مجلة محيط شناسي ،سال سي و پنجم،شمارة ٤٩ بهار٨٨،صفحة ٧٣-٨٢

كيفيت سيلاب شهري و رسوبات حاوي فلزات سنگين در حوضچه تزريق شهر شيراز و بررسي عملكرد مواد جاذب براي كاهش آلودگي

محمد پروين‌نيا[1]*، غلامرضا رخشنده‌رو[2] ،پرويز منجمی[3]

١- استاديار بخش مهندسی عمران و محيط زيست, دانشگاه ياسوج

٢- دانشيار بخش مهندسی عمران و محيط زيست, دانشگاه شيراز

٣- استاديار بخش مهندسی عمران و محيط زيست, دانشگاه شيراز

تاريخ دريافت:٨۶/٢/۴ تاريخ پذيرش:٨٧/٥/١

چكيده

فلزات سنگين يكي از مهم‌ترين آلودگي‌هاي محيط زيست محسوب می‌شوند و به‌صورت محلول و جذب شده به مواد معلق در سيلاب‌هاي شهري و حوضچه‌هاي تزريق سيلاب شهري وجود دارند. در اين مقاله به بررسي فلزات سنگين در سيلاب و رسوبات حوضچة تزريق سيلاب در شهر شيراز پرداخته شده است. نتايج اين تحقيق مبين آلودگي‌هاي مختلف سيلاب شهری از جمله فلزات سنگين است كه به‌صورت محلول غلظت پاييني دارند و بيشتر آنها به موادمعلق جذب مي‌شوند و انتقال مي‌يابند. بر اساس نتايج، فلز آهن بين ٩٥تا١٠٠، فلز مس بين ٩١تا١٠٠، فلز روی بين ٧٩تا١٠٠ و منگنز بين ۴٧تا١٠٠ درصد جذب مواد معلق سيلاب شده‌اند. فلزات سنگين روي، آهن و مس در رسوبات كف حوضچه نيز وجود داشته كه وجود آنها در لايه‌های پايين‌تر نشان دهندة آن‌است‌كه اين فلزات به‌سمت لايه‌هاي زيرين حركت كرده‌اند و اين‌درحالي است‌كه قدرت جذب لايه‌هاي بالايي هنوز وجود دارد. براي كاهش آلودگي سيلاب، آزمايش‌های مختلف جذب به‌صورت ناپيوسته در مقياس آزمايشگاهي بر روی مواد جاذب ارزانقيمت مثل انواع خاک اره، خاكستر و ماسه انجام شده‌است. فلز روي به‌علت داشتن بيشترين حركت در خاک انتخاب وpH بهينه براي حداكثر جذب آن به‌دست آمد. حذف كل موادمحلول با خاک اره نشان مي‌دهد كه حداكثر جذب, مربوط به ٢٠ گرم بر ليتر ماده جاذب و به ميزان ٣٩ درصد است همچنين حداكثر حذف موادمعلق نيز ٨٠ درصد و مربوط به ١٠ گرم در ليتر خاک اره است. بنابراين براي حفظ منابع آبهای زيرزمينی در زير حوضچه‌های تزريق و رسيدن به خواسته‌ها و اهداف مديريت كيفيت آب, می‌توان سيستم‌های جذب آلودگی را با مواد جاذب ارزانقيمت قبل از حوضچه‌ها و با استفاده از اطلاعات كيفيت سيلاب منطقه‌ای, طراحی كرد.

كليد واژه

سيلاب شهری- جذب- فلزات سنگين-تصفيه- احيا، شيراز- شستشوی اوليه- خاک اره

سرآغاز

يكي از مناسب‌ترين راه‌حل‌هاي اجرايي براي كاهش آلاينده‌ها و دبي اوج سيلاب در مناطق شهري، استفاده از حوضچه‌هاي نگهداري سيلاب است‌كه براي كنترل دبي اوج سيلاب در بازندگي‌هاي با شدت زياد و بهبودكيفيت در بازندگي‌هاي با شدت كم مناسب است (1999 ,Pettersson). درصورتي‌كه سطح آب‌زيرزميني منطقه پايين باشد با تمهيدات خاصی, از اين حوضچه‌ها براي تغذيه آب زيرزميني نيز مي‌توان استفاده كرد. حجم آب حاصل از بارندگي بر روي سطوح غيرقابل نفوذ مثل جاده‌ها، مقدار چشمگيري است. براي نمونه از ٤١٦ كيلومترمربع جاده كه به‌طول ٥٢٠٠٠ كيلومتر است، با بارندگي متوسط ٥٠٠ ميليمتر در سال, درحدود ٢٠٨ ميليون‌مترمكعب آب را مي‌توان به آبهاي زيرزميني تزريق كرد(Ellis, 1997). استفاده از حوضچة تزريق به‌منزلة بهترين راهكار مديريتي كنترل سيلاب مطرح است، ليكن آلودگي‌هاي مختلف ازجمله فلزات سنگين موجود در سيلاب‌هاي شهري به درون اين تأسيسات وارد مي‌شوند. فلزات بيشتر در رسوبات كف، يا در قسمت غيراشباع، گيرافتاده و جذب می‌شوند. مهم‌ترين فلزاتي كه در اين حوضچه‌ها مشاهده شده است روي، نيكل و كروم

نويسندة مسئول:تلفن: ٠٩١٧٣١۶٩٢۶۶ E-mail: parvinnia@gmail.com

بوده استكه غلظت آنها در بسیاری از حوضچه‌ها در اقلیم‌های مختلف, بالاتر از حد استاندارد رفته است (Pitt, et al., 1999). فلزات سنگین از جمله: سرب، روي، كادميم، مس، آهن و آلومينيم از مهم‌ترين آلودگي‌هاي آب محسوب شده كه به دو صورت محلول و غيرمحلول در سيلاب‌هاي شهري وجود دارند(Akan, 2003). عناصر فلزي، به‌دليل راحتي انتقال در زنجيرة غذايي مصرف‌كنندگان و تجمع در بافت‌هاي مختلف، در ميان آلاينده‌هاي آبي بسيار حائز اهميت هستند. تأثير مخرب فلزات سنگين در از بين رفتن گونه‌هاي مختلف و جلوگيري از تنوع زيستي است. از جمله مشكلاتي‌كه محققان براي برخي فلزات سنگين گزارش كرده‌اند آن‌است‌كه كادميم، مس، روي و جيوه عبوري سريع در زنجيرة غذايي دارند. براي انسان كادميم، جيوه و سرب خطرناك‌ترند و مقادير بالاي روي باعث جلوگيري از جذب مس و كمبود آن در بدن مي‌شود. به‌طوركلي، عدم تجزيه‌پذيري و مقاومت در برابر تغييرات بيولوژيكي و محيطي باعث مي‌شود كه بيشتر فلزات در بافت‌هاي چرب مصرف‌كنندگان تكامل يافته، ذخيره شوند و خطر سمي‌بودن حاد، مزمن و آثار ژنتيكي نامطلوب را به‌وجود آورند (صفوي، ١٣٧٨). در تحقيقاتي كه بر روي سيستم‌هاي نفوذ ترانشه‌اي انجام شده است به اين نتيجه رسيده‌اند كه مشكل اساسي در انتقال فلزات سنگين در pH كمتر از ٤ و بخصوص فلز روي است كه قدرت حركت بسيار بالايي در خاک دارد(Remmler, 1997). سازوكارهاي حذف در محيط خاكي بسيار متنوع است ولي در بسياري از حوضچه‌هاي تزريق گراديان، انتقال فلزات سنگين از رسوبات كف و ناحيه غيراشباع به سمت آبهاي زيرزميني منطقه ديده شده است. مهم‌ترين سازوكار حذف فلزات فيلترشدن آنها در خاک است (Pitt, et al, 1999) كه آلودگي فيلترشده نيروي نهفته ايجاد آلودگي براي آب زيرزميني منطقه است. همچنين غلظت فلزات سنگين در آبهاي سطحي و بخصوص سيلاب‌هاي شهري مهم‌ترين متغير در تخمين آلودگي آبهاي زيرزميني است (Yousef, et al., 1999). توانايي حركت فلزات سنگين در خاک با يكديگر متفاوت است. فلز روي از آهن توانايي حركت بيشتري دارد و به‌طور معمول در آب زيرزميني نزديک محل حوضچه‌هاي تزريق بيشتر ديده شده است.

كادميم درصورتي‌كه سولفيد وجود داشته باشد، در خاک حركتي ندارد. آلومينيم و مس با pH بالاي ٩ بحركت مي‌افتند، ولي pH بالا و وجود يون سولفيد جلو حركت روي در خاک را مي‌گيرد. بسته به خواص آب و خاک در حوضچه‌ها فلزات سنگين به ترتيب به‌صورت زير در خاک حركت مي‌كنند (Harper et al., 1988).

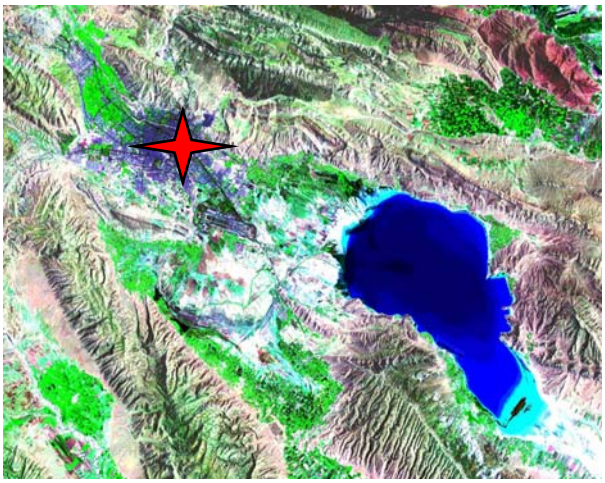
روي (بيشترين‌حركت) > سرب > كادميم>منگنز> مس> آهن> كروم> نيكل> آلومينيم (كمترين حركت)

براي جلوگيري از آلودگي آبهاي زيرزميني در هنگام تزريق سيلاب به زمين بيشتر تحقيقات در زمينة سيستم‌هاي جمع‌آوري و بهبود كيفيت آب حاصل از بارندگي در روي جاده‌ها و بزرگراهها با استفاده از حريم موجود و فضاهای سبز اطراف اين تأسيسات بوده است (Liu, et al., 2005a). بيشتر توصيه اين پژوهشگران به استفاده از سيستم‌های ارزانقيمت و بدون نياز به تعمير و نگهداری سالانه است از جمله به استفاده از سطوح نفوذپذير و فيلترهای ماسه‌ای براي كاهش كدورت و نفوذ بيشتر در كنار جاده توصيه شده است (2005 Sansalone et al.,). براي مشخص شدن آلودگي خاك با فلزات سنگين و حركت آنها در بافت خاك، حوضچة تزريقي در كشور آلمان كه آب حاصل از حوزة شهري به مساحت ٢٢٦٠٠ مترمربع را به‌مدت ٨٠ سال به زمين نفوذ داده است، بررسي شده است. پس از مشخص شدن اين‌كه در لايه‌هاي عميق آلودگي بيشتر است، توصيه شده كه خاكهاي آلوده سطحي قبل از رسيدن به حداكثر توانايي جذب، تعويض شوند چون در غير اين‌صورت براي لايه‌هاي بالايي در حد فاصل صفر تا٣٠ سانتيمتر اگر pH بين ٥/٥ تا ٨ نباشد فلزات سنگين جذب شده در خاك دوباره به حركت در خواهند آمد. توصيه ديگر اين‌است‌كه درصورت عدم تعويض خاك، نفوذپذيري مي‌بايد درحد يك تا حداكثر ٥ ميليمتر در ثانيه باشد (Remmler, 1997) كه اين نفوذپذيري در عمل براي تأسيسات تزريق سيلاب شهری مناسب نيست و به‌علت وجود سطوح نفوذناپذير زيادی كه در بافت‌های شهری وجود دارد حجم آب توليدی بسيار زياد است. بنابراين هدف از انجام اين پژوهش پس از بررسی كيفی سيلاب و رسوبات حوضچه اين‌است‌كه قبل از ورود سيلاب به اين سيستم‌ها از مواد ارزانقيمت با قدرت جذب مناسب براي كاهش تجمع آلودگي در رسوبات حوضچه‌ها استفاده شود.

مواد و روش‌ها

در ايران استفاده از چاههاي خشك در زير ساختمان‌ها براي تزريق نزولات جوّي پشت‌بام به زمين وجود دارد و در معدود نقاطي از ايران حوضچة تزريق سيلاب وجود دارد. يكي از اين حوضچه‌ها در منطقة دشت كوه سعدي در شمال شرقي شهر شيراز به‌منظور كنترل سيلاب و تزريق به آبهاي زيرزميني احداث شده‌است. منطقة دشت‌كوه سعدي به مساحت ٣٠٠ هكتار با كاربري باغ شهر است. اين حوضچة تزريق به حجم تقريبي ٥٠٠٠٠ متر مكعب در سال ١٣٧٦ ايجاد شده و سيلاب كلية خيابان‌هاي مجاور را به زمين تزريق مي‌كند. در اين

پژوهش فلزات سنگین در رسوبات سطحي و خاک این حوضچه پس از گذشت نه سال از ساخت آن بررسي شد. سپس براي بررسي کاهش فلزات سنگین سیلاب شهري و مواد معلق و محلول آن از مواد جاذب ارزانقیمت، مثل خاک اره، استفاده شد. بنابراین پس از انتخاب فلز روي به‌منزلة فلزي که بیشترین حرکت را درخاک دارد، بررسي خصوصیات جذب در رسوبات و خاک موجود در حوضچه و سپس در مواد جاذب ارزانقیمت مثل خاک اره، خاک رنده، خاکستر و ماسه برای این فلز سنگین و در شرایط مختلف انجام شد. سپس مشخصه‌هاي محیطي از جمله دما را در شرایط نزدیک به دماي سیلاب نگه داشته و مؤثرترین مشخصة شیمیایي در جذب فلزات سنگین به مواد جاذب، یعني pH را به‌منظور بررسي حداکثر جذب، تغییر یافته که براي حذف آلودگي‌هاي مورد نظر ازجمله مواد معلق و مواد محلول با استفاده از پایلوت Batch و بر روي نمونة واقعي سیلاب انجام شده است. نمونه‌برداري به‌منظور تعیین کیفیت سیلاب شهري در سطح حوزة بزرگ شهر شیراز در هنگام بارندگي درچندین ایستگاه ازجمله کانال‌ها و لوله‌هاي جمع‌آوري آب سطحي منتهي به رودخانة خشک, انجام شد. در این بررسي کانال‌هایي انتخاب شدند که در کنار خیابان، سیلاب حاصل از مناطق مسکوني و سطح خیابان را جمع‌آوري مي‌کنند و قبل از بارندگي جریاني در آنها وجود ندارد. در شکل شمارة (۱) تصویر ماهواره‌اي شهر شیراز و محل حوضچة تزریق سیلاب مورد مطالعه به‌نمایش گذاشته شده‌است. نمونه‌برداری سیلاب به‌صورت لحظه‌ای انجام شد و به‌منظور تعیین فلزات سنگین محلول, مقداری از نمونه‌ها با اسید نیتریک ۶۳% و به میزان ۵ سی‌سی در لیتر اسیدی و به سرعت به آزمایشگاه فرستاده شد.



شکل شمارة(۱): تصویر ماهواره‌اي شهر شیراز و محل حوضچة تزریق سیلاب

مشخصات مواد مورد استفاده

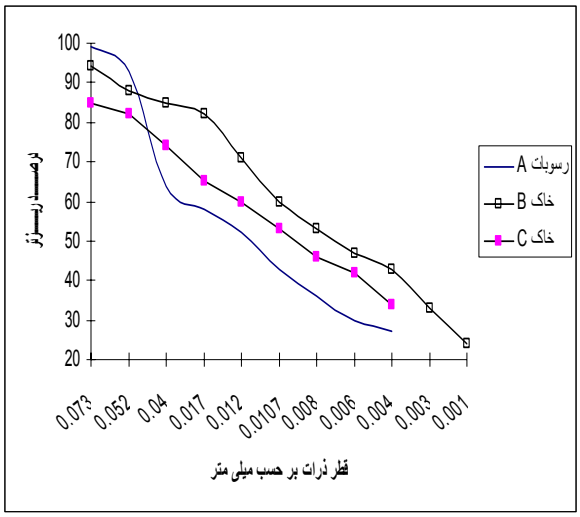
الف- خاک اره: براي استفاده از موادي که به‌منزلة ضایعات در طبیعت رها، یا سوزانده مي‌شوند، از خاک اره که یکي از مواد جاذب فلزات سنگین نیز هست استفاده مي‌شود. این خاک اره از کارگاههاي چوب‌بري سطح شهر شیراز جمع‌آوري‌شده و شامل خاک اره درختان سپیدار و درختان کاج (چوب روسي) است. علت بررسي جداگانه این دو نوع خاک اره این‌است‌که تولید عمدة خاک اره درکارخانه چوب‌بري بوده و این کارخانه‌ها به‌طور معمول با یک نوع چوب سروکار دارند و خاک اره حاصل مخلوطي از چندین چوب نیست. خاک اره به‌طور معمول نوعي زباله در کارگاه چوب‌بري محسوب مي‌شود و درحال حاضر بدون قیمت است و با مراجعه به این گارگاهها به هر میزان که موجود باشد در اختیار قرار مي‌گیرد. در این تحقیق اندازه ذرات خاک‌اره مصرفي در آزمایش‌هاي مختلف، کوچکتر از الک شمارة ۱۰ با چشمه ۲ میلیمتر است. بنابراین خاک اره کلیة چوب‌هاي مورد بررسي، ذراتي با قطر کمتر از ۲ میلیمتر با وزن مخصوص ۰/۱۵، تخلخل ۹۰ درصد و ضریب پوکي ۳/۳ است.

ب- خاك رنده: مقدار کمي از ضایعات کارخانه‌هاي چوب‌بري به نام چوب‌هاي پوشالي و خاکهاي رنده است‌که از خاک اره درشت‌ترند و جهت مرغداري‌ها و گاوداري‌ها استفاده مي‌شود. خاک رنده در این مکان‌ها به‌منزلة رطوبت‌گیر در زیر پاي دام و طیور، کاربرد دارند. خاك رنده ذراتي با قطر بیشتر از ۲ میلیمتر، وزن مخصوص ۰/۱۸ و تخلخل ۹۳ درصد و ضریب پوکي ۳/۷ است.

پ- ماسه: از نوع شسته و شکسته، باقیماندة روي الک شمارة ۱۶ و گذشته از الک شمارة ۸ استفاده شده است.

ت- رسوبات و خاک کف حوضچة تزریق سیلاب: این رسوبات از سه نقطه در قسمت‌هاي مختلف حوضچه جمع‌آوري شده؛ در هر نقطه در سه عمق (۰-۳ سانتیمتر(A)، ۳-۹ سانتیمتر(B) و ۹-۱۸ سانتیمتر(C) نمونه‌برداري انجام شده و سپس سه نمونه هر عمق با هم مخلوط شده است. سپس براي عصاره‌گیري و تعیین میزان فلزات سنگین و قدرت جذب، دانه‌بندي خاک گذشته از الک شمارة ۲۰۰ به‌وسیلة آزمایش هیدرومتري انجام شده که در شکل شمارة (۲) نتایج دانه‌بندي و در جدول شمارة (۱) مشخصات مکانیکي رسوبات و دو نوع خاک ذکر شده‌است. همان‌گونه‌که مشاهده مي‌شود دانه‌بندي رسوبات سطحي درشت‌تر از خاک زیر است و این امکان وجود دارد که ذرات ریزتر به سمت لایه‌هاي پایین حرکت کرده و علاوه براین‌که آلودگي را با خود انتقال دهد باعث شود که نفوذپذیري

كل حوضچه كاهش يابد. همچنين به‌علت نزديكي دانه‌بندي و مشخصات خاک B و C در بررسي‌هاي بعدي براي فلزات سنگين، فقط خاک C بررسي شده است.



شكل شمارة(٢): منحنی دانه‌بندی خاک و رسوبات حوضچة تزريق سيلاب

جدول شمارة(١): مشخصات رسوبات و خاک حوضچة تزريق سيلاب

نوع خاک	Gs	LL حد رواني	PL حد خميري	PI	دانسيته خشک
A	٢/٦٦	٢٦	٢٢	٤	١/٩٢
B	٢/٦٥	٣٠	١٩	١١	١/٩٢
C	٢/٦٧	٢٨	٢٢	٦	١/٩٢

آزمايش فلزات سنگين

براي تعيين كل فلزات سنگين در سيلاب و خاک، روش عصاره‌گيري به ترتيب زير انجام شده است: پس از جوشاندن نمونه با ١٠٠ سي‌سي اسيد نيتريک غليظ حجم نمونه را با آب مقطر به يک ليتر رسانيده و سپس توسط كاغذ صافي فيلترشده و درنهايت با دستگاه جذب اتمي فلزات سنگين محلول اندازه‌گيري شده است.

براي ساخت نمونه‌هاي سنتزي ابتدا محلول استاندارد مي‌بايد تهيه شود. براي نمونه براي تهية محلول استاندارد ١٠٠٠ ميلي‌گرم در ليتر روي مراحل زير بايد طي شود. يک گرم فلز روي در ٣٠ سي سي اسيدكلريدريک ١+١ حل و به مدت چند دقيقه جوشانده تا فلز روي به‌طور كامل در اسيد حل شود, سپس حجم محلول به يک ليتر رسانيده مي‌شود. براي مشخص شدن ميزان فلزات سنگيني كه هنوز به‌طور كامل جذب نشده‌اند و پيوند ضعيفي با خاک دارند، ابتدا نمونه‌هاي خاک را در محلول آب مقطر قرار داده تا مشخص شود آزاد شدن Desorption فلز موردنظر در آب به چه ميزان است.

براي تعيين ميزان جذب, فلزات سنگين روي و آهن در مواد جاذب مورد نظر به‌صورت مجزا بررسي شده است. براي انجام آزمايش مقداري ماده جاذب به وزن S به آب مقطر به حجم V اضافه مي‌شود. سپس مقداري از محلول استاندارد فلزسنگين به مخلوط آب مقطر و ماده جاذب اضافه مي‌شود. غلظت اوليه Co محاسبه و نمونة شاهد نيز بدون ماده جاذب ساخته مي‌شود تا با نمونه اول مقايسه شود.

مخلوط فوق را به‌مدت دلخواه در روي ميز لرزان Shaker قرارداده و پس از گذشت زمان مشخص، مقداري از نمونه را با فيلترصاف كرده و غلظت فلزات سنگين Ce آن اندازه گيري مي‌شود و در نهايت ميزان جذب با رابطة شمارة (١) محاسبه مي‌شود:

(١)

$$q = \frac{(C_0 - C_e)}{S} * V$$

q: ميزان جذب آلاينده در مادة جاذب است(برحسب; mg/Kg)

Co: غلظت اولية آلاينده در محلول مورد استفاده است(mg/L)

Ce: غلظت نهايي آلاينده در محلول مورد استفاده است (mg/L)

V: حجم مايع (برحسب; L) و

S : جرم ماده جاذب (برحسب ; Kg) است.

دماي مخلوط، دماي محيط است به اين علت كه در عمل كنترلي بر دماي سيلاب نمي‌توان داشت. pH مخلوط نيز بايد تنظيم شود كه براي اين منظور از اسيدكلريدريک رقيق و محلول سود رقيق استفاده شده و چون تنظيم pH كاري تجربي است و احتياج به زمان زيادي دارد, پس از ٤ روز نيز اندازه‌گيري مجدد انجام مي‌شود.

محلول استاندارد به‌علت داشتن pH پايين در تماس با موادجاذب كه به‌طور معمول در آب، pH بالايي دارند، در زماني طولاني به تعادلي نامشخص خواهند رسيد. بنابراين حداقل دومرتبه مي‌بايد pH اندازه‌گيري شود, يک مرحله در زمان ساخت نمونه و پس از تنظيم pH و مرحلة بعدي پس از گذشت حداقل ٢٤ ساعت كه براي اطمينان آزمايش ٤ روزه نيز انجام شده است.

نتايج

در جدول شمارة (٢) محدودة تغييرات غلظت موادآلاينده در

سیلاب‌هاي شهري شیراز ذکر شده است. در آزمایش‌های انجام شده مشخص شد در هر نمونه که مواد معلق غلظت بیشتری دارند فلزات به مواد معلق بیشتر جذب شده‌اند و غلظت فلزات به‌صورت محلول کمتر است. نتایج حاصل از بررسي کیفیت فلزات سنگین در جدول شمارة (۳) نشان مي‌دهد که بیشترین فلز موجود در سیلاب‌هاي قابل احیاي شهر شیراز، فلز آهن است که در محدودة۰/۱ - ۹/۶ میلي‌گرم در لیتر قرار دارد و حداکثر مقدار محلول مشاهده شده ۴/۵ میلي‌گرم در لیتر است. پس از آهن, فلز روي بیشترین فلزي است که در محدوده ۰/۰۰۱ - ۲/۷ میلي‌گرم در لیتر وجود دارد. همان‌گونه‌که در این جدول ملاحظه مي‌شود فلزات سنگین بندرت به‌صورت محلول مشاهده شده‌اند. علت دیگر این مسئله مي‌تواند شرایط مناسب جذب باشد چون دماي سیلاب شهري بین ۵ تا ۱۵ درجه سلسیوس و pH آن بین ۶/۹ تا ۹ قراردارد و در این حالت قلیایي و دماي پایین, شرایط براي جذب فلزات سنگین به موادجاذب, بسیار ایده‌آل است(Liu et al., 2005b). بنابراین حداکثر مقدار محلول مشاهده شده فلزات, قبل از تماس با مواد معلق است. در بررسی مستقل از کانال خروجي دانشکدة مهندسي دانشگاه شیراز و قبل از ورود سیلاب به کانال جمع‌آوری واقع در کنار خیابان, نمونه‌برداری به‌عمل آمد که غلظت فلز روي به‌صورت محلول حداکثر تا ۴/۴ میلي گرم در لیتر مشاهده شد, که در جدول گزارش نشده است. در جدول شمارة (۴) کل فلزات سنگین رسوبات سطحي و عمقي حوضچة تزریق سیلاب ذکر شده است.

جدول شمارة(۲): محدودة تغییرات دما, pH , غلظت کل مواد, مواد معلق و محلول در سیلاب‌هاي شهري شیراز

ایستگاههاي نمونه‌برداري	تعداد ایستگاه	TS mg/l	mg/l TSS	TDS mg/l	pH	Temp C°
کانال‌هاي کنار خیابان	۸	۸۰-۳۱۴۰	۱۰-۲۱۰۰	۳۰-۷۶۰	۶/۹-۸/۹	۵/٤-۱٦/۳
لوله‌هاي آب سطحي	٦	۱٤۰-۳٦۰	٦۰-۲۵۱	۱۲۲-۵٤٤	۷/۷-۹/۸	۱۲/٦-۱٦/٤
رودخانة خشك شیراز	٦	-۱۵۰٤۰ ۵٤۰	۱۵۵-۱٤۷۰۰	۲۱۳-۵۸۸	۷/٤-۸/٦	۱۲-۱۵/۱

جدول شمارة(۳): محدودة تغییرات فلزات سنگین و میزان جذب به مواد معلق

ایستگاههاي نمونه برداري	تعداد ایستگاه	**Fe mg/l**	**Cu mg/l**	**Zn mg/l**	**Mn mg/l**
کانال‌هاي کنار خیابان	۸	-۹/۵۸۴ ۰/۱	۰/۰۰۱-۰/۰۱٦	۰/۰۰۱-۲/٦۷	۰/۰۰۱-۰/٤۵٤
لوله‌هاي آب سطحي	٦	۰/٦-۳/۵	۰/۰۰۱<	۰/۰۰۱-۱/۲۵	۰/۰۰۱-۰/۲۵۹
رودخانة خشك شیراز	٦	۰/۲-۳۰	۰/۰۰۱-۲/٤	۰/۰۰۱-۰/٦۳	۰/۰۰۱-۵/۷٤٦
درصد جذب به مواد معلق	-	۹۵-۱۰۰	۹۱-۱۰۰	۷۹-۱۰۰	۴۷-۱۰۰

جدول شمارة(٤): کل فلزات سنگین رسوبات سطحي و عمقي حوضچة تزریق سیلاب در منطقه دشت‌کوه سعدي

محل نمونه‌برداري	فاصله از سطح زمین**(Cm)**	**Zn (mg/kg)**	**Fe (mg/kg)**	**Cu (mg/kg)**
رسوبات سطحي حوضچة تزریق سیلابA	۰-۳	۳۱/۵۷	۲۱	۱۳/۹
خاک حوضچة تزریق سیلابC	۹-۱۸	۳۶/۲۲	۲۱۹۷	۱۸/۸

مشاهده می‌شود که غلظت فلزات سنگین در خاک بیش از رسوبات سطحي است. از نتايج جدول شمارة (٥) نيز مشخص است که فقط فلز روي توانايي حرکت زيادي دارد و مقداري از آن به‌علت پيوند ضعيف با خاک توانايي حرکت خواهد داشت. اين درحالي‌است‌که هنوز قدرت جذب فلزات در خاک موجود است. اين بررسي در جدول شمارة (٦) و فقط براي فلز روي، حداقل ٦٨٨ ميلی‌گرم در کيلوگرم رسوبات, قدرت جذب اين فلز را نشان می‌دهد.

جدول شمارة (٥): آزمايش **Batch** براي **Desorption** فلزات در آب

ماده	Zn (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Cu (mg/kg)	PH 4day	Temp	Volume/Water
A	۰/۲۲	<۰/۱	<۰/۱	۸/٤	۲۰	۱/۲
C	۰/٥۱	<۰/۱	<۰/۱	۸/۲	۲۰	۱/۲

جدول شمارة(٦): آزمايش **Batch** جذب فلز روي در دماي ۲۰ درجه

مادة جاذب	S gr	C0 mg/l	Ce mg/l	pH 24h	pH 4day	V CC	q mg/kg
رسوبات سطحي حوضچه A	۰/٥	۷	٥/۲۸	٦/۷	۷/۹	۲۰۰	٦۸۸
	۰/٥	۷	۱/۰۷	۱۱/۹	۱۲	۲۰۰	۲۳۷۲
	۰/٥	۷	۰/٤۸	۹/۲	۹/٥	۲۰۰	۲٦۰۸
در حضور ۲۴mg/l آهن	۱	٦	۰/٥٦	-	۷/۱	۲۰۰	۱۰۸۸
خاک حوضچه C	۰/٥	۷	٤/٦۳	۷/٥	۸/۳	۲۰۰	۹٤۸
	۰/٥	۷	۱/۲۲	۱۲	۱۲/۱	۲۰۰	۲۳۱۲
	۰/٥	۷	۰/۷۱	۹/۲	۹/٥	۲۰۰	۲٥۱٦
در حضور ۲۴mg/l آهن	۱	٦	۰/۰۸	-	۷/۱	۲۰۰	۱۱۴۸
ماسه	٥	۷	7	۳/٦	٦/۷	۲۰۰	۰
	٥	۷	۲/۱٥	۱۱/۹	۱۲	۲۰۰	۱۹٤
	٥	۷	۲/۱۰	۸/۱	۸/۲	۲۰۰	۱۹٦
در حضور ۲۴mg/l آهن	٥	٦	۶	-	۳/۶	۲۰۰	۰
خاکستر	٥	۷	<۰/۱	۱۲/٥	۱۲/۸	۲۰۰	۲۸۰۰
	٥	۷	<۰/۱	۱۲/٦	۱۲/۹	۲۰۰	۲۸۰۰
	٥	۷	<۰/۱	۱۲/٥	۱۲/۸	۲۰۰	۲۸۰۰
در حضور ۲۴mg/l آهن	۰/۷	٦	۰/۲۳	-	۱۱/٥	۲۰۰	۱٦٥۰
خاک ارة سپيدار	۱۰	۷	۰/۸٤٦	٦/۸	٦/۸	۲۰۰	۱۲۳
	۱۰	۷	۲/٤۸	۱۰/٤	۸/٤	۲۰۰	۹۰
	۱۰	۷	۰/۹۱	۷	٦/۸	۲۰۰	۱۲۲
در حضور ۲۴mg/l آهن	٥	٦	۳/۱۸	-	۴/۱	۲۰۰	۱۱۳
خاک ارة کاج	۱۰	۷	۳/۰۸	٤/۷	٤/٥	۲۰۰	۷۸
	۱۰	۷	۱/۲۲	٦/۳	٦/٤	۲۰۰	۱۱٦
	۱۰	۷	۰/۰۷	٤/۰۷	٤/٤	۲۰۰	۷۹
در حضور ۲۴mg/l آهن	٥	٦	۶	-	۲/۹	۲۰۰	۰

در جدول شمارة (٦) توانايي جذب فلزات سنگين رسوبات سطحي و عمقي حوضچة تزريق سيلاب و موادجاذب مورد نظر ذكر شده‌است. همان‌گونه‌كه ملاحظه مي‌شود حداكثر قدرت جذب فلز روي در خاک ٢٥١٦ mg/kg و رسوبات سطحيmg/kg ٢٦٠٨ و در pH حدود ٩ است كه كمي بالاتر از ميانگين pH سيلاب است كه درحدود ٨/٣ است. توانايي جذب در حضور ٢٤ ميلي‌گرم در ليتر آهن نيز بررسی شده كه نشان مي‌دهد قدرت جذب رسوبات حدود ٦٠ درصد كاهش مي‌يابد. همچنين در اين جدول مشخص است كه فلز روي توانايي جذب زيادي به خاكستر چوب دارد، ولي به‌علت دردسترس بودن خاک اره، اين ماده به‌منزلة جاذب انتخاب شد؛ همچنين ميزان جذب ماسه و خاک رنده بسيار پايين بود كه از فهرست موادجاذب حذف شد. قدرت جذب خاک اره سپيدار و خاک اره چوب روسي نزديک به يكديگر است و بنابراين بررسي‌هاي بعدي با خاک اره سپيدار انجام شده است. در جدول شمارة (٧) ميزان Desorption فلز روي از همان مواد جاذب و رسوبات است, با اين تفاوت كه جذب روي در حضور ٣٢ ميلي‌گرم يون آهن انجام شده است كه نشان مي‌دهد در حالت‌هاي بسيار قليايي، فلز روي از مواد جاذب و بخصوص خاک اره جدا مي‌شود كه البته درعمل، pH سيلاب به اين مقدار نمي‌رسد چون حداكثر pH گزارش شده در منابع مختلف براي سيلاب شهري كوچكتر از ٩ است(Göbel, et al., 2007).

در جدول شمارة (٨) حذف كل موادمحلول در حضور ماده جاذب خاک اره سپيدار بررسي شده است. اين بررسی با استفاده از نمونه‌های برداشت شده از سيلاب كانال‌های مجاور خيابان است كه حداكثر حذف مربوط به ٢٠ گرم بر ليتر ماده جاذب و به ميزان ٣٩ درصد است.

در جدول شمارة (٩) حذف موادمعلق مربوط به نمونة سنتزی تهيه شده از رسوبات حوضچة تزريق سيلاب (A) و فقط در حضور مادة جاذب خاک اره سپيدار بررسي شده است كه حداكثر حذف ٨٠ درصد مربوط به ١٠ گرم در ليتر خاک اره است. البته با نگهداری نمونه در شرايط آزمايشگاهی, پس از ده روز كاهش در بازده حذف مشاهده مي‌شود.

جدول شمارة(٧): آزمايش **Batch** براي **Desorption** موادمحلول (فلز روي و آهن) زمان ٢۴ ساعت

مادة جاذب	**Zn mg/l**	**Fe mg/l**	**PH Desorption**	**V CC**
رسوبات حوضچه A	٠/١٤	-	٥/٤٥	١٨٠
خاک حوضچه C	٠/٢	-	٦/٧	١٨٠
ماسه	٠/٠٨	-	١٢/٥٣	١٨٠
خاک اره سپيدار	٣/٨	٦/٤	١١/٨٥	١٨٠
خاک اره كاج	-	١٢/٦	١٢/٥	١٨٠
چوب	٠/٠٧٨	١٢/٤	١٢/٤٨	١٨٠
چوب	٠/٠٧٨	١٥	١٢/٥٧	١٨٠
خاكستر	٠/٠٧	-	٦/٢٢	١٨٠
خاكستر	٠/٠٨	-	٥/٧٤	١٨٠
نمونه شاهد	٧	٣٢	١/٧	٢٠٠

جدول شمارة(٨): آزمايش **Batch** براي حذف كل مواد محلول **(TDS)** نمونة واقعي سيلاب

وضعيت جريان	زمان از شروع بارندگی (دقيقه)	**TDS (mg/l)** اوليه	**PH**	خاک ارةسپيدار **(g/l)**	**TDS (mg/l)** پس از گذشت يک ساعت تماس	**% Removal**
Low	١٠	١٠٠٠	٧/٦١	٣٠	٧٦٠	٢٤
Low	٢٠	١١٤٠	٧/٦٤	٢٠	٧٠٠	٣٩
Med	٣٥	٩٤٠	٧/٦٦	١٥	٦٨٠	٢٨
Med	٣٠	٦٨٠	٧/٦٥	-	-	-
Med	٣٥	٧٦٠	٧/٧٠	-	-	-
High	٣٧	٤٢٠	٧/٥٨	-	-	-
High	٤٠	٩٢٠	٧/٦٧	١٥	٧٢١	٢٢

جدول شمارة(٩): آزمايش **Batch** براي حذف مواد معلق نمونة سنتزی با رسوبات حوضچه

	S gr	مواد معلق ورودي **mg/l**	موادمعلق نهايي **mg/l**	**V CC**	**TIME**	**% Removal**
خاک ارة سپيدار	٥	١٠٠٠	٢٠٠	٥٠٠	٢٤ h	٨٠
	٥	١٠٠٠	٤٧٠	٤٠٠	١٠DAY	٥٣

نتيجه‌گيري و پيشنهادها

نتايج حاصل از بررسي كيفيت فلزات سنگين در سيلاب‌هاي شهر شيراز نشان مي‌دهد كه فلز آهن در تمامی نمونه‌ها وجود دارد و حداكثر غلظت آن تا حدود ٣٠ ميلي‌گرم در ليتر است كه البته حداكثر مقدار محلول مشاهده شده آن ٤/٥ ميلي‌گرم در ليتر است.

پس از آهن, فلز روي بيشترين فلزي است كه حداكثر تا حدود ٢/٧ ميلي‌گرم در ليتر اندازه‌گيری شده است.

دماي سيلاب شهري بين ٥ تا ١٥ درجه سلسيوس و pH آن بين ٦/٩ تا ٩ قراردارد كه شرايط مناسبی برای جذب فلزات سنگين است، بنابراين با وجود مواد معلق با غلظت بالا در سيلاب شهری، بيشتر فلزات جذب مواد معلق خواهند شد.

بر اساس نتايج، فلز آهن بين ٩٥ تا١٠٠ درصد، فلز مس بين ٩١ تا١٠٠، فلز روی بين ٧٩ تا١٠٠ و منگنز بين ٤٧ تا١٠٠ درصد جذب مواد معلق سيلاب شده‌اند.

نتايج اين تحقيق مبين وجود فلزات سنگين روي، آهن و مس در رسوبات كف حوضچه و حركت آن به‌سمت لايه‌هاي زيرين است. اين درحالي است كه قدرت جذب لايه‌هاي بالايي هنوز وجود دارد.

حداكثر جذب فلز روي در خاک حوضچه mg/kg ٢٥١٦ و رسوبات سطحي mg/kg ٢٦٠٨ و در pH بهينه, حدود ٩ است. توانايي جذب روی در حضور ٢٤ ميلی‌گرم در ليتر آهن نيز بررسی شده كه نشان مي‌دهد قدرت جذب رسوبات حدود ٦٠ درصد كاهش می‌يابد. بنابراين احتمال دارد وجود آهن در سيلاب باعث عدم جذب روی در رسوبات سطحی شود.

نتايج دانه‌بندي نشان مي‌دهد كه دانه‌بندي رسوبات، درشت‌تر از خاک زير است و اين امكان وجود دارد كه ذرات ريزتر به‌همراه آلودگي‌های جذب شده به آنها, به سمت لايه‌هاي پايين حركت كرده و نفوذپذيري كل حوضچه كاهش بيابد. همچنين جذب فلز روي

به‌منزلة شاخص فلزات سنگین در سیلاب، توسط مواد جاذب ارزانقیمت در مقیاس پایلوت نشان مي‌دهد در شرایطي نزدیک به واقعیت از نظر دما و pH مي‌توان حداکثر جذب را پیش‌بیني کرد.

کاهش مواد محلول و مواد معلق در نمونه‌هاي واقعي سیلاب نیز نشان مي‌دهد استفاده از ماده جاذب ارزانقیمت مثل خاک اره، کیفیت سیلاب را ارتقا مي‌بخشد و براي کاهش تجمع آلودگي در رسوبات حوضچه ها مناسب است.

حذف کل موادمحلول در حضور ماده جاذب خاک اره نشان مي‌دهد که حداکثر حذف مربوط به ۲۰ گرم بر لیتر ماده جاذب و به میزان ۳۹ درصد است.

حذف مواد معلق که مهم‌ترین آلودگی سیلاب محسوب می‌شود، نیز در حضور ماده جاذب خاک اره بررسي شده است که حداکثر حذف ۸۰ درصد مربوط به ۱۰ گرم در لیتر خاک اره است. توانایي جذب روی در حضور ۲٤ میلی‌گرم در لیتر آهن نیز برای خاک اره سپیدار بررسی شده که نشان مي‌دهد قدرت جذب کاهش چندانی نمی‌یابد.

درنهایت پیشنهاد مي‌شود براي نگهداري از حوضچه‌هاي تزریق سیلاب شهري و جلوگیری از آلودگی آبهای زیرزمینی، منطقه نیاز به سیستم پیش تصفیه با استفاده از مواد جاذب دارد تا با حذف موادمعلق و جذب آلودگي‌های محلول کیفیت سیلاب ارتقا یابد.

تشکر و قدرداني

از کلیه کارکنان و عوامل اجرایي پروژه فلاحت در فراغت که هماهنگي لازم را براي نمونه‌برداري انجام دادند سپاسگزاري مي‌شود، همچنین از کارکنان و بخصوص مسئول آزمایشگاه محیط زیست دانشگاه شیراز سرکار خانم مهندس طباطبائي تقدیر و تشکر مي‌شود.

منابع مورد استفاده

صفوي، ا .۱۳۷۸. مطالعة آلودگي آب دشت شیراز و دریاچة مهارلو به فلزات سنگین. طرح پژوهشی، سازمان حفاظت محیط زیست استان فارس.

Akan, A.O.2003. Storm Runoff Detention for Pollution Removal. McGraw-Hill, first Edition.

Ellis, J.B.1997. Ground water pollution from infiltration of urban storm water runoff. Natural environment Research council, Swindon, UK, Groundwater in the urban environment.1,131-136

Göbel, P., C.Dierkes and W.G., Coldewey. 2007. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. Contaminant Hydrology,91,26-42

Liu D., J.J.,Sansalone and F.C.Cartledge.2005. Bench-Scale Comparison of Storm Water Filter Media for Heavy Metal Capacity. Environmental Engineering, 131, 8, 1178-1186

Liu D., J.J.Sansalone and F.C.Cartledge.2005. Overall Rate Kinetics for Adsorption of Rainfall-Runoff Heavy Metals by Composite Oxide-Coated Polymeric Media. Environmental Engineering, 131,1168.

Pettersson, T.J.R.1999. Stormwater Ponds for Pollution Reduction. PHD Thesis, Department of sanitary engineering, Chalmers university of technology, Goteborg Sweden.

Pitt,R., S.Clark and R.Field.1999. Groundwater Contamination Potential from Stormwater Infiltration Practices. Urbanwater, 1, 217-236

Remmler,F.1997. Storm water management in urban areas: Risks and Case studies. Groundwater in the urban environment, 1,647-652

Sansalone,J.J. and Z.Teng.2005. Transient Rainfall-Runoff Loadings to a Partial Exfiltration System: Implications for Water Quantity and Quality. ASCE Environmental Engineering.

Yousef,Y.A., M.P.Wanielista, and H.H.Harper.1985. Fate of Pollutants in Retention Detention Ponds. University of Central Florida, Environmental Systems Engineering Institute, Publication,85(1),259-275.