مجلهٔ فنی و مهندسی مدرس
شمارهٔ ۳۳، پاییز ۱۳۸۷
«ویژه‌نامهٔ مهندسی عمران»

مطالعهٔ تأثیر کربنات بر بازده روش الکتروکینتیک در رفع آلودگی فلز سنگین روی از خاکهای رسی در مقیاس کارگاهی

نادر شریعتمداری[1*]، سعید سعیدی جم[2]، وحیدرضا اوحدی[3]

۱- دانشیار مهندسی عمران، دانشگاه علم و صنعت ایران
۲- دانشجوی دکترای مکانیک خاک و پی، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه علم و صنعت ایران
۳- استاد مهندسی عمران، دانشکده مهندسی، دانشگاه بوعلی سینا

***تهران، صندوق پستی ۱۶۳ - ۱۶۷۶۵**
shariatmadari@iust.ac.ir

(دریافت مقاله: شهریور ۱۳۸٤، پذیرش مقاله: خرداد ۱۳۸٦)

چکیده- در مهندسی ژئوتکنیک زیست‌محیطی یکی از روشهای مؤثر در رفع انواع آلودگیها از خاک، استفاده از الکتروکینتیک است. اگرچه کائولینیت به‌علت بار منفی کم، قابلیت پایینی در جذب و نگهداری آلاینده‌های زیست‌محیطی دارد، لیکن حضور کربنات در خاکهای حاوی کائولینیت، می‌تواند باعث افزایش قابلیت نگهداری آلودگی در خاک شود. علی‌رغم تحقیقات وسیعی که در زمینه بازده روش الکتروسینتیک در رفع آلودگی از خاکهای مختلف انجام شده، تأثیر حضور کربنات بر راندمان رفع آلودگی به‌ویژه در مقیاس کارگاهی کمتر مورد پژوهش قرار گرفته است. در این تحقیق تأثیر حضور کربنات‌کلسیم بر فرایند رفع آلودگی فلزهای سنگین با استفاده از روش الکتروکینتیک، بر دو نوع خاک کائولینیت و خاک طبیعی بستر مرکز دفن زباله همدان در مقیاس آزمایشگاهی و کارگاهی مطالعه شده است. به نمونه کائولینیت مورد مطالعه مقادیر ٤، ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۲۵، و ۳۰٪ کربنات اضافه شد. سپس با اضافه کردن درصدهای مختلف نیترات روی به‌عنوان منبع آلودگی، نمونه فوق تحت آزمایشهای الکتروسینتیک قرار گرفت. همچنین بر اساس مبانی تئوری و نیز مطالعات موجود، الکترود مقیاس کارگاهی طراحی، ساخته و سایت کارگاهی احداث و راه‌اندازی شد. نتایج مقیاس آزمایشگاهی، با رفع آلودگی به‌مدت ۱۰۰ روز بر نمونه خاک طبیعی بستر مرکز دفن زباله همدان در مقیاس کارگاهی، حاوی ۲۵۰۰ ppm یون روی تأیید شد. آزمایشهای انجام شده در مقیاس آزمایشگاهی و کارگاهی نشان می‌دهد که با افزایش درصد کربنات در خاک، راندمان روش الکتروسینتک به مقدار ناچیز ۵٪ محدود می‌شود.

کلید واژگان: الکتروکینتیک، الکترواسمزی، مقیاس کارگاهی، برطرف شدن آلودگی خاک، نگهداشت آلودگی، کربنات، کائولینیت، روی.

۱- مقدمه

به‌طور کلی واژه الکتروکینتیک به حرکت ذرات بر اثر میدان الکتریکی گفته می‌شود. با اعمال جریان الکتریکی مستقیم (DC) با شدت کم یا اختلاف پتانسیل با شدت کم به جفت الکترود مثبت و منفی قرار گرفته در خاک می‌توان انتقال آب حفره‌ای خاک از سمت قطب آند به‌سمت قطب کاتد را ملاحظه کرد. از

[Downloaded from mcej.modares.ac.ir on 2024-10-12]

این روش در تحکیم خاکهای رسی [۱] تا [۳]، زهکشی و رسوب تعلیقهای رقیق رس [٤] و مقاومسازی الکتروشیمیایی خاکهای دریایی نرم [٤، ٥] و در برطرف ساختن آلودگیهای مختلف از خاکها استفاده می‌شود. بسته به نوع ذره‌ای که در میدان الکتریکی حاصل از این جریان حرکت می‌کند، سه مفهوم اصلی از الکتروکینتیک مشتق شده است: الکترواسمزی (حرکت ملکولهای آب بر اثر میدان الکتریکی)، انتقال الکترویونی (حرکت یونها بر اثر جریان الکتریکی) و الکتروفورز (حرکت ذرات جامد بر اثر میدان الکتریکی). بسیاری از کاربردهای ژئوتکنیکی روش الکتروسینتیک بر مفهوم الکترواسمزی تکیه دارد. ضمن آن که در استفاده از روش الکتروسینتیک برای رفع آلودگی از خاکها، از فرایندهای دوم و سوم ذکر شده نیز استفاده می‌شود.

تاکنون مدلهای مختلفی برای توصیف پدیده الکترواسمزی ارائه شده است. رابطه عمومی این مدلها به استناد روابط جریانهای زوجی، چنین است:

$$Q=uA=k_e i_e A \qquad (۱)$$

در این رابطه Q دبی جریان الکترواسمزی (m^3/sec)، u سرعت جریان (m/sec)، k_e ضریب نفوذپذیری الکترواسمزی ($m^2/V.sec$)، i_e گرادیان پتانسیل الکتریکی (V/m) و A سطح مقطع کل عمود بر جهت جریان (m^2) است.

با استفاده از روابط سیالات لزج، k_e چنین معرفی می‌شود:

$$k_e=\frac{\varepsilon\zeta}{\mu} \qquad (۲)$$

که در آن ε قابلیت گذردهی محیط بین دو صفحه آند و کاتد، ζ پتانسیل زتا[1] و μ لزجت سیال است.

تحقیقات گذشته نشان می‌دهد که استفاده از روش الکتروسینتیک برای برطرف ساختن آلودگی از خاک کائولینیتی، راندمان قابل‌قبولی دارد [٦]. پایین بودن ظرفیت کاتیون تبادلی در کائولینیت و ناچیز بودن قابلیت نگهداری آلودگی توسط آن، برخی از دلایل اصلی بازده مناسب این روش در حذف آلودگی از کائولینیت است [۷]. از سوی دیگر تحقیقات وسیعی در زمینه تأثیر کربنات بر فرایند اندرکنش خاک و آلودگی انجام شده است. این تحقیقات نشان می‌دهند که کانیهای کربناتی نگهدارنده‌های خوب یونهای فلزی سنگین و فسفاتها هستند [۸]؛ به‌طوری‌که حضور کانیهای کربناتی در خاک سبب می‌شود که این‌گونه خاکها به‌خوبی به‌عنوان یک جزء مقاوم[2] در مقابل تغییرات pH در مخلوط آب – خاک عمل کرده و مانع از انتقال آسان آلودگی به لایه‌های زیرین و آبهای زیرزمینی شوند [۹]. اصولاً حضور فلزهای سنگین به شکل یونی سبب کاهش pH محیط می‌شود. این موضوع امکان در دسترس قرار گرفتن آلاینده‌های فلز سنگین و انتقال آنها به آبهای زیرزمینی را فراهم می‌سازد. در مقابل، از آنجاکه حضور کربنات در خاک سبب افزایش pH محیط می‌شود، با زیاد شدن درصد کربنات در خاک نه‌تنها رسوب یونهای فلزی مانع از انتقال آنها در طی فرایند الکتروسینتیک می‌شود، بلکه تشکیل کربناتهای فلزی نیز باعث کاهش نرخ انتقال آلاینده‌های فلزی در طی فرایند الکتروسینتیک خواهد شد. تحقیقات نشانگر آن است که نگهداری فلزهای سنگین در میان اجزای مختلف خاک اعم بر کانیهای رسی، مواد آمرف (اکسیدها و هیدروکسیدها)، کربناتها و مواد آلی، به‌گونه‌ای است که کربناتها بیشترین تأثیر را بر افزایش قابلیت نگهداشت آلودگی توسط خاک دارند [۱۰].

به این‌ترتیب تأثیر حضور کربناتها و مواد آمرف بر رفتار ژئوتکنیک زیست‌محیطی خاک بسیار چشمگیر است به گونه‌ای که ۳۵ تا ۸۰ درصد نگهداشت فلزهای سنگین به این فازها نسبت داده می‌شود [۱۱]. مشهورترین کانی کربناتی در خاک، کلسیت ($CaCO_3$) است که از سنگ مادر کلسیم‌دار نشأت می‌گیرد و معمولاً در نواحی نیمه‌خشک به‌وفور دیده می‌شود. سایر کانیهای کربناتی عبارت است از: مگنسایت ($MgCO_3$)، دولومیت ($CaMg(CO_3)_2$) و سودا ($Na_2CO_3.10H_2O$) [۱۲]. کربناتها همچنین می‌توانند از

1. Zeta Potential

2. Buffer

[Downloaded from mcej.modares.ac.ir on 2024-10-12]

سنگهای رسوبی به‌دست آیند که مشهورترین آنها کلسیت و دولومیت است. حلالیت نسبتاً زیاد کربناتها در مقایسه با کانیهای سیلیکاتی، اکسیدهای آهن یا آلومینیم و هیدروکسیدها، موجب حضور فراوان آنها در مناطق با تراوش محدود و تبخیر زیاد یعنی نواحی خشک و نیمه‌خشک است.

تحقیقات گذشته نشان می‌دهد که عوامل مختلفی بر بازده روش الکتروکینتیک در حذف انواع آلودگیها تأثیر می‌گذارد که یکی از مهمترین آنها، اجزای سازنده خاک است [۱۳]. در ارزیابی عوامل مؤثر بر افزایش راندمان روش الکتروکینتیک در حذف آلودگی از خاکهای رسی، اثر عوامل مختلفی نظیر چگالی جریان، نوع کانیهای وجود در خاک، نوع آلودگی و pH، توسط محققان مختلف مطالعه شده است [۱۳] تا [۱٦]. در زمینه کاربردهای کارگاهی این روش در حذف آلودگی نیز تحقیقاتی انجام شده است [۱۷] تا [۲۰]. با وجود این در تحقیقات انجام شده توسط سایر محققان، به موضوع تأثیر کربنات بر راندمان روش الکتروکینتیک برای خاکهای کربنات‌دار به‌ویژه در مقیاس کارگاهی توجه بسیار کمی مبذول شده است. این در حالی است که کربنات‌ها به‌عنوان جزء متداول در خاکها، در بسیاری از مناطق آلوده به فلزهای سنگین وجود دارند [۱۰]. این تحقیق با هدف ارزیابی و مطالعهٔ تأثیر کربنات بر بازده روش الکتروکینتیک در مقیاس آزمایشگاهی و کارگاهی در حذف آلودگی فلزهای سنگین از خاکهای رسی انجام شده است.

۲- مواد و روشها در مطالعات آزمایشگاهی و کارگاهی

۲-۱- مشخصات مصالح مورد استفاده

در این تحقیق از دو نوع خاک، کائولینیت و خاک طبیعی بستر مرکز دفن زباله همدان استفاده شده است. نمونه کائولینیت به‌عنوان نمونه رسی با قابلیت تبادلی پایین انتخاب شد. مرور تحقیقات گذشته نشان می‌دهد که استفاده از نمونه‌های کائولینیت در مطالعات حذف آلودگی الکتروسینتیک، امکان جداسازی سریع آلاینده‌ها از کانی کائولینیت را فراهم می‌کند [٦] و [۲۱] این موضوع بیشتر ناشی از قابلیت پایین کائولینیت در نگهداری و جذب آلاینده‌های فلزی است. به این‌منظور کائولینیت اخذ شده از منطقه زنوز تبریز با عنوان کائولینیت سوپر زنوز تبریز به‌عنوان نمونه مبنای آزمایشها انتخاب شد (کائولینیت Z). همچنین به‌منظور مقایسه رفتار ژئوتکنیک زیست‌محیطی نمونه فوق با نمونه رسی طبیعی، در بخش دیگر آزمایشها از نمونه رسی بستر مرکز دفن زباله همدان استفاده شده است. مشخصات دو نمونه فوق در جدول ۱ ارائه شده است. بر اساس جدول ۱، تحلیل پرتو ایکس (XRD) نشان می‌دهد که کانیهای موجود در نمونه سوپرز نوز شامل کائولینیت، کلسیت و کوارتز بوده که سهم کلسیت و کوارتز کمتر از ۱۰ درصد است.

جدول ۱ مشخصات رفتاری کائولینیت Z و خاک بستر مرکز دفن زباله همدان

مشخصات فیزیکی و شیمیایی	کائولینیت Z	خاک همدان
طبقه بندی	CL	CL-ML
آنالیز XRD	کائولینیت- کوارتز-کلسیت	ایلیت-کلسیت- کوارتز- فلدسپار
CEC $(meq/100gr)$	۱۳/٦	۱۲/۵
SSA (m^2/g)	٦۱	۱۱۸
LL (%)	۲٤/۱	۲۲/۱
PI (%)	۱۱/۲	٦/۲
درصد یون سولفات	صفر	صفر
درصد کربنات	٤	۲۸
W_{opt} (%)	۱۷/۵	۱۲/۸
$\gamma_{d\,max}$ (g/cm^3)	۱/۹٦	۱/۹
pH اولیه	۹/۰۵	۸/٦
G_s	۲/۷۵	۲/۷

جدول ۱ نشان می‌دهد که نمونه رسی بستر مرکز دفن زباله همدان، ۲۸٪ کربنات داشته و از این نظر رفتار آن در

[Downloaded from mcej.modares.ac.ir on 2024-10-12]

آزمایشهای الکتروسینتیک، بیشتر ناشی از حضور کربنات است. مشخصات فیزیکی شامل چگالی، دانه‌بندی، حدود اتربرگ، سهم مواد آلی و درصد رطوبت بر اساس استاندارد ASTM ارزیابی شده است [۲۲]. تمامی آزمایشهای شیمیایی و رفتاری انجام شده بر روی خاک کائولینیت، بر بخش عبوری از الک نمره ۲۰۰ این خاک انجام شده است. آزمایشهای شیمیایی بر اساس روشهای توصیه شده توسط محققان مختلف انجام شده است [۲۳] تا [۲۸]. سطح مخصوص (SSA) با استفاده از روش اتیلن‌گلیکول مونواتیل‌اتر(EGME) بر طبق روش توصیف شده به وسیله التتاوی و آرنولد (۱۹۷۳) تعیین شد [۲۷]. pH خاک در نمونه‌های محلول ۱:۱۰ اندازه‌گیری شد. به‌منظور تعیین غلظت آلودگیهای یونی محلول در آب حفره‌ای نمونه‌های خاک، از دستگاه جذب اتمی[1] دانشکده مهندسی دانشگاه بوعلی سینا[2] استفاده شد. تهیه و تحلیل نمونه‌های پرتو ایکس با استفاده از روش پیشنهادی در مطالعات گزارش شده قبلی انجام شد [۲۹].

کانیهای موجود در نمونه اخذ شده از مرکز دفن زباله همدان شامل ایلیت، کلسیت، کوارتز و فلدسپار است. آزمایشهای اولیه نشان داد که این خاک کمتر از یک درصد مواد آلی دارد و بر اساس منحنی تحلیل XRD و وضوح پیک‌های حاصل، فاقد مواد آمرف است. بنابراین، این فازها نقش تعیین‌کننده‌ای در نگهداشت آلودگی ندارند. در نمونه کائولینیت سوپر زنوز نیز نبود مواد آلی و آمرف توسط آزمایشهای اشعه ایکس و اندازه‌گیری مواد آلی تأیید شد.

۲-۲- آماده‌سازی نمونه‌ها در آزمایشگاه و کارگاه

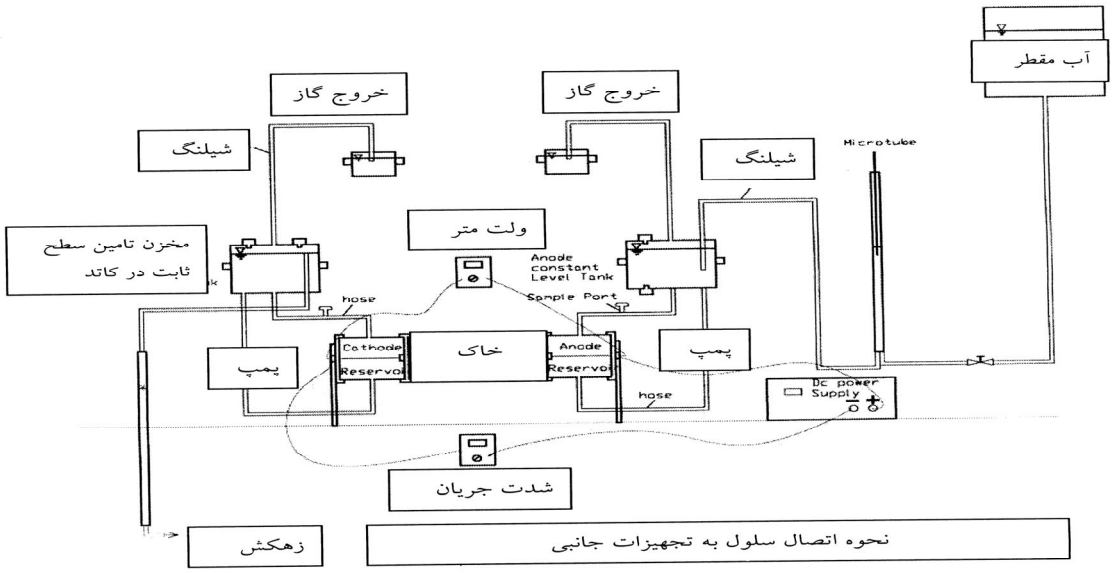
در شکل ۱ طرحواره دستگاه آزمایش الکتروکینتیک که در حذف آلودگی در مقیاس آزمایشگاهی استفاده شد، نشان داده شده است. سلول اصلی دستگاه از جنس پلکسی گلاس به شکل استوانه با قطر داخلی ۷۲ میلیمتر و طول ۱۴۵ میلیمتر است. این سلول در دو انتها به مخزنهای آند و کاتد متصل است.

الکترودهایی از جنس گرافیت رسانا و به شکل سوراخدار به این پوششها متصل شده و به‌منظور جلوگیری از خروج خاک به مخزن، کاغذ صافی بر روی آن قرار می‌گیرد. منبع تغذیه DC که تأمین‌کننده برق مستقیم دستگاه است، حداکثر ظرفیت ۱۰ آمپر و ۲۴۰ ولت دارد. در این تحقیق با انتخاب اختلاف پتانسیل ۳۰ ولت در نمونه‌های آزمایشگاهی، جریان در نمونه ثبت شده و شرایط تمامی آزمایشها یکسان است.

در آزمایشهای الکتروکینتیک، خاک خشک شده در هوا و عبور داده شده از الک نمره ۱۰ با ۳۰ درصد (خاک همدان با ۲۴ درصد) با آب مقطر آلوده شده با فلز سنگین مخلوط شد. از نیترات روی ($Zn(NO_3)_2.6H_2O$)، به‌منظور تهیه یون فلزی آلودگی استفاده شد. استفاده از فلز سنگین روی به این دلیل انجام شده که بر اساس تحقیقات سایر محققان، آلاینده روی یکی از آلاینده‌های متداول در دفن زباله‌های صنعتی و شهری است. بدین‌منظور درصد مشخصی از نیترات روی حل شده در آب مقطر با نمونه خاک مخلوط شده و به مدت ۱۰ دقیقه با همزن برقی به‌هم زده شده است. سپس خمیر حاصل در پوشش پلاستیکی به مدت ۲۴ ساعت نگهداری شد تا تعادل حاصل شود. ملات آلوده شده، در لایه‌های یکسان و با ۲۵ ضربه چکش طراحی شده متراکم شد. مقداری از خاک برای تعیین درصد رطوبت، pH و غلظت اولیه آلودگی جداگانه آزمایش شد. پس از آزمایش الکتروکینتیک، نمونه خاک از سلول خارج و به پنج مقطع عرضی تقسیم و از وسط هر مقطع، نمونه‌ای برای تعیین غلظت آلودگی برداشته شد. دوره انجام آزمایش ۱۰۰ ساعت انتخاب شده است [۱۳]. غلظت آلودگی بر اساس غلظت متداول و موجود در خاکهای آلوده مناطق صنعتی انتخاب شد. این غلظت برای فلز روی بین ۱۰۱ تا ۲۷۸۰۰ppm و با متوسط ۲۷۹۰ppm گزارش شده است [۳۰].

1. Atomic Absorption Spectrometer
2. GBC 932-Plus

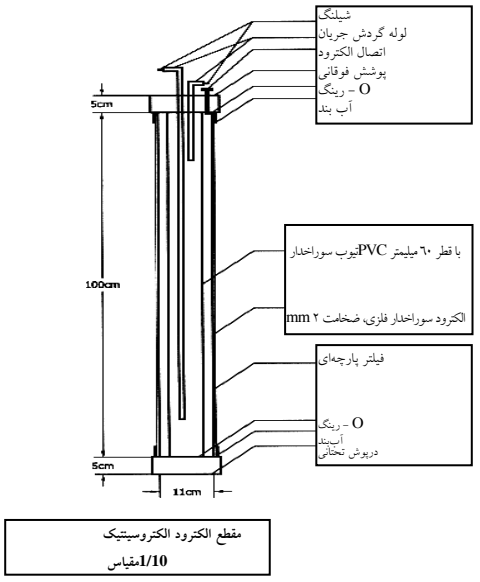
[Downloaded from mcej.modares.ac.ir on 2024-10-12]



شکل ۱ طرحواره دستگاه آزمایشگاهی الکتروکینتیک

لذا از غلظت ppm۲۵۰۰ در این تحقیق استفاده شد. به‌منظور بررسی اثر حضور کربنات بر بازده روش الکتروکینتیک در حذف آلودگی یون فلزی روی از خاکها، هفت گروه آزمایش در مقیاس آزمایشگاهی انجام شد که مشخصات این آزمایشها در جدول ۲ ارائه شده است. از آنجاکه قرار بود به نتایج آزمایشهای جذب استناد شود، درصد کربنات کلسیم به‌صورت درصد وزنی خاک خشک، مشابه آزمایشهای جذب انتخاب شده است. هر چند غلظت اولیه فلز روی در مرحله اختلاط ppm ۲۵۰۰ انتخاب شده، اما از آنجاکه در مراحل اختلاط و عمل‌آوری نمونه، امکان تغییر غلظتها وجود دارد، لذا در ابتدای هر آزمایش، از خاک قرار داده شده در سلول، نمونه‌هایی برای تعیین غلظت اولیه روی برداشته و تحت آزمایش قرار گرفته است.

به‌منظور امکان مقایسه نتایج آزمایشگاهی با نتایج حذف آلودگی در محل، از آزمایشهای مقیاس کارگاهی استفاده شده است. بر این اساس همانگونه که اشاره شد الکترودهای مقیاس کارگاهی ساخته شد. نحوه عملکرد این الکترودها مطابق با عملکرد الکترودهای مقیاس آزمایشگاهی بوده است. شکل ۲ مشخصات الکترود کارگاهی را ارائه داده است. این الکترودها با ارتفاع ۱۱۰ سانتیمتر طراحی و ساخته شد. درپوشهای ابتدا و انتها به‌صورت کاملاً آب‌بندی شده مانع



شکل ۲ جزئیات طراحی الکترود کارگاهی الکتروسینتیک

[Downloaded from mcej.modares.ac.ir on 2024-10-12]

از پارچه مخصوص به‌عنوان لایه فیلتری استفاده شد. شش دستگاه از این الکترودها با فاصله یک متر در درون گودال در دو ردیف موازی، کاتدها و آندها را تشکیل می‌دهند. سپس خاک آلوده شده مصنوعی به‌وسیله بتونیر با تراکم و درصد رطوبت موردنظر در اطراف آنها پر شده و لوله‌های خروجی و ورودی هر الکترود به مخازن کاتد و آند توسط شیلنگ‌های پلاستیکی متصل شده است. هر سه الکترود کاتد یا آند در شرایط یکسان، سیال درون خود را به مخزن منتقل و مجدداً آن را دریافت می‌کنند. هر سه الکترود به‌طور سری به یکدیگر متصل شده‌اند تا جریان الکتریکی یکسانی را به خاک منتقل کنند. سیمهای مثبت و منفی به منبع تغذیه DC متصل شده است. با استفاده از دستگاه مولتی‌متر، شدت جریان و اختلاف پتانسیل کنترل و نیز با نمونه‌برداری از مخازن آند و کاتد، نظارت لازم بر محتویات الکترودها انجام شده است.

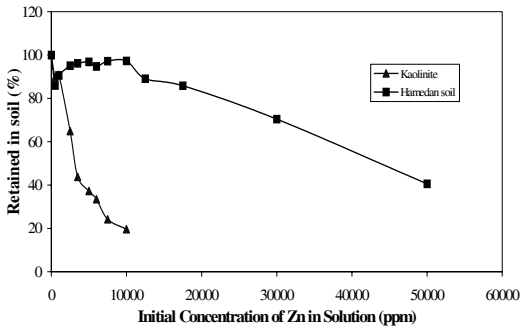
در مقیاس کارگاهی، چند تن خاک از مرکز دفن زباله همدان برداشت و پس از سرند با الک ٤ میلیمتر با آلودگی روی به غلظت ppm۲۵۰۰ توسط بتونیر مخلوط شد. هر بار اختلاط حدود ۱۵ دقیقه انجام شد. درصد رطوبت خمیر در حدود ۲۰ درصد تنظیم شد. خاک با دست در اطراف الکترودها ریخته و به‌طور یکنواخت متراکم شد. تمامی تنظیمها و نمونه‌گیریها در این مقیاس از خاک در محدوده ۲x۱x۱ متری از عمق ۱۰ سانتیمتر به پایین انجام شد تا تأثیر شرایط جوی بر خاک سطحی، در نتایج اختلال ایجاد نکند. پس از ۱۰۰ روز، از خاک در نقاط ترازهای مختلف نمونه‌برداری شد. در فواصل معین زمانی نیز، برداشت نمونه از الکترولیت موجود در الکترودها انجام شد.

۳- بحث و بررسی

۳-۱- نتایج آزمایشهای جذب

بر اساس نتایج آزمایشهای جذب، حداکثر روی جذب شده در کائولینیت Z حدود ppm۱۷۰۰ بوده و غلظت ppm۲۵۰۰ که به‌عنوان غلظت آلودگی در آزمایشهای الکتروکینتیک استفاده شده، بیش از محدوده جذب است. جذب روی در خاک همدان نیز حدود ppm۲۱۰۰۰ است. افزایش میزان جذب روی در خاک همدان را می‌توان به میزان کربنات بیشتر این خاک مربوط دانست. در شکل ۳، مقایسه‌ای بین نگهداشت روی در دو خاک برحسب غلظت انجام شده است. نمودار نشان می‌دهد در حالی‌که در غلظت ppm۲۵۰۰، خاک همدان قابلیت نگهداری ۱۰۰ درصد آلودگی را داشته، این قابلیت در نمونه کائولینیت Z فقط حدود ٦۰ درصد بوده است. الگوی جذب هر دو خاک از مدل جذب همدمای لانگمیر تبعیت می‌کند [۳۱].

نتایج شکل ٤ به ارزیابی تأثیر تغییر pH بر میزان جذب آلاینده فلزی روی به کائولینیت Z اختصاص دارد. آزمایشهای فوق به‌صورت pH تنظیم و با استفاده از اسید نیتریک (HNO_3) و هیدروکسیدسدیم (NaOH) رقیق انجام شده است. نتایج شکل ٤ نشان می‌دهد که با افزایش pH محیط، قابلیت خاک در نگهداری آلودگی افزایش یافته است.



شکل ۳ مقایسه جذب یون Zn در دو نمونه خاک مطالعه شده

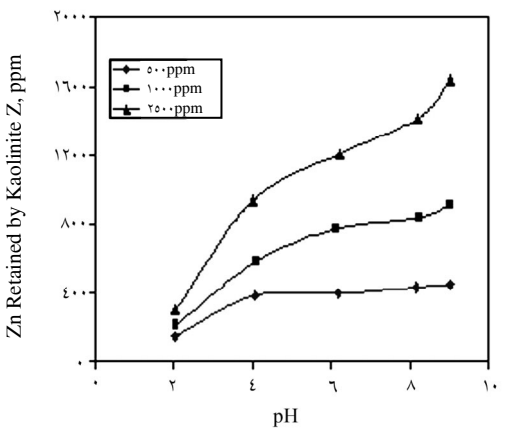
این افزایش را می‌توان به رسوب یون فلزی روی در شکل $Zn(OH)_2$ نسبت داد. ویژگی تابع pH بودن بار سطحی کائولینیت نیز می‌تواند به افزایش قابلیت نگهداری آلودگی خاک در pHهای بالا کمک کرده باشد.

[Downloaded from mcej.modares.ac.ir on 2024-10-12]

به‌منظور ارزیابی بیشتر تأثیر تغییر pH بر قابلیت نگهداشت خاک، تغییرات قابلیت نگهداشت نمونه‌ها با استفاده از تیتراسیون خاک با اسید نیتریک، در شکل ۵ نشان داده شده است. این شکل به‌وضوح بیان می‌کند که با افزایش درصد کربنات در کائولینیت، میزان مقاومت خاک در برابر تغییر pH و به بیان دیگر قابلیت نگهداشت خاک افزایش یافته است. شباهت رفتار خاک همدان در این آزمایش با رفتار کائولینیت حاوی ۲۵ و ۳۰ درصد کربنات، حاکمیت کنترل‌کننده کربنات را اثبات می‌کند. این مقاومت در برابر تغییر pH، عامل مهمی در قابلیت نگهداری زیاد یون فلز سنگین توسط خاک خواهد بود، هم‌چنانکه در مورد روی نیز نشان داده شد.

جدول ۲ مشخصات آزمایشها در مقیاس آزمایشگاهی الکتروکینتیک

شماره آزمایش	۱ Z کائولینیت (٤٪ کربنات)	۲ Z کائولینیت (۱۰٪ کربنات)	۳ Z کائولینیت (۱۵٪ کربنات)	٤ Z کائولینیت (۲۰٪ کربنات)	۵ Z کائولینیت (۲۵٪ کربنات)	٦ Z کائولینیت (۳۰٪ کربنات)	۷ خاک همدان
وزن مخصوص کل g/cm^3	۱/۷۳	۱/۷۸	۱/۷۹	۱/٦۹	۱/۷۱	۱/۷٦	۱/٦٤
وزن مخصوص خشک g/cm^3	۱/۳۳	۱/۳۷	۱/۳۹	۱/۲۸	۱/۳۰	۱/۳۵	۱/۳۲
درصد رطوبت (٪)	۳۰/۳	۳۰/۰	۲۹/۰	۳۱/٦	۳۱/۱	۳۰/۳	۲٤/۲
نشانه خلأ	۱/۰۳	۰/۹۷	۰/۹٤	۱/۱۰	۱/۰۷	۱/۰۰	۱/۰۰
درجه اشباع (٪)	۸۰/۹	۸۵/۰	۸٤/۸	۷۹	۷۹/۹	۸۳/۳	٦۵/۳
غلظت اولیه روی (ppm)	۱۹۷۳	۲۰۵٤	۲۱۳۳	۱۹۸۲	۲٤٤٤	۲۲۸۸	۲۰۷۸



شکل ٤ تغییرات قابلیت بافرینگ کائولینیت در تیتراسیون

به این‌ترتیب از مجموعه نمودارهای اندرکنش خاک و آلودگی در این خاکها می‌توان احتمال داد که یون Zn در کائولینیت Z و خاک همدان با فازهای تبادلی و رسوب‌گذاری هیدروکسید روی و نیز فاز کربنات با رسوب $ZnCO_3$ که در pHهای بالا نامحلول است، نگهداری می‌شود. هر دوی این خاکها CEC کمی دارند (جدول۱)؛ لذا اهمیت فاز تبادلی جذب در آنها چندان قابل توجه نیست. همچنین همانگونه که قبلاً توضیح داده شد نگهداری آلاینده فلزی در فازهای آلی و اکسید نیز در خاک فوق قابل صرفنظر است.

[Downloaded from mcej.modares.ac.ir on 2024-10-12]

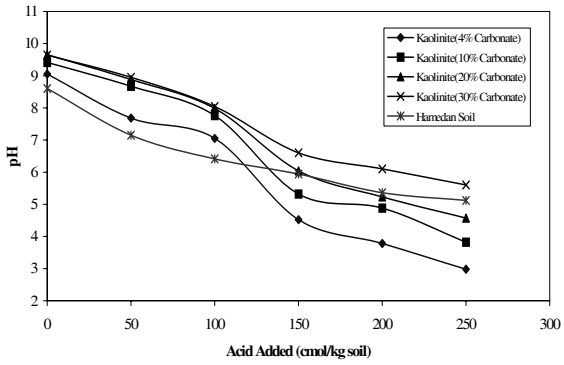
۳-۲- نتایج آزمایشهای الکتروکینتیک

با شروع آزمایش الکتروکینتیک، با وصل شدن جریان، الکترولیز آب در سلولهای آند و کاتد آغاز می‌شود که منجر به واکنشهای اکسیداسیون و احیا به‌صورت زیر می‌شود:

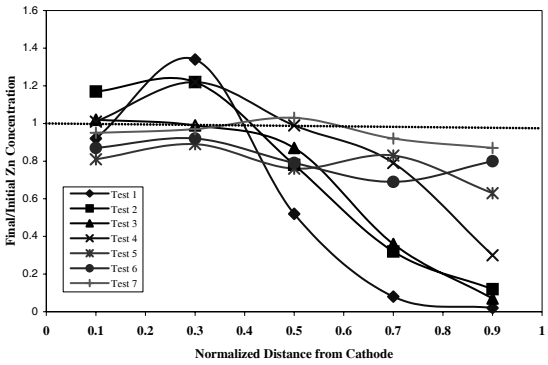
واکنش آند: $2H_2O \rightarrow O_2(g) + 4H^+ + 4e^-$

واکنش کاتد: $4H_2O + 4e^- \rightarrow 2H_2(g) + 4OH^-$

وقوع این واکنشها اساس فرایند الکتروسینتیک را تشکیل می‌دهد. به‌طوریکه فرایندهای شدت بخشی الکتروسینتیک نیز بر مبنای فعال کردن و استفاده بهینه از شکل‌گیری واکنشهای فوق است.



شکل ۵ تغییرات قابلیت نگهداشت کائولینیت برای درصدهای مختلف کربنات



شکل ٦ تغییرات نسبت غلظت نهایی به غلظت اولیه روی در انتهای آزمایش در طول نمونه‌ها

این واکنشها در محیط آند شرایط اسیدی ایجاد کرده و در محیط کاتد نیز باعث ایجاد شرایط قلیایی می‌شود. همین فرایند سبب شده که پس از گذشت چند ساعت اولیه، pH محیط سلول آند به حدود ۳/۵ کاهش و در سلول کاتد به حدود ۱۱ افزایش یابد. مطابق پیشنهاد سایر محققان و بر اساس طراحی انجام شده در سلول آزمایشگاهی، گاز اکسیژن تولید شده در آند و هیدروژن تولید شده در کاتد، به خارج از سلول هدایت می‌شود. همچنین یونهای H^+ تولید شده در آند و یونهای OH^- ایجاد شده در کاتد به سمت قطب مخالف خود حرکت می‌کنند. همین شرایط اسیدی در محیط آند باعث خوردگی شدید قطعات فلزی می‌شود.

علاوه بر واکنشهای ذکر شده، بر اثر القای جریان الکتریکی مستقیم، آب درون خاک الکترولیز می‌شود. این سبب می‌شود که در مجاورت کاتد محیط بازی و در مجاورت آند محیط اسیدی ایجاد شود. در نتیجه علاوه بر یونهای مربوط به سلولها، این یونهای H^+ و OH^- نیز به‌سمت قطب مخالف حرکت می‌کنند. شکل ٦ تغییرات نسبت غلظت نهایی به غلظت اولیه روی را در طول نمونه‌های خاک نشان می‌دهد. نتایج فوق نشان می‌دهد که در فرایند الکتروسینتیک، آلودگی در آزمایش ۱ از سمت آند حرکت و در حدود ۵ سانتیمتری کاتد تجمع کرده است. در آزمایشهای ۲ و ۳ نیز این پدیده مشاهده می‌شود، اما در آزمایشهای ٤ ، ۵ و ٦ این تغییر غلظت بسیار کم شده است؛ به‌گونه‌ای که در آزمایش ٦ غلظت روی در طول نمونه تقریباً یکنواخت است. در خاک همدان نیز رفتاری مشابه نمونه ٦ دیده می‌شود. اگرچه روند تغییر نمودارها اندکی متفاوت است اما حذف آلودگی از سمت آند بسیار کم است. در تمامی نمودارها، غلظت حداکثر در حدود ۵ سانتیمتری الکترود کاتد مشاهده می‌شود. در آزمایشهای انجام شده، با ترسیم خط افقی، مبنایی برای تعیین بازده حذف آلودگی در آزمایشها به‌دست می‌آید.

[Downloaded from mcej.modares.ac.ir on 2024-10-12]

نتایج نشان می‌دهد که در آزمایش ۱، در مجاورت آند تقریباً صددرصد آلودگی منتقل شده و تجمع حدود ۱۳۰ درصدی در مجاورت کاتد مشاهده می‌شود. اما در آزمایشهای بعدی این تغییرات کمتر بوده است. به‌طوری‌که در آزمایشهای ۵ و ٦، تقریباً ۸۰ درصد آلودگی در مجاورت آند باقی مانده است. نتایج نشان می‌دهد که در خاک همدان نیز بازده حذف آلودگی در حد ناچیز بوده به‌طوری‌که نمودار آن تقریباً افقی است و ۹۰ درصد آلودگی در مجاورت آند باقی مانده است.

۳-۳- آزمایش الکتروسینتیک در مقیاس کارگاهی

آزمایش الکتروکینتیک در مقیاس کارگاهی بر روی خاک همدان عمدتاً بر نحوه عملکرد الکترودهای طراحی شده و نیز بازده سیستم گردش جریان آن تأکید دارد. زیرا برابر روش معمول در کاربردهای کارگاهی الکتروکینتیک، وقتی در مقیاس آزمایشگاهی بازده مناسبی (بالاتر از ۷۰ درصد) از حذف آلودگی حاصل نشود، از کاربرد آن در کارگاه – که توأم با هزینه و اتلاف زمان قابل توجهی است – صرفنظر می‌شود.

شکلهای ۷ و ۸ تغییرات pH را در الکترودهای آند و کاتد کارگاهی نشان می‌دهد. چنانکه ذکر شد این تغییر pH بیشتر ناشی از الکترولیز آب در الکترود است. اصولاً استفاده از آب مقطر در این مقیاس، اجرایی نبوده و لذا از آب موجود در سایت استفاده شده است.

آزمایشهای انجام شده بر روی این آب نشان می‌دهد که فاقد کلر و سولفات بوده و pH آن ٦/۸۵ است. pH محیط الکترود آند در روزهای اولیه به‌سرعت به کمتر از ۵ افت کرد اما پس از آن تقریباً ثابت بوده و در حدود ٤/۵ تا ۵ تغییر کرده است. pH محیط الکترود کاتد نیز در روزهای اولیه به‌سرعت به حدود ۱۰ رسیده و پس از دو ماه دچار کاهش به حدود ۸ شد و در ماه سوم بار دیگر به حدود ۱۰ افزایش یافته است. مشابهت شرایط در الکترودهای ۱، ۲ و ۳ چه در ردیف کاتدها و چه در آندها نشان از کارکرد مناسب سیستم گردش جریان در یکنواخت‌سازی شرایط الکترودها را دارد.

شکل ۹ تغییرات pH را در روز صدم در عمق نیم متری خاک در محور حد فاصل الکترودهای شماره ۲ آند و کاتد نشان می‌دهد. چنانکه ملاحظه می‌شود شرایطی مشابه وضعیت pH خاک در آزمایش ۷ مقیاس آزمایشگاهی وجود داشته و pH در سراسر خاک قلیایی، در حدود ۹ تا ۱۱ تغییر داشته است. این تغییر نکردن pH خاک – چنانکه قبلاً ذکر شد – مربوط به قابلیت نگهداشت بالای خاک همدان و مقاومت آن در برابر تغییر pH و جلوگیری از شکل‌گیری جبهه اسیدی است.

تغییرات غلظت نهایی روی در خاک در محور بین الکترودهای ۲-۲ در عمق نیم متری نشان می‌دهد که غلظت آلودگی در سراسر خاک تقریباً یکنواخت بوده و حداکثر حذف آلودگی در مجاورت آند به میزان ١٦ درصد است.

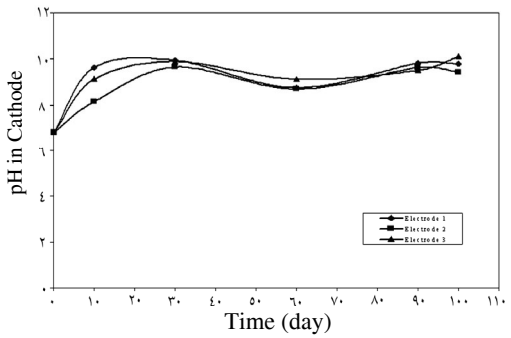
عدم شکل‌گیری جبهه اسیدی در خاک سبب شده که بازده حذف آلودگی بسیار کم شود و این حذف آلودگی نیز بیشتر ناشی از وجود جریان الکترواسمزی در خاک بوده و انتقال الکترویونی در این خاک تقریباً بی‌اثر است.

در شکل ۱۰ تغییرات غلظت در عمق در مجاورت کاتد و آند شماره ۲ مشاهده می‌شود. تغییرات غلظت در عمق نشان می‌دهد که غلظت تقریباً ثابت است. البته در عمق نیم متری، حداکثر کاهش آلودگی در مجاورت آند مشاهده شده است در حالی‌که در لایه‌ای سطحی‌تر، این کاهش آلودگی کمتر است. این موضوع را می‌توان به کاهش بیشتر درصد رطوبت در لایه‌های

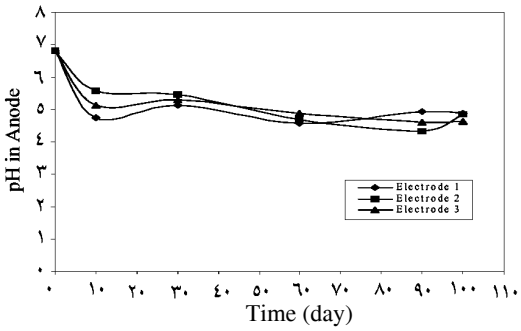
[Downloaded from mcej.modares.ac.ir on 2024-10-12]

سطحی‌تر مربوط دانست.

مهمترین مکانیزمی که در فرایند الکتروسینتیک سبب حذف آلودگی از خاک می‌شود، ایجاد جبهه اسیدی در خاک و وقوع واکنشهای اکسیداسیون و احیا است که منجر به ایجاد یونهای H^+ و OH^- در خاک می‌شوند [۳۲]. در طی این فرایند، نوع و میزان کانیهای موجود در خاک اهمیت ویژه‌ای دارد. نتایج تحقیقات گذشته نشان می‌دهد که کانی کائولینیت - به‌دلیل داشتن CEC و ضریب فعالیت کم، مناسب‌ترین کانی رسی برای حذف آلودگی الکتروکینتیک است. به‌طوری‌که بیشتر تحقیقات قبلی بر رفتار این کانی متمرکز شده است. همچنین مشارکت فازهای مختلف در جذب آلودگی باعث می‌شود که در خاکهای مختلف، بازده حذف آلودگیهای مختلف، متفاوت باشد [۸].

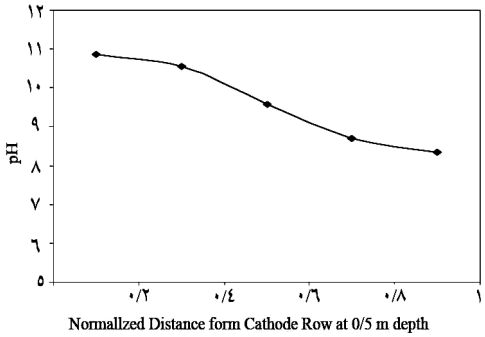


شکل ۷ تغییرات pH در الکترودهای آند در مقیاس کارگاهی



شکل ۸ تغییرات pH در الکترودهای کاتد در مقیاس کارگاهی

نحوه عملکرد کانی کائولینیت در فرایند الکتروسینتیک تابعی از مفهوم پتانسیل زتا در سطح تماس ذره خاک و سیال حفره‌ای است [۱۶، ۳۳]. بار منفی پولک‌های رسی بیشتر ناشی از جانشینی همشکل و نیز پیوندهای شکسته است. بر این‌اساس در پولک‌های رسی، پتانسیل زتا منفی است.



شکل ۹ تغییرات pH در خاک حد فاصل الکترودهای شماره ۲ کاتد و آند

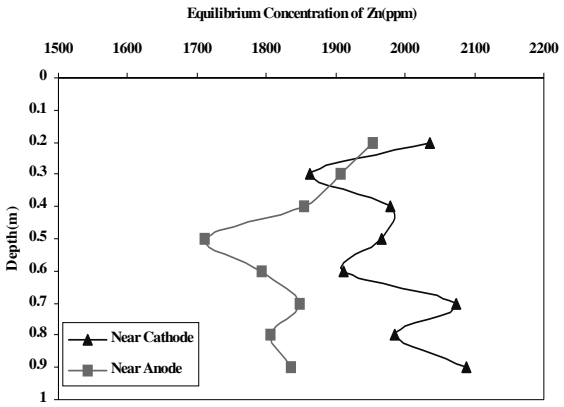
در کانیهای رسی به‌ویژه کائولینیت، تغییرات علامت پتانسیل زتا تابعی از pH خاک است و با کاهش pH به‌سمت اسیدی شدن، پتانسیل زتا مثبت می‌شود. با تغییر پتانسیل زتا و مثبت شدن آن، پولک‌های رسی کاتیونها را از خود دفع کرده و در واقع حذف آلودگی از خاک انجام می‌شود. به بیان دیگر کاتیون ثابت و جذب شده[1]، به کاتیون متحرک[2] تبدیل شده و در نتیجه تحت تأثیر جریان الکترواسمزی و نیز به‌دلیل فرایند انتقال الکترویونی، در خاک حرکت می‌کنند. بر این‌اساس، تغییر جبهه اسیدی ناشی از کاربرد فرایند الکتروکینتیک در خاک، زمینه تغییر علامت پتانسیل زتا و رفع آلودگی از خاک را فراهم می‌کند.

در نتیجه در صورتی‌که مقاومت خاک در برابر تغییر pH به‌نحوی باشد که تغییر pH خاک رخ دهد

1. Fixed
2. Mobile

[Downloaded from mcej.modares.ac.ir on 2024-10-12]

(آزمایش ۱) آنگاه تشکیل جبهه اسیدی و آزاد شدن کاتیونهای فلز سنگین از پولک‌های رسی یکی از مؤثرترین فرایندهای افزایش بازده حذف آلودگی الکتروکینتیک است [۱۵، ۱۷، ۱۸].



شکل ۱۰ تغییرات غلظت نهایی روی در عمق سایت در مقیاس کارگاهی

باید توجه کرد که این جبهه اسیدی در مجاورت کاتد متوقف شده و شرایط در مجاورت کاتد همچنان قلیایی باقی می‌ماند. شرایط اسیدی ایجاد شده و حرکت چنین جبهه‌ای در خاک سبب می‌شود که نه‌تنها کاتیونهای جذب شده به پولک رسی امکان انتقال به سمت کاتد را یافته و تحت مکانیزم رفع آلودگی قرار گیرند، بلکه در چنین محیط اسیدی، آلاینده‌های فلزی که به‌صورت رسوب یا به‌صورت هیدروکسیدهای نامحلول رسوب کرده‌اند حل شده و در حالت یونی زمینه دفع آنها ایجاد خواهد شد. به‌عنوان مثال $ZnCO_3$ که در pHهای بالا نامحلول است در شرایط اسیدی محلول شده و یون‌های روی در میدان الکتریکی به سمت کاتد حرکت می‌کنند. اگرچه شرایط قلیایی در مجاورت کاتد می‌تواند سبب رسوب مجدد یونهای فلزی منتقل شده به‌صورت هیدروکسید فلزی شود [۱۸].

بر اساس بحث اخیر می‌توان نتیجه گرفت که با افزایش درصد کربنات در آزمایشهای ۲ تا ٦، قابلیت مقاومت و نگهداشت خاک[1] افزایش یافته و حرکت جبهه اسیدی در خاک را کند یا حذف می‌کند. عدم شکل‌گیری جبهه اسیدی مؤثر در خاک همدان نیز – که دارای ۲۸ درصد کربنات است – سبب شده که رسوبهای مختلف یون روی، به‌صورت محلول در نیامده (شکل٦) و درصد ناچیز حذف آلودگی نیز بیشتر به پدیده الکترواسمزی و حرکت آب از آند به کاتد مربوط می‌شود. در این راستا چنانکه ملاحظه شد در آزمایشهای ۱، ۲ و ۳ که حذف آلودگی روی بیشتر است، لایه‌ای از روی حذف شده در مجاورت کاتد رسوب کرده و یک لایه عایق در همان ساعات اولیه آزمایش در این ناحیه شکل می‌گیرد. افت شدت جریان در این ساعات و ادامه این افت و افزایش مقاومت الکتریکی نمونه نیز به‌دلیل شکل‌گیری این لایه در مجاورت کاتد است. وجود این لایه سبب کاهش قابلیت گذردهی (ε) شده و k_e را کاهش می‌دهد. لذا جریان الکترواسمزی نیز با وجود ثابت نگهداشتن گرادیان پتانسیل الکتریکی، بر اساس روابط (۱) و (۲) با حضور کربنات در خاک، سریعتر کاهش می‌یابد.

با مقایسه نتایج مقیاس کارگاهی با آزمایشگاهی، شرایط مشابهی از نظر میزان حذف آلودگی و شکل‌گیری جبهه اسیدی و افزایش مقاومت الکتریکی در خاک مشاهده می‌شود.

٤- نتیجه‌گیری

با افزایش درصد کربنات در خاک، ظرفیت نگهداشت آلودگی توسط خاک افزایش می‌یابد و این نه‌تنها سبب

1. Buffering Capacity

[Downloaded from mcej.modares.ac.ir on 2024-10-12]

شکل‌گیری رسوبات کربناتی یونهای فلزی می‌شود، بلکه باعث قلیایی شدن pH محیط خاک شده و از این نظر نیز شرایط رسوب بیشتر یونهای فلزی را فراهم می‌کند.

حضور کربنات سبب عدم شکل‌گیری جبهه اسیدی در خاک شده و در نتیجه از شکل‌گیری یونهای فلزی محلول در محیط خاک جلوگیری می‌شود. عدم شکل‌گیری جبهه اسیدی فوق مانع حذف آلودگی در فرایند الکتروسینتیک می‌شود.

حرکت یونهای OH^- ایجاد شده بر اثر الکترولیز در مجاورت کاتد، باعث شکل‌گیری لایه‌ای عایق از رسوبهای هیدروکسیدی در محدوده قلیایی می‌شود که به‌دلیل عایق بودن، به‌تدریج از بازده روش الکتروسینتیک کاسته و مقاومت نمونه‌ها را در برابر انتقال جریان الکتریکی افزایش می‌دهد. این رفتار در تمامی آزمایشها مشاهده شده و مستقل از درصد کربنات است. اگرچه افزایش درصد کربنات، با ایجاد شرایط قلیایی، این فرایند را تشدید می‌کند.

نتایج آزمایشها در مقیاس کارگاهی با نتایج مقیاس آزمایشگاهی کاملاً سازگار بوده و حداکثر بازده حذف آلودگی در مجاورت الکترود آند در حدود ۱۶ درصد بوده است. سایر شرایط آزمایش اعم بر شکل‌گیری لایه عایق در مجاورت کاتد و افت جریان الکتریکی دقیقاً مشابه آزمایشهای مقیاس آزمایشگاهی است. الکترودها و سیستم گردش جریان طراحی شده در آنها به شکل مطلوبی کار کرده و نتایج قابل ارائه‌ای را به‌دست داده است.

۵- تقدیر و تشکر

این تحقیق بخشی از نتایج طرح بین‌دانشگاهی «بررسی میزان قابلیت روش الکترواسمزی در مقیاس اجرایی و آزمایشگاهی در حذف آلودگی از خاک مرکز دفن زباله همدان [۱۰]» بین دانشگاههای بوعلی سینا و علم و صنعت بوده که در آزمایشگاه تحقیقاتی دانشکده مهندسی دانشگاه بوعلی سینا انجام شده است. مؤلفان مقاله از حمایتهای این دو دانشگاه تقدیر می‌کنند.

۶- منابع

[1] Casagrande, L.; "Electro-Osmosis", Proc. Second Int. Conf. on Soil Mechanics and Found., Vol. 1, 1948, pp. 65-78.

[2] Bjerrum, L.; Moum, J.; Eide, O.; "Application of Electro-Osmosis to a Foundation Problem in a Norwegian Quick Clay", Geotechnique, London, No. 17, 1967, pp. 214-235.

[3] Mitchell, J. K.; Wan, T-C.; "Electro-Osmotic Consolidation: Its Effects on Soft Soils", Proc. IX ICSMFE, Tokyo, Japan, Vol. 1, 1977, pp. 219-224.

[4] Shang, J. Q.; "Electrokinetics in Geotechnical and Environmental Engineering Applications", Proc. 53RD Annual Conference of the Canadian Geotechnical Society, Montreal, 2000, pp. 5-23.

[5] Buckland, D. G.; Lo, K. Y.; Electrokinetic Enhanced Sedimentation of Contaminated Welland River Sediment, M.Sc. Thesis, Department of Civil and Environmental Engineering, The University of Western Ontario, Canada, 2000.

[Downloaded from mcej.modares.ac.ir on 2024-10-12]

[6] Wang, J. Y., Huang, X. J., Kao, J. C. M., and Stabnikova, O., Removal of heavy metals from kaolin using an upward electrokinetic soil remedial (UESR) technology, Journal of Hazardous Materials, Vol. B136, 2006, pp. 532-541.

[7] Ouhadi,V. R., Shariatmadari, N. and Saeidijam, S., "In-situ soil remediation methods", Journal of Geotechnics and Strength of Materials, Vol. 21, No. 97, 2004, pp. 26-37.

[8] Yong, R. N.; Geo-environmental Engineering, Contaminated Soils, Pollutant Fate and Mitigation, CRC Press, Boca Raton, 2001.

[9] Ouhadi, V. R., Saeidijam, S., and Shariatmadari, N., "Effect of Carbonate on the Removal of Heavy Metals from Kaolinite Soil by the Use of Electrokinetic Remediation Method" Amirkabir Journal of Science and Technology, Vol. 63, 2005, pp. 19-29.

[10] Ouhadi, V. R., and Shariatmadari, N., Investigation on the efficiency of electro-kinetic remediation method in laboratory and pilot scales for heavy metal contaminant removal from soil liner of Hamedan waste disposal site. Final Report of Research Project, 2007, p. 90.

[11] Yong, R. N.; Phadangchewit, Y.; "pH Influence on Selectivity and Retention of Heavy Metals in Some Clay Soils", Can. Geotech. J., 30, 1993, pp. 821-833.

[12] Yong, R. N.; Warkentin, B. P.; Phadangchewit, Y.; Galvez, R.; "Buffer Capacity and Lead Retention in Some Clay Minerals", Water, Air, Soil, Pollut, J., Vol. 53, 1990, pp. 53-67.

[13] Reddy, K. R.; Parupudi, U. S.; Devulapalli, S. N.; Xu, C. Y.; "Effects of Soil Composition on the Removal of Chromium by Electrokinetics", J. of Hazardous Materials. No. 55, 1997, pp. 135-158.

[14] Hamed, J.; Bhadra, A., "Influence of Current Density and pH on Electrokinetics", Journal of Hazardous Materials, Vol. 55, 1997, pp. 279-294.

[15] Acar, Y. B.; Gale, R. J.; Alshawabkeh, A.; Marks, R. E.; Puppala, S.; Bricka, M.; Parker, R.; "Electrokinetic Remediation: Basics and Technology Status", Journal of Hazardous Materials, Vol. 40, 1995, pp. 117-137.

[16] Acar, Y. B.; Hamed, J. T.; Alshawabkeh, A.; Gale, R. J.; "Cd (II) Removal from Saturated Kaolinite by Application of Electrical Current", Geotechnique, London, Vol. 44, No. 3, 1994, pp. 239-254.

[Downloaded from mcej.modares.ac.ir on 2024-10-12]

[17] Alshawabkeh, A.; Yeung, A. T.; Bricka, M.; "Practical Aspects of In-situ Electrokinetic Extraction", J. Envr. Engrg, ASCE, Vol. 125, No. 1, 1999, pp. 27-35.

[18] Hamed, J.; Acar, Y. B.; Gale, R. J.; "Pb(II) Removal from Kaolinite by Electrokinetics", J. Geotech. Engrg., ASCE, Vol. 117, No. 2, 1991, pp. 241-271.

[19] Giannis, A., and Gidarakos, E., Washing enhanced electrokinetic remediation for removal cadmium from real contaminated soil, Journal of Hazardous Materials, Vol. B123, 2005, p. 165-175.

[20] Zhou, D. M., Cang, L., Alshawabkeh, N., Wang, Y-J, Hao, X-Z, Pilot-Scale electrokinetic treatment of a Cu contaminated red soil. Chemosphere, Vol. 63, pp. 964-971.

[21] Al-Shahrani, S. S., and Roberts, E. P. L., 2005. "Electrokinetic removal of caesium from kaolin", Journal of Hazardous Materials, Vol. B122., 2006, pp. 91-101.

[22] American Society for Testing and Materials, ASTM, Annual Book of ASTM Standards, Philadelphia, V. 4, 08, 1992.

[23] Yong, R. N.; Mohamed, A. M. O.; Warkentin, B. P.; Principles of Contaminant Transport in Soils, Elsevier, Holland, 1992.

[24] Darban, A. K.; Foriero, A.; Yong, R. N.; "Concentration Effects of EDTA and Chloride on the Retention of Trace Metals in Clays", Engineering Geology, No. 57, 2000, pp. 81-94.

[25] Farrah, H.; Pickering, W. F.; "The Sorption of Zinc Species by Clay Minerals", Aust. J. Chem., Vol. 29, 1976, pp. 1649-1656.

[26] Hendershot, W. H.; Duqutte, M., "A Simple Barium Chloride Method for Determining Cation Exchange Capacity and Exchangeable Cations", Soil Sic. Am. J., 50, 1986, pp. 605-608.

[27] Elthantany, I. N.; Arnold, P. W.; "Reappraisal of Ethylene Glycol Mono-Ethyal Ether, (EGME) method for surface area estimation of clays", Soil Sci., Vol. 24, 1973, pp. 232-238.

[28] Hess, P. R.; A Textbook of Soil Chemical Analysis, William Clowes & Sons, London, 1971.

[29] Moore, D. M.; Reynolds, R. C.; X-Ray Diffraction and Identification and Analysis of Clay Minerals, Oxford Univ. Press, NewYork, 1989.

[30] U. S. EPA.; Process Design Manual: Land Application of Municipal Sludge, Municipal Environmental Research Laboratory EPA-625/1-83-016, 1983.

[Downloaded from mcej.modares.ac.ir on 2024-10-12]

[31] Yeung, A. T.; Hsu, C.; Menon, R. M.; "EDTA-Enhanced Electrokinetic Extraction of Lead", J. Geotech. Engrg., ASCE, Vol. 122, No. 8, 1996, pp. 666-673.

[32] Acar, Y. B.; Alshawabkeh, A.; "Principles of Electrokinetic Remediation", Envir. Sci. and Technol., Vol. 27, No. 13, 1993, pp. 2638-2647.

[33] Acar, Y. B.; Li, H.; Gale, R. J.; "Phenol Removal from Kaolinite by Electrokinetics", J. Geotech. Engrg. ASCE, Vol. 118, No. 11, 1992, pp. 1837-1852.

[Downloaded from mcej.modares.ac.ir on 2024-10-12]

[Downloaded from mcej.modares.ac.ir on 2024-10-12]