مقاله مروری

فصلنامه انسان و محیط زیست، شماره ۵۹، زمستان ۱۴۰۰، صص ۸۹-۱۰۵

مدیریت پساب آبزی‌پروری برای تولید پایدار: روش‌های حذف ترکیبات نیتروژن

محمد حسین خانجانی*[۱]

m.h.khanjani@ujiroft.ac.ir

علیرضا محمدی[۲]

تاریخ دریافت: ۹۷/۱۲/۲۱ **تاریخ پذیرش: ۹۸/۰۳/۲۱**

چکیده

زمینه و هدف: آبزی‌پروری یکی از سریع‌ترین بخش‌های در حال رشد کشاورزی در جهان امروز می‌باشد. توسعه متراکم صنعت آبزی‌پروری با افزایش اثرات زیست محیطی همراه بوده است. فرآیند تولید، مقدار قابل توجهی از پساب آلوده شامل غذاهای خورده نشده و مدفوع را ایجاد می کند. پساب آبزی‌پروری شامل مواد مغذی، ترکیبات آلی و غیرآلی مثل ترکیبات نیتروژن (آمونیاک، نیتریت، نیترات)، فسفر، کربن آلی و مواد آلی که به محیط زیست آبزی وارد می‌شود. آمونیاک بعنوان ماده دفعی آبزیان و از طریق تجزیه مواد آلی اضافی تولید می‌شود، باکتری‌های شیمواتوتروف (نیتروزموناس و نیتروباکتر) تمایل به اکسید آمونیاک به نیتریت و نیترات دارند. امروزه توجه به سیستم‌های آبزی‌پروری‌بسته به دلیل امنیت بیشتر زیستی و مزایای زیست‌محیطی در حال افزایش است. هنگامی که آب در سیستم‌های پرورشی مدار بسته به‌صورت چرخه‌ای مورد استفاده مجدد قرار می‌گیرد برخی از خطرات مانند ورود پاتوژن‌ها و گونه‌های بیگانه به سیستم پرورش و مشکلات مربوط به تخلیه آب زائد که باعث ایجاد آلودگی‌های زیست محیطی می‌گردد، کاهش می‌یابد. در مطالعه حاضر روش‌های حذف ترکیبات نیتروژن غیرآلی در آبزی‌پروری مورد بررسی قرار گرفت.

روش بررسی: این پژوهش از نظر ماهیت مروری است که با استفاده از مرور منابع علمی به بررسی موضوع پرداخته است.

یافته ها: معمولترین روش‌های حذف مواد زائد نیتروژن‌دار در سیستم آبزی پروری، شامل تعویض آب، هوادهی، قطع غذادهی، استفاده از ماده معدنی زئولیت و کنترل زیستی است.

بحث و نتیجه گیری: مناسب‌ترین روش برای کنترل ترکیبات نیتروژن غیرآلی، مصرف و کاهش نیتروژن در همان محل پرورش توسط باکتری‌ها (روش زیستی - شیمیایی) می‌باشد.

واژگان کلیدی: آبزی‌پروری، تصفیه پساب، مواد زائد نیتروژن‌دار، تعویض آب، روش زیستی- شیمیایی

۱- گروه علوم و مهندسی شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه جیرفت، جیرفت، کرمان، ایران(مسئول مکاتبات)

۲ - گروه علوم و مهندسی محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه جیرفت، جیرفت، کرمان، ایران

Human and Environment, No. 59, Winter 2021, pp. 89-105

Wastewater Management in Aquaculture for Sustainable Production: Nitrogen Compounds Removal Methods

Mohammad Hossein Khanjani[*1]

m.h.khanjani@ujiroft.ac.ir

Alireza Mohammadi[2]

Received: March 12, 2019 Accepted: June 11, 2019

Abstract

Background and Objectives: Aquaculture is one of the fastest growing sectors of agriculture in the world today. The intensive development of the aquaculture industry has been accompanied by an increase in environmental impacts. The production process generates substantial amounts of polluted effluent, containing uneaten feed and feces. Discharges from aquaculture into the aquatic environment contain nutrients, various organic and inorganic compounds such as nitrogenous compounds (ammonium, nitrite, and nitrate), phosphorus, dissolved organic carbon and organic matter. Ammonia (NH_3) is the product of fish respiration and decomposition of excess organic matter. Chemoautotrophic bacteria (*Nitrosomonas* and *Nitrobacter*) tend to oxidize ammonium ions to nitrite and nitrate ions. Interest in closed aquaculture systems is increasing, mostly due to biosecurity, environmental and marketing advantages over conventional extensive and semi-intensive systems. When water is reused, some risks such as pathogen introduction, escapement of exotic species and discharging of waste water (pollution) are reduced and even eliminated. In current review, we will discuss on inorganic nitrogen removal techniques in aquaculture.

Materials and Methodology: This research is in terms of the nature of the review, which has studied the subject by reviewing scientific sources.

Results: The most common way to remove nitrogenous waste material in aquaculture system, is including; water exchange, aeration, cut off feeding, use of zeolite mineral and the biological control.

Discussion and Conclusion: the most suitable method for controlling inorganic nitrogen compounds is consumption and reduction of nitrogen in the same place by bacteria (biochemical method).

Keywords: Aquaculture, Wastewater treatment, Nitrogenous waste material, Water exchange, Biochemical method

1- Department of Fisheries Sciences and Engineering, Faculty of Natural Resources, University of Jiroft, Jiroft, Kerman, Iran.(Corresponding author)

2- Department of Enviromental Sciences and Engineering, Faculty of Natural Resources, University of Jiroft, Jiroft, Kerman, Iran.

مقدمه

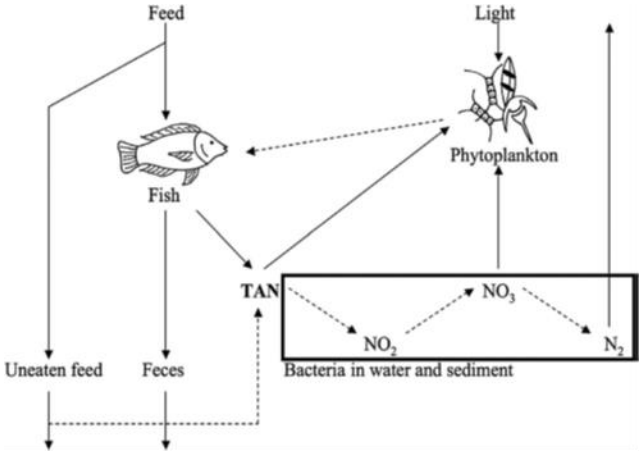
افزایش تولید آبزی‌پروری از یک میلیون تن در سال ۱۹۵۳ به بیش از ۲۰۰ میلیون تن در سال ۲۰۵۰ همراه با حفاظت محیط زیست تاکید شده است (۳). صنعت آبزی‌پروری به علت افزایش تقاضا و همچنین کاهش منابع شیلاتی رو به توسعه و گسترش است. بسیاری از متخصصان آبزی‌پروری در پی یافتن راهکارهایی برای به حداقل رسانیدن مصرف آب در فرآیند پرورش آبزیان هستند. با توجه به گرانب‌ها و کمیاب شدن منابع آب شیرین، حدود ۴۱٪ از جمعیت جهان امروزه در اطراف رودخانه‌های تحت استرس خشکسالی زندگی می‌کنند، در سال ۲۰۵۰، حدود ۷۰٪ از جمعیت جهان با مشکل کمبود آب مواجه خواهند شد (۳). مناطق ساحلی، مناطق حساس اکولوژیکی، شامل مانگروها، جزایر مرجانی و دیگر اکوسیستم‌های منحصر به فرد هستند که حفاظت از این محیط‌ها ضروری می‌باشد. به همین منظور ساخت استخرهای ساحلی در خیلی از کشورها محدود شده و خواستار پذیرش شرایط زیست محیطی سخت شده‌اند. اکوسیستم‌های آبی در حال حاضر به لحاظ توسعه و استفاده بی رویه و نامناسب از زمین در طرح‌های نامناسب که با افزایش نامتعادل مواد آلی و غیرآلی به طبیعت همراه است، در حال از بین رفتن بوده و حیات این اکوسیستم‌ها در حال تهدید است (۴۱). وجود مواد معدنی از قبیل آمونیوم، نیترات‌ها و فسفات ها موجبات رشد بسیاری از ماکروفیت‌ها و میکروفیت‌ها بخصوص میکروالگها را فراهم می‌نمایدکه برخی از این موجودات در سیستم آبی بعنوان شاخص‌های زیستی یا عوامل موثر در خودپالایی نقش های مهمی را ایفا می‌کنند(۴۲). پرورش میگو در بسیاری از کشورها از سه دهه گذشته برای تحول در صنعت تولید به سرعت رشد یافته و فعالیت اقتصادی آن قابل توجه بوده است (۲۶). این صنعت به دلیل بازده اقتصادی بالا نقش مهمی در توسعه اقتصادی بسیاری از کشورهای گرمسیری بازی می‌کند (۲۷). با این حال، شواهد نشان می‌دهد که تولید پایدار تا حدودی با ظرفیت قابل تحمل اکوسیستم های ساحلی (حاوی آبزی‌پروری) محدود شده است (۵۰). علاوه براین، رشد سریع این صنعت در یک مسیر نامتعارف منجر به برخی مشکلات زیست محیطی، فنی، اقتصادی و اجتماعی شده است که به‌طور گسترده‌ای در تحقیقات بین المللی گزارش شده است (۴۵). تبدیل زمین‌های حساس ساحلی، از جمله مانگروها، به استخرهای پرورش میگو در بسیاری از مکان‌ها، انتقاد اصلی به صنعت در حال توسعه پرورش میگو است (۵۰). در مزرعه‌های پرورش متراکم میگو، آب تخلیه شده از یک مزرعه با آب ورودی مزرعه همسایه مخلوط شده که منجر به آلودگی مزارع و گسترش بیماری بین جمعیت میگو می‌شود. سیستم‌های مختلف پرورش میگو، اثرات متفاوتی بر محیط زیست می‌گذارند، سیستم‌های گسترده نیاز به زمین با مساحت بیشتر دارند و در نتیجه منجر به تخریب اکوسیستم‌های ساحلی می‌شوند اما سیستم‌های متراکم بیشتر باعث مشکلات آلودگی به دلیل تراکم بالا، خوراک ورودی و مواد شیمیایی شده‌اند (۵۲). اخیرا بکارگیری فن‌آوری نوین توده زیستی[1] جهت رفع مشکلات آبزی‌پروری پایدار توصیه شده است. توسعه صنعت آبزی پروری آلودگی‌های زیست محیطی را در سال‌های اخیر به دنبال داشته است و در نتیجه توجه به مدیریت و نوع سیستم پرورشی که با محیط زیست سازگار باشد کاملاً ضروری است. علاوه بر این، گسترش آبزی‌پروری به دلیل محدودیت اراضی مناسب و همچنین وابستگی بالا به آرد و روغن ماهی به‌عنوان مواد مهم تشکیل دهنده خوراک آبزیان پرورشی، آبزی‌پروری تجاری را با مشکلات زیادی مواجه کرده است(۱۵). منابع مواد زائد در آبزی پروری شامل ۱: خوراک ورودی، خوراک از عوامل مهم در تولید آبزیان است که مقدار استفاده از آن به نوع سیستم پرورشی بستگی دارد ۲: مواد شیمیایی، ترکیبات مختلف شیمیایی از قبیل انواع آنتی بیوتیک‌ها، قارچ کش‌ها، ضد انگل‌ها و ترکیبات جذاب کننده خوراک می‌باشد و انواع پاتوژن‌ها نیز در تراکم بالا در محیط پرورش ایجاد آلودگی می‌کنند. آلودگی‌های که در سیستم پرورش ایجاد می‌شود شامل

1- Biofloc technology

مواد جامد (مواد جامد معلق و قابل ته نشین) و مواد حل شده (بیشتر ترکیبات نیتروژن و فسفر) هستند که این مواد مغذی از منابع آلوده کننده در پساب خروجی می‌باشند. شناخت روش‌های حذف ترکیبات نیتروژن غیرآلی در آبزی‌پروری حائز اهمیت است بطوری که به مدیریت صحیح پساب آبزی‌پروری کمک خواهد نمود. روش‌های تصفیه پساب آبزی‌پروری در سال‌های اخیر با بکارگیری فن‌آوری‌های جدید گسترش یافته است. انتخاب روش مناسب برای تصفیه پساب آبزی‌پروری به عوامل مختلفی از قبیل نوع فاکتور آلوده کننده، شرایط اقلیمی، میزان آب در دسترس، میزان تخلیه پساب، میزان زمین در دسترس، سطح و نوع کشت پرورش آبزیان و نسبت هزینه/ سود بستگی دارد. در این مطالعه روش‌های کنترل ترکیبات نیتروژن غیرآلی تولید شده در سیستم‌های آبزی‌پروری بحث خواهد شد و همچنین به بکارگیری سیستم‌های آبزی پروری سازگار با محیط زیست در جهت کاهش اثرات زیست محیطی پساب آبزی پروری اشاره می‌گردد.

آبزی پروری و محیط زیست- ترکیبات نیتروژن غیرآلی

افزایش ترکیبات نیتروژن غیرآلی آب یک پروسه رایج در همه سیستم‌های آبزی‌پروری است. میزان آن با افزایش بیومس و تغذیه ماهی افزایش می‌یابد. ترکیبات آمونیاک (NH_3) و نیتریت (NO_2) سمی هستند و ممکن است بطور چشمگیری رشد، سلامتی و زیست ماهی را تحت تاثیر قرار دهند. حذف این ترکیبات نیتروژن و یا تبدیل آنها به فرم‌های غیر سمی نیتروژن در سیستم‌های با تراکم بالا ضروری است (۳). در استخرهای آبزی‌پروری نیتروژن به فرم‌های مختلف وجود دارد و هر چه تراکم ماهی بیشتر باشد، میزان تولید نیتروژن نیز بالاتر است. ماهی از خوراک‌های فرموله شده و طبیعی حاوی پروتئین تغذیه می‌کند، خوراک‌های فرموله شده معمولا حاوی ۳۰ تا ۴۰٪ پروتئین است. در حیوانات خشکی‌زی، بخش عظیمی از پروتئین‌های خوراک خورده شده توسط حیوان جذب می‌شوند. اما آبزیان بخشی از پروتئین را به عنوان منبع انرژی استفاده می‌کنند که این عمل را با اکسید کردن آن و استفاده از انرژی ذخیره شده در پروتئین‌ها انجام می‌دهند (۲۴). محصول انتهایی مهم از این مسیر متابولیک، تشکیل آمونیاک و آمونیوم و دفع آنها از آبشش‌ها به محیط آب می‌باشد. شکل ۱ چرخه نیتروژن در استخر آبزی‌پروری را نشان می‌دهد.



شکل ۱- چرخه نیتروژن در استخرهای آبزی‌پروری: نیتروژن همراه با خوراک فرموله شده به آب وارد می‌شود بخشی از آن توسط آبزی مصرف نشده و مستقیما ته نشین می‌شود (۲۰). غذای مصرف شده بخشی از آن به بیومس ماهی (رشد) تبدیل شده و بخشی نیز بصورت آمونیاک یا مدفوع خارج می‌شود (۲۹). غذای خورده نشده و مدفوع بعنوان مواد آلی به سیستم وارد می‌شود. تجزیه میکروبی مواد آلی در سیستم منجر به افزایش نیتروژن آمونیاکی کل و نیتریت شده که هر دو برای ماهی حتی در غلظت‌های پایین مضر می‌باشند (۲۹ و ۵۶) نیتروژن آمونیاکی کل

در سیستم پرورش تحت تاثیر فعالیت‌های باکتریایی به نیتریت، نیترات (تحت تاثیر فرآیند نیتروفیکاسیون) و گاز نیتروژن (تحت تاثیر فرآیند دنیتروفیکاسیون) تبدیل می‌شود. گاز نیتروژن در استخرهای آبزی‌پروری ناچیز است (۱۸). نیتروژن آمونیاکی کل و نیترات توسط فیتوپلانکتون های موجود در ستون آب جذب می‌شوند و همچنین فیتوپلانکتون‌ها توسط آبزیان پرورشی مصرف می‌شوند (۵۷). در استخرهای آب ساکن، نیتروژن آمونیاکی کل بدلیل فعالیت‌های ناچیز و ناکافی نیتروفیکاسیون افزایش می‌یابد (۲۳).

میانگین داده های بدست آمده توسط تعدادی از محققان تحت شرایط متغیر سیستم های آبزی پروری در جدول ۱ ارائه شده است، اشاره می شود.

حدود ۲۵٪ از نیتروژن خوراک توسط ماهی مصرف شده و بازیافت می‌شود در حالی که حدود ۷۵٪ از نیتروژن (اغلب شامل نیتروژن آمونیاکی کل[1]) به درون استخر آزاد می‌شود (۱). بعنوان مثال، استخر ماهی که ۵۰۰ گرم ماهی به ازای هر متر مربع نگهداری می کند، با ۱۰ گرم خوراک (۲٪ وزن در هر روز) حاوی ۳۰٪ پروتئین (در روز در متر مربع)، یعنی ۳ گرم پروتئین یا ۰/۴۶۵ گرم نیتروژن در هر روز تغذیه شده است. ۷۵٪ از این مقدار یعنی حدود ۳۵۰ میلی‌گرم نیتروژن به ازای هر متر مربع دفع می‌شود. برای یک متر عمق استخر این مقدار روزانه حدود ۰/۳۵۰ میلی‌گرم نیتروژن به ازای هر لیتر ایجاد می‌کند. نیتروژن ایجاد شده برای استخرهای که ۵ کیلوگرم ماهی به ازای هر مترمربع نگهداری می‌کنند۱۰ برابر بیشتر است (۳).

جدول ۱-میزان تخمین کربن، نیتروژن و فسفر بازیافتی در استخر ماهی و میگو، بصورت درصدی از کل منابع ورودی به استخر بیان شده است (مواد مغذی اضافه شده مثل خوراک و کودها)[2] (۳).

آبزی	کربن	نیتروژن	فسفر	منبع
میگوی سفید غربی	۳۰		۱۰/۵	۴۱
میگوی سفید غربی[2]	۱۱/۵	۴۵/۳	۲۱/۳	۷
میگوی سفید غربی	۱۲-۱۴		۱۱-۱۴	۴۷
میگوی سفید غربی		۲۵	۹	۳۵
میگوی سفید غربی	۶-۱۱	۱۸-۲۷	۱۰-۱۵	۲۱
میگوی سفید غربی		۳۵/۵	۶/۱	۴۵
میگوی سفید غربی		۲۲/۷	۱۰/۶	۴۴
کپور	۱۶	۲۶/۷	۳۱/۸	۳
گربه ماهی	۹/۱	۲۴/۸	۲۹/۷	۵
میانگین	۱۳	۲۹	۱۶	
خطای استاندارد	۸	۸	۹	

۱- کربن آلی ورودی برای تولید اولیه در اغلب بررسی‌ها لحاظ نشده است

۲- محاسبات بر اساس مقدار محصول برداشت شده کربن، نیتروژن و فسفر است (فرض شده که ضریب تبدیل غذایی برابر ۲ است)

2- Total ammonium nitrogen

رویکردهای مختلفی برای ارزیابی نیتروژن دفع شده وجود دارند. Boy و Tucker در سال ۲۰۰۹ برآورد کردند که متوسط ۳۰ گرم آمونیاک- نیتروژن توسط ماهی به ازای هر کیلوگرم خوراک حاوی ۴۰-۲۵٪ پروتئین دفع می‌شود. Timmons و همکاران (۲۰۰۲) کل نیتروژن آمونیاکی (TAN) دفع شده را بصورت زیر محاسبه کردند.

$$P_{TAN}= F\times PC\times ۰/۰۹۲$$

که P_{TAN} میزان تولید TAN (کیلوگرم/روز)، F میزان غذادهی (کیلوگرم/روز) و PC غلظت پروتئین در خوراک می‌باشد. یک برآورد نسبی خوب می‌توان از افزایش نیتروژن در استخرها بدست آورد. افزایش قابل توجهی از میزان نیتروژن آمونیاکی کل در استخر پرورش در روزهای اولیه پرورش اتفاق می‌افتد. پستانداران ترکیبات ازته را در کلیه‌ها به شکل اوره تبدیل کرده و آن را با فرایند ادرار[1] دفع می‌کنند. ماهی‌ها نیتروژن آمونیاکی کل را به طریقه انتشار به صورت آمونیاک از آبشش‌ها دفع می‌کنند که نقشی مشابه کلیه‌ها را انجام می‌دهند. هنگامی که غلظت آمونیاک در آب بالاست، میزان انتشار به خارج از بدن آهسته و آمونیاک در ماهی تجمع می‌یابد که روی سیستم عصبی مرکزی تاثیر گذاشته و سبب آسیب به اندام های بدن می‌شود. قرار گرفتن در معرض آمونیاک مزمن منجر به کاهش رشد و حساسیت بیشتر به بیماری می‌شود. سطح کشنده آمونیاک غیر یونیزه برای ماهیان مختلف با اندکی اختلاف متفاوت بوده که در محدوده ۱-۲ میلی‌گرم در لیتر است. آبزی‌پروری در مکان‌های نامناسب می‌تواند منجر به تخریب و تغییر در زیستگاه های اطراف شود. خروجی آبزی‌پروری به داخل محیط‌های آبی شامل مواد مغذی، انواع ترکیبات آلی و غیرآلی، آمونیوم، فسفر، مواد آلی و کربن آلی محلول است. ورود سطوح بالایی از این مواد مغذی سبب آلودگی و یوتریفیکاسیون در محیط آبی اطراف می‌شود. به علاوه، زهکشی آب کارگاه‌ها خطر شیوع میکروارگانیسم‌های بیماری زا و ورود گونه‌های پاتوژن مهاجم را افزایش می‌دهد (۴). استفاده از مواد شیمیایی از قبیل آنتی بیوتیک‌ها بر گونه‌های وحشی و محیط زیست اثر نامطلوب گذاشته و حتی منجر به مقاومت به انواع آنتی بیوتیک‌ها می‌شود (۳). استفاده بیش از حد از منابع آبی منجر به کمبود آب، نفوذ آب شور و تغییرات هیدرولوژیکی دیگر می‌شود. تکیه بر غذاهای با پروتئین بالا مبتنی بر پودر ماهی برای گونه‌های گوشت‌خوار، هزینه‌های بالایی را در آبزی‌پروری صرف می‌کند. تولید یک کیلوگرم ماهی به یک تا سه کیلوگرم غذای خشک نیاز دارد (به فرض اینکه ضریب تبدیل غذایی حدود یک تا سه باشد). حدود ۳۶٪ از غذا به شکل مواد زائد آلی دفع می‌شود. تقریباً ۷۵٪ از نیتروژن و فسفر موجود در غذا مصرف نشده و بصورت مواد زائد در آب باقی می‌ماند (۳). تولید حجم زیادی از مواد زائد و استفاده از آرد و روغن ماهی به‌عنوان ماده اولیه سازنده غذا از اجزای ناپایدار دیگر در آبزی‌پروری است. تقریبا یک- سوم از تولید آرد ماهی جهان به خوراک آبزیان تبدیل می‌شود. نسبت بکارگیری آرد ماهی در تولید ماهی از ۱۰٪ در سال ۱۹۸۸ به ۱۷٪ در سال ۱۹۹۴ و ۳۳٪ در سال ۱۹۹۷ افزایش یافته است. به عنوان مثال، سیستم آبزی پروری متراکم که تولید کننده ۳ تن تیلاپیا است را می‌توان به لحاظ تولید مواد زائد با یک جامعه دارای حدود ۲۴۰ نفر سکنه مقایسه کرد و می‌توان نتیجه گرفت که تولید مواد زائد بیومس ماهی تقریباً ۵ برابر بیشتر از (مواد زائد) بیومس انسانی است (۱۴). دلیل آن محدودیت هضم در ماهی است که بخش بزرگی از خوراک، هضم نشده و دفع می‌شود. طول روده ماهی کوتاه و نسبت طول روده به طول بدن کوچک می‌باشد. برای مثال، روده کپور ۲ تا ۲/۵ برابر طویل‌تر از طول بدن در حالی که در گاو، گوسفند و انسان به ترتیب ۲۰، ۳۰ و حدود ۳ تا ۴ برابر طویل‌تر است. در نتیجه، در ماهی ماندگاری غذا در روده فقط برای مدت زمان کوتاهی صورت می‌گیرد و به‌همین دلیل غذای ماهی باید قابلیت هضم بالایی را داشته باشد. به‌طور مثال میزان پروتئین بدن ماهی بین ۶۵ تا ۷۵٪ است (۲۵). به‌علاوه، ماهی بیشتر پروتئین را برای تولید انرژی

1- Urination

مصرف می‌کند، بر عکس حیوانات خشکی‌زی که بیشتر کربوهیدرات و چربی‌ها را استفاده می‌کنند. بنابراین نیاز پروتئینی ماهی، حدود ۲ تا ۳ برابر بیشتر از پستانداران است (۲۴). خرید غذای فرموله برای پرورش ماهیان ۵۰٪ یا بیشتر هزینه‌های تولید را شامل می شود که عمدتاً به دلیل هزینه ترکیبات پروتئینی است. تقریباً ۲۵٪ از مواد مغذی موجود در غذای ورودی به تولیدات قابل برداشت تبدیل می‌شود. برای افزایش تولید آبزی‌پروری پایدار نیاز به منابع پروتئین ارزان و ایجاد روش‌هایی برای بهبود ضریب تبدیل غذایی، احساس می‌شود (۵۳). از اهداف توسعه آبزی‌پروری پایدار، توسعه سیستم‌های سازگار با محیط زیست است (۴۴). از جمله مشکلات مهم پیش‌روی صنعت آبزی‌پروری، انتشار پساب خروجی مزارع، وابستگی بالا به آرد ماهی برای تامین غذا و شیوع بیماری است. آمونیوم یکی از محصولات انتهایی متابولیسم پروتئین و ماده اصلی دفعی حیوانات آبزی در سیستم آبزی‌پروری است (۲۲). آمونیاک و آمونیوم هر دو برای آبزی سمی هستند اما آمونیاک غیریونیزه در مقایسه با یون آمونیم سمیت بیشتری دارد. آستانه سمیت به شدت، اندازه و نوع گونه، اندازه ذرات، مقاومت مواد آلی، سطح فعالیت ترکیبات، فلزات، نیترات، شوری و pH بستگی دارد (۱۳). آمونیاک و آمونیوم بسته به درجه حرارت و pH در تعادل هستند که مجموع این دو فرم (TAN) نامیده می‌شود (۸). افزایش آمونیاک در استخر سمی بوده و غلظت بالای آن بر رشد، پوست‌اندازی (در سخت پوستان) و مصرف اکسیژن تاثیر داشته و حتی موجب مرگ و میر ماهی یا میگو می‌شود. سطح قابل قبول آمونیاک در سیستم‌های آبزی پروری ۰/۰۲۵ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. افزایش غلظت نیتریت محیط نیز تاثیر منفی بر عملکرد رشد و بازماندگی ماهی و میگو دارد (۴۰) و همچنین مقاومت در برابر بیماری‌ها را کاهش می‌دهد (۱۰). بسیاری از محققان در تلاش برای پیدا کردن راه‌حلی برای کاهش و یا حذف آمونیاک از سیستم‌های آبزی‌پروری هستند.

روش‌های کنترل نیتروژن غیرآلی در سیستم‌های آبزی‌پروری

روش‌های مختلفی جهت کنترل ترکیبات نیتروژن غیرآلی در آبزی پروری استفاده می‌شود.

۱. تعویض و جایگزین کردن آب

مؤثرترین و سریعترین روش برای کاهش غلظت آمونیاک در مواقع اضطراری، تعویض آب می‌باشد. خصوصاً تخلیه آب از کف استخرها و وارد کردن آب تازه عاری از آمونیاک (متلاطم کردن آب استخر با وارد کردن آب تازه) به استخر پرورش می‌باشد (۴). این راه حل در حال حاضر به علت کمبود آب و مقررات زیست محیطی مورد محدودیت قرار گرفته است.

۲. تنظیم تراکم پرورش، کاهش تراکم ذخیره‌سازی

تنظیم تراکم آبزیان مورد پرورش، با توجه به سیستم و امکانات موجود از مواردی است که در کیفی‌سازی آب می‌تواند، بسیار مؤثر باشد. تراکم بالای ذخیره‌سازی علاوه بر مصرف زیاد مواد غذائی، سبب افزایش تولید مواد دفعی و در نتیجه تولید آمونیاک می‌گردد.

۳. کنترل آب ورودی

خاک‌های با بار مواد آلی، همچنین مواد گیاهی و جانوری در حال تجزیه و فاضلاب‌های مناطق مسکونی و صنعتی حاوی بار بالائی از مواد مضر نظیر آمونیاک می‌باشد. احداث مراکز تکثیر و پرورش در مناطق عاری از این مواد می‌تواند در کنترل مشکلات ناشی از آمونیاک مؤثر باشد (۵۷).

۴. هوادهی استخر در مواقع اضطراری

در مواقعی که غلظت آمونیاک بالا باشد و بخصوص در شب‌ها و اوایل صبح که میزان اکسیژن محلول در استخر به حداقل می‌رسد، هوادهی استخر امری مفید خواهد بود (۶). هوادهی با در اختیار قرار دادن اکسیژن برای اکسید کردن آمونیاک به نیتریت و نیترات می‌تواند مفید واقع شود. به ازاء تبدیل هر گرم آمونیاک کل به نیترات، ۴/۵۷ گرم اکسیژن محلول مصرف می‌شود (۶).

۵. کاهش یا متوقف کردن غذادهی

هنگام افزایش آمونیاک، غذادهی ماهی را کاهش یا متوقف کرده چون غذا حاوی پروتئین بوده و مصرف آن سبب تشدید دفع آمونیاک توسط ماهی گردیده و منجر به افزایش آمونیاک آب می شود (۴). غذای مناسب در رشد آبزیان و بهبود کیفی محیط پرورشی کاملاً مؤثر می‌باشد. توزیع غذا بیش از اندازه برای آبزیان

با توجه به عدم مصرف آن، یکی از منابع تولید آمونیاک در آب می‌باشد. بنابراین در محاسبه میزان غذای مصرفی و دقت در نیازسنجی صحیح درصد پروتئین در جیره غذائی می‌تواند از بروز مشکل تولید آمونیاک در استخرها جلوگیری نماید.

۶. استفاده از کربن فعال

کربن فعال حاصل تولید زغال سنگ یا چوب و حرارت دادن آنها در ۹۰۰ درجه سانتی‌گراد خلاء و سپس قرار دادن آنها در معرض یک گاز اکسیدکننده در دمای بالا می‌باشد که حالت مشبکی را ایجاد نموده به طوری که مساحت سطح جذب ماده در حدود یک میلیون مترمربع در کیلوگرم برآورد می‌شود. کربن فعال برای گرفتن مواد آلی فرار، رنگ، بو، تیرگی و موادی همچون آمونیاک کاربرد دارد، این صافی‌ها در بارهای کم مواد آلی بسیار مؤثر می باشد. بالا بودن غلظت باعث کاهش ظرفیت جذب کربن فعال می گردد (۵۹).

۷. استفاده از زئولیت

زئولیت ماده‌ای معدنی بوده که خاصیت بالائی در تبادل یونی از خود نشان می‌دهد. زئولیت به دو شکل طبیعی (کلینوپتیلولیت) و مصنوعی وجود دارد. برای حذف یون آمونیوم از محیط‌های پرورشی از این رزین تبادل یون استفاده می‌شود. کارآئی این مواد در سیستم‌های تکثیر و پرورش آبزیان مورد تأیید قرار گرفته به طوری که مشاهده شده کلینوپتیلولیت تا ۱۰ برابر وزن خود قادر به جذب آمونیوم از محیط است. اما در آب‌های شور با توجه به غلظت بالای کلراید به دلیل اینکه به طور مستمر یون‌های گرفته شده را از دانه‌های رزین جدا می‌کند، چندان مورد مصرف قرار نمی گیرد (۱۲و ۴۱). در جنوب شرق آسیا، زئولیت در استخرهای پرورش میگو به میزان ۲۰۰ کیلوگرم بر هکتار در ماه بر روی سطح استخر استفاده می‌گردد. در تایلند، زئولیت را همراه با غذا پخش می‌کنند چرا که در محل‌هائی که احتمال تشکیل یون آمونیوم و آمونیاک وجود دارد وجود زئولیت می‌تواند سبب جذب این مواد شود. مطالعاتی در زمینه استفاده از ترکیبات معدنی در حذف ترکیبات نیتروژن‌دار از قبیل آمونیوم از مزارع پرورش ماهی صورت پذیرفته است. که نتایج نشان می‌دهد ترکیبات معدنی (زئولیت) دارای قابلیت مناسبی برای حذف آلاینده‌ها از آب و پساب هستند (۵۱).

۸. استفاده از فرمالین

در برخی مواقع، به منظور حذف آمونیاک از استخرهای پرورش میگو، در جنوب شرق آسیا از فرمالین استفاده می‌شود. ثابت گردیده که فرمالین در سیستم آزمایشگاهی در استخرها به میزان ۵ تا ۱۰ میلی‌گرم در لیتر می‌تواند ۵۰ درصد یا بیشتر آمونیاک را کاهش دهد. البته فرمالین ماده‌ای سمی است و می‌تواند، سبب مرگ فیتوپلانکتون‌ها و وضعیت نامطلوب اکسیژنی شود. در مناطقی مانند تایلند، فرمالین را پس از خشک کردن استخرها بر روی بستر می‌پاشند (۱۲).

۹. استفاده از عصاره یوکا

عصاره گیاه یوکا حاوی ترکیبات گلیکو بوده که می‌تواند ضمن ترکیب با آمونیوم واکنش نشان دهد. تحت شرایط آزمایشگاهی ۱میلی‌گرم بر لیتر از عصاره یوکا، غلظت آمونیاک غیریونیزه را به ۰/۱ تا ۰/۲ میلی‌گرم در لیتر کاهش می‌دهد (۵۹)

۱۰. بهبود و اصلاح خاک استخرها

رسوبات کف استخرها، حاوی مواد دفعی آبزیان، غذاهای مصرف نشده، اجساد آبزیان و پلانکتون‌ها و سایر مواد رسوبی بوده که با توجه به درصد بالای مواد آلی موجود در آن به عنوان یکی از منابع مهم آمونیاک در استخرها مطرح می‌باشند. بنابراین در اینگونه استخرها با تخلیه خاک‌های حاوی مواد آلی فراوان، خشک‌کردن و در معرض نور خورشید و هوا قرار دادن و شخم‌زنی و آهک پاشی کف استخر می‌توان به بهبود خاک کف و دیواره استخرها کمک نمود (۸).

۱۱. کنترل تراکم فیتوپلانکتونی (جلبکی)

کنترل جلبکی نیتروژن یک مکانیسم متداول برای مدیریت نیتروژن غیرآلی ایجاد شده در استخر (به ویژه سیستم‌های گسترده آبزی پروری) هستند. جلبک، دی‌اکسید کربن و آب را برای تولید قندهای ساده جذب می‌کند و بعنوان منبع انرژی شیمیایی برای

تولید سلول‌های جدید استفاده می‌شود. با این حال، یک جزء اساسی سلول‌های جلبک پروتئین (به طور متوسط، ۱۲٪ از ماده خشک جلبک، ۱۸/۶ میلی‌گرم نیتروژن/گرم) می‌باشد. برای ساخت پروتئین، جلبک به یک منبع نیتروژن قابل دسترس نیاز دارد. تولید سلول‌های جلبکی جدید با جذب فرم‌های نیتروژن غیرآلی محلول (بویژه TAN) از آب همراه است. بنابراین نیتروژن غیرآلی آب به نیتروژن آلی ایجاد شده در سلول‌های جلبکی تبدیل می‌شود (۳).

۵ کربن + NH_4 ⟵ پروتئین جلبکی

این مکانیسم با میزان جذب کربن توسط جلبک محدود می‌شود. روزانه جذب کربن جلبکی به طور معمول در محدوده ۲ تا ۵ گرم کربن به ازای هر مترمربع است. برای جلبک در حال رشد نسبت کربن به نیتروژن ۵ می‌باشد، این ظرفیت برای کنترل نیتروژن ایجاد شده در استخرهای که بین ۰/۵ تا ۱/۲ کیلوگرم ماهی به ازای هر مترمربع نگهداری می‌کنند، کافی است (۳) در استخرهای که تراکم بیشتری نگهداری می‌کنند این مکانیسم کارایی چندانی ندارد. از محدودیت‌های دیگر کنترل جلبکی، بی‌ثباتی فعالیت جلبکی است. جذب کربن جلبکی به نور وابسته بوده، در نتیجه TAN در استخرها در طول شب افزایش می‌یابد. علاوه بر این، کنترل نیتروژن جلبکی در طول روزهای ابری ناکارامد می‌شود، هنگامی که تابش خورشیدی محدود است منجر به استرس در ماهی و درنتیجه نیاز به متوقف کردن غذادهی است (۱۱). ضریب حذف و ضریب حذف ویژه نیتروژن کل تحت تاثیر حضور جلبک‌های مختلف در پساب در جدول ۲ ارائه گردیده است (۶۰).

جدول ۲- ضریب حذف نیتروژن کل تحت تاثیر گونه‌های جلبکی مختلف (۶۰)

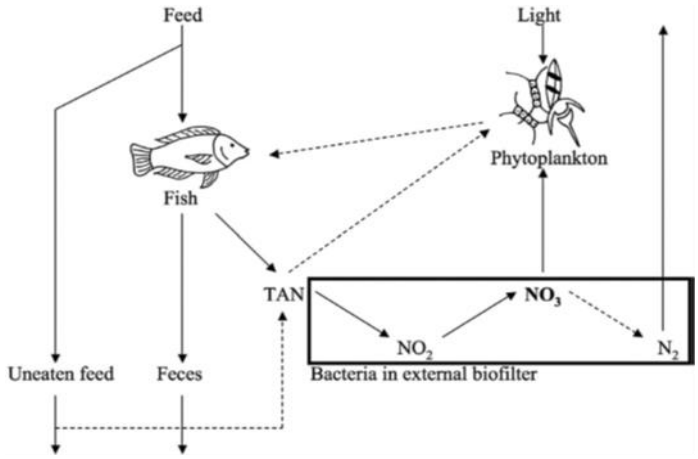
گونه جلبکی	ضریب حذف نیتروژن کل (میلی‌گرم در هر لیتر در روز)	ضریب حذف ویژه نیتروژن کل (میلی‌گرم در هر میلی‌گرم کلروفیل a در هر روز)
Chlamydomonas reinhardtii	۰/۷۳	۱۲/۱۳
Scenedesmus obliquus	۰/۸۴	۱۶/۸۷
Chlorella pyrenoidosa	۰/۸۷	۱۴/۵۱
Chlorella vulgaris	۰/۸۸	۱۷/۵۳

۱۲. استفاده از بیوفیلتراسیون در سیستم‌های مداربسته به کمک باکتری‌های شوره‌ساز (نیتروزوموناس و نیتروباکتر) با فرآیند نیتروفیکاسیون

امروزه توجه به سیستم‌های آبزی‌پروری مداربسته[1] به دلیل امنیت بیشتر زیستی و مزایای زیست‌محیطی در حال افزایش است. هنگامی که آب در سیستم‌های پرورشی مدار بسته به‌صورت چرخه ای مورد استفاده مجدد قرار می‌گیرد برخی از خطرات مانند ورود پاتوژن‌ها و گونه‌های بیگانه به سیستم پرورش و مشکلات مربوط به تخلیه آب زائد که باعث ایجاد آلودگی‌های زیست محیطی می گردد، کاهش می‌یابد (۴۸). استفاده از سیستم مداربسته قابلیت حفظ سطوح آمونیاک و نیتریت را به‌وسیله فرایند نیتریفیکاسیون دارد (۵۸). نیتروژن آمونیاکی کل دستخوش یک سری مراحل اکسیداسیون بیولوژیکی تحت عنوان نیتریفیکاسیون قرار می‌گیرد، که در دو مرحله اتفاق می‌افتد، ابتدا به نیتریت (در حضور باکتری *Nitrosomonas*) و سپس به نیترات (در حضور باکتری *Nitrobacter*) تبدیل می‌شود. از ۳ فرم نیتروژن غیرآلی، آمونیاک و نیتریت درجه سمیت بالاتری برای آبزی دارند، نیترات سمی نمی باشد مگر اینکه غلظت بسیار بالا (بیش از ۱۰۰ میلی‌گرم/ لیتر) در

1- Recirculatoty Aquaculture System (RAS)

محیط وجود داشته باشد (۳). شکل ۲ چرخه نیتروژن در سیستم مداربسته و گردشی را نشان می‌دهد. نیتریفیکاسیون عملیات بسیار مهمی برای کنترل غلظت‌های نیتروژن در سیستم‌های آبزی پروری مداربسته می‌باشد (۵۵). سیستم‌های مداربسته مجهز به واحدهای تیمار (دارای ناحیه سطحی بالا که بیوفیلتر نامیده می‌شوند)، که از شن، ماسه، دانه‌های پلاستیکی و یا ورق‌های پلاستیکی از ساختار های مختلف ساخته شده‌اند، هستند. باکتری‌ها به این سطوح چسبیده که در تماس با محلول حاوی TAN و نیتریت جمعیت آنها افزایش می‌یابد، طی چند هفته تطابق (باکتری با محیط) صورت می‌گیرد. ظرفیت نیتروفیکاسیون بیوفیلترها بخاطر ناحیه سطحی بالا و تعداد زیاد باکتری‌ها چسبیده به سطح، بالاست. علاوه بر این، شرایط بهینه برای نیتریفیکاسیون: حفظ اکسیژن در سطح بالا به اندازه کافی، به حداقل رساندن فاصله انتشار، به حداقل رساندن مواد آلی موجود در آب ورودی فیلترهای زیستی (با رسوبگذاری و یا الک ایجاد گردد و در صورت نیاز نیز پارامترهای pH و قلیائیت نیز کنترل شود). در برخی موارد این سیستم همچنین دارای سلول‌های بی هوازی است که نیترات را با فرایند دنیتروفیکاسیون به شکل گاز نیتروژن (N_2) و ترکیبات N2O و NO خارج می‌کند، که این فرآیند معمولا توسط باکتری‌های *Bacillus*، *Enterobacter*، *Micrococcus*، *Pseudomonas* و *Spirilium* انجام می‌گیرد. با این‌حال، نیتریفیکاسیون به عنوان وسیله‌ای برای کنترل TAN و سطح نیتریت نسبتا پیچیده است (۱۴). نیتریفیکاسیون یک فرایند آهسته است و تقریبا چند هفته طول می‌کشد تا به طور کامل جامعه میکروبی شوره‌ساز توسعه یابد. علاوه بر این، نیتریفیکاسیون پاسخ نسبتا آرامی به تغییرات سریع در غلظت TAN یا نیتریت می‌دهد. در آب‌های راکد به دلیل لایه‌های ساکن آب نیتریفیکاسیون معمولا به طور کامل توسعه نمی‌یابد. در استخرهای همراه با هوادهی به دلیل شرایط مناسب، نیتریفیکاسیون توسعه می‌یابد. اما به هوادهی و تعویض آب نامناسب نیز حساس می‌باشد، اگر میزان تعویض آب بالا باشد (بالاتر از ۳۰٪ در هر روز) باکتری‌های شوره ساز شسته شده که زمان کافی برای جبران و بهبودی ندارند (۱۶). مشخص شده که زمان اقامت حداقل حدود ۲۴ ساعت، امکان یک فرآیند نیتروفیکاسیون پایدار را می‌دهد. با این حال، استفاده از این سیستم نسبتا گران بوده و در طی اختلال در این فرایند، ممکن است سطوح نیتریت در آب افزایش یابد (۲۸). این روش‌ها پرهزینه و در برخی مواقع پرزحمت بوده و به لحاظ اقتصادی امکان پذیر نیست یا سبب آسیب به آبزیان پرورشی می‌شود (۵۴). در حال حاضر فن‌آوری نوین توده ساز زیستی به عنوان فن‌آوری کارآمد برای کنترل ترکیبات غیرآلی نیتروژن پیشنهاد می‌شود.



شکل ۲- چرخه نیتروژن در سیستم‌های آبزی‌پروری (تجهیز شده با بیوفیلتر خارجی). چرخه نیتروژن در این سیستم، آب حاوی ترکیبات نیتروژن غیرآلی به سمت بیوفیلتر خارجی فرستاده می‌شود که در این بیوفیلتر عمل نیتروفیکاسیون اتفاق افتاده و نیتروژن آمونیاکی کل به نیتریت و

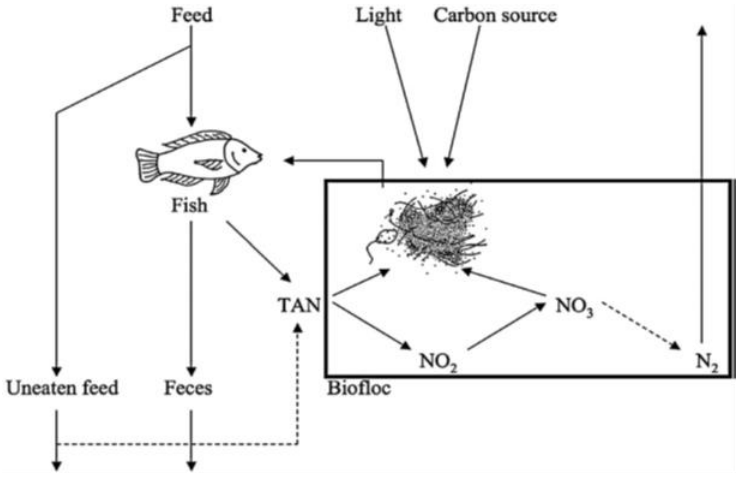
سپس نیترات تبدیل می‌شود. نیترات برای ماهی سمیت کمتری نسبت به نیتریت و آمونیاک دارد (۳۹). بیوفیلتر در این سیستم شرایط مناسبی را برای رشد باکتری‌های شوره ساز فراهم می‌کند.

۱۳. استفاده از فن‌آوری تولید توده زیستی (biofloc) برای کنترل نیتروژن غیرآلی

باکتری‌های هتروتروف، مواد آلی کربن‌دار و نیتروژن زائد را از آب گرفته و از آنها برای تولید پروتئین میکروبی استفاده می‌کنند، با انجام این کار، باکتری‌ها غلظت نیتروژن غیرآلی (بخصوص TAN) را در آب کاهش می‌دهند. در این سیستم اضافه کردن مواد آلی کربن‌دار به استخر در مقادیر مناسب، قادر به کنترل دقیق نیتروژن غیرآلی در آب و کاهش خطر فرم‌های سمی نیتروژن (آمونیاک و نیتریت) می‌شود. شکل ۳ چرخه نیتروژن در سیستم توده ساز زیستی را نشان می‌دهد. فناوری بیوفلوک از سیستم‌های آبزی پروری سازگار با محیط زیست است که از مواد مغذی و آلی بازیافت شده، به‌منظور تولید، استفاده مجدد می‌نماید. این فناوری مزیت های مهمی از جمله به حداقل رساندن مصرف آب و بازیافت مواد مغذی و مواد آلی را دارد و علاوه بر این، ورود عوامل بیماری‌زا به سیستم پرورش را کاهش داده و منجر به بهبود امنیت زیستی در مزرعه می‌گردد (۲). همچنین، تولید در این سیستم در مقیاس بزرگ آبزی‌پروری می‌تواند مزایای زیست محیطی در اکوسیستم های دریایی و ساحلی داشته و با جایگزین شدن سویا یا آرد ماهی با ترکیبات بیوفلوک در تغذیه آبزی، می‌توان پساب آبزی‌پروری و اثرات زیست‌محیطی آن را کنترل نمود. از طرف دیگر، با استفاده از این سیستم، سطوح مایکوتوکسین‌ها و فاکتورهای ضدتغذیه‌ای در خوراک آبزی محدود می‌شود و میزان استفاده و نیاز به تأمین خوراک که هزینه‌های زیادی را در بردارد به‌طور کلی کاهش می یابد (۳۵).

در تعداد زیادی از مطالعات کاهش موفقیت‌آمیز آمونیاک در سیستم های بدون تعویض آب گزارش شده است که با دستکاری نسبت کربن به نیتروژن، نیتروژن غیرآلی توسط باکتری‌های هتروتروف جذب شده و تولید بیومس میکروبی می‌کند (۳، ۱۷،۲۲ و ۳۰). در مطالعه Khanjani و همکاران در سال (۲۰۱۶) در مقادیر آمونیاک و نیتریت در سیستم بدون تعویض آب کاهش مشاهده شد. کاهش غلظت را می‌توان به‌خاطر حضور باکتری‌های هتروتروفیک در مخازن پرورش بیوفلوک نسبت داد که در نتیجه نیتروژن غیرآلی توسط باکتری‌های هتروتروف و شوره‌ساز[1] جذب می‌شود. آمونیاک، توسط باکتری‌های اکسید کننده آمونیاک تبدیل به نیتریت می‌گردد که پروسه میانی از فرآیند نیتریفیکاسیون است (۳) و به دنبال افزایش میزان نیتریت باکتری‌های اکسید کننده نیتریت، نیتریت را به نیترات تبدیل می‌کنند و منجر به افزایش نیترات در سیستم می‌شود (۳۰).

1- Denitrifying



شکل ۳- چرخه نیتروژن در استخرهای حاوی توده زیستی. این سیستم برای تولید متراکم کاربرد دارد. نیتروژن زائد تولید شده در سیستم همراه با اضافه کردن مواد آلی کربن‌دار سبب فعال شدن جوامع میکروبی گردیده که در نهایت تولید توده میکروبی را تحریک می‌کند. توده زیستی تولید شده توسط آبزی پرورش یافته مصرف می‌شود. این سیستم یک منبع پروتئین ارزان با کارایی بالا را در اختیار آبزی قرار می‌دهد (۱۴).

در سیستم توده ساز زیستی فرایند بیولوژیکی نیتریفیکاسیون در سه مرحله اتفاق می‌افتد. در مرحله اول باکتری‌های جنس *Nitrosomonas* و *Nitrosococcus* روی آمونیاک (تولید شده از خوراک باقی مانده و دفعیات میگو) فعال می‌شوند. ترکیبات زائد نیتروژن به نیتریت اکسید می‌شود. در مرحله دوم نیتریت توسط باکتری‌های جنس *Nitrobacter* و *Nitrospira* تبدیل به نیترات می‌شود. در مرحله سوم نیترات با فرایند دنیتریفیکاسیون[1] بوسیله باکتری‌های *Achromobacter* و *Pseudomonas* تبدیل به گاز نیتروژن می‌شود و از سیستم خارج می‌شود (۱۹). در این سیستم باکتری‌های شوره ساز هوازی، منابع کربن آلی را برای رشد خود تحت شرایط هوازی مصرف می‌کنند و نیتروژن مولکولی (N_2) را از نیتریت و نیترات موجود در آب پرورش با فرایند دنیتروفیکاسیون[2] تولید می‌کنند. این فرایند، دلیل کاهش شدید میزان نیتریت در تانک‌های پرورشی است که به آن نشاسته اضافه شده است (۳۸). این فن‌آوری بعنوان سیستم کارا و سازگار با محیط زیست جهت پرورش آبزیانی که توانایی تحمل مواد جامد معلق، تراکم پذیری، تغذیه فیلترفیدری و تحمل سطوح متوسط اکسیژن (۳ تا ۶ میلی‌گرم در لیتر) را دارند، پیشنهاد می‌شود (۴ و ۳۱).

نتیجه‌گیری

با افزایش جمعیت، توسعه صنعت آبزی پروری بعنوان یکی از منابع تولید کننده پروتئین حیوانی ضروری است. توسعه صنعت آبزی پروری آلودگی‌های زیست محیطی را در سال‌های اخیر به دنبال داشته است و در نتیجه توجه به مدیریت و نوع سیستم پرورشی که با محیط زیست سازگار باشد کاملاً ضروری است. مدیریت و تحقیق توسعه پایدار محیط زیست علاوه بر علوم زیست شناسی در برگیرنده اطلاعات اجتماعی، اقتصادی و زیست محیطی است. به عنوان مثال استفاده از تخم ماهی مناسب (با هزینه کمتر) و تغذیه خوب در دوره لاروی، ماهی با کیفیت بهتر تولید خواهد شد و در نتیجه آثار زیست محیطی کمتر به همراه خواهد داشت. برنامه توسعه همه جانبه جهانی برای فن‌آوری تصفیه پساب در صنعت آبزی‌پروری مورد نیاز است. برخی از کشورها برنامه های برای

1- Anoxic denitrification

2- Denitrification

مدیریت پساب آبزی پروری جهت حفاظت از محیط زیست و منابع طبیعی را توسعه داده‌اند.

۱- فن‌آوری تصفیه پساب آبزی پروری فقط برای رشد صنعت نیاز نیست همچنین برای دستیابی به محیط زیست پایدار دارای اهمیت می‌باشد.

۲- مکان‌یابی مناسب برای توسعه آبزی‌پروری با توجه به راه اندازی و عملیاتی کردن موثر طرح‌های تصفیه پساب

۳- در صنعت آبزی‌پروری بررسی‌های مناسب بایستی از مراحل اولیه مورد توجه قرار گیرد، از انتخاب مکان و طراحی مزرعه تا مرحله عملیاتی تصفیه پساب

۴- در صنعت آبزی‌پروری در قفس توجه به مواد جامد حل شده و کاهش آنها در جهت حفظ کیفیت طبیعی آب دریا

انتخاب سازگارترین سیستم و گونه با محیط زیست محلی تضمین کننده توسعه پایدار است. کاربرد تکنیک‌های پایدار افزایش ذخیره آبزیان، برنامه‌های پرورش،استفاده از گیاهان و جانوران آبزی جهت تغذیه، اجرای سیستم‌های تلفیقی درمحیط زیست از قبیل سیستم های چرخشی، استفاده تلفیقی از آب و مدیریت شبکه غذایی اکوسیستم‌ها در حفظ محیط زیست بسیار مهم است.

استفاده از تکنولوژی‌های نوین و سازگار با محیط زیست جهت آبزی پروری از جمله آکواپونیک، سیستم مداربسته و سیستم بدون تعویض آب امری مهم می‌باشد. استخرهای خاکی در آبزی‌پروری گسترده و نیمه متراکم استفاده می‌شود، بطوری که تخلیه پساب این استخرها با تعویض آب صورت می‌گیرد، که با توجه به تراکم پایین پرورش و مواد زائد تولیدی کم می‌توان از پساب خروجی در کشت سبزیجات و گیاهان استفاده کرد. در آبزی‌پروری متراکم که در سیستم‌های مداربسته صورت می‌گیرد می‌توان با بکارگیری فیلترهای بیولوژیک پساب خروجی را تصفیه نمود ولی این روش نسبتا گران و پرهزینه است. استفاده از سیستم‌های بدون تعویض آب/ تعویض آب محدود بر پایه فعالیت باکتری‌های هتروتروف امروزه به عنوان سیستم سازگار با محیط زیست شناخته می‌شود که اهداف آبزی پروری پایدار را دنبال می‌کند. در فن‌آوری توده ساز زیستی با مدیریت صحیح، از جمعیت باکتری‌ها در آب بطور موثر استفاده می‌شود. در این سیستم تعویض حداقل، در جهت به حداکثر رساندن امنیت زیستی و به حداقل رساندن اثرات زیست محیطی مزرعه می‌باشد. با توجه به موارد فوق بکارگیری سیستم تولید توده زیستی در آبزی پروری علاوه بر کاهش اثرات زیست محیطی منجر به بهبود امنیت زیستی و کاهش هزینه‌های تولید می‌گردد. مطالعات نشان داده استفاده از این روش در پرورش میگوی سفید غربی منجر به بهبود کیفیت آب، کاهش تعویض آب و در نهایت بهبود تولید و کاهش هزینه‌ها می‌گردد (۳۳ و ۳۴). بکارگیری این فن‌آوری در آبزی‌پروری کشور برای گونه‌های تیلاپیا و میگوی سفید غربی بسیار مناسب است. از موارد ذکر شده برای کاهش میزان ترکیبات نیتروژن غیرآلی در سیستم‌های آبزی پروری، بکارگیری سیستم بدون تعویض آب در حضور توده‌های زیستی و اضافه کردن مواد آلی کربن‌دار در جهت تحریک و توسعه باکتری‌های هتروتروف موثر و کاراتر می‌باشد، از طرفی این سیستم سازگاری بهتری نیز با محیط زیست دارد.

منابع

1- Avinmelech, Y., Ritvo, G., 2003. Shrimp and fish pond soils: processes and management. Aquaculture, Vol. 220, pp. 549-567.

2- Avnimelech, Y., 2007. Feeding with microbial flocs by tilapia in minimal discharge bio-flocs technology ponds. Aquaculture, Vol. 264, pp. 140-147.

3- Avnimelech, Y., 2009. Biofloc Technology: A Practical Guide Book. World Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana, USA. 182 p.

4- Avnimelech, Y., 2012. Biofloc Technology: A Practical Guide Book, 2nd Edition. The World Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana, United States. 272p.

5- Boyd, C.E., 1985. Chemical budget for channel cat fish ponds. Trans. Amer. Fisheries Society, Vol. 114, pp. 291-298.
6- Boyd, C.E., 1998. Pond water aeration systems. Aquacultural Engineering. 18, 9–40.
7- Boyd, C.E., Teichert-Coddington, D., 1995. Dry matter, ash and elemental composition of pond cultured *Penaeus vannamei* and *Penaeus stylirostris*. Journal of the World Aquaculture Society, Vol. 26, pp. 88-92.
8- Boyd, C.E., Tucker, C.S., 2009. Pond aquaculture water quality management, Springer international editor, 700 pp.
9- Boyd, C.E., Zimmermann, S., 2000. Grow out systems - Water quality and soil management. In: Freshwater Prawn Culture (The farming of *Macrobrachium rosenbergii*, (Eds. New, M. B. and Valenti, W. C). pp. 221-238.
10- Brock, J.A., Main, K.L., 1994. A guide to the common problems and disease of cultured *Penaeus vannamei*. The World Aquaculture Society, Baton Rouge. 242pp.
11- 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, Vol. 28, pp. 65-86.
12- Chiayvareesajja, S. and Boyd, C.E. 1993. Effects of Zeolite, formalin, bacterial augmentation, and areation on total amonia nitrogen concentration. Aquaculture, Vol. 116, pp. 33-45.
13- Colt, J., 2006. Water quality requirements for reuse systems. Aquacultural Engineering. Vol. 34, pp. 143–156.
14- Crab, R., Avnimelech, Y., Defoirdt, T., Bossier, P., Verstraete, W., 2007. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. Aquaculture, Vol. 270, pp. 1–14.
15- De Schryver, P., Crab R., Defoirdt T., Boon N. and Verstraete W., 2008. The basics of bio-flocs technology: the added value for aquaculture. Aquaculture, Vol. 277, pp. 125–137.
16- Diab, S., Cochaba, M., Mires, D., Avnimelech, Y., 1992. Combined intensive–extensive (CIE) pond system, A: inorganic nitrogen transformations. Aquaculture, Vol. 101, pp. 33–39.
17- Ebeling, J.M., Timmons, M.B., Bisogni, J. J., 2006. Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic control of ammonia-nitrogen in aquaculture production systems. Aquaculture, Vol. 257, pp. 346–358.
18- El Samra, M.I., Olàh, J., 1979. Significance of nitrogen fixation in fish ponds. Aquaculture, Vol. 18, pp. 367–372.
19- Ferrer, J., Seco, A., 2007. Tratamientos biológicos de aguas residuales. Editorial UPV. Valencia, Spain, PP.184.
20- Franco-Nava, M.A., Blancheton, J.P., Deviller, G., Charrier, A., Le-Gall, J.Y., 2004. Effect of fish size and hydraulic regime on particulate organic matter dynamics in a recirculating aquaculture system: elemental carbon and nitrogen approach. Aquaculture, Vol. 239, pp. 179–198.

21- Funge- Smith, S.J., Briggs, M.R.P. 1998. Nutrient budgets in intensive shrimp ponds, implications for sustainability. Aquaculture, Vol. 164, pp.117-133.
22- Gao L., Shan, H.W., Zhang, T.W., Bao, W.Z., Ma, S.J., 2012. Effects of carbohydrate addition on *Litopenaeus vannamei* intensive culture in a zero-water exchange system. Aquaculture, Vol. 342, pp. 89–96.
23- Grommen, R., Van Hauteghem, I., Van Wambeke, M., Verstraete, W., 2002. An improved nitrifying enrichment to remove ammonium and nitrite from freshwater aquaria systems. Aquaculture, 211, 115–124.
24- Hepher, B., 1985. Aquaculture intensification under land and water limitations. Geo Journal, 10(3), 253-259.
25- Hertrampf, J.W., Piedad-Pascual, F., 2000. Handbook on Ingredients for Aquaculture Feeds. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 624 pp.
26- Islam, M. and Braden, J.B., 2006. "Bio-Economic Development of Floodplains: Farming versus Fishing in Bangladesh," Environment and Development Economics, Vol. 11, No. 1, pp. 95-126. http://dx.doi.org/10.1017/S1355770X0500269X.
27- Islam, M.S., 2008. "From Pond to Plate: Towards a Twin- Driven Commodity Chain in Bangladesh Shrimp Aqua-culture," Food Policy, Vol. 33, No. 3, pp. 209-223. http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2007.10.002.
28- Jensen, F.B., 2003. Nitrite disrupts multiple physiological functions in aquatic animals. Comparative Biochemistry and Physiology, Vol. 135, pp. 9-24.
29- Jiménez-Montealegre, R.,Verdegem, M.C.J., van Dam,A.,Verreth, J.A.J., 2002. Conceptualization and validation of a dynamic model for the simulation of nitrogen transformations and fluxes in fish ponds. Ecological Modelling, Vol. 147, pp. 123–152.
30- Krummenauer, D., Samocha, T., Poersch, L., Lara, G., Wasielesky, W.Jr., 2014. The reuse of water on the culture of pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, in BFT system. Journal of the World Aquaculture Society, Vol. 45, pp. 3-14.
31- Khanjani, M.H., Sajjadi, M.M., Alizadeh, M. and Sourinejad, I., 2017. Nursery performance of Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei* Boone, 1931) cultivated in a biofloc system: the effect of adding different carbon sources. Aquaculture Research, Vol. 48, pp. 1491-1501.
32- Khanjani, M.H., Sajjadi, M.M., Alizadeh, M., Sourinejad, I., 2016. Study on nursery growth performance of Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei* Boone, 1931) under different feeding levels in zero water exchange system. Iranian Journal of Fisheries Sciences, Vol. 15, pp. 1465-1484.
33- Khanjani, M.H., Sajjadi, M.M., Alizadeh, M., Sourinejad, I., 2015. Effect of different feeding levels on water quality, growth performance and survival of western white shrimp (*Litopenaeus vannamei* boone, 1931) post larvae with application of biofloc technology. Iranian Scientific

Fisheries Journal, Vol. 24, pp. 13-28. (In Persian).

34- Khanjani, M.H., Sajjadi, M.M., Alizadeh, M., Sourinejad, I., 2016. Production and evaluation of biofloc for use in zero- water exchange rearing system, Journal of Aquaculture Development, Vol. 10, pp. 33-40. (In Persian).

35- Kuhn, D.D., Lawrence, A.L., Boardman, G.D., Patnaik, S., Marsh, L., Flick, G.J., 2010. Evaluation of two types of biofloc derived from biological treatment of fish effluent as feed ingredients for Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*. Aquaculture, Vol. 303, pp. 28–33.

36- Lemonnier, H., Brizard, R., 1998. Effect of water exchange on pond ecosystem in shrimp semi- intensive rearing in New Caledonia during cold season, Ifremer, Noumea, New Caledonia, 49pp.

37- Lin, C.K., Nash, G.L. 1996. Asian shrimp news collected columns, 1989-1995, Asian shrimp culture council, Bangkok, Thailand.

38- Liu, L., Hu, Z., Dai, X., Avnimelech, Y., 2014. Effects of addition of maize starch on the yield, water quality and formation of bioflocs in an integrated shrimp culture system. Aquaculture, Vol. 418–419, pp. 79–86.

39- Lyssenko, C., Wheaton, F., 2006. Impact of positive ramp short-term operating disturbances on ammonia removal by trickling and submerged- upflow biofilters for intensive recirculating aquaculture. Aquacultural Engineering, Vol. 35, pp. 26–37.

40- Mallasen, M. and Valenti, W.C., 2006. Effect of nitrite on larval development of the giant river prawn, *Macrobrachium rosenbergii*. Aquaculture, Vol. 261, pp. 1292-1298.

41- Marking, L.L. and Bills, T.D. 1982. Factors affecting the efficiency of clinoptilolite for removing ammonia from water. Progressive fish- culture. Vol. 44, pp. 187- 189.

42- Mohan, B. S. & Hosetti, B. B. (1999) Aquatic Plants for Toxicity Assessment. Environmental Research, Vol. 81, pp. 259-274.

43- Muthuwani, V., Lin, C.K., 1995. Water quality and nutrient budget in intensive shrimp culture ponds. Wold Aquaculture 96, Book of abstracts, Word Aquaculture Society, Banton Rouge, LA. USA 270pp.

44- Naylor, R.L., Goldburg, R.J., Primavera, J.H., Kautsky, N., Beveridge, M.C.M., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney, H. and Troell, M., 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. Nature, Vol. 405, pp. 1017 -1024.

45- Neiland, A.E., Soley, N. Varley, J.B., Whitmarsh, D.J., 2001. "Shrimp Aquaculture: Economic Perspectives for Policy Development," Marine Policy, Vol. 25, No. 4, pp. 265-279. http://dx.doi.org/10.1016/S0308-597X(01)00017-3.

46- Paez-Osuna, F., Guerro- Galvan, S.R., Ruiz- Fernandes, A.C., 1999. Discharge of nutrients from shrimp farming to coastal waters of the Gulf of California. Marine Pollution Bulletin, Vol. 38, pp. 585-592.

47- Paez-Osuna, F., Guerro- Galvan, S.R., Ruiz- Fernandes, A.C., Espioza- Angulo, R.E., 1997. Fluxes and mass balances of nutrients in semi- intensive shrimp fram

in north- western Mexico. Marine Pollution Bulletin, Vol. 34, pp. 290-297.

48- Ray, A., 2012. Biofloc technology for super-intensive shrimp culture. In: Avnimelech, Y, editor. Biofloc Technology - a practical guide book, 2nd ed., The World Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana, USA. pp. 167-188.

49- Ritvo, G., Dixon, J. B., Lawrence, A. L., Neill, W.H., Speed, M.F., 1998. Accumulation of chemical elements in Texas shrimp pond soils. Journal of the world Aquaculture Society, Vol. 29, pp. 422-431.

50- Sa, D.T., Sousa, R.R.De., Rocha, I.R.C.B., Lima, G.C.De. and Costa, F.H.F., 2013. Brackish shrimp farming in northeastern brazil: the environmental and socio-economic impacts and sustainability, Natural Resources, Vol. 4, pp. 538-550.

51- Soleimani, M., Ansari, A., Haj Abbassi, M.A., Abedi, J., 2008. "Investigation of nitrate and ammonium removal from groundwater by mineral filters." Journal of Water and Wastewater, Vol. 67, pp. 18-26. (In Persian)

52- Sousa, O. V., Macrae, A., Menezes, F. G. R., Go- mes, N. C. M., Vieira, R. H. S. F., Mendonça-Hagler, L. C. S. 2006. "The Impact of Shrimp Farming Effluent on Bacterial Communities in Mangrove Waters, Ceará, Brazil," Marine Pollution Bulletin, Vol. 52, No. 12, pp. 1725-1734.http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.07.006.

53- Tacon, A.G.J. and Forster, I.P., 2003. Aqua feed and the environment: policy implications. Aquaculture, Vol. 226, pp. 181-189.

54- Thompson, F.L., Abreu, P.C., Wasielesky, W., 2002. Importance of biofilm for water quality and nourishment in intensive shrimp culture. Aquaculture, Vol. 203, pp. 263–278.

55- Timmons, M.B., Ebeling, J.M., Wheaton, F.W., Summerfelt, S.T. and Vinci, B.J., 2002. Recirculating Aquaculture Systems. 2nd ed. Cayuga Aqua Ventures, New York, USA.

56- Torres-Beristain, B., Verdegem, M., Kerepeczki, E., Verreth, J., 2006. Decomposition of high protein aquaculture feed under variable oxic conditions. Water Research, Vol. 40, pp. 1341–1350.

57- Turker, H., Eversole, A.G., Brune, D., 2003. Comparative Nile tilapia and silver carp filtration rates of Partitioned Aquaculture System phytoplankton. Aquaculture, Vol. 220, pp. 449–457.

58- Valenti, W.C. and Daniels, W.H., 2000. Recirculation hatchery systems and management. In: New, M.B., Valenti, W.C. (Eds), Freshwater Prawn Culture. Blackwell, Oxford. pp. 69- 90.

59- Wheaton, F.W, 1977. Aquacultural engineering, John Wiley & Sons, New York, 708p.

60- Zhou,G. J., Ying, G. G., Liu, S., Zhou, L.J., Chen, Z.F. and Peng, F.Q., 2014. Simultaneous removal of inorganic and organic compounds in wastewater by freshwater green microalgae. Environmental Science Processes & Impacts, Vol. 16, pp. 2018–2027.