کاربرد و فعال‌سازی چهار نوع بستر بیوفیلتر در سیستم مداربسته پرورش کپور معمولی

عبدالجبار ایرانی*[۱]، عبدالمجید حاجی مرادلو[۱]، ناصر آق[۲]، رسول قربانی[۱]

۱- گروه شیلات، دانشکده شیلات و محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، گرگان، ایران، صندوق پستی: ۳۸۶

۲- پژوهشکده مطالعات دریاچه ارومیه، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران، صندوق پستی: ۱۶۵

تاریخ دریافت: ۷ اسفند ۱۳۹۴ تاریخ پذیرش: ۲۰ تیر ۱۳۹۵

چکیده

یکی از مهم‌ترین معایب سیستم‌های مداربسته کنونی، بالا بودن سرمایه گذاری در آنهاست و این مسئله، کاربرد این سیستم‌ها را محدود ساخته است. بیوفیلترها از بخش‌های خیلی مهم و هزینه‌بر این سیستم‌ها هستند، به طوری که انتخاب نوع بیوفیلتر، در موفقیت تکنیکی و اقتصادی سیستم مداربسته بسیار حائز اهمیت است. به همین دلیل در تحقیق حاضر، کاربرد و فعال‌سازی بیوفیلترهای متشکل از چهار نوع ماده (کاه جو، پوشال چوب و اسفنج به عنوان بسترهای ارزان قیمت و لوله‌های مشبک پی وی سی جهت مقایسه) در سیستم مداربسته پرورش کپور معمولی مورد بررسی قرار گرفت. برای اجرای این تحقیق ۱۲ سیستم مداربسته آزمایشگاهی طراحی گردید، که هر سیستم شامل یک تانک پلی اتیلن ۹۰ لیتری برای پرورش بچه ماهیان و یک تانک ۴۵ لیتری به عنوان راکتور بیوفیلتر بود. بچه ماهیان کپور معمولی (میانگین وزن اولیه، ۴/۸ گرم) با تراکم ۵۰ قطعه در هر تانک ذخیره سازی شدند. نتایج نشان داد که در همه سیستم‌ها مقادیر نیتروژن آمونیاکی و نیتریت با یک فاصله زمانی ابتدا افزایش و سپس کاهش یافت، ولی غلظت‌های نیترات طی دوره فعال‌سازی بیوفیلترها روند افزایشی داشت. همه بیوفیلترها در روزهای ۳۱-۲۸، دوره سازگاری را گذرانده و کاملاً فعال‌سازی شدند. هرچند در بیوفیلتر پی وی سی در روز ۳۱ نیز مقادیر نیتریت کمی بالا بود. از نظر پارامترهای رشد و تغذیه، بین تیمارهای آزمایشی اختلاف معنی‌داری وجود نداشت، ولی بچه ماهیان سیستم جریان باز نسبت به تیمار پی وی سی اختلاف معنی‌داری نشان دادند ($P<0/05$). بنابراین بیوفیلترهای متشکل از کاه جو، تراشه چوب و اسفنج توانستند به خوبی در شرایط سیستم مداربسته پرورش کپور معمولی فعال‌سازی شوند.

کلمات کلیدی: بیوفیلتر، فعال‌سازی، آمونیاک، کپور معمولی

* عهده‌دار مکاتبات (✉)، j_irani55@yahoo.com

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-06-13]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1395.10.3.3.7]

مقدمه

نیاز برای افزایش تولیدات آبزی‌پروری باعث شده است، که این صنعت به سمت سیستم‌های تولید متراکم هدایت شود. برخی از عواملی که در این زمینه تاثیرگذار بوده‌اند شامل: محدودیت‌های کمی و کیفی آب، تهیه زمین مناسب مورد نیاز و قیمت آن، محدودیت‌های مربوط به تعویض آب و مسائل زیست محیطی می‌باشد (Gutierrez-Wing and Malone, 2006). در سال‌های اخیر نگرانی در خصوص اثرات زیست محیطی فعالیت‌های آبزی‌پروری رو به افزایش بوده است (Buschmann *et al*., 1996; Harache, 2002; Cranford *et al*., 2003). بنابراین محدودیت‌های منابع آب و افزایش اعتراض‌ها و فشارهای اجتماعی در خصوص اثرات زیست‌محیطی پساب‌های حاصل از فعالیت‌های آبزی‌پروری، پرورش‌دهندگان را مجبور خواهد کرد، که از روش‌های سازگار با محیط زیست برای تولید آبزیان استفاده نمایند. فناوری‌های چرخش مجدد آب، بسیاری از این مشکلات را به حداقل می‌رساند (Goldburg *et al*., 2001). سیستم‌های مداربسته در گذشته بیش‌تر برای تولید ماهیان با ارزش و با بازارپسندی بالا از جمله اسمولت آزادماهی (*Salmo salar*) و ماهیان تزئینی به‌کار می‌رفت، ولی این سیستم‌ها امروزه برای تولید مولدین، بچه‌ماهیان و اندازه بازاری انواع ماهیان آب شیرین، شور، سردآبی و گرم‌آبی به‌کار می‌روند (Summerfelt *et al*., 2004).

بیوفیلتر یکی از مهم‌ترین بخش‌های سیستم‌های مداربسته به حساب می‌آید، که می‌تواند موفقیت یا عدم موفقیت یک سیستم مداربسته را رقم بزند. در طراحی بیوفیلترها سعی می‌شود، بسترها به گونه‌ای انتخاب شوند که حداکثر سطح را برای رشد باکتری‌ها و تشکیل بیوفیلم فراهم سازند (Gutierrez-Wing and Malone, 2006). معمولاً انتخاب نوع بیوفیلتر، میزان سرمایه‌گذاری و هزینه اجرایی را در سیستم‌های مداربسته تحت تاثیر قرار می‌دهد. از طرف دیگر کیفیت آب و کارایی تصفیه آب کاملاً به نوع بیوفیلتر انتخابی وابسته است (Summerfelt, 2006). مطالعات زیادی روی تصفیه آب شرب، پساب‌های ساکن و پساب‌های کشاورزی با استفاده از تولیدات کشاورزی و تولیدات وابسته به چوب به عنوان بستر بیوفیلتر انجام شده است. Soares و Abeliovich (۱۹۹۸)، همچنین Aslan و Turkman (۲۰۰۳) نشان داده‌اند که کاه گندم می‌تواند به عنوان بستر بیوفیلتر برای تصفیه آب شرب استفاده شود. Lowengart و همکاران (۱۹۹۳) نیز کاه گندم را برای تصفیه آب آبیاری کدر و دارای نیتروژن بالا به‌کار بردند. Blowes و همکاران (۱۹۹۴) نشان دادند که تراشه چوب می‌تواند برای بهبود کیفیت آب جاری و آب آبیاری به عنوان بستر بیوفیلتر مورد استفاده قرار گیرد. Kim و همکاران (۲۰۰۳) نشان دادند که تراشه چوب و کاه گندم در حذف نیترات موثر عمل می‌کنند. Robertson و همکاران (۲۰۰۵) یک بیوفیلتر با بستر چوبی را معرفی کردند که برای تصفیه فاضلاب در تاسیسات تصفیه خانه‌ها طراحی شده است. Sailing و همکاران (۲۰۰۶) نشان دادند که بیوفیلترهای با بستر کاه گندم و تراشه چوب می‌توانند همانند بیوفیلتر با بستر کالدنس (بستر پلاستکی که به طور وسیعی در کشورهای مختلف استفاده می‌شود) باعث حذف نیترات شوند. بیوفیلتر هوازی با بستر تراشه چوب برای حذف مواد آلی، مواد معلق و مواد مغذی پساب حاصل از گاوداری شیری در مقیاس آزمایشگاهی (Ruane *et*

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-06-13]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1395.10.3.3.7]

al., 2011a) و در مزرعه مورد استفاده قرار گرفته است (Ruane *et al*., 2011b). همه محققین فوق در مطالعه خود به نتایج موفقیت آمیزی در حذف ترکیبات نیتروژنی و یا سایر پسماندها دست یافتند. اما این مواد در سیستم‌های مداربسته پرورش آبزیان به ندرت مورد بررسی قرار گرفته‌اند (رفیعی و حکمت، ۱۳۸۹). از طرف دیگر کپور معمولی یکی از با ارزش‌ترین گونه‌های پرورشی می‌باشد که در مناطق مختلف دنیا به طور وسیعی مورد پرورش قرار می‌گیرد (FAO, 2012) و در سال‌های اخیر مطالعه بیوتکنیک پرورش آن در سیستم‌های مداربسته مورد توجه قرار گرفته است (Nowosad *et al*., 2013). در ایران نیز کپور معمولی یکی از مهم‌ترین گونه‌های پرورشی به حساب می‌آید (Karimpour *et al*., 2013)، که به صورت غیرمتراکم و نیمه متراکم پرورش داده می‌شود. ولی این روش‌ها، آب و زمین زیادی مصرف می‌کنند و با توجه به خشکسالی‌های اخیر و محدودیت منابع آب‌های داخلی کشور، به‌کارگیری روش‌های پایدار و فناوری‌های سازگار با محیط زیست ضروری به نظر می‌رسد. بنابراین در این تحقیق، کاربرد و فعال‌سازی چهار نوع ماده شامل کاه جو، پوشال چوب (به عنوان مواد طبیعی)، اسفنج و لوله‌های مشبک پی وی سی (به عنوان مواد مصنوعی) در سیستم مداربسته پرورش کپور معمولی مورد بررسی قرار گرفتند.

مواد و روش‌ها

حمل و نقل بچه ماهیان و سازگاری آنها

بچه ماهیان کپور معمولی از مرکز تکثیر و پرورش شهید کاظمی استان آذربایجان غربی تهیه گردید و برای انتقال بچه ماهیان به پژوهشکده مطالعات دریاچه ارومیه از کیسه‌های پلاستیکی استفاده شد. بچه ماهیان پس از سازگاری، به داخل تانک پلی اتیلن هزار لیتری منتقل و به مدت دو هفته در داخل تانک سازگاری نگهداری شدند. در این مدت بچه ماهیان دو بار با آب نمک ۲٪ ضد عفونی شدند.

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 مورد استفاده قرار گرفت:

- تیمار۱- کاه جو: ساقه‌های کاه به اندازه حدود ۳ سانتی‌متر بریده شدند (Sailing *et al*., 2007).
- تیمار۲- پوشال چوب: پوشال چوب نراد الک شده و ذرات و تکه‌های کوچک‌تر از یک سانتی‌متر حذف و تکه‌های بزرگ و ضخیم برش داده شدند (Sailing *et al*., 2007).
- تیمار۳- اسفنج: اسفنج معمولی موجود در بازار، در اندازه‌های ۲ – ۱ سانتی‌متری برش داده شدند (Nguyen *et al*., 2010).
- تیمار۴- بستر پی وی سی: بستر لوله‌ای مشبک مورد استفاده در برخی از سیستم‌های مداربسته موجود در کشور، به اندازه حدود ۱۲ سانتی‌متر برش داده شد و مورد استفاده قرار گرفت (جدول۱).

نحوه محاسبه منطقه سطح ویژه

ابتدا از هر یک از بسترهای کاه جو، پوشال چوب و اسفنج توسط بشر مدرج یک لیتری برداشته و توزین گردید. سپس، از هر کدام از آنها سه بار ۳۰ گرانول شمارش، توزین و مساحت آنها اندازه‌گیری شد. میانگین مساحت آنها به کیلوگرم و مترمکعب تعمیم داده شد.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-06-13]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1395.10.3.3.7]

جدول۱: مشخصات بسترهای بیوفیلتر بررسی شده

نوع بستر	کاه جو	تراشه چوب	اسفنج	پی وی سی
ابعاد (سانتی‌متر)	۰/۳۵ × ۲/۸۷	۰/۲۳ × ۱/۳۴ × ۲/۶۵	۰/۸۷ × ۱/۳۵ × ۱/۷۱	۶ × ۱۲
درصد تخلخل	۸۲	۷۳	۸۹	۹۲
وزن هر متر مکعب (کیلوگرم)	۳۵	۱۳۱/۵	۹/۴۸	۹۱/۳۷
حجم بستر در هر تانک (m^3)	۰/۰۱۲	۰/۰۱۲	۰/۰۱۲	۰/۰۱۲
وزن بستر در هر تانک (کیلوگرم)	۰/۴۲	۱/۵۸	۰/۱۱۴	۰/۹۳
منطقه سطح ویژه (m^2/m^3)	۳۴۵	۴۵۹	۲۳۰	۲۱۰
منطقه سطح هر کیلوگرم (m^2)	۹/۸۷	۳/۴۹	۲۴/۳۱	۲/۳
منطقه سطح ۰/۰۱۲ متر مکعب (m^2)	۴/۱۴	۵/۵۱	۲/۷۶	۲/۱۴

طراحی سیستم مداربسته

برای اجرای این تحقیق ۱۲ سیستم مداربسته آزمایشگاهی طراحی گردید. هر سیستم شامل یک تانک پلی اتیلن ۹۰ لیتری با حجم آبگیری ۸۰ لیتر برای پرورش بچه ماهیان و یک تانک ۴۵ لیتری با حجم آبگیری ۳۰ لیتر به عنوان راکتور بیوفیلتر بود. در این تانک‌ها آب بعد عبور از یک فیلتر توری ساده، به وسیله مکانیسم ایر – واتر لیفت به داخل تانک بیوفیلتر منتقل و به صورت ثقلی مجدداً به داخل تانک پرورش بر می‌گشت. به منظور تامین اکسیژن مورد نیاز ماهیان در داخل تانک پرورش دو سنگ هوا قرار گرفت. لوله‌های عمودی یک اینچی از فضای پائین بیوفیلتر (حدود ۵ سانتی‌متر از کف) آب تصفیه شده را به تانک پرورش منتقل می‌نمود. به منظور هوادهی و توزیع یکنواخت پساب در داخل بیوفیلتر، در قسمت پائین آن در دو نقطه هوادهی برقرار گردید. بسترها در حجم‌های یکسان (۰/۰۱۲ مترمکعب) در داخل تانک بیوفیلتر قرار داده شدند.

بررسی روند سازگاری بیوفیلترها

پس از طراحی و آماده‌سازی سیستم‌های مداربسته، کلیه وسایل به همراه بسترهای مورد آزمایش به وسیله هیپوکلریدسدیم ضدعفونی شدند. سپس در این سیستم‌ها بدون ماهی‌دار کردن، آب به مدت پنج شبانه روز به گردش درآمد و در این مدت آب تازه به طور دائم وارد سیستم گردید. دمای آب هر سیستم به وسیله بخاری آکواریومی در محدوده‌ی ۲۵ درجه سانتی‌گراد تنظیم گردید. ذخیره‌سازی بچه ماهیان (با میانگین وزن ۴/۸ گرم) با تراکم ۵۰ قطعه در هر تانک (۳کیلوگرم در مترمکعب) انجام و مقدار ۲۵ میلی‌گرم در لیتر باکتری‌های نیتریفایر به هر تانک بیوفیلتر اضافه گردید. در طول دوره تحقیق به منظور بررسی رشد و تعدیل غذادهی، هر ۱۰ روز تمامی ماهیان هر سیستم توزین گردید. اندازه‌گیری مقادیر آمونیاک هر سه روز (به وسیله فتومتر هک) و مقادیر نیتریت و نیترات هر شش روز (به وسیله فتومتر پالین تست) انجام گردید. نمونه‌گیری آب از داخل تانک پرورش در اول صبح قبل از غذادهی و تعویض آب انجام گردید. مقادیر درجه حرارت، pH و اکسیژن محلول به صورت روزانه

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-06-13]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1395.10.3.3.7]

اندازه‌گیری شد. تعویض آب هر روز صبح به مقدار ۳۰٪ کل حجم آب سیستم (۰/۶۲٪ جریان آب در گردش) انجام شد (Losordo *et al*., 1998; Colt *et al*., 2006).

محاسبه ورودی روزانه‌ی آمونیاک به سیستم

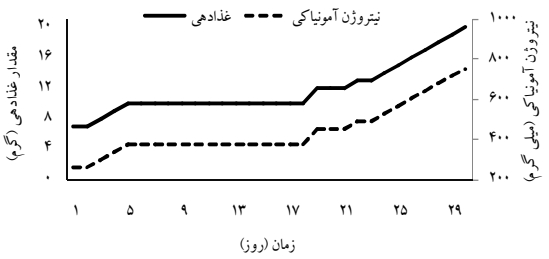
برای برآورد کل نیتروژن آمونیاکی وارد شده به سیستم، مقدار کل نیتروژن موجود در غذای ماهی را اندازه‌گیری کرده و مقدار غذادهی روزانه ثبت گردید. حدود ۳۶٪ غذای خورده شده به صورت مدفوع تغییر ماهیت می‌دهد (Brune *et al*., 2003)، که در مطالعه حاضر حدود نیمی از مدفوع تولید شده (۱۸٪)، از طریق سیفون کردن حذف گردید. همچنین حدود ۷۵٪ نیتروژن غذای مصرف شده توسط ماهی به محیط پرورش دفع می‌گردد (Peidrahita, 2003).

تجزیه و تحلیل داده‌ها

برای اندازه‌گیری افزایش وزن از فرمول $WG = \frac{(Wf-Wi)*100}{Wi}$، برای اندازه‌گیری رشد ویژه از فرمول $SGR = \frac{(\ln Wf-\ln Wi)*100}{t}$ و برای اندازه‌گیری ضریب تبدیل غذایی از فرمول $FCR = \frac{F}{(Wf-Wi)}$ استفاده گردید. در فرمول‌های فوق Wf وزن نهایی ماهی، Wi وزن اولیه ماهی و F وزن غذای مصرفی می‌باشد. آنالیز داده‌ها با استفاده از آنالیز واریانس یک‌طرفه و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از تست دانکن ($P<۰/۰۵$) انجام شد. برای تجزیه و تحلیل داده‌ها از برنامه‌های Excel 2010 و SPSS 16 استفاده گردید.

نتایج

در دوره فعال‌سازی بیوفیلترها، غذادهی با نرخ ۲/۹٪ وزن بدن (۷ گرم به هر تانک) شروع و طی پنج روز به ۴/۲٪ (۱۰گرم به هر تانک) افزایش یافت. مقدار غذادهی تا روز ۱۸ ثابت بود، سپس با کاهش آمونیاک آب تانک‌های پرورشی، مقدار غذادهی به صورت تدریجی افزایش یافت. به تبع افزایش مقدار غذادهی، ورودی آمونیاک به هر سیستم نیز افزایش یافت، به طوری که در ابتدای دوره، مقدار آن ۲۶۵ میلی‌گرم و در انتهای دوره، ۷۵۶ میلی‌گرم بود (شکل ۱).



شکل ۱: مقادیر غذادهی روزانه و آمونیاک ورودی به سیستم‌ها طی دوره فعال‌سازی بیوفیلترها

بررسی مقادیر نیتروژن آمونیاکی کل، طی دوره فعال‌سازی بیوفیلترها نشان داد که یک روز بعد از ذخیره‌سازی، مقادیر آمونیاک تمامی تیمارها به طور معنی‌داری بیش‌تر از سیستم جریان باز بود و این اختلاف آماری تیمارها با سیستم جریان باز، تا روز بیست و هشتم برقرار بود ($P<۰/۰۵$). در روز نهم بیش‌ترین مقدار نیتروژن آمونیاکی (۵/۰۲ میلی‌گرم در لیتر) در تیمار ۴ و کم‌ترین مقدار آن (۴/۰۳ میلی‌گرم در لیتر) در تیمار ۱ مشاهده گردید و فقط بین تیمارهای ۲ و ۳ اختلاف معنی‌دار وجود نداشت ($P<۰/۰۵$). در مورد تیمار ۳ بیش‌ترین مقدار نیتروژن آمونیاکی طول دوره (۴/۵ میلی‌گرم در لیتر) در روز نهم اتفاق افتاد و بعد از آن روند نزولی داشت. در صورتی که در سایر تیمارها بیش‌ترین مقدار آن (در تیمارهای ۱، ۲ و ۴ به

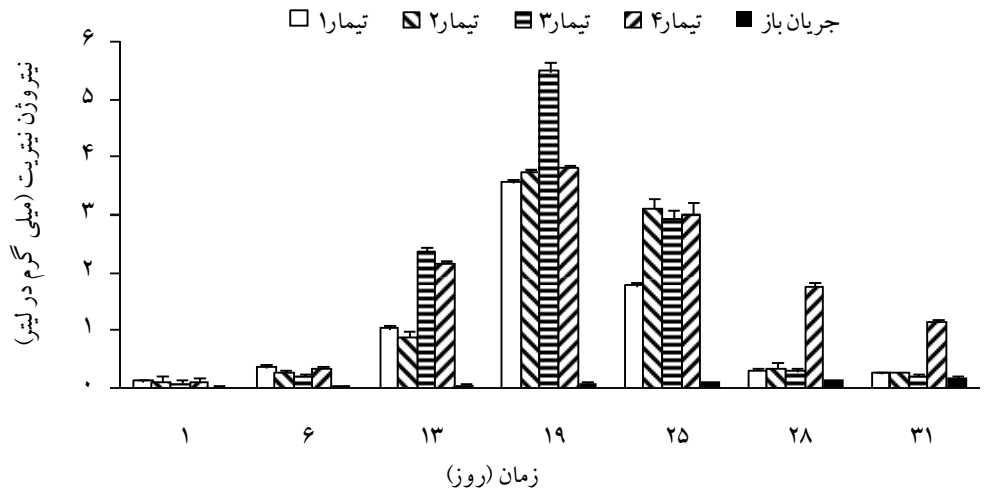
[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-06-13]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1395.10.3.3.7]

ترتیب ۴/۲، ۵/۱ و ۴/۶۳ میلی‌گرم در لیتر) در روز سیزدهم اتفاق افتاد و سپس روند نزولی نشان داد (شکل۲). از روز نوزدهم به بعد مقادیر نیتروژن آمونیاکی تیمار ۴ به طور معنی‌داری بیش‌تر از سایر تیمارها بود، در صورتی که بین تیمارهای ۱، ۲، و ۳ تا آخر دوره اختلاف آماری مشاهده نشد (P<۰/۰۵). در روز سی و یکم به غیر از تیمار ۴، هیچکدام از تیمارها نسبت به سیستم جریان باز اختلاف معنی‌دار نشان نداد.

شکل ۲: تغییرات نیتروژن آمونیاکی تیمارهای مختلف طی دوره فعال‌سازی بیوفیلترها. مقادیر به صورت میانگین ± خطای معیار هستند.

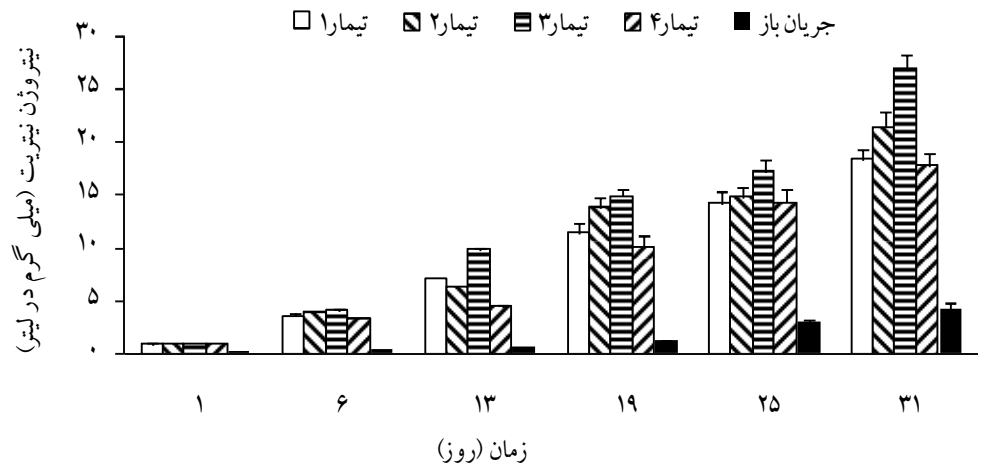
بررسی مقادیر نیتروژن نیتریت طی دوره فعال‌سازی بیوفیلترها نشان داد که در تمامی تیمارها بیش‌ترین مقدار نیتروژن نیتریت در روز نوزدهم اتفاق افتاد (شکل۳). این مقادیر برای تیمارهای ۱ تا ۴ به ترتیب ۳/۵۷، ۳/۷۵، ۵/۵ و ۳/۸۳ میلی‌گرم در لیتر بود. تیمار ۳ نسبت به سایر تیمارها و تیمار ۴ نسبت به تیمار ۱ اختلاف معنی‌داری نشان داد (P<۰/۰۵). در روز بیست و پنجم، مقدار آن در تیمار ۱ (۱/۷۷میلی‌گرم در لیتر) به طور معنی‌داری کم‌تر از سایر تیمارها بود، در صورتی که بین تیمارهای دیگر اختلاف آماری وجود نداشت. در روزهای بیست و هشتم و سی و یکم، مقادیر نیتروژن نیتریت همه تیمارها در مقایسه با تیمار ۴ به طور معنی‌داری کم‌تر بود و بین تیمارهای ۱، ۲ و ۳ اختلاف آماری مشاهده نگردید (P<۰/۰۵). مقادیر نیتروژن نیتریت در سیستم های جریان باز در طول دوره تحقیق روند صعودی داشت (شکل۳)، به طوری که مقدار آن در روز اول ۰/۰۳ میلی‌گرم در لیتر و در روز سی یکم ۰/۲میلی‌گرم در لیتر بود. مقادیر نیتروژن نیتریت تمامی تیمارهای آزمایشی تا روز بیست پنجم به طور معنی‌داری بیش‌تر از سیستم جریان باز بود، ولی از روز بیست هشتم به بعد این سیستم فقط با تیمار ۴ اختلاف معنی‌دار نشان داد (P<۰/۰۵).

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-06-13]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1395.10.3.3.7]



شکل ۳: تغییرات نیتروژن نیتریت تیمارهای مختلف طی دوره فعال‌سازی بیوفیلترها. مقادیر به صورت میانگین ± خطای معیار هستند.

بررسی مقادیر نیتروژن نیترات طی دوره فعال‌سازی بیوفیلترها نشان داد که در تمامی تیمارها روند افزایشی وجود داشت. بیش‌ترین مقدار آن در طول دوره تحقیق مربوط به تیمار ۳ بود. در روز سی و یکم بین تیمارهای ۱ و ۴ (به ترتیب ۱۸/۴۱ و ۱۷/۷۹ میلی‌گرم در لیتر) اختلاف آماری وجود نداشت، در صورتی که تیمارهای ۲ و ۳ (به ترتیب ۲۱/۴۱ و ۲۶/۹ میلی‌گرم در لیتر) با هم و نسبت به سایر تیمارها اختلاف معنی‌داری نشان دادند ($P<0/05$). مقادیر نیتروژن نیترات سیستم جریان باز نیز در طول دوره تحقیق روند صعودی داشت، به طوری که مقدار آن در روز اول، ۰/۲۷ میلی‌گرم در لیتر و در روز سی و یکم، ۴/۲۵ میلی‌گرم در لیتر بود. تا پایان دوره تحقیق مقادیر نیتروژن نیترات تیمارهای آزمایشی به طور معنی‌داری بیش‌تر از سیستم جریان باز بود ($P<0/05$).



شکل ۴: تغییرات نیتروژن نیترات تیمارهای مختلف طی دوره فعال‌سازی بیوفیلترها. مقادیر برحسب میانگین ± خطای معیار هستند.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-06-13]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1395.10.3.3.7]

در طول دوره تحقیق در تمام تیمارهای آزمایشی، مقادیر دبی آب بین ۳/۷۹-۳/۶۹ لیتر در دقیقه، درجه حرارت بین ۲۵/۱۱-۲۴/۹ درجه سانتی‌گراد، میانگین اکسیژن محلول بین ۷/۳۳-۷/۱۷ میلی‌گرم در لیتر و میانگین pH بین ۸/۳۱-۸/۲۱ بود. در هیچکدام از تیمارها مرگ و میر مشاهده نگردید و میزان بقاء در همه سیستم ها ۱۰۰ درصد بود (جدول۲).

در انتهای دوره تحقیق، در تیمارهای مختلف میانگین وزن ماهیان بین ۷/۶۴-۷/۴۷ گرم، میانگین افزایش وزن آنها بین ۵۹/۲۴-۵۵/۵۶ درصد، میانگین رشد ویژه بین ۱/۵۵-۱/۴۷ درصد در روز و میانگین ضریب تبدیل غذایی بین ۲/۶۴-۲/۴۸ بود (جدول۲). از نظر پارامترهای فوق الذکر بین هیچ‌کدام از تیمارها اختلاف معنی‌داری وجود نداشت (P<۰/۰۵). سیستم جریان باز از نظر میانگین وزن (۷/۷۴ گرم)، افزایش وزن (۶۰/۸۳ درصد)، رشد ویژه (۱/۵۸ درصد) و ضریب تبدیل غذایی (۲/۴۱) فقط با تیمار ۴ اختلاف معنی‌دار نشان داد (P<۰/۰۵).

جدول ۲: مقادیر وزن نهایی (گرم)، افزایش وزن (درصد)، رشد ویژه (درصد در روز)، ضریب تبدیل غذایی، درصد بقاء، دبی آب (لیتر در دقیقه)، دما (درجه سانتی‌گراد)، pH و اکسیژن (میلی‌گرم در لیتر) در تیمارهای آزمایشی و سیستم جریان باز (میانگین ± خطای معیار).

تیمار	تیمار۱	تیمار۲	تیمار۳	تیمار۴	سیستم جریان باز
وزن نهایی	۷/۶۰±۰/۰۹^{ab}	۷/۶۴±۰/۰۷^{ab}	۷/۵۳±۰/۰۹^{ab}	۷/۴۷±۰/۰۳^{a}	۷/۷۴±۰/۰۴^{b}
افزایش وزن	۵۸/۴±۱/۸۷^{ab}	۵۹/۲۴±۱/۴۷^{ab}	۵۶/۹۵±۱/۸۴^{ab}	۵۵/۵۶±۰/۶۹^{a}	۶۰/۸۳±۰/۷۹^{b}
رشد ویژه	۱/۵۳±۰/۰۴^{ab}	۱/۵۵±۰/۰۶^{ab}	۱/۵±۰/۰۴^{ab}	۱/۴۷±۰/۰۲^{a}	۱/۵۸±۰/۰۱^{b}
ضریب تبدیل غذایی	۲/۵۲±۰/۰۸^{ab}	۲/۴۸±۰/۱۱^{ab}	۲/۵۸±۰/۰۸^{ab}	۲/۶۴±۰/۰۳^{a}	۲/۴۱±۰/۰۳^{b}
درصد بقاء	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰
دبی آب	۳/۷۱±۰/۰۷^{a}	۳/۶۹±۰/۰۷^{a}	۳/۷۹±۰/۰۱^{a}	۳/۶۹±۰/۰۴^{a}	۲/۲۰±۰/۰۶^{b}
دما	۲۵/۱۱±۰/۱۲^{a}	۲۴/۹۱±۰/۱۵^{a}	۲۵/۰۴±۰/۱۹^{a}	۲۴/۹۰±۰/۲^{a}	۲۴/۹۸±۰/۲۵^{a}
pH	۸/۲۱±۰/۰۲^{b}	۸/۲۵±۰/۰۲^{bc}	۸/۲۹±۰/۰۲^{bc}	۸/۳۱±۰/۰۲^{c}	۷/۸۳±۰/۰۵^{a}
اکسیژن	۷/۱۷±۰/۱۰^{a}	۷/۲۵±۰/۱۱^{a}	۷/۳۳±۰/۱۰^{a}	۷/۲۵±۰/۱۱^{a}	۷/۴۲±۰/۰۸^{a}

* در هر ردیف حروف متفاوت نشان دهنده وجود و حروف مشابه نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار است (p<۰/۰۵).

بحث

تغییرات مقادیر آمونیاک، نیتریت و نیترات

در مطالعه انجام شده، مقادیر آمونیاک در تمامی تیمارها ابتدا افزایش یافته، به اوج رسیده و سپس کاهش یافت. همزمان با کاهش آمونیاک، مقادیر نیتریت افزایش یافته، به اوج رسیده و دوباره کاهش یافت. مقادیر نیترات تا انتهای دوره، روند افزایشی داشت. این تغییرات آمونیاک، نیتریت و نیترات به خاطر فعالیت نیتریفیکاسیون است که توسط دو گروه از باکتری‌های نیتریفایر انجام می‌گردد (Michaud *et al.*, 2006). گروه اول باکتری‌های دخیل در فرایند نیتریفیکاسیون که آمونیاک را به نیتریت تبدیل می‌کنند، به عنوان باکتری‌های اکسیدکننده آمونیاک (AOB) نامیده می‌شوند و معروف‌ترین آنها باکتری‌های متعلق به جنس نیتروزوموناس است. نیتریت حاصل از فرایند فوق نیز همانند آمونیاک برای آبزیان پرورشی سمی و زیان‌آور

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-06-13]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1395.10.3.3.7]

است و بایستی دوباره اکسید شود. این عمل توسط گروه دوم باکتری‌های نیتریفایر انجام می‌گردد، که معروف‌ترین باکتری‌های اکسیدکننده نیتریت (NOB) متعلق به جنس نیتروباکتر هستند. نیترات محصول نهایی فرایند نیتریفیکاسیون است و در دامنه غلظت‌هایی که معمولاً در سیستم‌های آبزی‌پروری وجود دارد (کم‌تر از ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر) برای آبزیان پرورشی سمی نیست (DeLong and Losordo, 2012).

محققین مختلف در مورد روند تغییرات ترکیبات نیتروژنی در دوره فعال‌سازی بیوفیلترها توضیحات تقریباً مشابه‌ای را ارائه داده‌اند (Thimmons *et al*., 2001; Piedrahita, 2003; Chen *et al*., 2006). با وجود مشابه بودن روند تغییرات، مقادیر و زمان‌های ارائه شده توسط محققین مختلف متفاوت بوده است. Thimmons و همکاران (۲۰۰۷) حداکثر نیتروژن آمونیاکی را نزدیک به ۴ میلی‌گرم در لیتر در روز ۱۴ گزارش کرده‌اند. در صورتی که در مطالعه Wolters و همکاران (۲۰۰۹)، حداکثر آن به مقدار ۲/۳ میلی‌گرم در لیتر، در روز ۲۹ بوده است. در بررسی دوره فعال‌سازی بیوفیلترها در دو دمای ۱۵/۶۴ و ۱۸/۷۱ درجه سانتی‌گراد مشخص شده که حداکثر نیتروژن آمونیاکی به ترتیب به مقدار ۴ میلی‌گرم در روز ۲۳ و به مقدار ۲/۵ میلی‌گرم در روز ۱۷ بوده است (Carroza *et al*., 2012). همه محققین فوق گزارش کردند که بعد از به حداکثر رسیدن نیتروژن آمونیاکی، غلظت‌های آن روند نزولی داشته و دیگر بار افزایش نیافته است.

در تحقیق حاضر حداکثر نیتروژن آمونیاکی در بیوفیلترهای اسفنجی و پی وی سی (به ترتیب به مقدار ۴/۵ و ۵/۰۲ میلی‌گرم در لیتر) در روز ۹ و در بیوفیلترهای کاه جو و تراشه چوب (به ترتیب به مقدار ۴/۲ و ۵/۱ میلی‌گرم در لیتر) در روز ۱۳ بود. در تحقیق حاضر نیز بعد از به اوج رسیدن مقادیر نیتروژن آمونیاکی در روزهای ۹ و ۱۳، مشابه نتایج مطالعات محققین فوق، غلظت‌های آن روند کاهشی پیدا کرد. مقادیر نیتریت نیز همانند آمونیاک در ابتدا سیر صعودی داشت، که نشان دهنده استقرار باکتری های اکسیدکننده آمونیاک می‌باشد. بیش‌ترین مقدار غلظت‌های نیتروژن نیتریت در همه تیمار های آزمایشی (۳/۵۷، ۳/۷۵، ۳/۵۰ و ۳/۸۳ میلی‌گرم در لیتر به ترتیب برای بیوفیلترهای کاه جو، پوشال چوب، اسفنج و پی وی سی) در روز ۱۹ اتفاق افتاد و بعد از آن روند کاهشی داشت، که نشان دهنده استقرار گروه دوم باکتری‌های دخیل در فرایند نیتریفیکاسیون می‌باشد. حداکثر غلظت نیتریت در تحقیقات محققین قبلی، نزدیک به ۷ میلی‌گرم در لیتر در روز ۲۸ (Thimmons *et al*., 2007)، نزدیک به ۳ میلی‌گرم در لیتر در روز ۷۱ (Wolters *et al*., 2009) و حداکثر ۳/۵ و ۴ میلی‌گرم در لیتر در روزهای ۳۳ و ۲۳ به ترتیب در دماهای ۱۵/۶۴ و ۱۸/۷۱ درجه سانتی‌گراد بود (Carroza *et al*., 2012).

نیترات سومین ترکیب نیتروژنی است که در جریان فعال‌سازی بیوفیلتر ایفای نقش می‌کند. نیترات در نتیجه اکسیداسیون نیتریت توسط باکتری‌های اکسیدکننده نیتریت تولید می‌شود. بر اساس گزارش برخی محققین، مقدار نیترات به دنبال استقرار باکتری‌های نیتریفایر به طور مداوم در طول زمان افزایش می‌یابد (Thimmons *et al*., 2001). مشابه یافته‌های محققین فوق، در تحقیق حاضر نیز، غلظت‌های نیتروژن نیترات از اول تا انتهای دوره فعال‌سازی بیوفیلترها روند افزایشی داشت. به طوری که بیش‌ترین مقدار آن در پایان دوره فعال‌سازی

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-06-13]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1395.10.3.3.7]

در روز ۳۱ در تیمارهای ۱ تا ۴ به ترتیب ۱۸/۴۱، ۲۱/۴۱، ۲۶/۹ و ۱۷/۷۹ میلی‌گرم در لیتر بود. برخلاف نتایج فوق، برخی محققین وجود نوسانات متعدد درغلظت‌های نیترات را گزارش کرده‌اند (Al-Wolters *et al*., 2009; Carroza *et al*., 2012). به نظر می‌رسد که نوسانات مقادیر نیترات در تحقیقات فوق مربوط به تعویض آب و ورود آب تازه به سیستم بوده است (Thimmons *et al*., 2001). در تحقیق حاضر با وجودی که تعویض آب انجام می‌شد، اما نوسانی در غلظت نیترات مشاهده نگردید. این امر به احتمال قوی به دلیل منظم بودن تعویض آب بوده است، چراکه در طول دوره تحقیق حاضر، تعویض آب در هر روز و در ساعت مشخص انجام می‌گرفت.

زمان فعال شدن بیوفیلتر و رسیدن به وضعیت یکنواخت

محققین عقیده دارند که یک بیوفیلتر زمانی برای استفاده در سیستم‌های مداربسته پرورش ماهی آماده است که به شرایط وضعیت یکنواخت رسیده باشد (Delong and Losordo, 2012) و یک بیوفیلتر زمانی به وضعیت یکنواخت می‌رسد که مقادیر نیتروژن آمونیاکی در آب خروجی بیوفیلتر نسبتاً ثابت و نمودار زمانی آن تقریباً به صورت خط راست افقی باشد (Colt *et al*., 2006). محققین مختلف برای رسیدن یک بیوفیلتر به وضعیت یکنواخت مدت زمان متفاوتی را گزارش کرده‌اند. برخی از آنها، دوره زمانی ۳-۱ ماه را برای آن در نظر گرفته‌اند (Huguenin and Colt, 1989)، برخی دیگر، با توجه به مقادیر ورودی آمونیاک، درجه حرارت و pH، یک دوره ۴۰-۲۰ روزه را گزارش کرده‌اند (Lekang, 2007). Thimmons و همکاران (۲۰۰۱) در آزمایش خود در روز ۳۹ به وضعیت یکنواخت دست یافتند. مطالعات نشان داده است که درجه حرارت می‌تواند در زمان رسیدن به وضعیت یکنواخت بسیار تاثیرگذار باشد. به عنوان مثال، Carroza و همکاران (۲۰۱۲) نشان دادند که در دمای ۱۵/۶۴درجه سانتی‌گراد، بیوفیلترها در روزهای ۳۷ یا ۳۸ و در دمای ۱۸/۷۱درجه سانتی‌گراد در روزهای ۲۷ و ۲۹ به وضعیت یکنواخت رسیدند.

در تحقیق حاضر از نظر نیتروژن آمونیاکی تمامی بیوفیلترها در روز ۱۹ به وضعیت یکنواخت رسیدند و از نظر نیتروژن نیتریت، بیوفیلترهای کاه جو، پوشال چوب و اسفنج در روز ۲۸ به وضعیت یکنواخت رسیدند، درصورتی که در بیوفیلتر پی وی سی در روز ۳۱ نیز مقادیر نیتروژن نیتریت نسبتاً بالا و نزدیک به ۱ میلی‌گرم در لیتر بود. بنابراین از نظر فعال‌سازی و زمان رسیدن به وضعیت یکنواخت، بین بیوفیلترهای کاه جو، تراشه چوب و اسفنج اختلافی وجود نداشت، ولی در بیوفیلتر پی وی سی بیش‌تر طول کشید.

ظرفیت یک بیوفیلتر برای اکسیداسیون آمونیاک و مواد آلی، به کل سطح ویژه آن (سطحی که یک مترمکعب از بستر ایجاد می‌کند) و قابلیت به‌کارگیری این سطح توسط باکتری‌ها بستگی دارد. هر چه منطقه سطح ویژه افزایش یابد، جوامع باکتریایی افزایش و به تبع آن قابلیت حذف آمونیاک افزایش پیدا می‌کند. برای اینکه یک بستر بتواند کارایی لازم را در سیستم مداربسته داشته باشد، باید منطقه سطح ویژه بالا و تخلخل مناسبی داشته باشد. منطقه سطح ویژه اهمیت زیادی دارد، چرا که میزان رشد باکتری‌ها، فعالیت نیتریفیکاسیون و نرخ حذف آمونیاک و همچنین حجم کلی بیوفیلتر کاملاً به آن بستگی دارد. مقدار تخلخل

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-06-13]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1395.10.3.3.7]

بستر در برقراری جریان مناسب آب در سیستم نقش حیاتی ایفاء می‌کند. بسترهایی که در تحقیق حاضر مورد استفاده قرار گرفته‌اند، هرکدام دارای مزایا و معایب مخصوص خود می‌باشند. کاه جو و پوشال چوب سطح ویژه و درصد تخلخل مناسبی ایجاد می‌کنند، بسیار ارزان قیمت و به صورت منطقه‌ای به راحتی در دسترس هستند، ولی از مهم‌ترین معایب آنها پائین بودن طول عمر مفیدشان می‌باشد. مطالعات زیادی روی تصفیه آب شرب، پساب‌های ساکن، پساب‌های کشاورزی و دامداری با استفاده از تولیدات کشاورزی و تولیدات وابسته به چوب به عنوان 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; Ruane *et al*., 2011a; Ruane *et al*., 2011b). با وجود تحقیقات فوق، استفاده از این مواد به عنوان بستر بیوفیلتر در سیستم‌های مداربسته پرورش آبزیان با شبهه همراه بود. مخصوصاً کاه جو که برای اولین بار در تحقیق حاضر به عنوان بستر بیوفیلتر سیستم‌های مداربسته مورد استفاده قرار گرفت و در خصوص عملکرد آن در این سیستم‌ها و اثرات آن روی شاخص‌های رشد، تغذیه و سلامتی ماهی اطلاعاتی در دسترس نبود. اما نتایج این تحقیق نشان داد که کاه جو و پوشال چوب به خوبی توانستند زمینه استقرار، رشد و افزایش جمعیت باکتری‌های نیتریفایر را فراهم سازند. هرچند انتظار می‌رفت به دلیل آلی بودن منشاء و ناصاف بودن سطح این مواد شرایط بهتری برای استقرار و افزایش جمعیت باکتری‌ها فراهم کرده و در نتیجه بیوفیلترها سریع‌تر به فعال‌سازی برسند، ولی در عمل تفاوتی با بستر اسفنجی که یک بستر مصنوعی است، نداشته‌اند.

در خصوص استفاده از اسفنج به عنوان فیلتر بیولوژیکی در سیستم‌های مداربسته پرورش آبزیان تحقیقات چندانی انجام نشده است. ولی در سال‌های اخیر، مطالعات آزمایشگاهی نشان داده است که اسفنج به دلیل داشتن سطح ویژه مناسب و تخلخل بالا، می‌تواند یک بستر ایده‌آل برای رشد باکتری‌های فیلم ثابت باشد. مطالعات بعدی توسط سایر محققین آنرا تائید نموده است (Nguyen *et al*., 2010; Nguyen *et al*., 2011). در تحقیق حاضر نیز اسفنج توانست شرایط مناسب برای استقرار و افزایش جمعیت باکتری‌های نیتریفایر را فراهم سازد، به طوری که این بیوفیلترها توانستند به خوبی در سیستم‌های مداربسته پرورش کپور معمولی فعال‌سازی شوند.

با وجودی که کپور معمولی یکی از مهم‌ترین گونه‌های پرورشی آب شیرین به حساب می‌آید (FAO, 2012)، ولی در زمینه پرورش آن در سیستم‌های مداربسته اطلاعات اندکی موجود است (Nowosad *et al*., 2013). فاکتورهای رشد و تغذیه‌ای ماهی با توجه مراحل رشد و نمو آن کاملاً متغیر است (Nowosad *et al*., 2013)، به طوری که Nowosad و همکاران (۲۰۱۳) مقادیر رشد ویژه و ضریب تبدیل غذایی را برای بچه‌ماهیان کپور معمولی با وزن اولیه ۰/۸۸ گرم، به ترتیب بین ۸/۷۹-۵/۹۹ درصد در روز و ۲/۵۹-۱/۰۶ به دست آورده‌اند، در صورتی که Enache و همکاران (۲۰۱۲) شاخص‌های فوق را برای ماهیان ۱۴۵-۱۳۸ گرمی، به ترتیب ۰/۹۱-۰/۸۳ درصد در روز و ۱/۵۷-۱/۴۳ گزارش کرده‌اند. در تحقیق حاضر، برای ماهیان ۴/۸ گرمی مقادیر رشد ویژه گروه‌های مختلف بین ۱/۵۸-۱/۴۷ درصد در روز و مقادیر ضریب تبدیل غذایی بین ۲/۶۴-۲/۴۱ بوده است.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-06-13]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1395.10.3.3.7]

مقادیر ضریب تبدیل غذایی به دست آمده در تحقیق حاضر نسبت به تحقیقات فوق الذکر بیش‌تر است، که احتمالاً به خاطر پائین بودن پروتئین غذا بوده است.

در انتهای دوره فعال‌سازی بیوفیلترها، از نظر آمونیاک همه تیمارها و از نظر نیتریت تیمارهای ۱، ۲ و ۳ نسبت به سیستم جریان باز اختلاف معنی‌داری نشان ندادند. این امر توانایی بالای کاه جو، پوشال چوب و اسفنج در استقرار و افزایش جمعیت باکتری‌های نیتریفایر و کنترل ترکیبات سمی نیتروژن را نشان می‌دهد. از طرف دیگر پارامترهای رشد و تغذیه‌ای بچه‌ماهیان تیمارهای ۱، ۲ و ۳ اختلاف آماری ($P<0/05$) با سیستم جریان باز نداشت. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که کاه جو، پوشال چوب و اسفنج می‌توانند به طور موفقیت‌آمیزی به عنوان بستر بیوفیلتر در سیستم‌های مداربسته پرورش آبزیان به‌کار روند.

سپاسگزاری

در اینجا بر خود لازم می‌دانیم از زحمات کلیه کسانی که مارا در انجام این تحقیق یاری نمودند سپاسگزاری نماییم.

منابع

۱. رفیعی، غ.، حکمت، ن.، ۱۳۸۹. بررسی عملکرد پروپیلن و پوشال درخت صنوبر (*Populus alba*) به عنوان پالایشگر زیستی، بر کیفیت آب، رشد و بازماندگی بچه ماهیان کپور (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) در سیستم مداربسته پرورشی. نشریه شیلات، مجله منابع طبیعی ایران، ۶۳(۳)، ۱۸۱-۱۷۳.

2. Al-Hafedh, S.A., Alam, M.A., 2003. Performance of plastic biofilter media with different configuration in a water recirculation system for the culture of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). Aquacultural Engineering, 29, 139-154.

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

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

5. Brune, D.E., Schwartz, G., Eversole, A.G., Collier, J. A., Schwedler, T.E., 2003. Intensification of pond aquaculture and high rate photosynthetic systems. Aquacultural Engineering, 28, 65–86.

6. Buschmann, A.H., Lopez, D.A., Medina, A., 1996. A review of the environmental effects and alternative production strategies of a marine aquaculture in Chile. Aquacultural Engineering, 15, 397–421.

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

8. Chen, S., Ling, J., Blancheton, J., 2006. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. Aquacultural Engineering, 34, 179-197.

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

10. Cranford, P., Dowd, M., Grant, J., Hargrave, B., McGladdery, S., 2003. Ecosystem level effects of marine bivalve aquaculture. In: A scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems: I. Fisheries and Oceans Canada. Can. Tech. Rep. Fisheries and Aquatic Sciences, 2450(1), 12–20.

11. DeLong, D.P., Losordo, T.M., 2012. How to Start a Biofilter. Southern Regional Aquaculture Center Publication, 4502, 4 p.

12. Enache, I., Cristea, V., Ionescu, T., Dediu, L., Docan, A., 2012. The influence of light intensity on the growth performance of common carp in a recirculating aquaculture system condition. University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine Iasi, 58, 234-240.

13. Goldburg, R.J., Elliott, M.S., Naylor, M.A., 2001. Marine Aquaculture in the United States: Environmental Impacts and Policy Options. Pew Oceans Commission, Arlington, VA, 44 p.

14. Gutierrez-Wing, M.T., Malone, R.F. 2006. Biological filters in aquaculture: Trends and research directions for freshwater and marine

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-06-13]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1395.10.3.3.7]

applications. Aquacultural Engineering, 34, 163–171.
15. Harache, Y., 2002. Responsible aquaculture in the next century: an evolutionary perspective. In: Creswell, R.L.,Flos, R. (Eds.), Perspectives on Responsible Aquaculture for the New Millennium, World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, USA/The European Aquaculture Society, Oostende, Belgium, pp. 1–27.
16. Huguenin, J.E., Colt, J., 1989. Design and operating guide for aquaculture seawater systems. Ser. Development of Aquacultural Fish Science, 20, 264 p.
17. Karimpour, M., Harlioglu, M.M., Khanipour, A.A., Abdolmaleki, S., Aksu, O., 2013. Present status of fisheries in Iran. Journal of FisheriesScience.com, 7(2), 161-177.
18. Kim, H.E., Seagren, A., Davis, A.P. 2003. Engineered bioretention for removal of nitrate from stormwater runoff. Water Environmental Research, 75, 355–367.
19. Lekang, O., 2007. Aquaculture engineering. Blackwell Publishing, Oxford, 340 p.
20. Lorsordo, T.M., Masser, M.P., Rakocy, J., 1998. Recirculating Aquaculture Tank Production Systems: An Overview of Critical Considerations. Southern Regional Aquaculture Center Publication, 451, 6 p.
21. Lowengart, A., Diab, S., Kochba, M., 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.
22. Michaud, L., Blancheton, J P., Bruni, V., Piedrahita, R., 2006. Effect of particulate organic carbon on heterotrophic bacterial populations and nitrification efficiency in biological filters. Aquacultural Engineering, 34, 224-233.
23. Nguyen, T.T., Ngo, H.H., Guo, W., Johnston, A., 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.
24. Nguyen, T.T., Ngo, H.H., Guo, W., Phuntsho, S., Li, J., 2011. A new sponge tray bioreactor in primary treated sewage effluent treatment. Bioresource Technology, 101, 5444-5447.
25. Nowosad, J., Kucharczyk, D., Bilas, M., Palinska-Zarska, K., Krejszeff, S., 2013. Optimization of feeding rate of juvenile Common Carp (*Cyprinus carpio* L.), during short intensive rearing under controlled conditions. THE Experiment, 15(2), 1056-1063.
26. Piedrahita, R.H., 2003. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. Aquaculture, 226, 35-44.
27. Robertson, W.D., Ford, G.I., Lombardo, P.S., 2005. Wood based filter for nitrate removal in septic systems. American Society of Agricultural and Biological Engineers, 48(1), 121–128.
28. Ruane, E.M., Murphy, P.N.C., Clifford, E., O'Reilly, E., French, P., Rodgers, M., 2011a. Treatment of dairy soiled water using a wood chip filter. Journal of Environmental Management. doi: 10.1016/j.jenvman.2011.09.007.
29. Ruane, E.M., Murphy, P.N.C., Healy, M.G., French, P., Rodgers, M., 2011b. On-farm treatment of dairy soiled water using aerobic wood chip filters.Water research, 45, 6668 – 6676.
30. Saliling, W.J.B., Westerman, P.W., 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.
31. Soares, M.I.M., Abeliovich, A., 1998. Wheat straw as substrate for denitrification. Water Research, 32(12), 3790–3794.
32. Summerfelt, S.T., Davidson, J.W., Waldrop, T.B., Tsukuda, S.M., Bebak Williams, J., 2004a. A partial reuse system for coldwater aquaculture. Aquaculture Engineering, 31, 157–181.
33. Timmons, M.B., Ebeling, J.M., 2007. Recirculating aquaculture. Cayuga Aqua Ventures, New York, 769 p.
34. Timmons, M.B., Ebeling, J.M., Wheaton, F.W., Summerfelt, S.T., Vinci, B.J., 2001. Recirculating Aquaculture Systems. Cayuga Aqua Ventures, Ithaca, NY, 647 p.
35. Wolters, W., Masters, A., Vinci, B., Summerfelt, S., 2009. Design, loading, and water quality in recirculating systems for Atlantic salmon (*Salmo salar*) at the USDA ARS National Cold Water Marine Aquaculture Center (Franklin, Maine). Aquaculture Engineering, 41, 60-70.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-06-13]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1395.10.3.3.7]