"مقاله پژوهشی"

کارایی گیاه بولاغ اوتی (*Nasturtium aquaticum*) در پالایش زیستی مواد مغذی پساب پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان

مهرداد جلیل[۱]، مهرداد فتح الهی[۱]*، رسول زمانی احمد محمودی[۱]

۱- گروه شیلات و محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۱۲/۲۷ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۳/۱۳

چکیده

برای بررسی روند تصفیه زیستی پساب پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان، از یک حوضچه تالابی استفاده شد. بعد از خارج‌سازی گیاهان غیر از گونه هدف و پوشش کامل از گیاه بولاغ اوتی (*Nasturtium aquaticum*) شش ایستگاه انتخاب شدند، که شامل: چشمه تامین آب، خروجی پرورش ماهی، نقطه ابتدای حوضچه تالابی و سه نقطه متوالی به‌عنوان نقاط سنجش بودند. سپس داده‌های به‌دست آمده با هم مقایسه و روند صعودی و نزولی تغییرات آنها بررسی‌شدند. میانگین تاثیرات کاهشی حوضچه پالایش گیاهی برای همه پارامترهای گفته شده به صورت درصد با ایستگاه‌های مربوط در این تحقیق ارزیابی شد. از میان پارامترها، اکسیژن محلول نوسانات و تاثیرگذاری بیشتر بر روند زیستی پالایش پساب داشته است و سایر پارامترها در همه ایستگاه‌ها یکنواخت یا اختلاف کمی داشتند. نیترات سنجش شده پساب در ایستگاه‌های بعد از خروجی کاهش زیادی نداشته‌است، که علت این روند بالا بودن نسبی ازت در چشمه و نیز عدم جذب نیترات توسط گیاه بود. اثر پالایشی گیاهان حوضچه بر نیتریت تحت تاثیر غلظت اکسیژن محیط (ثبت شده در ایستگاه‌ها) قرار داشت. آمونیاک تحت تاثیر گیاه پالایی در ایستگاه‌ها نسبت به غلظت آن در خروجی کاهش یافت. دلیل بیش‌ترین کارایی حوضچه پالایش در کاهش آمونیاک می‌تواند قدرت جذب آمونیاک نسبت به سایر مواد مغذی توسط گونه بولاغ اوتی باشد.

کلمات کلیدی: بولاغ‌اوتی، تصفیه زیستی ، پساب پرورش ماهی

* عهده‌دار مکاتبات: mehrdad.fatollahi@nres.sku.ac.ir

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-06]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1401.16.2.1.5]
[DOI: 10.52547/aqudev.16.2.63]

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-06]

[DOR: 20.1001.1.23223545.1401.16.2.1.5]

[DOI: 10.52547/aqudev.16.2.63]

مقدمه

آمونیاک و فسفات از مهم‌ترین پارامترهای پرورش آلوده کننده در صنعت پرورش آبزیان پرورشی است که از راه متابولیسم و نیز تجزیه مواد آلی مانند غذاهای خورده نشده و نیز مدفوع از استخرها خارج می‌شود (خوش نواز و همکاران ۱۳۹۴ ؛ پورعلی فشتمی و همکاران ۱۳۹۶؛ عرب مارکده و همکاران ۱۳۹۴؛ Chang *et al.*, 2009؛ Goudreau *et al.*, 1993). مطالعات نشان داده‌است مقادیر کم نیتروژن (mg/lit ۰/۴) و فسفات (mg/lit ۰/۱) در آب‌های آرام باعث رشد سریع انواع جلبک‌ها و سپس کاهش غلظت اکسیژن محلول و نفوذ نور به زیر آب شده که نابودی ماهی‌ها و میکروارگانیسم‌ها در شرایط غیرهوازی می‌گردد. همه این فرآیندها سبب پدیده غنی شدن آب‌ها می‌شود. علاوه بر بروز مشکلات ناشی از این پدیده برای محیط زیست، بهای خالص‌سازی این آب‌ها نیز امری هزینه بر و نامطلوب است (Camargo and Alonso, 2006) در سال‌های اخیر روش‌های تصفیه طبیعی مناسب و کم هزینه مثل گیاه‌پالایی مورد توجه دوستداران محیط زیست است که طی آن، آلودگی‌ها از طریق تجزیه مستقیم، پالایش غیرمستقیم با حمایت جمعیت‌های میکروبی و جذب از خاک یا آب و تغلیظ در ناحیه ریشه یا بافت گیاه تصفیه می‌شوند (Mc Hazrat *et al.*, 2013؛ Cutcheon and Schnoor, 2003؛ Nakase *et al.*, 2019).

ایجاد یک محیط لازم مانند بسترهای لازم و نیز درجه حرارت و نور برای فعالیت ارگانیسم‌های مصرف‌کننده مواد مغذی آلوده کننده آب و محلول مانند بنیان‌های ازت و فسفات، با چالش‌های بسیاری روبرو است. برای سیستم‌های غیرماکروفیتی ارائه یک جایگاه نشستن باکتریایی برای نیتریفای کردن باکتری‌ها ضروری است، درحالی‌که در سیستم‌های ماکروفیتی با گستردن برگ‌های خود در همه بدنه آبی هم می‌توانند به کاهش کلسیم و سلیس و سایر مواد محلول نیز بپردازند (Nakase *et al.*, 2019). محیط آبی باعث برخی از تغییرات در این گیاهان مصرف‌کننده آمونیاک و فسفات شده است. این گیاهان دارای کوتیکول نازک هستند، چون نیازی به محافظت از آب داخل خود ندارند و روزنه‌های برگ‌باز زیادی دارند. در حقیقت ساقه‌های سخت و سلول‌های گارد در برگ‌های شناور شده پهن وجود ندارد. ریشه‌های کوچک آب را مستقیم از برگ‌ها وارد گیاه کرده و تنفس از آب‌ها و گرفتن گازهای محلول را انجام می‌دهند. با انتقال این گیاهان به داخل آب، کلنی آن‌ها در عرض چند ماه به آداپتاسیون لازم می‌رسد و کارکرد بیولوژیک آن‌ها شروع می‌شود. پروژه تصفیه پساب توسط گیاهان آبزی غوطه‌ور یا Emergent Hydrophyte Treatment System با هدف حذف فسفات‌ها ونیترات‌ها از آب در اروپا نیز اجرا شد. در نتایج این کار علاوه بر راندمان و کارایی سیستم، نوع گیاه کاشت شده با توجه به منطقه، طراحی هندسی و ابعاد ضروری آن ، آبیاری و نوع آن، نوع بستر و طراحی آن، جنبه‌های کار از جمله افزایش گیاهان مهاجم و گونه‌های مهاجم و احتمال شیوع بیماری‌ها.مورد نظر بود که توسط اعضای محقق این پروژه از انجمن بین‌المللی محققان آلودگی آب‌ها و کنترل آن (International Association on Water Pollution Research and Control یا IAWPC) انجام شد (Brix and Schierup, 1998).

در مطالعه کنونی با الهام از مدیریت کرانه‌ها (management of riparian zone) با به‌کارگیری یک

گیاه بومی به‌نام بولاغ اوتی یا نام محلی بکلو با کاربرد خوراکی سعی‌شد تا معضل رواناب‌های پساب پرورش ماهی‌ها برای کاهش فسفات و نیترات محلول واردشونده به رودخانه‌ها بررسی شود. نقش اصلی گیاه در این سیستم تأمین اکسیژن مورد نیاز میکروارگانیسم‌های هتروتروف در ناحیه ریشه، جذب مواد مغذی، افزایش و تثبیت هدایت هیدرولیکی بستر برای حذف مواد مغذی آلوده کننده آب است (Vymazal, 2010). این گیاه اختصاصا در کنار جویبارها، چشمه‌ها، نواحی مردابی و در مجاورت آب‌های زلال جاری می‌روید و به علف چشمه معروف است و پراکندگی آن در همه نواحی مشابه تا ارتفاعات ۲۰۰۰ متری یافت می‌شود. طول ساقه آن به‌تناسب شرایط محیط در جریان‌های اب کم‌عمق، کوتاه ولی در جریان‌های آب نسبتا عمیق که از ۲ متر هم تجاوز می‌کند. موطن اصلی آن در اروپای مرکزی و غربی بوده، اما امروزه در تمامی دنیا گسترده شده است. علف چشمه به‌طور خودرو در اغلب جریان‌های آب مناطق مختلف در ایران در همه منطق سرد و کوهستانی می‌روید.

مواد و روش‌ها

انتخاب ایستگاههای نمونه‌برداری

تحقیق در واحد پرورش ماهی سرپوشیده شرکت خاویارگستر واقع در شهرستان فارسان چهار محال و بختیاری با منبع تامین آب ورودی یک چشمه با مجوز برداشت سی لیتر آب در ثانیه برای تولید بچه ماهی انجام شد. در کانال مجاور با عرض حدود ۲ متر و بیست سانتی‌متر با دیواره و کف بستر کاملا گلی، با قابلیت رویش گیاهان آبزی (لاگون دست ساخت) در ابتدای آزمایش، سایر گیاهان بجز گونه بولاغ‌اوتی به‌صورت هرس دستی از کف رفع شد تا گیاه در حوضچه پالایش غالب گردد (در خرداد ماه). ایستگاه ۱، در محل ورودی چشمه، ایستگاه ۲، در محل خروجی پرورش ماهی، ایستگاه ۳ در ابتدای حوضچه پالایش و ایستگاههای ۴، ۵ و ۶ به ترتیب ۵ متر، ۱۰ متر و ۲۰ متری از ابتدای حوضچه انتخاب شدند تا با سنجش میزان نوترینتها تاثیر حوضچه گیاهی بر کاهش آنها معلوم شود. برای سنجش مواد مغذی سه دوره با فواصل تقریبا ۱۵ روز در نظر گرفته شد. اولین نمونه‌برداری در دهه آخر تیر ماه انجام شد و سپس ۱۵ روز بعد سنجش بعدی و نمونه‌برداری آخر از ایستگاه‌های ۶ گانه نیز سه روز بعد از نمونه‌برداری سری دوم صورت پذیرفت. از نمونه‌های نیترات، نیتریت، ازت آمونیاکی و فسفات ۵ تکرار و برای مصرف‌کنندگان زیستی و شیمیایی اکسیژن یعنی BOD_5 و COD سه تکرار در آزمایشگاه سنجش شد. برای سنجش هدایت‌الکتریکی، اکسیژن محلول، دما و پی اچ سه تکرار در محل (*in situ*) ثبت شد. برای سنجش، بیشتر به درصد کاهش میزان مواد سنجش‌شده به عنوان کارایی تصفیه حوضچه پالایش مورد نظر در این تحقیق توجه شد که با ضریب آن یعنی رابطه :

مقدار مواد محلول در خروجی / اختلاف مقدار مواد محلول در خروجی و ایستگاه * ۱۰۰ = کارایی تصفیه ٪

برای هر پارامتر به صورت درصد معلوم شد. از ایستگاه‌های نمونه‌برداری، به‌منظور اندازه‌گیری BOD_5، COD، TAN (نیتروژن آمونیاکی)، نیترات (NO_3)، نیتریت (NO_2) و ارتوفسفات، نمونه آب برداشت و در شرایط استاندارد به آزمایشگاه منتقل و با دستگاه

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-06]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1401.16.2.1.5]
[DOI: 10.52547/aqudev.16.2.63]

اسپکتروفتومتر HACH مدل ۳۹۰۰ و معرف‌های ساخته‌شده مطابق با روش‌های Standard method سنجش با استفاده از روش رنگ‌سنجی صورت‌گرفت. برای سنجش BOD از دستگاه BODTrak II™ HACH مدل DOC53/80363/022 استفاده شده‌است.

نتایج

در طول دوره آزمایش میانگین دمای ایستگاه‌ها متوسط کم‌ترین دمای اندازه‌گیری شده در هر سه دوره مربوط به ایستگاه ۱ و بعد از آن ایستگاه ۳ بوده و بالاترین متوسط دما در ایستگاه ۲ و ۶ ثبت شد. درج و ثبت دما برای ثبت دامنه دمایی در مدت آزمایش در حوضچه پالایش آزمایشی اهمیت دارد. دامنه تغییرات سنجش شده ۱۳/۹تا ۱۵/۳ سانتی گراد که به‌نظر می‌رسد دمای بالا و مورد انتظاری برای حوضچه در منطقه در فصل تابستان و رویش گیاهان نباشد. به‌طورکلی روند افزایشی را از ایستگاه چشمه به انتها نشان داد و برای سه دوره سنجش این تغییرات (دامنه تغییرات) در دوره اول تا سوم به اندازه ۱/۷، ۱/۲، ۲/۳ سانتی‌گراد بوده‌است. pH محیط نیز نقش مهمی در تعیین غلظت گونه‌های آنیون موجود در محلول دارد. دامنه متوسط تغییرات pH در سه دوره سنجش به ترتیب ۰/۷، ۰/۸ و ۰/۵ و تنش زیادی از این حیث متوجه ایستگاه‌ها نبوده است. بیش‌ترین نوسانات pH در خروجی مزرعه در دوره دوم سنجش بین ایستگاه چشمه و خروجی مشاهده می‌شود.

در سنجش اکسیژن در ایستگاه‌ها، افزایش اکسیژن محلول (ساعت بین ۷ تا ۸ صبح) از مقدار ۶/۳ میلی‌گرم در لیتر بالاتر نبود ولی میزان کمینه ۲/۲۷ میلی‌گرم در لیتر نیز در ایستگاه‌ها به ثبت رسید که کم‌ترین آن در هر سه بار نمونه‌برداری در ایستگاه ۶ اتفاق افتاده است. این کمبود اکسیژن که حدود ۴۰ درصد اشباع است، به دلیل مصرف شیمیایی یا زیستی اکسیژن در این ایستگاه است. به‌طورکلی ایستگاه شش کم‌ترین اکسیژن را در میان ایستگاه‌ها داشته است. کاهش اکسیژن در حوضچه در میزان پارامترهای وابسته به اکسیداسیون و احیا تاثیر خواهد داشت.

نتایج سنجش پارامترهای شیمیایی در محل نمونه برداری

در جدول ۱ نتایج میانگین پارامترهای شیمیایی اندازه گیری شده در محل آورده شده است. جدول ۲ نیز بیان کننده مقدار کمینه و بیشینه مقادیر سنجش شده در ایستگاهها در همه سنجش هاست. این مقادیر شرایط زیست گیاه و نیز محدودیتهای ایستگاه را به خصوص در وضعیت اکسیژن محلول نشان می‌دهد.

سنجش پارامترهای شیمیایی مرتبط زیستی

اندازه‌گیری سنجه آب ایستگاه برای مصرف بیولوژیک اکسیژن BOD_5 نشان داد که به طورکلی میزان مصرف در ایستگاه آخر یعنی دورترین منطقه از خروجی توسط روندهای بیولوژیک فزونی می‌یابد.

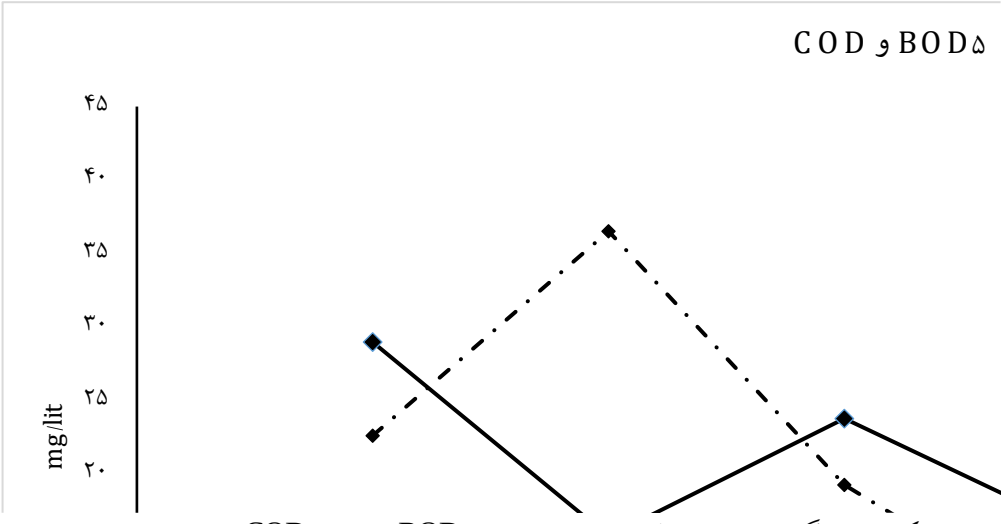
[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-06]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1401.16.2.1.5]
[DOI: 10.52547/aqudev.16.2.63]

جدول ۱ : نتایج سنجش پارامترهای شیمیایی در محل نمونه برداری

ایستگاه	DO (ppm)	pH	EC (µsim/cm)	t°C
یک	۴ /۵ ± ۰/۵۱	۷/۷ ± ۰/۰۵	۶۴۸/۳ ± ۷/۱	۱۳/۸ ± ۰/۵۰
دو	۵/۷ ± ۰/۴۹	۸/۰ ± ۰/۲۱	۶۵۹/۱ ± ۲۲/۴	۱۴/۹ ± ۰/۵۰
سه	۵/۲ ± ۰/۶۸	۷/۸ ± ۰/۰۶	۶۵۷/۳ ± ۲۲/۵	۱۴/۷ ± ۰/۴۷
چهار	۵/۳ ± ۰/۶۷	۷/۹ ± ۰/۱۳	۶۴۲/۲ ± ۱۳/۱	۱۴/۶ ± ۰/۴۶
پنج	۴/۸ ± ۱/۲۴	۷/۹ ± ۰/۰۴	۶۶۱/۷ ± ۲۴/۸	۱۴/۹ ± ۰/۵۲
شش	۳/۶ ± ۱/۱۸	۷/۸ ± ۰/۰۹	۶۵۸/۸ ± ۸/۸	۱۵/۳ ± ۰/۶۹
متوسط	۴/۹ ± ۰/۷۳	۷/۹ ± ۰/۱۱	۶۵۴/۶ ± ۷/۶	۱۴/۷ ± ۰/۴۸
بیشینه	۵/۷	۸/۰	۶۶۱/۷	۱۵/۳
کمینه	۳/۶	۷/۷	۶۴۲/۲	۱۳/۸

جدول ۲ : کمینه و بیشینه هر ایستگاه در کل سنجش‌های ایستگاهها

ایستگاه	DO		pH		EC		t°C	
	max	min	max	min	max	min	max	min
یک	۵/۲	۴/۴	۷/۹	۷/۷	۶۵۷/۰	۶۲۰/۰	۱۴/۵	۱۴/۱
دو	۶/۳	۳/۴	۸/۴	۷/۷	۶۸۸/۰	۶۲۷/۰	۱۵/۶	۱۴/۳
سه	۶/۰	۲/۳	۸/۱	۷/۶	۶۸۹/۰	۶۳۴/۰	۱۵/۴	۱۴/۲
چهار	۵/۹	۲/۳	۸/۲	۷/۶	۶۵۶/۰	۶۵۰/۰	۱۵/۳	۱۴/۶
پنج	۵/۹	۴/۱	۸/۴	۷/۶	۶۸۳/۰	۶۴۰/۳	۱۵/۷	۱۳/۵
شش	۴/۹	۳/۴	۸/۲	۷/۸	۶۷۱/۰	۶۲۷/۷	۱۵/۹	۱۴/۲



شکل ۱ : میانگین سنجش شده اکسیژن مصرف زیستیBOD_5 و شیمیایی COD در حوضچه پالایش .

*مقدارBOD_5 در ۱۰ ضرب شده است تا در ایستگاهها تغییرات آن با جلوه بهتری نشان داده شود.

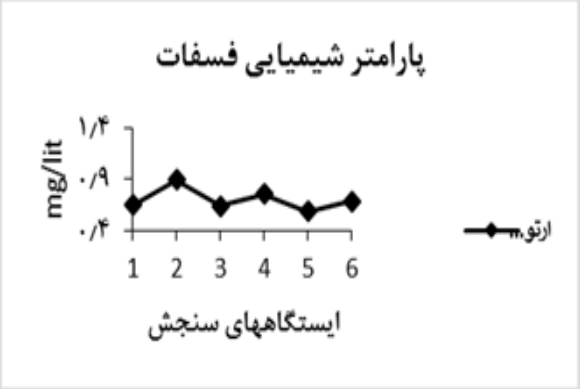
[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-06]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1401.16.2.1.5]
[DOI: 10.52547/aqudev.16.2.63]

مقادیر BOD_5 در ایستگاه دوم یعنی خروجی از کارگاه در هر سه دوره نمونه‌برداری نسبت به چشمه بیش‌تر شده ولی در ادامه با نوسانات زیادی روبرو می‌شود. مصرف زیستی اکسیژن در انتهای حوضچه پالایش یعنی در انتهای حوضچه پوشیده با گیاه هدف، دچار افرایش شده است. در دوره‌های سنجش‌شده دامنه میزان مصرف زیستی اکسیژن از ۰.۸ تا ۴.۵ میلی‌گرم در لیتر در نمونه‌ها تغییر نمود. اختلاف میان ایستگاه‌ها در دامنه ۲/۵، ۳/۵ و ۲/۸ میلی‌گرم در لیتر به ترتیب در سه دوره سنجش بوده است. مقادیر نشان می‌دهد نقش عوامل زیستی در از بین بردن اکسیژن در ایستگاه اخر از بقیه ایستگاهها بیشتر است.

با توجه به مقادیر ثبت شده برای پارامتر COD به‌طورکلی این پارامتر در خروج از پرورش ماهی (ایستگاه ۲) دچار افزایش شده و سپس در طول مسیر روند نزولی را طی می‌کند (شکل ۱). دامنه تغییرات در مقدار مصرف شیمیایی اکسیژن در طول دوره سنجش از ۵.۲ تا ۳۷.۴ و در بین ایستگاه‌ها در سه دوره به ترتیب ۲۴/۱، ۲۵/۸، ۲۸/۵ میلی‌گرم در لیتر و از خروجی تا انتها کاهنده شده است. روند COD در ایستگاه‌های بعد از خروجی با کاهش قابل توجه همراه بوده به نحوی که در ایستگاه ۴ در مرحله سوم به کم‌ترین مقدار معادل ۵/۲۵ میلی‌گرم در لیتر می‌رسد. در ایستگاه ۵ و۶ نیز نسبت به ایستگاه ۴ افزایش اندکی قابل مشاهده است اما با این حال مقدار و روند آن ثباتی نسبی دارد.

نتایج تغییرات مواد مغذی

روند تغییرات فسفات در ایستگاه‌های مختلف نوسان زیادی دارد و از روند کاهش مشخص پیروی نمی‌کند. ولی با رشد گیاه در حوضچه، کاهش فسفات بعد از تاثیر واحد پرورش ماهی بر آن نسبت به آب چشمه (ایستگاه دوم) قابل مشاهده است. در طول دوره آزمایش، بیش‌ترین مقدار فسفات در ایستگاه خروجی مزرعه پرورش ماهی (ایستگاه ۲) با میانگین معادل ۰/۸۹ میلی‌گرم بر لیتر و کم‌ترین مقدار در ایستگاه ۵ معادل ۰/۵۹ میلی‌گرم بر لیتر بوده است.

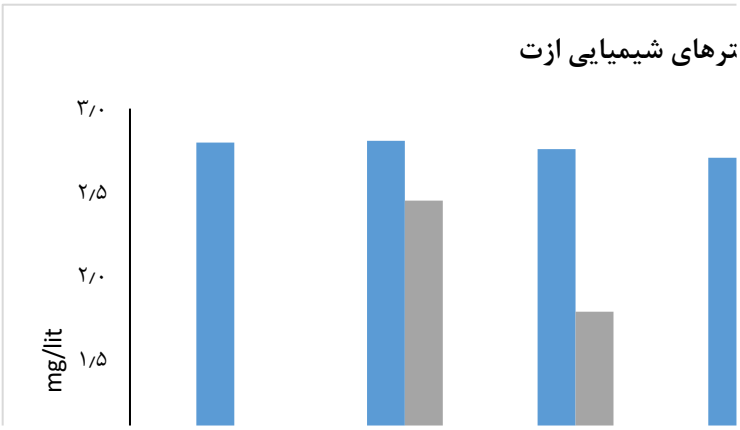


شکل ۲ : میانگین سنجش شده ارتوفسفات در حوضچه پالایش.

در پارامترهای نیتروژن، شامل TAN، نیتریت و نیترات مطابق با شکل۳ کاهش میزان این مواد در حوضچه قابل مشاهده است. برای میزان TAN اندازه‌گیری شده نتایج نشان داد که آب خروجی کارگاه میزان بالایی از آمونیاک را نسبت به چشمه وارد حوضچه پالایش می‌کند، ولی در امتداد ایستگاه‌ها این مقدار روندی کاملا کاهشی دارد. میانگین مقدار TAN اندازه‌گیری شده در مرحله اول از ۳/۹۷ میلی‌گرم در لیتر در مرحله اول به ۰/۸۷ میلی‌گرم در لیتر در ایستگاه ۴ رسید. این مقدار در مراحل دوم و سوم در ایستگاه ۴ تقریبا ثابت باقی مانده و نوسانات آن در ایستگاه‌های بعد از خروجی پرورش ماهی پایین بوده است. نوسانات و تغییرات در شکل مربوطه قابل مشاهده است (شکل ۳). میزان نهایی مقدار نیتریت توسط حوضچه به کاهش تقریبا ثابتی در ایستگاه انتهایی می‌رسد. میانگین مقادیر نیتریت اندازه‌گیری شده نیز تا مرحله سوم کاهش قابل

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-06]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1401.16.2.1.5]
[DOI: 10.52547/aqudev.16.2.63]

مشاهده ولی در ایستگاه انتهایی در همه موارد سنجش شده با افزایش همراه بوده است. با این وجود به نظر می‌رسد که استقرار گیاه توانسته باشد در تغییر این پارامتر مؤثر باشد.



شکل ۳ : میانگین سنجش شده پارامترهای ازته (آمونیاک، نیتریت و نیترات) در حوضچه پالایش

میانگین‌های ثبت شده برای نیترات (شکل ۳)، روند کاهش ملایم در ایستگاه‌های بعد از خروجی پرورش ماهی را نشان می‌دهد. در مرحله آخر شیب کاهش و مقدار کاهش از ایستگاه ۵ به سمت ۶ قابل توجه است. در کل دوره مطالعه کم‌ترین میانگین نیترات مربوط به ایستگاه ۶ معادل ۲/۴۰ میلی‌گرم بر لیتر و بیش‌ترین میانگین مربوط به ایستگاه خروجی پرورش ماهی (ایستگاه۲) معادل ۲/۸۰ میلی‌گرم بر لیتر بود. نیترات آب ورودی و چشمه به طور طبیعی از مقدار بالایی برخوردار است.

عملکرد کاهشی ایستگاهها نسبت به خروجی

در جدول‌های ارائه شده عملکرد هر ایستگاه نمونه‌برداری برای کاهش مواد دفعی آلوده‌کننده خروجی بجز برای فسفات که به طور کلی زیاد نبوده است، محاسبه شده است.

فسفات

مقدار ارتوفسفات از ایستگاه سه به شش مقدار کاهشی غیر متوالی ولی متناوب را نشان می‌دهد. در بین کارایی ایستگاه‌ها نسبت به ایستگاه قبلی خود نوسان مقادیر به شکل مقادیر جدول ثبت شده است (جدول ۳)

جدول ۱ : میانگین درصد کاهشی مقادیر ارتوفسفات اندازه‌گیری شده در ایستگاه‌های نمونه‌برداری در سه دور

ایستگاه	کاهش هرپارامتر نسبت به خروجی٪	کاهش در ایستگاه نسبت به ایستگاه قبل٪
۳	۲۸/۱	۲۸/۱
۴	۲۱/۵	-۱۷/۷
۵	۴۰/۰	۲۱/۸
۶	۳۵/۲	-۱۶/۱

-منفی بودن مقادیر به معنای افزایش مقدار پارامتر آلودگی ست ؛ ایستگاه دوم خروجی پرورش ماهی و ایستگاه اول چشمه تامین آب است ؛ درصد کاهش نسبت به ایستگاه دوم در نظر گرفته شده است.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-06]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1401.16.2.1.5]
[DOI: 10.52547/aqudev.16.2.63]

نیترات

مقدار نیترات از ایستگاه سه به شش مقدار کاهشی فزاینده را نشان می‌دهد. در بین کارایی ایستگاه‌ها نسبت به ایستگاه قبلی خود نوسان مقادیر به شکل مقادیر جدول ثبت شده است (جدول ۴)

جدول ۲ : متوسط درصد کاهشی مقادیر نیترات اندازه‌گیری شده در ایستگاه‌های نمونه‌برداری در سه دوره

ایستگاه	کاهش هرپارامتر نسبت به خروجی٪	کاهش در ایستگاه نسبت به ایستگاه قبل٪
۳	۳/۲	۱/۷
۴	۵/۰	۱/۹
۵	۱۲/۳	۱/۶
۶	۱۴/۴	۹/۷

ایستگاه دوم خروجی پرورش ماهی و ایستگاه اول چشمه تامین آب است ؛ درصد کاهش نسبت به ایستگاه دوم در نظر گرفته شده است.

نیتریت

در جدول ۵ نسبت کاهشی به درصد برای هر ایستگاه نسبت به خروجی و نیز نسبت به ایستگاه پیشین آورده شده است. نوسان نیتریت و نیز مقادیر منفی درج شده در جدول که نشان از افزایش نسبت نیتریت در بعضی ایستگاه‌ها دارد. این تغییرات نشان‌دهنده تاثیر کامل شرایط اکسیژنی حوضچه (جدول ۱) بر تولید نیتریت سمی از سایر متابولیت‌های نیتروژنی است.

جدول ۳ : میانگین درصد کاهشی مقادیر نیتریت اندازه‌گیری شده در ایستگاه‌های نمونه‌برداری در سه دوره

ایستگاه	کاهش هرپارامتر نسبت به خروجی٪	کاهش در ایستگاه نسبت به ایستگاه قبل٪
۳	۵/۰	۵/۰
۴	۳۹/۴	۲۶/۲
۵	۴۷/۹	۱۱/۱۵
۶	۲۰/۰	* – ۵۳/۸

منفی بودن مقادیر به معنای افزایش مقدار پارامتر آلودگی ست ؛ ایستگاه دوم خروجی پرورش ماهی و ایستگاه اول چشمه تامین آب است ؛ درصد کاهش نسبت به ایستگاه دوم در نظر گرفته شده است.

TAN یا ازت آمونیومی

با توجه به نتایج جدول زیر به نظر می‌رسد بیش‌ترین اثر گیاه پالایی در دامنه تغییرات آمونیومی روی داده است. اثر کاملا فزاینده جذب آمونیوم توسط گیاهان تنها در ایستگاه آخر احتمالا با تاثیر کمبود اکسیژن کمی متوقف شده است (جدول ۶).

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-06]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1401.16.2.1.5]
[DOI: 10.52547/aqudev.16.2.63]

جدول ۴ : میانگین درصد کاهشی مقادیر TAN اندازه‌گیری شده در ایستگاه‌های نمونه‌برداری در سه دوره

ایستگاه	کاهش هرپارامتر نسبت به خروجی٪	کاهش در ایستگاه نسبت به ایستگاه قبل٪
۳	۲۳/۳	۲۳/۳
۴	۵۷/۸	۴۶/۵
۵	۶۴/۰	۹/۶
۶	۴۹/۳	- ۴۰/۰

منفی بودن مقادیر به معنای افزایش مقدار پارامتر آلودگی ست ؛ ایستگاه دوم خروجی پرورش ماهی و ایستگاه اول چشمه تامین آب است ؛ درصد کاهش نسبت به ایستگاه دوم در نظر گرفته شده است.

- مقادیر COD و BOD_5

در دو جدول ۷ و ۸ تغییرات مصرف اکسیژن بیولوژیک و شیمیایی ایستگاه‌ها که بازگوکننده شرایط اکسیژنی و مواد آلی و شیمیایی اکسیژن‌خواه در حوضچه است مشاهده می‌شود. در مقدار پارامتر شیمیایی مصرف اکسیژن حوضچه پالایش روند کلی کاهش COD را نشان می‌دهد و در دو ایستگاه آخر مقدار کاهش نسبت به ایستگاه ما قبل خود کاهشی نیست. در پارامتر BOD_5 تغییرات ایستگاه‌ها نسبت به هم و ایستگاه اولیه نظم و روند منظمی وجود ندارد و نتیجه کنش در برابر هم عوامل زیستی مصرف‌کننده اکسیژن با مواد آلی محلول موجود و نیز شرایط شیمیایی محیط روند متغییری را به‌وجود آورده است.

جدول ۷. میانگین درصد کاهشی مقادیر COD اندازه‌گیری شده در ایستگاه‌های نمونه‌برداری در سه دوره

ایستگاه	کاهش هرپارامتر نسبت به خروجی٪	کاهش در ایستگاه نسبت به ایستگاه قبل٪
۳	۴۷/۳	۴۷/۳
۴	۷۴/۰	۵۲/۳
۵	۶۶/۷	- ۵۰/۶
۶	۶۰/۳	- ۱۸/۹

منفی بودن مقادیر به معنای افزایش مقدار پارامتر آلودگی ست ؛
ایستگاه دوم خروجی پرورش ماهی و ایستگاه اول چشمه تامین آب است ؛
درصد کاهش نسبت به ایستگاه دوم در نظر گرفته شده است.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-06]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1401.16.2.1.5]
[DOI: 10.52547/aqudev.16.2.63]

جدول۸. میانگین درصد کاهشی مقادیر BOD5 اندازه‌گیری شده در ایستگاه‌های نمونه‌برداری در سه دوره

ایستگاه	کاهش هرپارامتر نسبت به خروجی٪	کاهش در ایستگاه نسبت به ایستگاه قبل٪
۳	- ۷۰/۹	- ۷۰/۹
۴	- ۱۴/۹	۳۲/۲
۵	۱۱/۰	۲۲/۸
۶	- ۱۹۳/۵	- ۲۷۷/۳

منفی بودن مقادیر به معنای افزایش مقدار پارامتر آلودگی ست ؛ ایستگاه دوم خروجی پرورش ماهی و ایستگاه اول چشمه تامین آب است ؛ درصد کاهش نسبت به ایستگاه دوم در نظر گرفته شده است.

بحث

مکانیزم‌های مؤثر در کاهش و تغییر و تحول فرم‌های مختلف نیتروژن در طول زمان در تالاب‌ها در گیاهانی که قادر به رشد در پساب هستند، شامل فرآیندهای آمونیفیکاسیون ، نیتریفیکاسیون، دنیتریفیکاسیون، از دست دادن یا گرفتن آب یا یون هیدروکسید آمونیاک و جذب گیاهی است (Kivaisi, 2001؛ Rajarajasri Pramail Davi and Gowri, 2007 ؛ Nakase *et al.*, 2019). گونه‌های گیاهی بسیار کمی به‌طور گسترده در وتلندهای ساخته شده مورد استفاده قرار گرفته‌اند (Vymazal, 2013a &b). در آزمایش انجام شده گیاه بولاغ اوتی که در بسیاری از مناطق کوهستانی و چشمه ای چهارمحال و بختیاری با دمایی به نسبت کم آب می‌روید، به‌طورکلی با توجه به نتایج به دست آمده توانست فرم‌های مختلف آلوده کننده نیتروژنی را در روندی کاهشی کنترل نماید و با اندکی تغییر می توان کارایی واکنشهای مطلوب را افزایش داد.

از میان پارامترهای شیمیایی سنجش‌شده و متابولیت‌های آلوده‌کننده آب خارج شده از پرورش ماهی آمونیاک، نیتریت و نیترات هدف تحقیق بوده و پارامترهایی مانند دما، pH، هدایت‌الکتریکی کم و بیش ماهیتی مستقل داشته و فراهم‌کننده شرایط واکنش‌های شیمیایی مورد نظر برای این تحقیق هستند. دما در منطقه حوضچه آزمایش به‌عنوان اولین عامل تعیین‌کننده سرعت واکنش‌های شیمیایی و نیز بیوشیمیایی و نیز فتوسنتز مقداری بیش از حدود ۱۶ سانتی گراد در حوضچه ندارد و از سویی نمی‌تواند کنترل خاصی بر آن اعمال شود، ولی انتخاب یک گیاه بومی سازگار به دمای پایین می تواند کارایی تصفیه در دمای کم را بهتر نماید (عواطفی‌نژاد و اسراری ۱۳۹۵؛ صالح زاده و رضایی ۱۳۹۶). هر چند با توجه به مقادیر ثبت دما، تغییرات زیاد غلظت اکسیژن در آب نمی‌تواند ناشی از تغییرات دمای آب در ایستگاه‌های مختلف ارزیابی گردد و حاصل واکنشهای شیمیایی و زیستی اکسیژن خواه خواهد بود. در تحقیق جاری بعد از استفاده از آب در پرورش ماهی مطمئنا اکسیژن محلول کاهش می‌یابد و اشباعیت و غلظت اکسیژن در حالیکه دمای آب منطقه بالا نیست از مقدار زیادی برخوردار نیست و شرایط برای اختلاط فیزیکی اکسیژن در آب نیز فراهم نیست.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-06]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1401.16.2.1.5]
[DOI: 10.52547/aqudev.16.2.63]

تاثیر بی‌اکسیژنی بر روی برخی از بینان‌های شیمیایی در پرورش ماهی قبلا نشان داده شده است. جدا شدن فسفات‌ها از خاک در شرایط بی‌اکسیژنی باعث محلول ماندن این پارامترها در آب تالاب‌هاست. جذب فسفات در خاک در حضور نور رویش ماکروفیت‌ها را رقم می‌زند و از تولیدات بدنه آبی یعنی فیتوپلانکتون‌ها می‌کاهد. شرایط کاهش اکسیژنی بر این روند می‌افزاید(خوش نواز و همکاران ۱۳۹۴). علاوه بر شرایط بی‌اکسیژنی ناشی از ورودی اولیه اکسیژنی و عدم تلاطم آب مصرف اکسیژن توسط فرایندهای زیستی و شمیایی یعنی BOD% و COD نیز کاهش اکسیژن را به وجود می‌آورد (Lamchaturapater *et al.*, 2007).

مصرف شیمیایی اکسیژن COD در ایستگاه‌های بعد از خروجی در ایستگاه‌های ۳ تا ۶ نشان می‌دهد که مقدار مصرف شیمیایی اکسیژن در آب رو به کاهش می‌گذارد. بعد از خروج آب از ایستگاه دوم به‌عنوان پساب، واکنش‌های شیمیایی تحت تاثیر اکسیژن و زمان و مواد مورد تجزیه روند خود را آغاز و تا انتهای حوضچه پالایش مواد دریافتی در پساب از نظر مقدار تجزیه شده و کاهش می‌یابند. این روند در ترند کاهشی میزان مصرف شیمیایی اکسیژن در نتایج به چشم می‌خورد.

در برخی از مطالعات تفاوت معنی‌داری در فسفر در بین تیمارهای گیاهی و بدون گیاه مشاهده نشده است و کاهش غلظت فسفر در تیمارهای بدون گیاه احتمالاً به خاطر جذب به‌وسیله جلبک‌ها و باکتری‌ها و رسوب‌گذاری شیمیایی فسفر با کلسیم، آهن و آلومنیوم در خاک می‌باشد (خوش نواز و همکاران ۱۳۹۴؛ Lamchaturapater *et al.*, 2007). به‌نظر می‌رسد کاهش نیافتن فسفات آب در حوضچه پالایش به دلیل امکان فراهم شدن شرایط حلالیت فسفات‌های غیرمحلول بستر به آب رخ دهد. وجود پوشش کامل گیاهی از گیاه بولاغ اوتی در ایستگاه ۵ و ۶ شرایط بی‌اکسیژنی را ناشی از افزایش مواد آلی در زیر سطح آب فراهم می‌کند.

نیتروژن آمونیاکی مهم‌ترین شکل نیتروژن برای گیاهان است. در بسیاری از گونه‌ها رجحان یکی ار دو شکل نیتروژن بر دیگری با سن، شرایط کشت و مخصوصا pH محیط تغییر می‌کند. به‌طورکلی گیاهان جوان یون آمونیوم (NH_4^+) را بر نیترات (NO_3^-) ترجیح داده و آن را بهتر از نیترات جذب و بیش‌تر از آن مصرف می‌کنند. این حالت در گوجه فرنگی، ذرت، برنج و ... دیده می شود و نیشکر و پنبه از این قاعده مستثنی هستند. هم‌چنین pH محیط در جذب ترکیبات نیتروژنی نقش مؤثری دارد، به‌طوری که پایین آمدن pH باعث جذب و تحلیل نیترات‌ها می‌شود و در صورتی که بالا رفتن آن باعث جذب یون‌های آمونیوم می‌گردد. در پساب مزارع آبزی‌پروری چون هر دو فرم ازت (آمونیاکی و نیتراتی) در محیط اب وجود دارد، لذا گیاه بسته به شرایط رشد و محیطی، توانایی جذب هر دو شکل را داشته و از تجمع آمونیاک جلوگیری می‌نماید (Nakase *et al.*, 2019). ناپایداری مولکول نیتریت، سمی‌ترین ماده متابولیت برای ماهیان و تمایل شدید واکنش‌دهنده آن با اکسیژن و هموگلوبین باعث شده است تا توجه خاصی بر آن معطوف گردد. این خاصیت باعث شده است تا از در یک سیستم هوادهی ساده مشکل آن برطرف و تیمار نیتریت سمی در تصفیه‌کننده‌ها براحتی صورت پذیرد. در نتایج به دست آمده از ایستگاه‌ها تولید نیتریت بالا در خروجی تایید

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-06]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1401.16.2.1.5]
[DOI: 10.52547/aqudev.16.2.63]

می‌شود و سپس روند کاهش غلظت آن در نمودار مربوطه از ایستگاه دو به بعد نسبت به ایستگاه دو و کاهش نقطه به نقطه آن قابل مشاهده است. به نظر می‌رسد در کاهش نیتریت مهم‌ترین عامل نه توده گیاهی جذب‌کننده نیتروژن که میزان اکسیژن محلول آب نقش عمده‌ای داشته باشد. روند کاهش نیتریت و شیب آن در ایستگاه ۵ به ۶ صعودی می‌گردد که می‌تواند بر اثر کاهش نسبی اکسیژن محلول باشد.

با توجه به میزان نیترات چشمه (آب ورودی) در قبل از ورود به پرورش ماهی پتانسیل غلظت نیترات قابل ملاحظه بوده و جذب گیاهان نتوانست روند کاهش نیترات را در حوضچه پالایش رقم بزند. این فرایند می‌تواند علاوه بر نیتراته بودن چشمه نشان‌دهنده عدم تمایل به جذب نیترات توسط گونه غالب بولاغ اوتی باشد. ریشه‌های بولاغ اوتی که از ساقه‌های واجد برگ جدا هستند، تمایل و توانایی جذب آمونیاک را به جای نیترات دارند. مقدار آمونیاک سنجش‌شده در ایستگاه دوم یعنی خروجی پرورش ماهی نشان می‌دهد که تاثیر پرورش ماهی بر میزان آمونیاک آب چشمه بالاست و در تمهیدات آزمایشی تصفیه، کاهش آمونیاک می‌توانست در دو صورت رقم بخورد: واکنش‌های شیمیایی مصرف‌کننده اکسیژن، و مصرف موجودات میکروارگانسیمی تولیدکننده نیترات و گیاهان ماکروفیت. تبدیل و واکنش‌های میکروارگانیسمی برای تبدیل آمونیاک به مولکول‌های نیترات نیاز به ماند بیشتر و هوادهی داشته ولی در صورت جذب آمونیاک برای فتوسنتز در ریشه گیاه کاهش بار آمونیاکی اتفاق خواهد افتاد. برآوردها از روند کاهشی میزان آمونیاک در همه ایستگاه‌های خروجی نسبت به میزان آن در خروجی داشته و ایستگاه‌های بجز ایستگاه آخر در مقابل ایستگاه قبل از خود نیز کاهش آمونیاک را نشان داده‌اند. محتملا ایستگاه آخر به دلیل شرایط بی‌هوازی بیش‌تر و کاهش اکسیژن محلول در این کاهش سهم بیش‌تری را ایفا ننموده است.

گیاهان آبزی با انتشار اکسیژن به‌وسیله فرآیند فتوسنتز در محیط‌های آبی اکسیژن لازم برای اکسیداسیون آمونیوم به نیترات را به‌وسیله باکتری فراهم می‌کنند از سوی دیگر فرآیند تنفس گیاهی می‌تواند سطح اکسیژن در تالاب‌ها را کاهش داده و فرآیند دنیتریفیکاسیون را فعال کند و نیترات را به گاز نیتروژن تبدیل نماید و نیز از سرعت تمام واکنش‌های اکسیداسیون بکاهد (Chang *et al.*, 2009؛ Nakase *et al.*, 2019). در این پژوهش ایستگاه آخر که با پوشش و زمان ماند پساب بیشتر شرایط انبوه‌تر از رویش را دارد، در واکنش‌های کاملا تاثیرگیرنده از اکسیژن مانند تغییرات نیتریت و یا آمونیاک به دلیل شرایط بی‌هوازی بیشتر، تالاب (میزان متوسط اکسیژن در ایستگاه‌ها) دچار عملکردی ضعیف تر می گردد. در اصول تصفیه نیاز به هوادهی از طریق دستگاه‌های دمنده هوا و دیفوزرها برای افزایش کارایی حوضچه کاملا مشهود است و در صورت فراهم بودن این ابزار کارایی حوضچه پالایش افزایشی و مناسب خواهد بود. استفاده از دستگاه‌های اکسیژن و هواده باعث می‌شود تا در حوضچه آرامش یکنواختی اکسیژن از نظر اشباعیت فراهم و حوضچه تحت تاثیر شبانه‌روزی تولید و مصرف اکسیژن قرار نگیرد.

در نتایج کلی پژوهش، تأثیر تالابی نیمه طبیعی و دست ساز با یک گیاه سازگار بومی غالب در حذف مواد مغذی محسوس بوده است. این گیاه قابلیت افزایش گسترش در سطح را داشته و درصورت فراهم

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-06]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1401.16.2.1.5]
[DOI: 10.52547/aqudev.16.2.63]

نبودن شرایط مثلا نوری در بدنه آبی با تغییر نوع برگ‌ها از غوطه ور به سطح و بیرون آب گسترش خود را نشان می‌دهد. در ضمن با وجود سازگاری این گیاه به سرما، بسیاری از چشمه‌ها نیز محل رویش این گیاه در مناطق کوهستانی می‌باشد. در تالاب‌ها ، ریشه‌های انبوه سبب افزایش جمعیت‌های میکروبی نسبت به تالاب‌های بدون گیاه می‌شوند و در حذف مواد مغذی فرآیندهای میکروبی نقش اصلی در تبدیل پساب ازته را که مانع جدی در پرورش ماهی و افزایش تراکم ماهی در استخرهاست، دارند (Zimmo *et al*., 2004).

با توجه به نتایج، این نتیجه کلی قابل تصور است که با توجه به قدرت پالایش گیاه بومی بولاغ اوتی یا بکلو، قدرت پالایش و حذف عناصر غذایی پساب پرورش ماهی را دارد و علاوه بر هزینه کم، فناوری ساده و مصرف انرژی پایین در اصلاح و بهبود پساب کارایی خوبی دارد. این گیاه با توجه به قدرت رویش در آب‌های سرد و نیز افزایش سطوح فتوسنتزی می‌تواند گزینه‌ای مناسب برای حوضچه‌های پالایش باشد. گیاه با توجه به استحکام کم ساقه‌ها به‌راحتی از محیط خارج شده و یا مورد بهره‌برداری قرار می‌گیرد و برای هرس مشکل زیادی را برای مدیریت رویشگاه ایجاد نمی‌کند.

سپاسگزاری

در اینجا بر خود لازم می‌دانیم از زحمات تمام کسانی که ما را در انجام این تحقیق یاری نمودند سپاسگزاری نماییم.

منابع

۱ پورعلی فشتمی، ح.ر.، یزدانی ساداتی، م.ع.، عبدالملکی، ش.، محسنی، م.، پورغلام، م.، سیدحسنی، م.ح.، ۱۳۹۶. مقایسه اقتصادی مزارع ساحلی پرورش ماهیان خاویاری. نشریه توسعه آبزی پروری، ۱۱(۲)، ۳۷- ۲۳.

۲ خوش نواز، ص.، برومندنسب، س.، معاضد، ه.، ناصری، ع.ع.، ایزدپناه، ز.، ۱۳۹۴. حذف فسفات فاضلاب کشاورزی شرکت کشت و صنعت کارون با استفاده از گیاه وتیور در تالاب مصنوعی جریان سطحی. مجله تحقیقات آب و خاک ایران. ۴۶ (۳)،۵۰۹ -۵۱۸.

۳ صالح زاده، م.، رضایی، ح.، ۱۳۹۶. ارزیابی حذف نیترات و فسفات از فاضلاب شهری با استفاده از گیاهان آبزی نی و لویی. نشریه مهندسی عمران و محیط زیست، ۴۷(۳): ۶۷- ۵۹.

۴ عرب مارکده، م.، شالوئی، ف.، فتح اللهی، م.، پیرعلی، ا. ، ۱۳۹۴. اثر آستاگزانتین بر شاخصهای رشد و رنگ پذیری الشه ماهی قزل‌آلای رنگین- کمان (*Oncorhynchus mykiss*)، نشریه توسعه آبزی پروری، ۱۳(۲)، ۹۶- ۲۳.

۵ عواطفی‌نژاد، گ.، اسراری، ا.، ۱۳۹۵. بررسی حذف نیترات از محیط آبی در فرایند گیاه‌پالایی توسط سنبل آبی (*Eichhornia crassipes*). تحقیقات منابع آب ایران، ۱۲(۲): ۱۵۱- ۱۴۱.

6 Brix, H., 1987. Double benefites of macrophyte revival. 1987. Water quality international Journal, 2, 22-23.

7 Camargo, J., Alonso, A., 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. Journal of Environ. International, 32, 831-849.

8 Chang, H., Yang, X., Fang, H., 2009. In situ nitrogen removal from the eutrophic water by microbial plant intergrated system. Journal of Zhejiang University SCIENCE, 17, 521-531.

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-06]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1401.16.2.1.5]
[DOI: 10.52547/aqudev.16.2.63]

pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilization ponds. Journal Water Researches, 3, 8913-92.

9 Goudreau S.E. Richard J. Sheehan N& R.J. 1993. Effects of wastewater treatment plant effluents on freshwater mollusks in the upper Clinch River, Virginia, USA. Hydrobiologia, 252, 21 l-230.
10 Hazrat, A., Ezzat, K., Muhhammad Anwar, S., 2013. Phytoremediation of heavy metals, Concepts and applications. Chemosphere, 91(7),869–881.
11 Kivaisi, A.K., 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. Journal of Ecology Engineering, 16, 545-560.
12 Lamchaturapatr, J., Won, Yi, S., Rhee, J.S., 2007. Nutrient removals by 21 aquatic plants for vertical free surface-flow (VFS) constructed wetland, Journal of Ecology Engineering, 29, 287-293.
13 McCutcheon, S.C., Schnoor, J.L., 2003. Phytoremediation transformation and control of contaminants. John Wiley and Sons, New York, 33-38.
14 Nakase, C., Zurita, F., Nani, G., Reyes, G., Fernández-Lambert, G., Cabrera-Hernández A., Sandoval, L., 2019. Nitrogen Removal from Domestic Wastewater and the Development of Tropical Ornamental Plants in Partially Saturated Mesocosm-Scale Constructed Wetlands. International Journal of Environmental Research and Public Health, 16, 23,
15 Rajarajasri Pramail Davi, I., Gowri, V.S., 2007. Biological treatment of aquaculture waters by seaweeds. Industrial Pollution Control, 23(1), 135-140.
16 Vymazal, J., 2010. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. Enviromental Sciences Technology, 45(1), 66-69.
17 Vymazal, J., 2013a. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recent development. Water Researches, 47, 4795–4811.
18 Vymazal, J., 2013b. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. Ecology Engginiering, 61, 582–592.
19 Zimmo, O.R., Van der Steen, N.P., Gijzen, H.J., 2004. Nitrogen mass balance across

[Downloaded from aqudev.lahijan.iau.ir on 2026-11-06]
[DOR: 20.1001.1.23223545.1401.16.2.1.5]
[DOI: 10.52547/aqudev.16.2.63]