فصلنامه علمی ـ پژوهشی دورهٔ ۵، شمارهٔ ۲، تابستان ۱۳۹۵، صفحه ۱- ۱۵

ارزیابی عملکرد بیوفیلترهای با بستر کاه جو، پوشال چوب، اسفنج و لوله‌های مشبک پی‌وی‌سی در سیستم مدار بسته پرورش کپور معمولی

عبدالجبار ایرانی[1*]، عبدالمجید حاجی مرادلو[2]، ناصر آق[3]، رسول قربانی[4]

۱- دانشجوی دکتری، گروه شیلات، دانشکده شیلات و محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان
۲- استاد، گروه شیلات، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان
۳- دانشیار، پژوهشکده مطالعات دریاچه ارومیه، دانشگاه ارومیه، ارومیه
٤- دانشیار، گروه شیلات، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان

دریافت: ۹٤/۰٦/۲۲ پذیرش: ۹۵/۰۳/۲۹
*نویسنده مسئول مقاله: j_irani55@yahoo.com

چکیده:

عملکرد بیوفیلترهای کاه جو، پوشال چوب و اسفنج (به‌عنوان بسترهای ارزان قیمت و در دسترس) و لوله‌های مشبک پی‌وی‌سی در سیستم‌های مدار بسته پرورش کپور معمولی مقایسه گردید. برای اجرای این تحقیق، ۱۲ سیستم مدار بسته آزمایشی طراحی و در هر کدام ۵۰ قطعه بچه ماهی کپور ٤/۸ گرمی ذخیره سازی گردید. پس از سپری شدن دوره فعال‌سازی یک ماهه، عملکرد بیوفیلترها و کارایی حذف پسماندهای نیتروژن معدنی و مواد جامد، همچنین شاخص‌های رشد ماهی بررسی شد. نتایج نشان داد که بیوفیلترهای با بستر اسفنج نسبت به سایر بیوفیلترها عملکرد بهتری داشت. بیوفیلترهای با بستر کاه جو و پوشال چوب نیز کارایی حذف پسماند قابل قبولی نشان دادند، در صورتی‌که بیوفیلترهای با بستر لوله‌های مشبک پی‌وی‌سی عملکرد ضعیف‌تری داشتند. ماهی در سیستم‌های دارای بیوفیلتر کاه جو در مقایسه با سایر تیمارها و حتی نسبت به سیستم جریان باز دارای شاخص‌های رشد و تغذیه‌ای بهتری بود. بنابراین، کاه جو، پوشال چوب و اسفنج به خاطر ارزان بودن، در دسترس بودن، داشتن منطقه سطح ویژه نسبتاً زیاد و عملکرد قابل قبول در حذف پسماندها می‌توانند در سیستم‌های مدار بسته و نیمه مدار بسته پرورش آبزیان، به‌عنوان بستر بیوفیلتر مورد استفاده قرار گیرند.

کلید واژگان: سیستم مدار بسته، بیوفیلتر، حذف پسماند، کپور معمولی

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2024-04-27]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1395.5.2.3.0]

مقدمه

در سال‌های اخیر، سیستم‌های مدار بسته به‌دلیل داشتن ویژگی‌های منحصر به‌فردی از قبیل: صرفه‌جویی در مصرف آب و زمین، مدیریت بهتر مواد دفعی و مغذی، مدیریت بهتر بهداشت و بیماری‌ها، عدم وابستگی به منابع آبی و امکان تولید انواع آبزیان در مجاورت بازار مصرف، به‌سرعت در حال گسترش بوده‌اند. ولی با وجود داشتن ویژگی‌های مناسب و افزایش به‌کارگیری این فناوری در کشورهای مختلف (Martins et al., 2010)، هنوز میزان تولیدات حاصل از سیستم‌های مدار بسته در مقایسه با پرورش در قفس، سیستم‌های جریان باز و استخرهای پرورشی، بسیار اندک است. یکی از دلایل استقبال کم سیستم‌های مدار بسته، بالا بودن سرمایه‌گذاری اولیه آن است (Schneider et al., 2006). بنابراین برای اقتصادی کردن این سیستم‌ها، بخش‌های مختلف آنها باید به گونه‌ای طراحی شوند که با حداقل هزینه، کارایی مناسبی داشته باشد.

بیوفیلتر یکی از مهم‌ترین و کلیدی‌ترین قسمت‌های سیستم‌های مدار بسته به‌شمار می‌آید که معمولاً از سه بخش راکتور، بستر رشد باکتری و بیوفیلم باکتریایی تشکیل می‌شود. راکتور، محفظه‌ای است که بسترهایی از جنس‌های مختلف را نگهداری می‌کند. این بسترها به گونه‌ای انتخاب می‌شوند که حداکثر سطح را برای رشد باکتری‌ها و تشکیل بیوفیلم فراهم کنند (Gutierrez-Wing and Malone, 2006). انواع مختلفی از بسترهای بیوفیلتر به‌صورت تجاری عرضه شده است که از جمله آنها می‌توان به بسترهایی از جنس سنگ، صدف، شن، سفال مشبک و پلاستیک اشاره کرد که به‌عنوان بستر رشد باکتری‌ها و تشکیل بیوفیلم استفاده می‌شوند (Malone and Pfeiffer, 2006). انتخاب نوع بیوفیلتر، میزان سرمایه‌گذاری و هزینه اجرایی را در سیستم‌های مدار بسته تحت تأثیر قرار می‌دهد. از طرف دیگر، کیفیت آب و کارایی تصفیه آب کاملاً به نوع بیوفیلتر وابسته است (Summerfelt, 2006). یک بیوفیلتر مناسب، تمام آمونیاک تولید شده در سیستم را حذف می‌کند، باعث تجمع نیتریت نمی‌شود، شرایط را برای تولید جوامع بزرگی از باکتری‌های نیتریفایر فراهم می‌کند، ارزان قیمت است و به‌کارگیری و نگهداری آن راحت می‌باشد. متأسفانه هیچ‌کدام از بیوفیلترها همه ویژگی‌های فوق را ندارند و هر کدام از انواع بیوفیلترها دارای مزایا و معایب مخصوص به خود می‌باشند (Michuad et al., 2006). برای اینکه یک بستر بتواند کارایی لازم را در سیستم مدار بسته داشته باشد، باید منطقه سطح ویژه بالا و تخلخل مناسبی داشته باشد. منطقه سطح ویژه اهمیت زیادی دارد، زیرا میزان رشد باکتری‌ها، فعالیت نیتریفیکاسیون و نرخ حذف آمونیاک و همچنین حجم کلی بیوفیلتر کاملاً به آن بستگی دارد. مقدار تخلخل بستر، در برقراری جریان مناسب آب در سیستم و در انتقال مواد مغذی به بیوفیلم نقش حیاتی ایفا می‌کند.

مطالعات زیادی روی تصفیه آب شرب، پساب‌های ساکن و پساب‌های کشاورزی با استفاده از تولیدات کشاورزی و تولیدات وابسته به چوب به‌عنوان بستر بیوفیلتر انجام شده است (Lowengart et al., 1993; Blowes et al., 1994; Soares and Abeliovich, 1998; Aslan and Turkman, 2003; Kim et al., 2003; Robertson et al., 2005; Sailing et al., 2006)، ولی این مواد در سیستم‌های مدار بسته پرورش آبزیان به‌ندرت استفاده شده است (Rafiei and Hekmat, 2010). بنابراین در این تحقیق، عملکرد چهار نوع ماده شامل کاه جو، پوشال چوب (مواد طبیعی)، اسفنج و لوله‌های مشبک پی‌وی‌سی (مواد مصنوعی) به‌عنوان بستر بیوفیلتر در سیستم مدار بسته پرورش کپور معمولی بررسی شده‌اند.

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2024-04-27]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1395.5.2.3.0]

مواد و روش کار

بسترهای مورد استفاده و تیمارهای آزمایشی

برای اجرای این تحقیق چهار نوع بستر مختلف در قالب چهار تیمار و سه تکرار برای هر تیمار به شرح ذیل استفاده شد: تیمار ۱- کاه جو (سطح ویژه: ۳٤٥ m^2/m^3): ساقه‌های کاه به اندازه حدود ۳ سانتی‌متر بریده شدند (Sailing et al., 2007). تیمار ۲- پوشال چوب (سطح ویژه: ٤٥٩ m^2/m^3): پوشال چوب نراد الک شده و قطعات ۳ – ۱ سانتی‌متر استفاده شدند (Sailing et al., 2007). تیمار ۳- اسفنج (سطح ویژه: ۲۳۰ m^2/m^3): اسفنج معمولی، در اندازه‌های ۲ – ۱ سانتی‌متری برش داده شدند (Nguyen et al., 2010). تیمار٤- بستر پی‌وی‌سی (سطح ویژه: ۲۱۰ m^2/m^3): بستر لوله‌ای مشبک مورد استفاده در برخی از سیستم‌های مدار بسته موجود در کشور به اندازه حدود ۱۲ سانتی‌متر برش داده و استفاده شد.

طراحی سیستم مدار بسته

برای اجرای این تحقیق ۱۲ سیستم مدار بسته آزمایشگاهی طراحی گردید. هر سیستم شامل یک مخزن پلی‌اتیلن ۹۰ لیتری با حجم آبگیری ۸۰ لیتر برای پرورش ماهیان و یک مخزن ٤٥ لیتری با حجم آبگیری ۳۰ لیتر به‌عنوان راکتور بیوفیلتر بود. در این مخزن‌ها آب پس از عبور از یک فیلتر توری ساده (اندازه چشمه: ۱۰۰ میکرون)، به‌وسیله مکانیسم ایر – واتر لیفت به داخل مخزن بیوفیلتر منتقل و به‌صورت ثقلی به داخل مخزن پرورش برمی‌گشت. برای تأمین اکسیژن مورد نیاز ماهیان در داخل مخزن پرورش دو سنگ هوا قرار گرفت. لوله‌های عمودی یک اینچی از فضای پایین بیوفیلتر (حدود ٥ سانتی‌متری کف) آب تصفیه شده را به مخزن پرورش منتقل می‌کرد. به‌منظور هوادهی و توزیع یکنواخت پساب در داخل بیوفیلترها، در قسمت پایین آنها در دو نقطه هوادهی برقرار گردید و بسترها در حجم‌های یکسان (۰/۰۱۲ مترمکعب) در داخل آنها قرار داده شدند. پس از طراحی و آماده‌سازی سیستم‌های مدار بسته، تمام وسایل به‌همراه بسترهای مورد آزمایش به‌وسیله هیپوکلریدسدیم ضدعفونی شدند. سپس بدون ماهی‌دار کردن، آب به‌مدت پنج شبانه‌روز به گردش درآمد و در این مدت آب تازه به‌طور دائم وارد سیستم گردید. دمای آب هر سیستم به‌وسیله بخاری آکواریومی در محدودهٔ ۲٥ درجه سانتی‌گراد تنظیم شد. ذخیره‌سازی بچه ماهیان (با میانگین وزن ٤/۸ گرم) با تراکم ٥۰ قطعه در هر مخزن (۳ کیلوگرم در مترمکعب) انجام و مقدار ۲٥ میلی‌گرم در لیتر باکتری‌های نیتریفایر تجاری BelcoPond (شامل باکتری‌های نیتروزوموناس و نیتروباکتر) به هر مخزن بیوفیلتر اضافه گردید. در کنار سیستم‌های طراحی شده، ۳ مخزن با مقدار ذخیره‌سازی و دمای مشابه، در سیستم جریان باز برای مقایسه قرار داده شد.

غذا و غذادهی

برای تغذیه ماهیان از غذای آغازی یک کپور معمولی ساخت شرکت آتا (پروتئین ۳۲ درصد و انرژی ۳۱۰۰ کیلوکالری بر کیلوگرم) استفاده شد. غذادهی با دو بار در روز آغاز گردید و در مراحل بعدی به‌صورت سه بار در روز انجام شد. در روزهای اول و دوم به‌ازای هر مخزن روزانه ۷ گرم، در روز سوم و چهارم به‌ترتیب ۸ و ۹ گرم و از روز پنجم تا هجدهم به مقدار ۱۰ گرم غذا به هر تانک داده شد. پس از آن روزانه ۱-۰/٥ گرم به مقدار غذادهی اضافه گردید.

سنجش عوامل فیزیکوشیمیایی

پس از سپری شدن دوره سازگاری و فعال‌سازی بیوفیلترها که حدود یک ماه به طول انجامید، برای بررسی کارایی و عملکرد بیوفیلترها، مقادیر آمونیاک هر سه روز و مقادیر نیتریت، نیترات، تقاضای زیستی اکسیژن (BOD_5)، قلیائیت

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2024-04-27]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1395.5.2.3.0]

و مواد جامد هر شش روز اندازه‌گیری شد. نمونه‌گیری آب برای سنجش نیتریت، نیترات و قلیائیت از داخل مخزن پرورش و برای سنجش آمونیاک، BOD_5 و مواد جامد از ورودی و خروجی بیوفیلترها در اول صبح پیش از غذادهی انجام شد. نیتروژن آمونیاکی با فتومتر Hack، نیتریت، نیترات و قلیائیت با فتومتر Palintest و مقادیر BOD_5 با دستگاه بی‌اودی سنج Hack اندازه‌گیری گردید. مقادیر درجه حرارت، pH و اکسیژن محلول روزانه اندازه‌گیری شد. تعویض آب در دوره فعال‌سازی بیوفیلترها هر روز صبح به مقدار ۳۰ درصد حجم آب (۰/٦۲ درصد دبی آب) و پس از آن ۱۵ درصد حجم آب سیستم (۰/۳۱ درصد دبی آب) انجام شد.

تجزیه و تحلیل داده‌ها

برای محاسبه افزایش وزن از فرمول $WG = \frac{(Wf-Wi)*100}{Wi}$، رشد ویژه از فرمول $SGR = \frac{(\ln Wf-\ln Wi)*100}{t}$ و برای محاسبه ضریب تبدیل غذایی از فرمول $FCR = \frac{F}{(Wf-Wi)}$ استفاده شد. در فرمول‌های فوق Wf وزن نهایی ماهی، Wi وزن اولیه ماهی و F وزن غذای مصرفی است. نرخ حذف نیتروژن آمونیاکی کل به‌ازای سطح ویژه (گرم بر مترمربع در روز) از فرمول $STR = \frac{Q(TAN\,A-TAN\,E)}{S}$ به‌دست آمد، که در آن، Q دبی آب در بیوفیلتر (مترمکعب در روز)، TAN_A مقدار نیتروژن آمونیاکی آب ورودی بیوفیلتر (گرم در مترمکعب)، TAN_E مقدار نیتروژن آمونیاکی آب خروجی بیوفیلتر (گرم در مترمکعب) و S منطقه سطح ویژه بیوفیلتر (مترمربع) است (Colt et al., 2006). نرخ حجمی حذف نیتروژن آمونیاکی کل (گرم بر مترمکعب در روز) از فرمول $VTR = \frac{Q(TAN\,A-TAN\,E)}{V}$ به‌دست آمد، که در آن V حجم بیوفیلتر (مترمکعب) است (Timmons and Ebeling, 2007). بازده حذف پسماندها (نیتروژن آمونیاکی کل، BOD_5 و مواد جامد کل) با فرمول $RE = \frac{(C\,i-C\,e)}{C\,i} * 100$ محاسبه شد که در آن RE بازده حذف (برحسب درصد)، C_i غلظت پسماند در آب ورودی بیوفیلتر (گرم در مترمکعب) و C_e غلظت پسماند در آب خروجی بیوفیلتر (گرم در مترمکعب) است (Liu et al., 2013).

برای سازماندهی داده‌ها و انجام محاسبات از برنامه Excel 2010 و برای تجزیه و تحلیل‌های آماری از برنامه SPSS 22 استفاده شد. برای بررسی توزیع داده‌ها از آزمون شاپیرو–ویلک، برای بررسی برابری واریانس‌ها از آزمون لون، برای مقایسه میانگین‌ها از آنالیز واریانس یک طرفه و درصورت وجود اختلاف معنادار، از آزمون تعقیبی دانکن استفاده گردید.

نتایج

تغییرات ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی آب

طی دوره تحقیق (پس از دوره فعال‌سازی بیوفیلترها) در تیمارهای مختلف، میانگین درجه حرارت بین ۲۵/٤۵–۲۵/۳ درجه سانتی‌گراد، میانگین اکسیژن بین ٦/۳٦–٦/۲۵ میلی‌گرم در لیتر، میانگین pH بین ۸/۱۸–۸/۱ درجه، میانگین قلیائیت بین ۲٦۷/۷۸–۲۵۵/۸۳ میلی‌گرم در لیتر کربنات کلسیم و میانگین دبی آب بین ۳/۸۸–۳/۸ لیتر در دقیقه بود و از نظر ویژگی‌های مذکور به‌جز قلیائیت بین هیچ‌کدام از تیمارها اختلاف معنادار مشاهده نشد ($p<۰/۰۵$). قلیائیت تیمار ٤ (۲٦۷/۷۸ میلی‌گرم در لیتر) به‌طور معناداری بیشتر از تیمار ۳ (۲۵۵/۸۳ میلی‌گرم در لیتر) بود و سایر تیمارها اختلاف آماری باهم نداشتند. سیستم باز به غیر از درجه حرارت (۲۵/۳۱ درجه سانتی‌گراد) از نظر سایر عوامل اشاره شده (مقادیر اکسیژن، pH، قلیائیت و دبی آب به‌ترتیب ٦/۸٦، ۷/۸۷ و ۳۵۵/۲۸ میلی‌گرم در لیتر و ۲/۲۷ لیتر در دقیقه) با تیمارهای آزمایشی اختلاف معناداری داشت ($p<۰/۰۵$). مقادیر pH و

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2024-04-27]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1395.5.2.3.0]

قلیائیت در همه تیمارها روند کاهشی داشت. به‌طوری‌که میانگین pH چهار تیمار از ۸/۲٤ در روز ۳۱ به ۸/۰۵ در روز ٦۱ رسید و میانگین قلیائیت چهار تیمار از ۲۹۳/۳۳ میلی‌گرم در لیتر در روز ۳۱ به ۲۳۵/۸۳ میلی‌گرم در لیتر در روز ٦۱ رسید.

غلظت‌های نیتروژن آمونیاکی کل، نیتریت و نیترات

بررسی میانگین مقادیر ترکیبات نیتروژنی گروه‌های مختلف، طی دوره تحقیق (از روز ۳۱ تا ٦۱) نشان داد که بیشترین مقدار نیتروژن آمونیاکی کل (۰/۹۹±۰/۰٤ میلی‌گرم در لیتر) و نیتروژن نیتریت (۱/۲۵±۰/۰٦ میلی‌گرم در لیتر) مربوط به تیمار ٤ است که نسبت به سایر تیمارها اختلاف معناداری نشان دادند (جدول ۱)، ولی بین تیمارهای ۱، ۲ و ۳ اختلاف معنادار مشاهده نشد ($p<0/05$). بیشترین مقدار نیتروژن نیترات (۲۰/۸۵±۱/٤۱ میلی‌گرم در لیتر) در تیمار ۳ و کمترین مقدار آن (۱٦/۷۵±۱/۰۷ میلی‌گرم در لیتر) در تیمار ۱ مشاهده شد که نسبت به سایر تیمارها اختلاف آماری نشان دادند ($p<0/05$). میانگین نیتروژن آمونیاکی کل (۰/۵۵±۰/۰۱ میلی‌گرم در لیتر)، نیتروژن نیتریت (۰/۲۲±۰/۰۲ میلی‌گرم در لیتر) و نیتروژن نیترات (۵/۷٤±۰/۱۹ میلی‌گرم در لیتر) سیستم باز نسبت به همه سیستم‌های مدار بسته آزمایشی اختلاف معنادار نشان داد ($p<0/05$).

جدول۱ مقادیر نیتروژن آمونیاکی کل، نیتروژن نیتریت و نیتروژن نیترات در گروه‌های مختلف *

تیمار	تیمار۱	تیمار۲	تیمار۳	تیمار٤	سیستم باز
نیتروژن آمونیاکی (میلی‌گرم در لیتر)	۰/٦٦±۰/۰۳^{b}	۰/٦۸±۰/۰۳^{b}	۰/٦۳±۰/۰۲^{b}	۰/۹۹±۰/۰٤^{c}	۰/۵۵±۰/۰۱^{a}
	۰/٤۱–۰/۹٦	۰/۳۷–۱/۰٤	۰/٤۱–۰/۹۱	۰/۵۹–۱/۸۳	۰/۳۳–۰/۷۳
نیتروژن نیتریت (میلی‌گرم در لیتر)	۰/٤۱±۰/۰٤^{b}	۰/٤۷±۰/۰۵^{b}	۰/٤۸±۰/۰۵^{b}	۱/۲۵±۰/۰٦^{c}	۰/۲۲±۰/۰۲^{a}
	۰/۱۹–۰/۹۳	۰/۲–۰/۸٦	۰/۱۸–۰/۸۳	۰/۸۸–۱/۷۷	۰/۱–۰/۳۵
نیتروژن نیترات (میلی‌گرم در لیتر)	۱٦/۷۵±۱/۰۷^{b}	۱۹/۲٤±۱/۱۷^{c}	۲۰/۸۵±۱/٤۱^{d}	۱۸/٤۳±۰/٦۹^{c}	۵/۷٤±۰/۲۹^{a}
	۹/۲۲–۲۵/۵۵	۱۰/۳۳–۲۷/۲۲	۹/۸۸–۳۰/۲۹	۱۳/۳۳–۲٤/۵٦	۳/۳۷–٦/۸۹

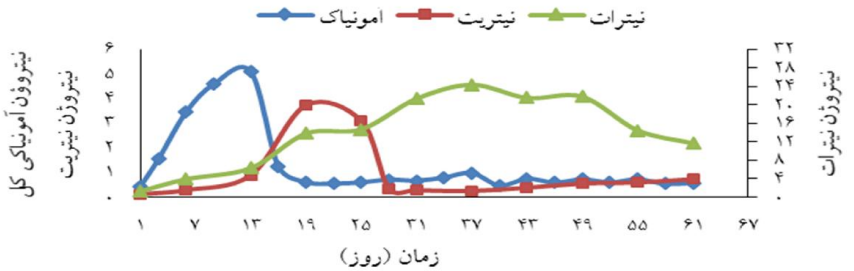
* در هر ردیف حروف متفاوت نشان‌دهندهٔ وجود اختلاف معنادار است ($p<0/05$). اعداد بالا: میانگین±خطای معیار، اعداد پایین: بیشترین مقدار–کمترین مقدار

در طول دوره تحقیق مقادیر نیتروژن آمونیاکی کل و نیتروژن نیتریت در تیمارهای ۱، ۲ و ۳ همواره پایین‌تر از ۱ میلی‌گرم در لیتر بود. در تیمار ٤ این مقادیر پایین‌تر از ۲ میلی‌گرم در لیتر بود. بیشترین مقدار نیتروژن نیترات در تیمارهای ۱، ۲ و ۳ (به‌ترتیب ۲۳/۵۱، ۲٤/٤۱ و ۲۸/۸۸ میلی‌گرم در لیتر) در روز ۳۷ و در خصوص تیمار ٤ (۲۱/۵٤ میلی‌گرم در لیتر) در روز ٤۳ اتفاق افتاد، سپس مقادیر آن روند کاهشی داشت. شکل‌های ۱ تا ٤ روند تغییرات نیتروژن آمونیاکی کل، نیتریت و نیترات را در کل دوره تحقیق نشان می‌دهد.

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2024-04-27]

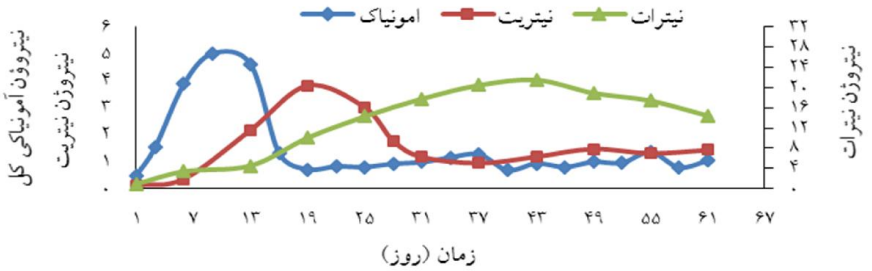
[DOR: 20.1001.1.23225513.1395.5.2.3.0]

شکل۱ تغییرات مقادیر ترکیبات نیتروژن معدنی (میلی‌گرم در لیتر) در سیستم‌های دارای بیوفیلتر کاه جو



شکل۲ تغییرات مقادیر ترکیبات نیتروژن معدنی (میلی‌گرم در لیتر) در سیستم‌های دارای بیوفیلتر پوشال چوب

شکل۳ تغییرات مقادیر ترکیبات نیتروژن معدنی (میلی‌گرم در لیتر) در سیستم‌های دارای بیوفیلتر اسفنجی



شکل٤- تغییرات مقادیر ترکیبات نیتروژن معدنی (میلی‌گرم در لیتر) در سیستم‌های دارای بیوفیلتر پی‌وی‌سی

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2024-04-27]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1395.5.2.3.0]

بازده حذف آمونیاک، نرخ حذف حجمی و نرخ حذف به‌ازای واحد سطح ویژه بیوفیلتر

میانگین بازده حذف تیمار ۳ (۰/٤±۱۲/۳۹ درصد) نسبت به سایر تیمارها به‌طور معناداری بیشتر بود، درصورتی‌که تیمارهای ۱ و ۲ (به‌ترتیب ۰/۳۷±۱۰/۹ و ۰/۳٦±۱۰/٤۱ درصد) اختلاف آماری باهم نداشتند (p<۰/۰۵). کمترین مقدار بازده حذف (۰/۲۵±٦/۳۲ درصد) مربوط به تیمار ٤ بود که نسبت به سایر تیمارها اختلاف معناداری نشان داد (p<۰/۰۵). بیشترین مقدار بازده حذف ثبت شده برای تیمارهای ۱ تا ٤ به‌ترتیب ۱٤/۹۲، ۱٤/۸۲، ۱٦/۷۹ و ۹/٤۷ درصد بود (جدول ۲).

میانگین نرخ حذف حجمی نیتروژن آمونیاکی کل در تیمار ۳ (۲/۱۹±۳۸/۰۹ گرم بر مترمکعب در روز) به‌طور معناداری بیشتر از سایر تیمارها بود، ولی بین تیمارهای ۱ و ۲ (به‌ترتیب ۱/٦۲±۳۲/٤ و ۱/۵۷±۳۱/۱۲ گرم بر مترمکعب در روز) اختلاف معناداری وجود نداشت (p<۰/۰۵). کمترین مقدار آن (۱/٤۲±۲۷/۲٦ گرم بر مترمکعب در روز) مربوط به تیمار ٤ بود که نسبت به سایر تیمارها اختلاف معناداری نشان داد (p<۰/۰۵). طی دوره تحقیق بیشترین مقدار نرخ حذف حجمی مشاهده شده برای تیمارهای ۱ تا ٤ به‌ترتیب ۵۷/۸۲، ۵۳/۰۹، ٦۸/۲۸ و ٤۹/٦٤ گرم بر مترمکعب در روز بود.

میانگین نرخ حذف نیتروژن آمونیاکی به‌ازای واحد سطح ویژه، در تیمار ۳ (۹/۵۱±۱٦۵/۵۹ میلی‌گرم بر مترمربع در روز) بیشتر از سایر تیمارها بود و نسبت به تیمارهای ۱ و ۲ اختلاف معناداری نشان داد، اما بین تیمارهای ۳ و ٤ اختلاف معناداری مشاهده نشد (p<۰/۰۵). کمترین مقدار آن مربوط به تیمار۲ (۳/٤۲±٦۷/۷٦ میلی‌گرم بر مترمربع در روز) بود که نسبت به تیمارهای دیگر اختلاف معناداری نشان داد (p<۰/۰۵). طی دوره تحقیق بیشترین مقدار نرخ حذف به‌ازای واحد سطح ویژه در تیمارهای ۱ تا ٤ به‌ترتیب ۱٦۷/٦۱، ۱۱۵/٦۲، ۲۹٦/۸۷ و ۲۷۸/۳۵ میلی‌گرم بر مترمربع در روز بود (جدول ۲).

جدول۲ بازده حذف نیتروژن آمونیاکی کل، نرخ حذف حجمی و نرخ حذف به ازاء واحد سطح در تیمارهای مختلف *

تیمار	تیمار ۱	تیمار ۲	تیمار ۳	تیمار ٤
بازده حذف (درصد)	۰/۳۷±۱۰/۹^{b}	۰/۳٦±۱۰/٤۱^{b}	۰/٤±۱۲/۳۹^{c}	۰/۲۵±٦/۳۲^{a}
	٦/۹٤–۱٤/۹۲	٦/۸۵–۱٤/۸۲	۷/۷۳–۱٦/۷۹	۳/۳۵–۹/٤۷
نرخ حذف حجمی **	۱/٦۲±۳۲/٤^{b}	۱/۵۷±۳۱/۱۲^{b}	۲/۱۹±۳۸/۰۹^{c}	۱/٤۲±۲۷/۲٦^{a}
	۱۷/۷۸–۵۷/۸۲	۱۳/۲۷–۵۳/۰۹	۱۸/۲–٦۸/۲۸	۱۳/۳–٤۹/٦٤
نرخ حذف به‌ازای واحد سطح ***	۷/۹٦±۹۳/۹۲^{b}	۳/٤۲±٦۷/۷٦^{a}	۹/۵۱±۱٦۵/۵۹^{c}	۷/۹٦±۱۵۲/۹٤^{c}
	۵۱/۵٤–۱٦۷/٦۱	۲۸/۹–۱۱۵/٦۲	۷۹/۱٦–۲۹٦/۸۷	۷٤/۵٦–۲۷۸/۳۵

*در هر ردیف حروف متفاوت نشان‌دهندهٔ وجود اختلاف معنادار است (p<۰/۰۵). اعداد بالا: میانگین±خطای معیار، اعداد پایین: بیشترین مقدار–کمترین مقدار، ** مقدار حذف روزانه نیتروژن آمونیاکی کل (گرم) توسط یک مترمکعب حجم بیوفیلتر، *** مقدار حذف روزانه نیتروژن آمونیاکی کل (میلی‌گرم) به‌ازای هر مترمربع سطح بیوفیلتر

تقاضای زیستی اکسیژن (BOD_5)

میانگین تقاضای زیستی اکسیژن در تیمار ٤ (۱/۵۸±۲۷/٤۹ میلی‌گرم در لیتر) به‌طور معناداری بیشتر از سایر تیمارها بود و مقدار آن در تیمار ۳ (۱/۲۵±۱۵/٦۱ میلی‌گرم در لیتر) نسبت به سایر تیمارها به‌طور معناداری کمتر بود، ولی بین تیمارهای ۱ و ۲ اختلاف آماری مشاهده نشد (p</۰۵). بیشترین مقدار تقاضای زیستی اکسیژن در تیمارهای ۱ تا ٤ طی دوره تحقیق، به‌ترتیب ۳۱/۱۰، ۲٤/۱۰، ۲۵/۳۰، ٤۱/۹۰ میلی‌گرم در لیتر بود (جدول ۳).

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2024-04-27]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1395.5.2.3.0]

میانگین بازده حذف تقاضای زیستی اکسیژن در همه تیمارها اختلاف معناداری باهم داشت. میانگین آن در تیمار ۳ (۱/۹۳±۳۷/۷۲ درصد) به‌طور معناداری بیشتر و در تیمار ٤ (۱/٥٤±۱۱/٥۳ درصد) به‌طور معناداری کمتر از سایر تیمارها بود (p<۰/۰٥). طی دوره تحقیق، بیشترین مقدار شاخص فوق در تیمارهای ۱ تا ٤ به‌ترتیب ۲۸/٦۸، ٤۳/۹۸، ٤٦/۸۸ و ۲٤/۱۱ میلی‌گرم در لیتر بود (جدول ٤).

جدول۳ مقادیر تقاضای زیستی اکسیژن و بازده حذف آن در تیمارهای مختلف طی دوره تحقیق*

تیمار	تیمار ۱	تیمار ۲	تیمار ۳	تیمار ٤
مقدار BOD_5 (میلی‌گرم در لیتر)	۲۰/٦۱±۱/٤٤^{b}	۱۸/۲٥±۰/۹^{b}	۱٥/٦۱±۱/۲٥^{a}	۲۷/٤۹±۱/٥۸^{c}
	۱۲/٥–۳۱/۱۰	۱۳/۲۰–۲٤/۱۰	۸/۹۰–۲٥/۳۰	۲۰/۱۰–٤۱/۹۰
بازده حذف BOD_5 (درصد)	۲۱/۱±۱/۳٥^{b}	۳۰/٥±۱/.۹۲^{c}	۳۷/۷۲±۱/۹۳^{d}	۱۱/٥۳±۱/٥٤^{a}
	۱۱/۸۸–۲۸/٦۸	۱٦/۲۲–٤۳/۹۸	۱۹/۸٥–٤٦/۸۸	۳/۰۲–۲٤/۱۱

*در هر ردیف حروف متفاوت نشان‌دهندهٔ وجود اختلاف معنادار است (p<۰/۰٥). اعداد بالا: میانگین±خطای معیار، اعداد پایین: بیشترین مقدار–کمترین مقدار

پسماندهای جامد

میانگین مواد جامد طی دوره تحقیق در تیمار ٤ (٤٦/۸٤±۱۰٦٥/٤۰ میلی‌گرم در لیتر) به‌طور معناداری بیشتر از تیمارهای ۲ و ۳ بود، در صورتی‌که تیمار ۱، ۲ و ۳ اختلاف معناداری باهم نداشتند (p<۰/۰٥). بیشترین مقدار آن طی دوره آزمایش در تیمارهای ۱، ۲ و ۳ به‌ترتیب ۱۲۲۰، ۱۱۷٥، ۱۱۹۰ و ۱۳۲٥ میلی‌گرم در لیتر بود (جدول ٤). در سیستم باز، میانگین مواد جامد کل ۱۲/۳۹±۷۱٥/۲۷ میلی‌گرم در لیتر بود که نسبت به همه تیمارهای آزمایشی به‌طور معناداری کمتر بود (p<۰/۰٥).

بیشترین مقدار میانگین بازده حذف مواد جامد کل مربوط به تیمار ۳ (۰/٦٥±۸/۰۸ درصد) بود که نسبت به تیمارهای ۱ و ٤ (به‌ترتیب ٦/۳۸±۰/٥۹ و ۳/٦۹±۰/۳ درصد) اختلاف معناداری نشان داد و میانگین بازده حذف تیمار ٤ به‌طور معناداری کمتر از سایر تیمارها بود (p<۰/۰٥). طی دوره تحقیق بیشترین مقدار بازده حذف در تیمارهای ۱ تا ٤ به‌ترتیب ۹/٦۲، ۱۰/۰۱، ۱۱/٦۱ و ٥/٦۹ درصد بود (جدول ٤).

میانگین مواد جامد محلول در تیمار ۳ (٦/٦۹±۷۸۷/۷۸ میلی‌گرم در لیتر) نسبت به سایر تیمارها به‌طور معناداری بیشتر بود و کمترین مقدار آن متعلق به تیمار ٤ (٥/۲۳±۷٤٥/۷٦ میلی‌گرم در لیتر) بود که نسبت به تیمارهای ۱ و ۳ اختلاف معناداری نشان داد (p<۰/۰٥).

جدول٤ مواد جامد کل، بازده حذف آن و مواد جامد محلول در تیمارهای مختلف *

تیمار	تیمار ۱	تیمار ۲	تیمار ۳	تیمار ٤	سیستم باز
مواد جامد کل	۱۰۱۳/۸۷±٤۱/۹٤^{bc}	۹۸۷/۷۳±۳۸/۸٦^{b}	۹۸۷/۳۳±۳۹/۰٤^{b}	۱۰٦٥/٤±٤٦/۸٤^{c}	۷۱٥/۲۷±۱۲/۳۹^{a}
(میلی‌گرم در لیتر)	۷٤۱/۰–۱۲۲۰/۰	۷۱٥/۰–۱۱۷٥/۰	۷٤۲/۰–۱۱۹۰/۰	۷۳٥/۰–۱۳۲٥/۰	٦۳٥/۰–۷۷۸/۰
بازده حذف مواد جامد	٦/۳۸±۰/٥۹^{b}	٦/۹۸±۰/٦۲^{bc}	۸/۰۸±۰/٦٥^{c}	۳/٦۹±۰/۳^{a}	–
کل (درصد)	۲/۸۳–۹/٦۲	۲/۳۱–۱۰/۰۱	۳/۷۰–۱۱/٦۱	۲/۰٤–٥/٦۹	–
مواد جامد محلول	۷٦۷/٤۳±٤/۹۷^{c}	۷٥۰/٦۱±٤/٥۲^{b}	۷۸۷/۷۸±٦/٦۹^{d}	۷٤٥/۷٦±٥/۲۳^{b}	٦۲۸/۱۷±٥/۲۲^{a}
(میلی‌گرم در لیتر)	۷۲۱–۳۳–۸۲۱/۳۳	۷۱۲/۰–۷۹۲/٦۷	۷۳۹/۰–۸۷۰/٦۷	۷۰٤/۰–۸۱٦/۳۳	٥۸۰/۰–۷۲٤/۰

* در هر ردیف حروف متفاوت نشان‌دهندهٔ وجود اختلاف معنادار است (p<۰/۰٥). اعداد بالا: میانگین±خطای معیار، اعداد پایین: بیشترین مقدار–کمترین مقدار

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2024-04-27]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1395.5.2.3.0]

بررسی شاخص‌های رشد و تغذیه‌ای ماهیان

در انتهای دوره تحقیق بیشترین مقدار وزن بدن (۰/۲±۱۳/۹۳ گرم)، مربوط به ماهیان تیمار ۱ بود که نسبت به سایر تیمارها اختلاف معناداری نشان داد (p<۰/۰۵). بیشترین مقادیر افزایش وزن (۰/۸۷±۸۳/۲۵ درصد) و نرخ رشد ویژه (۰/۰۲±۲/۰۲ درصد در روز) نیز متعلق به ماهیان تیمار ۱ بود که نسبت به سایر تیمارها به غیر از تیمار ۳، اختلاف معناداری نشان داد (p<۰/۰۵). کمترین مقدار ضریب تبدیل غذایی (۰/۰٤±۲/۲٦) در ماهیان تیمار ۱ مشاهده گردید که به غیر از تیمار ۳، نسبت به سایر تیمارها اختلاف معناداری داشت (p<۰/۰۵). شاخص‌های رشد و تغذیه‌ای در ماهیان سیستم جریان باز، فقط با ماهیان مربوط به تیمار ۱ اختلاف معنادار نشان داد (جدول ۵).

جدول۵ مقادیر وزن نهایی، افزایش وزن، رشد ویژه و ضریب تبدیل غذایی کپور معمولی در تیمارهای مختلف

تیمار	تیمار۱	تیمار۲	تیمار۳	تیمار٤	سیستم باز
وزن نهایی (گرم)	۱۳/۹۳±۰/۲^{b}	۱۳/۲۳±۰/۱۱^{a}	۱۳/٤٤±۰/۰۸^{a}	۱۲/۹۵±۰/۰۹^{a}	۱۳/۲۷±۰/۲۲^{a}
افزایش وزن (درصد)	۸۳/۲۵±۰/۸۷^{b}	۷۳/۱۹±۳/۰۲^{a}	۷۸/٤۳±۱/۰۸^{ab}	۷۳/۳۹±۰/۸^{a}	۷۱/۸۸±۳/۵۷^{a}
رشد ویژه (درصد در روز)	۲/۰۲±۰/۰۲^{b}	۱/۸۳±۰/۰٦^{a}	۱/۹۳±۰/۰۲^{ab}	۱/۸۳±۰/۰۲^{a}	۱/۸۰±۰/۰۷^{a}
ضریب تبدیل غذایی	۲/۲٦±۰/۰٤^{a}	۲/۵٦±۰/۰۸^{b}	۲/٤۲±۰/۰۱^{ab}	۲/٦۱±۰/۰۳^{b}	۲/۵۹±۰/۱۲^{b}

*در هر ردیف حروف متفاوت نشان‌دهندهٔ وجود اختلاف معنادار است (p<۰/۰۵). مقادیر به‌صورت میانگین±خطای معیار هستند.

بحث و نتیجه‌گیری

طی دوره تحقیق (پس از دوره فعال‌سازی بیوفیلترها)، مقادیر نیتروژن آمونیاکی در تمامی تیمارها با وجود افزایش مقدار غذادهی و به تبع آن افزایش ورودی آمونیاک به سیستم‌ها، افزایش چندانی نداشت و تقریباً ثابت ماند. مقادیر نیتروژن نیتریت در سیستم‌های دارای بیوفیلترهای کاه جو، پوشال چوب و اسفنج همواره پایین‌تر از ۱ میلی‌گرم در لیتر بود که برای ماهیان پرورشی قابل تحمل است (Pillay and Kutty, 2005). ولی در سیستم‌های دارای بیوفیلتر پی‌وی‌سی مقادیر آن بالاتر بود که نشان‌دهندهٔ عدم توسعه کافی باکتری‌های اکسیدکننده نیتریت است، به همین دلیل در این سیستم‌ها برای جلوگیری از سمیت نیتریت از نمک استفاده شد (Pillay and Kutty, 2005). مقادیر نیترات در تیمارهای مختلف تا روز ۳۷ و ٤۳ افزایش و پس از آن روند کاهشی داشت. این الگوی تغییرات نیترات با نتایج تحقیقات قبلی مغایرت داشت، زیرا بیشتر آنها یا افزایش مداوم و یا وجود نوسان ناشی از تعویض آب را برای مقادیر نیترات گزارش کرده‌اند (Timmons et al., 2001; Wolres et al., 2009; Carroza et al., 2012). این پدیده می‌تواند ناشی از وجود فعالیت دنیتریفیکاسیون در اواخر دوره تحقیق (اطلاعات مربوط به آن در این مقاله ارائه نشده است)، در بیوفیلترهای تحقیق حاضر باشد.

بیوفیلترهایی که در این تحقیق طراحی و استفاده شدند، از نوع غوطه‌ور ثابت بودند (Malone and Pfeiffer, 2006) که در آنها اکسیژن‌رسانی تکمیلی از طریق برقراری هوادهی در کف بیوفیلترها و مدیریت پسماندهای جامد و بیوفیلم اضافی از طریق شست‌وشوی معکوس انجام شد. این بیوفیلترها در دوره تحقیق حاضر بازده حذف نیتروژن آمونیاکی به‌نسبت پایینی نشان دادند، به‌طوری‌که مقادیر آن در همه سیستم‌ها کمتر از ۱۷ درصد بود. در صورتی‌که بیشتر محققان پیشین بازده حذف به‌مراتب بالاتری را

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2024-04-27]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1395.5.2.3.0]

گزارش کرده‌اند. برای مثال Timmons و همکاران (۲۰۰۱) برای بیوفیلتر شنی افشان، بازده حذف ۹۰-۵۰ درصد را گزارش کرده‌اند. در مطالعه Carroza و همکاران (۲۰۱۲) پس از رسیدن بیوفیلترها به وضعیت یکنواخت، بازده حذف نیتروژن آمونیاکی بالای ۹۰ درصد بوده است. DeLosReyes و Lawson (۱۹۹٦) برای بیوفیلتر چرخان و گرانولی بازده حذف ۵۲ و ۵ درصد را گزارش کردند. یکی از دلایل پایین بودن بازده حذف در تحقیق حاضر، انجام نمونه‌گیری‌ها در اول صبح (پیش از غذادهی)، یعنی زمانی‌که غلظت‌های آمونیاک سیستم در پایین‌ترین حد قرار داشت، بود که این امر باعث کاهش نرخ نیتریفیکاسیون شده است. از طرف دیگر بازده حذف بیوفیلتر کاملاً به دبی آب عبوری از آن وابسته است، به‌طوری‌که با افزایش دبی آب به‌دلیل کاهش زمان ماند آب در داخل بیوفیلتر، بازده حذف نیتروژن آمونیاکی کاهش می‌یابد (سامرفلت، ۲۰۰٦). بنابراین در تحقیق حاضر، دبی آب نسبت به حجم کلی سیستم‌ها بالا و در نتیجه زمان ماند آب (بین ۷/۹-۷/۷۳ دقیقه) در داخل بیوفیلتر کم بود.

از نظر نرخ حذف نیتروژن آمونیاکی به‌ازای سطح ویژه که نشان‌دهندهٔ قابلیت ذاتی بسترها برای استقرار باکتری‌ها و انجام اکسیداسیون آمونیاک توسط این باکتری‌ها است، بیوفیلترها عملکرد کاملاً متفاوتی نشان دادند. بسترهای با منشأ آلی یعنی کاه جو و پوشال چوب (به‌ترتیب ۹۳/۹۲ و ٦۷/۷٦ میلی‌گرم بر مترمربع در روز) نسبت به بسترهای مصنوعی یعنی اسفنج و پی‌وی‌سی (به‌ترتیب ۱٦۵/۵۹ و ۱۵۲/۹۲ میلی‌گرم بر مترمربع در روز) عملکرد ضعیف‌تری نشان دادند. برای نرخ حذف نیتروژن آمونیاکی به‌ازاءء سطح ویژه، محققان مختلف نرخ‌های متفاوتی گزارش کرده‌اند. Willoughby (۱۹۹۹) برای بیوفیلتری با سطح ویژه ۱۵۰ مترمربع در مترمکعب، نرخ حذف ۱-۰/۳ گرم بر مترمربع در روز گزارش کرده است. Piedrahita (۲۰۰۳) گزارش کرده است که بیوفیلترهای غوطه‌ور ثابت می‌توانند روزانه ۰/۵-۰/۱ گرم نیتروژن آمونیاکی را حذف کنند. Carroza و همکاران (۲۰۱۲) برای بیوفیلترهای گرانولی، نرخ حذف ۰/۵٦-۰/۵٤ گرم بر مترمربع در روز گزارش کردند. Crab و همکاران (۲۰۰۷) نرخ حذف را برای بیوفیلترهای گرانولی ۰/٦-۰/۳ گرم بر مترمربع در روز در نظر گرفتند. نتایج ارائه شده از سوی محققان فوق برای نرخ حذف نیتروژن آمونیاکی به‌ازای سطح ویژه، بیشتر از نتایج به‌دست آمده در تحقیق حاضر بوده است. در صورتی‌که محققانی مانند DeLosReyes و Lawson (۱۹۹٦)، نرخ حذف را برای بیوفیلتر گرانولی ۰/۰۵٦ گرم بر مترمربع در روز عنوان کردند، همچنین Westerman و همکاران (۱۹۹٦) برای بیوفیلترهای گرانولی شناور، نرخ حذف ۰/۱۳-۰/۱۰ گرم بر مترمربع در روز به‌دست آورده‌اند که با نتایج تحقیق حاضر همخوانی دارند.

نرخ حذف حجمی نیتروژن آمونیاکی، شاخص بسیار خوبی برای مقایسه بیوفیلترها است، زیرا هرچه نرخ حذف حجمی نیتروژن آمونیاکی بیشتر باشد، حجم بیوفیلتر کمتر و به‌تبع آن فضا، هزینه و مدیریت کمتری مورد نیاز است. از این نظر، بیوفیلترهای با بستر کاه جو و پوشال چوب (به‌ترتیب ۳۲/٤ و ۳۱/۱۲ گرم بر مترمکعب در روز) با بیوفیلترهای با بستر اسفنج و پی‌وی‌سی (به‌ترتیب ۳۸/۰۹ و ۲۷/۲٦ گرم بر مترمربع در روز) قابل مقایسه بودند. کییر و تیمور (۲۰۰۹) با بررسی یک بیوفیلتر غوطه‌ور با بستر زئولیت نشان دادند که نرخ حذف حجمی در آن، ٦۲/۸-۳٦/۷ گرم بر مترمکعب در روز می‌باشد که اختلاف خیلی زیادی با نتایج تحقیق حاضر ندارد. در صورتی‌که Guerdat و همکاران (۲۰۱۰) برای بیوفیلتری با سطح ویژه ۸۵۰ مترمربع در مترمکعب، نرخ حذف حجمی ۱۲۳±۲٦۷ گرم

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2024-04-27]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1395.5.2.3.0]

بر مترمکعب در روز به‌دست آورده‌اند که از نتایج تحقیق حاضر به‌طور قابل ملاحظه‌ای بیشتر است. برخی محققان نرخ‌های به‌مراتب پایین‌تری گزارش کرده‌اند، برای مثال Ridha و Cruz (۲۰۰۱) برای یک بیوفیلتر بستر پلاستیکی با سطح ویژه ۲۰۰ مترمربع در مترمکعب، نرخ حذف ٤/۰۳±۹/۳ گرم بر مترمکعب در روز گزارش کرده‌اند. به هر حال این اختلاف‌ها می‌تواند ناشی از تفاوت در نوع بیوفیلتر، نوع بستر، نحوهٔ طراحی بیوفیلتر، درجه حرارت، مقادیر آمونیاک بارگذاری شده و یا سایر شرایط فیزیکوشیمیایی و مدیریتی باشد.

Figueroa و Silverstein (۱۹۹۲) نشان دادند که اگر مقادیر BOD_5 از ۲۰ میلی‌گرم در لیتر افزایش یابد، نرخ نیتریفیکاسیون کاهش می‌یابد. در تحقیق حاضر میانگین ماهانه نیاز زیستی اکسیژن در تیمارهای ۱ تا ۳ کمتر از ۲۱ میلی‌گرم در لیتر و در بیوفیلتر پی‌وی‌سی حدود ۲۷ میلی‌گرم در لیتر بود، ولی طی دوره تحقیق روند افزایشی داشت، به‌طوری‌که در اواخر دوره مقادیر آن در تیمارهای ۳-۱ بین ۳۱/۱-۲۵/۳ میلی‌گرم در لیتر و در تیمار ٤ حدود ٤۲ میلی‌گرم در لیتر بود که نشان‌دهندهٔ توانایی پایین بیوفیلتر پی‌وی‌سی در کاهش تقاضای زیستی اکسیژن است.

مقادیر درجه حرارت در تیمارهای مختلف بین ۲٦/۵۷-۲٤/۳۷ درجه سانتی‌گراد متغیر بود که برای رشد ماهیان گرم آبی و فعالیت باکتری‌های نیتریفایر دمای مناسبی به‌شمار می‌آید (Masser et al., 1999). مقادیر اکسیژن در همه سیستم‌ها بین ۷-٦ میلی‌گرم در لیتر بود. برای انجام نیتریفیکاسیون کامل، غلظت اکسیژن محلول نباید از ۲ میلی‌گرم در لیتر کاهش یابد (Manthe et al., 1988).از طرف دیگر با توجه به یافته‌های Pillay و Kutty (۲۰۰۵) حداقل اکسیژن محلول مورد نیاز برای رشد بهینه ماهیان گرم آبی تقریباً ۵ میلی‌گرم در لیتر است. دامنه بهینه pH برای انجام نیتریفیکاسیون ۸/۸– ۷/۰ گزارش شده است (Chen et al., 2006) و تغییرات pH در تیمارهای مختلف طی دوره تحقیق حاضر بین ۸/۳۱-۷/۹٤ بود که در دامنه فوق است. طی فرایند نیتریفیکاسیون به‌دلیل تولید دی‌اکسیدکربن به‌تدریج pH کاهش می‌یابد و اگر مقدار آن از ۷ کمتر شود باید تعدیل گردد. در تحقیق حاضر مقادیر pH هرگز از ۷/۹ پایین‌تر نیامد. علت آن به احتمال قوی بالا بودن قلیائیت و عملکرد پمپ ایر- واتر لیفت بوده است که به‌خوبی توانسته دی‌اکسیدکربن مازاد را از سیستم خارج کند. مقادیر قلیائیت در تیمارهای مختلف طی دوره تحقیق بین ۳۱۰-۲۲۰ میلی‌گرم کربنات کلسیم در لیتر بود. برای انجام بهینه نیتریفیکاسیون در سیستم‌های مدار بسته پرورش ماهیان گرم آبی آب شیرین، قلیائیت پیشنهاد شده حدود ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر کربنات کلسیم است (Loyless and Malone, 1997) و مقادیر آن نباید از ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر کاهش یابد (Masser et al., 1999). بنابراین در تحقیق حاضر مقادیر درجه حرارت، اکسیژن، pH و قلیائیت برای انجام نیتریفیکاسیون و رشد ماهی محدود کننده نبودند.

بسترهایی که در تحقیق حاضر استفاده شده‌اند، هر کدام دارای مزایا و معایب ویژه‌ای هستند. کاه جو و پوشال چوب، سطح ویژه و درصد تخلخل مناسبی ایجاد می‌کنند، بسیار ارزان قیمت و به‌صورت منطقه‌ای به‌راحتی در دسترس هستند، ولی از مهم‌ترین معایب آنها پایین بودن طول عمر مفیدشان است (Sailing et al., 2006). مطالعات زیادی روی تصفیه آب شرب، پساب‌های ساکن، پساب‌های کشاورزی و دامداری با استفاده از تولیدات کشاورزی و تولیدات وابسته به چوب به‌عنوان بستر بیوفیلتر انجام شده است (Lowengart et al., 1993; Blowes et al., 1994; Soares and Abeliovich, 1998; Aslan and Turkman, 2003; Kim et al., 2003; Robertson et al., 2005; Sailing et al., 2006; Ruane et

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2024-04-27]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1395.5.2.3.0]

al., 2011). با وجود تحقیقات فوق، استفاده از این مواد به‌عنوان بستر بیوفیلتر در سیستم‌های مدار بسته پرورش آبزیان با شبهه همراه است. به‌ویژه کاه جو که در تحقیق حاضر برای اولین بار به‌عنوان بستر بیوفیلتر سیستم‌های مدار بسته استفاده شد و دربارهٔ عملکرد آن در این سیستم‌ها و اثرهای آن روی شاخص‌های رشد، تغذیه و سلامتی ماهی اطلاعاتی در دسترس نبود. اما نتایج این تحقیق نشان داد که کاه جو و پوشال چوب به‌خوبی می‌تواند زمینه استقرار، رشد و افزایش جمعیت باکتری‌های نیتریفایر را فراهم کند. نکته جالب این بود که ماهیان سیستم‌های دارای بیوفیلتر کاه جو دارای شاخص‌های رشد و تغذیه‌ای بهتری نسبت به سایر تیمارها و حتی سیستم‌های باز بودند. احتمالاً این امر با ترکیبات تولید شده توسط کاه در ارتباط است که باعث بهبود شرایط زیست محیطی و افزایش سلامتی و سرزندگی ماهیان شده است، زیرا بررسی‌های آزمایشگاهی انجام شده روی کاه جو نشان داده است که عصاره کاه در حال پوسیدن می‌تواند از رشد میسلیوم قارچ‌های بیماری‌زای ساپرولگنیا (*Saprolegnia parasitica* و *S. diclina*) جلوگیری کند (Cooper et al., 1997). همچنین اثر بازدارندگی کاه پوسیده، از رشد جلبک‌ها و سیانوباکتری‌ها در شرایط آزمایشگاهی و در شرایط طبیعی استخرها توسط محققان مختلف گزارش شده است (Gibson et al., 1990; Welch et al., 1990; Ridge and Barrett, 1992; Newman and Barrett, 1993).

بیوفیلتر اسفنجی کارایی بهتری نسبت به سایر بیوفیلترها نشان داد. این بیوفیلتر نه تنها در حذف ترکیبات نیتروژنی بلکه در حذف پسماندهای آلی نیز عملکرد مناسبی نشان داد، به‌طوری‌که در سیستم‌های دارای بیوفیلتر اسفنجی نیازی برای وجود فیلتر مکانیکی کارامد احساس نشد و آب مخزن‌های پرورش صاف و تمیز بود. در صورتی‌که بیوفیلتر پی‌وی‌سی از این نظر بسیار ناکارامد بود و آب سیستم کدورت بالایی داشت. به همین دلیل در این سیستم‌ها تعویض آب بیشتری صورت گرفت. مطالعات آزمایشگاهی انجام شده در سال‌های اخیر نشان داده است که اسفنج به‌دلیل داشتن سطح ویژه مناسب و تخلخل بالا، می‌تواند یک بستر ایده‌آل برای رشد باکتری‌های فیلم ثابت باشد (Ngo et al., 2008; Yang et al., 2008; Nguyen et al., 2010; Nguyen et al., 2011). بنابراین با توجه به نتایج تحقیقات محققان فوق و نتایج مربوط به عملکرد آن در حضور ماهیان پرورشی در سیستم‌های مدار بسته طراحی شده در تحقیق حاضر، اسفنج می‌تواند گزینه مناسبی برای استفاده به‌عنوان بستر بیوفیلتر در سیستم‌های مدار بسته پرورش آبزیان باشد.

منابع

Aslan, S. and Turkman, A. 2003. Biological denitrification of drinking water using various natural organic solid substrates. *Water Science Technology*, 48 (11): 489–495.

Blowes, D. W., Robertson, W. D., Ptacek, C. J. and Merkley, C. 1994. Removal of agricultural nitrate from tile drainage effluent water using in-line bioreactors. *Journal of Contaminant Hydrology*, 15: 207–221.

Carroza, C., Hurtado, F. and Gutierrez, X. 2012. Nitrogenated compounds biofiltration under alternative bacterium fixation substrates. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40 (3): 772-785.

Chen, S., Stechey, D. and Malone, R. F. 1997. Suspended solids control in recirculating aquaculture systems. *Aquaculture water reuse systems*: Engineering design and management. M. B. Timmons and T. M. Losordo. Amsterdam, The Netherlands, Elsevier, 27: 61-100.

Colt, J., Lamoureux, J., Patterson, R. and Rogers, G. 2006. Reporting standards for biofilter performance studies. *Aquacultural Engineering*, 34: 377-388.

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2024-04-27]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1395.5.2.3.0]

aquaculture systems. *Aquaculture Engineering*, 34: 389-402.

Manthe, D. P., Malone, R. F. and Kumar, S. 1988. Submerged rock filter evaluation using an oxygen consumption criterion for closed recirculating system. *Aquaculture Engineering*, 7: 97–111.

Masser, M. P., Rakocy, J. and Losordo, T. M. 1999. Recirculating Aquaculture Tank Production Systems: Management of Recirculating Systems. *SRAC Publication*, 452: 12 p.

Martins, C. I. M., Eding, E. H., Verdegem, M. C. J., Heinsbroek, L. T. N., Schneider, O., Blancheton, J. P. et al., 2010. New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability. Aquacultural Engineering, 43: 83-93.

Michaud, L., Blancheton, J. P., Bruni, V. and Piedrahita, R. 2006. Effect of particulate organic carbon on heterotrophic bacterial populations and nitrification efficiency in biological filters. *Aquacultural Engineering*, 34: 224-233.

Newman, J. R. and Barrett, P. R. F. 1993. Control of *Microcystis aeruginosa* by decomposing barley straw. *Journal of Aquatic Plant Management*, 3 (I): 203-206.

Ngo, H. H., Guo, W. S. and Xing, W. 2008. Evaluation of a novel sponge submerged membrane bioreactor for sustainable water reclamation. *Bioresource Technology*, 99: 2429–2435.

Nguyen, T. T., Ngo, H. H., Guo, W., Johnston, A. and Listowski, A. 2010. Effects of sponge size and type on the performance of an up-flow sponge bioreactor in primary treated sewage effluent treatment. *Bioresource Technology*, 101: 1416–1420.

Nguyen, T. T., Ngo, H. H., Guo, W., Phuntsho, S. and Li, J. 2011. A new sponge tray bioreactor in primary treated sewage effluent treatment. *Bioresource_Technology*, 101: 5444-5447.

Piedrahita, R. H. 2003. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture*, 226: 35-44.

Pillay, T. V. R. and Kutty, M. N. 2005. Aquaculture, Principles and Practices, 2nd Edition. Blackwell Publishing Ltd, Oxford, UK, 630 p.

Cooper, J. A., Pillinger, J. M. and Ridge, I. 1997. Barley straw inhibits growth of some aquatic saprolegniaceous fungi. *Aquaculture*, 156: 157-163.

Crab, R., Avnimelech, Y., Defoirdt, T., Bossier, P. and Verstraete, W. 2007. Nitrogen removal techniques in aquaculture for sustainable production. *Aquaculture*, 270: 1–14.

DeLosReyes, A. A. and Lawson, T. B. 1996. Combination of a beadfilter and rotating biological contactor in a recirculating fishculture system. *Aquaculture Engineering*, 15: 27–39.

Figueroa, L. A. and Silverstein, J. 1992. The effect of particulate organic matter onbiofilm nitrification. *Water Environment Research*, 64: 728-733.

Gibson, M. T., Welch, I. M., Barrett, P. R. F. and Ridge, I. 1990. Barley straw as an inhibitor of algal growth II: laboratory studies. *Journal of Applied Phycology*, 2: 241-248.

Guerdat, T. C., Losordo, T. M., Classen., J. J., Osborne, J. A. and Delong, D P. 2010. An evaluation of commercially available biological filter for recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 42: 38-49.

Gutierrez-Wing, M. T. and Malone, R. F. 2006. Biological filters in aquaculture: Trends and research directions for freshwater and marine applications. *Aquacultural Engineering*, 34: 163–171.

Kim, H. E., Seagren, A. and Davis, A. P. 2003. Engineered bioretention for removal of nitrate from stormwater runoff. *Water Environmental Research*, 75: 355–367.

Liu, H., Che, X. and Zhang, Y. 2013. Performance of sequencing microbead biofilters in a recirculating aquaculture system. *Aquaculture Engineering*, 52: 80-86.

Lowengart, A., Diab, S., Kochba, M. and Avnimelech, Y. 1993. Development of a biofilter for turbid and nitrogen rich irrigation water. A: Organic carbon degradation and nitrogen removal processes. *Bioresource Technology*, 44: 131–135.

Loyless, J. C. and Malone, R. F. 1997. A sodium bicarbonate dosing methodology for pH management in freshwater recirculating aquaculture systems. *The progressive fish Culturist*, 59: 198-205.

Malone, R. F. and Pfeiffer, T. J. 2006. Rating fixed film nitrifying biofilters used in recirculating

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2024-04-27]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1395.5.2.3.0]

Summerfelt, S. T. 2006. Design and management of conventional fluidized-sand biofilters. *Aquacuture Engineering*, 34: 275–302.

Timmons, M. B. and Ebeling, J. M. 2007. Recirculating aquaculture. Cayuga Aqua Ventures, New York, 769 p.

Timmons, M. B., Ebeling, J. M., Wheaton, F. W., Summerfelt, S. T. and Vinci, B. J. 2001. Recirculating Aquaculture Systems. Cayuga Aqua Ventures, Ithaca, NY, 647 p.

Welch, I. M., Barrett, P. R. F., Gibson, M. T. and Ridge, I. 1990. Barley straw as an inhibitor of algal growth. In:Studies in the Chesterfield Canal. Journal *of Applied Phycololgy*, 2: 231-239.

Westerman, P. W., Losordo, T. M. and Wildhaber, M. L. 1996. Evaluationof various biofilters in an intensive recirculating fish productionfacility. Trans. *ASAE*, 39: 723–727.

Willoughby, S. 1999. Manual of salmonid farming.Fishing News Books, Oxford, 329 p.

Wolters, W., Masters, A., Vinci, B. and Summerfelt, S. 2009. Design, loading, and water quality in recirculating systems for Atlantic salmon (*Salmosalar*) at the USDA ARS National Cold Water Marine Aquaculture Center (Franklin, Maine). *Aquaculture Engineering*, 41: 60-70.

Yang, C., Suidan, M. T., Zhu, X., Kim, B. J. and Zeng, G. 2008. Effect of gas empty bed contact time on performances of various types of rotating drum biofilters for removal of VOCs. *Water Research*, 42: 3641–3650.

Rafiee, Gh. and Hekmat, N. 2010. Performance of polypropylene and populus (*Populusalba*) shaving, as biofilter media, on water quality, growth and survival of carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) larvae in a recirculating system. Iranian *Journal of Natural Research*, 63 (3): 173-181.

Ridge, I. and Barrett, P. R. F. 1992. Algal control with barley straw. *Aspects Applied Biology*, 29: 457-462.

Ridha, M. T. and Cruz, E. M. 2001. Effect of biofilter media on water quality and biological performance of the Nile tilapia *Oreochromis niloticus* L. reared in a simple recirculating system. *Aquaculture Engineering*, 24: 157-166.

Robertson, W. D., Ford, G. I. and Lombardo, P. S. 2005. Wood based filter for nitrate removal in septic systems. Trans. *ASAE*, 48 (1): 121–128.

Ruane, E. M., Murphy, P. N. C., Healy, M. G., French, P. and Rodgers, M. 2011. On-farm treatment of dairy soiled water using aerobic wood chip filters.*Water research*, 45: 6668 – 6676.

Salilling, W. J. B., Westerman, P. W. and Losordo, T. M. 2007. Wood chips and wheat straw as alternative biofilter media for denitrification reactors treating aquaculture and other wastewaters with high nitrate concentrations. *Aquaculture Engineering*, 37: 222–233.

Schneider, O., Blancheton, J. P., Varadi, L., Eding, E. H. and Verreth, J. A. J. 2006. Cost price and production strategies in European recirculation systems. *Linking Tradition & Technology Highest Quality for the Consumer*. WAS, Firenze, Italy.

Soares, M. I. M. and Abeliovich, A. 1998. Wheat straw as substrate for denitrification. *Water Research*, 32 (12): 3790–3794.

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2024-04-27]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1395.5.2.3.0]

Fisheries Science & Technology
TMU
Scientific - Research Journal Vol. 5, No. 2, Summer 2016

Performance evaluation of barley straw, wood chip, sponge and PVC pure pipe based biofilters in Common carp recirculating aquaculture system

Abdoljabbar Irani[*1], Abdolmajid Hajimoradlo[2], Naser Agh[3], Rasul Ghorbani[4]

1- PhD Student, Fisheries Department, Gorgan University of Agricultural sciences and Natural resources, Gorgan, Iran

2- Professor, Fisheries Department, Gorgan University of Agricultural sciences and Natural resources, Gorgan, Iran

3- Associated Prof., Urmia Lake Research Institute, Urmia University, Urmia, Iran

4- Associated Prof., Fisheries Department, Gorgan University of Agricultural sciences and Natural resources, Gorgan, Iran

Received: 13.09.2015 Accepted: 18.06.2016
*Corresponding author: j_irani55@yahoo.com

Abstract

Biofilter is one of key components of recirculating aquaculture system (RAS) that affect initial investment, executing cast and success or unsuccess of system. Hence in this research, performance of barley straw, wood chip, sponge (as cheap and available media) and PVC pure pipe (to compare) based biofilters was surveyed in Common carp recirculating aquaculture system. To conduct this research 12 pilot recirculating aquaculture systems designed and 50 common carp individuals (mean weight: 4/8 g) were stocked in each system. After activation period (about 1 month), waste removal efficiency of biofilters and growth performance of Common carp were surveyed. Results indicated that sponge based biofilters had the best performance. Barley straw and wood chip based biofilters showed acceptable waste removal efficiency, while PVC pure pipe biofilters had poor performance. The highest feeding and growth performance of fish were observed in systems involved barley straw based biofilter. In conclusion barley straw, wood chip and sponge because of having low cast, being available, having relatively high specific surface area and showing acceptable waste removal efficiency, can be used in RAS and semi reuse systems.

Key words: Recirculating aquaculture system, Biofilter, Waste removing, Common carp

[Downloaded from jfst.modares.ac.ir on 2024-04-27]

[DOR: 20.1001.1.23225513.1395.5.2.3.0]