مجله پژوهش آب ایران
سال ششم/ شماره یازدهم/ پاییز و زمستان ۱۳۹۱ (۸۵-۹۳)

حذف نیتروژن از پساب شهری به وسیله گیاهان آبزی عدسک آبی و الودآ در پایلوت‌های آزمایشی

سارا صمیمی لقمانی[۱*]، علی عباسپور[۲] و محمد قاسم‌زاده گنجه‌ای[۳]

چکیده

پساب شهری به دلیل داشتن عنصر مغذی نیتروژن، پس از تخلیه در آب‌ها باعث رشد سریع انواع جلبک‌ها شده و در نهایت به پدیده غنی‌شدگی ختم می‌شود. پس لازم است تا قبل از تخلیه پساب به منابع آبی مقدار نیتروژن تا حد امکان کاهش یابد. یکی از روش‌های مؤثر برای پالایش آب‌های آلوده استفاده از گیاهان است. بدین منظور آزمایشی روی ۲ گیاه الودآ و عدسک‌آبی با ۴ تیمار در ۳ تکرار در قالب طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل در پایلوت‌های آزمایشی با جریان بسته انجام شد. تیمارها شامل پساب همراه با گیاه، پساب رقیق شده با گیاه و بدون گیاه (شاهد) در دو حالت پساب بود. پارامترهای نیترات، آمونیوم، نیتروژن آلی و نیتروژن کل در زمان ماندهای ۸، ۱۶ و ۲۴ روز در نمونه‌های پساب و نیتروژن کل در بافت‌های گیاهی در ابتدا و انتهای دوره آزمایش اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد غلظت نیترات، نیتروژن آلی و نیتروژن کل در تیمار گیاهی کمتر از تیمار بدون گیاه بود و تیمار گیاه الودآ نسبت به شاهد در کاهش این پارامترها به‌طور معنی‌داری به ترتیب ۳۱/۵۶، ۱۰ و ۱۰/۷ درصد مؤثرتر بود. همین‌طور مقدار جذب نیتروژن کل به وسیله گیاه عدسک آبی بیشتر از الودآ بود. به طور کلی گیاه عدسک آبی در حذف نیتروژن در مقایسه با گیاه الودآ مؤثرتر بود.

واژه‌های کلیدی: الودآ، پساب شهری، حذف نیتروژن، عدسک آبی، غنی‌شدگی.

ارجاع: صمیمی‌لقمانی س. عباسپور ع. و قاسم‌زاده‌گنجه‌ای م. ۱۳۹۱. حذف نیتروژن از پساب شهری به وسیله گیاهان آبزی عدسک آبی و الودآ در پایلوت‌های آزمایشی. مجله پژوهش آب ایران. ۶(۱۱):۸۵-۹۳.

۱- دانشجوی سابق کارشناسی ارشد، گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی شاهرود.
۲- استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی شاهرود.
۳- کارشناس ارشد خاکشناسی، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی.
*** نویسنده مسئول:** sarasamimi40@yahoo.com
تاریخ دریافت: ۱۳۹۰/۰۲/۲۷ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۰۴/۰۳

Archive of SID
www.SID.ir

مقدمه

با افزایش جمعیت و سطح بهداشت جوامع، مصرف آب در شهرها و خانه‌ها به خصوص در برخی از شهرهای بزرگ کشورهای جهان سوم افزایش چشمگیری پیدا کرده است و در حال حاضر در بسیاری از مناطق خشک و کم آب دنیا به علت کمبود آب شیرین استفاده از فاضلاب‌های تصفیه شده شهری و صنعتی در کشاورزی و صنعت به جای منابع آب شیرین درحال گسترش است (پسکاد و آرار، ۱۹۸۵). نیتروژن از جمله عناصر غذایی ضروری برای گیاهان و موجودات زنده محسوب می‌شود، که به مقدار زیادی در پساب‌ها وجود دارد. بر اساس استانداردهای پیشنهادی سازمان حفاظت محیط زیست ایران (۱۳۷۳) مقدار استاندارد نیترات (بر حسب NO_3^-) و آمونیوم (بر حسب NH_4^+) پساب‌ها جهت کاربرد برای تخلیه به آب‌های سطحی به ترتیب حدود ۵۰ و ۲/۵ میلی‌گرم بر لیتر اعلام شده است و برای کاربرد این پساب‌ها در کشاورزی برای شکل‌های مختلف نیتروژن مرزی تعیین نشده است. با وجود نقش مهمی که نیتروژن در کشاورزی دارد ورود آن از زمین‌های کشاورزی و پساب‌های شهری و صنعتی کاملاً تصفیه نشده به آب‌ها باعث بروز مشکلاتی مانند رشد سریع انواع جلبک‌ها و مرگ ماهی‌ها می‌شود که در نهایت به پدیده غنی‌شدگی[1] ختم می‌شود (اسریواستاوا و همکاران، ۲۰۰۸). همچنین نوشیدن آب‌های آلوده به نیترات، سبب گسترش بیماری متهموگلوبینمیا[2] در کودکان و سرطان‌های گوارشی در بزرگسالان می‌شود (کمارگو و آلانسو، ۲۰۰۶). از اینرو کاهش نیتروژن باید قبل از تخلیه پساب به منابع آبی انجام گیرد. روش‌های مختلفی برای حذف و یا کاهش نیتروژن در آب و فاضلاب پیشنهاد شده است. از جمله روش‌های ساده و ارزان، روش‌های طبیعی پالایش آب‌های آلوده شهری است. این روش‌ها به دلیل هزینه اولیه کم، مصرف انرژی بسیار پایین، راهبری ساده و عدم نیاز به نیروی بهره‌بردار متخصص، مورد علاقه بسیاری از پژوهشگران است (باور و میچل، ۱۹۹۴). استخرهای تثبیت فاضلاب سیستم‌هایی کم‌خرج هستند و توانایی آن‌ها در حذف پاتوژن‌ها و آلاینده‌های آلی ثابت شده است. اما این استخرها برای استفاده مجدد مواد غذایی بهینه نیستند. سیستم استخرهای گیاهان آبزی به عنوان یک تکنولوژی جذاب برای تیمار پساب‌ها با هدف بازیافت مواد غذایی و استفاده مجدد آن‌ها می‌تواند استفاده شود (زیمو و همکاران، ۲۰۰۴). گیاهان آبزی مانند سنبل آبی[3]، عدسک‌آبی[4]، الودآ[5] و لویی[6] برای تیمار زهاب‌های کشاورزی، پساب‌های صنعتی و شهری استفاده شده‌اند (ردی، ۱۹۸۳). گیاه عدسک آبی از خانواده Lemnaceae و جزء گیاهان شناور آبزی است رشد بسیار سریعی در شرایط مطلوب دارد. از آنجا که قسمت‌های رویشی و ریشه‌های این گیاه به طور آزاد در درون آب قرار دارند جزء گیاهان شناور آزاد محسوب می‌شوند (ایامچاتوراپاتر و همکاران، ۲۰۰۷). این گیاه در مناطق گرمسیری و نیمه‌گرمسیری، در آب‌های تازه، استخرها و دریاچه‌ها به فراوانی می‌روید (کیوایسی، ۲۰۰۱). سرعت تکثیر بالا، حجم زیاد پروتئین در وزن خشک آن، استفاده از این گیاه به عنوان کود و خوراک ماهی و حیوانات، جلوگیری از نفوذ نور و ممانعت از رشد جلبک‌ها و برداشت آسان آن‌ها از دلایل گسترش کاربرد این گیاه در تیمار پساب‌ها است (اسکیلیکورن و اسپایرا، ۱۹۹۳). استفاده از عدسک آبی برای تیمار مرحله سوم پساب‌های شهری و صنعتی بیش از یک دهه مرسوم شده است (چنگ و همکاران، ۲۰۰۲). گیاه الودآ یک گیاه آبزی غوطه‌ور و متعلق به آمریکا است و از قرن ۱۹ در اروپا در حال گسترش است (بارات سگرتین، ۲۰۰۵). این گیاه در دریاچه‌های کم عمق و عمیق دیده شده و به طور عمومی به شرایط کمبود نور مقاوم است. این گیاه به وسیله بذر و قطعه قطعه کردن ساقه سریع تکثیر می‌شود. گیاه الودآ از جنبه اقتصادی به عنوان یک گیاه تزئینی و غذا برای ماهیان گیاهخوار اهمیت دارد (باور و همکاران، ۱۹۹۵). حضور این گیاهان درطول دوره‌های فعالیت فتوسنتزی بالا سبب کاهش کربن محلول در آب و افزایش محتوای اکسیژن محلول و اسیدیته آب می‌شوند (ردی، ۱۹۸۱). استفاده از گونه‌های مختلف گیاهان آبزی غوطه ور در تیمار پساب‌ها برای کاهش نیتروژن بسیار امید بخش بوده است (کسکینکان و لوگال گاکسو، ۲۰۰۷). مکانیزم‌های مؤثر در حذف و تغییر و تحول نیتروژن در تالاب‌ها شامل

1- Eutrophication
2- Methemoglobinemia

3- Echhornia crassipes
4- Lemna minor
5- Egeria densa
6- Typha latifolia

Archive of SID

www.SID.ir

فرآیندهایی از جمله آمونیفیکاسیون[1]، نیتریفیکاسیون[2]، دنیتریفیکاسیون[3]، تبخیر[4] و جذب گیاهی[5] است (هانتر و و همکاران، ۲۰۰۱). فرآیند تبدیل نیتروژن آلی به آمونیوم را که توسط میکروارگانیسم‌ها انجام می‌شود، آمونیفیکاسیون می‌نامند و سرعت آن در مناطق هوازی بیشتر از غیرهوازی است. نیتریفیکاسیون فرآیند اکسید بیولوژیکی تبدیل آمونیوم به نیترات و دنیتریفیکاسیون فرآیند بیولوژیکی تبدیل نیترات به نیتروژن گازی تحت شرایط غیرهوازی است (آل امری و فید، ۲۰۰۳). هدف از این تحقیق بررسی کارآیی گیاهان آبزی در حذف نیتروژن از آب‌های آلوده شهری در شرایط آزمایشگاهی است.

مواد و روش‌ها

این آزمایش روی ۲ گیاه عدسک آبی و الودآ در پایلوت‌هایی به ابعاد ۱۸×۲۵×۳۰ سانتی‌متر با جریان بسته به صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۴ تیمار پساب (بدون گیاه)، پساب همراه با گیاه، پساب رقیق شده (با درجه رقت $\frac{1}{2}$) و پساب رقیق شده با گیاه در ۳ تکرار در مرکز تحقیقات آب و خاک خراسان رضوی انجام شد. برای انجام این تحقیق از ۱۸ ظرف پلاستیکی استفاده شد. برای مطابقت با شرایط طبیعی از شن الک شده در اندازه‌های تقریبی ۰/۵ تا ۲ میلی‌متر که با آب معمولی و در نهایت با آب مقطر شسته شده‌اند، به عنوان بستر کشت به ارتفاع ۶ سانتی‌متر در ظروف استفاده شد. برای تهیه محیط کشت از پساب تصفیه‌خانه پرکندآباد استفاده شد و پساب مورد استفاده از خروجی لاگون‌های جلادهی نمونه‌برداری شد. سپس در ۹ عدد از پایلوت‌ها پساب اولیه و در بقیه آن‌ها پساب رقیق شده با آب مقطر با (درجه رقت ۱/۲) به حجم ۷ لیتر به عنوان دو محیط کشت مختلف ریخته شد. برخی از خصوصیات شیمیایی پساب‌ها در جدول ۱ آمده است. گیاهان عدسک آبی و الودآ پس از شستشو با آب مقطر و قرار گرفتن آن‌ها در صافی برای از دست دادن رطوبت اضافی در وزن‌های ۷۰ و ۲۵ گرم (بر اساس وزن تر) درون پایلوت‌ها کشت شدند و از ۳ پایلوت در هر حالت پساب بدون کشت گیاه به عنوان شاهد استفاده شد و شرایط نور طبیعی در آزمایشگاه برای رشد گیاهان فراهم شد. همچنین برای جبران مقدار آب تبخیر شده، سطح آب علامت گذاری شد و روزانه مقداری آب مقطر به پایلوت‌ها اضافه شد. نمونه‌های پساب از زیر سطح آب و در فواصل ۸ روز در دوره ۲۴ روزه آزمایش، برداشت شد و پارامترهای نیتروژن نیتراتی با دستگاه اسپکتروفتومتر، نیتروژن آمونیومی و نیتروژن آلی به وسیله روش تقطیر با دستگاه کجلدال (استاندارد متد، ۱۹۹۵) و نیتروژن کل از مجموع این ۳ پارامتر به دست آمد. همچنین مقدار نیتروژن کل در نمونه‌های گیاهی در ابتدا و انتهای آزمایش با دستگاه کجلدال تعیین شد (برمنر و مولوانی، ۱۹۸۲). داده‌ها با استفاده از نرم‌افزارهای MSTATC و SAS تجزیه و تحلیل شد و برای مقایسه میانگین داده‌ها از آزمون LSD در سطح اختلاف معنی‌دار ۰/۰۵ استفاده شد.

جدول ۱- خصوصیات شیمیایی پساب شهری مورد استفاده در آزمایش

پارامتر	مقدار (میلی‌گرم بر لیتر)	
	پساب اولیه	پساب رقیق شده
نیتروژن نیتراتی	۸/۴	۴
نیتروژن آمونیومی	۴۹/۳	۲۳/۶
نیتروژن آلی	۶۳/۴۳	۳۰/۸

نتایج و بحث

تأثیر گیاهان بر غلظت فرم‌های مختلف نیتروژن پساب

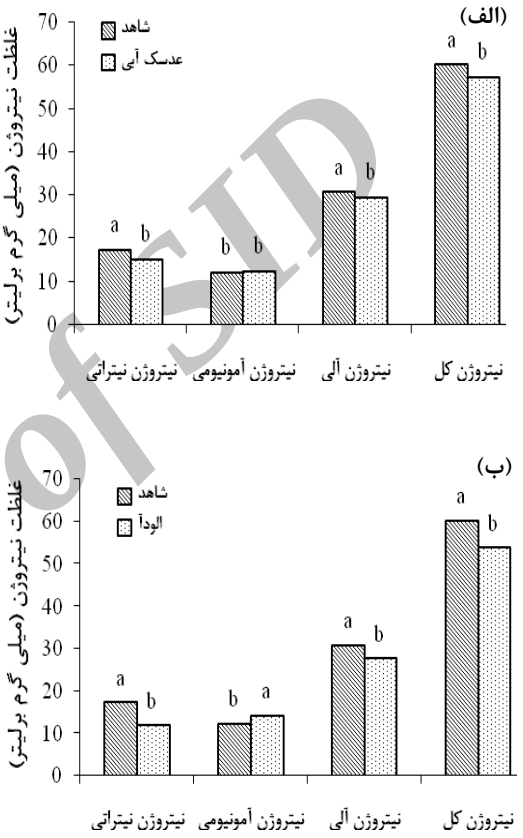
تأثیر تیمارگیاه عدسک آبی بر غلظت متوسط حالت‌های مختلف نیتروژن نشان داد، غلظت‌های نیترات، نیتروژن آلی و نیتروژن کل در این تیمار نسبت به تیمار بدون گیاه (شاهد) به طور معنی‌داری به ترتیب ۱۱/۸، ۳/۸ و ۴/۶ درصد کمتر بودند و در غلظت متوسط آمونیوم بین دو تیمار اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد (شکل ۱، الف). همچنین تأثیر تیمار گیاه الودآ بر غلظت متوسط فرم‌های مختلف نیتروژن نشان داد، غلظت‌های نیترات، نیتروژن آلی و نیتروژن کل در این تیمار نسبت به تیمار بدون گیاه (شاهد) به طور معنی‌داری به ترتیب ۳۱/۵۶، ۱۰ و۱۰/۷ درصد کمتر بودند. غلظت متوسط آمونیوم این تیمار نسبت به مقدار متوسط آن در شاهد که ۱۲/۲۶ میلی‌گرم بر لیتر بود، ۱۶ درصد بیشتر بود (شکل ۱، ب).

1- Ammonification
2- Nitrification
3- Denitrification
4- Volatilisation
5- Plant absorption

Archive of SID

www.SID.ir

این دو نمودار نشان می‌دهند که هر دو گیاه مقدار نیتروژن آلی و کل را نسبت به شاهد کاهش دادند و تأثیر گیاه الودآ در مقایسه با سایر تیمارها در کاهش آن‌ها بیشتر بود. تنها تفاوت در نیتروژن آمونیومی بود که در گیاه الودآ غلظت آن نسبت به شاهد بیشتر بود. این نشان‌دهنده معدنی شدن کمتر ترکیبات آلی یا نیتریفیکاسیون بیشتر آمونیوم در شاهد نسبت به الودآ بوده‌است.



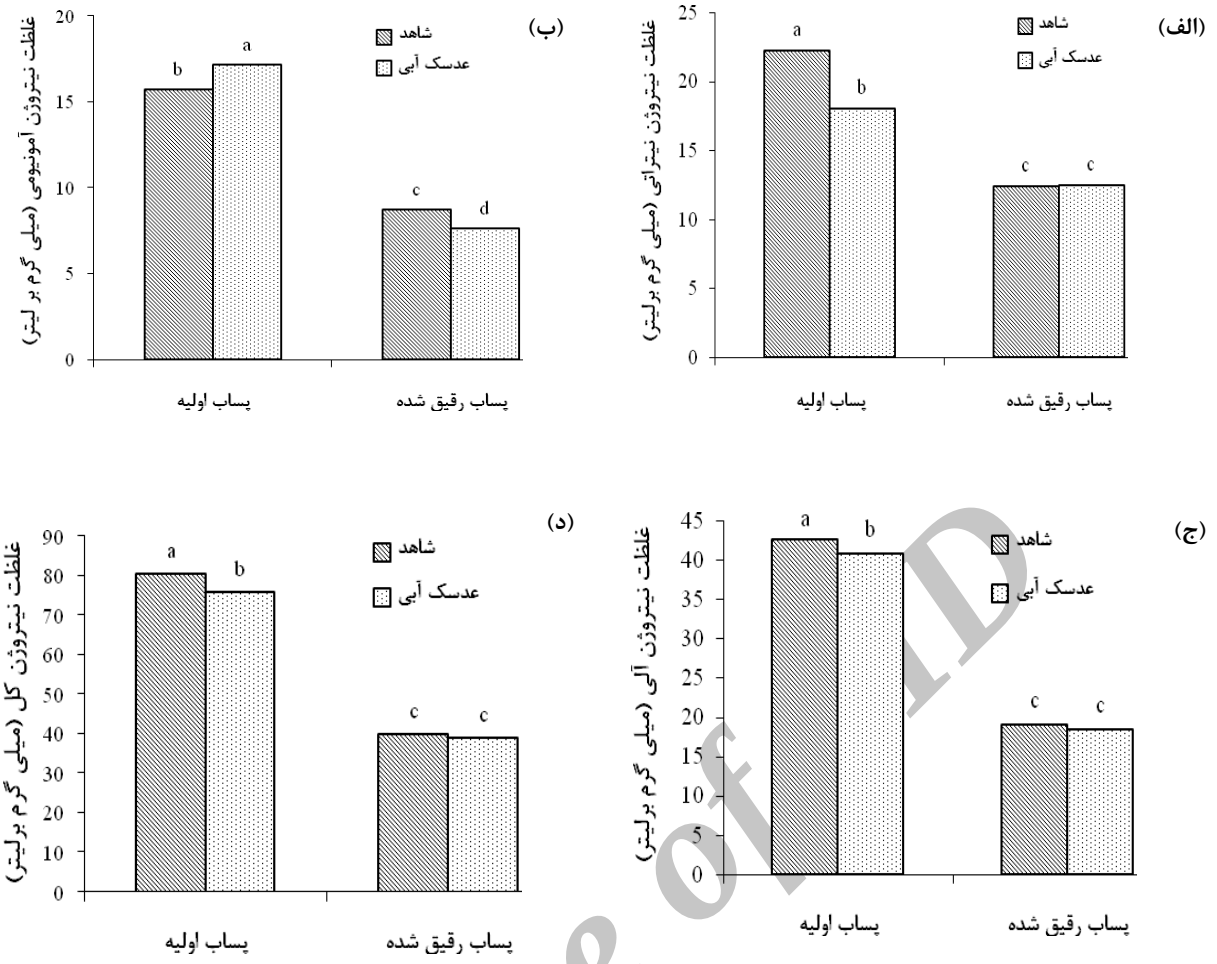
شکل ۱- تأثیر گیاهان عدسک آبی (الف) و الودآ (ب) بر غلظت متوسط فرم‌های مختلف نیتروژن

نتایج به دست آمده از این مطالعه و سایر تحقیق‌ها، کاهش بیشتر نیترات در سیستم‌های گیاهی نسبت به سیستم‌های بدون گیاه را تأیید می‌کند که این نشان‌دهنده تأثیر بیشتر گیاهان آبزی در کاهش نیترات است (ردی و دی باسک، ۱۹۸۵؛ لین و همکاران، ۲۰۰۲). مطالعات انجام شده در گذشته تجزیه بیشتر مواد آلی را در اکثر اوقات در بسترهای گیاهی نشان دادند و بیان کردند این اثر می‌تواند به دلیل انتشار اکسیژن مورد نیاز برای تجزیه مواد آلی از ریشه گیاهان باشد (بولدین و جانسون، ۱۹۷۴؛ بریکس، ۱۹۹۳). همچنین غلظت اکسیژن در سیستم‌های متراکم گیاهان آبزی نظیر عدسک آبی کمتر از سیستم‌های با گیاهان آبزی غوطه‌ور است زیرا گیاهان غوطه‌ور نظیر الودآ اکسیژن را به دلیل نامتعادل بودن فرآیند فتوسنتز و تنفس در آب رها می‌کنند (ردی و دی باسک، ۱۹۸۵). نتایج به دست آمده از این تحقیق تأثیر بیشتر تیمارهای گیاهی را در تجزیه نیتروژن آلی نشان می‌دهد. همچنین تأثیر گیاه الودآ در تجزیه نیتروژن آلی بیشتر از سایر تیمارهای گیاهی بود که احتمالاً به علت غلظت بیشتر اکسیژن در سیستم‌های گیاهان غوطه‌ور بوده است (ردی و دی باسک، ۱۹۸۵). با توجه به مطلب ذکر شده می‌توان بیان کرد کاهش غلظت نیترات در تیمار گیاه الودآ نسبت به شاهد احتمالاً به علت جذب گیاهی آن و کاهش غلظت اکسیژن بر اثر تجزیه بیشتر مواد آلی که سبب کاهش فرآیند نیتریفیکاسیون شده است، می‌باشد. نتایج آزمایش انجام شده و سایر تحقیقات نشان می‌دهد غلظت نیتروژن کل در تیمارهای گیاهان آبزی کمتر از تیمارهای بدون گیاه است و می‌توان استنباط کرد اصلاح گیاهی یک تکنیک کارا برای حذف نیتروژن از آب‌های آلوده است (ایامچاتوراپاتر و همکاران، ۲۰۰۷).

مقایسه اثر تیمار گیاه عدسک آبی بر غلظت متوسط نیترات در دو حالت پساب اولیه و رقیق شده نشان داد، تأثیر این گیاه در کاهش غلظت نیترات در پساب اولیه در مقایسه با پساب رقیق شده به طور معنی‌داری بیشتر بود. غلظت متوسط نیترات این تیمار نسبت به شاهد در پساب اولیه ۱۹ درصد کمتر بود (شکل۲، الف) و در این تیمار غلظت متوسط آمونیوم در پساب اولیه نسبت به شاهد ۹ درصد بیشتر و در پساب رقیق شده نسبت به شاهد ۱۲ درصد کمتر بود (شکل ۲، ب). همچنین مقایسه اثر این تیمار بر غلظت متوسط نیتروژن آلی و نیتروژن کل در دو حالت پساب اولیه و رقیق شده نشان داد، غلظت‌های نیتروژن آلی و نیتروژن کل تیمار گیاه عدسک آبی در پساب اولیه نسبت به شاهد به ترتیب ۴/۲ و ۵/۷ درصد کمتر بودند و در حالت رقیق شده بین دو تیمار در غلظت آن‌ها اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد (شکل ۲، ج و د).

Archive of SID

www.SID.ir

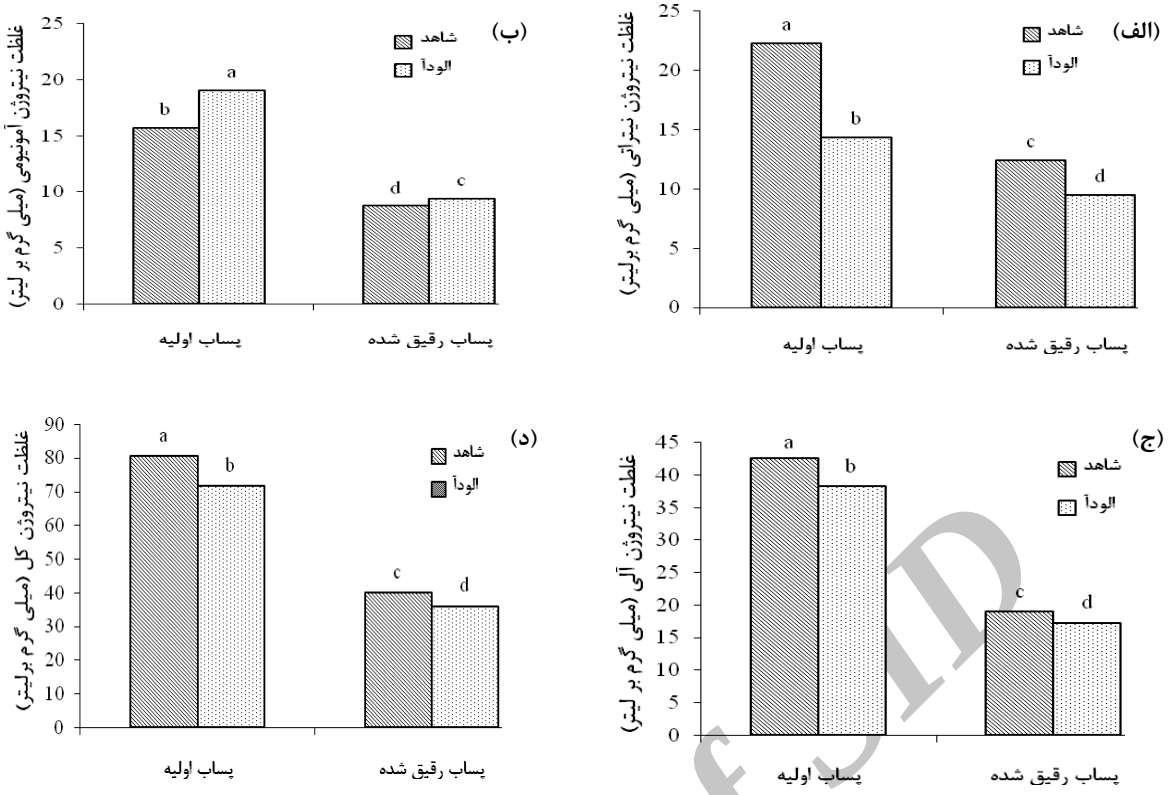


شکل ۲- تأثیر گیاه عدسک آبی بر غلظت متوسط نیتروژن در پساب اولیه و رقیق شده الف: نیتروژن نیتراتی، ب: نیتروژن آمونیومی،ج: نیتروژن آلی و د: نیتروژن کل

مقایسه اثر تیمار گیاه الودآ بر غلظت متوسط نیترات در دو حالت پساب اولیه و رقیق شده نشان داد، غلظت متوسط نیترات در هر دو حالت در تیمار گیاه الودآ نسبت به شاهد به طور معنی‌داری کمتر است. تأثیر این گیاه در کاهش غلظت نیترات در پساب اولیه در مقایسه با پساب رقیق شده بیشتر بود و غلظت متوسط نیترات در تیمار گیاه الودآ نسبت به شاهد در پساب اولیه و رقیق شده به ترتیب ۳۵/۷ و ۲۴ درصد کمتر بود (شکل ۳). مقایسه اثر این تیمار بر غلظت متوسط آمونیوم و نیتروژن آلی در دو حالت پساب نشان داد، غلظت‌های آمونیوم و نیتروژن آلی در تیمار گیاه الودآ نسبت به شاهد به طور معنی‌داری به ترتیب بیشتر و کمتر بودند. غلظت متوسط آمونیوم در تیمار گیاه الودآ نسبت به شاهد پساب اولیه (۱۵/۷۵ میلی‌گرم بر لیتر) و رقیق شده (۸/۷۶ میلی‌گرم بر لیتر) به ترتیب ۲۱ و ۷ درصد بیشتر و غلظت متوسط نیتروژن آلی در تیمار گیاه الودآ در پساب اولیه و رقیق شده نسبت به شاهد به ترتیب ۱۰ و ۹ درصد کمتر بود (شکل ۳، ب و ج). همچنین نتایج حاصل از اثر این گیاه بر کاهش نیتروژن کل نشان داد، تأثیر این گیاه در کاهش غلظت نیتروژن کل نسبت به شاهد بیشتر بود و غلظت آن در تیمارهای گیاه الودآ در پساب اولیه و رقیق شده نسبت به شاهد به طور معنی‌داری (به ترتیب ۱۱ و ۱۰ درصد) کمتر بود (شکل ۳، د). به طور کلی اثر گیاهان بر کاهش فرم‌های مختلف نیتروژن در پساب اولیه نسبت به شاهد مشهودتر است و در پساب رقیق شده در غلظت اشکال مختلف نیتروژن بین تیمارهای گیاهی و بدون گیاه تفاوت زیادی مشاهده نشد.

Archive of SID

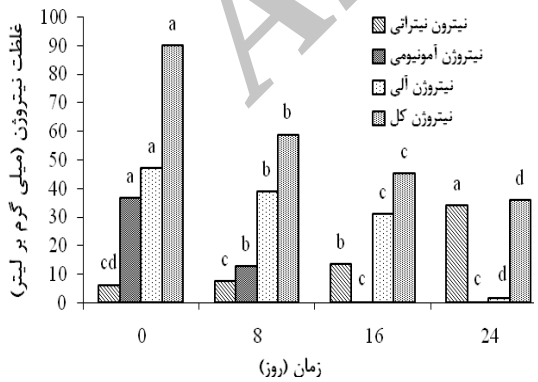
www.SID.ir



شکل ۳- تأثیر گیاه الودآ بر غلظت متوسط نیتروژن در پساب اولیه و رقیق شده الف: نیتروژن نیتراتی، ب: نیتروژن آمونیومی، ج: نیتروژن آلی و د: نیتروژن کل

همچنین تأثیر تیمار گیاه عدسک آبی در سه زمان ماند ۸ روز بر غلظت متوسط فرم‌های مختلف نیتروژن نشان داد (شکل ۴)، با افزایش زمان غلظت نیترات به طور معنی‌داری افزایش یافت، به طوری که در طول ۲۴ روز غلظت متوسط آن از ۶/۲ به ۳۴ میلی‌گرم بر لیتر رسید و در زمان ماند سوم بیشترین غلظت آن مشاهده شد. غلظت‌های متوسط آمونیوم، نیتروژن آلی و نیتروژن کل با گذشت زمان کاهش یافتند و در غلظت آن‌ها در طول ۲۴ روز به ترتیب ۹۸، ۹۷ و ۶۰ درصد کاهش اتفاق افتاد. کمترین غلظت‌های متوسط آمونیوم و نیتروژن کل تیمار عدسک آبی به ترتیب در زمان ماندهای دوم و سوم مشاهده شد. بیشترین کاهش غلظت نیتروژن آلی در زمان ماند سوم مشاهده شد و ۶۲/۷٪ از کاهش غلظت آن در این زمان ماند اتفاق افتاد.

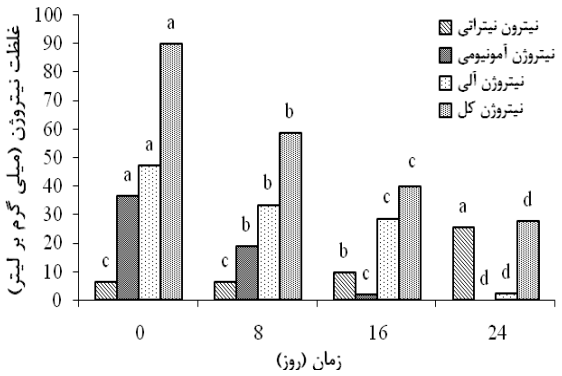
تأثیر تیمار گیاه الودآ در زمان ماندهای مختلف بر غلظت متوسط فرم‌های مختلف نیتروژن نشان داد (شکل ۵)، با افزایش زمان غلظت نیترات به طور معنی‌داری افزایش یافت، به طوری که در طول ۲۴ روز غلظت متوسط آن از ۶/۲ به ۲۵/۴ میلی‌گرم بر لیتر رسید و در زمان ماند سوم بیشترین غلظت آن مشاهده شد. غلظت‌های متوسط آمونیوم، نیتروژن آلی و نیتروژن کل با گذشت زمان به طور معنی‌داری کاهش یافتند و در غلظت آن‌ها در روز بیست و چهارم به ترتیب ۱۰۰، ۹۵ و ۶۹/۲ درصد کاهش اتفاق افتاد. کمترین غلظت متوسط آمونیوم و نیتروژن کل در زمان ماند سوم مشاهده شد. این تیمار در زمان ماند سوم کمترین غلظت نیتروژن آلی داشت و ۵۶٪ از کاهش غلظت آن در این زمان ماند اتفاق افتاد.



شکل ۴- تأثیر گیاه عدسک آبی بر غلظت متوسط فرم‌های مختلف نیتروژن درطول زمان (میانگین‌ها در ستون‌های با الگوی یکسان که حروف مشترکی دارند بر اساس آزمون LSD در سطح احتمال ۰/۰۵ معنی‌دار نمی‌باشند.)

Archive of SID

www.SID.ir

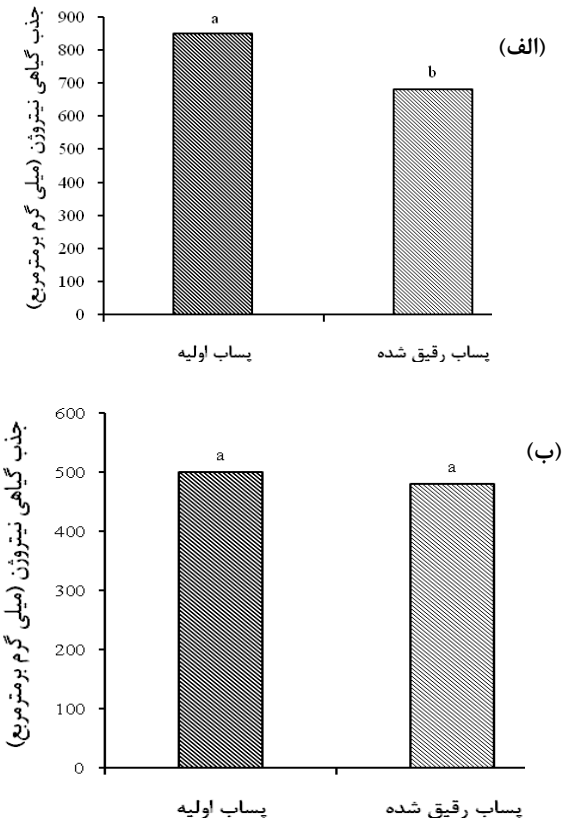


شکل۵- تأثیر گیاه الودآ بر غلظت متوسط فرم‌های مختلف نیتروژن درطول زمان (میانگین‌ها در ستون‌های با الگوی یکسان که حروف مشترکی دارند بر اساس آزمون LSD در سطح احتمال ۰/۰۵ معنی‌دار نمی‌باشند.)

پژوهش‌ها نشان داده است تالاب‌های گیاهی عموماً کارآیی بیشتری در حذف مواد غذایی نسبت به تالاب‌های بدون گیاه دارند و نتایج حاصل این نتیجه را تأیید می‌کند (هانتر و همکاران، ۲۰۰۱؛ پیکارد و فراسر، ۲۰۰۵). مکانیزم‌های مؤثر در کاهش و تغییر و تحول فرم‌های مختلف نیتروژن درطول زمان در تالاب‌ها شامل فرآیندهای آمونیفیکاسیون، نیتریفیکاسیون، دنیتریفیکاسیون، تبخیر آمونیاک و جذب گیاهی است (کیوایسی، ۲۰۰۱). با توجه به نتایج می‌توان بیان کرد معدنی شدن بیشتر نیتروژن آلی و ناپدید شدن سریع آمونیوم و تبدیل آن به نیترات در تیمارها از فعال‌تر بودن فرآیند نیتریفیکاسیون نسبت به دنیتریفیکاسیون ناشی می‌شود (ردی و دی‌باسک، ۱۹۸۵). همچنین مقدار آمونیوم پس از ۲۴ روز نسبت به حد استاندارد (۲/۵ میلی‌گرم بر لیتر) کمتر شد.

تأثیر گیاهان بر جذب نیتروژن پساب

تأثیر گیاهان بر جذب نیتروژن پساب نشان داد (شکل ۶، الف و ب)، بیشترین مقدار جذب گیاهی نیتروژن را گیاه عدسک آبی به خود اختصاص داده است. همچنین مقدار جذب گیاهی نیتروژن با گیاه عدسک آبی در پساب اولیه به طور معنی‌داری در مقایسه با پساب رقیق شده (۲۵ درصد) بیشتر بود و در مقدار جذب آن با گیاه الودآ در هر دو حالت پساب از لحاظ آماری اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد.



شکل ۶- جذب نیتروژن موجود در پساب اولیه و رقیق شده توسط گیاهان عدسک آبی (الف)، الودآ (ب) پس از ۲۴ روز

برای حذف عناصر غذایی در تالاب‌ها علاوه بر جذب گیاهی نیتروژن، فرآیندهای میکروبی نیز نقش دارند. گیاهان آبزی با انتشار اکسیژن به وسیله فرآیند فتوسنتز در محیط‌های آبی اکسیژن لازم برای تبدیل آمونیوم به نیترات را به وسیله باکتری فراهم می‌کنند، ضمن اینکه فرآیند تنفس گیاهی می‌تواند سطح اکسیژن در تالاب‌ها را کاهش داده و فرآیند دنیتریفیکاسیون را فعال کند و نیترات را به گاز نیتروژن تبدیل کند (چانگ و همکاران، ۲۰۰۶). نتایج پالایش چند تالاب استفاده شده برای تیمار فاضلاب نشان داد جذب گیاهی نیتروژن بین ۳ تا ۱۹ درصد است (تانر و همکاران، ۱۹۹۵). نتایج به دست آمده از این تحقیق نشان می‌دهد مقدار جذب گیاهی نیتروژن بین ۵ و ۱۰ درصد است که با نتایج تانر و همکاران (۱۹۹۵) تطابق دارد. نتایج ردی (۱۹۸۳) نشان داد گیاه عدسک آبی توانایی بیشتری در جذب گیاهی نیتروژن نسبت به گیاه الودآ دارد و مقدار جذب گیاهی نیتروژن به وسیله گیاه عدسک آبی ۱۶ درصد بود و نتایج مطالعه حاضر این نتیجه را تأیید می‌کند. کارآیی کمتر گیاهان در جذب نیتروژن در مقایسه با سایر مطالعات احتمالاً به علت متفاوت بودن تراکم گیاهان، زمان ماندگاری، دما، اندازه سیستم و نوع آب

Archive of SID

www.SID.ir

آلوده است. همین طور مقدار کمتر جذب گیاهی نیتروژن در پساب رقیق شده در مقایسه با پساب اولیه احتمالاً به دلیل غلظت کمتر سایر عناصر غذایی و در نتیجه رشد کمتر گیاهان است. می‌توان نتیجه گرفت با اینکه تأثیر گیاه الوداَ در کاهش نیتروژن از پساب‌ها بیشتر بود، اما مقدار جذب گیاهی نیتروژن به وسیله این گیاه کمتر از گیاه عدسک آبی بود. احتمالاً در تیمار گیاه الوداَ همزیستی میکروبی و تنفس گیاهی نقش بیشتری در حذف نیتروژن به وسیله فرآیند دنیتریفیکاسیون دارند (پیکارد و فراسر، ۲۰۰۵؛ چانگ و همکاران، ۲۰۰۶).

به طور کلی نتایج به دست آمده از این تحقیق کارآیی بیشتر سیستم‌های گیاهی را نسبت به سیستم‌های بدون گیاه در پساب نشان داد و سایر مطالعات کاربرد گیاهان آبزی را به عنوان یک تکنیک کارا در پالایش پساب تأیید می‌کنند (هانتر و همکاران، ۲۰۰۱؛ ایامچاتوراپاتر و همکاران، ۲۰۰۷). پژوهش‌ها نشان داده کاربرد روش پالایش آب‌های آلوده با گیاهان آبزی به دلیل هزینه اولیه کم، مصرف انرژی بسیار پایین، راهبری ساده و عدم نیاز به نیروی بهره‌بردار متخصص (باور و میچل، ۱۹۹۴) و همچنین استفاده آن‌ها به عنوان کود و خوراک دام با هدف بازیافت مواد غذایی در پالایش آب‌های آلوده افزایش یافته است (زیمو و همکاران، ۲۰۰۴). همچنین نتایج حاصل تأثیر بیشتر گیاه عدسک آبی در جذب نیتروژن را نشان داد و سایر پژوهش‌ها نیز کاربرد این گیاه را در جذب نیتروژن بین ۱۶ تا ۳۵ درصد بیان کردند (ردی، ۱۹۸۳؛ گورتکین و سیکرداگ، ۲۰۰۸). می‌توان گفت گیاه عدسک آبی به علت جذب گیاهی بیشتر نیتروژن و کاربرد آن در جلوگیری از رشد جلبک‌ها (ممانعت از پدیده کشند قرمز) و استفاده از این گیاه به عنوان کود، خوراک ماهی و حیوانات (اسکیلیکورن و اسپایرا، ۱۹۹۳) می‌تواند به عنوان گیاه مناسب برای جذب نیتروژن در پساب استفاده شود.

نتیجه‌گیری

با توجه به نتایج، غلظت حالت‌های آمونیوم، نیتروژن آلی و نیتروژن کل در مدت ۲۴ روز در پایلوت‌های آزمایش به ترتیب حدود ۹۹، ۹۶ و ۶۴/۹ درصد کاهش یافتند و در غلظت نیترات روند کاهشی مشاهده نشد. همچنین سیستم‌های گیاهی در مقایسه با سیستم‌های بدون گیاه در حذف فرم‌های مختلف نیتروژن نقش مؤثرتری داشتند و گیاهان در جذب نیتروژن بین ۵ تا ۱۰ درصد کارآیی داشتند و گیاه عدسک آبی تأثیر بیشتری در جذب نیتروژن پساب داشت.

منابع

۱. معاونت تحقیقاتی سازمان حفاظت محیط زیست. ۱۳۷۳. استاندارد خروجی فاضلاب‌ها، انتشارات دفتر آموزش زیست محیطی. ۴ ص.

2. Al-Omari A. and Fayyad M. 2003. Treatment of domestic wastewater by subsurface flow constructed wetlands in Jordan. Journal of Desalination. 155(1):27-39.
3. APHA. 1995. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 19 th Edition, American Public Health Association, Washington D.C. 75-84.
4. Barrat-Segretain M. H. 2005. Competition between invasive and indigenous species: impact of spatial pattern and developmental stage. Journal of Plant Ecology. 180(2):153-160.
5. Bavor H. J. and Mitchell D.S. 1994. Wetland Systems in Water Pollution Control. Pergamum-Elsevier Science Ltd, Oxford, UK. 335 pp.
6. Bolden D. R. Johnson R. L. and Buda C. 1974. Losses of inorganic nitrogen from aquatic systems. Journal of Environmental Quality. 3(2):107-114.
7. Bower K. Jacobs S. W. L. and Sanity G. R. 1995. Identification, biology, and management of elodea Canadensis, hydrocharitaceae. Journal of Aquatic Plant Management. 33(5):13-19.
8. Bremner J. M. and Mulvaney C. S. 1982. Nitrogen-Total In: Miller R. H. and Keeney D. R. Page A. L. Methods of Soil Analysis Part 2 (2nd ed.).Am. Soc. Agron. Madison. 595-624.
9. Brix H. 1993. Macrophyte-mediated oxygen transfer in wetlands: transport mechanisms and rates. In: Moshiri G. A. Constructed wetlands for water quality improvement. CRC Press, Boca Raton. 391-398.
10. Camargo J. A. and Alonso A. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. Journal of Environmental International. 32(6):831-849.
11. Chang H. Yang X. and Fang H. 2006. In situ nitrogen removal from the eutrophic water by microbial plant integrated system. Journal of Zhejiang Univ Science. 7(7):521-531.
12. Cheng J. Bergmann B. A. Classen J. J. Stomp A.M. and Howard J.W. 2002. Nutrient recovery from swine lagoon water by Spirodela punctata. Journal of Bioresource Technology. 81(1):81-85.
13. Gurtekin E. and Sekerdag N. 2008. The role of duckweed (lemna minor) in secondary clarifier tanks. Journal of Environmental Engineering.

Archive of SID

www.SID.ir

12(1):28-31.
14. Hunter R. G. Combs D. L. and George D. B. 2001. Nitrogen, phosphorous and organic carbon removal in simulated wetland treatment systems. Journal of Environmental Contamination Toxilogy. 41(3):274-281.
15. Iamchaturapatr J. Yi W. S. and Rhee J. S. 2007. Nutrient removals by 21 aquatic plants for vertical free surface-flow (VFS) constructed wetland. Journal of Ecological Engineering. 29(3):287-293.
16. Keskinkan O. and Lugal Goksu M. Z. 2007. Assessment of the dye removal capability of submersed aquatic plants in a laboratory–scale wetland system using anova. Journal of Environmental Engineering. 24(2):193-202.
17. Kivaisi A. K. 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. Journal of Ecological Engineering. 16(4):545-560.
18. LinY. Jing S. Wang T. and Lee D. Y. 2002. Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. Journal of Environmental Pollution. 119(3):413-420.
19. Pescod M. B and Arar A. 1985. Treatment and use of sewage effluent for irrigation, Proc of the FAO regional seminar on the treatment and use of sewage effluent for irrigation, FAO, Rom, Italy. 185-209.
20. Picard C. R. and Fraser L. H. 2005. The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. Journal of Bioresource Technology. 96(9):1039-1047.
21. Reddy K. R. 1981. Diel variations in physic-chemical parameters of water in selected aquatic systems. Journal of Hydrobiologi. 85(3):201-207.
22. Reddy K. R. 1983. Fate of nitrogen and phosphorus in a waste-water retention reservoir containing aquatic macrophytes. Journal of Environmental Quality. 12(1):137-141.
23. Reddy K. R. and Debusk W. F. 1985. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. Journal of Environmental Quality. 14(1):459-462.
24. Skillicorn P. and Spira W. 1993. Duckweed aquaculture- a new aquatic farming system for developing countries. World Bank Publication, Washington. 76 pp.
25. Srivastava J. Gupta A. and Chandra H. 2008. Managing water quality with aquatic macrophytes. Journal of Environmental Science and Biotechnology. 7(3):255-266.
26. Tanner C. C. Clayton J. S. and Upsdell M. P. 1995. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewater in constructed wetlands-II. Removal of nitrogen and phosphorous. Journal of Water Research. 29(1):27-34.
27. Zimmo O. R. Steen N. P. and Gijzen H. J. 2004. Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilisation ponds. Journal of Water Research. 3(4):913-920.

Archive of SID

www.SID.ir