



## تأثیر تثبیت ریز جلبک *Scenedesmus quadricauda* ISC 109 بر توان کاهش آلودگی فلز سنگین کروم

ندا سلطانی<sup>۱\*</sup>، محسن صابری نجفی<sup>۲</sup>، مریم عامری<sup>۲</sup>

<sup>۱</sup> پژوهشکده علوم پایه کاربردی جهاد دانشگاهی، گروه پژوهشی میکروبیولوژی نفت، تهران

<sup>۲</sup> جهاد دانشگاهی واحد مشهد، گروه پژوهشی ریزسازواره‌های صنعتی، مشهد

| نوع مقاله:         | چکیده   |
|--------------------|---|
| پژوهشی             | امروزه، جهت پالایش آلاینده‌های مختلف ورودی به محیط زیست به خصوص فلزات سنگین از روش‌های زیستی استفاده می‌شود. جلبک‌ها از جمله موجوداتی هستند که قادرند با مکانیسم‌های مختلف اقدام به تجمع و تبدیل این آلاینده‌ها نمایند. در این راستا از تکنیک تثبیت این میکروارگانیسم‌ها در جهت اهداف مختلف بهره‌برداری می‌گردد. لذا پس از غربالگری اولیه ریزجلبک‌های <i>Tetraselmis</i> ، <i>Spirulina</i> ، <i>Chlorella</i> ، <i>Microchaete Scenedesmus</i> و <i>Calothrix</i> ، ریزجلبک منتخب در گستره‌ای از عوامل محیطی (pH، غلظت و زمان تماس) با آلاینده کروم قرار گرفت. شرایط بیشینه جذب جهت بررسی اثر تثبیت بر میزان جذب ریزجلبک تثبیت شده انتخاب و پاسخ‌های فیزیولوژیک ریزجلبک منتخب در برابر این تیمارها مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج آزمایشات نشان داد، ۱۶ درصد در ۱۱۰ دقیقه بیشترین مقدار جذب توسط جلبک سبز منتخب <i>Scenedesmus</i> آزاد بوده است. جلبک <i>Scenedesmus</i> در مدت زمان طولانی، کروم جذب شده را به محیط برگردانده است. با افزایش غلظت محلول، توان جلبک در جذب کاهش یافته و بیشترین مقدار جذب در غلظت‌های پایینی انجام شده و با افزایش pH تا ۵، دریافت کروم توسط جلبک تا ۱۶ درصد افزایش یافته است. همچنین استفاده از بیدهای جلبکی نشان داد که تثبیت اثر مثبتی بر میزان جذب کروم داشته و جهت استفاده در سایر مقاصد توصیه می‌گردد. |
| تاریخچه مقاله:     |   |
| دریافت: ۹۴/۰۲/۲۳   |   |
| اصلاح: ۹۴/۰۵/۳۰    |   |
| پذیرش: ۹۴/۰۶/۰۳    |   |
| کلمات کلیدی:       |   |
| تثبیت              |   |
| ریزجلبک            |   |
| کروم               |   |
| <i>Scenedesmus</i> |   |

### مقدمه

رشد سریع صنعت و جمعیت در جهان، استفاده از آب را برای مقاصد گوناگون بشری افزایش داده است به طوری که گزارش شده است متوسط سالانه ۶۶۵ میلیارد آب توسط صنعت بین سالهای ۱۹۸۷ تا ۲۰۰۳ در سرتاسر جهان مورد استفاده قرار گرفته است (Cai *et al.*, 2013). منبع این آب‌ها نیز توسط پساب‌های صنعتی و خانگی آلوده شده و در مقایسه منشأ آلودگی‌ها، بخش صنعت سهم عظیمی در وارد کردن آلاینده‌هایی نظیر فلزات سنگین به محیط زیست داشته و بحران جدی زیست محیطی را به خصوص در کشورهای در حال توسعه در پی داشته است. ورود فلزات سنگینی مانند Cu, Zn, Ni, Pb, Cd, Cr از صنایع مختلف به آب‌های سطحی و حتی آشامیدنی، به تهدیدی جدی برای سلامت بشر تبدیل شده است (Sivakumar, 2015).

\* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: [soltani6@yahoo.com](mailto:soltani6@yahoo.com)

در میان فلزات مذکور، آلودگی و سمیت کروم در سالهای اخیر با توجه به اثرات خطرناکی که بر جامعه انسانی و محیط زیست گذاشته، مورد توجه قرار گرفته است. کروم III و کروم VI دو فرم پایدار آن در طبیعت هستند. فرم های مذکور بیشتر در پساب صنعت چرم، رنگ، چوب و آبکاری از ده ها تا صدها میلی گرم بر لیتر وجود دارند. حداکثر میزان رهاسازی فلزات سنگین به محیط زیست و آبهای سطحی می بایست طبق استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO<sup>1</sup>) باشد که برای کروم VI کمتر از ۰/۰۵ میلی گرم بر لیتر و برای کروم کل کمتر از ۲ میلی گرم بر لیتر بیان شده است (Han et al., 2007). همچنین حد مجاز کروم کل در آب آشامیدنی را ۰/۰۵ میلی گرم بر لیتر معرفی نموده است (Javadian et al., 2013).

سمیت کروم وابسته به فرم شیمیایی آن دارد. کروم III گونه غیرسمی از کروم است که به عنوان یک عنصر میکرو جهت متابولیسم طبیعی کربوهیدرات، پروتئین، نوکلئیک اسید و لیپید در نظر گرفته شده (Li et al., 2006) و برای تنظیم سطح قند خون پستانداران در مقادیر بسیار کم ضروری است اما در مقادیر بالاتر از ۵ میلی گرم بر لیتر برای ماهیان سمی است (El-Sikaily et al., 2007). کروم VI نسبت به کروم III حلالیت بالاتری را داشته و ۵۰۰ بار سمی تر است (Yilleng et al., 2013). فرم شیمیایی کروم VI شدیداً وابسته به pH محیط و غلظت محلول می باشد (Javadian et al., 2013). کروم VI سبب آسیب به اپی تلیال شده و برای گیاهان، جانوران آبزی، باکتری ها سمی بوده و عامل سرطان زایی در انسان شناخته شده است (El-Sikaily et al., 2007).

روش های مرسوم حذف کروم VI صنایع، رسوب دهی شیمیایی، جداسازی غشایی، تبادل یونی و بخارسازی می باشند. علاوه بر این که این روش ها برای غلظت های ۱ تا ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر کارا نیستند (Han et al., 2007; Yilleng et al., 2013). روش های فوق هزینه بر بوده و برای استفاده در مقیاس وسیع کارایی چندانی ندارند. در این میان روش جذب سطحی توجه پژوهشگران زیادی را به خود جلب کرده است (Yilleng et al., 2013). در دو دهه اخیر بیشتر تحقیقات به سمت استفاده از جاذب های زیستی برای حذف فلزات سنگین پیش رفته است (Han et al., 2007).

گیاه پالایی، چارچ پالایی و جلبک پالایی سه حیطه از زیست پالایی یا فیتو-رمدیشن<sup>۲</sup> هستند که در این میان، فیکو-رمدیشن<sup>۳</sup> به معنای استفاده از میکرو و ماکرو جلبک ها برای حذف یا بیوترانسفورماسیون آلاینده هایی نظیر مواد غذایی، فلزات سنگین و گرنوبیوتیک ها از پساب و CO<sub>2</sub> هوا توانسته پتانسیل بالایی در پالایش پساب را نمایش دهد. فیکورمدیشن دارای کاربردهای زیادی است؛ ۱- حذف مواد غذایی از پساب شهری و جریان های غنی از مواد آلی. ۲- حذف ترکیبات علف کش ها و غذایی با کمک جاذب های زیستی جلبکی. ۳- تیمار پساب های اسیدی و فلزی. ۴- مصرف CO<sub>2</sub>. ۵- تبدیل و تجزیه علف کش ها. ۶- تشخیص ترکیبات سمی با کمک بیوسنسورهای جلبکی (Rawat et al., 2011; Olguin, 2003).

در رابطه با پالایش فلزات سنگین توسط ریزجلبک ها، پژوهش های زیادی صورت گرفته است؛ Ahluwalia و Goyal (۲۰۰۷)، جلبک های *Sargassum natans*، *Chlorella fusca* و *Oscillatoria angustissima* را گزینه های مناسب برای جذب فلزاتی مانند Ni، Pb، Zn، Cd، Cr، Cu گزارش داده اند و دیده شده است که *Spirulina* قادر است تا ۷۴٪ سرب را در عرض ۱۲ دقیقه (Dwivedi, 2012) و *Coelastrum proboscideum* ۹۰ درصد جذب را بعد از ۱/۵ ساعت انجام دهد (Abdel-Raouf et al., 2012). از جلبک ها در سیستم های HRAP<sup>۴</sup> و ATS<sup>۵</sup> جهت حذف فلزات سنگین استفاده کرده اند و گزارش شده که *Scenedesmus* توانایی حذف U<sup>6+</sup>، Cu<sup>2+</sup>، Cd<sup>2+</sup>، Zn<sup>2+</sup> را دارد (Perales-Vela et al., 2006).

گونه های زیادی از جلبک ها (چه سلول های زنده و چه غیر زنده) قادرند تا مقادیری از فلزات سنگین سمی را در خود انباشته نمایند (Abdel-Raouf et al., 2012). اما در این میان، جلبک های سبز با توجه به طبیعت ویژه شان در جذب و نسبت بالای

<sup>1</sup> World Health Organization

<sup>2</sup> phytoremediation

<sup>3</sup> phycoremediation

<sup>4</sup> High Rate Algal Ponds

<sup>5</sup> Algal Turf Scrubber

سطح به حجمشان مورد توجه هستند (Han *et al.*, 2007). جلبک های سبز- آبی نیز با داشتن موسیلاژ بیشتر و توانایی اتصال بالاتر، سطح تماس بیشتر و نیازهای غذایی ساده تر نسبت به سایر میکروارگانیسم ها دارای مزیت هستند (Abdel Aty *et al.*, 2013).

گزارش های زیادی از تثبیت میکروارگانیسم ها در ماتریکس ژلی به منظور افزایش بهره وری وجود دارد. یکی دیگر از روش های تیمار پساب ها نیز، استفاده از سلول های تثبیت شده جلبک ها است. سهولت کنترل گونه ها، حفظ سلول های تثبیت شده طی شستشو، عدم تماس مستقیم مواد آلاینده با سلول ها و افزایش مقاومت سلول ها طی انواع تنش، کاهش هزینه و زمان برداشت محصول از فواید تثبیت جلبک ها می باشد (De Bashan and Bashan, 2010).

در این پژوهش، فاکتورهای اصلی جذب شامل: pH، غلظت و زمان جهت سنجش میزان جذب کروم با استفاده از بیومس جلبکی آزاد و تثبیت شده مورد سنجش قرار گرفته و تغییرات میزان کلروفیل، کارتنوئید نیز بررسی شدند.

## مواد و روش ها

### غربالگری ریزجلبک ها

از کلکسیون ریزجلبک پژوهشکده علوم پایه کاربردی جهاد دانشگاهی، جلبک های اسپیرولینا (*Spirulina*)، تتراسلمیس (*Tetraselmis*)، کلرلا (*Chlorella*)، سندسموس (*Scenedesmus*)، میکروکیت (*Microchaete*) و کلوتریکس (*Calothrix*) تهیه و به مدت دو ماه در محیط کشت های به ترتیب *Walne*، *Zarouk*، *N8*، *BBM*، *BG110* و *BG11* تکثیر یافتند. جلبک با بیشترین توانایی جذب کروم جهت ادامه آزمایش های جذب، انتخاب گردید. به این منظور بعد از سانتریفوژ کردن سوسپانسیون جلبکی، مقدار ۱ گرم بر لیتر از جلبک های فوق، به محلولی با pH ۳/۵ و غلظت ۵۰ میلی گرم بر لیتر کروم اضافه گردید. از نمک دی کرومات پتاسیم به عنوان منبع تأمین کننده کروم VI در آزمایش ها استفاده شد. پس از یک ساعت، محلول فاقد جلبک جهت سنجش میزان کروم با دستگاه جذب اتمی به مرکز تحقیقات شیمی دانشگاه شهید بهشتی ارسال و جلبک با بیشینه جذب جهت انجام ادامه مراحل انتخاب گردید.

### سنجش های فیزیولوژیک

پس از پایان زمان هر تیمار، نمونه ها سانتریفوژ شده و سوپرناتانت جهت سنجش میزان کروم برای سنجش با دستگاه جذب اتمی به آزمایشگاه تخصصی ارسال و ته نشست باقی مانده برای سنجش میزان کلروفیل (Marker, 1972) و کارتنوئید (Hirschberg and Chamovitz, 1994) استفاده گردید.

### تثبیت جلبک

جهت تهیه بیدهای<sup>۶</sup> جلبکی، سوسپانسیون جلبکی با آلژینات ۴ درصد با نسبت حجمی ۱:۱ مخلوط شد تا سوسپانسیون ۲ درصد جلبک- آلژینات به دست آید. مخلوط به یک بورت ۵۰ میلی لیتری منتقل و به داخل یک محلول کلسیم کلرید تیترا شد. سپس بیدها برای مدتی در NaCl اشباع قرار گرفته و با آب مقطر شستشو داده شدند. نسبت حجمی بید به پساب نیز برابر ۱:۲۵ قرار داده شد (Mambo, 2011). پس از حصول شرایط بیشینه جذب، آزمایش نهایی توسط جلبک آزاد و بیدهای جلبک انجام گرفت. از بیدهای فاقد جلبک به عنوان شاهد استفاده گردید.

### طراحی آزمایش

سه فاکتور pH (۲ تا ۵)، غلظت محلول (۱۰ تا ۱۵۰ میلی گرم بر لیتر) و زمان جذب (۲۰ تا ۲۰۰ دقیقه) به عنوان عوامل اصلی درگیر در جذب به نرم افزار Expert Design داده شد و ۲۰ تیمار پیشنهادی جهت انجام آزمایشات استفاده گردید.

<sup>6</sup> Bead

## نتایج

## نتایج آزمایش غربالگری اولیه

با توجه به جذب بالایی که توسط جلبک سندسموس<sup>۷</sup> مشاهده شد، ریزجلبک مذکور جهت انجام ادامه مراحل انتخاب گردید. نتایج نشان داده نشده است.

## نتایج آزمایشات جذب و سنجش های فیزیولوژیک

با استفاده از طراحی آزمایشی که توسط نرم افزار Expert Design انجام شده، نتایج حاصل از سه فاکتور pH، غلظت کروم و مدت زمان تلقیح بر میزان جذب کروم از محیط (جدول ۱) توسط نرم افزار بررسی شدند.

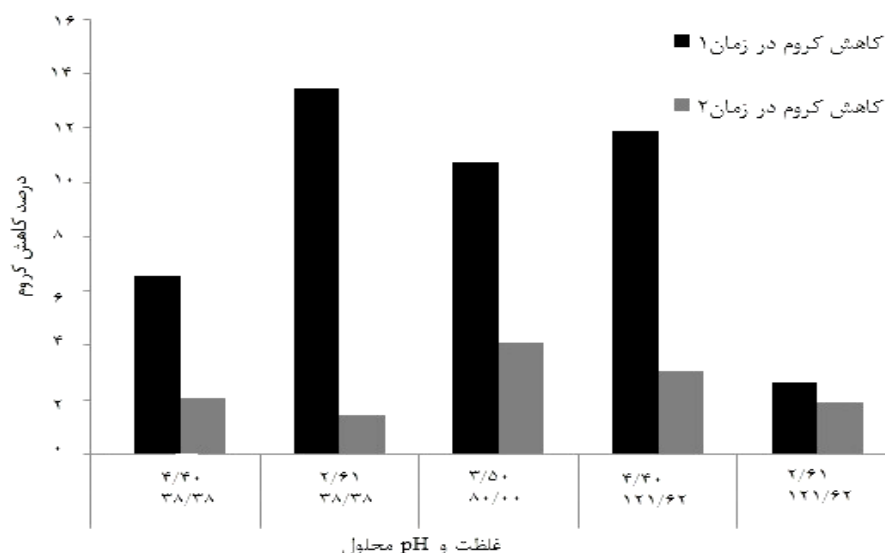
جدول ۱. اثر pH، غلظت کروم و مدت زمان تلقیح بر میزان جذب کروم، تغییرات کلروفیل و کارتنوئید

| شماره آزمایش | pH   | زمان تلقیح (دقیقه) | غلظت کروم (mg/L) | غلظت کلروفیل (µg/mg) | غلظت کارتنوئید (µg/mg) | جذب کروم (%) |
|--------------|------|--------------------|------------------|----------------------|------------------------|--------------|
| ۱            | ۳/۵۰ | ۲۰                 | ۸۰/۰۰            | ۱/۹۹۱                | ۰/۳۰۲                  | ۱۰/۷۴        |
| ۲            | ۴/۴۰ | ۵۶                 | ۳۸/۳۸            | ۲/۲۸۱                | ۰/۲۹۵                  | ۶/۵۵         |
| ۳            | ۲/۶۱ | ۵۶                 | ۱۲۱/۶۲           | ۱/۹۳۰                | ۰/۳۲۰                  | ۲/۶۲         |
| ۴            | ۴/۰۰ | ۵۶                 | ۱۲۱/۶۲           | ۱/۸۷۵                | ۰/۲۹۷                  | ۱۱/۸۹        |
| ۵            | ۲/۶۱ | ۵۶                 | ۳۸/۳۸            | ۱/۹۳۹                | ۰/۲۹۸                  | ۱۳/۴۲        |
| ۶            | ۳/۵۰ | ۱۱۰                | ۸۰/۰۰            | ۱/۵۱۵                | ۰/۳۰۰                  | ۱۰/۷۴        |
| ۷            | ۳/۵۰ | ۱۱۰                | ۸۰/۰۰            | ۱/۷۵۷                | ۰/۲۹۴                  | ۵/۶۷         |
| ۸            | ۳/۵۰ | ۱۱۰                | ۸۰/۰۰            | ۱/۸۰۵                | ۰/۲۹۲                  | ۳/۰۲         |
| ۹            | ۳/۵۰ | ۱۱۰                | ۸۰/۰۰            | ۱/۴۸۱                | ۰/۲۹۲                  | ۸/۶۹         |
| ۱۰           | ۳/۵۰ | ۱۱۰                | ۸۰/۰۰            | ۱/۵۸۸                | ۰/۲۹۰                  | ۱۲/۶۷        |
| ۱۱           | ۳/۵۰ | ۱۱۰                | ۸۰/۰۰            | ۱/۵۱۲                | ۰/۲۹۶                  | ۷/۳۶         |
| ۱۲           | ۵/۰۰ | ۱۱۰                | ۸۰/۰۰            | ۱/۴۵۰                | ۰/۲۹۳                  | ۱۶/۱۳        |
| ۱۳           | ۲/۰۰ | ۱۱۰                | ۸۰/۰۰            | ۱/۱۰۰                | ۰/۲۹۴                  | ۵/۹۹         |
| ۱۴           | ۳/۵۰ | ۱۱۰                | ۱۵۰/۰۰           | ۱/۴۷۳                | ۰/۲۹۷                  | ۵/۰۱         |
| ۱۵           | ۳/۵۰ | ۱۱۰                | ۱۰/۰۰            | ۲/۵۳۸                | ۰/۲۹۱                  | ۱۰/۸۹        |
| ۱۶           | ۴/۴۰ | ۱۶۳                | ۱۲۱/۶۲           | ۱/۴۱۹                | ۰/۲۹۵                  | ۳/۰۸         |
| ۱۷           | ۲/۶۱ | ۱۶۳                | ۱۲۱/۶۲           | ۱/۵۸۶                | ۰/۲۹۰                  | ۱/۹۰         |
| ۱۸           | ۲/۶۱ | ۱۶۳                | ۳۸/۳۸            | ۱/۶۴۹                | ۰/۲۹۱                  | ۱/۴۵         |
| ۱۹           | ۴/۴۰ | ۱۶۳                | ۳۸/۳۸            | ۱/۵۲۱                | ۰/۲۹۳                  | ۲/۰۶         |
| ۲۰           | ۳/۵۰ | ۲۰۰                | ۸۰/۰۰            | ۱/۴۰۲                | ۰/۲۹۸                  | ۴/۱۳         |

در تمام غلظت ها، بیشترین میزان کاهش در زمان های کوتاه تر و pH های بالاتری اتفاق می افتد. همانطور که در شکل ۱ نیز آمده است با افزایش غلظت اولیه کروم و گذشت زمان، درصد کاهش کروم، کمتر می گردد. به عنوان مثال ۱۳/۴۲ درصد کروم جذب شده از محلول ۳۸/۳۸ میلی گرم بر لیتر با pH ۲/۶۱، پس از ۱۰۷ دقیقه، ۱۱/۹۷ درصد آن را به محیط بازگردانده و یا محلولی با غلظت ۱۲۱/۶۲ میلی گرم بر لیتر و pH ۲/۶۱ در مقابل محلول مذکور تنها ۲/۶۲ درصد جذب نشان داده است (شکل ۱).

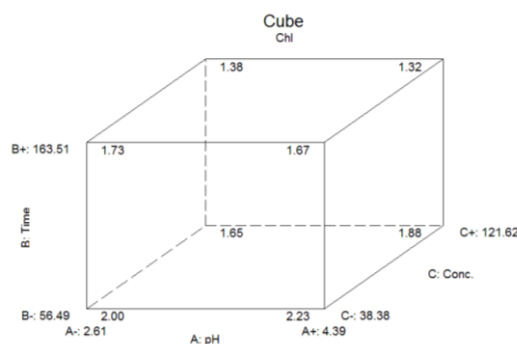
بررسی نمودار مکعبی تغییرات کروم نیز نشان داد، بیشترین مقدار جذب طبق مشاهدات و محاسبات نرم افزار، در pH های بالا، غلظت های پائین و در زمان های ابتدائی صورت می گیرد.

<sup>7</sup> *Scenedesmus quadricauda* ISC 109



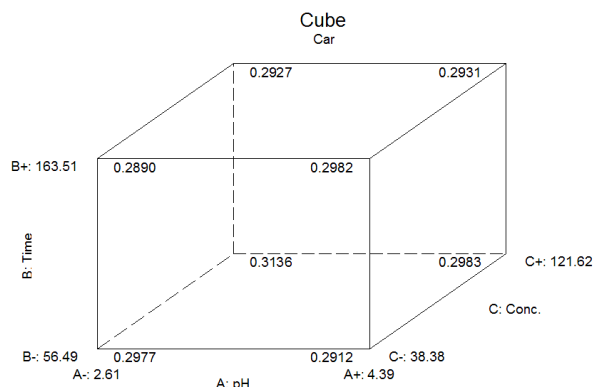
شکل ۱. اثر غلظت جلبک و pH بر میزان کاهش کروم توسط جلبک *Scenedesmus quadricauda*

بررسی نمودار مکعبی تغییرات کلروفیل نشان داد، بیشترین محتوای کلروفیل در کمترین غلظت کروم بوده و با افزایش غلظت اولیه کروم، میزان کلروفیل کاهش می یابد. افزایش pH افزایش محتوای کلروفیل را در پی داشته اما با گذشت زمان میزان کلروفیل کاهش یافته است (شکل ۲). این روند مشابه تأثیری است که این فاکتورها بر میزان کاهش کروم نیز داشتند. بیشینه مقدار کلروفیل (۲/۲۳ میکروگرم بر میلی لیتر وزن تر) در محلول ۳۸/۳۸ میلی گرم بر لیتر کروم، pH ۴/۳۹، در عرض ۵۷ دقیقه مشاهده شده است.



شکل ۲. نمودار مکعبی و بررسی تأثیر سه فاکتور بر میزان کلروفیل

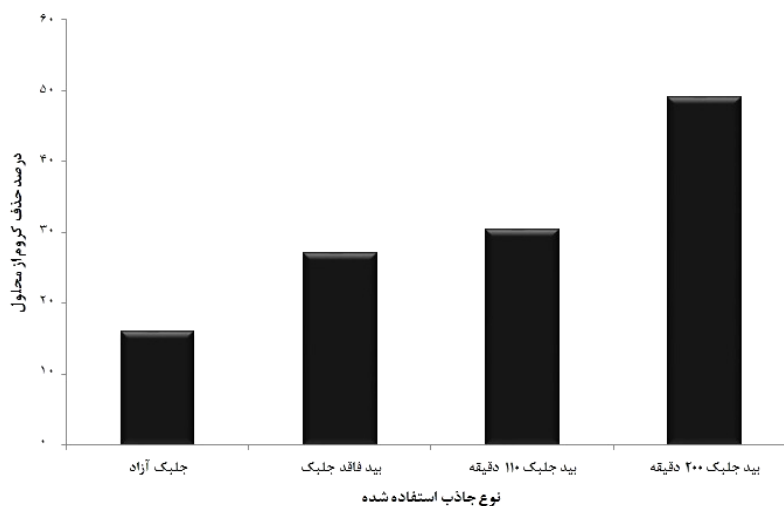
به نظر می رسد در تمام غلظت ها با کاهش pH میزان کارتنوئید افزایش یابد. مقدار کارتنوئید در زمان های مختلف تابع غلظت می باشد به صورتی که در غلظت های بالا بیشترین کارتنوئید در زمان های کوتاه تر روی می دهد اما در غلظت های پائین در اثر افزایش زمان میزان کارتنوئید زیاد می شود (شکل ۳).



شکل ۳. نمودار مکعبی و بررسی تاثیر سه فاکتور بر میزان کارتنوئید

بررسی نمودار مکعبی تغییرات کارتنوئید نشان داد، با افزایش غلظت کروم تا ۱۲۱/۶۲ میلی گرم بر لیتر و pH ۲/۶۱، میزان کارتنوئید در بیشترین مقدار خود (۰/۳۱۳۶ میکروگرم بر میلی گرم وزن تر) بعد از ۵۷ دقیقه می باشد.

پس از انتخاب شرایط بیشینه جذب (محیط با غلظت ۸۰ میلی گرم بر لیتر و اسیدیته ۵ با زمان جذب ۱۱۰ دقیقه)، آزمایش جذب با بیدهای دارای جلبک و فاقد جلبک و جلبک های آزاد انجام شد. نتایج نشان داد، ماتریکس آلژینات توانسته در مدت ۱۱۰ دقیقه، تقریباً تا دو برابر درصد کروم کاهش یافته توسط جلبک های آزاد را از محیط جذب نماید (۲۷/۱۱ درصد جذب توسط آلژینات در مقابل ۱۶/۱۱ درصد جذب توسط جلبک های آزاد). اما با گذشت زمان بیشتر (در ۱۰۰ دقیقه دوم)، میزان جذب کروم افزایش یافته و از این به بعد جلبک محصور شده در ماتریکس توان بالاتری را نسبت به جلبک آزاد از خود نشان داده است. جلبک پس از یک دوره اشباع پذیری ماتریکس (۲۷/۱۱ درصد جذب اولیه) در ۱۰۰ دقیقه بعدی توانسته بیش از ۲۰ درصد جذب را نشان دهد (شکل ۴).



شکل ۴. اثر تثبیت بر میزان جذب کروم (غلظت اولیه کروم ۸۰ میلی گرم بر لیتر، pH ۵)

## بحث

نتایج این تحقیق نشان داد، *S. quadricauda* در مدت زمان طولانی قادر نیست کروم را در بافت خود تجمع داده و با گذشت زمان کروم جذب شده به محیط برگردانده خواهد شد. pH بیشتر و غلظت کمتر در تمام زمان ها باعث کاهش بیشتر کروم می گردند. اما هرچه زمان کمتر باشد درصد کاهش بیشتر است که می توان این مطلب را به ایجاد خاصیت بازدارندگی این فلز سنگین در تماس طولانی مدت با جلبک ها مربوط دانست و چنین برداشت کرد که در صورتیکه مدت مجاورت جلبک ها با فلز

سنگین کمتر باشد، عملیات جذب با سهولت انجام شده اما در صورت افزایش مدت تماس، در اثر وقوع آسیب‌ها و خاصیت بازدارندگی کروم در غلظت‌های بالاتر، عملیات جذب کاهش می‌یابد.

۱۶ درصد جذب در ۱۱۰ دقیقه بیشترین مقدار جذب توسط جلبک آزاد بوده است. چنین گزارشی برای سایر گونه‌ها دیده نشده و افزایش مدت زمان تماس جلبک با آلاینده اثر مثبتی بر میزان جذب کروم از محیط داشته تا جایی که به حد اشباع و بیشینه جذب برسند. مدت زمان اشباع جذب معمولاً ساعات اولیه بیان شده است (Han et al., 2007; Gupta and Rastogi, 2009; Akhtar et al., 2008). Han و همکاران (۲۰۰۷) گزارش کردند، سرعت جذب پس از ۳۰ دقیقه کاهش یافته اما سیر صعودی خود را تا ۱۵۰ دقیقه بعد همچنان ادامه داده است. همچنین گزارش شده است که سرعت جذب کروم در ابتدا بالا بوده اما پس از ۱۱۰ دقیقه به حالت سکون خود رسیده است (Gupta and Rastogi, 2009).

همچنین با افزایش غلظت محلول، توان جلبک در جذب کاهش یافته و بیشترین مقدار جذب در غلظت‌های پایینی انجام شده است. Gupta و همکاران (۲۰۰۱)، بیان کردند در غلظت‌های اولیه ۱ تا ۲۵ میلی گرم بر لیتر کروم، درصد حذف در بازه ۲۵ تا ۳۰ بوده است. Mane و Bhosle (۲۰۱۲) نیز گزارش کردند هم برای جلبک *Spirulina* و هم برای *Spirogyra* درصد اتصال انواع فلزات به دیواره متفاوت بوده و علاوه بر این که برای فلزاتی مانند Cr و Se در پایین‌ترین مقدار خود دیده شده، با افزایش غلظت اولیه فلزات، درصد جذب آن‌ها کاهش معنی‌داری داشته است. Akhtar و همکاران (۲۰۰۸) نیز بیان کردند سرعت جذب و مقدار جذب کروم با افزایش غلظت کروم موجود در محیط کاهش یافته است.

اثر فاکتور pH، نیز به این نحو دیده شد که در pH های اسیدی میزان جذب کاهش یافته و با افزایش pH، دریافت کروم توسط جلبک افزایش یافته است. نتیجه به دست آمده تقریباً با تمام گزارشات مغایر بود به نحوی که، Han و همکاران (۲۰۰۷) گزارش دادند با افزایش اسیدیته میزان جذب کروم کاهش معنی‌داری را به دنبال داشته است؛ ۵، ۳۵ و ۵۵ درصد جذب در ساعت اولیه به ترتیب در اسیدیته‌های ۴، ۲ و ۱ نشان‌دهنده نقش مهم اسیدیته بر میزان جذب می‌باشد. آن‌ها نیز بیشینه سرعت جذب در ساعات اولیه را گزارش داده و روند اشباع جذب را خصوصاً در pH های اسیدی بعد از ۵۰ ساعت عنوان کرده‌اند.

اما گزارشات برای کروم III بیانگر بیشینه جذب تا pH ۴ می‌باشد. Akhtar و همکاران (۲۰۰۸) بیان کردند، برای هر دو فرم جلبک آزاد و جلبک تثبیت شده بیشترین میزان جذب کروم III در اسیدیته ۴ بوده و پس از آن یک روند کاهشی مشاهده شده است.

در بررسی pH، غلظت کروم اولیه و وجود NaCl در محیط، مشاهده شد که حذف کروم VI توسط دو سویه از جلبک *Dunaliella*، در اسیدیته ۲ بیشینه بوده است (Dönmez and Aksu, 2002). Gupta و Rastogi (۲۰۰۹) نیز اسیدیته بهینه جذب توسط جلبک *Oedogonium* را pH ۲ گزارش داده‌اند.

بیدهای جلبکی و بیدهای فاقد جلبک توان بالاتری در جذب کروم محیط از خود نشان دادند؛ با گذشت زمان، پس از اینکه جذب کروم توسط ماتریکس آلزینات اشباع شد، بیومس جلبکی محصور شده توانسته در مدت زمان بعدی اقدام به جذب کروم نماید به طوری که در ۱۰۰ دقیقه دوم تقریباً ۵۰ درصد کروم محیط جذب شده است.

در مقایسه‌ای که Akhtar و همکاران (۲۰۰۸) بین تحقیقات سایر پژوهشگران در استفاده از بیومس باکتری، قارچ، مخمر، پسماندهای زیستی و رزین‌های تبادلگر یونی داشتند، آنها نیز اعلام کردند استفاده از ریزجلبک تثبیت شده راندمان جذب بسیار بالاتری را نشان داده است.

تثبیت ریز جلبک *Chlorella sorokiniana* در لوفای منجر به افزایش راندمان جذب کروم III شده است. جلبک تثبیت شده در لوفای ۸ نسبت به جلبک آزاد ۹ جذب بالاتری را داشته ولی آن ها گزارش دادند جذب اندکی توسط لوفای فاقد جلبک ۱۰ صورت گرفته در صورتیکه جذب ماتریکس ما قابل توجه بوده است. بیشینه جذب در چنین شرایطی در ۲۰ دقیقه اولیه مشاهده شده و پس از آن جذب مشاهده نشده است. اشباع جایگاه های جذب و در دسترس به عنوان فاکتور محدود کننده عنوان شده است (Akhtar et al., 2008).

نتایج این تحقیق نشان داد، *S. quadricauda* در مدت زمان طولانی قادر نیست کروم را در بافت خود تجمع داده و با گذشت زمان کروم جذب شده به محیط برگردانده خواهد شد. ۱۶ درصد جذب در ۱۱۰ دقیقه بیشترین مقدار جذب توسط جلبک آزاد بوده است. همچنین با افزایش غلظت محلول، توان جلبک در جذب کاهش یافته و بیشترین مقدار جذب در غلظت های پایینی انجام شده است. اثر فاکتور pH، نیز بدین نحو دیده شد که در pH های اسیدی میزان جذب کاهش یافته و با افزایش pH، دریافت کروم توسط جلبک افزایش یافته است.

بیدهای جلبکی و بیدهای فاقد جلبک اما توان بالاتری در جذب کروم محیط از خود نشان دادند؛ با گذشت زمان، پس از اینکه جذب کروم توسط ماتریکس آلژینات اشباع شد، بیومس جلبکی محصور شده توانسته در مدت زمان بعدی اقدام به جذب کروم نماید.

لذا پیشنهاد می گردد، جهت پالایش فلزی پساب ها چه در مقیاس آزمایشگاهی و چه در صنایع مختلف از تکنیک تثبیت با توجه به راندمان بالاتری که نسبت به جلبک آزاد از خود نشان داده استفاده گردد و این تکنیک همچنین سهولت کار با گونه های ریزسازواره را در مقیاس صنعتی مقرون به صرفه می سازد چرا که نیاز به سانتریفوژهای دور بالا را برطرف کرده و همچنین امکان استفاده مجدد را نیز فراهم می نماید.

### تشکر و قدردانی

بدینوسیله نویسندگان از دفتر مرکزی جهاد دانشگاهی به واسطه حمایت مالی از طرح مصوب ۲۰-۲۲۴ که این مقاله حاصل انجام آن است، تشکر و قدردانی می نمایند.

### منابع

- Abdel-Aty, A.M., Ammar, N.S., Abdel Ghafar, H.H., Ali, R.K. 2013. Biosorption of cadmium and lead from aqueous solution by fresh water alga *Anabaena sphaerica* biomass. *Journal of Advanced Research*. 4(4): 367-374.
- Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A.A., Ibraheem, I.B.M. 2012. Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*. 19(3): 257-275.
- Ahluwalia, S.S., Goyal, D. 2007. Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater. *Bioresource Technology*. 98(12): 2243-2257.
- Akhtar, N., Iqbal, M., Zafar, S.I., Iqbal, J. 2008. Biosorption characteristics of unicellular green alga *Chlorella sorokiniana* immobilized in loofa sponge for removal of Cr (III). *Journal of Environmental Sciences*. 20(2): 231-239.
- Cai, T., Park, S.Y., Li, Y. 2013. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: status and prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 19: 360-369.
- De-Bashan, L.E., Bashan, Y. 2010. Immobilized microalgae for removing pollutants: Review of practical aspects. *Bioresource Technology*. 101(6): 1611-1627.
- Dönmez, G., Aksu, Z. 2002. Removal of chromium (VI) from saline wastewaters by *Dunaliella species*. *Process Biochemistry*. 38(5): 751-762.

<sup>8</sup> loofa sponge immobilized biomass of microalga *Chlorella sorokiniana* (LSIBCS)

<sup>9</sup> free biomass of *C. sorokiniana* (FBCS)

<sup>10</sup> loofa sponge (LS)

- Dwivedi, S. 2012. Bioremediation of heavy metal by algae: current and future perspective. *Journal of Advance Laboratory Research in Biology*. 3(3): 229-233.
- El-Sikaily, A., Nemr, A.E., Khaled, A., Abdelwehab, O. 2007. Removal of toxic chromium from wastewater using green alga *Ulva lactuca* and its activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*. 148(1-2): 216-228.
- Gupta, V.K., Rastogi, A. 2009. Biosorption of hexavalent chromium by raw and acid-treated green alga *Oedogonium hatei* from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*. 163(1): 396-402.
- Gupta, V.K., Shrivastava, A.K., Jain, N. 2001. Biosorption of Chromium (VI) From Aqueous solutions by green algae *spirogyra species*. *Water Research*. 35(17): 4079-4085.
- Han, X., Wong, Y.S., Wong, M.H., Tam, N.F.Y. 2007. Biosorption and bioreduction of Cr (VI) by a microalgal isolate *Chlorella miniata*. *Journal of Hazardous Materials*. 146(1-2): 65-72.
- Hirschberg, J., Chamovitz, D. 1994. Carotenoids in cyanobacteria, the molecular biology of cyanobacteria. Springer. 559-579 pp.
- Javadian, H., Ahmadi, M., Ghiasvand, M., Kahrizi, S., Katal, R. 2013. Removal of Cr (VI) by modified brown algae *Sargassum bevanom* from aqueous solution and industrial wastewater. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*. 44(6): 977-989.
- Li, Z.Y., Guo, S.Y., Li, L. 2006. Study on the process, thermodynamical isotherm and mechanism of Cr (III) uptake by *Spirulina platensis*. *Journal of Food Engineering*. 75(1): 129-136.
- Mambo, P.M. 2011. Towards a sustainable bioprocess for the remediation of acid mine drainage. Rhodes University. 93 p.
- Mane, P., Bhosle, A. 2012. Bioremoval of some metals by living algae *Spirogyra* sp. and *Spirullina* sp. from aqueous solution. *International Journal Environmental Research*. 6(2): 571-576.
- Marker, A. 1972. The use of acetone and methanol in the estimation of chlorophyll in the presence of phaeophytin. *Freshwater Biology*. 2(4): 361-385.
- Olguin, E.J. 2003. Phycoremediation: key issues for cost-effective nutrient removal processes. *Biotechnology Advance*. 22(1-2): 81-91.
- Perales-Vela, H.V., Peña-Castro, J.M., Canizares-Villanueva, R.O. 2006. Heavy metal detoxification in eukaryotic microalgae. *Chemosphere*. 64(1): 1-10.
- Rawat, I., Ranjith Kumar, R., Mutanda, T., Bux, F. 2011. Dual role of microalgae: phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*. 88(10): 3411-3424.
- Sivakumar, D. 2015. Hexavalent chromium removal in a tannery industry wastewater using rice husk silica. *Global Journal of Environmental Science and Management*. 1(1): 27-40.
- Yilleng, M.T., G.C.E., Ndukwe I.G., Nwankwere E.T. 2013. Adsorption of hexavalent chromium from aqueous solution by granulated activated carbon from *Canarium schweinfurthii* seed shell. *Advances in Applied Science Research*. 4(3): 6-13.