

جذب آمونیاک از آب‌های آلوده به ترکیبات نفتی توسط میکروجلبک کشت‌شده در فتوبیوراکتور هواراند

سمیه جالینوسی^۱، عزت‌الله جودکی^{۱*}، عبدالرضا مقدسی^{۱*} و مجید مهدیه^۲

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۱/۲۶؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۵/۱۴)

چکیده

در این پژوهش کاربرد روش نوین جلبک‌بالایی در حذف آمونیاک از آب‌های آلوده به هیدروکربن‌های نفتی که دارای محتوای آمونیوم و ترکیبات قلیایی بالایی هستند، در راستای ارتقای سیستم تصفیه بیولوژیکی یکی از پیچیده‌ترین پالایشگاه‌های کشور بررسی شد. هدف این پژوهش، یافتن روش‌های کاربردی و مقرون‌به‌صرفه، به منظور صیانت و حفظ منابع آبی کشور است. در نخستین مرحله پس از بررسی توزیع جلبکی واحد بازیافت و خالص‌سازی نمونه‌ها، کلرلاولگاریس به عنوان جلبک مقاوم در مقابل شوک‌های آمونیاکی برگزیده شد، سپس یک فتوبیوراکتور هواراند و یک سیستم کشت آزمایشگاهی، شامل یک ظرف پیرکس ۱۰ لیتری و ملزومات آن به منظور کنترل میزان تولید زیست‌توده ساخته شد. آزمایش‌ها در مدت ۲۰ روز انجام شده و بیشینه تولید زیست‌توده در ۱۶ الی ۱۷ روز اول اتفاق افتاد. در غلظت‌های کمتر از ۵۰ mg/L، آمونیاک در هر دو روش به صورت کامل حذف شد و جلبک عملکرد بسیار خوبی از خود نشان داد. در غلظت ۱۰ mg/L، کل آمونیاک در هر دو روش در هفته اول به اتمام رسید. در غلظت‌های ۵۰ mg/L تا ۱۰۰ mg/L، حدود ۹۴ درصد آمونیاک در ظرف شیشه‌ای و حدود ۹۵ درصد در راکتور حذف شد. با افزایش میزان آمونیاک و سمیت آن کاهش تکثیر سلولی و قدرت جذب جلبک اتفاق افتاد و این امر در غلظت ۵۰۰ mg/L کاملاً مشهود بود. جلوگیری از تبخیر آب و ته‌نشین شدن زیست‌توده، کنترل بهتر برخی پارامترهای حیاتی از جمله pH، دما، شدت نور و انرژی، غلظت دی‌اکسیدکربن و انتقال جرم و گرمای کارآمد، سبب راندمان بیشتر فتوبیوراکتور هواراند شد. نکته قابل‌تأمل در نتایج این پژوهش، عملکرد فوق‌العاده کلرلاولگاریس در حذف آلاینده‌های سمی مانند آمونیاک و امکان استفاده از آن در سیستم‌های بیولوژیکی تصفیه‌خانه‌ها، پالایشگاه‌ها و پتروشیمی‌ها است.

واژه‌های کلیدی: میکروجلبک، کلرلاولگاریس، پالایشگاه نفت، آمونیاک، پساب، فتوبیوراکتور هواراند

۱. گروه مهندسی شیمی، دانشکده فنی مهندسی، دانشگاه اراک، اراک، ایران

۲. گروه زیست‌شناسی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه اراک، اراک، ایران

*: مسئول مکاتبات: پست الکترونیکی: moghadassi@araku.ac.ir، e-joudaki@araku.ac.ir

مقدمه

نگرانی‌های زیست محیطی در ارتباط با آلودگی آب‌های زیرزمینی و دریاها در نتیجه پالایش و حمل و نقل نفت، دانشمندان را بر آن داشته است که به دنبال روش‌های پایدار و مطمئن برای پاکسازی این آلاینده‌ها باشند. پساب پالایشگاه‌ها حاوی مخلوط ناهمگنی از هیدروکربن‌های آلیفاتیک، آروماتیک و ترکیبات سمی مانند آمونیاک است. حضور هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای (Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)) زندگی موجودات آبی را به شدت تحت‌تأثیر قرار می‌دهد. این هیدروکربن‌ها گروه بزرگی از مواد شیمیایی هستند که از طریق منابع طبیعی و مصنوعی وارد محیط شده و به دلیل توزیع گسترده در محیط، مقاومت در برابر تخریب زیستی، پتانسیل تجمع زیستی و اثرهای مضر، از جمله مواد مهم نگران‌کننده در محیط‌زیست محسوب می‌شوند (۲۰ و ۳۱).

اثرهای خطرناک این مواد بر موجودات، با غلظت و سمیت مواد، فیزیولوژی موجود زنده مانند اندازه، میزان رشد و میزان جذب، رابطه مستقیم دارد. در نتیجه انتشار ترکیبات نفتی، آلاینده‌هایی مانند فلزات سنگین، روغن و گریس، فل‌ها، سولفید، سولفات، نترات، فسفات، جامدات محلول و جامدات معلق وارد محیط‌زیست می‌شوند. پساب تولیدی پالایشگاه‌ها در واحدهای تصفیه هیدروژنی کروسین (Kerosene hydrotreater unit (KHT))، تصفیه هیدروژنی گازوئیل (Gasoline hydrotreater unit (GHT))، تصفیه هیدروژنی نفتا (Naphtha hydrotreater unit (NHT))، ایزومریزاسیون (Isomerization unit (ISOM))، شکست کاتالیستی باقیمانده تقطیر (Residue fluid catalytic cracking unit (RFCC))، تقطیر نفت خام (Crude distillation unit (CDU))، گوگردزدایی از باقیمانده برج تقطیر (Reduced crude desulphurization unit (RCD))، ایزوماکس (Isomax) و... تولید می‌شود و باتوجه به ماهیت، اندازه و پیچیدگی مجموعه پالایشگر تعداد این واحدها متفاوت خواهد بود.

سیستم تصفیه پالایشگاه‌ها به صورتی طراحی می‌شود که بتواند ترکیبات ارگانیک و غیرارگانیک را حذف نمایند. اما به

دلیل پیچیدگی و سمیت ترکیبات آلاینده موجود در نفت، فرایندهای فیزیکی - شیمیایی و بیولوژیکی به دشواری انجام می‌پذیرد (۲۷ و ۵۵). استفاده از پکیج چربی‌گیر، عریان‌سازی در واحد آب ترش، اکسیداسیون شیمیایی و هوادهی، فیلتراسیون و بهره‌گیری از لجن فعال و باکتری‌ها در واحد نیتروفیکاسیون از جمله روش‌های متداول در فرایند تصفیه است (۲).

در فرایند تصفیه اولیه پساب (روش‌های فیزیکی - شیمیایی) به دلیل عدم کارکرد بهینه تجهیزات و زیاد بودن میزان آلاینده‌ها، سطوح غلظت خروجی در محدوده استاندارد قرار نمی‌گیرد؛ بنابراین در مراحل پایین‌دستی، از سیستم‌های تصفیه ثانویه (بیولوژیکی) به منظور بازیابی کامل آب‌های آلوده استفاده می‌شود و این امر احتمال خوردگی و تشکیل رسوب‌های پایدار در تجهیزات فرایندی را تا حد امکان کاهش می‌دهد. تعبیه بخش‌های بیولوژیکی در سیستم‌های تصفیه ثانویه، مانع از آسیب‌دیدگی میکروارگانیسم‌ها به دلیل نوسان‌ها و شوک‌های آمونیاکی و سایر ترکیبات سمی می‌شود. در صورت عدم حصول نتیجه مطلوب پس از فرایند تصفیه، پساب آلوده به‌ناچار به حوضچه‌های تبخیر (Evaporation pond) هدایت می‌شود. هدررفت حجم بالای آب در شرایط خشکسالی، مدیریت آلودگی منابع آبی به‌خصوص انواع پرخطر آن، مخاطرات بهداشتی و ملاحظات اقتصادی، سبب گرایش صنایع پالایشگاهی به تکنولوژی‌های نوین، طرح‌های پیشرفته و مقرون‌به‌صرفه شده است. یکی از روش‌ها، استفاده هم‌زمان از پالایشگاه‌های زیستی؛ مانند میکروجلبک‌ها و باکتری‌ها که فراوان در طبیعت یافت می‌شوند، به منظور افزایش کیفیت پساب تا حد مطلوب و بهره‌برداری از آن به‌عنوان آب موردنیاز مزارع کشاورزی و باغبانی است. مواردی از جمله عدم تولید دی‌اکسیدکربن، مصرف انرژی پایین و دردسترس بودن ملزومات، سبب مطلوب بودن این روش شده است.

استفاده از جلبک‌ها در فرایند تصفیه بیولوژیکی (Phycoremediation) از سال ۱۹۵۰ آغاز شد و در سیستم‌های تصفیه پساب صنایعی با ضریب پیچیدگی و تنوع آلاینده‌ها

لجن باقی مانده از جلبک‌ها به منظور تهیه خوراک دام و انسان، سوخت‌های بیولوژیکی و مواد شیمیایی با ارزش مورد استفاده قرار می‌گیرد (۱۲). تولید سوخت‌های بیولوژیکی از این لجن در راستای کاهش گازهای گلخانه‌ای ناشی از سوخت‌های فسیلی و جلوگیری از پدیده گرمایش زمین بسیار مورد توجه محققین واقع شده است (۴۸ و ۵۴). متأسفانه حذف لجن آلوده و خطرناک در پالایشگاه‌ها و پتروشیمی‌ها، یکی از چالش‌های زیست محیطی محسوب می‌شود (۱۳).

ذکر این نکته ضروری است که باتوجه به حساسیت جلبک‌ها به شرایط محیطی و ترکیب درصد آلاینده‌ها، تعداد محدودی از آن‌ها در این روش قابل استفاده هستند و کنترل سیستم‌های پیوسته با پیچیدگی و حجم بالا دشوار خواهد بود. همچنین ریزجلبک‌های تکثیر یافته در محیط و آب‌های شیرین در صورت عدم کنترل، می‌توانند آبشش ماهی‌ها را مسدود کنند و با مصرف اکسیژن آب، سبب مرگ موجودات زنده آب شیرین شوند (۴۲ و ۶۷).

این پژوهش برای نخستین بار و با هدف ارتقای سیستم تصفیه ثانویه یک پالایشگاه نفتی در ایران انجام شده است و با تلفیقی از پژوهش‌های گذشته، میزان جذب ترکیبات نیتروژنی و تکثیر سلولی میکروجلبک کلرلاولگاریس در حضور آمونیاک و ترکیبات هیدروکربنی پرداخته به صورت هم‌زمان را بررسی کرده است که راندمان بیشتر فتوبیوراکتور هواراند نسبت به سیستم‌های کشت آزمایشگاهی را به اثبات می‌رساند.

مواد و روش‌ها

نمونه‌گیری و بررسی مشخصات حوضچه‌های تبخیر

بر اساس بررسی‌های میدانی و آزمایش آلاینده‌های موجود در حوضچه‌های تبخیر پالایشگاه، پساب ۶ حوضچه به منظور کشت جلبک مناسب به نظر می‌رسید و در سایر حوضچه‌ها، زیاد بودن غلظت ترکیبات نفتی، تمرکز آلاینده‌ها و pH زیاد، مانع از انجام پژوهش می‌شد. از ۶ حوضچه مطلوب، تصفیه‌خانه صنعتی و بخش هوازنی پالایشگاه، ۱۰ نمونه، با ۳ تکرار و به صورت

زیادتر، بیشتر مورد استقبال قرار گرفت (۴۷ و ۴۹). اگرچه غلظت‌های زیاد نفت خام رشد جلبک‌ها را کاهش داده و یا متوقف می‌کند، اما برخی از جلبک‌ها در غلظت‌های پایین، هیدروکربن‌های نفت خام را تجزیه کرده و از آنها به عنوان منبع کربن استفاده می‌کنند (۵). این جلبک‌ها به منظور تصفیه آلاینده‌های ارگانیک و غیرارگانیک استفاده می‌شوند (۴۰، ۴۶، ۵۲ و ۶۱). آنها همچنین توان جذب آمونیاک، فسفر و فلزات سنگین را نیز دارند و می‌توانند انواع ترکیبات خطرناک را از بین ببرند (۱۹، ۳۵، ۴۴ و ۷۰). جلبک‌پالایی به منظور حذف آلاینده‌هایی مانند ترکیبات نیتروژن‌دار، به عنوان یکی از فرایندهای تصفیه ثانویه در نظر گرفته می‌شود (۹، ۴۶ و ۵۳). مطالعات نشان داده است، این روش باتوجه به پتانسیل انعطاف‌پذیری مناسب به منظور تصفیه فاضلاب‌هایی با درصد نترات بالا بسیار مطلوب بوده است (۲۴).

چنان و دوستانش دریافتند سلول‌های زنده و مرده جلبک *Selenastrum capricornutum* قدرت جذب هیدروکربن‌ها را دارند، ولی میزان جذب به طور چشمگیری در سلول‌های زنده بیشتر است (۱۵). والدراما و همکارانش باتوجه به حذف ۷۱/۶ درصد آمونیاک موجود در پساب، پس از ۶ روز به این نتیجه رسیدند که از جلبک کلرلاولگاریس می‌توان به منظور تصفیه پساب‌های مقاوم و دارای ترکیبات نیتروژنی زیاد بهره برد (۶۵). سیلوا بناویدس و تیمش نشان دادند که به دلیل امکان تشکیل کلنی، در اعماق مختلف، می‌توان از کلرلا برای تصفیه پساب‌های بی‌حرکت در حوضچه‌های تصفیه استفاده کرد (۵۸). کله‌ر و همکاران در دو دوره زمانی ۷ و ۱۴ روزه، قدرت جذب ۱۰ و ۲۰ گرم بر لیتر ترکیبات نفتی را توسط کلرلاولگاریس مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد، کلرلاولگاریس نه تنها جلبکی مقاوم در مقابل این آلاینده‌ها است، بلکه توانایی بالایی در جذب آنها دارد (۳۳). الشیخ نیز ثابت کرد، در شرایط آزمایشگاهی یکسان، جلبک کلرلاولگاریس ۲ درصد و جلبک سندسموس آبلیکوس ۵/۵ درصد از ترکیبات نفتی را حذف می‌کنند (۲۲).

CX-31 مورد بررسی گرفت و جلبک‌هایی مانند *Chlorella vulgaris*، *spirulina sp.*، *chlorella pyrenoidosa*، *Oocystis pusilla* و *Oscillatoria quadripunctulata* در پساب دیده شد.

فتویوراکتور هواراند

تکثیر انواع مختلف جلبک‌ها در سیستم‌های باز (حوضچه‌های تبخیر) و یا در سیستم‌های بسته (بیوراکتورها) انجام می‌شود (۵۹ و ۶۳). در سیستم‌های باز مانند حوضچه‌های تبخیر، رشد جلبک‌ها تحت تأثیر عواملی مانند تغییر فصول، تغییرات دما و نور، رقابت جلبک‌ها، باکتری‌ها و قارچ‌ها با یکدیگر و سایر موارد قرار دارد. نفوذ گاز دی‌اکسیدکربن در اتمسفر، کم‌شدن انتقال جرم به دلیل توربولانسی و اختلاط کم، دشواری کنترل میزان نور در عمق حوضچه‌ها و مساحت زیاد آنها از جمله معایب سیستم‌های باز است. در مقابل، کنترل آسان‌تر سیستم‌های بسته، انتقال جرم و اختلاط زیاد، هم‌زمان با تنش‌های کم، مصرف انرژی پایین، استرلیزاسیون ساده‌تر، کنترل دقیق‌تر نور و دما به‌منظور جلوگیری از اکسیداسیون نوری، سبب کاربرد آنها در اشل‌های کوچک و آزمایشگاهی شده است (۱۱ و ۶۳). علی‌رغم موارد ذکر شده کم‌هزینه‌بودن حوضچه‌های تبخیر سبب کاربرد آن در صنایع مختلف می‌شود (۶).

محققین از فتویوراکتورهای ایرلیفت یا هواراند در موارد متعدد و با اندازه و طرح‌های مختلف به‌منظور کشت جلبک‌ها استفاده کرده‌اند (۱۷، ۲۲، ۳۲، ۳۸ و ۶۰). تکثیر ریزجلبک‌ها نیازمند سیستمی است که امکان اندازه‌گیری، محاسبه و کنترل فاکتورهای محیطی و مواد مغذی در آن با سهولت صورت پذیرد و در این موارد سیستم‌های ناپیوسته (Bach) بهترین عملکرد را دارند (۲۱). همچنین امکان تغییر متغیرهایی مانند میزان هوادهی، میزان اکسیژن و دی‌اکسیدکربن، زمان اختلاط و میزان نور، شرایط بهتری را برای تولید زیست‌توده فراهم می‌کند (۲۵، ۵۱ و ۵۷). در تحقیق حاضر از یک فتویوراکتور هواراند از نوع ناپیوسته در اشل آزمایشگاهی با حجم ۱۰ لیتر و ارتفاع ۱ متر و از جنس پیرکس استفاده شد.

کاملاً تصادفی در مدت زمان ۳۰ روز تهیه شد. نمونه‌ها در ظروف شیشه‌ای سرخالی، در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد و در محیطی کاملاً تاریک به آزمایشگاه منتقل شد. در شکل ۱ حوضچه‌های تبخیر پالایشگاه و محل نمونه‌گیری را می‌توان دید.

در حوضچه 2626B به دلیل شرایط نامساعد، هیچ جلبکی دیده نشد. تزریق پساب خروجی از واحدهای بازیافت گوگرد (Sulphur Recovery Units)، فلر (Flare) و کاستیک که حاوی درصد بالای آمونیاک و ترکیبات نفتی هستند، سبب بروز آلودگی شده بود. از جمله ویژگی‌های این حوضچه، بوی نامطبوع و تند آمونیاک و آروماتیک‌ها، کدر بودن و کیفیت ظاهری پایین آب و وجود ذرات معلق قابل‌رؤیت بود. بر اساس آزمایش‌های انجام شده، pH حوضچه در محدوده ۸ الی ۱۰/۳، آروماتیک‌ها در محدوده ۱۲۱۹ $\mu\text{g/L}$ الی ۱۸۲۶ $\mu\text{g/L}$ و آلیفاتیک‌ها در محدوده ۲۵۳ $\mu\text{g/L}$ الی ۸۴۱ $\mu\text{g/L}$ قرار داشت. حوضچه 2626I بهترین شرایط را برای رشد جلبک‌ها دارا بود. بیشترین تراکم جلبکی در این حوضچه مشاهده شد. pH حوضچه در محدوده ۵/۵ الی ۷/۴، آروماتیک‌ها در محدوده صفر الی ۶۹/۷۵ $\mu\text{g/L}$ و آلیفاتیک‌ها در محدوده ۲۵۳ $\mu\text{g/L}$ الی ۸۴۱ $\mu\text{g/L}$ قرار داشت.

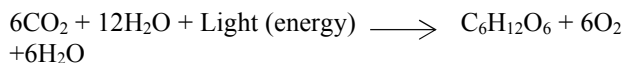
به‌منظور آنالیز pH آب، از دستگاه pH meter، بررسی میزان سولفات، نیتريت، نیترات، آمونیاک و فنل از دستگاه اسپکتروفومتری (Spectrophotometry)، محاسبه اکسیژن موردنیاز واکنش‌های شیمیایی ((Chemical oxygen demand (COD)، از روش هضم برگشتی (Open reflux method)، محاسبه اکسیژن موردنیاز واکنش‌های بیوشیمیایی (Biochemical oxygen demand (BOD)) از روش وینکلر (winkler)، بررسی کل مواد معلق ((Total Suspended Solids (TSS) از دستگاه‌های گراویمتری (Gravimetry) و اسپکتروفومتری و به‌منظور کنترل میزان ترکیبات نفتی از دستگاه گاز کروماتوگرافی (Gas chromatography) استفاده شد. نمونه تهیه شده از حوضچه‌ها با کمک میکروسکوپ مارک OLYMPUS مدل



شکل ۱. تصویر محل نمونه گیری

انتقال جرم بیشتر بین مایع و گاز می شود، اما افزایش بی رویه آن به سادگی سبب افزایش اکسیژن حل نشده و تنش روی سلولها می شود، در این حالت ترکیدن حبابها روی دیواره سلولها سبب از بین رفتن آنها می شود (۳۲ و ۶۰). افزایش سرعت هوادهی همچنین سبب افزایش سایز و سرعت حبابها خواهد شد. سرعت ورود هوا به صورت مستقیم به سایز دیفیوزر وابسته است و تأثیر به سزایی در آسیب و مرگ سلولها دارد (۷).

کربن یکی از نیازهای حیاتی جلبکها به منظور تکثیر و رشد است که می توان آن را از منابع ارگانیک یا غیرارگانیک تامین کرد (۲۷ و ۳۹). جلبکها با کمک دی اکسیدکربن و نور، طی واکنش زیر فرایند فتوسنتز را انجام می دهند (۳۴).



از اختلاط دی اکسیدکربن با هوا می توان به منظور هوادهی و تکثیر جلبکها بهره برد (۲۳). یک کپسول دی اکسید کربن به عنوان منبع غیر ارگانیک تامین کننده کربن مورد نیاز سلولها و تنظیم pH سیستم در کنار بیوراکتور تعبیه می شود (۳۵).

نور به عنوان یکی از منابع انرژی اولیه در متابولیسم سلولی جلبکها بسیار مؤثر است. با افزایش شدت نور، سرعت رشد

جریان هوا ابتدا از یک میکرو فیلتر $0.2 \mu\text{m}$ عبور کرده است و سپس با شدت جریان 1vvm (1 L.min^{-1}) از انتهای راکتور به داخل آن تزریق می شود. راکتور هواراند، شامل دو بخش بالابر و ناودانی است که فرایند تزریق هوا در بخش بالابر صورت می پذیرد؛ بنابراین میزان هوای موجود در این بخش بیشتر بوده و این امر سبب اختلاف چگالی در سیال می شود و پدیده چرخش سیال اتفاق می افتد. شدت جریان تزریقی، تعیین کننده پارامتر مهم ماندگی گاز (Gas holdup) است. شکل ۲ تصویر بیوراکتور هواراند مدنظر و متعلقات آن را نشان می دهد.

ماندگی گاز نشانگر متوسط زمان اقامت فاز گاز و در نتیجه مدت زمان تماس گاز و مایع در راکتور بوده و به طور مؤثری بر سطح ویژه تماس و سرعت انتقال جرم گاز- مایع که در بیوراکتورها به طور معمول انتقال اکسیژن از هوا به فاز مایع است، تأثیر می گذارد. همچنین ماندگی گاز با اغتشاش، اختلاط، انتقال جرم و حرارت گاز و مایع رابطه مستقیم دارد (۱۶).

شدت جریان هوای ورودی می بایست کاملاً کنترل شده باشد و به گونه ای تنظیم شود که حبابها به صورت یکنواخت انتشار یابند و نقش همزن را ایفا کنند (۴۳، ۵۶ و ۶۴). افزایش دبی هوا سبب افزایش ماندگی، اختلاط بهتر، چرخش مناسب مایع و



شکل ۲. بیوراکتور هواراند

برای راکتور هواراند است (۶۹). ارتفاع زیاد راکتور سبب انباشت اکسیژن نامحلول می‌شود و اکسیژن نامحلول، فرایند فتوسنتز را مختل می‌نماید، لذا ارتفاع راکتور می‌بایست در حالت بهینه در نظر گرفته شود (۶۶). در حوضچه‌های تبخیر به دلیل پدیده نفوذ اکسیژن در محیط، مشکل اکسیژن نامحلول تعدیل می‌شود (۵۶).

نتایج و بحث

به منظور بررسی راندمان و عملکرد فتوبیوراکتور هواراند، کلیه آزمایش‌های تحت شرایط یکسان، در راکتور طراحی شده و سیستم کشت آزمایشگاهی انجام شد. این سیستم شامل یک ظرف ۱۰ لیتری از جنس پیرکس، تجهیزات اندازه‌گیری دما و PH، لامپ فلورسنت و سایر ملزومات کشت جلبک بود. در نخستین مرحله، پساب تهیه شده از حوضچه 2626I پالایشگاه از فیلتر کاغذی $0.1 \mu\text{m}$ عبور داده شده و با کمک اتوکلاو در دمای ۱۲۱ درجه سانتی‌گراد و فشار ۱/۲ اتمسفر به مدت ۲۰ دقیقه کلیه میکروارگانیسم‌های زنده آن حذف شد. مشخصات پساب به شرح ذیل است:

TSS = 60 mg/L, BOD₅ = 48.3 mg/L, COD = 69.8 mg/L,
N-NH₄⁺ = 7.9 mg/L and Phenol = 0 < 0.05 mg/L,

ریزجلبک‌ها تا زمانی که فتوسنتز به بیشینه مقدار خود برسد، زیاد می‌شود و افزایش بیش از حد آن نیز سبب مرگ اکسیداتیو سلول‌ها می‌شود (۴ و ۶۸). ذکر این نکته ضروری است که در حوضچه‌های تبخیر حدود ۹۰ درصد از نور دریافتی به گرما تبدیل می‌شود و تنها ۱۰ درصد از آن به انرژی تغییر شکل می‌دهد (۱۰).

از ده لامپ فلورسنت به صورت عمودی و موازی در نزدیکی راکتور، به منظور تنظیم نور استفاده شد. این لامپ‌ها با قدرت ۵۰۰۰ لوکس به صورت ۱۶ ساعت روشن و ۸ ساعت خاموش تنظیم شدند. دما نیز در محدوده 25 ± 1 درجه سانتی‌گراد قرار داشت. جلبک‌ها بیشترین میزان نور را در دیواره ستون شیشه‌ای دریافت می‌کنند و جلبک‌هایی که در مرکز راکتور هستند، نور کم، فتوسنتز کم و رشد کمتری خواهند داشت. بنابراین برای افزایش راندمان، می‌بایست قطر راکتور را تا حد امکان کاهش داده و میزان فلاکس نوری را نیز کنترل کرد. در واقع میزان نور و شکل بیوراکتور در دستیابی به نقطه بهینه تولید زیست‌توده تأثیر به‌سزایی دارد (۴۴ و ۶۳). سلول‌ها در جهت محور راکتور گردش می‌کنند و در طول آن در معرض نور قرار می‌گیرند (۳۲). اندازه راکتور، نقش مهمی در هیدرودینامیک آن ایفا می‌کند. ارتفاع ۱ تا ۳ متر، به طور معمول ارتفاع مطلوبی

شده در غلظت 500 mg/L به وضوح دیده می شود.

همان طور که پیش بینی می شد، میزان افت تولید زیست توده در ظرف شیشه ای نسبت به بیوراکتور بیشتر است و دلیل این امر راندمان بیشتر راکتور است. در واقع تکرارپذیری بالا، اختلاط مناسب، تنش کم و کنترل و هدایت ساده فرایند زیستی، عامل اصلی برتری فتوبیوراکتور در انجام فعالیت های آزمایشگاهی است (۸، ۴۱). اختلاط یکنواخت سبب افزایش رشد سلولی، تشکیل سوسپانسیون، انتشار بهتر آلاینده ها به منظور جذب آنها، بهتر شدن انتقال جرم و جلوگیری از آسیب های سلولی به واسطه عدم کنترل نور می شود (۲۹).

غلظت آمونیاک علاوه بر مجموع غلظت های NH_3 و NH_4^+ به pH سیستم و دما وابسته است. با افزایش pH و دما، افزایش NH_3 اتفاق می افتد و سمیت آمونیاک در غلظت های بالا سبب مرگ ریزجلبک ها می شود (۳۶). پژوهش های پیشین نشان داده که نقش pH در فرایند تکثیر جلبک ها و جذب آمونیاک و فسفر بسیار حائز اهمیت است (۳۷). طی فرایند تکثیر جلبکی با مصرف آمونیاک و آزادسازی H^+ ، افت pH اتفاق می افتد (۲۶). در صورتی که میزان pH زیاد باشد، سمیت آمونیاک در تکثیر و فتوسنتز سلول ها اختلال ایجاد می کند و سبب کاهش تولید زیست توده می شود (۳ و ۴۵). در فتوبیوراکتور طراحی شده، هوادهی متوسط، سبب عریان سازی (Stripping) آمونیاک و ورود آن به هوا شده و اثر سمیت آمونیاک را کاهش می دهد. همچنین با ورود اکسیژن محلول در آب به هوا، فرایند فتوسنتز تسهیل می شود (۴۹). تغییرات pH در فرایند جذب آمونیاک و تکثیر سلولی را می توان در شکل ۱۲ دید.

نتیجه گیری

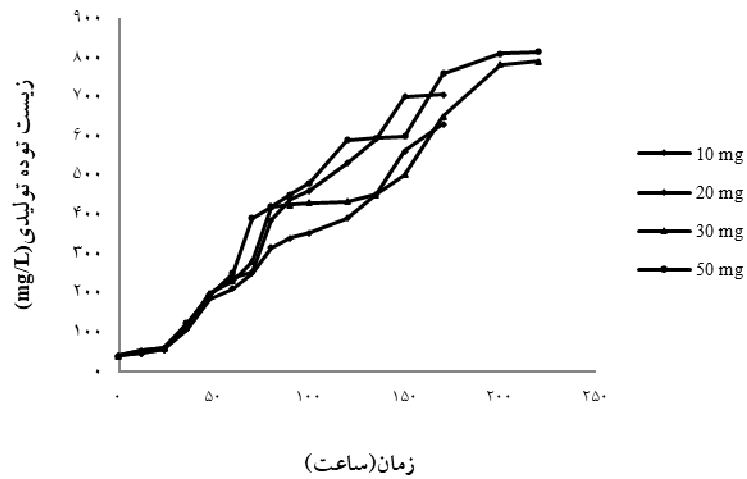
در پژوهش حاضر عملکرد جلبک کلرلاولگاریس در غلظت های 10 mg/L تا 500 mg/L آمونیاک و در دوره زمانی ۲۰ روزه بررسی شد. زیست توده تولیدی به صورت منظم کنترل شده و پس از گذراندن نمونه از فیلتر کاغذی $0.1 \mu\text{m}$ ، وزن خشک آن محاسبه شد. pH سیستم نیز به صورت روزانه

به طور کلی نیتروژن موجود در پساب ها به صورت نیترات، نیتريت و آمونیاک است (۱). ریزجلبک ها به منظور تکثیر از هر سه حالت مذکور و به ترتیب اولویت $\text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^- > \text{NO}_2^-$ استفاده می کنند (۲۸، ۳۰، ۴۶، ۵۰ و ۶۲). نیتروژن غیر آلی با جذب توسط جلبک کلرلاولگاریس به حالت آلی تبدیل شده، از بین غشای پلازما عبور می کند. در این مرحله، آنزیم های ردوکتاز و فرودوکسین سبب تبدیل نیترات به نیتريت و نیتريت به آمونیوم می شوند و در نهایت آمونیوم تولید شده استفاده می شود (۱۴). کانورتی و همکارانش در پژوهش های خود نشان دادند، اگر هر سه منبع نیتروژن در دسترس باشد، از آنجایی که جذب آمونیوم با انرژی کمتری امکان پذیر است، در مرحله اولیه، آمونیوم به عنوان منبع انرژی استفاده می شود و پس از مصرف کامل آمونیوم، نیترات و نیتريت مورد بهره برداری قرار می گیرند (۱۸).

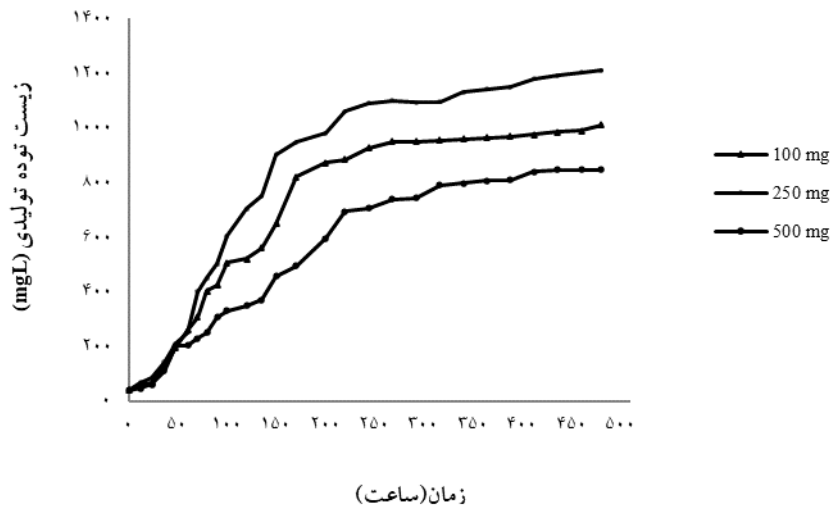
باتوجه به شکل های ۳ و ۴ بیشترین تکثیر سلولی در فتوبیوراکتور، در بازه ۱۶ روزه و در ظرف شیشه ای در بازه ۱۷ روزه اتفاق افتاد. همان طور که در شکل های ۵ الی ۹ دیده می شود، در غلظت های کمتر از 50 mg/L ، کل آمونیاک با عملکرد فوق العاده ریزجلبک حذف شد. در غلظت 10 mg/L ، آمونیاک موجود در سیستم در هر دو روش و در مدت زمان ۷ روز به اتمام رسید. در غلظت های 50 mg/L تا 100 mg/L ، حدود ۹۴ درصد آمونیاک در سیستم کشت آزمایشگاهی و حدود ۹۵ درصد در بیوراکتور حذف شد و کمتر از 5 mg/L آمونیاک در راکتور هواراند باقی ماند.

سرعت جذب آمونیاک در غلظت های بیشتر، افت چشمگیری را تجربه کرد و این افت در ظرف شیشه ای بیشتر دیده شد. با افزایش میزان آمونیاک و در غلظت های بیشتر از 100 mg/L ، کمتر از ۵۰ درصد آمونیاک حذف شد. داده های ارائه شده در شکل های ۱۰ و ۱۱ مؤید این امر است.

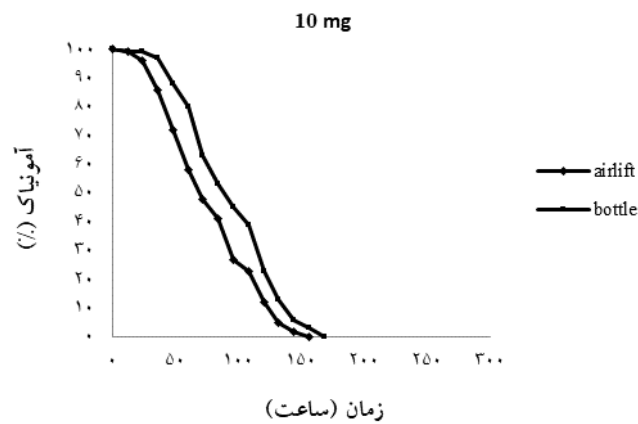
نتایج نشان داد، افزایش میزان آمونیاک و سمیت آن سبب کاهش قدرت جذب جلبک و تولید زیست توده شده و تنش های کسیداتیو در این غلظت ها نمایان می شود. موارد گفته



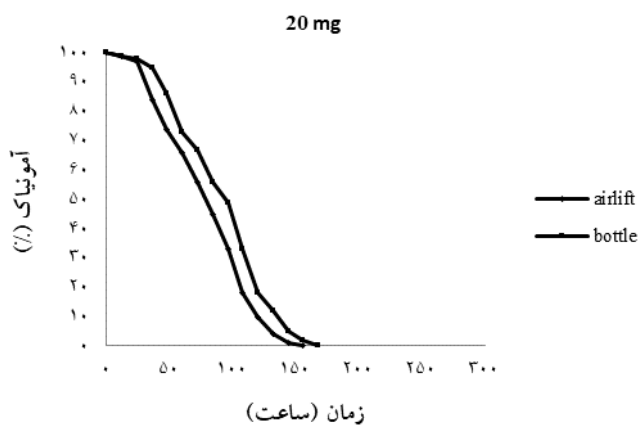
شکل ۳. زیست توده تولیدی کلرلاولگاریس در مقادیر کم آمونیاک



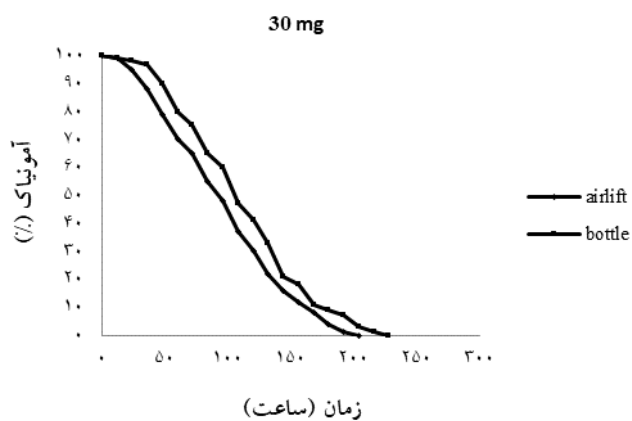
شکل ۴. زیست توده تولیدی کلرلاولگاریس در مقادیر زیاد آمونیاک



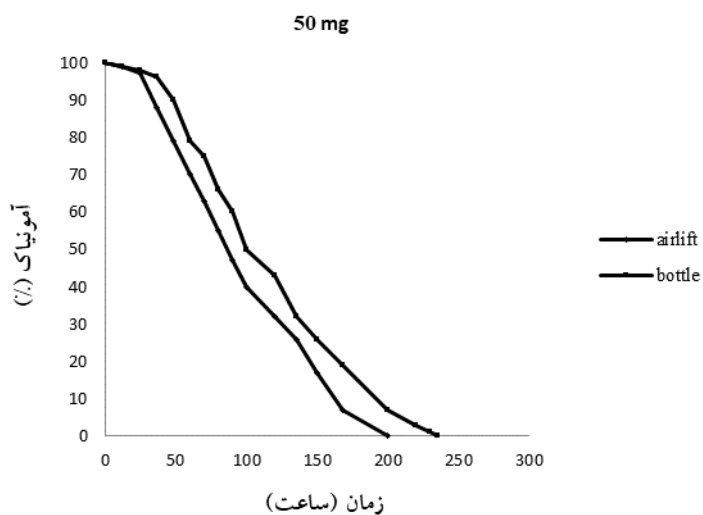
شکل ۵. درصد آمونیاک در راکتور هواراند و ظرف شیشه‌ای در غلظت ۱۰ mg/L



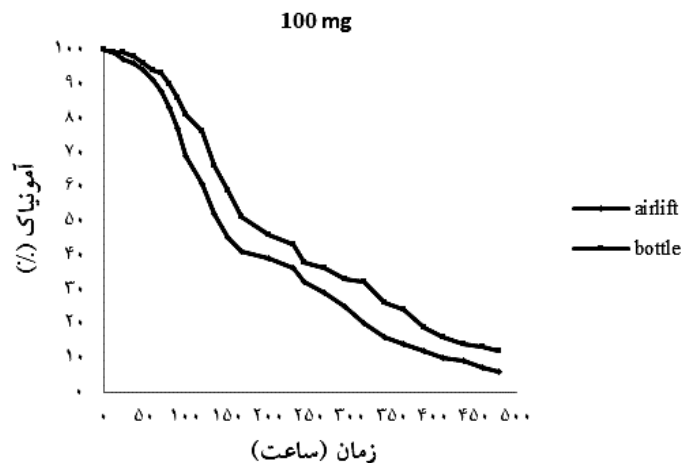
شکل ۶. درصد آمونیاک در راکتور هواراند و ظرف شیشه‌ای در غلظت ۲۰ mg/L



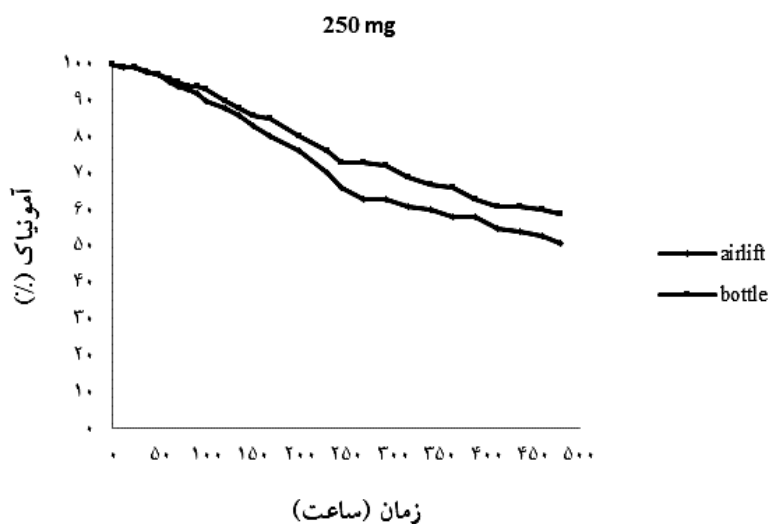
شکل ۷. درصد آمونیاک در راکتور هواراند و ظرف شیشه‌ای در غلظت ۳۰ mg/L



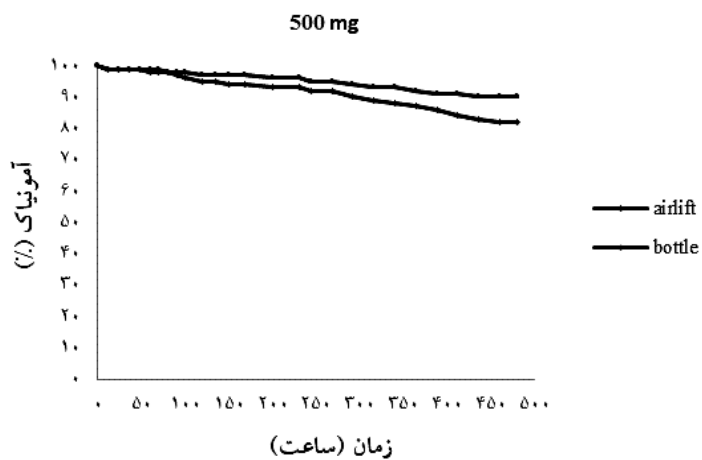
شکل ۸. درصد آمونیاک در راکتور هواراند و ظرف شیشه‌ای در غلظت ۵۰ mg/L



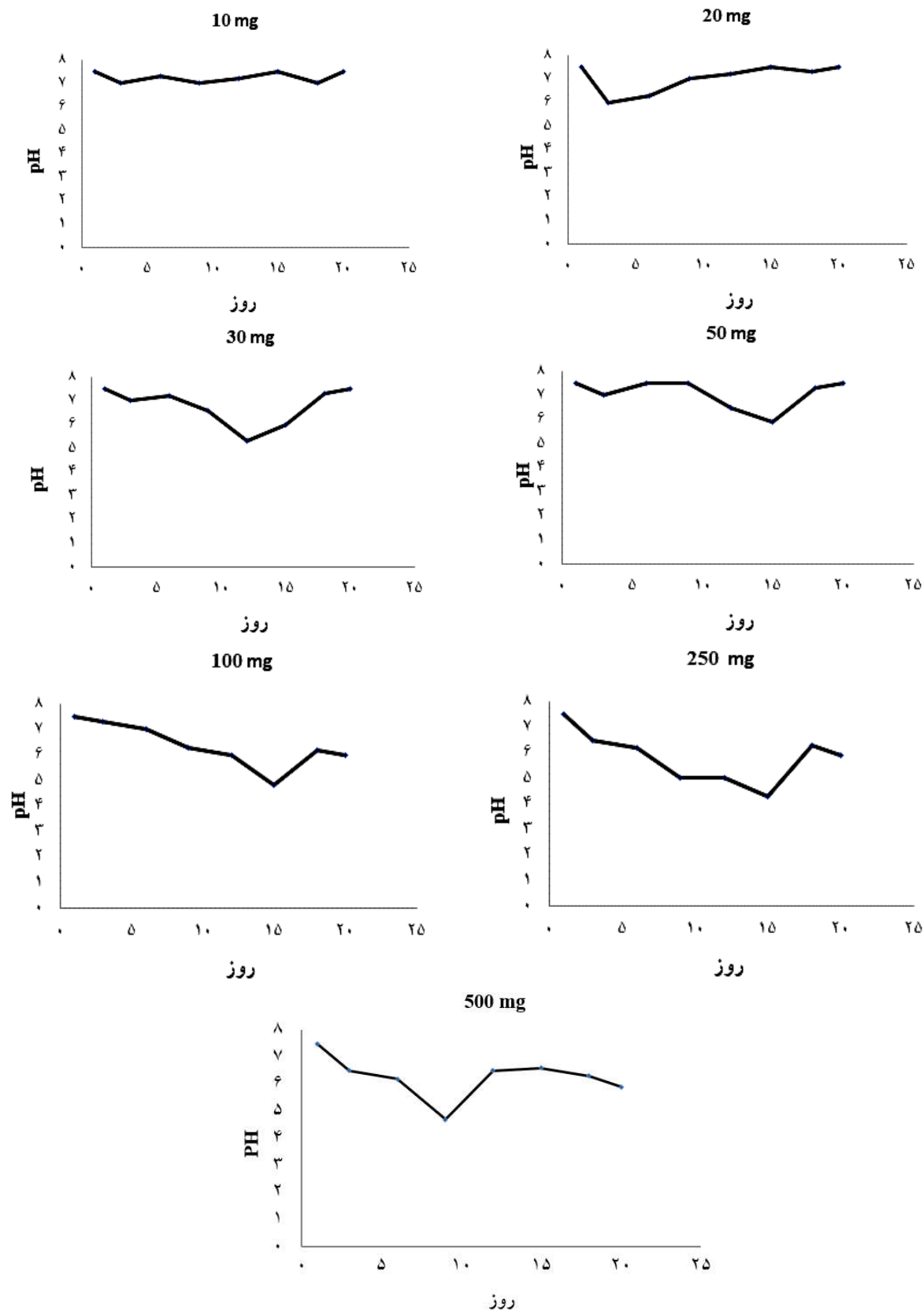
شکل ۹. درصد آمونیاک در راکتور هواراند و ظرف شیشه‌ای در غلظت ۱۰۰ mg/L



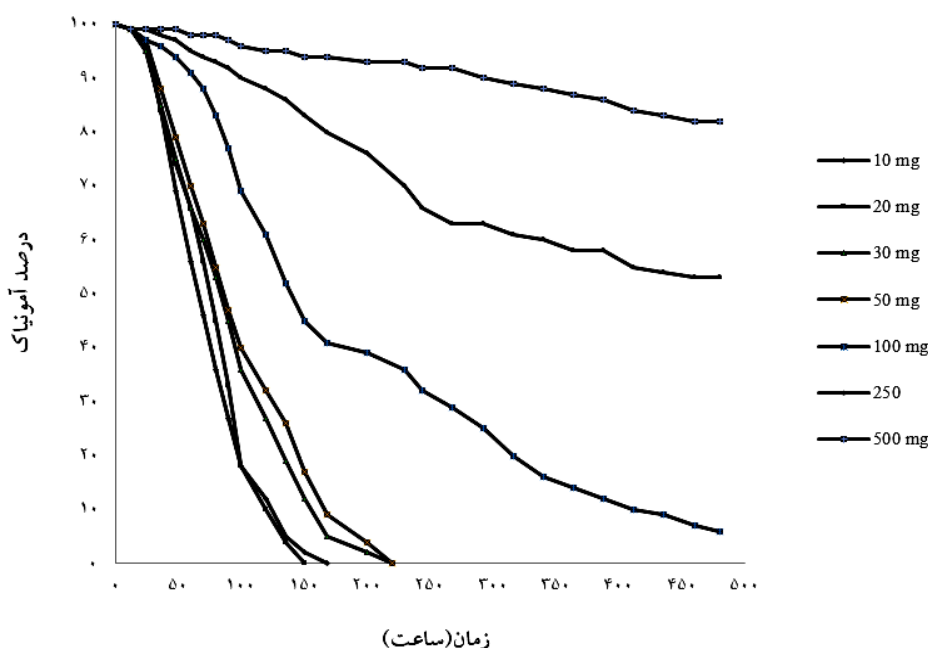
شکل ۱۰. درصد آمونیاک در راکتور هواراند و ظرف شیشه‌ای در غلظت ۲۵۰ mg/L



شکل ۱۱. درصد آمونیاک در راکتور هواراند و ظرف شیشه‌ای در غلظت ۵۰۰ mg/L



شکل ۱۲. تغییرات pH در دوره زمانی تکثیر سلولی



شکل ۱۳. نمودار کلی جذب آمونیاک توسط جلبک کلرلاولگاریس در راکتور هواراند و در غلظت‌های مختلف

اتفاق افتاده است.

بررسی داده‌ها نشان‌دهنده حذف مقادیر بیشتر آمونیاک در فتوبیوراکتور هواراند نسبت به سیستم کشت آزمایشگاهی است و از جمله عوامل اصلی و مهم برتری بیوراکتور، امکان کنترل پارامترهای حساس، اختلاط مناسب، عدم ته‌نشینی زیست‌توده، انتقال جرم و حرارت مطلوب و انتشار نور یکنواخت است. ذکر این نکته ضروری است بر اساس استاندارد صنایع پالایشگاهی، به دلیل حساسیت برج‌های خنک‌کننده (cooling towers)، تنها در صورتی می‌توان از آب تصفیه شده استفاده کرد که مقدار آمونیاک باقی‌مانده در آن بسیار ناچیز و در حد صفر باشد.

بررسی شد. نتایج این پژوهش نشان داد، جلبک مقاومی مانند کلرلاولگاریس می‌تواند به‌سرعت، خود را با شرایط نامطلوب محیط کشت وفق داده و نه تنها در مقابل شوک‌های آمونیاکی تحمل زیادی از خود نشان دهد، بلکه در غلظت‌های کم، از آمونیاک به‌عنوان ریزمغذی به‌منظور تکثیر خود استفاده نماید. در شکل ۱۳ نمودار کلی جذب آمونیاک توسط جلبک کلرلاولگاریس در راکتور هواراند و در غلظت‌های مختلف دیده می‌شود. در این شکل، کاهش قدرت و سرعت جذب آمونیاک در نتیجه افزایش غلظت و سمیت آمونیاک، به‌روشنی مشهود است. بیشترین میزان جذب آمونیاک (صددرد) در غلظت‌های کمتر از 50 mg/L و کمترین مقدار آن در غلظت 500 mg/L

منابع مورد استفاده

1. Abe, K., A. Imamaki and M. Hirano. 2002. Removal of nitrate, nitrite, ammonium and phosphate ions from water by the aerial microalga *Trentepohlia aurea*. *Journal of Applied Phycology* 14(2): 129-34.
2. Abedi, K., J. and Z. Iravani. 2023. Kinetics and Isotherm Investigation of Benzene Removal from Aqueous Solution Using Ash Pine Cone. *Journal of Water and Soil Science* 27(1):1-16
3. Abeliovich, A. and Y. Azov. 1976. Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds. *Applied and Environmental Microbiology* 31(6): 801-6.

4. Abu, G. O., K. H. Ogbonda and R. E. Aminigo. 2007. Optimization studies of biomass production and protein biosynthesis in a *Spirulina* sp. isolated from an oilpolluted flame pit in the Niger Delta. *African Journal of Biotechnology* 6(22).
5. Ansari, Z., M. Saldanha and R. Rajkumar. 1998. Effects of petroleum hydrocarbons on the growth of a microalga, *Isochrysis* sp. (Chrysophyta). *Oceanographic Literature Review* 6(45): 1034.
6. Aziz, M. A. and W. J. Ng. 1993. Industrial wastewater treatment using an activated algae-reactor. *Water Science and Technology* 28(7): 71-6.
7. Barbosa, M. J. and R. H. Wijffels. 2004. Overcoming shear stress of microalgae cultures in sparged photobioreactors. *Biotechnology and Bioengineering* 85(1): 78-85.
8. Bendjaballah, N., H. Dhaouadi, S. Poncin, N. Midoux, J.-M. Hornut and G. Wild. 1999. Hydrodynamics and flow regimes in external loop airlift reactors. *Chemical Engineering Science* 54(21): 5211-21.
9. Berman, T. and S. Chava. 1999. Algal growth on organic compounds as nitrogen sources. *Journal of Plankton Research* 21(8).
10. Borowitzka, M. Limits to growth in wastewater treatment with algae. Wong YS and Tam NFY, Editors. Springer Verlag; 1998.
11. Brennan, L. and P. Owende. 2010. Biofuels from microalgae—a review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14(2): 557-77.
12. Briens, C., J. Piskorz and F. Berruti. 2008. Biomass valorization for fuel and chemicals production--A review. *International Journal of Chemical Reactor Engineering* 6(1).
13. Buys, B. R., A. Klapwijk, H. Elissen and W. Rulkens. 2008. Development of a test method to assess the sludge reduction potential of aquatic organisms in activated sludge. *Bioresource Technology* 99(17): 8360-6.
14. Chaboki, M. J., A. A. Najafpoor, Z. Bonyadi and A. A. Dehghan. 2022. Efficiency Investigation of *Chlorella Vulgaris* Algae in Removal of Nitrogen, Phosphorus and Chemical Oxygen Demand from Municipal and Industrial Wastewaters. *Journal of Research in Environmental Health* 8(1): 59-67
15. Chan, S.M. N., T. Luan, M. H. Wong and N. F. Y. Tam. 2006. Removal and biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by *Selenastrum capricornutum*. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal* 25(7): 1772-1779.
16. Chisti, M. and M. Moo-Young. 1987. Airlift reactors: characteristics, applications and design considerations. *Chemical Engineering Communications* 60(1-6): 195-242.
17. Choi, S.-L., I. S. Suh and C.-G. Lee. 2003. Lumostatic operation of bubble column photobioreactors for *Haematococcus pluvialis* cultures using a specific light uptake rate as a control parameter. *Enzyme and Microbial Technology* 33(4): 403-9.
18. Converti, A., S. Scapazzoni, A. Lodi and J. Carvalho. 2006. Ammonium and urea removal by *Spirulina platensis*. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 33(1): 8-16.
19. Craggs, R. J., V. J. Smith and P. J. McAuley. 1995. Wastewater nutrient removal by marine microalgae cultured under ambient conditions in mini-ponds. *Water Science and Technology* 31(12): 151-60.
20. Dalvand, N., S. Sobhanardakani, M. Kiani Sadr, M. Cheraghi and B. Lorestani. 2022. Analysis of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Household Dusts of the City of Khorramabad, Iran. *Journal of Water and Soil Science* 26(3):303-316
21. Dominguez-Bocanegra, A., I. G. Legarreta, F. M. Jeronimo and A. T. Campocoso. 2004. Influence of environmental and nutritional factors in the production of astaxanthin from *Haematococcus pluvialis*. *Bioresource Technology* 92(2): 209-14.
22. El-Sheekh, M. M., A. H. Ragaa and A. N. Adnan. 2013. Biodegradation of crude oil by *Scenedesmus obliquus* and *Chlorella vulgaris* growing under heterotrophic conditions. *International Biodeterioration and Biodegradation* 82: 67-72.
23. Fontes, A. G., M. A. Vargas, J. Moreno, M. G. Guerrero and M. Losada. 1987. Factors affecting the production of biomass by a nitrogen-fixing blue-green alga in outdoor culture. *Biomass* 13(1): 33-43.
24. Ghafari, S., M. Hasan and M. K. Aroua. 2008. Bio-electrochemical removal of nitrate from water and wastewater -a review. *Bioresource Technology* 99(10): 3965-74.
25. Grobbelaar, J. U. 1994. Turbulence in mass algal cultures and the role of light/dark fluctuations. *Journal of Applied Phycology* 6(3): 331-5.
26. Grobbelaar, J. U. 2004. Algal nutrition: mineral nutrition. Handbook of microalgal culture: *Biotechnology and Applied Phycology*: 97-115.
22. Harker, M., A. J. Tsavalos and A. J. Young. 1996. Autotrophic growth and carotenoid production of *Haematococcus pluvialis* in a 30 liter air-lift photobioreactor. *Journal of Fermentation and Bioengineering* 82(2): 113-8.
27. Hjort, M., K. Den Haan, G. Whale, J. Koekkoek, P. Leonards, A. Redman, et al. 2021. Conventional and high resolution chemical characterization to assess refinery effluent treatment performance. *Chemosphere* 278: 130383.

28. Hu, Q., P. Westerhoff and W. Vermaas. 2000. Removal of nitrate from groundwater by cyanobacteria: quantitative assessment of factors influencing nitrate uptake. *Applied and Environmental Microbiology* 66(1): 133-9.
29. Javanmardian, M. and B. O. Palsson. 1991. High-density photoautotrophic algal cultures: Design, construction, and operation of a novel photobioreactor system. *Biotechnology and Bioengineering* 38(10): 1182-9.
30. Jin, H. F., D. E. Santiago, J. Park and K. Lee. 2008. Enhancement of nitric oxide solubility using Fe (II) EDTA and its removal by green algae *Scenedesmus* sp. *Biotechnology and Bioprocess Engineering* 13(1): 48-52.
31. Kadri, T., T. Rouissi, S. K. Brar, M. Cledon, S. Sarma and M. Verma. 2017. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by fungal enzymes: A review. *Journal of Environmental Sciences* 51: 52-74.
32. Kaewpintong, K., A. Shotipruk, S. Powtongsook and P. Pavasant. 2007. Photoautotrophic high-density cultivation of vegetative cells of *Haematococcus pluvialis* in airlift bioreactor. *Bioresource Technology* 98(2): 288-95.
33. Kalhor, A.X., A. Movafeghi, A.D. Mohammadi-Nassab, E. Abedi and A. Bahrami. 2017. Potential of the green alga *Chlorella vulgaris* for biodegradation of crude oil hydrocarbons. *Marine Pollution Bulletin* 123(1-2), pp.286-290.
34. Kim, J., B. P. Lingaraju, R. Rheume, J.-Y. Lee and K. F. Siddiqui. 2010. Removal of ammonia from wastewater effluent by *Chlorella vulgaris*. *Tsinghua Science and Technology* 15(4): 391-6.
35. Kim, J., Z. Liu, J. Y. Lee and T. Lu. 2013. Removal of nitrogen and phosphorus from municipal wastewater effluent using *Chlorella vulgaris* and its growth kinetics. *Desalination and Water Treatment* 51(40-42): 7800-6.
36. Konig, A., H. Pearson and S. A. Silva. 1987. Ammonia toxicity to algal growth in waste stabilization ponds. *Water Science and Technology* 19(12): 115-22.
37. Larsdotter, K. 2006. Wastewater treatment with microalgae-a literature review. *Vatten* 62(1): 31.
38. López, M. G. M., E. D. R. Sánchez, J. C. López, F. A. Fernández, J. F. Sevilla, J. Rivas, et al. 2006. Comparative analysis of the outdoor culture of *Haematococcus pluvialis* in tubular and bubble column photobioreactors. *Journal of Biotechnology* 123(3): 329-42.
39. Markou, G. and D. Georgakakis. 2011. Cultivation of filamentous cyanobacteria (blue-green algae) in agro-industrial wastes and wastewaters: a review. *Applied Energy* 88(10): 3389-401.
40. Martinez, M., S. Sánchez, J. Jimenez, F. El Yousfi and L. Munoz. 2000. Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*. *Bioresource Technology* 73(3): 263-72.
41. Mirón, A. S., M. C. C. Garcia, F. G. Camacho, E. M. Grima and Y. Chisti. 2002. Growth and biochemical characterization of microalgal biomass produced in bubble column and airlift photobioreactors: studies in fed-batch culture. *Enzyme and Microbial Technology* 31(7): 1015-23.
42. Mohamed, Z. A. 2018. Potentially harmful microalgae and algal blooms in the Red Sea: current knowledge and research needs. *Marine Environmental Research* 140: 234-42.
43. Molina, E., J. Fernández, F. Acién and Y. Chisti. 2001. Tubular photobioreactor design for algal cultures. *Journal of Biotechnology* 92(2): 113-31.
44. Muñoz, R. and B. Guieysse. 2006. Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: a review. *Water Research* 40(15): 2799-815.
45. Ogbonna, J. C., H. Yoshizawa and H. Tanaka. 2000. Treatment of high strength organic wastewater by a mixed culture of photosynthetic microorganisms. *Journal of Applied Phycology* 12(3): 277-84.
46. Olguín, E. J. 2003. Phycoremediation: key issues for cost-effective nutrient removal processes. *Biotechnology Advances* 22(1-2): 81-91.
47. Oswald, W. J. and H. B. Gotaas. 1957. Photosynthesis in sewage treatment. *Transactions of the American Society of Civil Engineers* 122(1): 73-105.
48. Park, J., R. Craggs and A. Shilton. 2011. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology* 102(1): 35-42.
49. Park, J., H. F. Jin, B. R. Lim, K. Y. Park and K. Lee. 2010. Ammonia removal from anaerobic digestion effluent of livestock waste using green alga *Scenedesmus* sp. *Bioresource Technology* 101(22): 8649-57.
50. Park, K. Y., B. R. Lim and K. Lee. 2009. Growth of microalgae in diluted process water of the animal wastewater treatment plant. *Water Science and Technology* 59(11): 2111-6.
51. Petersen, E. E. and A. Margaritis. 2001. Hydrodynamic and mass transfer characteristics of three-phase gaslift bioreactor systems. *Critical Reviews In Biotechnology* 21(4): 233-94.
52. Proulx, D., P. Lessard and J. De La Noüe. 1994. Traitement tertiaire d'un effluent domestique secondaire par culture intensive de la cyanobactérie *Phormidium bohneri*. *Environmental Technology* 15(5): 449-58.
53. Przytocka-Jusiak, M., M. Duszota, K. Matusiak and R. Mycielski. 1984. Intensive culture of *Chlorella vulgaris*/AA as the second stage of biological purification of nitrogen industry wastewaters. *Water Research* 18(1): 1-7.
54. Rawat, I., R. R. Kumar, T. Mutanda and F. Bux. 2011. Dual role of microalgae: phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy* 88(10): 3411-24.
55. Redman, A. D. and T. F. Parkerton. 2015. Guidance for improving comparability and relevance of oil toxicity tests. *Marine Pollution Bulletin* 98(1-2): 156-70.

56. Richmond, A., S. Boussiba, A. Vonshak and R. Kopel. 1993. A new tubular reactor for mass production of microalgae outdoors. *Journal of Applied Phycology* 5(3): 327-32.
57. Sánchez Mirón, A., F. García Camacho, A. Contreras Gómez, E. M. Grima and Y. Chisti. 2000. Bubble-column and airlift photobioreactors for algal culture. *AIChE Journal* 46(9): 1872-87.
58. Silva-Benavides, A. M. and G. Torzillo. 2012. Nitrogen and phosphorus removal through laboratory batch cultures of microalga *Chlorella vulgaris* and cyanobacterium *Planktothrix isothrix* grown as monoalgal and as co-cultures. *Journal of Applied Phycology* 24(2): 267-76.
59. Singh, R. and S. Sharma. 2012. Development of suitable photobioreactor for algae production—A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16(4): 2347-53.
60. Sobczuk, T. M., F. G. Camacho, E. M. Grima and Y. Chisti. 2006. Effects of agitation on the microalgae *Phaeodactylum tricornutum* and *Porphyridium cruentum*. *Bioprocess and Biosystems Engineering* 28(4): 243-50.
61. Talbot, P., J. M. Thébault, A. Dauta and J. De la Noüe. 1991. A comparative study and mathematical modeling of temperature, light and growth of three microalgae potentially useful for wastewater treatment. *Water Research* 25(4): 465-72.
62. Tam, N. and Y. S. Wong. 1990. The comparison of growth and nutrient removal efficiency of *Chlorella pyrenoidosa* in settled and activated sewages. *Environmental Pollution* 65(2): 93-108.
63. Ugwu, C., H. Aoyagi and H. Uchiyama. 2008. Photobioreactors for mass cultivation of algae. *Bioresource Technology* 99(10): 4021-8.
64. Ugwu, C., J. Ogbonna and H. Tanaka. 2005. Light/dark cyclic movement of algal cells in inclined tubular photobioreactors with internal static mixers for efficient production of biomass. *Biotechnology Letters* 27: 75-8.
65. Valderrama, L. T., C. M. Del Campo, C. M. Rodriguez, L. E. de-Bashan and Y. Bashan. 2002. Treatment of recalcitrant wastewater from ethanol and citric acid production using the microalga *Chlorella vulgaris* and the macrophyte *Lemna minuscule*. *Water Research* 36(17): 4185-92.
66. Vega-Estrada, J., M. Montes-Horcasitas, A. Domínguez-Bocanegra and R. Cañizares-Villanueva. 2005. *Haematococcus pluvialis* cultivation in split-cylinder internal-loop airlift photobioreactor under aeration conditions avoiding cell damage. *Applied Microbiology and Biotechnology* 68(1): 31-5.
67. von Sperling, M. and C. A. de Lemos Chernicharo. 2002. Urban wastewater treatment technologies and the implementation of discharge standards in developing countries. *Urban Water* 4(1): 105-14.
68. Vonshak, A. and G. Torzillo. 2003. Environmental stress physiology. Handbook of microalgal culture: *Biotechnology and Applied Phycology* 57.
69. Wilkinson, P. M., A. P. Spek and L. L. van Dierendonck. 1992. Design parameters estimation for scale-up of high-pressure bubble columns. *AIChE Journal* 38(4): 544-54.
70. Zayed, A., S. Gowthaman and N. Terry. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed. Wiley Online Library; 1998. Report No.: 0047-2425.

Ammonia Removal from Oily Water by Microalgae Cultivated in an Airlift Photobioreactor

S. Jalinousi¹, E. Joudaki^{1*}, A. Moghadassi¹ and M. Mahdieh²

(Received: April 15-2023 ; Accepted: August 5-2023)

Abstract

This research presents the application of phytoremediation to remove ammonia from effluent possessing high ammonium content and alkalinity in one of the most complex refineries in Iran. The objective of this research was to find new methods to protect and preserve water resources. At first, the algae distribution was investigated. After purifying the samples, *Chlorella Vulgaris* was selected as resistant algae in the areas that experienced ammonia shocks. A 10-liter container and an airlift photobioreactor with similar laboratory conditions were developed to control biomass production. Experiments were conducted over 20 days and maximum biomass production occurred in the first 16-17 days. Cell density was expressed as dry cell weight in ammonia concentration from 10 mg/L to 500 mg/L. It was also observed that when the Nitrogen content of the culture medium was less than 50 mg/L, ammonia was completely removed in both methods. At a concentration of 10 mg/L, total ammonia in both methods was removed in the first week. At 50 mg/L to 100 mg/L concentrations, about 94% of ammonia was removed in the glass container and about 95% in the bioreactor. In these concentrations, with high ammonia content, the final cell density, and absorption power were significantly low and this was evident at 500 mg/L. Prevention of water evaporation and biomass settling, better control of some vital parameters including pH, temperature, light, and energy intensity, effective mass and heat transfer, and carbon dioxide concentration led to better efficiency of the airlift photobioreactor. A noteworthy point in this result was the extraordinary performance of *Chlorella Vulgaris* in removing toxic pollutants such as ammonia and possibly using it in the biological systems of sanitary, refineries, and petrochemicals.

Keywords: Microalgae, *Chlorella vulgaris*, Oil refinery, Ammonia, Wastewater, Airlift photobioreactor

1. Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Arak University, Arak, Iran.

2. Department of Biology, Faculty of Sciences, Arak University, Arak, Iran.

*: Corresponding author, Email: e-joudaki@araku.ac.ir