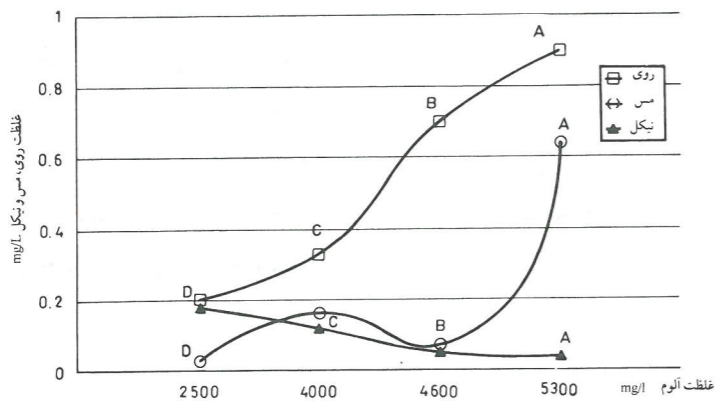
E مربوط به pH = 10
F مربوط به pH = 11
H مربوط به pH = 12
I مربوط به pH = 13

نمودار ۸- غلظت آهن و منگنز بر اساس غلظت آلوم بازیافتی در محیط قلیایی



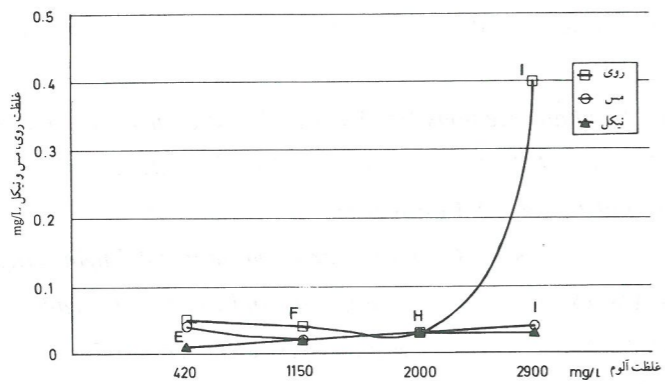
A مربوط به pH = 1
B مربوط به pH = 2
C مربوط به pH = 3
D مربوط به pH = 4

نمودار ۹- غلظت سرب و کروم بر اساس غلظت آلوم بازیافتی در محیط اسیدی



A مربوط به pH = 1
B مربوط به pH = 2
C مربوط به pH = 3
D مربوط به pH = 4

نمودار ۱۱- غلظت روی مس و نیکل بر اساس غلظت آلوم بازیافتی در محیط اسیدی



E مربوط به pH = 10
F مربوط به pH = 11
H مربوط به pH = 12
I مربوط به pH = 13

نمودار ۱۲- غلظت روی مس و نیکل بر اساس غلظت آلوم بازیافتی در محیط قلیایی

محیط بازیابی می‌گردند، در حالی که در محدوده pH برابر با ۱۲ تا ۱۳ یک افزایش سریع در غلظت روی دیده می‌شود که عمدتاً به علت تشکیل یون ZnO_2^{2-} و حلالیت دوباره هیدروکسید روی از حالت نامحلول به شکل محلول خواهد بود (نمودار ۱۲).

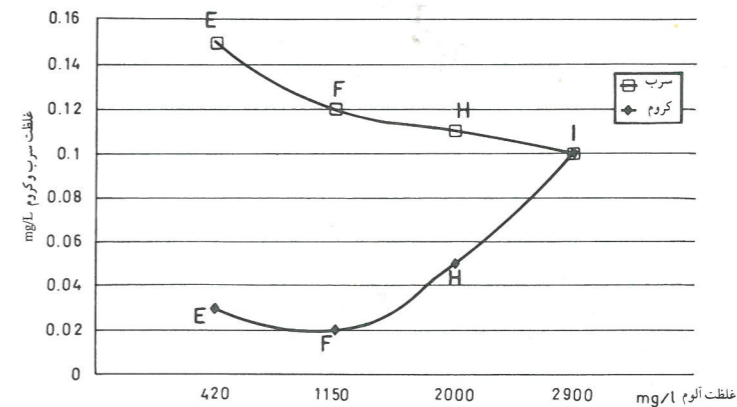
نتیجه گیری

نتایج حاصل از این بررسی نشان می‌دهد که آلوم ته‌نشین شده در زلال‌سازهای تصفیه‌خانه آب اصفهان در محیط اسیدی قابل بازیابی می‌باشد. به علت مطلوبیت آب خام در نقطه برداشت آلوم بازیابی شده فاقد فلزات سنگین زیان‌آور نظیر

حضور این سه فلز را در محیط بازیابی کمتر می‌توان داشت. همان‌طور که نمودار ۱ نشان می‌دهد هر سه فلز قبل از آلومینیم قادرند وارد محیط اسیدی بازیابی گردند [۷].

نمودار ۱۱ مقایسه غلظت مس، روی و نیکل بر اساس غلظت آلوم بازیافتی در محیط اسیدی را نشان می‌دهد. همان‌گونه که از نمودار فوق مشخص می‌گردد هر چه pH محیط اسیدی‌تر باشد غلظت روی و مس افزایش بیشتری را نشان می‌دهد، در حالی که غلظت نیکل با تغییرات کمتری همراه است. با تغییر pH از ۴ به ۱ غلظت مس حدود ۱۰ برابر و غلظت روی قریب ۵ برابر افزایش نشان می‌دهد.

در محیط قلیایی مس و نیکل با غلظت محدودی وارد



E مربوط به pH = 10
F مربوط به pH = 11
H مربوط به pH = 12
I مربوط به pH = 13

نمودار ۱۰- غلظت سرب و کروم بر اساس آلوم بازیافتی در محیط قلیایی

قرار گیرند. بازیابی در شرایط قلیایی مانع حضور سرب و کروم در محیط بازیابی خواهد شد. بنابراین روند کاهش بستگی به افزایش pH دارد (نمودار ۱۰).

بازیافت آلوم و انحلال مجدد مس، روی و نیکل

حلالیت املاح مس در منابع آبهای طبیعی از ۶۴ میکروگرم در لیتر Cu^{+2} در pH برابر با ۷ تا غلظت ۶/۴ میکروگرم در لیتر در pH برابر با ۸ در تغییر می‌باشد. منشأ حضور مس به علت استفاده از نمکهای آن برای کنترل رشد جلبکها در مخازن نگهداری آب می‌باشد. در منابع طبیعی آب، املاح محلول مس کمتر دیده شده‌اند [۷]. املاح نیکل به صورت محلول با درجه اکسیداسیون +۲ و با غلظت محدود در منابع آب حضور می‌یابد. یون نیکل +۲ جذب سطحی اکسیدهای آهن و منگنز شده و در لجن ته‌نشین شده تغلیظ خواهد شد [۱ و ۱۰]. املاح روی نمی‌توانند با غلظت قابل توجهی در منابع آبهای طبیعی حضور داشته باشند، زیرا سبب تشکیل کربنات یا هیدروکسید روی با درجه حلالیت پایین شده و در بستر سیال رسوب خواهند کرد، ولی از طریق فاضلاب بسیاری از صنایع می‌توانند وارد منابع آبهای پذیرنده سطحی گردند [۱ و ۱۰]. املاح فلزات مس، روی و نیکل عموماً از طریق فاضلابهای صنعتی وارد منابع آبهای سطحی می‌گردند. حضور این سه فلز در منابع آبهای سطحی محدود است. بنابراین انتظار

پایین بودن ثابت حلالیت سولفات و کربنات سرب غلظت سرب محلول در منابع آب کمتر از ۲۰ میکروگرم در لیتر گزارش شده است، لیکن ترکیبات نامحلول آن بستگی به شرایط جریان و میزان تماس با فاضلابهای صنعتی دارد [۱۲ و ۱۳].

کروم می‌تواند در منابع آبهای سطحی به صورت Cr^{+3} و Cr^{+6} و در منابع آبهای زیر زمینی به صورت $Cr_2O_7^{-2}$ و CrO_4^{-2} وجود داشته باشد. منشأ حضور کروم در منابع آبها عموماً مربوط به تماس با فاضلابهای صنعتی است [۱۲ و ۱۳].

از آنجایی که حضور دو فلز سرب و کروم به لحاظ بهداشتی مورد تأکید قرار می‌گیرد، لذا غلظت این دو فلز سنگین در آلوم بازیابی شده نیز مورد بررسی قرار گرفت. نمودار ۹ غلظت این دو فلز را بر اساس غلظت آلوم بازیابی شده در pHهای مختلف نشان می‌دهد. همان‌گونه که ملاحظه می‌گردد با کاهش pH و به عبارتی اسیدی‌تر شدن محیط بازیابی افزایش قابل توجهی در غلظت هر دو فلز بوجود آمده است. به طوری که با تغییر pH از ۴ به ۱ غلظت هر دو فلز تا ۵ برابر افزایش را نشان می‌دهد. از نمودار ۱ نیز چنین برداشت می‌شود که در صورت وجود سرب و کروم در محیط آبی (نظیر لجن زلال‌سازها) این دو فلز قبل از آلومینیم و در pH کمتر از ۴ به محیط بازیابی برگشت پیدا می‌کنند [۹]. بدین لحاظ در صورت استفاده از آلوم بازیابی شده در عملیات تصفیه آب غلظت سرب و کروم در لجن تغلیظ شده همواره می‌بایستی مورد پایش

می آورد. از آنجایی که با آلوم بازیابی شده همواره مقادیری مواد آلی به صورت محلول (DOM) مجدداً به سیکل عملیات تصفیه باز می‌گردد، لذا چرخه مداوم آلوم بازیابی شده از نظر عملیات تصفیه مطلوب نخواهد بود.

کروم و سرب با غلظت بالا بوده، لیکن غلظت آهن و تا حدودی منگنز بیش از دیگر فلزات اندازه گیری شده می‌باشد. مطالعه نشان داد که در صورت استفاده مجدد آلوم در عملیات تصفیه آب حضور اسید همراه با آلوم بازیابی شده و کاهش pH محیط شرایط مطلوب تری در تشکیل فلوک در آزمایش جار به وجود

منابع و مراجع

- 1- Montgomery, J.M. (1985). " *Water Treatment Principle and Design* ", John Wiley and Sons.
- 2- Neilsen, H. L., Carns, K. E. and De Boice, J. N. (1993). " *Alum Sludge Thickening and Disposal* ", J. AWWA, 65: 385 - 394.
- 3- Kenneth, D. K. (1991). " *Water Treatment Plant Operation* ", Vol. I , California State University, 461-537.
- 4- Sludge Disposal Committee Report Research, (1987). " *Need for Alum Sludge Discharge* ", J. Research and Technology, 79-149.
- 5- AWWA, APHA (1992). " *Standard Methods for Water and Wastewater Examination* ", 18 th edition.
- 6- Mark, M., Bishop, M.M., Roan, A.T., Bailey, T.L., and Cornwell, D.A. (1987). " *Testing of Alum Recovery for Reduction and Reuse* ", J. Research and Technology, 76-83.
- 7- Sawyer, N. C., and McCarty, P. (1978). " *Chemistry for Environmental Engineering* ", Third edition.
- 8- King, P.H., Chen, B.H., and Weeks, R.K. (1975). " *Recovery and Reuse of Coagulants from Treatment of Water and Wastewater* ", Virginia Water Resources Research Center, 77.
- 9- Knocke, W.R., Hamon, J.R., and Dulin, B.E. (1987). " *Effects of Coagulation on Sludge Thickening and Dewatering*", J. Research and Technology, 89 - 98.
- 10- Sengupta, A. and Shi, B. (1992). " *Selective Alum Recovery from Clarifier Sludge* ", J. Water Res. and Tech., 2 (1): 96 - 103.
- 11- U.S.EPA Committee Report, (1987). " *Research Needs for Alum Sludge* ", J. Research and Technology.
- 12- Dharmapp, H.B., and Hagare, P. (1997). " *Water Treatment Plant Residuals Management* ", J. Water Sci. Tech., 35 (8): 45 - 56.

پاسخهای زیر مربوط به سوالات صفحه ۶۱ می‌باشد

- ۱- بخشهای اصلی کانال اکسایش عبارتند از: حوضچه هوادهی که معمولاً از دو کانال مجاور هم تشکیل یافته، روتوربری، مخزن ته‌نشینی، پمپ برگشت لجن و تأسیسات جمع‌آوری و دفع لجن مازاد.
- ۲- به منظور جلوگیری از برگشت جریان یا ایجاد فضای مرده در کانال‌های انتهایی کانال راگرد در نظر می‌گیرند.
- ۳- چون ممکن است به داخل آن سقوط کند.