

## حذف رنگ آزوی راکتیو قرمز ۱۹۸ از محلول آبی به وسیله جذب روی لجن حاصل از فرایند انعقاد تصفیه خانه آب

حسن اصیلیان، غلامرضا موسوی، مریم محمودی

نویسنده مسئول: تقاطع بزرگراه جلال آل احمد و چمران، دانشگاه تربیت مدرس، دانشکده علوم پزشکی [asilian@modares.ac.ir](mailto:asilian@modares.ac.ir)

پذیرش: ۸۸/۱۰/۱۹

دریافت: ۸۸/۰۸/۱۱

### چکیده

زمینه و هدف: امروزه به استفاده از زایادات به عنوان جاذب توجه زیادی شده است. در این مطالعه یک ماده زاید تولید شده در واحد انعقاد و لخته‌سازی تصفیه خانه های آب به عنوان جاذب برای حذف رنگ از فاضلاب مورد استفاده و بررسی قرار گرفت. روش بررسی: پس از تعیین مشخصات جاذب، اثر  $pH$ ، دز جاذب، غلظت رنگ و زمان تماس بر کارایی حذف یک رنگ آزو (RR198) به عنوان مدل مطالعه شد. سپس ایزوترم جذب رنگ با استفاده از دو مدل لانگمیر و فروندلیچ بررسی گردید. یافته‌ها: آزمون های تعیین مشخصات جاذب نشان داد که ماده مورد استفاده به عنوان جاذب عمدتاً از هیدروکسید فریک تشکیل شده است. سطح ویژه جاذب  $107 \text{ m}^2/\text{g}$  به دست آمد. نتایج نشان داد که حداکثر حذف رنگ در  $pH$  ۷ تا ۸ و دز جاذب ۲ گرم بر لیتر به دست آمد. با افزایش غلظت رنگ از ۲۵ به ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر کارایی حذف رنگ در زمان تماس ۱۴۰ دقیقه از حدود ۱۰۰٪ به ۶۵٪ کاهش یافت. نتایج مطالعه جذب بیشترین همبستگی را با مدل لانگمیر نشان داد. حداکثر ظرفیت جذب بر اساس مدل لانگمیر  $34/4 \text{ mg/g}$  حاصل شد. نتیجه گیری: بر اساس نتایج به دست آمده، لجن تولید شده در واحد انعقاد و لخته سازی تصفیه خانه های آب های سطحی می تواند ماده مناسبی به عنوان جاذب برای حذف رنگ از فاضلاب مورد توجه قرار گیرد. واژگان کلیدی: فاضلاب، رنگ RR198، تعادل جذب، ایزوترم، لجن تصفیه خانه آب

- ۱- دکترای بهداشت حرفه ای، استادیار دانشکده علوم پزشکی دانشگاه تربیت مدرس
- ۲- دکترای بهداشت محیط، استادیار دانشکده علوم پزشکی دانشگاه تربیت مدرس
- ۳- دانشجوی کارشناسی ارشد بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی تربیت مدرس

## مقدمه

رنگ ها ترکیبات آلی آروماتیکی هستند که نور را در طول موج ۳۵۰-۷۰۰ nm (ناحیه ی نورمرئی) جذب می کنند. براساس ساختار شیمیایی یا کروموفور، رنگ ها به ۲۰-۳۰ گروه تقسیم می شوند که مهم ترین آن ها آزو، آنتراکینین، فتالوسیانین و تری آریلن اتان هستند (۱). در حال حاضر حدود ۱۰۰ هزار نوع رنگ مختلف در سراسر دنیا تولید می شود که میزان تولید سالانه ی آن حدود ۷۰۰ هزار تن می باشد (۲ و ۳). از بین رنگ های موجود، تولید رنگ های آزو بیش ترین سهم (۷۰٪) را دارند (۴). رنگ های آزو دارای باندهای دوگانه  $N=N$  بوده که حتی در غلظت های خیلی کم هم باعث ایجاد رنگ زیاد در آب می شوند (۵). رنگ ها در صنایع مختلف از جمله صنایع نساجی، صنایع چاپ، چوب و کاغذ، دباغی، آرایشی و بهداشتی، غذایی، آبکاری و غیره مصرف می شوند که پساب تولیدی در این صنایع حاوی غلظت های مختلفی از رنگ است (۶ و ۷). از بین این صنایع، صنعت نساجی بیش ترین مصرف رنگ را دارد (۶) و حجم زیادی فاضلاب با غلظت بالای رنگ در گستره ی ۲۰۰-۱۰ میلی گرم بر لیتر تولید می کند (۸). برآوردها نشان می دهد که ۲۰-۱۵٪ رنگ مصرفی در این صنایع وارد فاضلاب می شود.

رنگ ها به ویژه رنگ های آزو به دلیل ساختار پیچیده، ترکیباتی سمی مقاوم به تجزیه ی بیولوژیکی، دارای پتانسیل سرطان زایی (۹ و ۱۰)، مقاوم به تجزیه شیمیایی، در صورت ورود به محیط به ویژه آب های پذیرنده باعث به هم زدن اکوسیستم و حیات موجودات آبی و آلوده کردن آن ها می شوند. بنابراین برای جلوگیری از مخاطرات بهداشتی و زیست محیطی، رنگ موجود در پساب تولیدی در این صنایع باید قبل از تخلیه به محیط حذف شوند. روش های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی مختلفی از جمله انعقاد، تبادل یون، اکسیداسیون شیمیایی، جذب و فرایندهای بیولوژیکی برای حذف رنگ فاضلاب وجود دارد (۱۱، ۱۳ و ۱۳). امروزه فرایندهای بیولوژیکی به دلیل سهولت بهره برداری و دوست دار محیط زیست بودن پر کاربردترین

روش های مورد استفاده در تصفیه ی فاضلاب های شهری و صنعتی قابل تجزیه ی بیولوژیکی می باشند. اما این فرایندها برای حذف رنگ به دلیل خاصیت مقاوم به تجزیه بودن آن ها کارایی زیادی ندارند (۱۵ و ۱۸).

از بین سایر روش ها، متداول ترین روش حذف رنگ، جذب سطحی است و پرکاربردترین جاذب مورد استفاده کربن فعال می باشد (۱۴). با این وجود مهم ترین مشکل این نوع جاذب هزینه ی بالای تولید و احیای کربن فعال است (۱۹). بنابراین مطالعات زیادی برای یافتن جاذب های ارزان تر و موثرتر با هدف کاهش هزینه روش جذب برای حذف رنگ در حال انجام است. در سال های اخیر بیش ترین توجه به استفاده از مواد طبیعی و زایدات به عنوان مواد ارزان معطوف شده است. یکی از زایدات دارای پتانسیل استفاده مجدد، لجن حاصل از تصفیه ی آب است که دفع آن مشکلات فنی و اقتصادی برای تصفیه خانه به همراه دارد.

بررسی منابع علمی داخلی و خارجی نشان داد که اگرچه مطالعاتی روی لجن تصفیه خانه ی فاضلاب برای حذف رنگ انجام شده است (۲۶ و ۲۰)، ولی گزارشی در مورد حذف رنگ به کمک لجن تصفیه خانه ی آب منتشر نشده است. لذا هدف از این مطالعه استفاده ی مجدد از لجن حاصل از تصفیه خانه آب به عنوان جاذب در حذف رنگ از محلول آبی است. در صورت موفقیت این طرح، می توان این لجن ها را بازیافت و در تصفیه ی فاضلاب های صنعتی حاوی رنگ استفاده نمود.

## مواد و روش ها

همان طور که در قسمت قبل اشاره شد هدف این تحقیق مطالعه عملکرد جاذب تهیه شده از لجن حاصل از فرایند انعقاد یک تصفیه خانه ی آب شهر تهران در حذف رنگ است. منعقد کننده اصلی مورد استفاده در تصفیه خانه های آب شهر تهران کلرورفریک است. در این تحقیق رنگ راکتیو قرمز ۱۹۸ (RR198) که یک رنگ از خانواده رنگ های آزو است، به عنوان مدل انتخاب گردید. مشخصات مهم این رنگ

$$q = \frac{V(C_0 - C_e)}{m} \quad (2)$$

RE = راندمان حذف رنگ، %

q = ظرفیت جذب، mg/g

$C_0$  = غلظت اولیه رنگ، mg/L

$C_t$  = غلظت رنگ در زمان t پس از جذب، mg/L

$C_e$  = غلظت تعادلی رنگ، mg/L

V = حجم نمونه، L

m = جرم جاذب، g

غلظت رنگ به روش جذب در طول موج مشخصی توسط دستگاه اسپکتروفتومتر اندازه گیری شد. برای این کار در ابتدا طول موج حداکثر جذب رنگ مورد نظر (۵۱۸ نانومتر) با استفاده از اسپکترومتر مشخص گردید و سپس منحنی کالیبراسیون آن به دست آورده شد. سایر متغیرها به روش استاندارد برگرفته از کتاب استاندارد متد (۲۷) انجام گردید. پس از انجام آزمایشات رفتار سیستم جذب مورد مطالعه براساس دو مدل لانگمیر و فرولندلیچ تحلیل شد.

## یافته ها

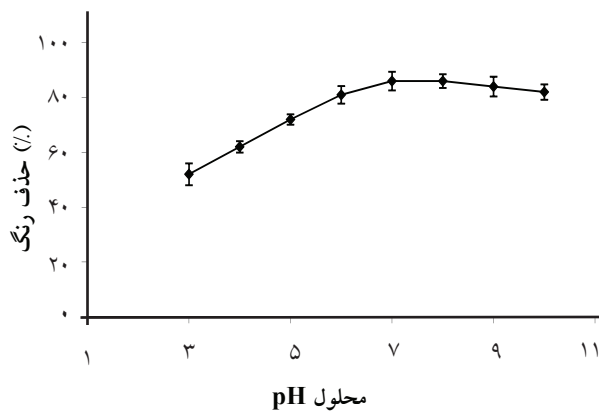
### الف. مشخصات جاذب

برای تعیین ترکیبات موجود در جاذب مورد نظر در این تحقیق، از آزمایش XRF استفاده شد. براساس این آزمایش ها جاذب مورد نظر شامل عناصر ذکر شده زیر می باشد: آهن فریک (۴۴/۵٪)، سیلیس (۵۰/۵٪) و تلفات ناشی از سوزاندن (۱۷/۵٪). این یافته ها نشان می دهد که بیش ترین سهم ترکیبات موجود در جاذب تهیه شده را آهن فریک تشکیل می دهد. آزمایش دیگری که برای تعیین مورفولوژی جاذب انجام گرفته است، آزمایش SEM می باشد. در شکل ۱ مورفولوژی سطح جاذب نشان داده شده است. همان طور که در تصویر SEM مشخص است، جاذب تهیه شده دارای تخلخل بسیار بالایی

در جدول ۱ نشان داده شده است. از لجن موجود در حوضچه‌ی ته نشینی تصفیه خانه ی آب به عنوان جاذب استفاده شد. لجن پس از جمع آوری از بستر لجن خشک کن تصفیه خانه و جداسازی آشغال های درشت، ابتدا در دمای ۱۰۵ درجه سانتی گراد به مدت ۲۴ ساعت خشک شده و از آن به عنوان جاذب استفاده شد. قبل از استفاده، مشخصات ماده مورد نظر با استفاده از آزمایش های BET، SEM، XRF و pHzpc تعیین گردید. مطالعات منابع علمی نشان داد که مهم ترین متغیرهای موثر بر جذب pH محلول، دز جاذب، زمان تماس و غلظت رنگ می باشد که در این مطالعه اثر این متغیرها بر عملکرد جاذب تهیه شده در حذف رنگ RR198 بررسی شد. با توجه به این که غلظت رنگ در پساب صنایع نساجی ۱۰۰-۱۰ میلی گرم برلیتر است، این گستره برای مطالعه در فاضلاب ساختمانی انتخاب گردید. اثر pH در گستره ۱۲-۳ بر حذف رنگ بررسی شد. دز بهینه ی جاذب در گستره ۳-۰/۲ گرم بر لیتر و زمان تماس بهینه نیز با انجام مطالعات آزمایشگاهی تعیین گردید.

سیستم آزمایشی مورد استفاده در این تحقیق از نوع ناپیوسته می باشد برای این کار از یک ارلن مایر ۲۵۰ میلی لیتر استفاده شد. در هر بار آزمایش جذب، حجم مشخصی از محلول رنگ مورد مطالعه با غلظت معین به داخل ارلن اضافه می شد، شرایط مورد نظر تنظیم و دز خاصی از جاذب به آن اضافه می گردید. سوسپانسیون حاصل سپس به وسیله دستگاه میکسر اختلاط داده شده و بعد از زمان تماس کافی نمونه به وسیله دستگاه ساترینفوژ صاف شده و غلظت رنگ توسط دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج ۵۱۸ نانومتر اندازه گیری شد. راندمان حذف و ظرفیت جذب رنگ از روابط زیر محاسبه شد. برای اطمینان از تکرار پذیری نتایج، هر آزمایش دو بار تکرار و میانگین اعداد گزارش شده است.

$$RE = \frac{(C_0 - C_t)}{C_0} \cdot 100 \quad (1)$$



شکل ۲: اثر pH محلول بر حذف رنگ RR198 از محلول آبی

را نشان می دهد.

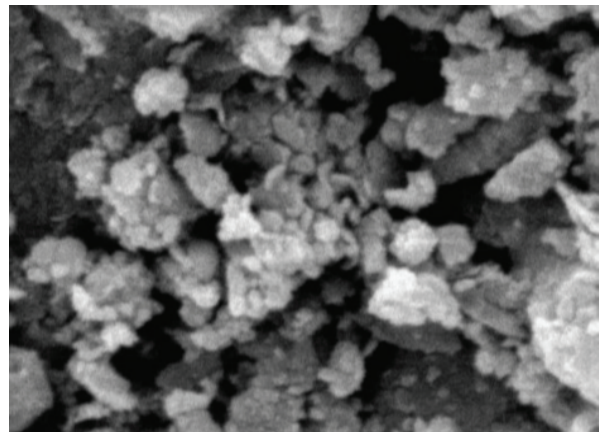
#### د. اثر غلظت رنگ و زمان تماس

مساله مهم هنگام کاربرد سیستم جذب، فراهم آوردن یک زمان تماس موثر برای کاهش آلودگی موجود در یک فاضلاب با یک غلظت مشخص به وسیله استفاده از فرآیند جذب تحت شرایط معین است. لذا از نظر فنی بررسی کردن تاثیر غلظت و زمان تماس روی جذب رنگ RR198 روی پودر به کار برده شده، مهم است. اثر غلظت رنگ در غلظت های ۲۵ تا ۱۰۰ میلی گرم رنگ RR198 در لیتر و زمان تماس تا ۱۴۰ دقیقه و استفاده ۱۰۰ میلی لیتر محلول رنگ در هر کدام از غلظت ها و  $pH = 7$  و دز جذب ۲ گرم بر لیتر، بررسی شد. نتایج این مرحله از تحقیق در شکل (a۴) بر حسب درصد حذف و شکل (b۴) بر حسب ظرفیت حذف نشان می دهد.

#### بحث و نتیجه گیری

##### اثر pH محلول بر حذف رنگ

رابطه بین رفتار جاذب و pH محلول رنگ می تواند با در نظر گرفتن این که هیدروکسید فریک ترکیب غالب جاذب مورد نظر می باشد، و این که حلالیت این نوع هیدروکسید فریک به pH بستگی دارد، و این که  $pH_{zpc}$  اندازه گیری شده جاذب ۹/۶ است، و رنگ RR198 نیز آنیونی است، توضیح داده شود.



شکل ۱: تصویر SEM پودر تهیه شده به عنوان جاذب

است. سطح ویژه جاذب مورد بررسی  $107 \text{ m}^2/\text{g}$  و حجم کل حفرات  $0.12 \text{ cm}^3/\text{gr}$  می باشد. برای تعیین باز سطح جاذب از آزمایش  $pH_{zpc}$  استفاده گردید. نتایج این آزمایش نشان داد که  $pH_{zpc}$  برای جاذب مورد نظر، ۹/۶ می باشد. این بدان معنی است که بار جاذب مربوط در  $pH = 9/6$ ، صفر و خنثی می باشد. در pH های زیر ۹/۶، بار جاذب مثبت و بالای آن بار جاذب منفی است.

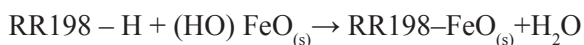
##### ب. اثر pH

برای تعیین pH بهینه جهت دستیابی به بیش ترین حذف رنگ RR198، از رنگ با غلظت ۵۰ میلی گرم بر لیتر، دز از پودر جاذب ۱ گرم بر لیتر، زمان اختلاط ۹۰ دقیقه و pH های ۱۰-۳ استفاده شد. همان طور که در شکل ۲ نشان داده شده است، با افزایش pH محلول از ۳ تا حدود ۷-۸، جذب رنگ RR198 از ۵۲٪ به ۸۹٪ افزایش یافت. زمانی که pH محلول به بالای ۸ افزایش داده شد، حذف رنگ کمی کاهش پیدا کرد.

##### ج. اثر دز از جاذب

اثر دز جاذب به کار برده شده در آزمایشات برای جذب رنگ RR198 با اضافه کردن غلظت هایی از پودر به مقدار ۰/۲ تا ۳ گرم در لیتر داخل ظرفی که حاوی ۱۰۰ mL از محلول رنگ RR198 بود، ارزیابی گردید. زمان اختلاط (تماس) و pH محلول به ترتیب در ۹۰ دقیقه و ۷ برای تمام آزمایشات تنظیم شد. شکل ۳ حذف رنگ RR198 به ازای مقدار جاذب

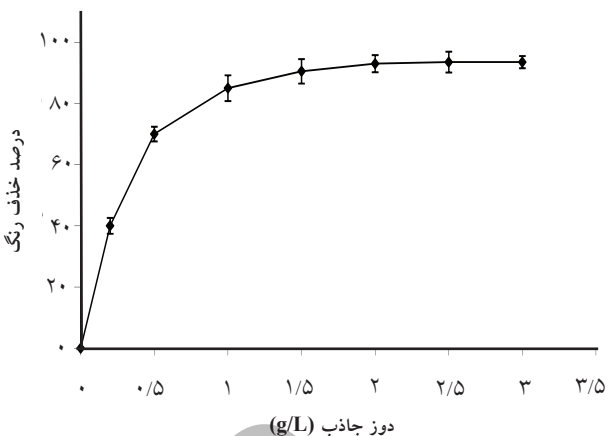
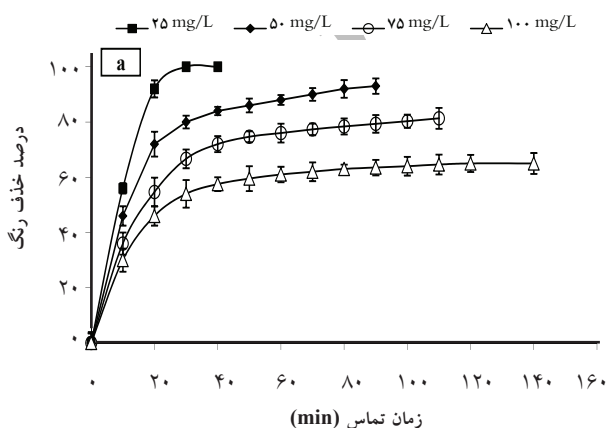
(۳)



کاهش pH محلول از حد حداقل حلالیت به شرایط اسیدی باعث حل شدن هیدروکسید فریک شده (۲۶) و موجب کاهش حذف رنگ می شود. هم چنین، کاهش حذف رنگ RR198 در pH حدود ۸ می تواند با تشکیل بارهای منفی روی سطح جاذب و تولید  $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$  که مولکول های رنگ RR198 آنیونی را دفع می کند، نسبت داشته باشد (۲۹ و ۳۲). براساس شکل ۲، بیش ترین کارایی جذب رنگ در pH بین ۷ تا ۸ بوده است. بنابراین pH ۷ برای استفاده در آزمایشات بعدی انتخاب شده است.

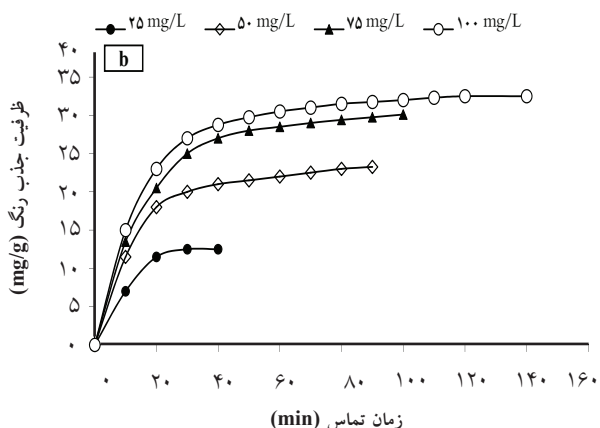
#### اثر دوز جاذب بر حذف رنگ

همان طور که در شکل ۳ مشاهده می شود، درصد حذف رنگ با افزایش مقدار جاذب تا ۲ g/L، تا ۹۳٪ افزایش یافته است. چون یک غلظت ثابت رنگ در همه آزمایش ها استفاده شده است، افزایش جرم جاذب منجر به افزایش نسبت جاذب به رنگ شده که سطح و محل های بیش تری برای حذف فراهم آورده است (۳۲ و ۳۳) که این خود باعث کاهش انتشار داخل ذره ای گردیده است (۳۳). این پدیده باعث افزایش حذف رنگ با افزایش دوز جاذب شده است. میزان بهینه جاذب ۲ گرم بر لیتر می باشد و این میزان برای آزمایش های بعدی استفاده شد.



شکل ۳: اثر دوز جاذب بر حذف رنگ RR198 از محلول آبی

براساس تعادل یا موازنه حلالیت، رسوب هیدروکسید فریک با حلالیت کم در pH حدود ۸ ایجاد می شود (۲۸). در این شرایط، مولکول های رنگ RR198 احتمالاً براساس جاذبه الکتروستاتیک یا مکانیزم های کمپلکس دهنده سطح جذب می شوند (۲۹). اولین مکانیسمی که مورد بررسی قرار می گیرد این است که چون pH کاری از pH جاذب ( $\text{pH}_{zpc} = 8$ ) (۹/۶) پایین تر است، بارهای مثبت روی سطح جاذب افزایش یافته و مولکول های رنگ آنیونی را جذب کرده است (۳۰). در مکانیسم اول، مولکول های رنگ RR198 با  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  باند شده و کمپلکس جاذب - رنگ تشکیل شده که به صورت زیر نشان داده می شود (۲۹):



شکل ۴: اثر غلظت اولیه رنگ و زمان تماس بر حذف (a) و جذب (b) رنگ RR198 از محلول آبی

### اثر غلظت رنگ و زمان تماس بر حذف رنگ

بر اساس نتایج ارایه شده در شکل ۴، حذف کامل رنگ RR198 در غلظت ۲۵ میلی گرم بر لیتر و در زمان تماس کوتاه ۳۰ دقیقه به دست آمد. این مبین میل ترکیبی بالای پودر به کار برده شده به مولکول های رنگ و بنابراین نشان دهنده موثر بودن پودر جاذب برای غلظت های پایین رنگ است. حذف سریع رنگ RR198 می تواند با انتقال جرم سطحی نسبت داشته باشد (۳۶ و ۳۷). با این وجود، افزایش غلظت رنگ تا ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر منجر به کاهش درصد حذف رنگ RR198 تا ۶۵٪ بعد از ۱۴۰ دقیقه زمان تماس گردید. کاهش مشاهده شده بیان گر وابستگی جذب رنگ مورد مطالعه به غلظت اولیه، احتمالاً به دلیل محدود شدن محل های جذب و در نتیجه افزایش انتشار درون ذره ای، شده است.

شکل (۴b) نشان می دهد که ظرفیت حذف با افزایش غلظت اولیه رنگ و زمان تماس افزایش یافته و به ۳۲/۵ میلی گرم بر گرم در حالت تعادل رسیده است. افزایش ظرفیت جذب به افزایش برخورد بین مولکول های رنگ و جاذب و نیز به افزایش گرادیان غلظت و در نتیجه تسریع انتقال جرم نسبت داده می شود (۳۸ و ۳۴). این مساله باعث افزایش برداشت مولکول های رنگ RR198 به وسیله ذرات جاذب و در نتیجه افزایش ظرفیت جذب شده است. رفتار جذب مشابهی نیز توسط سایر محققین، البته تحت شرایط آزمایشی مختلف گزارش شده است.

### مدل سازی ایزوترم جذب

یک ایزوترم بر همکنش بین ماده جذب شونده و جاذب را توصیف نموده و برای بهینه سازی فرایند جذب بسیار سودمند است (۳۸). اگرچه چندین مدل ایزوترم برای ارزیابی تعادل جذب وجود دارد، دو تا از مهم ترین مدل ها شامل لانگمیر و فروندلیچ هستند که در این تحقیق برای مدل سازی جذب رنگ RR198 از این دو مدل استفاده شده است.

$$\text{شکل خطی مدل لانگمیر} \quad \frac{c_e}{q_e} = \frac{1}{bq_{\max}} + \frac{c_e}{q_{\max}} \quad (4)$$

$q_{\max}$  (mg/g) ظرفیت جذب ماکزیمم. پارامتر  $b$  یک ضریبی است که با انرژی جذب نسبت دارد و با افزایش نیروی باند جذب افزایش پیدا می کند، میزان  $q_{\max}$  و  $b$  از روی منحنی رگرسیون خطی  $\frac{c_e}{q_e}$  در برابر  $C_e$  تعیین می شود.

شکل خطی مدل فروندلیچ

$$\ln q_e = \ln k_F + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (5)$$

$k_F$  و  $n$  ثابت های معادله فروندلیچ. ثابت  $k_F$  ظرفیت جاذب (mg/g) و  $1/n$  معکوس واکنش بوده که تابع نیروی جذب است. منحنی رگرسیون خطی  $\ln q_e$  در برابر  $C_e$ ، میزان  $n$  و  $k_F$  را می دهد.

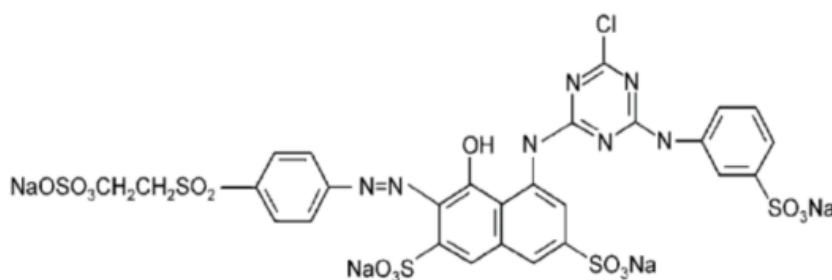
نتایج آنالیز ایزوترم در جدول ۲ آورده شده است. در جدول ۲ نشان داده شده است که  $R^2$  ایزوترم لانگمیر بزرگتر از ایزوترم فروندلیچ برای سیستم جذب مورد مطالعه بود. لذا جذب رنگ RR198 روی ذرات جاذب با مدل لانگمیر انطباق بیش تری داشته و طبق این مدل جذب رنگ RR198 به صورت تک لایه جذب روی یک سطح جاذب هموزن می باشد. این نتیجه با یافته های سایر محققین (۳۹) هم خوانی دارد. مدل لانگمیر حداکثر ظرفیت جذب رنگ RR198 روی جاذب آزمایش شده را ۳۴ میلی گرم بر گرم بر آورده کرده است. این عدد نزدیک به ظرفیت تعادلی به دست آمده از طریق آزمایش است که تناسب درست مدل با آزمایش ها را تایید می نماید. تمایل جذب رنگ RR198 روی جاذب تهیه شده با استفاده از یک پارامتر بدون بعد ( $R_L$ ) که از معادله لانگمیر مشتق شده است نیز ارزیابی شد. رابطه مورد استفاده به صورت زیر است:

$$R_L = \frac{1}{1 + bc_i} \quad (6)$$

$C_i$  غلظت اولیه رنگ مورد نظر تحت جذب فرآیند جذب است. جذب می تواند غیر قابل برگشت ( $R_L=0$ )، مطلوب  $0 < R_L < 1$ ، خطی ( $R_L=1$ ) یا نامطلوب ( $R_L > 1$ ) باشد. مقادیرهای محاسبه شده  $R_L$  برای جذب رنگ RR198 بین صفر و ۱ است. بنابراین فرایند جذب رنگ روی جاذب مورد

جدول ۱: مشخصات مهم رنگ مورد مطالعه

RR198	مشخصه
$C_{27}H_{18}ClN_7Na_4O_{15}S_5$	فرمول شیمیایی
azo	کلاس
۱۸۲۲۱	شماره C.I.
۹۶۷/۵	وزن مولکولی ( $g\ mol^{-1}$ )
۵۱۸	$\lambda_{max}$ (nm)



ساختار ملکولی

نتایج فوق، مشخص می شود که لجن حاصل از واحد انعقاد و لخته سازی تصفیه خانه آب ها سطحی که در آنها از کلرور فریک به عنوان منعقد کننده استفاده می شود، می تواند به عنوان یک جاذب ارزان و موثر در حذف رنگ از پساب های صنعتی استفاده شود.

مطالعه مطلوب می باشد (۴۰). هم چنین مقدار  $n$  در رابطه فروندلیچ، که در جدول ۲ داده شده است، بزرگ تر از یک می باشد که تایید می کند پودر تهیه شده برای استفاده به عنوان یک جاذب برای حذف رنگ RR198 مناسب است. بر اساس

جدول ۲: اطلاعات مدل سازی جذب رنگ بر اساس مدل های لانگمیر و فروندلیچ

مدل ایزوترم	پارامتر	مقدار
Langmuir	$q_{max}$ (mg/g)	۳۴
	b	۰/۶۳
	$R^2$	۰/۹۹۹
Freundlich	$K_F$	۱۹/۱
	n	۶/۶۷
	$R^2$	۰/۹۴۱

## منابع

1. Aos Santos AB, Cervantes FJ, van Lier JB. Review paper on current technologies for decolourisation of textile wastewaters: Perspectives for anaerobic biotechnology. *Bioresour Technol.* 2007;98:2369-85.
2. Yahya S, Al-Degs, Musa I, El-Barghouthi, Amjad H, Sheikh El, et al. Effect of solution pH, ionic strength, and temperature on adsorption behavior of reactive dyes on activated carbon. *Dyes Pigment.* 2008;77:16-23.
3. Du WL, Xu ZR, Han XY, Xu YL, Miao ZG. Preparation, characterization and adsorption properties of chitosan nanoparticles for eosin Y as a model anionic dye. *J Hazard Mater.* 2008; 69:152-56.
4. Dele W, O'Neill C, Freda R, Hawkes, Helena M, Pinheiro L. Anaerobic Treatment of Textile Effluents: A Review. *J Chem Technol Biotechnol.* 1998;73:323-35.
5. Lee JW, Choi SP, Thiruvengkatachari R, Shim WG, Moon H. Evaluation of the performance of adsorption and coagulation processes for the maximum removal of reactive dyes. *Dyes Pigments.* 2006;69:196-203.
6. Gupta VK, Ali I, Vipin K. Adsorption studies on the removal of Vertigo Blue 49 and Orange DNA13 from aqueous solutions using carbon slurry developed from a waste material. *J Coll Interf Sci.* 2007;315:87-96.
7. Shi B, Li G, Wang D, Feng C, Tang H. Removal of direct dyes by coagulation: The performance of preformed polymeric aluminum species. *J Hazard Mater.* 2007;143:567-74.
8. O'Neill C, Hawkes FR, Hawkes DL, Lourenço ND, Pinheiro HM, Delée W. Colour in textile effluents - sources, measurement, discharge consents and simulation: a review. *J Chem Technol Biotechnol.* 1999;74:1009-18.
9. Liu Y, Chen X, Li J, Burda C. Photocatalytic degradation of azo dyes by nitrogen-doped TiO<sub>2</sub> nanocatalysts. *Chemosphere.* 2005;61:11-18.
10. Jiantuan Ge, Jiuhui Qu. Ultrasonic irradiation enhanced degradation of azo dye on MnO<sub>2</sub>. *Appl Catal B Environ.* 2004;47:133-140.
11. Forgacs E, Cserhati T, Oros G. Removal of synthetic dyes from wastewaters: a review. *Environ Inter.* 2004;30:953-71.
12. Robinson T, McMullan G, Marchant R, Nigam P. Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. *Bioresour Technol.* 2001;77:247-55.
13. Papic S, Koprivanac N, Bozic AL, Metes A. Removal of some reactive dyes from synthetic wastewater by combined Al (III) coagulation/carbon adsorption process. *Dyes Pigments.* 2004;62:293-300.
14. Dias M, Maria CM, Manuel AF, Almeida F, Rivera-Utrilla J, Sánchez-Polo M. Waste materials for activated carbon preparation and its use in aqueous-phase treatment: A review. *J Environ Manag.* 2007;85:833-46.
15. Erdem E, Çölgeçen G, Donat R. The removal of textile dyes by diatomite earth. *Jo Coll Interf Sci.* 2005;282:314-19.
16. Jiang H, Bishop PL. Aerobic biodegradation of azo dyes in biofilms. *Water Sci Technol.* 1994;29:525-530.
17. Lin SH, Peng CF. Continuous treatment of textile wastewater by combined coagulation, electrochemical oxidation and activated sludge. *Water Res.* 1996;30:587-92.
18. Shaul GM, Holdsworth TJ, Dempsey CR, Dostal KA. Fate of water soluble azo dyes in the activated sludge process. *Chemosphere.* 1991;22:107-19.
19. Han R, Ding D, Xu Y, Zou W, Wang Y, Li Y, Zou L. Use of rice husk for the adsorption of congo red from aqueous solution in column mode. *Bioresour Technol.* 2008;99:2938-46.
20. Santos CR, Vilar JP, Boaventura AR. Waste metal hydroxide sludge as adsorbent for a reactive dye. *J Hazard Mater.* 2008;153:999-1008.
21. Chen CY, Wang P, Zhuang YY. Removal from wastewater using the adsorbent developed from sewage sludge. *J Environ Sci.* 2005;17:1018-21.
22. Maria J, Adriana M, Artola M, Balaguer D, Rigola M. Activated carbons developed from surplus sewage sludge for the removal of dyes from dilute aqueous solutions. *Chem Eng J.* 2003;94:231-39.
23. Ozmihci S, Kargi F. Utilization of powdered waste sludge (PWS) for removal of textile dyestuffs from wastewater by adsorption. *J Environ Manag.*



- 2006;81:307-14.
24. Wang X, Zhu N, Yin B. Preparation of sludge-activated carbon and its application in dye wastewater treatment. *J Hazard Mater.* 2008;153:22-27.
25. Fan X, Zhang X. Adsorption properties of activated carbon from sewage sludge to alkaline-black. *Mater Lett.* 2008;62:1704-706.
26. Netpradit S, Thiravetyan P, Towprayoon S. Application of 'waste' metal hydroxide sludge for adsorption of azo reactive dyes. *Water Res.* 2003;37:763-72.
27. APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed. Washington DC: APHA; 1998.
28. Crittenden JC, Trussell RR, Hand DW, Howe KJ, Tchobanoglous G. *Water Treatment: Principles and Design.* 2nd ed. New York: John Wiley and Sons Inc; 2005.
29. Martínez-Huitle CA, Brillas E. Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods: a general review. *Appl Catal B Environ.* 2009;87:105-45.
30. Al-Degs YS, El-Barghouthi MI, El-Sheikh AH, Walker GM. Effect of solution pH, ionic strength, and temperature on adsorption behavior of reactive dyes on activated carbon. *Dyes Pigments.* 2008;77:16-23.
31. Tahir SS, Rauf N. Removal of a cationic dye from aqueous solutions by adsorption onto bentonite clay. *Chemosphere.* 2006; 63: 1842-48.
32. Royer B, Cardoso NF, Lima EC, Vaghetti JCP, Simon NM, Calvete T, et al. Applications of Brazilian pine-fruit shell in natural and carbonized forms as adsorbents to removal of methylene blue from aqueous solutions—Kinetic and equilibrium study. *J Hazard Mater.* 2009;164:1213–22.
33. Vimonses V, Lei S, Jin B, Chow CWK, Saint C. Adsorption of congo red by three Australian kaolins. *Appl Clay Sci.* 2009;43:465-72.
34. Al-Ghouti MA, Khraisheh MAM, Ahmad MNM, Allen S. Adsorption behaviour of methylene blue onto Jordanian diatomite: a kinetic study. *J Hazard Mater.* 2009;165:589-98.
35. Şener S. Use of solid wastes of the soda ash plant as an adsorbent for the removal of anionic dyes: equilibrium and kinetic studies. *Chem Eng J.* 2008;138:207-14.
36. Khattri SD, Singh MK. Removal of malachite green from dye wastewater using neem sawdust by adsorption. *J Hazard Mater.* 2009;167:1089-94.
37. Aksu Z, Dönmez G. A comparative study on the biosorption characteristics of some yeasts for Remazol Blue reactive dye. *Chemosphere.* 2003;50:1075-83.
38. Hameed BH. Evaluation of papaya seeds as a novel non-conventional low-cost adsorbent for removal of methylene blue. *J Hazard Mater.* 2009;162:939-44.
39. Jindarom C, Meeyoo V, Kitiyanan B, Rirksomboon T, Rangsunvigit P. Surface characterization and dye adsorptive capacities of char obtained from pyrolysis/gasification of sewage sludge. *Chem Eng J.* 2007;133:239-46.
40. Sivaraj R, Namasivayam C, Kadirvelu K. Orange peel as an adsorbent in the removal of acid violet 17 (acid dye) from aqueous solutions. *Waste Manage.* 2001;21:105-10.

## **Adsorption of Reactive Red 198 Azo Dye from Aqueous Solution onto the Waste Coagulation Sludge of the Water Treatment Plants**

**\*Asilian H, Moussavi G.R, Mahmoudi M.**

Department of Environmental and Occupational Health Engineering, Tarbiat Modarres University, Tehran, Iran

Received 2 November 2009; Accepted 9 January 2010

### **ABSTRACT**

**Backgrounds and Objectives:** Much attention has been recently paid on using waste materials as adsorbents for removal of contaminants from water and wastewater. A new low cost waste was examined for its capacity to adsorb RR198, an azo reactive model dye, from an aqueous solution.

**Materials and Methods:** The waste was dried, powdered and characterized before being used as an adsorbent. The effects of pH (3-10), adsorbent dose (0.2-3 g), dye concentration and contact time on the adsorption efficiency were investigated. Equilibrium study data were modeled using Langmuir and Freundlich models.

**Results:** The characterization analysis indicated that it was composed mainly of ferric hydroxide. The powder had a BET and average pore size of 107 m<sup>2</sup>/g and 4.5 nm, respectively. The results showed that dye removal was highest at a solution pH of 7 to 8 and a powder dose of 2 g/L. The RR198 removal percentage decreased from 100% to 43% at 140 min contact time when the concentration of dye was increased from 25 mg/L to 100 mg/L, at optimum pH and dosage. The Langmuir equation provided the best fit for the experimental data. The maximum adsorption capacity was calculated to be 34.4 mg/g.

**Conclusion:** According to the obtained results, the water coagulation waste sludge appears to be a suitable low cost and efficient adsorbent for removing reactive azo dyes from waste streams.

**Key words:** Wastewater, Azo dye, Reactive red 198, Adsorption equilibrium, Isotherm, Water treatment plant sludge

---

\*Corresponding Author: [asilian@modares.ac.ir](mailto:asilian@modares.ac.ir)

Tel: +98 21 888235640021, Fax: +98 21 828838250021