بررسی کارایی حذف آمونیاک از پساب مزارع پرورش قزل آلای رنگین کمان توسط زغال لیلکی (*Gleditschia caspica*)، اسکلت مرجان Antozoa و پشم فولاد (Steel wool)

فرهاد کنیه*[۱]، فرشته زراعت پیشه [۲]، احسان حسن احمدی [۳]

*farhadkonyeh@ut.ac.ir

۱- گروه بوم شناسی آبزیان،دانشکده شیلات و محیط زیست، دانشگاه تهران، کرج، ایران
۲- گروه تکثیر و پرورش آبزیان،دانشکده شیلات و محیط زیست، دانشگاه تهران، کرج، ایران
۳- گروه تولید و بهره برداری آبزیان، دانشکده شیلات و محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ایران

تاریخ دریافت: اسفند ۱۳۹۶ تاریخ پذیرش: مهر ۱۳۹۷

چکیده

یکی از مشکلات صنعت آبزی‌پروری پساب آمونیاکی ناشی از فعالیت های آبزی‌پروری است که موجب پر غذایی آبهای دریافت‌کننده آنها می‌شود (فرهنگی و حاجی مرادلو، ۱۳۹۰). آمونیاک حتی در غلظت های پایین ممکن است اثرات منفی بر بافت‌ها و پارامترهای فیزیولوژیک ماهی قزل آلای رنگین کمان داشته باشد. در این بررسی از ترکیب جاذب‌های فیزیکی همراه با بیوفیلم‌های جلبکی در بیوراکتور سینوسی (دورانی) استفاده گردید. جاذب‌ها داخل توری از جنس پلی وینیل کلرید در بیوراکتور قرار گرفتند. به مدت ده روز محیط کشت زایندر به سیستم ترزیق گردید تا بیوفیلم بر جاذب تشکیل گردد. سپس حجم ذخیره‌ای بیورکتور توسط پساب کارگاه پرورش قزل آلای رنگین کمان واقع در هراز تعویض شد. هر ۱۲ ساعت فاکتورهای آب اندازه گیری و ثبت شد. هدف این پژوهش کاهش بار آمونیاک با استفاده از زغال لیلکی، اسکلت مرجان و پشم فولادی بود که توسط بیوفیلم جلبکی-باکتریایی پوشیده شده است تا بستری مناسب برای حذف فیزیکی و بیولوژک مهیا کند. غلظت اولیه آمونیاک در بیوراکتور ۲/۵۰ میلی‌گرم در لیتر در نظر گرفته شد و هر یک از جاذب‌ها به طور جداگانه مورد آزمایش قرار گرفتند. نرخ کاهش آمونیاک در زغال لیلکی، اسکلت مرجان و پشم آهن طی دوره ۷۲ ساعته آزمایش بترتیب ۹۱/۵٪، ۸۲/۱٪، ۷۸/۸٪ بدست آمد. راندمان حذف آمونیاک در بیوراکتور بر اساس فعالیت متقابل جاذب‌ها با بیوفیلم در جهت حذف فیزیکی، شیمیایی و زیستی تلقی گردید که نسبت به سیستم های مشابه در زمان کمتری به راندمان مطلوب رسید.

لغات کلیدی: آمونیاک، پشم فولاد، زغال لیلکی، اسکلت مرجان، قزل آلا

*نویسنده مسئول

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1397.27.6.7.1]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2019.118389]

مقدمه

آبزی‌پروری در دو دهه اخیر بیشترین رشد را بین سایر بخش‌های تولید غذا از جمله دام و طیور از خود نشان داده است. براساس گزارش سازمان خوار و بار جهانی بیش از ۷۰ سیستم پرورش انواع موجودات زنده تامین کننده غذای جامعه بشری، آبزی‌پروری تنها منبعی است که بیشترین انگیزش را برای اشتغال زایی و فقرزدایی دارد (FAO, 2002). در ایران از این پتانسیل آبزی‌پروری نیز به چشم یک فرصت قلمداد شده است و شاهد تولیدات روز افزون در این زمینه هستید. از جمله این فعالیت‌ها پرورش ماهی قزل آلای رنگین کمان است که طی سالیان اخیر ایران رتبه نخست پرورش این گونه در آبهای شیرین را به نام خود ثبت کرده است (FAO, 2012). یکی از مشکلات این صنعت پساب آمونیاکی ناشی از فعالیت های آبزی‌پروری است که باعث یوتریفیکاسیون آبهای دریافت کننده آنها می‌شود. آمونیاک بواسطه سمی بودن حتی در غلظت‌های پایین، ممکن است اثرات منفی خود را بر بافت‌ها و فاکتورهای فیزیولوژیک از قبیل نرخ رشد، میزان مصرف اکسیژن و مقاومت در برابر بیماری در ماهی قزل آلای رنگین کمان اعمال نماید (Piper and Smith, 1984; Berka, 1986). در سیستم‌های پرورشی ماهیان و سایر آبزیان، آمونیاک بواسطه متابولیسم پروتئین و فعالیت‌های باکتریایی بر مواد دفعی و پرت‌های غذایی تولید می‌شود (Boyd and Tucker 1998; Zhang and Perschbacher, 2003).

طبق نظر Colt و Armstrong (۱۹۷۹) هنگامی که غلظت آمونیاک در آب رو به فزونی است، دفع آمونیاک بوسیله ماهی کاهش و سطوح آمونیاک در خون و بافت‌ها افزایش می‌یابد و نهایتاً منجر به قلیایی شدن سیستم گردش خون می‌شود. غلظت بالای آمونیوم اثر منفی بر نفوذ پذیری و تنظیم اسمزی دارد و منجر به کاهش الکترولیت در بدن ماهی می‌شود. آمونیاک همچنین مصرف اکسیژن توسط بافت‌ها را افزایش می‌دهد و سبب تخریب آبشش‌ها و کاهش توانائی خون برای حمل اکسیژن می‌شود. وقتی که ماهی در معرض غلظت‌های حاد آمونیاک قرار گیرد، تغییرات بافت شناسی در کلیه و طحال و بافت‌های تیروئید و خون رخ می دهد. در این شرایط ماهی برای مرگ مستعد می‌شود.

تکنیک‌های زیستی متداول در تصفیه پساب‌ها به سه گروه عمده تقسیم می شوند که عبارتند از:۱) سیستم‌هایی که عمده فعالیت آنها بر پایه باکتریایی طراحی شده‌اند،۲) سیستم‌هایی که بر اساس فعالیت جلبک‌های میکروسکوپی استواراند و۳) سیستم‌هایی توأم که از ترکیب دو تکنیک قبلی استفاده می‌کنند (Posadas *et al.*, 2013). مکانیسم سیستم‌هایی که بر اساس فعالیت باکتری‌ها طراحی شده‌اند، متکی بر فرآیندهای نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون انجام شده بوسیله باکتری‌ها می‌باشد (Choi, 2010). در این سیستم محتوای ازتی موجود در فاضلاب نهایتاً به صورت مولکول‌های نیتروژن وارد هوا می‌گردد، ولی بواسطه وجود فلور باکتریایی در این گونه روش‌ها، همواره رهاسازی آنها در محیط و غیرقابل کنترل بودن محیط تصفیه جزء خطرات موجود می‌باشد. تصفیه پساب با استفاده از میکروجلبک‌ها از نظر زیست محیطی دیدگاهی کم خطر در راستای حذف نیتروژن و فسفر محسوب می‌شود و نسبت به سایر روش‌های موجود کم هزینه‌تر است. سیستم‌هایی توام که ترکیبی از باکتری و جلبک ها را در خود دارند، محتوای ازتی موجود در فاضلاب را به ترکیبات نیتروژن دار مفید تبدیل می‌نمایند که در اختیار بیومس جلبکی قرار می‌گیرد و همچنین فاکتورهایی محیطی چون کدورت، رنگ آب، pH و سختی را بهبود می‌بخشند (Kesaano and Sims, 2014) . بیش از نیم قرن است که از میکروجلبک‌ها در تصفیه فاضلاب استفاده می‌شود. سیستم‌های اولیه مثل استخرهای بزرگ و استخرهایی با جریان سریع آب[1]، سلول‌های جلبکی را به صورت سوسپانسیون در ستون آب تبدیل می‌کردند. مشکل عدیده این سیستم‌ها هزینه سنگین جداسازی سلول‌های جلبکی از آب تصفیه شده بود (Malik *et al.*, 2002). طراحی روش‌هایی برای جلوگیری از معلق سازی سلول‌های جلبکی در پساب جهت سهولت در برداشت بیومس تولیدی دارای اهمیت است (Chevalier and De la Noüe, 1985). از اینرو،

[1] High rate ponds

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1397.27.6.7.1]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2019.118389]

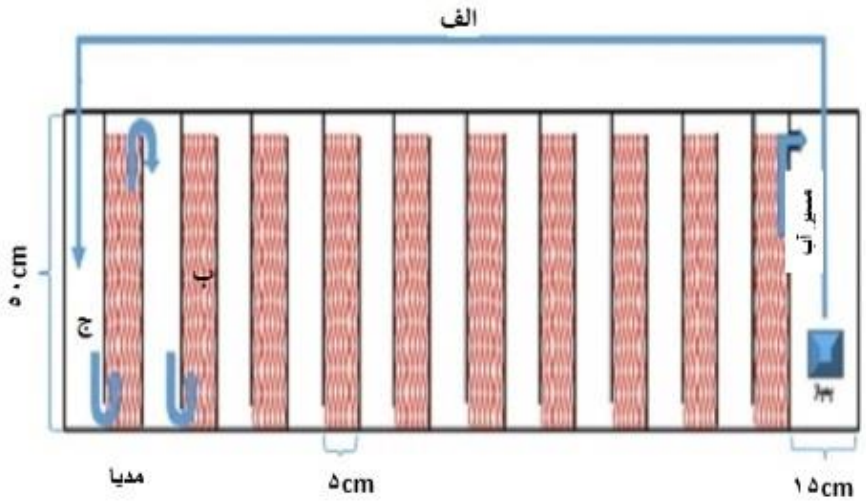
روش‌های مختلفی شامل عدم تحرک جلبک‌ها با استفاده از ماتریکس‌های پلیمری، عدم تحرک مکانیکی و شیمیایی جلبک‌ها، استفاده از غشاهای نیمه تراوا و استفاده از بیوفیلم جلبکی طراحی و اجرا شده است. اما تمامی روش های عدم تحرک میکروجلبک‌ها دارای فرآیندی پیچیده و تخصصی و دارای هزینه زیاد هستند و به رغم کارایی مناسب در پایلوت آزمایشگاهی، دارای عملکرد ناکارآمد در سطح صنعتی می‌باشند (De-Bashan and Bashan, 2010). تکنیک بیوفیلم جلبکی-باکتریایی فرآیندی ساده می‌باشد. طی آن انرژی مورد نیاز، از نور خورشید دریافت می‌شود و بر پایه همزیستی بین جلبک‌های میکروسکوپی و باکتری‌ها استوار است. در این همزیستی اکسیژن تولیدی توسط جلبک طی فرآیند فتوسنتز، توسط باکتری در فرآیند اکسیداسیون مواد آلی موجود در محیط استفاده می‌شود و دی اکسید کربن تولیدی در اثر تنفس باکتریایی، طی فرآیند فتوسنتز، مورد استفاده جلبک‌ها قرار می‌گیرد (Munoz and Guieysse, 2006).

به طور کلی، یک ماده جاذب زمانی می‌تواند "کم هزینه" در نظر گرفته شود که به فرآوری کمی نیاز داشته باشد و در طبیعت فراوان باشد یا یک محصول ضمنی یا ضایعات مواد صنعتی باشد (Bailey *et al.*, 1999). ثابت شده است که استفاده از زغال و زغال فعال از انواع مختلف درختان به عنوان جاذب زیستی می‌توانند در فراهم‌سازی آب مناسب، با معیارهای استاندارد کیفی موثر باشد. در این بین زغال لیلکی دارای آوندهای نسبتاً درشت در میان گیاهان چوبی است که بنوبه خود می تواند یک تله برای جذب مولکول‌های آمونیاک باشد. همچنین پشم فولاد از محصولات فرعی در صنعت فولاد سازی است و ثابت شده قابلیت ترکیب بعضی از فلزات سنگین را از جمله کادمیوم، آرسنیک و روی دارد (Sawood and Gupta, 2018). در این پژوهش از زغال لیلکی، پشم فولاد و اسکلت مرجان به عنوان سطح بستر بیوفیلم جلبکی-باکتریایی به منظورکاهش آمونیاک در پساب مزارع پرورشی قزل آلا استفاده گردید تا امکان استفاده دوباره پساب در آبزی‌پروری فراهم گردد یا حداقل پس از رهاسازی پساب، استانداردهای محیط زیستی بدون تهدید آبزیان، رعایت شود. در تحقیق حاضر، دو جنبه برای کاهش بار ماده آلی مورد بررسی قرار گرفت. نخست توانایی بیوفیلم‌ها در بدنه فاضلاب‌ها و تصفیه و جداسازی بار آلودگی و جنبه بعدی استفاده از جاذب‌ها به عنوان سطح کشت این بیوفیلم‌ها و تاثیر بسزای آنها در تصفیه فیزیکی-شیمیایی انواع پساب-ها می‌باشد که بدین ترتیب فاضلاب‌ها از لحاظ بار مواد معلق و نیز بار مواد محلول، به کمترین میزان مخرب زیست محیطی برسند.

مواد و روش کار

در این پژوهش به منظور کاهش بار آمونیاکی خروجی مزراع پرورش قزل آلای رنگین کمان به روش زیستی که به نوعی حالت زیست تطبیق پذیر است، از ترکیب جاذب-های فیزیکی همراه با بیوفیلم‌های جلبکی در بیوراکتور سینوسی (دورانی) استفاده گردید. بیوراکتور سینوسی (دورانی) دارای طول جریان ۱۰ متری بود که حرکت جریان آب به شکل دورانی در آن جاری می‌گردید و دلیل نام گذاری آن به علت مسیر جریان آب است (شکل ۱). محل قرار گیری جاذب‌ها به صورتی طراحی گردید که جریان آب از زیر جاذب وارد کانال شود و از بالای همان کانال به کانال بعدی ریخته شود. علت این امر بنا بر نیروی گرانش طراحی شد. به عبارت دیگر، جریان رو به بالا که درکانال جاذب تشکیل می‌شد، دارای سرعت کمتری بود. بنابراین، مدت زمان تماس جریان با جاذب افزایش می‌یافت و در نتیجه کارایی حذف آمونیاک را بیشتر می‌گردید. در انتهای بیوراکتور کانال محفظه‌ای دیگر تعبیه گردید که پس از چرخش در بیوراکتور توسط پمپاژی که درون محفظه قرار داشت، جریان آب را به قسمت اولیه بیوراکتور انتقال می‌داد و در نتیجه یک سیستم چرخشی بسته ایجاد شد. مجموعه کلی بیوراکتور دارای ۲۰ محفظه کانال و یک محفظه پمپاژ با ابعاد ۱۰×۱۵ سانتی‌متر بود که برای ایجاد جریان یک پمپاژ ۲۰۰۰ لیتر در ساعت در محفظه پمپاژ استفاده گردید (شکل ۱).

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1397.27.6.7.1]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2019.118389]



شکل ۱: نمای بیوراکتور سینوسی شامل الف) مجرای عبور آب، ب) توری پلی وینیل کلرید حاوی جاذب، ج) مسیر آب در بیورکتور
Figure 1: Schematic of the Sinus race bioreactor a: Includes water flow paths, b: PVC mesh containing media, c: water flow path at the bioreactor.

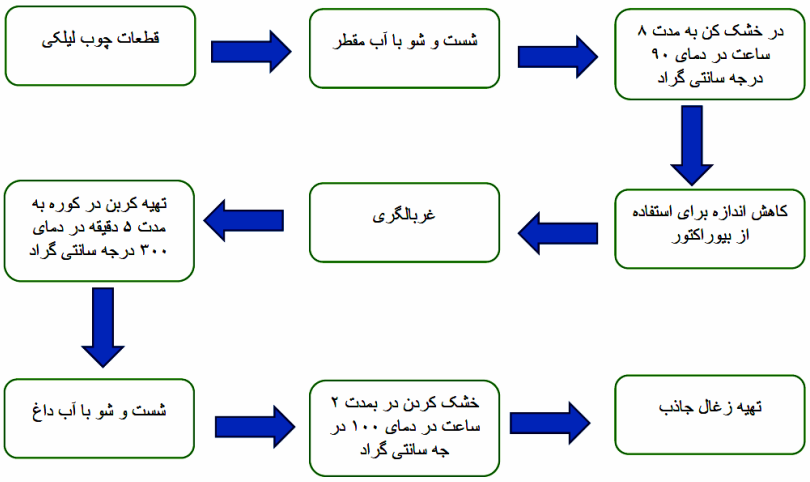
درخت لیلکی (*Gleditschia Caspica*) در جنگل‌های ناحیه شمالی ایران به وفور یافت می‌شود. پس از تهیه چوب و برش آنها به اندازه‌ای که در محفظه مخصوص جاذب جای گیرد، تهیه زغال از تکنیک Kalnake & Pandharipande (۲۰۱۳) انجام گرفت (شکل ۲).

پشم فولاد نیز که یک محصول فرعی از صنایع فولاد می‌باشد، از جمله جاذب‌های ارزان قیمت در سیستم تصفیه تلقی می‌گردد. پس از تهیه این محصول، جهت زدودن هرگونه ناخالصی آن را در آب با سختی بالا و سپس در آب مقطر شست و شو داده شد. اسکلت مرجان Anthozoa از خانواده‌های Acroporidae و Poritidae است و گونه های مختلف آنها در جزایر خلیج فارس به صورت عمده یافت می‌شوند و زیستگاه آنها در خلیج فارس است. این موجودات عمدتاً به دلیل امواج بزرگ و در زمان‌های طوفانی دریا و آشفتگی آب از بین می‌روند. پس از جمع‌آوری گونه‌های مختلف اسکلت‌های مرجانی از سواحل، توسط آب مقطر کاملاً شست و شو داده شدند و برای تهیه جاذب به آزمایشگاه لیمنولوژی گروه شیلات پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران منتقل گردیدند.

جاذب‌ها پس از آماده‌سازی و تهیه ابعاد مناسب، داخل توری از جنس پلی وینیل کلرید[1] با چشمه توری ۰/۵ سانتی‌متر قرار داده شدند و به شکل بالشتک در جایگاه مخصوص در بیوراکتور تعبیه گردیدند. پس از راه‌اندازی جریان درون بیوراکتور منبع بیوفیلم جلبکی-باکتریایی شامل گونه‌های جلبکی (*Anabaena doliolum, Chlorella vulgaris, Chlamydomonas reinhardtii, Scenedesmus* sp.) و گونه‌های باکتریایی (*Acinetobacter sp , Nitrosomon sp.*) بودند که توسط کلید Prescott (۱۹۷۰) شناسایی گردیدند. آب مقطر تزریق شد و به مدت ده روز محیط کشت زایندر به سیستم تزریق گردید تا بیوفیلم بر جاذب تشکیل گردد. سپس حجم ذخیره‌ای بیورکتور توسط پساب کارگاه پرورش قزل آلای رنگین کمان واقع در هراز تعویض گردید.

[1] Polyvinyl chloride

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1397.27.6.7.1]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2019.118389]



شکل۲: مراحل آماده سازی زغال درخت لیلکی (*G. Caspica*)

Figure 2: Steps to prepare the *Gleditschia Caspica*'s coal

هر ۱۲ ساعت فاکتورهای آب شامل درجه حرارت، سختی، اکسیژن، آمونیاک و pH اندازه‌گیری و ثبت شد. آمونیاک و سختی توسط دستگاه فتومتری مدل ۷۱۰۰ ساخت شرکت palintest انگلستان، ثبت گردید. محاسبه درصد جذب با توجه به رابطه ۱ از اختلاف غلظت نهایی با غلظت اولیه نسبت به غلظت اولیه بدست آمد. بر اساس کاهش نسبی غلظت آمونیاک در زمان‌های نمونه‌گیری (۱۲ ساعت) به دو صورت که روش اول نسبت به زمان اولیه و روش دوم مراحل زمانی متوالی از فرمول ذیل استفاده شد (رابطه ۱). این آزمون بر پایه طرح کاملاً تصادفی پی‌ریزی شد و برای ثبت و تحلیل داده‌ها از نرم افزار Ecxel 2013 و SPSS 22 استفاده شد.

رابطه ۱) $\text{Biosorption (\%)} = c_i - c_f / c_i \times 100$

C_i: غلظت اولیه

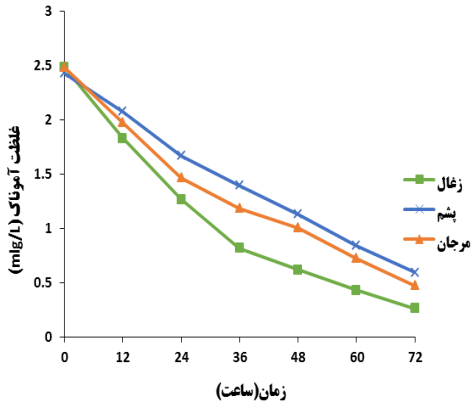
C_f: غلظت نهایی

نتایج

نرخ کاهش آمونیاک توسط زغال لیلکی در زمان‌های مختلف آزمایش نسبت به یکدیگر معنادار بود ($p<۰/۰۵$). زغال لیلکی به طور متوسط غلظت آمونیاک را از mgL^{-1} ۲/۴۸ به mgL^{-1} ۰/۲۱ در طول دوره ۷۲ ساعته آزمایش کاهش داد که راندمان حذف آمونیاک توسط این نوع زغال ۹۱/۵٪ بدست آمد. نرخ کاهش آمونیاک با غلظت اولیه mgL^{-1} ۲/۴۱ توسط پشم فولاد در زمان‌های مختلف آزمایش نسبت به یکدیگر معنادار بود ($p<۰/۰۵$). پشم فولاد به طور متوسط غلظت آمونیاک را از mgL^{-1} ۲/۴۱ به mgL^{-1} ۰/۵۱ در طول دوره ۷۲ ساعته آزمایش کاهش داد که راندمان حذف آمونیاک توسط این نوع جاذب ۷۸/۸٪ بدست آمد. نرخ کاهش آمونیاک با غلظت اولیه mgL^{-1} ۲/۴۶ توسط اسکلت خورده شده مرجان Antozoa در زمان‌های مختلف آزمایش نسبت به یکدیگر معنادار بود ($p<۰/۰۵$). اسکلت خورده شده مرجان Antozoa به طور متوسط غلظت آمونیاک را از mgL^{-1} ۲/۴۶ به mgL^{-1} ۰/۴۴ در طول دوره ۷۲ ساعته آزمایش کاهش داد که راندمان حذف آمونیاک توسط اسکلت مرجان ۸۲/۱٪ بدست آمد (شکل ۳).

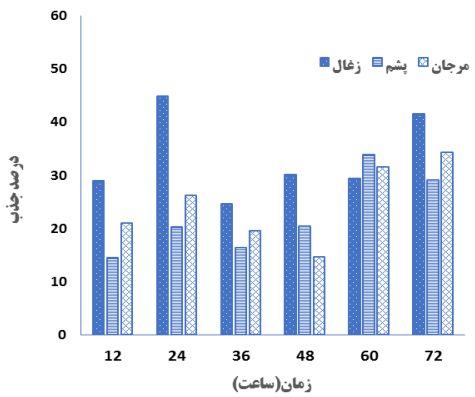
درصد جذب آمونیاک در هر کدام از زمانها در طول دوره آزمایش ثبت گردید (شکل۴). بیشترین جذب در زمان (۲۴ ساعت) به میزان ۴۴/۸٪ و زمان (۷۲ ساعت) به میزان ۴۱/۶٪ برای اسکلت خورده شده مرجان مشاهده گردید. در جاذب پشم فولاد بررسی نشان داد که بیشترین جذب در زمان (۶۰ ساعت) به میزان ۳۳/۹٪ بود. همچنین درصد جذب آمونیاک در زغال لیلکی حاکی از بیشترین جذب در زمان (۷۲ساعت) به میزان ۳۴/۳٪ و در زمان (۶۰ ساعت) به میزان ۳۱/۶٪ بود. در سایر زمان‌ها در هر سه جاذب اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد ($p<۰/۰۵$).

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1397.27.6.7.1]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2019.118389]



شکل ۳: روند تغییرات غلظت آمونیاک توسط جاذب‌های مورد آزمایش

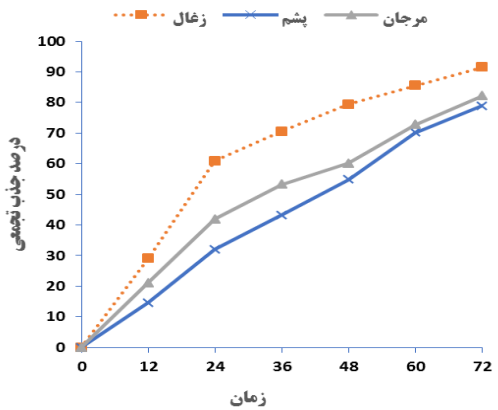
Figure 3: The process of changing the concentration of ammonia by the absorbents tested.



شکل۴: درصد جذب در زمان های مختلف آزمایش

Figure 4: Percentage of absorption at different test times.

نرخ کاهش آمونیاک در زغال لیلکی، اسکلت مرجان و پشم آهن طی دوره ۷۲ ساعته آزمایش بترتیب ۹۱/۵٪، ۸۲/۱٪، ۷۸/۸٪ بدست آمد (شکل ۵). همچنین فاکتورهای کیفی موثر در مکانیسم جذب آمونیاک در زمان‌های نمونه‌گیری ثبت گردید و به صورت میانگین در جدول شماره ۱ لحاظگردید. در فاکتور کیفی pH بین جاذبهای اسکلت خورده شده و زغال لیلکی اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد، ولی پشم فولاد با کمترین میزان pH با جاذبهای فوق اختلاف معنی‌داری داشت. در سختی نیز پشم فولاد اختلاف معنی‌داری را نیز با اسکلت مرجان و زغال لیلکی از خود نشان داد. همچنین دما و اکسیژن برای تمامی جاذبها در یک میزان ثابت نگه داشته شد (جدول ۱).



شکل ۵: درصد جذب تجمعی طی دوره آزمایش

Figure 5: Cumulative Absorption perecent During the Test Period

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1397.27.6.7.1]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2019.118389]

جدول۱: فاکتورهای کیفی موثر در فرآیند جذب آمونیاک

Table 1: Effective Quality Factors in the Ammonia Absorption Process.

فاکتورهای کیفی	pH	سختی ($mgCaCO_3/L$)	اکسیژن (mg/L)	دما (◦C)
زغال لیلکی	۸/۳۷±۰/۲۴[a]	۱۴۶/۵۴ ±۳/۱۱ [a]	۷/۰± ۰/ ۶	۲۳/۲۸±۰/۷۹
پشم فولاد	۷/۷۸±۰/۰۶[b]	۱۳۲/۶۷ ± ۱۴/۰۹[b]	۷/۵ ±۰/۷	۲۴/۶۰±۰/۹۶
اسکلت مرجان	۸/۴۳±۰/۲۹[a]	۱۴۴/۲۵± ۳/۴۷ [a]	۷/۸ ±۰/۸	۲۵/۴۵±۰/۸۳

حروف متفاوت در هر ستون نشان دهنده اختلاف معنی دار می باشد($p<۰/۰۵$)

بحث

همانطوریکه می‌دانید مسئله کمبود آب و نیاز به استفاده مجدد از آبهایی مورد استفاده قبلی، انسان را به جستجوی راه‌هایی برای تصفیه آب با روش‌های مختلف راهنمایی کرده است. در تصفیه فاضلاب، یکی از موارد موردنظر، این است که بتوان آب تصفیه شده را مجدداً در همان فعالیت مورد استفاده قرار داد یا حداقل آبی حاصل شود که بدون اینکه به محیط زیست صدمه و خدشه ای وارد شود، در سایر فعالیت‌ها مورد استفاده قرار گیرد.

بار آمونیاکی پساب مرزعه قزل آلای رنگین کمان با استفاده از اسکلت خورده شده مرجان روند کاهشی نشان داد. به نحوی که غلظت آمونیاک را از mgL^{-1} ۲/۴۶ به mgL^{-1} ۰/۴۴ (با راندمان حذف ۸۲٪) رساند. Roseth (۲۰۰۰) مطالعاتی را با عنوان ساخت فیلتر با پودر اسکلت مرجان برای تصفیه فاضلاب انجام دادند. در این بررسی خواص فیلتراسیون نشان داد که پودر اسکلت مرجان ظرفیت بالای جذب فسفر، هدایت هیدرولیک متغیر (۲۰۰۰-۶۰ متر در روز) و از همه مهمتر تخلخل بالا (۵۰-۳۰٪) دارد که فسفر و مواد آلی کل(TOM)[1] به طور موثری حذف شدند. بیشترین درصد جذب در ۷۲-۶۰ ساعت پس از تزریق پساب به سیستم بیوراکتور مشاهده شد. علت این امر وجود تخلخل درون این خورده اسکلت‌هاست در نتیجه، نسبت سطح به حجم افزایش می‌یابد که بنوبه خود حجم بالاتری از بیوفیلم جلبکی باکتریایی در خود می‌گنجاند. همچنین جنس بدنه این اسکلت عمدتاً کربنات کلسیم ($CaCO_3$) و دارای دو مزیت را در این سیستم می‌باشد: وجود کربنات کلسیم و ترکیبات نیتروژنی (آمونیوم، نیترات و غیره) منبع غذایی مناسبی را برای بیوفیلم ها مهیا می نماید و نیز کربنات کلسیم به عنوان متعادل کننده اسید و باز در سیستم بشمار می‌رود که سختی مورد نیاز برای حذف آمونیاک را تامین می نماید. در ابتدا آمونیاک توسط جلبک ها مصرف می‌شود و آنها با گذشت زمان انرژی برای رشد و تولید مثل بدست می‌آورند و حجم بیوفیلم را در سیستم بالا می‌برند که بنوبه خود آمونیاک بیشتری را از محیط مصرف می‌کنند. مشابه آن بیشترین درصد جذب در ۷۲-۶۰ ساعت طی انجام تحقیق حاصل گردید.

بار آمونیاکی پساب مرزعه قزل آلا با استفاده از زغال لیلکی روند کاهشی نشان داد به نحوی که غلظت آمونیاک را از mgL^{-1} ۲/۴۸ در لیتر به mgL^{-1} ۰/۲۱ با راندمان کاهش ۹۱/۵٪ رساند که بیشترین درصد در دو مرحله ۲۴ ساعت و ۶۰-۷۲ ساعت پس از تزریق پساب به سیستم بیوراکتور بوده است. چوب درخت لیلکی در تبدیل شدن به زغال در حدود ۷۰٪ وزنی خود را از دست می‌دهد و فقط ترکیبات کربنی مقاوم از ساختار چوب باقی می‌ماند. این امر وجود فضای متخلخل درون ساختار زغال را حکایت می‌کند. در نتیجه، نسبت سطح به حجم افزایش می‌یابد که بنوبه خود حجم بالاتری از بیوفیلم جلبکی باکتریایی در خود می‌گنجاند. همچنین زغال به عنوان جاذب خوبی برای مواد آلی و حتی فلزات سنگین در اکثر پژوهشها شناخته شده است (Kołodyńska *et al.*, 2017). طی آغاز آزمایش، در ابتدا حجمی از آمونیاک توسط ساختار کربنی زغال از محیط سیستم بیوراکتور جذب گردید و باندهای کربنی- ازتی منبع غنی از انرژی رادر اختیار بیوفیلم جلبکی باکتریایی قرار دادند و با گذشت زمان انرژی برای رشد و تولید مثل بدست آوردند و حجم بیوفیلم را در سیستم بالا بردند که بنوبه خود

[1] Total organic matter

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1397.27.6.7.1]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2019.118389]

آمونیاک بیشتری را از محیط مصرف نمود و حداکثر درصد جذب در ۷۲-۶۰ ساعت طی انجام تحقیق حاصل گردید.
در مورد پشم فولاد بار آمونیاکی پساب مرزعه قزل آلا روند کاهشی داشت، به نحوی که غلظت آمونیاک را از $mg.L^{-1}$ ۲/۴۱ در لیتر به $mg.L^{-1}$ ۰/۵۱ با راندمان کاهش ۷۸/۸ ٪ رساند. Shrimali و همکاران (۲۰۰۱) مقاله‌ای با عنوان روش‌های جدید در حذف آمونیاک در آب به چاپ رساندند. در این تحقیق مواد مختلف برای کاهش آمونیاک آب استفاده شد. یکی از این جاذبها، پشم فولاد بود که به صورت مجزا و همراه با آهن برای حذف آمونیاک مورد استفاده قرار گرفت. نتایج نشان داد پشم فولاد ترکیب شده با پودر آهن کاهش معنی داری را در میزان آمونیاک آب بوجود می‌آورد و بیشترین درصد در ۶۰ ساعت پس از تزریق پساب به سیستم بیوراکتور مشاهده گردید. عمدتاً این جاذب برای جذب فلزات سنگین بکار برده می‌شود، اما برای اولین بار به عنوان سطح بستر زیستی برای بیوفیلم جلبکی باکتریایی برای حذف مواد آلی بکار برده شد. وجود عناصر کمیاب فضا را برای رشد جلبک‌ها فراهم می‌نماید. همچنین جنس آهنی این جاذب بستر مناسب برای ایجاد باند و رسوب دادن مواد آلی را مهیا می کند (López *et al*., 2017). علت کمتر شدن درصد جذب کل نسبت به جاذب‌های قبلی احتمالا به برتری پشم آهن در تشکیل باندهایی با فسفات موجود در محیط سیستم نسبت به بیوفیلم جلبکی مربوط است و در نتیجه فسفات که عامل اصلی در رشد و ازدیاد جلبک‌هاست، از دسترس بیوفیلم خارج می‌شود و پشم فولاد نمی‌تواند به پتانسیل حداکثری خود در جذب آمونیاک برسد، ولی همچنان از ترکیبات ازتی مانند نیترات یا آمونیاک در آب برای کسب انرژی استفاده می‌کند.
با توجه به نتایج حاصله از این تحقیق می‌توان برآورد کرد که جاذب‌های مورد مطالعه در این بررسی زغال لیلکی (*G. caspica*)، اسکلت مرجان Antozoa و پشم فولاد (Steel wool) کاهش معنی‌داری از بار آمونیاک پساب مزارع قزل آلای رنگین کمان نسبت به سایر جاذب ها داشتند، اما تفاوت معنی‌داری در بین جاذب‌های مورد بررسی در این مطالعه مشاهده نگردید. در نتیجه، این جاذب‌ها را می‌توان به عنوان سطح بستری مناسب جهت تشکیل بیوفیلم جلبکی باکتریایی برای جذب و حذف بار مواد آلی در پساب‌های مختلف پیشنهاد کرد .

منابع

فرهنگی، م.، حاجی مرادلو، ع.، ۱۳۹۰. نقش کلینوپتیلولیت در حذف غلظت کشنده آمونیاک کل در قزل‌آلای رنگین کمان(*Oncorhynchus mykiss*). مجله علمی شیلات ایران، ۲۰(۱) :۱۰۱-۱۱۰

Bailey, S.E., Olin, T.J., Bricka, R.M. and Adrian, D.D., 1999. A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals. Water research, 33(11): 2469-2479. DOI: S0043-1354(98)00475-8.

Berka, R., 1986. The transport of live fish: a review (Vol. 48). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Boyd, C.E. and Tucker, C., 1998. Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. *Aquacultural Engineering*, 20(2):113-132. DOI: S0144-8609(99)00010-2.

Chevalier, P. and de la Noüe, J., 1985. Wastewater nutrient removal with microalgae immobilized in carrageenan. *Enzyme and Microbial Technology*, 7(12):621-624. DOI: 0141-0229(85)90032-8.

Choi, O., Das, A., Yu, C.P. and Hu, Z., 2010. Nitrifying bacterial growth inhibition in the presence of algae and cyanobacteria. Biotechnology and bioengineering, 107(6):1004-1011. DOI: bit.22860.

Colt, J.E. and Armstrong, D.A., 1979. Nitrogen toxicity to fish, crustaceans and molluscs. Department of Civil Engineering, University of California.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1397.27.6.7.1]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2019.118389]

De-Bashan, L.E. and Bashan, Y., 2010. Immobilized microalgae for removing pollutants: review of practical aspects. *Bioresource Technology*, 101(6):1611-1627. DOI: j.biortech.2009.09.043.

FAO, 2002. The State of World Fisheries and Aquaculture. Rome. Italy. 150P.

FAO, 2012. The State of World Fisheries and Aquaculture.

Kesaano, M. and Sims, R.C., 2014. Algal biofilm-based technology for wastewater treatment. *Algal Research*, 5:231-240. DOI: j.algal.2014.02.003.

Kołodyńska, D., Krukowska, J. and Thomas, P., 2017. Comparison of sorption and desorption studies of heavy metal ions from biochar and commercial active carbon. *Chemical Engineering Journal*, 307:353-363. DOI: j.cej.2016.08.088.

López, A., Valero, D., García-Cruz, L., Sáez, A., García-García, V., Expósito, E. and Montiel, V., 2017. Characterization of a new cartridge type electrocoagulation reactor (CTECR) using a three-dimensional steel wool anode. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 793:pp.93-98. DOI: j.jelechem.2016.10.036.

Malik, D.J., Strelko Jr, V., Streat, M. and Puziy, A.M., 2002. Characterisation of novel modified active carbons and marine algal biomass for the selective adsorption of lead. *Water Research*, 36(6):1527-1538. DOI: S0043-1354(01)00348-7.

Munoz, R. and Guieysse, B., 2006. Algal–bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: a review. *Water Research*, 40(15):2799-2815. DOI: j.watres.2006.06.011.

Pandharipande, S.L. and Kalnake, R.P., 2013. Tamarind fruit shell adsorbent synthesis, characterization and adsorption studies for removal of Cr (VI) and Ni (II) ions from aqueous solution. *International Journal of Engineering Science and Emerging Technologies*, 4(2):83-89.

Piper, R.G. and Smith, C.E., 1984. Use of clinoptilolite for ammonia removal in fish culture systems. Zeo-Agriculture. Westview Press, Boulder, Colorado, pp.223-228.

Posadas, E., García-Encina, P.A., Soltau, A., Domínguez, A., Díaz, I. and Muñoz, R., 2013. Carbon and nutrient removal from centrates and domestic wastewater using algal–bacterial biofilm bioreactors. *Bioresource Technology*, 139:50-58. DOI: j.biortech.2013.04.008

Prescott, D.M., 1970. Methods in cell biology (Vol. 4). Academic Press, New York and London, 360p.

Roseth, R., 2000. Shell sand: a new filter medium for constructed wetlands and wastewater treatment. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 35(8):1335-1355. DOI: 10934520009377039.

Sawood, G.M. and Gupta, S., 2018. Arsenic Remediation of the Waste Water using Adsorbent: A Review. *International Journal of Engineering Technology Science and Research*, 5(1):1054-1070.

Shrimali, M. and Singh, K.P., 2001. New methods of nitrate removal from water.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-05]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1397.27.6.7.1]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2019.118389]

Environmental Pollution, 112(3):351-359. DOI: S0269-7491(00)00147-0

Zhang, Z. and Perschbacher, P., 2003. Comparison of the zeolite sodium chabazite and activated charcoal for ammonia control in sealed containers. *Asian Fisheries Science*, 16(1/2):141-146.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-05]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1397.27.6.7.1]

[DOI: 10.22092/ISFJ.2019.118389]

Study on the efficiency of ammonia removal from effluents of rainbow trout farm by lilaki's coal (*Gleditschia caspica*), coral shell and steel wool

Konyeh F. [1*]; Zeraatpisheh F. [1]; HasanAhmadi E. [2]

[*]farhadkonyeh@ut.ac.ir

1- Faculty of Fisheries and Environment, Tehran University, Karaj, Iran
2- Department of Fishing and Exploitation, Faculty of Fisheries and Environment, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran

Abstract

Ammonia is one of the problems of the aquaculture industry that causes by aquaculture activities, which can be enriched water body. Ammonia, even in low concentrations may also have negative effects on the tissues and physiological factors of rainbow trout. In this study, the combination of physical absorbents with algae biofilms in a sinusoidal bioreactor was used. Adsorbents were placed in a polyvinyl chloride mesh in a bioreactor. For ten days Zayndr medium was injected into the system to form biofilms on the absorber. Then the storage volume of biorector was replaced by rainbow trout breeding farm effluent in Heraz. Every 12 hours, water factors were measured and recorded. In this study, the coal, the coral shell and the steel wool that were covered with algae-bacterial biofilms and provided a suitable bed for physical and biological removal were used. The initial concentration of ammonia in the bioreactor was 2.5 mg/L and each of the media was tested separately. The rate of ammonia reduction in, lilaki coal, coral shell and steel wool has been 91.5%, 82.1%, and 78.8% during the 72-hour test period, respectively. The efficiency of ammonia removal in the bioreactor was based on the complement that the interactions of media with biofilm in the direction of physical, chemical and biodegradation, which yielded optimum efficiency, compared to similar systems at the shorter time.

Keywords: Ammonia, Steel wool, Lilaki coal, Coral shell, Rainbow trout

[*]Corresponding author

[Downloaded from isfj.ir on 2026-11-05]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1397.27.6.7.1]
[DOI: 10.22092/ISFJ.2019.118389]