

تأثیر کربنات بر بازده روش الکتروسینتیک در رفع آلودگی فلزات سنگین از کائولینیت

وحید رضا اوحدیⁱ; سعید سعیدی جمⁱⁱ; نادر شریعتمداریⁱⁱⁱ

چکیده

الکتروسینتیک به عنوان یک روش موفق در رفع انواع آلودگی‌های آلی، غیر آلی و مواد رادیواکتیو از خاکهای ریزدانه در مهندسی ژئوتکنیک زیست محیطی شناخته شده است. تاثیر اجزاء خاک بر بازده این روش در رفع آلودگی انواع خاکها مورد توجه محققین این رشته بوده است. در مناطق نیمه خشک جهان و از جمله ایران، کربناتها یکی از اجزاء اصلی بسیاری از خاکها می‌باشند. کربناتها بیشترین نقش را در نگهداشت فلزات سنگین در مقایسه با سایر مکانیسم‌ها مانند فاز تبادل، مواد آلی و مواد آمرف ایفاء می‌کنند.

به منظور تحقیق در خصوص اثر حضور کلسیت بر بازده رفع آلودگی فلزات سنگین در الکتروسینتیک، دو نوع خاک کائولینیت و خاک طبیعی بستر مرکز دفن زباله همدان مورد بررسی قرار گرفت. رفع آلودگی Zn از نمونه‌های کائولینیت حاوی ۴، ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۲۵ و ۳۰ درصد کربنات آزمایش شد. مطالعات نشان داد که افزایش درصد کربنات در خاک سبب افزایش قابلیت نگهداشت خاک و در نتیجه مقاومت در برابر تغییر pH می‌گردد. همین امر مانع از عملکرد اصلی‌ترین مکانیسم پدیده الکتروسینتیک یعنی انتقال الکترویونی (Electromigration) در رفع آلودگی می‌شود. مکانیسم الکترواسمزی (Electroosmosis) نیز در محدوده داخلی خاک عمل نموده و تغییرات درصد رطوبت و تحکیم در نمونه‌ها مشاهده می‌شود. این آزمایش بر خاک همدان (حاوی ۲۸ درصد کربنات) نیز اجرا و بازده رفع آلودگی در حد ناچیز ۵ درصد مشاهده شد.

کلمات کلیدی:

الکتروسینتیک؛ الکترواسمزی؛ رفع آلودگی خاک؛ کربنات؛ کائولینیت؛ روی.

Effect of Carbonate on the Removal of Heavy Metals from Kaolinite Soil by the Use of Electrokinetic Remediation Method

V. R. Ouhadi; S. Saeidijam; N. Shariatmadari

ABSTRACT

The feasibility of using electrokinetics to clean up contaminants from soils has been established and addressed by several authors. However, the effects of soil composition on the efficiency of the method not yet fully studied. Many of soils especially in semi-arid regions of the world have carbonates. The most common of the carbonate minerals found in soils is calcite (CaCO_3). Carbonates are the most predominant mechanism of retention of heavy metals in soil solids in comparison with exchangeable phases, organics and amorphous materials. In order to investigate the effect of calcite on the removal efficiency, electrokinetic experiments in bench scale were conducted on two soils: kaolinite and natural soil of a landfill in Hamedan. Kaolinite specimens with different percentages of calcite were mixed with zinc nitrate as a source of heavy

ⁱ دانشیار گروه عمران دانشکده مهندسی دانشگاه بوعلی سینا vahido@basu.ac.ir

ⁱⁱ کارشناس ارشد مکانیک خاک و پی

ⁱⁱⁱ استادیار دانشکده عمران دانشگاه علم و صنعت ایران

metal contamination. Batch tests were also performed to define Zn(II) adsorption onto these samples. Series of electrokinetics experiments were performed on these artificially prepared samples. The study showed that soils which have higher carbonate percentages and natural soil with 28% carbonate prevent the development of an acid front which results in alkaline conditions throughout the soil during electrokinetic remediation and significantly lower the efficiency of method.

KEYWORDS:

Electrokinetics; Electroosmosis; Soil Remediation; Carbonate; Kaolinite; Zinc.

کلسیم (CaCO_3) به خوبی به عنوان مقاومت کننده (Buffer) تغییرات pH در مخلوط آب- خاک عمل کرده و مشخصات رسوب و حلالیت آن، مشخصات شیمیایی مایع روزنه‌ای را تغییر می‌دهد. فلزات سنگین در بسیاری موارد در خاکهای رسی با چندین مکانیسم از قبیل فاز تبادل، کربنات، هیدروکسیدها و نیز مواد آلی نگهداشته می‌شوند. نگهداشت یونهای فلزی سنگین در هر فاز به pH محلول خاک، اجزاء خاک و نوع فلز سنگین بستگی دارد. در مقادیر pH بالا، نگهداشت یونهای فلزی سنگین عمدتاً از طریق مکانیسم رسوب است، در حالی که در pHهای پایین خاک، نگهداشت به وسیله قابلیت تبادل کاتیونی غالب می‌شود [۱۱]. مجموعاً در میان همه مکانیسم‌های مختلف موجود در نگهداشت آلودگی، کربنات‌ها نقش اصلی را ایفاء می‌کنند [۱۲ و ۱۳]. معمولاً در pHهای بزرگتر از ۵، فاز کربناتی بر روند نگهداشت آلودگی تاثیر می‌گذارد. نشان داده شده است که قابلیت بافری خاکها تا حد زیادی از سهم کربنات و مقدار CEC خاک تاثیر می‌پذیرد [۱۴]. بازده روش الکتروسینتیک در رفع آلودگی‌ها، از عوامل مختلفی تاثیرپذیر بوده که یکی از مهمترین آنها، اجزاء خاک است [۱۵]. در فرایند استفاده از روش الکتروسینتیک، تاثیر پارامترهای مختلف نظیر چگالی جریان، نوع کانیهای موجود در خاک، نوع آلودگی و pH، توسط محققین مختلف مورد ارزیابی قرار گرفته است [۱۵ و ۱۶ و ۱۷ و ۱۸]. در زمینه کاربردهای کارگاهی این روش در رفع آلودگی نیز تحقیقاتی به عمل آمده است [۱۹ و ۲۰]. با این حال در تحقیقات انجام شده به موضوع تاثیر کربنات بر بازده روش الکتروسینتیک در رفع آلودگی خاکهای کربنات دار توجه بسیار کمی شده است. این در حالی است که در بسیاری از سایت‌های آلوده به فلزات سنگین، وجود کانی‌های کربناتی مشاهده می‌گردد [۱۰]. این مقاله به طور مشروح به تاثیر یکی از اجزاء اصلی خاک یعنی کربنات‌ها و نیز مکانیسم این تاثیر بر بازده روش الکتروسینتیک می‌پردازد.

۲- مواد و روشهای آزمایشگاهی

۲-۱- مشخصات فیزیکی و شیمیایی مصالح

در این تحقیق از دو نوع خاک، کائولینیت و خاک طبیعی

۱- مقدمه

الکتروسینتیک (ElectroKinetics) یک واژه عمومی فیزیکی است که به حرکت ذرات تحت اثر میدان الکتریکی دلالت می‌کند. در مهندسی ژئوتکنیک و خصوصاً مهندسی ژئوتکنیک زیست محیطی، این واژه به مفهوم اعمال یک جریان الکتریکی مستقیم (DC) با شدت کم یا یک اختلاف پتانسیل با شدت کم به یک جفت الکترود مثبت و منفی قرار گرفته در خاک اطلاق می‌شود. براساس نوع ذره‌ای که در میدان الکتریکی حاصل از این جریان حرکت می‌کند مفاهیمی از الکتروسینتیک مشتق شده است که عبارتند از:

۱- الکترواسمزی (Electroosmosis) که به حرکت مولکولهای آب تحت اثر میدان الکتریکی اطلاق می‌شود.

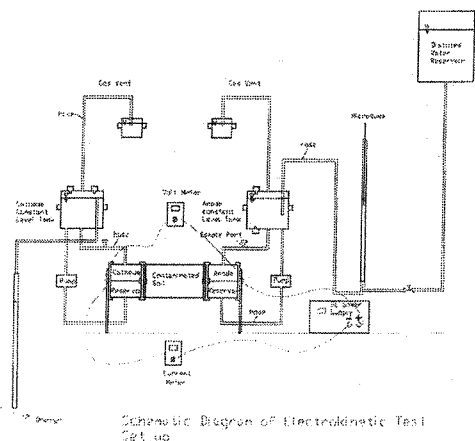
۲- انتقال الکترویونی (Electromigration) که به حرکت یونها تحت اثر جریان الکتریکی اختصاص دارد.

۳- الکتروفورز (Electrophoresis) که به حرکت ذرات جامد تحت اثر میدان الکتریکی می‌پردازد.

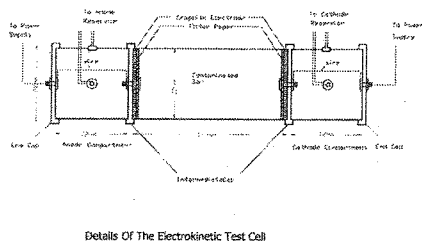
اصولاً قدیمی‌ترین مباحث در زمینه الکتروسینتیک در بخش اول یعنی الکترواسمزی، مطرح شده و کاربردهای ژئوتکنیکی و زیست محیطی متعددی از ابتدای قرن بیستم در این خصوص در زهکشی و تحکیم خاکهای ریزدانه رس دار مشاهده می‌گردد. به عنوان نمونه می‌توان از تحکیم خاکهای رسی نرم [۲ و ۳]، افزایش پایداری دیواره حفاری‌ها [۴]، افزایش استخراج نفت [۵]، پایداری شیبها و خاکریزها [۶ و ۷]، زهکشی و رسوب تعلیق‌های رقیق رس [۸] و مقاوم سازی الکتروشیمیایی خاک‌های دریایی نرم [۹ و ۸] نام برد. کاربردهای مهم و نسبتاً جدید پدیده الکتروسینتیک به بخشهای دوم و سوم ذکر شده مربوط است که در رفع آلودگی از خاکهای آلوده به گسترده‌تری استفاده شده است.

از سوی دیگر کربنات‌ها یکی از اجزاء اصلی خاکهای رسی در مناطق خشک و نیمه خشک جهان هستند. این بخش از خاک تا حد زیادی بر مشخصات نگهداشت آلودگی خاک تاثیرگذار است. متداولترین کانی کربناتی که در خاک یافت می‌شود کلسیت (CaCO_3) است. اصولاً کانیهای کربناتی نگهدارنده‌های خوب یونهای فلزی سنگین و فسفات‌ها هستند [۱۰]. کانی کربنات

است [۲۳]. کلیه آزمایشهای شیمیایی انجام شده بر خاک کائولینیت، بر بخش عبوری از الک نمره ۲۰۰ این خاک انجام شده است. آزمایشهای شیمیایی فوق بر اساس روشهای توصیه شده توسط محققین مختلف انجام شده است [۲۴ و ۲۵ و ۲۶ و ۲۷ و ۲۸]. اندازه گیری سطح مخصوص (SSA) با استفاده از روش اتیلن گلیکول مونو اتیل اتر (EGME) بر طبق روش توصیف شده به وسیله التنتاوی و آرنولد (۱۹۷۳) تعیین شد [۲۷]. درصد کربنات خاک با استفاده از روش تیتراسیون [۲۸] معین و pH خاک نیز در نمونه های محلول ۱:۱۰ اندازه گیری شد. به منظور



شکل (۱): دیگرام شماتیک ترکیب دستگاه آزمایشگاهی الکتروسینتیک



شکل (۲): جزئیات سلول آزمایشگاهی الکتروسینتیک

تعیین غلظت آلودگی های یونی محلول در آب حفره های نمونه های خاک، از دستگاه جذب اتمی (Atomic Adsorption Spectrometer) مدل GBC 932-Plus استفاده شد. تهیه و تحلیل نمونه های پرتو ایکس با استفاده از روش پیشنهادی در مطالعات گزارش شده قبلی انجام شد [۲۹]. مشخصات ژئوتکنیکی و شیمیایی خاک طبیعی مرکز دفن زباله همدان در جدول شماره ۱ ملاحظه می-گردد. میزان قابل توجه کربنات در

بستر مرکز دفن زباله همدان استفاده شده است که مشخصات آنها در جدول شماره ۱ ملاحظه می-گردد.

اغلب مطالعات الکتروسینتیک، بر خاکهای ریزدانه دارای ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) و فعالیت (Activity) کم یعنی انواع کائولینیت انجام شده است. به منظور انتخاب نمونه کائولینیت جهت انجام تحقیق حاضر، نمونه های کائولینیت مختلفی مورد آزمایش قرار گرفت و سرانجام خالص ترین نمونه های موجود، کائولن سوپر منطقه نوز تبریز تشخیص داده شد که در این مقاله به عنوان کائولینیت Z شناخته می-شود. کانی های موجود در این نمونه بر اساس تحلیل پرتو ایکس (XRD)، شامل کائولینیت، کلسیت و کوآرتز بوده است که

جدول (۱): مقایسه مشخصات فیزیکی و شیمیایی کائولینیت Z و جورجیا و خاک بستر مرکز دفن زباله همدان

مشخصات فیزیکی و شیمیایی	کائولینیت Z	کائولینیت جورجیا	خاک همدان
طبقه بندی	CL	CH	CL-ML
آنالیز XRD	کائولینیت- کوآرتز- کلسیت	کائولینیت- ایلیت	ایلیت- کلسیت- کوآرتز- فلدسپار
CEC (meq/100 gr)	۱۳/۶	۴/۲-۸	۱۲/۵
SSA (m ² /gr)	۶۱	۱۲	۱۱۸
LL (%)	۲۴/۱	۶۴	۲۲/۱
PI (%)	۱۱/۲	۳۰	۶/۲
Sulphate Content (%)	صفر	صفر	صفر
Carbonate Content (%)	۴	صفر	۲۸
W _{opt} (%)	۱۷/۵	۳۱	۱۲/۸
γ_d max (gr/cm ³)	۱/۹۶	۱/۲۷	۱/۹
Initial pH	۹/۰۵	۴/۷-۵	۸/۶
G _s	۲/۷۵	۲/۶۵	۲/۷

مجموع مقدار کلسیت و کوآرتز کمتر از ۱۰ درصد است. به منظور تعیین یک مبنای مطالعاتی، مشخصات این خاک با کائولینیت مشهور جورجیا (PX) که در غالب مطالعات تحقیقاتی مورد استفاده قرار گرفته مقایسه شده است. مشخصات کائولینیت Z و کائولینیت جورجیا (PX) در جدول ۱ نشان داده شده است. کائولینیت جورجیا تقریباً فاقد مواد آرمف، کربنات و مواد آلی است [۲۱ و ۲۲ و ۱۱]. اما کائولینیت Z دارای حدود ۴ درصد کربنات است. مشخصات فیزیکی شامل چگالی، دانه بندی، حدود اتربرگ، سهم مواد آلی و درصد رطوبت بر اساس آیین نامه ASTM ارزیابی شده

این خاک که در کل نمونه-های منطقه نیز قبلاً تعیین شده بود مناسب بودن این خاک را جهت نیل به هدف پروژه نشان می-دهد. کانی‌های موجود در این خاک ایلیت، کلسیت، کوارتز و فلدسپار است. آزمایشات اولیه نشان داد که این خاک کمتر از یک درصد مواد آلی و بر اساس منحنی تحلیل XRD و وضوح پیک‌های حاصل، فاقد مواد آرمف است. بنابر این فازهای فوق نقش تعیین کننده ای در نگهداشت آلودگی ندارند.

۲-۲- آماده سازی نمونه‌ها و روش‌های آزمایشگاهی

شکل شماره ۱ دیاگرام شماتیک ترکیب دستگاه آزمایش الکتروسینتیک و شکل شماره ۲ جزئیات سلول اصلی دستگاه را نشان می‌دهد. سلول اصلی دستگاه از جنس پلاستیک شفاف فشرده (Plexiglass) به شکل استوانه به قطر داخلی ۷۲ میلی متر و به طول ۱۴۵ میلی متر است. این سلول در دو انتها به مخزن‌های آند و کاتد متصل شده است. الکترودهایی از جنس گرافیت رسانا و به صورت سوراخدار به این پوشش-ها متصل و به منظور جلوگیری از خروج خاک به مخزن، کاغذ صافی بر روی آن قرار می‌گیرد. منبع تغذیه DC (Power Supply) که تامین کننده برق مستقیم دستگاه است دارای حداکثر ظرفیت ۱۰ آمپر و ۲۴۰ ولت بوده است. در این تحقیق با انتخاب یک اختلاف پتانسیل ۳۰ ولت در نمونه-های آزمایشگاهی، جریان در نمونه ثبت شده و شرایط کلیه آزمایشها یکسان است. در آزمایشهای الکتروسینتیک، خاک خشک شده در هوا و عبوری از الک نمره ۱۰ با ۳۰ درصد (خاک همدان با ۲۴ درصد) آب مقطر آلوده شده با فلز سنگین (HM) مخلوط شد. از نیترات روی $(Zn(NO_3)_2 \cdot 6H_2O)$ ، به منظور تهیه یون فلزی آلودگی، استفاده شد. این مخلوط به مدت ۱۰ دقیقه با همزن برقی مخلوط شده و خمیر حاصل در یک پوشش پلاستیکی به مدت ۲۴ ساعت نگهداری شده تا تعادل حاصل شود. ملات آلوده شده فوق، در لایه-های یکسان و با ضربه ۲۵ چکش طراحی شده متراکم شد. مقداری از خاک جهت تعیین درصد رطوبت، pH و غلظت اولیه آلودگی، جداگانه تحت آزمایش قرار گرفت. پس از اتمام آزمایش الکتروسینتیک، نمونه خاک از سلول خارج و به ۵ مقطع عرضی تقسیم و از وسط هر مقطع، نمونه جهت تعیین غلظت آلودگی اخذ شد. دوره انجام آزمایش ۱۰۰ ساعت انتخاب شده است [۱۵]. غلظت آلودگی در نمونه های آزمایشگاهی بر اساس تحقیقات انجام پذیرفته بر غلظت آلودگی‌های فلزات سنگین موجود در خاکهای آلوده مناطق صنعتی، انتخاب شد. این غلظت برای فلز Zn بین ۱۰۱ تا ۲۷۸۰۰ ppm و با متوسط ۲۷۹۰ ppm گزارش شده است [۱۵]. به همین دلیل غلظت ۲۵۰۰ ppm در این تحقیق مورد استفاده واقع شد.

به منظور بررسی اثر حضور کربنات بر بازده روش الکتروسینتیک در رفع آلودگی یون فلزی روی (Zn) از خاکها، هفت سری آزمایش در مقیاس آزمایشگاهی انجام شد که مشخصات این آزمایشها در جدول شماره ۲ ارائه شده است. از آنجا که مقرر بود به نتایج آزمایشهای جذب استناد گردد، درصد کربنات کلسیم به صورت درصد وزنی خاک خشک، مشابه آزمایشهای جذب انتخاب شده است.

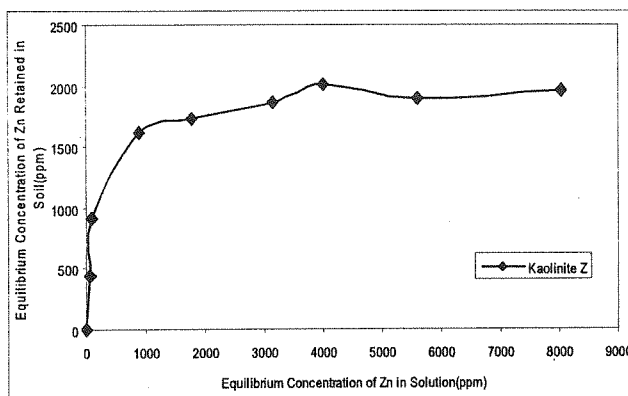
هرچند که غلظت اولیه فلز روی در مرحله اختلاط ۲۵۰۰ ppm لحاظ شده اما از آنجا که در مراحل اختلاط و عمل آوری نمونه، امکان تغییر در وضعیت غلظتها وجود دارد بنابراین در ابتدای هر آزمایش از خاک قرار داده شده در سلول، نمونه هایی جهت تعیین غلظت اولیه Zn برداشته و تحت آزمایش قرار گرفته است.

۳- بحث و بررسی

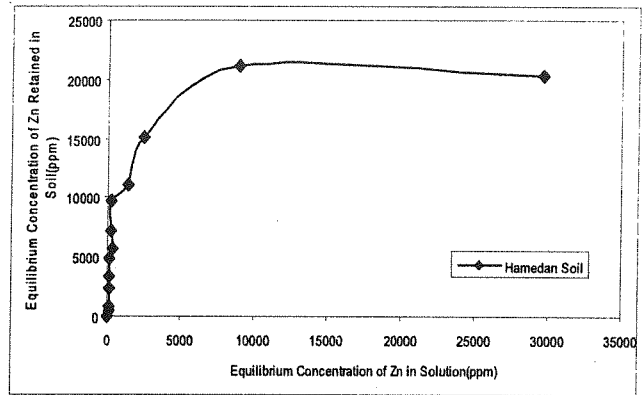
۳-۱- نتایج آزمایشهای جذب

شکل‌های ۳ و ۴ منحنی جذب Zn را در کائولینیت Z و خاک همدان نشان می‌دهد. الگوی جذب هر دو خاک از مدل جذب هم دمای لانگمیر تبعیت می‌کند [۳۱].

شکل شماره ۳ نشان می‌دهد که جذب حداکثر Zn در کائولینیت Z حدود ۱۷۰۰ ppm بوده و غلظت ۲۵۰۰ ppm که به عنوان غلظت آلودگی در آزمایشهای الکتروسینتیک استفاده شده بیش از محدوده جذب است. جذب Zn در خاک همدان نیز حدود ۲۱۰۰۰ ppm است. افزایش میزان جذب Zn در خاک همدان را می‌توان به میزان کربنات بیشتر این خاک مربوط دانست.



شکل (۳): نمودار جذب یون Zn به نمونه کائولینیت Z



شکل (۴): منحنی جذب یون Zn به خاک بستر مرکز دفن زباله همدان

جدول (۲): مشخصات آزمایشهای مقیاس آزمایشگاهی الکتروسینتیک

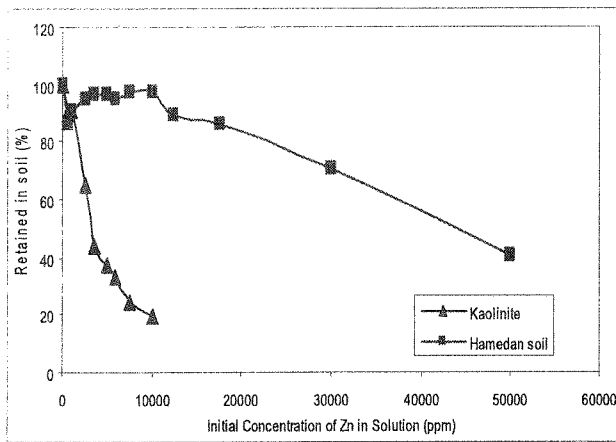
شماره آزمایش	۱ کاتولینیت Z (%۴ کربنات)	۲ کاتولینیت Z (%۱۰ کربنات)	۳ کاتولینیت Z (%۱۵ کربنات)	۴ کاتولینیت Z (%۲۰ کربنات)	۵ کاتولینیت Z (%۲۵ کربنات)	۶ کاتولینیت Z (%۳۰ کربنات)	۷ خاک همدان
وزن مخصوص کل (g/cm ³)	۱/۷۳	۱/۷۸	۱/۷۹	۱/۶۹	۱/۷۱	۱/۷۶	۱/۶۴
وزن مخصوص خشک (g/cm ³)	۱/۲۲	۱/۳۷	۱/۲۹	۱/۲۸	۱/۳۰	۱/۳۵	۱/۲۲
درصد رطوبت (%)	۳۰/۳	۳۰/۰	۲۹/۰	۳۱/۶	۳۱/۱	۳۰/۳	۲۴/۲
نشانه خلاء	۱/۰۳	۰/۹۷	۰/۹۴	۱/۱۰	۱/۰۷	۱/۰۰	۱/۰۰
درجه اشباع (%)	۸۰/۹	۸۵/۰	۸۴/۸	۷۹	۷۹/۹	۸۳/۳	۶۵/۳
نسبت تخلخل	۰/۵۱	۰/۴۹	۰/۴۸	۰/۵۲	۰/۵۲	۰/۵۰	۰/۵۰
حجم حفرات (cm ³)	۲۳۴/۶	۲۲۵/۴	۲۲۰/۸	۲۳۹/۲	۲۳۹/۲	۲۳۰/۰	۲۳۰/۰
ولتاژ (V)	۳۰	۳۰	۳۰	۳۰	۳۰	۳۰	۳۰
مدت زمان (ساعت)	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰
غلظت اولیه روی (ppm)	۱۹۷۳	۲۰۵۴	۲۱۳۳	۱۹۸۲	۲۴۴۴	۲۲۸۸	۲۰۷۸

جذب است. در این میان، مشابهت منحنی خاک همدان با کاتولینیت حاوی ۳۰ درصد کربنات، معرف نقش تعیین کننده کربنات در مقایسه با سایر اجزاء خاک است.

شکل ۷ تاثیر تغییرات pH را بر جذب روی به کاتولینیت Z نشان می دهد. آزمایش به صورت pH کنترل با استفاده از اسید نیتریک (HNO₃) و هیدروکسید سدیم (NaOH) رقیق انجام شده است. چنانکه بیان شد با افزایش pH، میزان جذب Zn افزایش یافته که عمدتاً مربوط به رسوب یون فلزی روی به صورت Zn(OH)₂ است. هم چنین ویژگی تابع pH بودن بار سطحی کاتولینیت، می تواند به افزایش قابلیت نگهداری آلودگی

در شکل ۵، مقایسه ای بین نگهداشت Zn در هر دو خاک بر حسب غلظت های مختلف انجام شده است. نمودار نشان می دهد در حالی که در غلظت ۲۵۰۰ ppm، خاک همدان قابلیت نگهداری ۱۰۰ درصد آلودگی را داشته این قابلیت در نمونه کاتولینیت Z صرفاً حدود ۶۰ درصد بوده است.

در شکل ۶ اثر سهم کربنات بر قابلیت نگهداری یون فلزی روی در کاتولینیت بررسی شده است. با افزایش سهم کربنات از ۴٪ به ۱۰٪ و سپس ۱۵٪، ۲۰٪، ۲۵٪ و ۳۰٪، منحنی جذب Zn به سمت بالا حرکت نموده که معرف افزایش میزان



شکل (۸): ارزیابی قابلیت نگهداشت در نمونه‌های کائولینیت

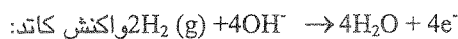
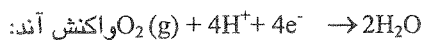
Z با سهم‌های مختلف کربنات و نمونه خاک همدان

این مقاومت در برابر تغییر pH، عامل مهمی در قابلیت نگهداری زیاد یون فلز سنگین توسط خاک خواهد بود چنانکه در مورد روی نیز نشان داده شد.

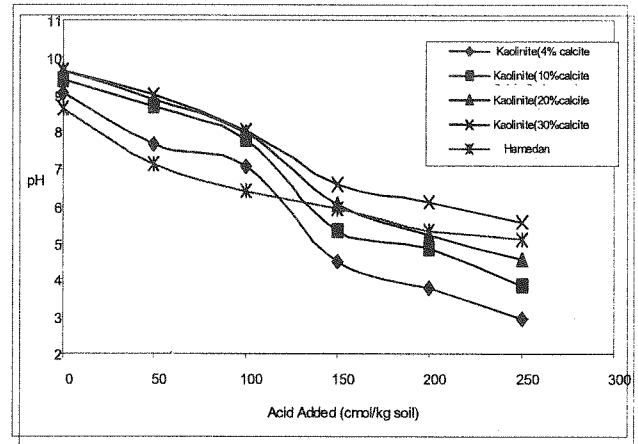
به این ترتیب از مجموعه نمودارهای اندرکنش خاک و آلودگی در این خاکها می‌توان احتمال داد که یون Zn در کائولینیت Z و خاک همدان با فازهای تبدیلی و رسوب گذاری هیدروکسید روی و نیز فاز کربنات با رسوب ZnCO₃ که در pH های بالا نامحلول است نگهداری می‌گردد. هر دو این خاکها دارای CEC کم می‌باشند (جدول ۱)، به همین دلیل اهمیت فاز تبدیلی جذب در آنها چندان قابل توجه نیست. به این ترتیب قابلیت بالای نگهداری آلاینده‌های فلزی در این دو نمونه عمدتاً به واسطه حضور فاز کربنات در نمونه‌های فوق بوده است.

۳-۲- نتایج آزمایش‌های الکتروسینتیک

در روند آزمایش‌های الکتروسینتیک، با وصل جریان، الکترولیز آب در سلول‌های آند و کاتد آغاز می‌شود که منجر به واکنش‌های اکسیداسیون و احیاء به صورت ذیل می‌گردد:

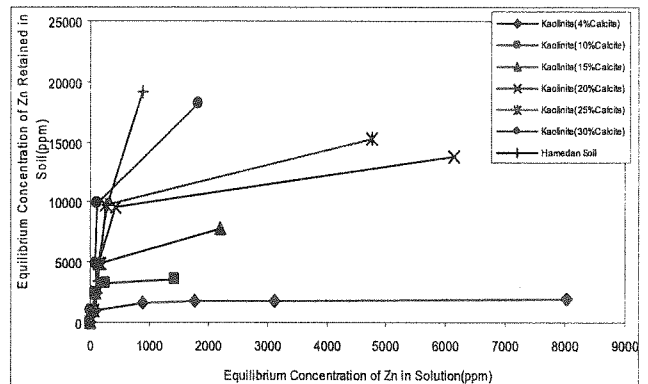


این واکنشها سبب ایجاد شرایط اسیدی در محیط آند و شرایط قلیایی در محیط کاتد می‌شود به گونه‌ای که پس از چند ساعت اولیه، pH محیط سلول آند به حدود ۳/۵ کاهش و در سلول کاتد به حدود ۱۱ افزایش می‌یابد. بر اساس طراحی انجام شده در سلول آزمایشگاهی، گاز اکسیژن تولید شده در آند و هیدروژن تولید شده در کاتد به خارج از سلول هدایت می‌شود. همچنین یونهای H⁺ تولید شده در آند و هم چنین OH⁻ کاتد، به سمت قطب مخالف خود حرکت می‌کنند. همین شرایط اسیدی در محیط آند است که باعث خوردگی شدید اقلام فلزی اعم از الکترودهای فولادی ضد زنگ یا سیم رابط مسی و اتصالات

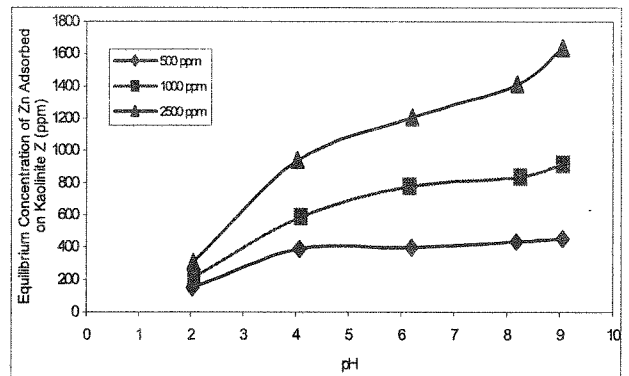


شکل (۵): مقایسه جذب یون Zn در دو نمونه خاک مورد مطالعه

به منظور ارزیابی بیشتر تاثیر تغییر pH بر قابلیت نگهداشت خاک، تغییرات قابلیت نگهداشت نمونه‌ها با استفاده از تیتراسیون خاک با اسید نیتریک در شکل ۸ نمایش داده شده است. این نمودار به وضوح بیان می‌کند که با افزایش درصد کربنات در کائولینیت، میزان مقاومت خاک در برابر تغییر pH و به عبارت دیگر قابلیت نگهداشت خاک افزایش یافته و مشابهت منحنی خاک همدان در این رفتار با کائولینیت حاوی ۲۵ و ۳۰ درصد کربنات، حاکمیت کنترل کننده کربنات را اثبات می‌نماید.



شکل (۶): تاثیر کربنات بر جذب روی در کائولینیت Z و خاک همدان



شکل (۷): اثر pH بر جذب Zn در کائولینیت Z

موجود مانند پیچ و مهره می‌شود.

علاوه بر این واکنشها، در خاک نیز در اثر القاء جریان الکتریکی مستقیم، آب الکترولیز شده و در مجاورت کاتد محیط بازی و در مجاورت آند محیط اسیدی ایجاد شده و به همراه یونهای مربوط به سلولها، این یونهای H^+ و OH^- به سمت قطب مخالف حرکت می‌کنند. شکل ۹ تغییرات pH را در طول نمونه‌های خاک در انتهای آزمایشهای الکتروسینتیک نشان می‌دهد. در این آزمایشها، نمونه‌های کائولینیت حاوی درصدهای مختلف کلسیت اضافه شده به خاک تحت آزمایش الکتروسینتیک قرار گرفته‌اند. چنانکه مشهود است در آزمایش شماره ۱ که کمترین مقدار کربنات را دارد تغییرات pH از حدود ۱۱ در مجاورت کاتد تا حدود ۶ در مجاورت آند امتداد دارد. در آزمایشهای بعدی، این تغییرات کمتر شده است به گونه‌ای که در آزمایش شماره ۶ که بر کائولینیت Z حاوی ۳۰ درصد کربنات انجام شده، تغییرات pH از حدود ۱۱ در مجاورت کاتد به حدود ۹ در مجاورت آند منتهی می‌شود. مشابهت شرایط تغییرات pH در طول نمونه در آزمایش شماره ۷ مربوط به خاک همدان نیز بیانگر آن است که کنترل کننده شرایط در آزمایشهای ۵ و ۶ و ۷ یک عامل مشترک است.

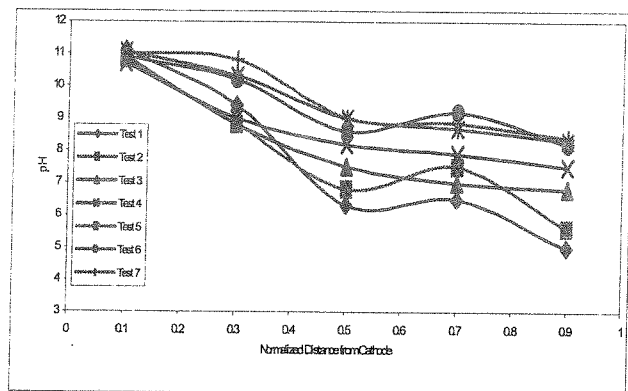
یونهای Zn که به عنوان آلودگی خاک در آزمایشها مورد استفاده قرار گرفته در محیط سلول کاتد و نیز در طول خاک مورد ارزیابی قرار گرفته است. شکل شماره ۱۰ تغییرات غلظت Zn را در سلول کاتد بر حسب زمان، نشان می‌دهد. چنانکه ملاحظه می‌شود تقریباً در کلیه آزمایشها، غلظت بسیار ناچیزی از Zn در سلول کاتد یافت شده است. حتی این مقدار در انتهای آزمایش کمتر از یک درصد غلظت آلودگی موجود در خاک است. این امر در آزمایش شماره ۱ هم دیده می‌شود و به همین دلیل نمیتوان اثر اجزاء خاک را بر آن موثر دانست. در کنار این کنترل، مقداری از آلودگی نیز در اثر پدیده انتشار (Diffusion) از خاک مجاور سلول کاتد به آن منتقل شده است و نمی‌توان با اطمینان، این غلظت را به رفع آلودگی نسبت داد.

نمودار شکل ۱۱ تغییرات نهایی غلظت Zn را در طول نمونه های خاک نشان می‌دهد. چنانکه از نمودارها مشهود است آلودگی در آزمایش شماره ۱ از سمت آند حرکت و در حدود ۵ سانتی متری کاتد تجمع کرده است. در آزمایشهای شماره ۲ و ۳ نیز این پدیده مشاهده می‌گردد، اما در آزمایشهای شماره ۴، ۵ و ۶ این تغییر غلظت بسیار کم شده است. به گونه‌ای که در آزمایش شماره ۶ تقریباً غلظت Zn در طول نمونه یکنواخت است. در خاک همدان نیز رفتاری مشابه نمونه ۶ دیده می‌شود. هرچند که روند تغییرات نمودارها اندکی با یکدیگر متفاوت است اما رفع آلودگی از سمت آند بسیار کم است. در کلیه نمودارها،

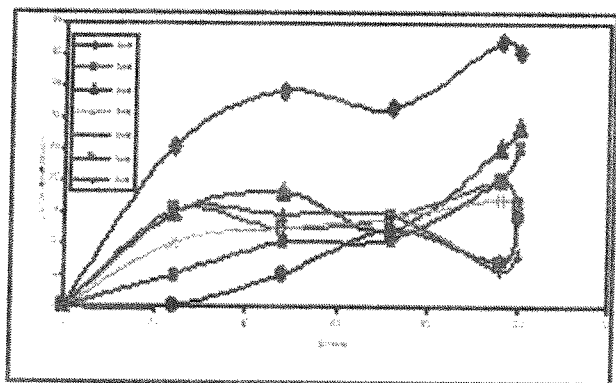
غلظت حداکثر، در حدود ۵ سانتی متری الکترو کاتد مشاهده می‌گردد.

نمودار شکل ۱۲ این توصیف را بسیار عینی تر نشان می‌دهد. در این نمودار تغییرات نسبت غلظت نهایی به غلظت اولیه Zn در آزمایشها ارائه شده است. چنانکه ملاحظه می‌گردد با ترسیم خط افقی، مبنایی جهت تعیین بازده رفع آلودگی در آزمایشها ایجاد می‌شود. در آزمایش شماره یک، در مجاورت آند تقریباً صد درصد آلودگی منتقل و تجمع حدود ۱۳۰ درصدی در مجاورت کاتد مشاهده می‌شود، اما در آزمایشهای بعدی این تغییرات کمتر بوده است. بطوریکه در آزمایشهای شماره ۵ و ۶، تقریباً ۸۰ درصد آلودگی حتی در مجاورت آند باقی مانده است. در خاک همدان نیز بازده رفع آلودگی در حد ناچیز بوده به گونه ای که نمودار آن تقریباً افقی بوده و ۹۰ درصد آلودگی در مجاورت آند باقیمانده است.

نمودار شکل شماره ۱۳ تغییرات درصد رطوبت نهایی را در نمونه‌ها نشان می‌دهد. چنانکه ملاحظه می‌گردد آب در اثر پدیده الکترواسمزی از سمت آند حرکت و به کاتد منتقل شده

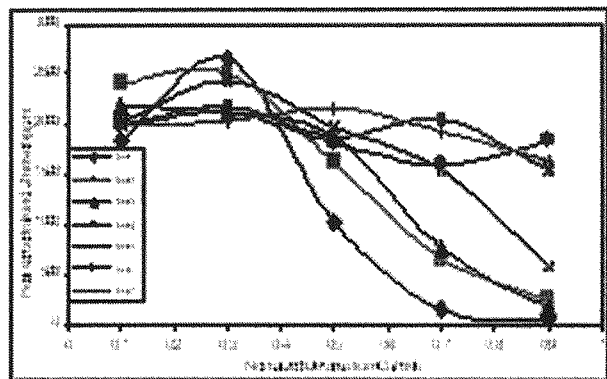


شکل (۹): تغییرات pH در طول نمونه در انتهای آزمایشها



شکل (۱۰): تغییرات غلظت Zn در طول مدت آزمایش در سلول کاتد

pH و به عبارت دقیق‌تر یک جبهه اسیدی در خاک، رسوب نمکها و کانی‌های ثانویه، هیدرولیز و تولید گاز در مجاورت الکترودها، اکسیداسیون-احیاء، و تغییر بافت خاک می‌باشند [۳۱]. برخی از این فرایندها، حرکت آلودگی‌ها را در خلال روند الکتروسیتیک تسهیل کرده اما بعضی، از قبیل تولید گاز در مجاورت الکترودها و رسوب آلودگی‌ها، ممکن است که بازده روش الکتروسیتیک را کمتر کنند. حرکت یک جبهه اسیدی در خاک و واکنشهای اکسیداسیون و احیاء که منجر به ایجاد یونهای H^+ و OH^- در خاک می‌شوند بیشترین تاثیر را در رفع آلودگی فلزات سنگین در خاکها دارا می‌باشند [۳۲]. در این میان اهمیت نوع خاک و آلودگی مورد بررسی در روش الکتروسیتیک را باید در نظر داشت. کاتولینیت به دلیل داشتن CEC کم و ضریب فعالیت کم، مستعدترین کانی رسی جهت رفع آلودگی الکتروسیتیک است. هم چنین مکانیسم‌های جذب مختلف آلودگی‌ها به خاک سبب می‌شود که در یک خاک، بازده رفع آلودگی‌های مختلف، متفاوت باشد [۱۰]. حرکت جبهه اسیدی در خاک، بعضی از رسوبات را محلول و رفع آنها را تسهیل می‌کند. اما ممکن است بعضی آلودگی‌ها را که به



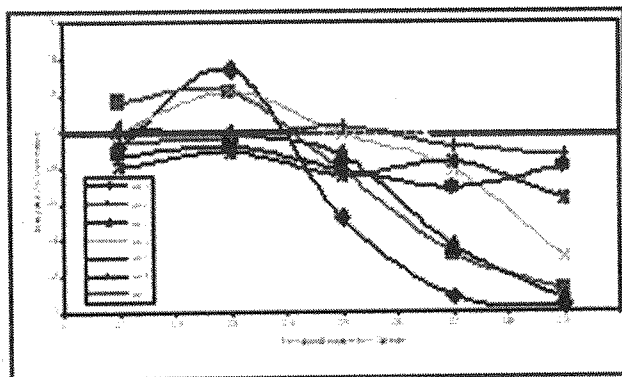
شکل (۱۱): تغییرات غلظت Zn در انتهای آزمایش در طول نمونه

است. بنابر این درصد رطوبت نهایی در سمت کاتد بیشتر از آند است. ضمناً کل درصد رطوبت نمونه‌ها در تمام آزمایشها نسبت به رطوبت اولیه کمتر است. این موضوع می‌تواند ناشی از خروج آب در اثر فرایند الکترواسمزی و ایجاد تحکیم در نمونه‌ها باشد.

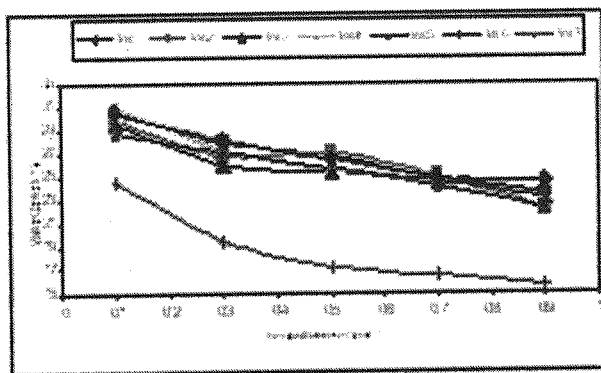
آنچه در طول این آزمایشها به روشنی دیده می‌شود آنست که در اثر ایجاد اختلاف پتانسیل ثابت ۲۰ ولت، در ابتدا جریانی حدود ۶۰ میلی آمپر از نمونه‌ها عبور کرده و در نتیجه چگالی جریان، حدود $1/47 \frac{mA}{cm^2}$ بوده است. با گذشت مدت زمانی حدود ۴۰ ساعت، این شدت جریان به میزان قابل توجهی افت کرده و به حدود ۵-۶ میلی آمپر در ساعات نهایی می‌رسد که چگالی جریان معادل آن $0/115-0/12 \frac{mA}{cm^2}$ است. این افت جریان به واسطه افزایش مقاومت در نمونه بوده که در خصوص دلایل آن توضیح داده خواهد شد.

هنگامی که یک جریان الکتریکی مستقیم به توده خاک مرطوب اعمال می‌شود سه پدیده مستقل الکترواسمزی، انتقال الکترونی و الکتروفورز رخ می‌دهد [۳۲]. در اثر پدیده الکترواسمزی، آب از سمت آند حرکت و به سمت کاتد منتقل می‌شود (شکل ۱۳). به همراه این آب حفره‌ای، محتویات آن شامل یونهای آلودگی نیز در اثر وجود لزجت منتقل می‌گردند. هم چنین در اثر انتقال الکترونی، یونها به سمت الکترودها با بار مخالف حرکت می‌کنند. همین پدیده است که باعث می‌شود کاتیونهای آلودگی به سمت کاتد حرکت نمایند. در سیستم‌های مشابه شرایط آزمایشهای این تحقیق (نمونه‌های متراکم و درصد رطوبتهای کم)، الکتروفورز (حرکت ذره رسی منفی به سمت آند) تقریباً ناچیز و عملاً بی تاثیر است [۸].

علاوه بر این عوامل (که مهم‌ترین آنها در رفع آلودگی، انتقال الکترونی است) واکنشهای دیگری نیز در خاک رخ می‌دهد. بعضی از این واکنشها عبارت از: انتشار یونی (Ion Diffusion)، تبادل یونی (Ion Exchange)، حرکت یک گرادیان



شکل (۱۲): تغییرات نسبت غلظت نهایی به غلظت اولیه Zn در انتهای آزمایش در طول نمونه‌ها



شکل (۱۳): تغییرات درصد رطوبت در طول نمونه در انتهای آزمایش

صورت کمپلکس یا جذب شیمیایی در خاک وجود دارند

تواند خارج کند.

درک فرایندهای فوق و نیز واکنش های فیزیکی - شیمیایی رخ داده در طول روند الکتروسینتیک، می تواند قضاوت صحیحی نسبت به آنچه در این آزمایشها به دست آمده ارائه دهد. یکی از مهم ترین واکنش هایی که در روند الکتروسینتیک ایجاد می شود تغییر پتانسیل ذتا (Zeta potential) در سطح تماس ذره خاک و سیال حفره ای است [۱۸ و ۲۳]. بسیاری از ذرات رسی در اثر جانشینی هم شکل و نیز پیوندهای شکسته دارای بار منفی هستند. به همین دلیل پتانسیل ذتا نیز در آنها منفی است. در کائولینیت علامت پتانسیل ذتا تابعی از pH خاک است و با کاهش pH به سمت اسیدی شدن، پتانسیل ذتا مثبت می گردد. با مثبت شدن پتانسیل ذتا، عملاً دفع ذرات مثبت (کاتیونهای آلودگی) از مجاورت ذره رسی صورت پذیرفته و زمینه رفع آنها را فراهم می کند. زیرا کاتیون ثابت (Fixed) به یک کاتیون متحرک (Mobile) تبدیل شده که تحت اثر جریان الکترواسمزی و نیز انتقال الکترونی در خاک حرکت می کند. به همین دلیل حرکت جبهه اسیدی ناشی از الکتروسینتیک در خاک، زمینه این تغییر علامت پتانسیل ذتا و خروج آلودگی از سطح ذره رسی را فراهم می سازد.

اگر مقاومت خاک در برابر تغییر pH به گونه ای باشد که امکان تغییر pH فراهم شود (مانند آزمایش شماره ۱) ایجاد جبهه اسیدی، واکنش خاک، و حرکت آلودگی های یونی، یکی از موثرترین واکنشهای افزایش بازده رفع آلودگی الکتروسینتیک است [۱۷ و ۱۹ و ۲۰]. البته این جبهه اسیدی در نزدیکی کاتد متوقف شده و شرایط در مجاورت کاتد هم چنان قلیایی می ماند (شکل ۹). اسید تولید شده و حرکت آن در خاک، بسیاری از آلودگی های فلزی را که با مکانیسم رسوب جذب شده اند چه به صورت هیدروکسیدهای نامحلول و چه به صورت سایر نمکها مانند کربناتها، محلول کرده و زمینه دفع آنها را ایجاد می کند. به طور مثال $ZnCO_3$ که در pH های بالا نامحلول است در شرایط اسیدی محلول شده و یون های Zn در میدان الکتریکی به سمت کاتد حرکت می کنند. سپس مجدداً به دلیل وجود شرایط قلیایی در مجاورت کاتد، رسوب نموده و به صورت $Zn(OH)_2$ ظاهر می گردد [۲۰].

باید دانست که روش الکتروسینتیک یک روش مفید برای آلودگی های متحرک است (آلودگی هایی که در سیال حفره ای وارد شده یا به ذرات متحرک در خاک متصل شده اند). زیرا میدان الکتریکی به عنوان یک نیروی خارجی بر این ذرات تاثیر نموده و آنها را به یک سمت خاص هدایت می کند. بنابراین رسوبات جذب شده در خاک، ابتدا باید از حالت رسوب خارج و سپس دفع شوند؛ که چنانکه ذکر شد یکی از شرایط این امر با

استفاده از حرکت جبهه اسیدی در خاک است.

افزایش مقدار درصد کربنات کلسیم در آزمایشهای ۲ تا ۶، باعث افزایش قابل توجه میزان قابلیت مقاومت و نگهداشت خاک (Buffering Capacity) شده و حرکت جبهه اسیدی در خاک را در هر مرحله کمتر کرده است. این افزایش ظرفیت نگهداشت خاک که قبلاً در شکل ۸ ملاحظه شد باعث شده است که شرایط خاک در سراسر طول نمونه، قلیایی باقی بماند. این قلیایی بودن علاوه بر ایجاد شرایط رسوب Zn به صورت $Zn(OH)_2$ ، چنانکه قبلاً در نمودار شکل ۷ نشان داده شد، جذب Zn را به ذره رسی بیشتر می کند. مؤید اثر این افزایش جذب با تغییر درصد کربنات نمودار شکل ۶ بوده است که نشان می دهد با افزایش درصد کربنات، جذب Zn نیز افزایش یافته است. عدم شکل گیری یک جبهه اسیدی مؤثر در خاک همدان نیز که دارای ۲۸ درصد کربنات است، سبب شده است که محلول شدن رسوبات Zn صورت نگرفته (نمودار شکل ۱۱) و درصد ناچیز رفع آلودگی نیز عمدتاً، به پدیده الکترواسمزی و حرکت آب از آند به کاتد منتسب می گردد. در این راستا چنانکه ملاحظه شد در آزمایشهای شماره ۱، ۲ و ۳ که رفع آلودگی Zn بیشتر است لایه ای از Zn رفع شده، در مجاورت کاتد رسوب کرده است. بدین ترتیب یک لایه عایق در همان ساعات اولیه آزمایش در این ناحیه شکل می گیرد که دلیل افت شدت جریان، ادامه این افت و افزایش مقاومت الکتریکی نمونه نیز به این لایه مجاور کاتد نسبت داده می شود.

۴- نتیجه گیری

حضور کربنات در کائولینیت و افزایش درصد آن، سبب افزایش قابلیت نگهداری یونهای فلزی سنگین مانند روی با مکانیسم رسوب می گردد. حضور کربناتها سبب می شود که با افزایش ظرفیت نگهداشت خاک، pH طبیعی خاکهای مورد بررسی که قلیایی بوده هم چنان قلیایی مانده و یونهای فلزی افزوده شده به خاک به صورت رسوبات هیدروکسیدی و نیز رسوبات کربناتی جذب گردند.

عدم شکل گیری یک جبهه اسیدی در خاک و مقاومت خاک در برابر تغییر pH و حرکت یونهای H^+ تولیدی در آند، سبب می شود که این یونها هم چنان به حالت رسوب باقی مانده و دفع نگردند و به عبارتی فرایند شستشوی اسیدی عقیم بماند. بازده حدود ۹۵ درصدی رفع آلودگی با حضور ۴ درصد کربنات در کائولینیت Z در مجاورت آند و کاهش این بازده در همان ناحیه به حدود ۵ درصد در کائولینیت Z حاوی ۳۰ درصد کربنات و خاک همدان، تاثیر حضور کربنات را بر این روش نشان می دهد. البته Zn رفع شده به طور کامل از خاک خارج

- [6] Casagrande, L.; "Electro-Osmosis in Soils", Geotechnique, Vol.1, No.3, p.p.159-177, 1949
- [7] Casagrande, L.; "Stabilization of Soils by Means of Electro-Osmosis: State of the Art", J. of Boston Society of Civil Engr., ASCE, Vol. 69 No.2, p.p.255-302, 1983.
- [8] Shang, J. Q.; "Electrokinetics in Geotechnical and Environmental Engineering Applications", Proc. 53RD Annual Conference of the Canadian Geotechnical Society, Montreal, p.p.5-23, 2000
- [9] 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
- [10] Yong, R.N.; *Geoenvironmental Engineering, Contaminated Soils, Pollutant Fate and Mitigation*, CRC Press, Boca Raton, 2001
- [11] Yong, R.N.; Phadangchewit, Y.; "pH Influence on Selectivity and Retention of Heavy Metals in Some Clay Soils", Can. Geotech. J., 30, p.p.821-833, 1993
- [12] Plassard, F.; Winiarski, T.; Petit-Ramel, M.; "Retention and Distribution of Three Heavy Metals in a Carbonated Soil: Comparison Between Batch and Unsaturated Column Studies", Journal of Contaminant Hydrology, Vol.42 p.p. 991-111, 2000
- [13] Griffin, R.A.; Shimp, N.F.; Steele, J.D.; Ruch, R.R.; White, W.A.; Hughes, G.M.; "Attenuation of Pollutants in Municipal Leachate by Passage through Clay", Environ. Sci. Technol., Vol. 10 p.p. 1262-1268, 1976
- [14] 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, p.p. 53-67 1990.
- [15] 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, p.p.135-158, 1997
- [16] Hamed, J.; Bhadra, A., "Influence of Current Density and pH on Electrokinetics", Journal of Hazardous Materials, Vol.55 p.p.279-294, 1997.
- [17] 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 p.p.117-137, 1995
- [18] 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, p.p.239-254, 1994.
- [19] Alshawabkeh, A.; Yeung, A. T.; Bricka, M.; "Practical Aspects of In-situ Electrokinetic Extraction", J. Envr. Engrg, ASCE, Vol.125, No.1, p.p.2735 1999.
- [20] Hamed, J.; Acar, Y. B.; Gale, R. J.; "Pb(II) Removal from Kaolinite by Electrokinetics", J. Geotech. Engrg., ASCE, Vol.117, No.2, p.p.241-271, 1991
- [21] 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 p.p.849-4 2000.
- [22] Yong, R.N.; Mohamed, A.M.O.; Warkentin, B.P.; *Principles of Contaminant Transport in Soils*, Elsevier, Holland, 1992
- [23] American Society for Testing and Materials, ASTM, *Annual Book of ASTM Standards*, Philadelphia, V.4, 08 1992
- [24] Yong, R. N.; Bentley, S.P.; Harris, C.; Yaacob, W. Z. W.; "Selective Sequential Extraction Analysis (SSE) on Estuarine Alluvium Soils",

Geoenvirenmental Engineering, Thomas Telford, London' p.p.118-126, 1999

نشده و به صورت یک لایه در مجاورت کاتد رسوب می‌کند.

عدم کاهش در pH خاک در اثر حضور کربنات، سبب جلوگیری از تغییر پتانسیل ذرات خاک شده و عملاً زمینه تمایل این پتانسیل به سمت مثبت شدن را منتفی می‌کند. این مثبت شدن در کاتولینیت یکی از مکانیسم‌های دفع کاتیونها است که از روش الکتروسینتیک حاصل می‌گردد.

تنها مکانیسم فعال با حضور کربنات، الکترواسمزی بوده که تغییرات درصد رطوبت در طول خاک معرف آنست که تغییر درصد کربنات، بر این فرایند الکتروسینتیک تقریباً بی اثر است. درصد ناچیز رفع آلودگی در خاکهای با درصد کربنات زیاد را می‌توان به این عامل نسبت داد. هرچند که با حضور کربنات‌ها، شکل گیری لایه عایق الکتریکی و در نتیجه کاهش جریان الکترواسمزی نیز سریعتر رخ می‌دهد.

حرکت یونهای OH⁻ ایجاد شده در اثر الکترولیز در مجاورت کاتد، سبب شکل گیری یک لایه عایق از رسوبات هیدروکسیدی در آن محدوده می‌گردد که به سبب عایق بودن، به تدریج از بازده روش کاسته و مقاومت نمونه‌ها را افزایش می‌دهد. این موضوع در کلیه آزمایشها مشاهده و مستقل از درصد کربنات است.

۵- تقدیر و تشکر

این مقاله بخشی از نتایج طرح تحقیقاتی بین دانشگاهی ((بررسی میزان قابلیت روش الکترواسمزی در مقیاس اجرایی و آزمایشگاهی در رفع آلودگی از خاک مرکز دفن زباله همدان)) بین دانشگاه بوعلی سینا و دانشگاه علم و صنعت ایران بوده است که از حمایت‌های حوزه‌های محترم معاونت پژوهشی دو دانشگاه تقدیر می‌گردد.

۶- مراجع

- [1] Casagrande, L.; "Electro-Osmosis", Proc. Second Int. Conf. on Soil Mechanics and Found., Vol.1, p.p.65-78 1948.
- [2] Bjerrum, L.; Moum, J.; Eide, O.; "Application of Electro-Osmosis to a Foundation Problem in a Norwegian Quick Clay", Geotechnique, London, No.17 p.p.214-235, 1967.
- [3] Mitchell, J. K.; Wan, T-C.; "Electro-Osmotic Consolidation: Its Effects on Soft Soils", Proc. IX ICSMFE, Tokyo, Japan, Vol.1, p.p.219-224, 1977
- [4] Chappell, B. A.; Burton, P. L.; "Electro-Osmosis Applied to Unstable Embankment", J. Geotech. Engrg. Div., ASCE, Vol.8, No.101, p.p.733-740, 1975
- [5] Amba, S. A.; Chilingirian, G. V.; Beeson, C. M.; "Use of Direct Electrical Current for Increasing the Flow Rate of Reservoir Fluids During Petroleum Recovery", J. Canadian

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

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

[27] Elthantany, I. N.; Arnold, P.W.; "Reappraisal of Ethylene Glycol Mono-Ethyl Ether, (EGME) Method for Surface Area Estimation of Clays", Soil Sci., 24, p.p. 232-238, 1973.

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

[29] Ouhadi, V.R.; Yong, R.N. "Experimental and theoretical evaluation of impact of clay microstructure on the quantitative mineral evaluation by XRD analysis, Elsevier Journal of

Applied Clay Science, Vol. 23, Issue 1-4, pp. 141-148, 2003.

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

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

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

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

زیر نویس ها

- ¹Electromigration
- ²Electroosmosis
- ³ElectroKinetics
- ⁴Electrophoresis
- ⁵Buffering Capacity
- ⁶Activity
- ⁷Atomic Adsorption Spectrometer
- ⁸Plexiglass
- ⁹Power Supply
- ¹⁰Diffusion
- ¹¹Ion Diffusion
- ¹²Ion Exchange

