مجله بوم شناسی آبزیان

Journal homepage: http://jae.hormozgan.ac.ir

بررسی عملکرد سیستم بیودراف مبتنی بر بیوفیلم جلبکی- باکتریایی در کاهش نیاز اکسیژن شیمیایی و محتوای کربن آلی فاضلاب شهری

امیر مانی ورنوسفادرانی[1*]، آرش جوانشیر خویی[1]، غلامرضا رفیعی[1]، حسین عبد الحی[2]

[1] گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج

[2] معاونت آبزی پروری، سازمان شیلات ایران، تهران

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۹۳/۱۲/۰۵
اصلاح: ۹۴/۱۲/۰۴
پذیرش: ۹۴/۱۲/۱۴

کلمات کلیدی:
بیودراف
بیوفیلم جلبکی
پالایش پساب
کربن آلی

چکیده

تولید حجم عظیمی از پساب در شهرهای مختلف جهان، لزوم توجه به بازیافت پساب شهری را به خصوص در کشورهای خاورمیانه که دارای اقلیمی خشک و نیمه خشک هستند، دو چندان کرده است. یکی از مشکلات عمده در پالایش پساب شهری با استفاده از سیستم‌های تصفیه مرسوم، نیاز اکسیژن شیمیایی و محتوای کربن آلی زیاد در پساب تصفیه شده است که امکان استفاده مجدد از پساب تصفیه شده را با محدودیت‌هایی مواجه می‌سازد. پژوهش حاضر به بررسی عملکرد یک سیستم بیودراف، که برای اولین بار بیوفیلم جلبکی به هسته باکتریایی آن اضافه شده، در کاهش نیاز اکسیژن شیمیایی و محتوای کربن آلی از پساب شهری پرداخته است. سیستم تصفیه مشتمل بر چهار بخش شامل: جداساز کف و مواد روغنی، رسوب گیر، تله مواد معلق و یک سازگان بیودراف به عنوان بخش چهارم طراحی و ساخته شد. نتایج به دست آمده در بازه زمانی ۹ روزه آزمایش حاکی از راندمان بالاتر سیستم مورد بررسی در کاهش نیاز اکسیژن شیمیایی و محتوای کربن آلی از پساب شهری نسبت به سیستم‌های مشابه در زمان برابر بود. راندمان جذب COD و TOC در سیستم، به ترتیب معادل ٪۹۵/۵۵ و ٪۹۲/۸۰ از میزان اولیه آن بود. به طور کلی می‌توان شرایط مناسب تبادلات گازی با اتمسفر در بیودراف را به همراه همزیستی جلبک و باکتری عاملی برای عملکرد بهتر سیستم طراحی شده نسبت به سیستم‌های مشابه دانست.

مقدمــه

افزایش جمعیت انسانی کره زمین از ۱۶۰۰ به ۷۲۴۰ میلیون نفر در طول قرن گذشته (Nations, 2010)، سبب تولید حجم بسیار زیادی از فاضلاب شهری در سرتاسر جهان شده است (Craggs *et al.*, 1996). با وجود تغییرات جغرافیایی و فصلی شدید در خصوصیات فاضلاب‌های شهری، ویژگی مشترک چنین پساب‌هایی نیاز اکسیژن شیمیایی[1] بالا و مقادیر زیاد کربن آلی است

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: amir.mani@ut.ac.ir

[1] Chemical Oxygen Demand

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

(Metcalf, 2003). از این رو ورود کنترل نشده چنین پساب‌هایی به محیط زیست، سبب کاهش تدریجی کیفیت آب دریاچه‌ها و رودخانه‌ها شده و به دنبال آن وقایعی چون بلوم جلبکی و کمبود اکسیژن در دسترس برای زیستمندان آبزی رخ خواهد داد (de-Bashan and Bashan, 2010). در این راستا، گسترش نگرانی‌های اجتماعی در جهت حفاظت از منابع آب طبیعی، سبب توسعه قوانین سخت گیرانه در رابطه با تیمار های لازم پیش از رهاسازی پساب در طبیعت و توسعه انواع مختلفی از روش‌های تصفیه پساب شده است (de la Noüe *et al.*, 1992). با این حال روش‌های تصفیه فاضلاب متداول همچون استفاده از لجن فعال و استخرهای هضم بی‌هوازی به خاطر مصرف انرژی بالا، هزینه زیاد و راندمان پایین با محدودیت‌های شدید فنی، اقتصادی و زیست محیطی مواجه هستند (De Godos *et al.*, 2009). از این رو امروزه استفاده از جلبک‌ها در راستای تصفیه بیولوژیک پساب، به عنوان یک راهبرد جهانی مد نظر قرار گرفته است (Hammouda *et al.*, 1995). برتری سیستم‌های تصفیه بیولوژیک مبتنی بر بیوفیلم جلبکی نسبت به سایر سیستم‌های تصفیه مبتنی بر جلبک، عدم وجود سلول‌های جلبکی در پساب تصفیه شده و امکان برداشت آسان جلبک از سیستم تصفیه در راستای تولید سایر محصولات جانبی است (Wei *et al.*, 2008). استفاده از بیوفیلم جلبکی- باکتریایی در راستای کاهش میزان نیاز اکسیژن شیمیایی و محتوای کربن آلی از پساب شهری فرآیندی است ساده و عملیاتی که انرژی مورد نیاز را از نور خورشید دریافت کرده و بر پایه همزیستی بین جلبک‌های میکروسکوپی و باکتری‌ها استوار است. در این همزیستی اکسیژن تولید شده توسط جلبک طی فرآیند فتوسنتز، توسط باکتری در فرآیند اکسیداسیون مواد آلی موجود در محیط استفاده شده و دی‌اکسید کربن تولید شده در اثر تنفس باکتریایی، طی فرآیند فتوسنتز، مورد استفاده جلبک‌ها قرار می‌گیرد (Munoz and Guieysse, 2006). در این زمینه مطالعه صورت گرفته توسط Wei و همکاران (۲۰۰۸) به منظور بررسی توان بیوفیلم جلبکی جهت حذف محتوای نیتروژنی و فسفر موجو در یک نمونه فاضلاب دست ساخت طراحی شده بود. فاضلاب دست ساخت در دو نوع سیستم تصفیه، با جریان‌های ساکن و گردشی آب در معرض بیوفیلم جلبکی قرار گرفت. نتایج بیان گر راندمان بالاتر حذف مواد نوترینت در سیستم با جریان ساکن نسبت به سیستم با جریان چرخشی بود. در سیستم با جریان ساکن آب راندمان حذف فسفر کل، نیتروژن کل، آمونیوم، و COD به ترتیب برابر با ۹۸/۱۷، ۸۶/۵۸، ۹۱/۸۸ و ۶۷/۱۱ درصد بود، که بیان‌گر توان بیوفیلم جلبکی در حذف محتوای نیتروژن و فسفر کل از فاضلاب می‌باشد (Wei *et al.*, 2008). همچنین بررسی مروری صورت گرفته توسط Kesaano و Sims (۲۰۱۴)، بیان می‌دارد که تکنولوژی تصفیه فاضلاب با استفاده از بیوفیلم جلبکی دارای پتانسیل عظیمی جهت توسعه است. هرچند عملکرد این سیستم‌ها هنوز با محدودیت‌هایی که ناشی از عدم وجود دانش کافی در رابطه با نحوه عملکرد این سیستم‌ها، طراحی‌های پایدار و قابل اطمینان و همچنین عدم وجود دانش فنی در رابطه با تصفیه فاضلاب‌های خام است، روبه‌رو است. خلأهای موجود را می‌توان با تمرکز تحقیقات آتی در زمینه‌هایی چون تصفیه فاضلاب‌های خام با استفاده از سیستم‌های مبتنی بر بیوفیلم جلبکی و تلاش در جهت به دست آوردن دانش فنی لازم جهت به کارگیری این سیستم‌ها در مقیاس وسیع رفع نمود (Kesaano and Sims, 2014).

بیودراف[2] نوعی سیستم تصفیه بیولوژیک فاضلاب است. این نوع سیستم معمولاً در مراحل نهایی تصفیه و یا در فاضلاب‌های بسیار رقیق جهت کاهش نیاز اکسیژن شیمیایی و محتوای کربن آلی باقیمانده در پساب مورد استفاده قرار می گیرد. در این نوع سیستم ریزش فاضلاب از تعدادی تراف برروی یک مدیا، بستری جهت رشد باکتری فراهم می آورد (Langlais, 2005). پژوهش حاضر به بررسی عملکرد یک سیستم بیودراف که قسمت فوقانی هسته زیستی آن به وسیله بیوفیلم جلبکی جایگزین شده است در کاهش نیاز اکسیژن شیمیایی و حذف محتوای کربن آلی از فاضلاب خام شهری می‌پردازد.

مواد و روش‌ها

ساختمان سیستم طراحی شده

[2] Biological Dry Oxygenated Filter

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

سیستمی با ابعاد ۴۰* (ارتفاع)۵۰*۱۲۰ سانتی متر با گنجایش ۱۴۰ لیتر از جنس شیشه طراحی و ساخته شد. سیستم دارای چهار بخش شامل: جداساز کف و مواد روغنی، رسوب گیر، تله مواد معلق و یک سیستم بیودراف به عنوان بخش چهارم بود (شکل شماره۱). در بخش اول جریان خروجی از پایین سبب تجمع مواد با چگالی کمتر از آب در سطح می‌شد. این مواد روزانه توسط یک شیر تخلیه از سطح خارج می‌شد. در بخش دوم جریان خروجی از سطح سبب رسوب مواد قابل ترسیب در کف این بخش می‌شد. مواد رسوب کرده روزانه توسط یک شیر تخلیه از کف تخلیه می‌شد. بخش تله مواد معلق از یک سری لوله‌های موازی با قطر ۲ سانتیمتر تشکیل شده بود. نحوه حرکت آب در این بخش به صورت مارپیچ‌های عمودی است که سبب به دام افتادن مواد معلق در پایین قسمت تله می‌شود. با افزایش غلظت مواد معلق در این بخش، برخورد بین این مواد افزایش یافته، قطر ذرات افزایش می‌یابد و ذرات نهایتاً در انتهای این بخش رسوب خواهند کرد (Langlais, 2005). سیستم بیودراف به کار رفته از سه ناودان و بستری از جنس پلی آمید به عنوان بستر کشت جلبک و باکتری ساخته شد. این نوع از مدیا رشته‌ای شکل با ابعاد ۴*۲۹۰ میلی‌متر و دارای ضخامتی در حدود ۰/۱ میلی‌متر می باشد. سطح موثر ایجاد شده توسط این مدیا ۱۰/۲ متر مربع بر کیلوگرم بوده و ۱۳۶۸ گرم از آن در این سیستم به کار رفته است. انرژی تابشی مورد استفاده برابر با میانگین سالانه انرژی تابشی در ایران و معادل ۲۰۰۰ کیلو وات ساعت بر متر مربع در نظر گرفته شد. این میزان از انرژی تابشی توسط ۶ لامپ فلورسنت ۴۰ وات که در فاصله ۵۰ سانتی‌متری از سطح مدیا قرار گرفته بود تأمین شد (Ashjaee *et al.*, 1993). درنهایت آب خروجی از بخش بیودراف توسط یک پمپ آب با دبی ۲۰۰ لیتر بر ساعت به قسمت ورودی منتقل می‌شد (شکل ۱).



شکل ۱. نمای روبرو از سیستم طراحی شده؛ بخش ها به ترتیب شامل: جداساز کف و مواد روغنی، رسوب گیر، تله مواد معلق و بیودراف.

راه اندازی سیستم

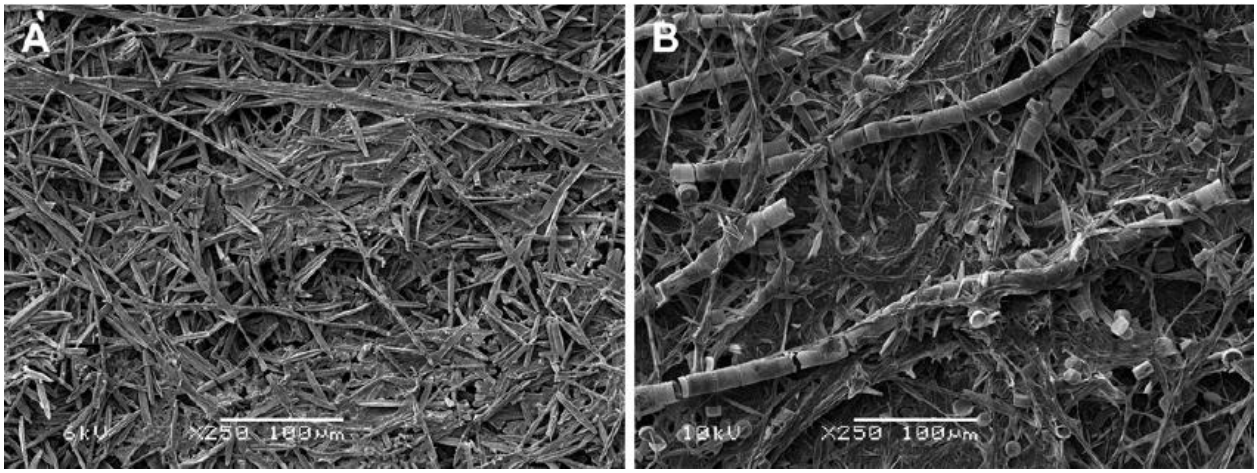
نمونه فاضلاب و بیوفیلم جلبکی- باکتریایی از محل ورودی تصفیه خانه فاضلاب شهری کیان مهر کرج تهیه گردید. پس از انتقال نمونه ها به آزمایشگاه، مدیای مورد استفاده در سیستم با استفاده از بیوفیلم جلبکی- باکتریایی تهیه شده از محل نمونه‌برداری به بستر مورد استفاده در سیستم تلقیح شد. شناسایی گونه‌های غالب جلبکی موجود در بیوفیلم جلبکی- باکتریایی با استفاده از کلید شناسایی ارائه شده توسط Prescot (۱۹۸۴)، صورت گرفت (Prescott, 1984). گونه‌های جلبکی غالب موجود در بیوفیلم فراهم

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

شده به ترتیب فراوانی شامل: *Anabaena doliolum*، *Chlorella vulgaris*، *Chlamydomonas reinhardtii* و *Palmellopsis gelatinosa* بودند (شکل ۲). همچنین گونه‌های باکتریایی غالب موجود در بیوفیلم جلبکی- باکتریایی بر اساس روش ارائه شده توسط Wagner و Loy (۲۰۰۲)، شناسایی شد. گونه‌های باکتریایی غالب مشاهده شده بر اساس فراوانی، شامل: *Nitrosomonas europaea*، *Nitrospira cluster*، *Nitrosomonas eutropha lineage*، *Acinetobacter baumannii*، *Acinetobacter tandoii* و *Klebsiella pneumoniae* بود. در این فرایند معادل ۶۰ گرم وزن خشک بیوفیلم جلبکی- باکتریایی به صورت یک سوسپانسیون به مدیا مورد نظر اضافه شد. پس از تلقیح اولیه مدیا، به هر لیتر از آب ۰/۱ گرم تیوسولفات آمونیوم و ۰/۰۵ گرم فسفات آمونیوم اضافه و سیستم به مدت سه روز راه اندازی گردید. پس از استقرار جلبک‌ها برروی لایه‌های سطحی مدیا، ۱۰ درصد از حجم آب سیستم تخلیه و با فاضلاب خام شهری جایگزین شد.

بررسی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی فاضلاب

طی یک دوره ۹ روزه پس از افزودن فاضلاب به سیستم pH، EC[۳]، COD[۴] و TOC[۵] هر دو روز یک بار اندازه گیری شد. pH، EC و دما با استفاده از دستگاه مولتی متر مدل CyberScan-3000 ساخت شرکت Eutech سنگاپور و دو مولفه COD و TOC با استفاده از دستگاه فتومتر مدل ۷۱۰۰ پالین تست انگلستان اندازه گیری شد. دمای سیستم در طول دوره آزمایش روزانه دو بار با فواصل ۱۲ ساعت اندازه گیری شد. در طول این دوره میانگین دمای سیستم ۲۶ درجه سانتیگراد بود.



شکل ۲. تصویر میکروسکوپ الکترونی نگاره از سطح بیوفیلم جلبکی، قبل از اضافه کردن پساب به سیستم (A) و پایان دوره آزمایش (B).

محاسبات هیدرولیک فاضلاب

زمان ماند هیدرولیک عبارت است از حجم فاضلاب موجود در یک سیستم، نسبت به جریان فاضلاب ورودی به آن سیستم (Mara and Pearson, 1986). در مطالعه‌ای که توسط Munoz و Guieysse (۲۰۰۶)، صورت گرفت زمان‌های ماند هیدرولیک کمتر از ۰/۹ ساعت جهت پالایش زیستی فاضلاب از محتوای کربنی و مواد محلول موجود در فاضلاب توصیه گردید. بر این مبنا در این تحقیق با توجه به خصوصیات ساختاری سیستم و مدت زمان آزمایش، زمان ماند هیدرولیک فاضلاب در سیستم ۰/۷ ساعت در نظر گرفته شد (Munoz and Guieysse, 2006). همچنین دبی پمپ آب به کار گرفته شده با استفاده از فرمول ذیل محاسبه شد.

زمان ماند هیدرولیک (ساعت) / حجم فاضلاب موجود در سیستم (لیتر) = دبی پمپ آب (لیتر بر ساعت)

[3] Electrical conductivity
[4] Chemical Oxygen Demand
[5] Total Organic Carbon

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

بر این اساس پمپ آبی با دبی ۲۰۰ لیتر بر ساعت به کار گرفته شد.

نتایــج

نتایج حاصل از بررسی صورت گرفته به طور خلاصه در جدول ۱ آورده شده است.

روند تغییرات pH و EC

همانطور که در جدول شماره ۱ قابل مشاهده است، pH طی روزهای اول تا سوم از ۷/۹۷ به ۷/۳۶ کاهش یافته و از روز سوم تا هفتم به ۸/۷۷ افزایش می‌یابد. طی روزهای هفتم تا نهم pH در محدوده ۸/۷۷ الی ۸/۸۳ ثابت بود. همچنین EC طی روز اول تا سوم از ۱۷۲۸ µs به ۱۶۳۱ µs کاهش و پس از آن از روز سوم تا پایان روز هفتم از ۱۶۳۱ µs به ۱۲۱۵ µs کاهش می‌یابد. پس از روز هفتم روند کاهش EC بسیار کند و سرانجام متوقف شد، به گونه‌ای که در پایان روز نهم به ۱۱۸۰ رسید و در این محدوده ثابت ماند.

روند تغییرات COD و TOC

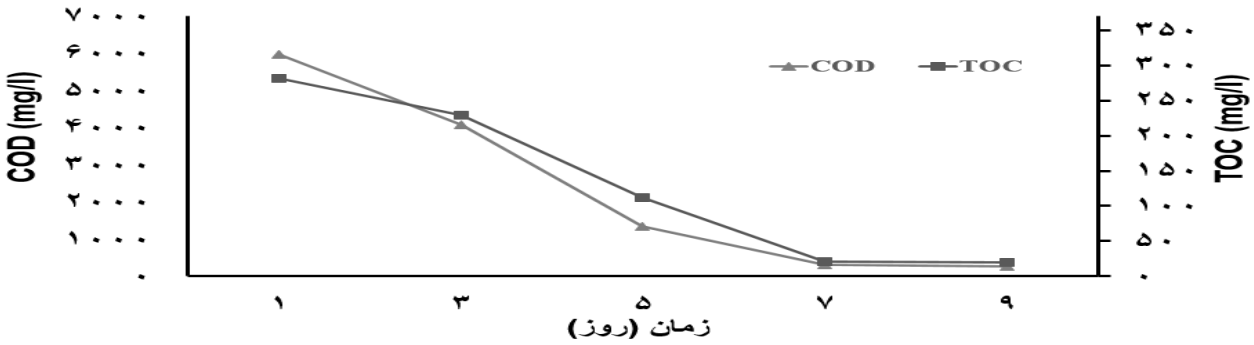
روند تغییرات نیاز اکسیژن شیمیایی پساب در شکل ۳ قابل مشاهده است. نیاز اکسیژن شیمیایی طی دوره ۹ روزه آزمایش از ۶۰۰۳mg/l به ۹۵/۵۵ mg/l کاهش یافت (جدول ۱). طی روزهای اول تا پنجم نیاز اکسیژن شیمیایی پساب با روندی سریع از ۶۰۰۳ mg/l به ۱۳۹۴ mg/l کاهش یافت. پس از آن طی روزهای پنجم تا هفتم با شیبی ملایم تا مرز ۳۱۸ mg/l کاهش یافت و تغییرات مشاهده شده در روزهای هفتم تا نهم از نظر آماری معنی دار نبود ($P > ۰/۰۵$). روند تغییرات محتوای کربن آلی در شکل شماره ۳ قابل مشاهده است. بر این اساس محتوای کربن آلی پساب با شیبی تند طی روزهای اول تا پنجم آزمایش از مقدار ۲۸۲/۷۴mg/l به ۱۱۵/۶۵ mg/l کاهش یافت. پس از آن با روندی آهسته تر، تا پایان روز هفتم این شاخص تا مقدار ۲۳/۶۲ mg/l کاهش یافت. تغییرات مشاهده شده در مقدار عددی محتوای کربن آلی پساب پس از روز هفتم (تا پایان روز نهم) از نظر آماری معنی دار نبود ($P > ۰/۰۵$).

جدول ۱. روند تغییرات EC، pH، COD و TOC در طول دوره آزمایش

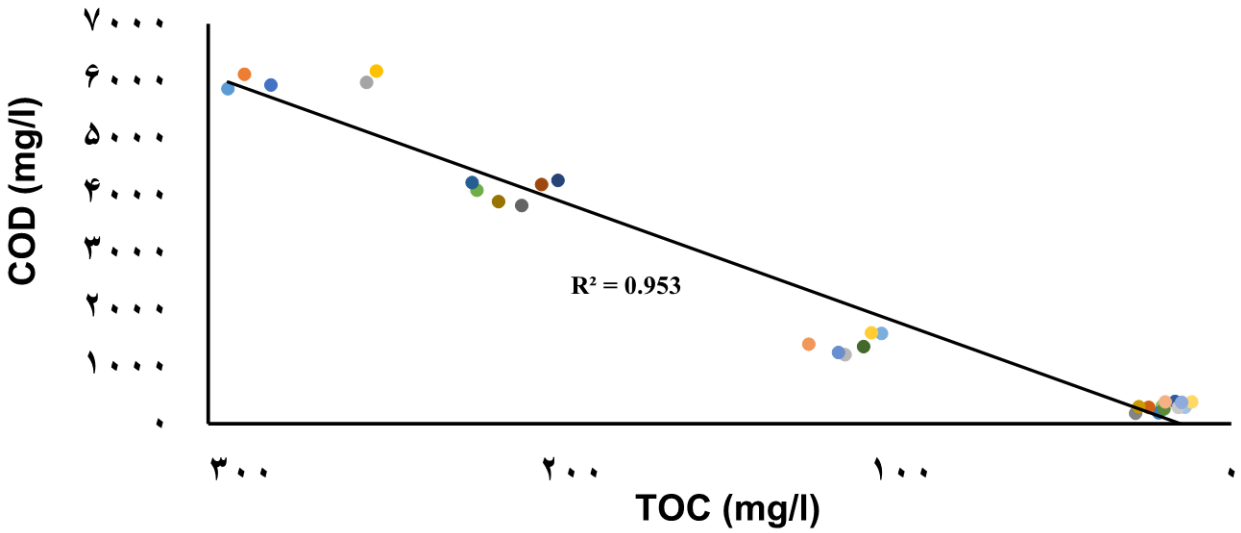
زمان (روز)	TOC (mg/l)	COD (mg/l)	EC	pH
۱	۲۸۲/۷۴[a]	۶۰۰۳[a]	۱۷۲۸[a]	۷/۹۷
۳	۲۲۸/۰۹[b]	۴۰۷۵[b]	۱۶۳۱[b]	۷/۳۶
۵	۱۱۵/۶۵[c]	۱۳۹۴[c]	۱۲۳۰[c]	۷/۴۵
۷	۲۳/۶۲[d]	۳۱۸[d]	۱۲۱۵[d]	۸/۷۷
۹	۲۰/۳۵d	۲۶۷d	۱۱۸۰d	۸/۸۳
راندمان کاهش (درصد)	۹۲/۸۰	۹۵/۵۵	۳۱/۷۱	--------

حروف غیرمشترک در هر ستون نمایانگر وجود تفاوت معنی دار در میزان پارامتر مورد نظر با سطح احتمال معنی دار ۹۵ درصد می باشد.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]



شکل ٣. روند تغییرات میزان COD و TOC در طول دوره آزمایش.



شکل ۴. خط رگرسیون برازش شده بر تغییرات COD نسبت به تغییرات TOC در طول دوره آزمایش.

بحث

pH

تغییرات pH در این گونه سیستم‌ها تحت تأثیر فتوسنتز و تنفس بیوفیلم جلبکی- باکتریایی است. فتوسنتز جلبکی با مصرف محتوای CO_2 آب، سبب افزایش pH و تنفس جلبکی- باکتریایی سبب کاهش pH می‌شود (Munoz and Guieysse, 2006). مقادیر بالای pH (بالاتر از ٩) در سیستم‌های جلبکی از یک سو باعث سرکوب عوامل بیماری زا و از سوی دیگر باعث کاهش راندمان جذب مواد مغذی و آلاینده‌های موجود در محیط توسط جلبک می‌شود (Schumacher *et al.*, 2003). در pH های بالاتر از ٩ جذب نیتروژن و فسفر توسط بیوفیلم جلبکی به خاطر تبخیر آمونیاک و رسوب ارتوفسفات کاهش می‌یابد (Craggs *et al.*, 1996). به طور کلی بیان تأثیر مستقیم pH بر رشد بیوفیلم جلبکی به خاطر تأثیر در نسبت فرم‌های مختلف نیتروژن و کربن بسیار پیچیده است (Laliberte *et al.*, 1994). در بررسی حاضر به علت غلبه فعالیت باکتریایی در سه روز اول آزمایش، pH از مقدار ٧/٩٧ به ٧/٣۶ کاهش یافت. در ادامه با توسعه رشد بیوفیلم جلبکی، pH در روز نهم تا میزان ٨/٨٣ افزایش یافت. پس از آن با به تعادل رسیدن فعالیت جلبک- باکتری تغییری در مقدار pH مشاهده نشد. همچنین روند افزایشی pH در خلال فرایند و ثبات آن در مقادیر نزدیک به ٩ سبب شد تا در طی دوره هیچ گونه عامل پاتوژن در قسمت‌های مختلف سیستم مشاهده نشود.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

هدایت الکتریکی

یکی از آسان ترین راه‌ها جهت برآورد شوری یک توده آبی، اندازه گیری هدایت الکتریکی آن است. فاضلاب‌های شهری، صنعتی و زه‌آب زمین‌های کشاورزی معمولاً حاوی مقادیر بالایی از املاح هستند. ورود این گونه پساب‌ها به منابع آبی طبیعی چون رودخانه‌ها و آب‌های زیرزمینی باعث افزایش شوری این توده‌های آبی می‌گردد. افزایش شوری زیست‌بوم‌های آبی سبب بروز اثرات نامطلوب بر گیاهان و جانوران آبزی ساکن این زیست‌بوم‌ها می‌شود (Fried, 1991). از سوی دیگر افزایش شوری منابع آب شیرین به مقادیر بیش از ۱ گرم بر لیتر سبب ایجاد طعم لب‌شور و شور در آب می‌گردد. مصرف این‌گونه آب‌ها خطرات زیادی را برای سلامتی انسان در پی دارد (Gleick, 1998). از این رو پایش روند تغییرات هدایت الکتریکی توده فاضلاب طی فرایند پالایش از اهمیت بالایی برخوردار است. در سیستم طراحی شده بیوفیلم جلبکی- باکتریایی موجود، مصرف آنیون‌ها و کاتیون‌های لازم جهت رشد، سبب کاهش ۳۱/۷۱٪ از شوری پساب ورودی گردید. میزان شوری آب خروجی بر اساس استانداردهای اعلام شده از طرف سازمان بهداشت جهانی، منعی برای رهاسازی در طبیعت و استفاده‌های کشاورزی ندارد (Nations, 2010).

نیاز اکسیژن شیمیایی، محتوای کربن آلی

میزان نیاز اکسیژن شیمیایی در پساب شهری، دارای تغییرات جغرافیایی و فصلی گسترده‌ای است. با این حال منابع موجود محدوده‌ای از ۵۰۰۰ mg/l تا ۱۸۰۰۰ mg/l را برای آن متصور شده اند (Cossu *et al.*, 1993). فرایند کاهش میزان COD در تصفیه بیولوژیک پساب با استفاده از بیوفیلم جلبکی- باکتریایی با تخریب زیستی درشت مولکول‌های آلی موجود در پساب توسط باکتری‌ها شروع شده و با جذب مستقیم مولکول‌های خرد شده توسط سلول‌های جلبکی ادامه می‌یابد (Balice *et al.*, 1990). در این رابطه Eny (۱۹۵۱) با مطالعه برروی جلبک *Chlorella minutissima* نشان داد که این جلبک در حضور پیش ماده‌هایی چون اسیدهای آلی و گلوکز در محیط، دو الگوی رشد اتوتروفیک و هتروتروفیک را به طور همزمان بروز می‌دهد. جذب پیش سازهای آلی توسط *Chlorella minutissima* در چنین شرایطی باعث کاهش میزان COD محیط پرورش شد (Eny, 1951). بر این اساس می‌توان دریافت، کاهش میزان COD در سیستم طراحی شده طی روزهای اول تا پنجم آزمایش در اثر تخریب زیستی مولکول‌های آلی نیتروژنه و کربنه با شیب بیشتری نسبت به کاهش میزان محتوای کربن آلی صورت گرفته است (شکل ۳). پس از روز پنجم، با اتمام محتوای نیتروژنی موجود در پساب (Mani Varnoosfaderani *et al.*, 2014) و غلبه گونه‌های سیانوباکتریایی موجود در بیوفیلم، آهنگ کاهش COD و محتوای کربن آلی با آهنگی یکسان و معنی دار از نظر آماری تا پایان روز هفتم ادامه می‌یابد. در پایان روز هفتم همراه با کاهش میزان محتوای کربن آلی در پساب، نوعی رابطه تعادلی در روند رشد اتوتروفیک و هتروتروفیک جلبک‌ها ایجاد می‌شود که نتیجه آن تثبیت میزان COD و TOC در مقادیر عددی ۲۶۷ mg/l و ۲۰/۳۵ mg/l می‌باشد. نتایج حاصل به طریق مشابه در تحقیق صورت گرفته توسط Sachdev و Clesceri (۱۹۷۸) تأیید می‌گردد (Sachdev and Clesceri, 1978). راندمان کاهش COD و TOC در سیستم‌هایی که صرفاً از جلبک و یا باکتری جهت پالایش زیستی فاضلاب استفاده می‌کنند، به ترتیب در حدود ٪۲±۸۴/۴٪ (انحراف استاندارد ± میانگین) و ٪۱/۸±۸۸/۶٪ می‌باشد (Su *et al.*, 2012). حال آن‌که سیستم طراحی شده به خاطر استفاده هم‌زمان از جلبک و باکتری COD و TOC را به ترتیب با راندمانی در حدود ٪۹۵/۵۵ و ٪۹۲/۸۰ کاهش داد.

منابـع

Ashjaee, M., Roomina, M., Ghafouri-Azar, R. 1993. Estimating direct, diffuse, and global solar radiation for various cities in Iran by two methods and their comparison with the measured data. Solar Energy. 50(5): 441-446.

Balice, V., Carrieri, C., Cera, O. 1990. Caratteristiche analitiche delle acque di vegetazione. Rivista Italiana delle Sostanze Grasse. 67(1): 9-16.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

Cossu, R., Blakey, N., Cannas, P. 1993. Influence of codisposal of municipal solid waste and olive vegetation water on the anaerobic digestion of a sanitary landfill. Water Science & Technology. 27(2): 261-271.

Craggs, R.J., Adey, W.H., Jenson, K.R., St John, M.S., Green, F.B., Oswald, W.J. 1996. Phosphorus removal from wastewater using an algal turf scrubber. Water Science and Technology. 33(7): 191-198.

de-Bashan, L.E., Bashan, Y. 2010. Immobilized microalgae for removing pollutants: review of practical aspects. Bioresource Technology. 101(6): 1611-1627.

De Godos, I., González, C., Becares, E., García-Encina, P.A., Muñoz, R. 2009. Simultaneous nutrients and carbon removal during pretreated swine slurry degradation in a tubular biofilm photobioreactor. Applied Microbiology and Biotechnology. 82(1): 187-194.

de la Noüe, J., Laliberté, G., Proulx, D. 1992. Algae and waste water. Journal of Applied Phycology. 4(3): 247-254.

Eny, D.M. 1951. Respiration studies on Chlorella. II. Influence of various organic acids on gas exchange. Plant Physiology. 26(2): 268-289.

Fried, J. 1991. Nitrates and their control in the EEC aquatic environment. Nitrate Contamination. Springer. pp. 3-11.

Gleick, P.H. 1998. The world's water 1998-1999: the biennial report on freshwater resources. Island Press.

Hammouda, O., Gaber, A., Abdelraouf, N. 1995. Microalgae and wastewater treatment. Ecotoxicology and Environmental Safety. 31(3): 205-210.

Kesaano, M., Sims, R.C. 2014. Algal biofilm based technology for wastewater treatment. Algal Research. 5: 231-240.

Laliberte, G., Proulx, D., De Pauw, N. and De La Noue, J., 1994. Algal technology in waste water treatment. Chapt. 11. Algae and water pollution. LC Rai, JP Gaur & CJ Soeder (Eds). E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nagele u. Obermiller), Stuttgart, pp.283-302.

Langlais, C., Ondeo Degremont, 2005. Membrane filtration. U.S. Patent 6,974,544.

Mani Varnoosfaderani, A., Javanshir, A., Rafiee, G.R. 2014. Investigating the effect of BIODROF systems based on algae-bacterial biofilm for removing total Nitrogen, Phosphorus from domestic wastewater. Journal of Aquatic Ecology. 16(4): 17-29. (in Persian).

Mara, D., Pearson, H. 1986. Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. Biotechnology. 8: 177-206.

Metcahf, E., 2003. Wastewater engineering: treatment and reuse. McGrawHill, New York.

Munoz, R., Guieysse, B. 2006. Algal–bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: a review. Water Research. 40(15): 2799-2815.

Nations, U. 2010. Department of Economic and Social Affairs, Populations Division (2011). World Population Prospects. 170 p.

Prescott, G.W. 1984. How to know the freshwater algae. WC Brown. 210 p.

Sachdev, D.R., Clesceri, N.L. 1978. Effects of organic fractions from secondary effluent on *Selenastrum capicornutum* (Kutz). Journal of Water Pollution Control Federation. 14(3): 1810-1820.

Schumacher, G., Blume, T., Sekoulov, I. 2003. Bacteria reduction and nutrient removal in small wastewater treatment plants by an algal biofilm. Water Science & Technology. 47(11): 195-202.

Su, Y., Mennerich, A., Urban, B. 2012. Synergistic cooperation between wastewater-born algae and activated sludge for wastewater treatment: Influence of algae and sludge inoculation ratios. Bioresource Technology. 105: 67-73.

Wagner, M., Loy, A. 2002. Bacterial community composition and function in sewage treatment systems. Current Opinion in Biotechnology. 13(3): 218-227.

Wei, Q., Hu, Z., Li, G., Xiao, B., Sun, H., Tao, M. 2008. Removing nitrogen and phosphorus from simulated wastewater using algal biofilm technique. Frontiers of Environmental Science & Engineering in China. 2(4): 446-451.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]