مجله بوم شناسی آبزیان

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

بررسی عملکرد سیستم بیودراف مبتنی بر بیوفیلم جلبکی- باکتریایی در تصفیه بیولوژیک فاضلاب شهری

امیر مانی ورنوسفادرانی*، آرش جوانشیر خویی، غلامرضا رفیعی

گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۹۳/۰۵/۱۴
اصلاح: ۹۳/۰۹/۲۰
پذیرش: ۹۳/۰۹/۲۲

کلمات کلیدی:
بازیافت آب
بیودراف
بیوفیلم جلبکی
تصفیه فاضلاب
جذب زیستی

چکیده

با افزایش جمعیت کره زمین، ورود آلاینده ها به منابع آبی افزایش یافته و سبب محدود شدن منابع آب قابل استفاده برای انسان شده است. محدودیت دسترسی به منابع آب شیرین به ویژه در خاورمیانه که دارای اقلیمی خشک و نیمه خشک است، اهمیت توجه به بازیافت آب را در این منطقه دو چندان می‌کند. مشکل عمده بسیاری از سیستم‌های تصفیه فاضلاب متداول، محتوای بالای نیتروژن و فسفر پساب خروجی آن‌ها است که قابلیت استفاده مجدد پساب را تحت تأثیر قرار می‌دهد. راه کاری که امروزه در این زمینه مورد توجه قرار گرفته است جذب زیستی این مواد از فاضلاب است. در این پژوهش بررسی عملکرد یک سیستم بیودراف که برای اولین بار بیوفیلم جلبکی به هسته باکتریایی آن اضافه شده، در جذب زیستی نیتروژن و فسفر از پساب شهری مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج حاکی از جذب بالاتر آمونیاک، نیترات، نیتریت و فسفات نسبت به سیستم‌های مشابه بود. راندمان جذب موارد ذکر شده در سیستم به ترتیب ٪۹۷/۰۲، ٪۹۷/۵، ٪۹۸/۸۶ و ٪۹۶/۲۹ از غلظت اولیه این مواد 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

در عصر حاضر یکی از نگرانی‌های بزرگ جوامع انسانی، مشکلات ناشی از آلودگی منابع آب است. در این بین اهمیت استراتژیک آب شیرین بیش از پیش مورد توجه قرار دارد. به گونه‌ای که امروزه موضوع مورد بررسی بسیاری از مجلات علمی، اجتماعی و حتی سیاسی را به خود اختصاص می‌دهد (Abdel-Raouf *et al.*, 2012). آلودگی عارضه‌ایی است انسان ساخت. آلاینده‌ها ممکن است از مواد طبیعی و یا مواد سنتز شده توسط انسان (Xenobiotic) نشأت گیرند. به طور کلی هرگونه تجمع بیش از حد استاندارد از مواد با منشأ طبیعی و یا مواد سنتز شده توسط انسان در طبیعت، تحت عنوان آلودگی شناخته می‌شود (Mouchet, 1986). تخلیه فاضلاب‌های شهری، صنعتی و دامداری تصفیه نشده، زه آب سیستم‌های کشاورزی و خروجی سیستم‌های تصفیه فاضلاب شهری مرسوم، به آب‌راه‌ها و پهنه‌های آبی عوامل اصلی آلوده کننده منابع آبی به خصوص آب‌های شیرین در طول دهه‌های اخیر بوده‌اند (Park *et al.*, 2010). ورود این منابع به پهنه‌های آبی از یک سو باعث تشدید پدیده‌هایی چون شکوفایی جلبکی و به دنبال آن برهم خوردن تعادل اکولوژیک پهنه‌های آبی و از سوی دیگر باعث کاهش کیفیت آب می‌گردد. افزایش وقوع شکوفایی جلبکی در پهنه‌های آبی، در پی افزایش میزان فرم‌های قابل جذب از فسفر و نیتروژن صورت

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

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-12-17]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.4.4.2.6]

می‌گیرد. همچنین ورود منابع آلاینده به پهنه‌های آبی شیرین، سبب محدود شدن دسترسی به منابع آب قابل استفاده برای انسان می‌گردد. محدودیت دسترسی به منابع آب شیرین در خاورمیانه و شمال آفریقا کاملاً مشهود است. کشورهای این مناطق دارای اقلیمی خشک یا نیمه خشک هستند. میزان بارش در این مناطق بسیار کم و معمولاً دارای دوره فصلی با توزیع نامنظم است. همچنین نیاز به آب در کشورهای خشک و نیمه خشک رشد فزآینده‌ای دارد. جمعیت این کشورها در طی ۳۰ سال اخیر بیش از دو برابر شده و میزان آب در دسترس برای هر نفر به شدت کاهش یافته است (Abdel-Raouf *et al.*, 2012). از این رو در این کشورها که نام ایران هم در بین آنها مشاهده می‌شود توجه به توسعه تکنولوژی تصفیه فاضلاب و بازیابی منابع موجود در آن از قبیل آب شیرین، فسفر، نیتروژن و.... بیش از سایر کشورهای جهان ضرورت دارد (Pittman *et al.*, 2011). حذف فسفر و نیتروژن موجود در آب خروجی سیستم‌های تصفیه فاضلاب به روش‌های مختلف شیمیایی و زیستی صورت می‌گیرد. روش‌های شیمیایی علاوه بر هزینه زیاد از نظر زیست محیطی ایمن نبوده و موجب آلودگی ثانویه لجن حاصل در کولاب‌های تصفیه می‌گردد. علاوه بر این مشکلاتی در رابطه با دفع ایمن لجن آلوده وجود دارد (Hoffmann, 1998). روش‌های زیستی مرسوم به سه گروه عمده شامل: سیستم‌هایی که بر اساس فعالیت باکتری‌ها طراحی شده اند، سیستم‌هایی که بر اساس رشد جلبک‌های میکروسکوپی استواراند و سیستم‌هایی که از ترکیب این دو روش استفاده می‌کنند تقسیم می‌شوند. عملکرد سیستم‌هایی که بر اساس فعالیت باکتری‌ها طراحی شده اند، بر مبنای فرآیندهای نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون انجام شده به وسیله باکتری‌ها صورت می‌گیرد. در این روش محتوای نیتروژنی موجود در فاضلاب نهایتاً به صورت مولکول‌های ازت وارد هوا می‌گردد. تصفیه فاضلاب با استفاده از ریز جلبک‌ها از نظر زیست محیطی دیدگاهی بی‌خطر در راستای حذف نیتروژن و فسفر محسوب شده و نسبت به سایر روش‌های موجود کم هزینه‌تر است. سیستم‌هایی که از ترکیبی از باکتری و جلبک استفاده می‌کنند، محتوای نیتروژنی موجود در فاضلاب را به ترکیبات نیتروژن‌دار مفید در زی‌توده جلبکی تبدیل کرده و همچنین فاکتورهایی چون کدورت و رنگ آب را بهبود می‌بخشند (Kesaano and Sims, 2014). بیش از پنجاه سال است که از ریز جلبک‌ها در تصفیه فاضلاب استفاده می‌شود. سیستم‌های ابتدایی نظیر استخرهای بزرگ و استخرهایی با جریان سریع آب (High rate ponds)، سلول‌های جلبکی را به صورت غوطه‌ور در ستون آب قرار می‌دادند. مشکل بزرگ این سیستم ها هزینه زیاد جداسازی سلول‌های جلبکی از آب تصفیه شده بود (Malik *et al.*, 2002). از این‌رو اهمیت طرح روش‌هایی جهت جلوگیری از غوطه‌وری سلول‌های جلبکی در بدنه فاضلاب جهت برداشت هرچه آسان‌تر بیومس تولید شده مطرح شد (Chevalier and De la Noüe, 1985). در این راستا روش‌های مختلفی چون بی‌حرکت سازی جلبک‌ها با استفاده از ماتریکس-های پلی‌مری، بی‌حرکت سازی مکانیکی و شیمیایی جلبک‌ها، استفاده از غشاهای نیمه تراوا و استفاده از بیوفیلم جلبکی طراحی و اجرا شده است. کلیه روش‌های بی‌حرکت سازی جلبک‌ها دارای فرآیندی پیچیده و هزینه زیاد بوده و علی رغم کارایی مناسب در سطح آزمایشگاهی، دارای عملکرد ضعیفی در سطح صنعتی می‌باشند (de-Bashan andBashan, 2010). استفاده از بیو فیلم جلبکی- باکتریایی 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). بیودراف نوعی سیستم تصفیه بیولوژیک فاضلاب است. این نوع از سیستم معمولاً در مراحل نهایی تصفیه و یا در فاضلاب‌های بسیار رقیق جهت حذف محتوای نیتروژن و مواد جامد معلق (Suspended solids) مورد استفاده قرار می گیرد. در این نوع از سیستم ریزش فاضلاب از تعدادی تراف بر روی 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، در حذف محتوای نیتروژن و فسفر از بدنه فاضلاب خام شهری می‌پردازد.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-12-17]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.4.4.2.6]

مواد و روش‌ها

ساختمان سیستم طراحی شده

سیستمی با ابعاد ۴۰× (ارتفاع)۵۰×۱۲۰ سانتی متر با گنجایش ۱۴۰ لیتر 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. 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 تشکیل شده بود. این نوع از مدیا رشته‌ای شکل با ابعاد ۴×۲۹۰ میلی-متر و دارای ضخامتی در حدود ۰/۱ میلی‌متر می باشد، سطح مؤثر 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) . در نهایت 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 رو به روی سیستم طراحی شده

راه اندازی سیستم

نمونه فاضلاب و بیوفیلم جلبکی- باکتریایی از محل یک دامداری واقع در هشت گرد کرج تهیه گردید. پس از انتقال نمونه ها به آزمایشگاه، بستر مورد استفاده در سیستم با استفاده از بیوفیلم جلبکی- باکتریایی تهیه شده از محل نمونه‌برداری شارژ گردید. شناسایی گونه‌های غالب جلبکی موجود در بیوفیلم جلبکی- باکتریایی با استفاده از کلید شناسایی ارائه شده توسط Prescott صورت گرفت (Prescott, 1970). گونه‌های جلبکی غالب موجود در بیوفیلم فرآهم شده به ترتیب فراوانی شامل: *Anabaena doliolum*، *Chlorella vulgaris*، *Chlamydomonas reinhardtii* و *Palmellopsis gelatinosa* بودند. همچنین

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-12-17]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.4.4.2.6]

گونه‌های باکتریایی غالب موجود در بیوفیلم جلبکی- باکتریایی بر اساس روش ارائه شده توسط Wagner and Loy (۲۰۰۲)، شناسایی شد. گونه‌های باکتریایی غالب مشاهده شده بر اساس فراوانی، شامل: *Nitrosomonas europaea*، *Nitrosospira cluster*، *Nitrosomonas eutropha lineage*، *Acinetobacter baumannii*، *Acinetobacter tandoii* و *Klebsiella pneumonia* بود. در این فرآیند معادل ۶۰ گرم وزن خشک بیوفیلم جلبکی- باکتریایی به صورت یک سوسپانسیون به بستر مورد نظر اضافه شد. پس از شارژ اولیه مدیا، به هر لیتر از آب ۰/۱ گرم تیوسولفات آمونیوم و ۰/۰۵گرم 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 فیزیکی و شیمیایی فاضلاب

طی یک دوره ده روزه پس از افزودن فاضلاب به سیستم pH، TDS، TSS، EC و دما به صورت روزانه و COD، آمونیاک، سختی، فسفات، نیترات و نیتریت هر سه روز یک بار انداره گیری شد. pH، TDS، EC و دما با استفاده از دستگاه مولتی متر مدل CyberScan-3000 ساخت شرکت Eutech سنگاپور و آمونیاک، سختی، فسفات، نیترات و نیتریت با استفاده از دستگاه فتومتر مدل 7100 ساخت شرکت Palintest انگلستان اندازه‌گیری شد. دمای سیستم در طول دوره آزمایش روزانه دو بار با فواصل ۱۲ ساعت اندازه‌گیری شد. در طول این دوره میانگین دمای سیستم ۲۶ درجه سانتی‌گراد بود.

محاسبات هیدرولیک فاضلاب

زمان ماند هیدرولیک عبارت از حجم فاضلاب موجود در یک سیستم نسبت به جریان فاضلاب ورودی به آن سیستم می‌باشد (Mara and Pearson, 1986). در مطالعه‌ای که توسط Munoz and Guieysse (2006) صورت گرفت زمان‌های ماند هیدرولیک کمتر از ۵۴ دقیقه جهت پالایش زیستی فاضلاب از محتوای کربنی و مواد محلول موجود در فاضلاب توصیه گردید (Munoz andGuieysse, 2006). بر این مبنا در این تحقیق بر اساس خصوصیات ساختاری سیستم و مدت زمان آزمایش، زمان ماند هیدرولیک فاضلاب در سیستم معادل ۴۸ دقیقه در نظر گرفته شد. بر این اساس دبی پمپ آب به کار گرفته شده با استفاده از فرمول ذیل محاسبه گردید.

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

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

نتایــج

نتایج آزمایش به طور خلاصه در جداول شماره ۱و۲ آورده شده است.

روند تغییرات pH، TDS **و** EC

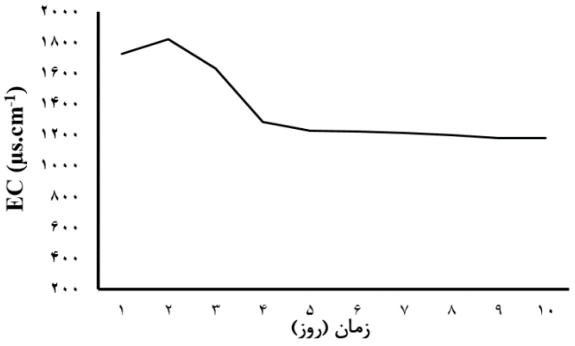
روند تغییرات pH در طول دوره آزمایش در شکل شماره ۲ قابل مشاهده است. همانطور که در نمودار مشاهده می‌شود pH طی روزهای اول تا چهارم از ۷/۹۷ به ۷/۲۳ کاهش یافته و از روز چهارم تا نهم به ۸/۸۳ افزایش می‌یابد. طی روزهای نهم و دهم pH در عدد ۸/۸۳ ثابت بود. TDS نیز طی روز اول از ۸۶۲ ppm به ۹۰۸ ppm افزایش و پس از آن تا روز دهم به ۴۰۱ ppm کاهش یافت. روند تغییرات EC در شکل شماره ۳ مشاهده می‌شود. بر این اساس EC طی روز اول از ۱۷۲۸µs به ۱۸۱۹ µs افزایش و پس از آن از روز دوم تا پایان روز چهارم از ۱۷۲۸ µs به ۱۲۸۵ µs کاهش یافت. پس از روز چهارم روند کاهش EC بسیار کند و سر انجام متوقف شد، به گونه‌ای که در پایان روز نهم به ۱۱۸۰ رسید و پس از آن ثابت ماند (جدول ۱).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-12-17]

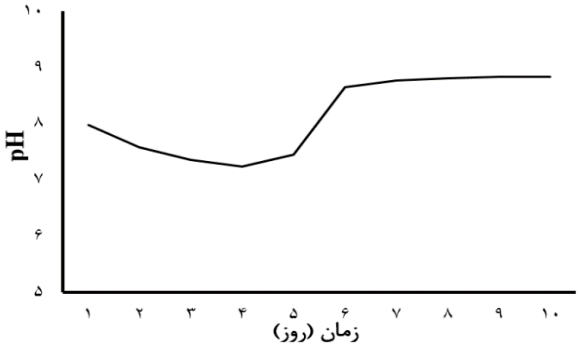
[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.4.4.2.6]

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

زمان (روز)	TDS (mg/l)	pH	EC (µs)
۱	۸۶۲	۷/۹۷	۱۷۲۸
۲	۹۰۸	۷/۵۸	۱۸۱۹
۳	۸۴۹	۷/۳۶	۱۶۳۱
۴	۷۶۳	۷/۲۳	۱۲۸۵
۵	۶۴۳	۷/۴۵	۱۲۳۰
۶	۵۲۷	۸/۶۴	۱۲۲۳
۷	۴۳۷	۸/۷۷	۱۲۱۵
۸	۴۱۵	۸/۸۰	۱۲۰۰
۹	۴۰۸	۸/۸۳	۱۱۸۰
۱۰	۴۰۱	۸/۸۳	۱۱۸۰
راندمان جذب (درصد)	۴۶/۶۳	----------	۳۱/۷۱



شکل ۲. روند تغییرات pH در طول دوران آزمایش



شکل ۳. روند تغییرات EC در طول دوران آزمایش

روند تغییرات آمونیاک، نیترات، نیتریت، سختی، فسفات و کربن کل

آمونیاک در طی دوره ده روزه آزمایش از ۲/۳۷ ppm به ۰/۰۷ ppm کاهش یافت. راندمان کاهش آمونیاک در طول این دوره ۹۷/۰۲ درصد بود (جدول ۲). روند تغییرات نیترات در شکل شماره ۴ قابل مشاهده است. طی این دوره نیترات با راندمان جذب ۹۷/۵ ٪ از ۱۶۸/۴ ppm به ۴/۲۱ ppm کاهش یافت. همچنین نیتریت با راندمان جذب ۹۸/۸۶٪ از ۱۵ ppm به

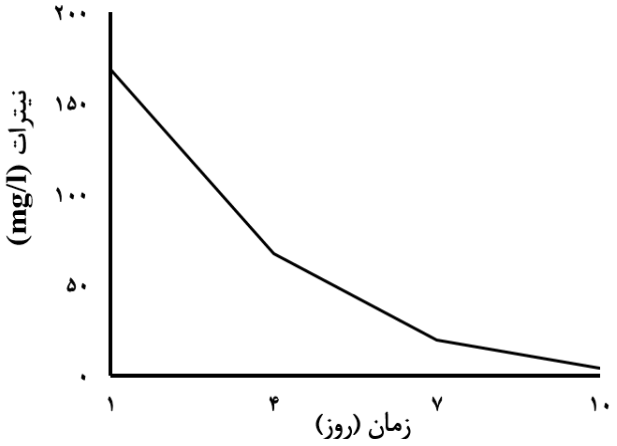
[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-12-17]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.4.4.2.6]

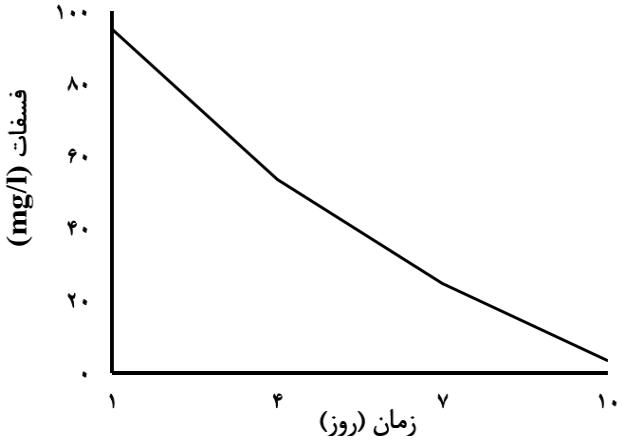
۰/۱۷ppmکاهش یافت. سختی کل نیز، با یک روند تقریباً ثابت از mgCaco3/l ۸۰۰ به mgCaco3/l ۵۷۱ کاهش یافت (جدول ۲). راندمان جذب سختی کل طی این دوره ۲۸/۶۲٪ بود. روند تغییرات فسفات در شکل شماره ۵ قابل مشاهده است. طی این دوره فسفات با راندمان جذب ۹۸/۸۴٪ از غلظت ppm ۳۰۶ به ۳/۵۲ppm کاهش یافت.

جدول ۲. روند تغییر آمونیاک، سختی، فسفات، نیترات و نیتریت در طول دوره آزمایش

زمان (روز)	NH3-H (mg/l)	سختی (mgCaco3/l)	(mg/l) Po4	Na-No3 (mg/l)	Na-No2 (mg/l)
۱	۲/۳۵	۸۰۰	۹۵	۱۶۸/۴	۱۵
۴	۱/۳۳	۶۵۰	۵۸/۵	۶۷/۳۶	۰/۳۶
۷	۰/۶۷	۶۰۰	۲۷/۶	۱۹/۸۶	۰/۲۷
۱۰	۰/۰۷	۵۷۱	۳/۵۲	۴/۲۱	۰/۱۷
راندمان جذب (درصد)	۹۷/۰۲	۲۸/۶۲	۹۶/۲۹	۹۷/۵۰	۹۸/۸۶



شکل ۴. روند تغییر غلظت نیترات در طول دوره آزمایش



شکل ۵. روند تغییر غلظت فسفات در طول دوره آزمایش

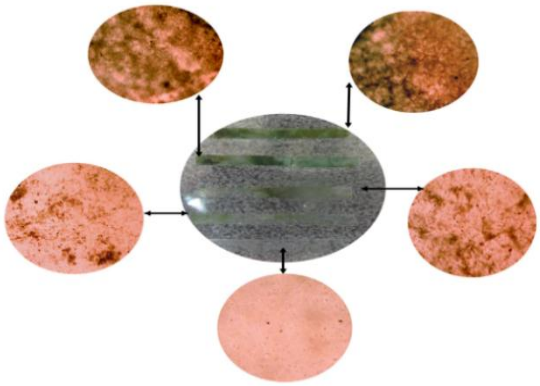
[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-12-17]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.4.4.2.6]

کیفیت ظاهری آب تصفیه شده

به منظور بررسی وضعیت ظاهری آب طی دوره پالایش هر دو روز یک بار، یک نمونه آب به حجم ۱۰۰ میلی لیتر از سیستم برداشت شد. نمونه ها در پایان دوره جهت مقایسه کیفی رنگ به لوله‌های آزمایش همسان منتقل شد. شکل شماره ۶ بیان‌گر روند تغییر کیفی رنگ آب در طول دوره پالایش است. همزمان با برداشت نمونه آب، از بستر رشد بیوفیلم جلبکی نیز نمونه‌برداری شد. روند رشد بیوفیلم جلبکی بر سطح مدیا در شکل شماره ۷ قابل مشاهده است.

شکل ۶. روند تغییر رنگ پساب در طول دوره آزمایش



شکل ۷. روند رشد بیوفیلم جلبکی طی دوره پالایش

بحث

pH

تغییرات pH در این گونه سیستم‌ها تحت تأثیر فتوسنتز و تنفس بیوفیلم جلبکی- باکتریایی است. فتوسنتز جلبکی با مصرف محتوای CO2 آب، سبب افزایش pH و تنفس جلبکی- باکتریایی سبب کاهش pH می‌شود. مقادیر بالای pH در رآکتورهای زیستی جذب سالیسیلات توسط جلبک مشاهده شده است (Munoz and Guieysse, 2006). مقادیر بالای pH (بالاتر از ۹) در سیستم‌های جلبکی از یک سو باعث سرکوب عوامل پاتوژن 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 ۹ 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 چهار روز اول آزمایش pH از مقدار ۷/۹۷ به ۷/۲۳ کاهش یافت. در ادامه با توسعه رشد بیوفیلم جلبکی pH تا سر حد ۸/۸۳، در روز نهم افزایش یافت، پس از آن با به تعادل رسیدن فعالیت جلبک- باکتری تغییری در مقدار pH مشاهده نشد. همچنین روند افزایشی pH در طی دوره و ثبات آن در مقادیر نزدیک به ۹ سبب شد تا در طی دوره هیچ گونه عامل پاتوژن در قسمت‌های مختلف سیستم مشاهده نشود.

TDS

بر اساس مقررات بین‌المللی آب و دفع پساب، انواع آب و پساب براساس میزان TDS به پنج دسته تقسیم می‌شوند. آبهایی با TDS کمتر از ۱۰۰ mg/l که جزو آبهای بسیار تمیز محسوب می‌شوند. آبهایی با TDS کمتر از ۵۰۰ mg/l که دارای کیفیتی معمول هستند، آبهای با TDS کمتر از ۱۵۰۰ mg/l که به گروه آبهای با وضعیت سبز موسوم اند، گروه آبهای با وضعیت زرد با TDS کمتر از ۲۰۰۰ mg/l و در نهایت گروه آبهای با وضعیت قرمز با TDS بیشتر از ۲۰۰۰ mg/l (Dalu and Ndamba,

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-12-17]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.4.4.2.6]

2003). براساس نتایج حاصل از این تحقیق، سیستم طراحی شده، آبی با درجه کیفی ۳ از نظر میزان مواد جامد محلول را دریافت و خروجی با درجه کیفی ۲ (دسته نرمال) ارائه می‌کند.

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 (Water Research Commission, 1998). از این رو پایش روند تغییرات هدایت الکتریکی توده فاضلاب طی فرآیند 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 (WHO, 1979).

آمونیاک، نیترات، نیتریت

حذف محتوای نیتروژنی فاضلاب، در سیستم طراحی شده از سه مسیر مختلف صورت می‌گیرد. مسیر اصلی، جذب مستقیم NH4+-N توسط جلبک‌ها می باشد. مسیر دوم تبخیر NH3-N از فاضلاب و مسیر سوم تبدیل نیترات موجود در فاضلاب به نیتروژن مولکولی توسط باکتری‌ها و خروج آن به صورت گاز است. در pHهایی حدود ۹ سهمی از محتوای نیتروژنی که مستقیماً توسط جلبک‌ها جذب می‌شود در حدود ۶۳/۸۱٪ ، سهم تبخیر مستقیم و عملکرد باکتریایی نیز به ترتیب در حدود ۳۲/۰۶٪ و ۴/۱۳٪ از کل محتوای نیتروژن حذف شده است (Wei *et al.*, 2008). با توجه به این که بیشینه جذب فرم‌های مختلف نیتروژن از جمله نیترات در این آزمایش در pH حدود ۷/۵ صورت گرفته است، می‌توان دریافت سهم ناچیزی از نیتروژن به وسیله تبخیر از فاضلاب خارج شده و سهم عمده محتوای نیتروژنی در اثر فعالیت جلبکی- باکتریایی از بدنه فاضلاب خارج شده است. براساس تحقیق صورت گرفته توسط De Godos و همکاران (2009) حداکثر راندمان جذب نیتروژن توسط سیستم‌های جلبکی در حدود ۹۱٪ از کل محتوای نیتروژن موجود در فاضلاب است (De Godos *et al.*, 2009). حال آنکه سیستم طراحی شده در این تحقیق به دلیل عملکرد همزمان جلبک و باکتری درحدود ۹۷٪ از فرم‌های مختلف نیتروژن را از بدنه فاضلاب حذف کرده است.

فسفات

فسفات یکی از عناصر مغذی مورد نیاز جهت رشد جلبک‌ها است. در سیستم‌های تصفیه زیستی، حذف فسفر از فاضلاب به واسطه جذب مستقیم فسفات توسط بیوفیلم جلبکی- باکتریایی و همچنین رسوب فسفر به همراه کاتیون‌های دو ظرفیتی چون کلسیم و منیزیم صورت می‌گیرد (Cromar *et al.*, 1996). راندمان حذف فسفر در سیستم‌هایی که صرفاً از جلبک و یا باکتری جهت پالایش زیستی فاضلاب استفاده می‌کنند، به ترتیب در حدود ۲٪±۵۴/۴٪ (انحراف استاندارد ± میانگین) و ۱/۸٪±۱۰/۶٪ می‌باشد (Su *et al.*, 2012). بیشینه حذف غیرزیستی فسفر از طریق رسوب در pH های ۹ تا ۱۱ صورت می‌گیرد (Nurdogan and Oswald, 1995). با توجه به این که بیشینه جذب فسفات در این آزمایش در pH حدود ۷/۵ صورت گرفته است، می‌توان دریافت عملکرد بیوفیلم جلبکی- باکتریایی عامل اصلی جذب این ماده از محتوای فاضلاب بوده است. تأمین CO_2 مورد نیاز بیوفیلم جلبکی از طریق هوادهی و تنفس باکتریایی عامل اصلی راندمان بالای جذب فسفات در این سیستم نسبت به سیستم‌هایی است که صرفاً از جلبک و یا باکتری جهت پالایش زیستی فاضلاب استفاده می‌کنند (Su *et al.*, 2012).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-12-17]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.4.4.2.6]

همچنین شباهت الگوی تغییرات نیترات و فسفات (شکل های ۴و۵) نشان دهنده جذب محتوای فسفات توسط بیوفیلم جلبکی- باکتریایی است.

سختی کل

سختی کل طی فرآیند نیتریفیکاسیون محتوای نیتروژنی، توسط باکتری‌های شوره گذار مورد استفاده قرار می‌گیرد. تبدیل هر واحد آمونیاک به نیترات در این فرآیند ۷/۱ واحد سختی را مورد استفاده قرار می‌دهد. در ادامه طی فرآیند تبدیل نیترات به نیتروژن مولکولی در برابر هر واحد نیترات مصرفی، ۳/۶ واحد سختی توسط باکتری‌های شوره زدا آزاد می‌شود (Grabínska-Łoniewska, 1991). بر این اساس می‌توان دریافت یک رابطه تقریباً خطی بین روند تغییرات نیتروژن کل یا نیترات و سختی وجود خواهد داشت. رابطه ذکر شده کاملاً توجیه کننده روند یکسان تغییرات سختی و نیترات در این بررسی است. راندمان جذب زیستی سختی کل در این بررسی ٪۲۸/۶۲ بود که نسبت به کاهش پنجاه درصدی سختی در تحقیق صورت گرفته توسط Gupta and Gupta (1999) به مراتب کمتر است. عملکرد ضعیف سیستم در حذف سختی کل از بدنه فاضلاب را می‌توان به نسبت پایین نیتروژن به سختی در پساب ورودی نسبت داد؛ زیرا با حذف هر واحد آمونیاک از بدنه فاضلاب ۳/۵ واحد سختی مورد استفاده قرار می‌گیرد. در نتیجه کمبود محتوای نیتروژنی در بدنه فاضلاب به عنوان عامل محدود کننده در جذب سختی توسط زی توده باکتریایی عمل خواهد کرد (Gupta and Gupta, 1999).

در مجموع استفاده از بیوفیلم جلبکی، از جمله فناوری‌های پیشرفته و نوظهور در عرصه تصفیه فاضلاب است. با این وجود در سراسر جهان و به خصوص ایران تحقیقات در این زمینه همچنان دارای مقیاس آزمایشگاهی هستند. بررسی عملکرد سیستم طراحی شده بیان‌گر حذف مؤثر آمونیاک، نیترات، نیتریت و فسفات از فاضلاب شهری بود. راندمان حذف آمونیاک، نیترات، نیتریت و فسفات به ترتیب برابر ٪۹۷/۰۲، ٪۹۷/۵، ٪۹۸/۸۶ و ٪۹۶/۲۹ از محتوای اولیه بود. راندمان سیستم طراحی شده در حذف عناصر مغذی فوق الذکر دارای برتری مطلق نسبت به سیستم‌های مشابه بوده و خروجی سیستم دارای استاندارد کیفی درجه A جهت استفاده مجدد در امور کشاورزی و صنعتی می‌باشد (Xiaoyan, 2005).

منابـع

Abdel-Raouf, N., Al-Homaidan, A., Ibraheem, I. 2012. Microalgae and wastewater treatment. Saudi Journal of Biological Sciences. 19(3): 257-275.

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: 441-446.

Chevalier, P., De la Noüe, J. 1985. "Efficiency of immobilized hyperconcentrated algae for ammonium and orthopHospHate removal from wastewaters". Biotechnology Letters. 7(6): 395-400.

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.

Cromar, N., Fallowfield, H.J., Martin, N. 1996. Influence of environmental parameters on biomass production and nutrient removal in a high rate algal pond operated by continuous culture. Water Science and Technology. 34(11): 133-140.

Dalu, J., Ndamba, J. 2003. Duckweed based wastewater stabilization ponds for wastewater treatment (a low cost technology for small urban areas in Zimbabwe). Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C. 28(20): 1147-1160.

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.

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

Grabínska-Łoniewska, A. 1991. Denitrification unit biocenosis. Water Research. 25(1): 1565-1573.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-12-17]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.4.4.2.6]

Gupta, A., Gupta, S. 1999. Simultaneous carbon and nitrogen removal in a mixed culture aerobic RBC biofilm. Water Research. 33(2): 555-561.

Hoffmann, J.P. 1998. Wastewater treatment with suspended and nonsuspended algae. Journal of Phycology. 34(5): 757-763.

Kesaano, M., Sims, R.C. 2014. Algal biofilm based technology for wastewater treatment. Algal Research. 5(1): 231-240.

Laliberte, G., Proulx, D., De Pauw, N., De La Noue, J. 1994. Algal technology in waste water treatment. In: Rai, L.C., Gaur, J.P., Soeder, C.J. (eds.), Algae and Water Pollution. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nagele u. Obermiller), Stuttgart. pp. 283-302.

Langlais, C. 2005. Membrane filtration. Google Patents.

Malik, D., Strelko Jr, V., Streat, M., Puziy, A. 2002. Characterisation of novel modified active carbons and marine algal biomass for the selective adsorption of lead. Water Research. 36: 1527-1538.

Mara, D., Pearson, H. 1986. Artificial freshwater environment: waste stabilization ponds. Biotechnology. 8(6): 177-206.

Mouchet, P. 1986. Algae reactions to mineral and organic micropollutants, ecological consequences and possibilities of industrial-scale application: a review. Water Research. 20(4): 399-412.

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

Nurdogan, Y., Oswald, W.J. 1995. Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. Water Science and Technology. 31(12): 33-43.

Park, J., Jin, H.F., Lim, B.R., Park, K.Y., Lee, K. 2010. Ammonia removal from anaerobic digestion effluent of livestock waste using green alga: *Scenedesmus* sp. Bioresource Technology. 101(22): 8649-8657.

Pittman, J.K., Dean, A.P., Osundeko, O. 2011. The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. Bioresource Technology. 102(1): 17-25.

Prescott, G.W. 1970. How to know the freshwater algae. Brown company Publishers Dubuque Iowa. 564 p.

Water Research Commission. 1998. Quality of Domestic Water Supplies, Volume 1: Assessment Guide. Pretoria. WRC Report No: TT, 101, 98

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(1): 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.

WHO. 1979. Sodium Chlorides and Conductivity in Drinking Waters. World Health Organization, Copenhagen.

Xiaoyan, W. 2005. Diffuse pollution from livestock production in China. Chinese Journal of Geochemistry. 24(2): 189-193.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-12-17]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1394.4.4.2.6]