

بررسی بازده حذف نیترات فاضلاب کشاورزی کشت و صنعت کارون در تالاب مصنوعی جرگن

(*Vetiveria zizanioides*) سطحی با کشت گیاه و تیور

صائب خوش نواز^{۱*}سعید برومند نسب^۲هادی معاضد^۳

۱. دانشجوی دکتری گروه آبدهی و زهکشی، دانشگاه شهی چمران اهواز، اهواز، ایمان
۲. استاد گروه آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی علوم آب، دانشگاه شهی چمران اهواز، اهواز، ایمان

^{*}نویسنده مسئول مکاتبات

Saeb.khoshnavaz@gmail.com

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۲/۱۴

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۶/۱۸

کد مقاله: ۱۴۹۳۰۳۰۰۸۷

این مقاله برگرفته از رساله دکتری است.

چکمه

در برخی از نقاط جهان، ریقات موجود در فاضلاب‌های کشاورزی، خدمات جدی، به کمیت منابع آب وارد نموده است. در این تحقیق، حذف آلودگی ریقات فاضلاب کشاورزی کشت و صنعت کارون، در تالاب مصنوعی جرگن سطحی حاوی گلخ و تیور بررسی شد. باهدف ارزیابی اثر نوع کشت گلخ در تالاب مصنوعی، زمان ماند هیدرولوژیکی و دمای محیط، بر کارایی تصفیه این نوع سامانه‌ها، نه حوضچه بهصورت موازی با مشخصات ۳ متر طول، ۱ متر عرض و ۰/۸ متر ارتفاع ساخته شد. جرگن پیوسته فاضلاب، از آذر ۱۴۰۲ تا خرداد ۱۴۰۳ در این سامانه‌ها برقرار شد. سه واحد از سامانه‌ها حاوی گلخ بهصورت ریشه گلخ در خاک، سه واحد بهصورت کشت شناور و سه حوضچه بدون بستر متخلخل و گلخ (شاهد) در نظر گرفته شد. زمان‌های ماند هیدرولوژیکی انتخاب شده ۳/۵ و ۷ روز بود و برای هر زمان‌ماند، این آزمایش در شش مرحله، بهشت ۶ ماه تکرار شد. ملینگعنی دمای هوا در طی این مدت از ۸/۹۲ تا ۳۱/۲/۵ درجه سانچه‌گراد در نوسان بود. ریقات ورودی به سامانه‌ها و خروجی از آن‌ها، اندازه‌گیری و ملینگعنی بازده تصفیه با استفاده از نرم‌افزار SAS مقایسه شد. متوسط غلظت ریقات فاضلاب ورودی به هر واحد $20 \pm 3/76$ ملی‌متر احتمال درصد معنیدار است بهطوری که ملینگعنی بازده حذف ریقات در زمان ماند ۷ روز از ۱۴/۲۴ تا ۳۷/۵۲ درصد، در زمان ماند ۵ روز از ۱۶/۳۳ تا ۴۱/۲۷ درصد و در زمان ماند ۷ روز از ۱۶/۴۲ تا ۵۰/۵۱ درصد، متغیر بود. همچوئی نتایج حاصل از بررسی‌ها نشان داد، متوسط بازده حذف ریقات در سامانه کشت ریشه در خاک برابر $43/0.9$ درصد، سامانه شناور $28/36$ درصد و سامانه شاهد $15/66$ درصد بود و حداقل بازده حذف ریقات در همه سامانه‌ها، بازمان ماند طولایی‌تر (۷ روز) اتفاق افتاد.

وازگان کلکه‌ی: تصفیه فاضلاب کشاورزی، ریقات، تالاب مصنوعی، گلخ و تیور،*Vetiveria zizanioides***مقدمه**

یکی از قطب‌های اصلی تولید شکر در ایران و جهان استان خوزستان است و واحدهای کشت و صنعت نیشکر از شمال تا جنوب این استان گسترش یافته‌اند. بزرگترین واحد از واحدهای کشت و صنعت نیشکر، شرکت کشت و صنعت کارون می‌باشد. فاضلاب‌های صنعتی و کشاورزی این شرکت، معمولاً حاوی مقادیر بالایی از مواد مغذی از جمله ریقات است که در گذشته، مستقیماً به آبهای سطحی و رودخانه‌ها ریخته می‌شد، اما در پی اخطالارها و جریمه‌های اخیر سازمان محکمازیست، به یک لاغون مصنوعی واقع در بیرون از شرکت منتقل می‌شود تا مقداری از آلودگی آن کاسته شده و درنهایت به رودخانه دز و کارون ریخته شود. با توجه به اینکه، کیفیت آب رودخانه‌های

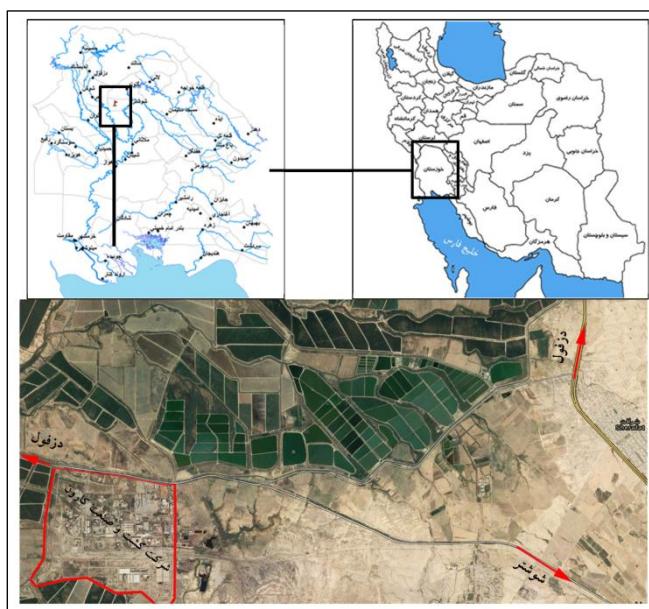


پذیرنده، شدیگاً متأثر از ورود این فاضلاب‌ها می‌باشد و با بررسی‌های بعمل آمده، این لاگون از کارایی بالای برخوردار نمی‌باشد، سعی شد تا با بررسی پایلوت تالاب مصنوعی، از نوع جریان سطحی (FWs-CW) و مقایسه کشت گیاه و تیور بهصورت شناور (Floating) و ریشه در خاک (Emergent plant)، در آینده نزدیک از این فن‌آوری برای ارتقای کیفیت پساب خروجی استفاده شود. نیترات، از مهم‌ترین عوامل آلودگی آب محسوب شده و از اثرات منفی آن می‌توان به انباسته غذایی (Eutrophication)، آلودگی آب‌های زیرزمینی، سمیت برای موجودات زنده و سلامت عمومی اشاره کرد. طی سالیان گذشته، برای حذف نیتروژن فاضلاب، فرآیندهای مختلفی از جمله نیتریفیکاسیون، دی‌نیتریفیکاسیون، نوار هوا، نقطه شکست کل و تبادل یوری به کار گرفته شده است. این روش‌ها دارای هزینه بالای بوده، نیازمند افزودن مواد شیمیایی و دارای محدودیت‌های اجرایی هستند. از جمله فن‌آوری‌های دوستدار محیط‌زیست و ارزان قیمت، گیاه‌پالایی است که برای رفع آلودگی آب‌وچاک، از ظرفیت گیاهان استفاده می‌شود (Lasat, 2002). تالاب‌های مصنوعی (Constructed Wetlands) از سیستم‌هایی هستند که از گیاه‌پالایی سود می‌برند. فاضلاب ورودی به این سامانه‌ها، در معرض نور خورشید، هوا و گیاهان آبزی قرار می‌گیرد و عمل تصفیه انجام می‌شود. فاضلاب خروجی از این سیستم می‌تواند بدون مشکل وارد محیط‌زیست شده و یا در آنچه و پرورش ماهی مورداستفاده قرار گیرد. تالاب‌های مصنوعی به انواع مختلفی تقسیم بندی می‌شوند که یکی از این نیونه‌ها، تالاب‌هایی از نوع جرکلن سطحی است. مزیت عمدی این تالاب‌ها این است که با توجه به نوع گیاهان آبزی قابل رشد در تالاب، می‌توان به انواع تالاب‌های با کشت گیاه شناور، گیاه مستعرق و ریشه در خاک تفسیم بندی نمود (Brix, 1993). در تالاب‌های مصنوعی، مکانیسم‌هایی که در حذف نیتروژن مؤثر هستند شامل آمونیفیکاسیون، نیتریفیکاسیون، دی‌نیتریفیکاسیون، جذب گیاهی و جذب بهوسهله ماتریکس رسوبات بستر می‌باشند (Vymazal, 1998). علاوه بر استفاده از تالاب‌هایی با کشت ریشه گیاه در خاک، تالاب‌های شناور جزء ایده‌های جدید گیاه‌پالایی هستند که از ریشه گیاهان شناور در فرآیند تصفیه استفاده می‌شود قسمت‌های تحتانی ریشه گیاهان معلق در آب، سطح گستره‌ای جهت رشد بیوفیلم (Biofilm) و به دام انداختن املاح معلق فراهم می‌سازند. شناوری گیاهان، باعث تحمل بیشتر تغییرات عمق آب شده و در این صورت، زمان‌ماند بیشتری برای تصفیه فاضلاب فراهم می‌شود (Fonder and Headley, 2011; Tanner and Headley, 2010; Ayyasamy و همکاران (۲۰۰۹)، توانایی سنبل آئی، کاهوی آئی و قدح مریم در حذف نیترات را در پنج غلظت مختلف بررسی کردند. از جمله گیاهانی که دارای قابلیت استفاده مؤثر در تالاب‌ها، بهصورت کشت ریشه در خاک و شناور است گیاه و تیور (*Vetiveria zizanioides*) است. این گیاه چندساله بوده و دارای رشد سریع، ریشه عمیق، کارایی بالای فنوتستر و تولید بالای ماده خشک (Biomass) می‌باشد. و تیور، به علت تحمل شرایط گوناگون محیطی و ویژگی های بی‌نظیر مورفولوژی و اکولوژی، برای پایداری شبیه دامنه‌ها و خاکری‌ها و باتحمل غلظت بالای فلزات سنگین و مواد غذایی در کاهش آلودگی محیط‌زیست استفاده شده است (Wagner et al., 2003; Xia, Ao and Liu, 1998). بسیاری از محققین، توانایی بالای گیاه و تیور در حذف نیتروژن و فسفر آب را تاچه نموده و آن را در زمرة بهترین گونه‌های گیاهی، در تصفیه آب‌های با انباستگی غذایی می‌دانند. Zheng و همکاران (۱۹۹۸) در تحقیقی که در کشور چین انجام دادند، اعلام نمودند، گیاه و تیور، دارای قابلیت فوق العاده برای کاهش آلودگی نیتروژن و فسفر موجود در آب‌های آلوده می‌باشد. مطالعات انجام شده در مزارع نیشکر کوئیزند استرالیا نشان داد، جذب گیاهان شناور از عناصر غذایی مثل فسفر و کلسیم توسط پرچین‌های و تیور معنی دار است (Truong, 2000). تاکنون، نمونه‌هایی از کاربرد تالاب‌های مصنوعی حاوی گیاهان شناور در سطح محدود، جهت ارتقای کیفیت آب، بهبود شرایط زندگی موجودات زند، توسعه جنبه زیبایی در حوضچه‌ها و دریاچه‌هایی که جنبه گردشگری و تزئینی داشته اند انجام گرفته است (Burgess and Hirons, 1992). نمونه‌هایی از کاربرد تالاب‌های مصنوعی با گیاهان شناور برای ارتقا کیفیت آب شامل تصفیه رواناب حاصل از سیل، حذف آلودگی فاضلاب دامداری‌های پرورش خوک، کاهش آلودگی برکه‌ها و دریاچه‌های شهری، تصفیه فاضلاب‌های خانگی و کارخانه‌های لبنی و تصفیه مخازن ذخیره آب بودند. بعضی از محققین، کارایی حذف آلودگی توسط تالاب‌های باوجود گیاهان مختلف را مطالعه نمودند اما بررسی اث‌گونه‌های مختلف گیاهی در کارایی تصفیه تالاب‌هایی از نوع کشت شناور و ریشه در خاک محدود می‌باشد (Weragoda et al., 2012). با توجه به اینکه، در شرایط آب و هوای گمرسی می‌مثل خوزستان، نمونه‌هایی شبیه به این کار انجام نگرفته است، در تحقیق حاضر، بازده حذف نیترات در تالاب مصنوعی جرکلن سطحی حاوی

گیاه و تیور با کشت شناور و ریشه در خاک تعیین و تأثیر زمان ماند هیدرولیکی (Hydraulic Retention Time) و تعییرات دما بر بازده حذف نیترات ارزیابی شد.

مواد و روش‌ها

این تحقیق به مدت شش ماه از دی ماه ۱۳۹۲ تا خرداد ماه سال ۱۳۹۳ در محوطه کارخانه تولید شکر شرکت کشت و صنعت کارون واقع در شمال استان خوزستان انجام شد. این کارخانه، در ۱۷ کیلومتری غرب شهرستان شوشتر با مختصات جغرافیایی ۳۲ درجه و ۵ دقیقه عرض شمالی و ۴۲ و ۴۸ درجه طول شرقی و ارتفاع از سطح دریا در حدود ۶۷ متر قرارداد (شکل ۱). دسترسی آسان به کanal انتقال فاضلاب و استفاده از نیروی برق جهت پمپاژ فاضلاب به مخزن ذخیره از دلایل انتخاب این مکان جهت ساخت سامانه تالاب مصنوعی بود.



شکل ۱: موقعیت پایلوت تالاب مصنوعی و شرکت کشت و صنعت کارون.

پس از انتخاب محل احداث حوضچه‌ها، ابعاد و اندازه آن‌ها تعیین گردید. برای تعیین مساحت مورد رکفه برای سیستم‌های تالاب مصنوعی از نوع جریان سطحی، تعدادی رابطه، توسط محققین، ارائه شده است. مدل $C^* - C - K$ یکی از روابطی است که برای تقلیل آلودگی فاضلاب ورودی به سامانه با غلظت اولیه C_i و کاهش آن به مقدار C_o پیشنهاد شده است (Kadlec and Knight, 1996). در این رابطه داریم:

:۱

رابطه

$$A = \frac{Q}{K_A} \cdot \ln \left[\frac{(C_i - C^*)}{(C_o - C^*)} \right]$$

C_i و C^* به ترتیب غلظت نیترات جریان خروجی از تالاب، غلظت ریختات جرکف ورودی به تالاب و غلظت پس‌زمینه ثابت واکنش در واحد سطح معادله درجه اول بر حسب $(\frac{mg}{lit})$ ، Q متوسط دبی ورودی و خروجی $(\frac{m^3}{d})$ و A مساحت تالاب بر حسب مترمربع می‌باشد. Kadlec و Knight (1996) با استفاده از مجموعه گستره‌های از داده‌ها برای تالاب مصنوعی جریان سطحی و حذف آلودگی نیترات، مقدار C^* را صفر و مقدار K_A را 0.96% تخمینی و در jweb.iauahvaz.org

تحقیق حاضر، از این مقادیر برای محاسبه سطح مورد ریتره هر حوضچه استفاده شد. با استفاده از رابطه فوق الذکر و با فرض غلط نیترات جریان ورودی به مقدار ۱۹ میلی‌گرم بر لیتر و غلطت جریان خروجی به مقدار ۹ متری‌متر و فرض بازده حذف در حدود ۶۰ درصد و متوسط جریان برقرارشده با دبی ۴۰۰ لیتر بر روز، سطح لازم هر حوضچه در حدود ۳ مترمربع به دست آمد. با توجه به اینکه، در تالاب‌های مصنوعی از این نوع، نسبت طول به عرض (W:L) از ۲:۱ تا ۴:۱ و در بعضی موارد تا ۱۰:۱ پیشنهادشده، می‌توان ابعاد تالاب را محاسبه نمود. با فرض انتخاب نسبت طول به عرض ۱:۳، طول هر حوضچه ۳ متر و عرض آن ۱ متر محاسبه شد. با فرض عمق آب ۰/۶۵ متوسط دبی ۴۰۰ لیتر بر روز، زمان ماند به دست آمده ۵ روز بود. بهمنظور بررسی اثر زمان‌های ماند دیگر، با اختلاف ۲ روز، زمان‌های ۳ و ۷ روز نیز در نظر گرفته شد. با توجه به اینکه، حجم هر حوضچه ثابت می‌باشد، تغییر زمان‌ماند هر سامانه با تغییر دیجیت جریان امکان‌پذیر است، زمان‌های ماند دیگر، با تغییر دبی ورودی اعمال شد. با استفاده از مقادیر به دست آمده در محاسبات فوق الذکر، مجاور کanal انتقال فاضلاب کشاورزی، با استفاده از مصالح بنایی، سه نوع تالاب مصنوعی با سه تکرار و درمجموع نه تالاب مستطیلی با شبیه‌سازی جریان سطحی در فضای باساخته شد. شکل ۲ نمایی از این سامانه‌ها و استقرار گیاه و تیور را نشان می‌دهد.



شکل ۲: نمایی از سامانه‌های تالاب مصنوعی مورد استفاده در تحقیق.

در ارتفاع ۰/۶۵ متر از کف هر حوضچه، یک عدد مجراء برای برقراری جریان خروجی، تعییه شد. دیواره داخلی حوضچه‌ها، برای جلوگیری از نشت آب، با استفاده از ملاط ماسه و سیمان نرم پوشش شد. با فاصله کوتاهی از سامانه‌ها، یک عدد مخزن پنج هزار لیتری، با اختلاف ارتفاع حدود ۴ متر نصب شد. آب آلوده، با استفاده از یک عدد پمپ سانتریفوژ و خط لوله ۱ اینچ از کanal انتقال فاضلاب، به مخزن منتقل شد. یک عدد مخزن ۲۲۰ لکتیری (بشکه) برای هر حوضچه اختصاص داده شد و جریان خروجی از مخزن پنج هزار لیتری به درون بشکه‌ها منتقل شد. برای برقراری جریان از هر بشکه به حوضچه، از شیرهای گازی استفاده و برای تنظیم سطح آب درون آن، شناور کولرآئی نصب شد. تلفات آب این سیستم شامل نشت از دیواره‌ها و کف، تبخیر از آب آزاد و تعرق گیاهان بود. با توجه به اینکه دیواره‌ها پوشش شده و تلفات آن ناجیز می‌باشد پس درنتیجه از عوامل اصلی تلفات می‌توان به تبخیر و تعرق Kadlec و Knight (۱۹۹۶)، مقدار تبخیر و تعرق در تالاب‌های جریان سطحی را معادل ۸۰ درصد تبخیر از تشت تبخیر اظهار نمودند. بر این مبنای استفاده از داده‌های تشت تبخیر سایت هواشناسی واقع در شرکت، تلفات آب سامانه‌ها محاسبه و به مقدار جریان ورودی اضافه گردید. جریان پیوسته فاضلاب به هر حوضچه برای هر زمان ماند فوق الذکر، برقرار شد. بهمنظور بررسی معنی‌دار بودن اثر نوع کشت گیاه و تیور در تالاب و سامانه‌های حاوی گیاه و فاقد گیاه، سه عدد از سامانه‌ها، تحت کشت گیاه و تیور به صورت ریشه در خاک، سه عدد از سامانه‌ها بهصورت کشت شناور و سه عدد باقیمانده بدون کشت و بستر خاکی (شاهد) در نظر گرفته شد. در حوضچه‌های با بستر متخلخل، از خاکی با بافت لوم به عمق ۰/۴ متر استفاده و نهال‌های و تیور در دو ردیف، به فاصله ۲۰ سانتی‌متر از هم و دیواره‌ها کاشته شد. در حوضچه‌های با کشت شناور، نهال‌های گیاه و تیور، روی صفحات یورولیت و در حفرات تعییشده روی آن و به فاصله ۲۰ سانتی‌متر از هم و دیواره‌ها، قرار گرفت. در ابتدای هر زمان ماند، با استفاده از ظروف پلاستیکی بر چسبدار، از فاضلاب ورودی به هر تالاب و در انتهای هر دوره از پساب خروجی از سامانه‌ها نمونه برداری انجام شد. ظروف حاوی نمونه، در اسرع وقت، با استفاده از یخدان حاوی یخ، به آزمایشگاه منتقل شد. در

هر مرحله، پارامترهای کترلی و اصلی در سیستم اندازه گیری شدند. بھطور روزانه، درجه حرارت هوا، از سایت هواشناسی کشاورزی مستقر در شرکت اخذ و در زمان شروع هر آزمایش، pH جریان ورودی با استفاده از دستگاه QisproLineplus pHmeter اندازه گیری شد. غلظت نیترات جریان فاضلاب ورودی و پساب خروجی بر مبنای روش ذکر شده در کتاب استاندارد آزمایش های آب و فاضلاب (APHA, 1999 and AWWA, 1999) سنجش شد. بر این اساس، مقدار ۲۵ سی سی از فاضلاب عبوری از کاغذ صافی در داخل طرف چینی خشک شد. به طرف حاوی باقیمانده خشک، ۲ سی سی محلول فنل دی سولفونیک اسید افزوده و به مدت ۵ دقیقه با حرکت دورانی به هم زده شد. با توجه به اینکه این ترکیب مثل یک معرف رفتار نموده، در محیط اسیدی بیرونگ و در محیط قلیایی و خنثی زردرنگ می شود، با اضافه نمودن هیدروکسید آمونیوم (محلول آمونیاک)، محیط قلیایی و محلولی بارنگ زرد تولید شد. به این ترکیب، آب مقطر اضافه شد تا حجم نهایی عصاره به ۱۰۰ سی سی برسد. با استفاده از دستگاه اسپکتروفوتومتر Chromtech مدل CT2201، شدت رنگ عبور یافته از ترکیب در طول موج ۴۲۰ نانومتر قرائت شد و از روی منحنی غلظت نیترات استاندارد، غلظت نیترات نمونه به دست آمد. با تکمیل و جمع آوری داده ها، بازده حذف نیترات (R)، به صورت درصد از رابطه ۲ محاسبه شد.

:

رابطه

$$R = \left[1 - \frac{C_e}{C_i} \right] \times 100$$

محاسبه شد. در این رابطه C_e و C_i به ترتیب غلظت نیترات خروجی و ورودی برحسب مکانی گرم بر لیتر می باشد. در این تحقیق سه نوع تالاب مصنوعی و سه زمان ماندهیدرولیکی متفاوت با استفاده از طرح آزمایش کرت های خردشده در دوره زمانی ۶ ماهه مورد بررسی قرار گرفت. توسط نرم افزار آماری SAS داده های استخراج شده تحلیل شد و برای تجزیه واریانس (Anova) از آزمون زوجی LSD و آزمون چند دامنه ای دانکن در سطح خطای ۵ درصد استفاده شد. جهت رسم نمودارها از نرم افزار Excel استفاده شد.

نتایج

مقادی غلظت نیترات جریان ورودی به سامانه های تالابی، در ابتدای هر زمان ماند در جدول ۱ ارائه شده است. همان طور که مشاهده می شود، آلدگی نی های حمل شده به کارخانه و فاضلاب حاصل از شستشوی آن ها، در ابتدای دوره تحقیق (فصل پایین و زمستان) که مصادف با بارندگی های فصلی منطقه بود، نسبت به انتهای دوره (فصل بهار) در سطح بالاتری قرار داشت. همچنین، شستشوی نیترات لایه های سطحی خاک و حمل به لایه های زیرین، باعث ورود نیترات اضافی به زهاب ها و افزایش غلظت نیترات فاضلاب بود. با گذشت زمان و قطع بارندگی فصلی، از بار آلدگی (HLR) نیترات فاضلاب کاسته شد. متوسط غلظت نیترات فاضلاب ورودی ۲۰ مکانی گرم بر لکفر و انحراف معیار آن ۳/۷۶ مکانی گرم بر لکفر بود.

جدول ۱: غلظت نیترات فاضلاب ورودی به سامانه های تالاب مصنوعی در دوره های مختلف.

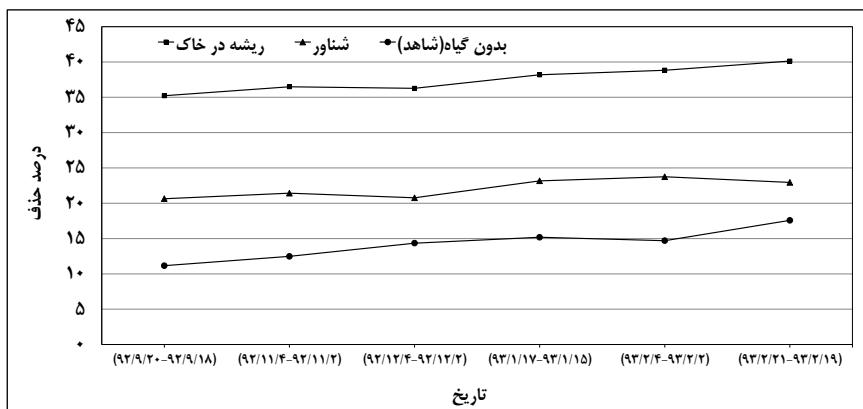
$HRT=7$	روز		$HRT=5$	روز		$HRT=3$
	$C_i (mg/lit)$	شروع دوره (تاریخ)		$C_i (mg/lit)$	شروع دوره (تاریخ)	
۲۰/۸۶	۱۳۹۲/۱۰/۳	۲۲/۴۶	۱۳۹۲/۹/۲۸	۲۳/۰۰	۱۳۹۲/۹/۱۸	
۲۲/۵۹	۱۳۹۲/۱۱/۲۱	۲۴/۹۳	۱۳۹۲/۱۱/۱۶	۲۷/۱۴	۱۳۹۲/۱۱/۲	
۲۵/۱۲	۱۳۹۲/۱۲/۱۲	۲۲/۳۱	۱۳۹۲/۱۲/۱۷	۲۱/۳۸	۱۳۹۲/۱۲/۲	
۱۸/۴۵	۱۳۹۳/۱/۲۵	۱۸/۱۳	۱۳۹۳/۱/۲۰	۱۷/۱۹	۱۳۹۳/۱/۱۵	
۱۸/۱۳	۱۳۹۳/۲/۱۲	۱۷/۷۲	۱۳۹۳/۲/۷	۱۸/۲۵	۱۳۹۳/۲/۲	
۱۴/۸۱	۱۳۹۳/۲/۲۹	۱۴/۶۵	۱۳۹۳/۲/۲۴	۱۵/۲۱	۱۳۹۳/۲/۱۹	

مقادیر متوسط دمای هوای محیط در هر دوره آزمایش و pH فاضلاب ورودی به حوضچه‌ها در جدول ۲ ارائه شده است.

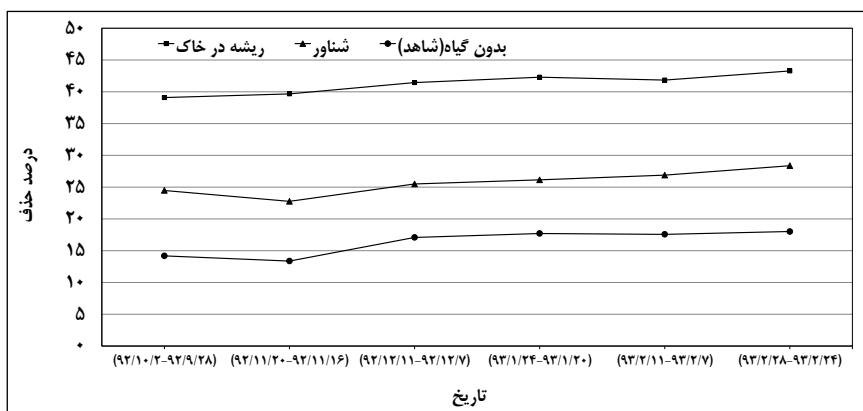
جدول ۲: متوسط دمای محیط در طول دوره‌های زمان‌ماند و مقادیر pH فاضلاب ورودی.

	روز ۷			روز ۵			روز ۳		
pH	دما (سانتی گراد)	دوره آزمایش	pH	دما (سانتی گراد)	دوره آزمایش	pH	دما (سانتی گراد)	دوره آزمایش	
۷/۱۴	۹/۷۹	۹/۱۰/۹۲-۳/۱۰/۹۲	۷/۳۱	۱۰/۰۵	۲/۱۰/۹۲-۲۸/۹/۹۲	۷/۱۱	۸/۹۲	۲۰/۹/۹۲-۱۸/۹/۹۲	
۷/۱۲	۱۲/۴۶	۲۷/۱۱/۹۲-۲۱/۱۱/۹۲	۷/۱۲	۹/۰۵	۲۰/۱۱/۹۲-۱۶/۱۱/۹۲	۷/۱۴	۱۲/۸۳	۴/۱۱/۹۲-۲/۱۱/۹۲	
۶/۹۳	۱۹/۹۶	۱۸/۱۲/۹۲-۱۲/۱۲/۹۲	۷/۰۵	۱۶/۹۵	۱۱/۱۲/۹۲-۷/۱۲/۹۲	۶/۹۸	۱۵/۳۳	۴/۱۲/۹۲-۲/۱۲/۹۲	
۷/۴۱	۲۶/۳۹	۳۱/۱/۹۲-۲۵/۱/۹۳	۷/۲۸	۲۴/۹۰	۲۴/۱/۹۳-۲۰/۱/۹۳	۷/۰۳	۱۸/۳۳	۱۷/۱/۹۳-۱۵/۱/۹۳	
۶/۹۷	۲۸/۶۱	۱۸/۲/۹۳-۱۲/۲/۹۳	۶/۹۶	۲۶/۸۵	۱۱/۲/۹۳-۷/۲/۹۳	۷/۰۱	۲۷/۳۳	۴/۲/۹۳-۲/۲/۹۳	
۷/۰۸	۳۱/۲۵	۴/۳/۹۳-۲۲/۹/۹۳	۷/۱۸	۲۸/۱۵	۲۸/۲/۹۳-۲۴/۲/۹۳	۶/۹۵	۳۰/۹۲	۲۱/۲/۹۳-۱۹/۲/۹۳	

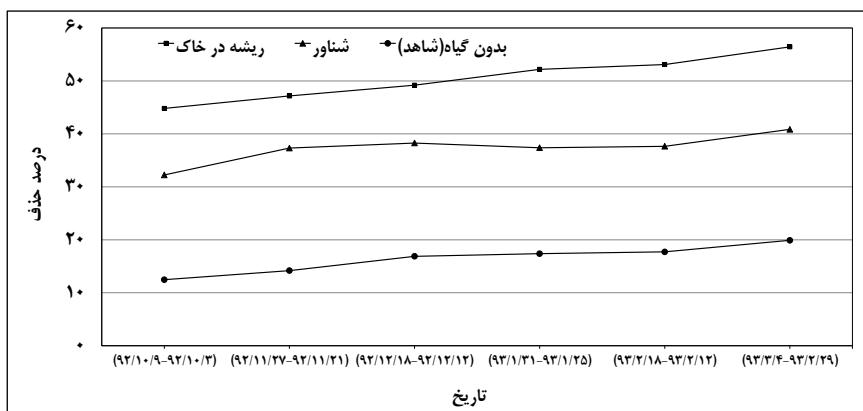
در پایان هر دوره زمانی، مقادیر غلظت نیترات جریان خروجی اندازه‌گیری و درصد حذف نیترات هر سامانه به دست آمد. تغییرات درصد حذف نیترات در زمان‌های ماند ۳، ۵ و ۷ روز برای هر دوره در شکل‌های ۳، ۴ و ۵ ارائه شده است. همان‌طور که در این شکل‌ها مشاهده می‌شود، بازده حذف نیترات در سامانه‌های حاوی گیاه از سامانه شاهد بیش تر می‌باشد. برای زمان‌ماند ۳ روز، متوسط بازده حذف ریترات در سامانه ریشه در خاک، کشت شناور و سامانه شاهد، به ترتیب ۱۴/۷/۵۲ و ۲۲/۱۱/۳۷ و ۲۴/۱۱/۳۷ درصد بود. به همین ترتیب، برای زمان‌ماند ۵ روز، متوسط بازده حذف نیترات در سامانه ریشه در خاک (Emergent)، کشت شناور (Floating) و سامانه شاهد (Unplanted) به ترتیب ۱۶/۳۲ و ۲۵/۶۹، ۴۱/۲۷ و ۱۶/۳۲ درصد و برای زمان‌ماند ۷ روز، متوسط بازده حذف ریترات در سامانه ریشه در خاک، کشت شناور و سامانه شاهد به ترتیب ۳۷/۲۹، ۵۰/۵۱ و ۴۲/۱۶ درصد محاسبه شد.



شکل ۳: تغییرات درصد حذف نیترات بازمان ماند ۳ روز در سامانه‌های تحقیق.



شکل ۴: تغییرات درصد حذف نیترات با زمان ماند ۵ روز در سامانه‌های تحقیق.



شکل ۵: تغییرات درصد حذف نیترات با زمان ماند ۷ روز در سامانه‌های تحقیق.

با استفاده از نتایج مقایسه میانگین تأثیر نوع تالاب، زمان ماند فاضلاب و تغییرات دما و اثر متقابل این دو عامل بر حذف نیترات مشخص شد که تأثیر نوع تالاب، زمان ماند فاضلاب، دما و اثر متقابل نوع تالاب و زمان ماند بر بازده حذف نیترات در سطح ۹۵ درصد معنی‌دار، اما اثر متقابل دما و نوع تالاب و اثر متقابل دما و زمان ماند معنی‌دار نبود. مقایسه میانگین تأثیر نوع تالاب بر بازده حذف نیترات در جدول ۳ ارائه شده است. نتایج نشان می‌دهد، هر سه نوع سامانه در سطح ۹۵ درصد، برای حذف نیترات، دارای اختلاف معنی‌داری هستند به‌طوری که حداقل بازده حذف نیترات در سامانه حاوی گیاه با استقرار ریشه در خاک حاصل شد.

جدول ۳: مقایسه میانگین تأثیر نوع سامانه بر درصد حذف نیترات.

نوع سامانه				میانگین درصد حذف
شاهد (بدون گیاه)	شناور	ریشه در خاک		
۱۵/۶۶۰	۲۸/۲۶۶	۴۳/۰۹۸	۴۳/۰۹۸	۴۳/۰۹۸

*حروف انگلیسی متفاوت معنی‌دار بودن در سطح اطمینان ۹۵ درصد را نشان می‌دهد.

جدول ۴ مقایسه میانگین تأثیر زمان ماند بر حذف نیترات را نشان می‌دهد. همان‌طور که از این جدول مشخص می‌باشد، بین زمان‌ماندهای مختلف در سطح ۹۵ درصد اختلاف معنی‌داری وجود داشته و حداقل بازده حذف در زمان ماند ۷ روز حاصل شد.

جدول ۴: مقایسه میانگین تأثیر زمان ماند بر درصد حذف نیترات.

زمان ماند			
۳ روز	۵ روز	۷ روز	میانگین درصد حذف
۲۴/۶۲ ^c	۲۷/۷۶ ^b	۳۴/۷۳ ^a	۹۵ درصد را نشان می‌دهد.

*حروف انگلیسی متفاوت معنی دار بودن در سطح اطمینان ۹۵ درصد را نشان می‌دهد.

مقایسه میانگین درصد حذف نیترات، در دوره‌های مختلف آزمایش، در جدول ۵ ارائه شده است. همان‌طور که ملاحظه می‌شود، درصد حذف نیترات در ماه‌های مختلف، به جز دو دوره، در سطح ۹۵ درصد معنی‌دار است.

جدول ۵: مقایسه میانگین تأثیر دوره‌های انجام آزمایش با تغییر دما بر درصد حذف نیترات.

دوره برداشت داده						
ششم (آذر و دی) ۳۰/۱۱	پنجم (بهمن) ۳۰/۲۳ ^a	چهارم (فرووردین) ۲۷/۶۰ ^b	سوم (اسفند) ۲۳/۲۱	دوم (اردیبهشت و خداداد) ۱۷/۴۱	اول (اردیبهشت و خداداد) ۱۱/۴۵	میانگین دمای محیط (سانتی‌گراد) ۹/۵۹
۳۱/۹۴ ^a	۳۰/۲۳ ^b	۲۹/۹۶ ^b	۲۸/۸۶ ^c	۲۷/۲۰ ^d	۲۶/۰۳ ^e	میانگین درصد حذف

*حروف انگلیسی متفاوت معنی دار بودن در سطح اطمینان ۹۵ درصد را نشان می‌دهد.

بحث و نتیجه‌گیری

تالاب‌های مصنوعی جرکلن سطحی، تقریباً یک انتخاب مناسب برای تصفیه فاضلاب‌های کشاورزی، شهری، صنعتی و یک گزینه مکمل برای تصفیه فاضلاب‌های معادن، شیرابه‌های دفع زباله هستند (Kadlec and Knight, 1996). در تحقیق حاضر، کارایی تصفیه تالاب‌های جرکلن سطحی برای فاضلاب کشاورزی بررسی شد تا نتایج آن بتواند در افزایش کارایی سامانه‌های موجود تصفیه و همچنین در ارتقای کیفیت فاضلاب تخلیه شده به محیط زیست به کار آید. بهاین منظور در کنار بررسی سوابق و تحریبات گذشته در کشورهای مختلف، بازده حذف نیترات فاضلاب کشاورزی کشت و صنعت کارون بررسی شد. تاکنون، در رابطه با ارزیابی سامانه‌های تالاب مصنوعی در حذف آلدگی آب‌هایی با انباستگی مواد غذایی، تحقیقات گسترده‌ای انجام شده است. به اختصار، چند مورد از این مطالعات در مقدمه اشاره شد و در ادامه به مقایسه نتایج حاصل از این تحقیق با دیگر محققین پرداخته می‌شود. در تالاب‌های مصنوعی، مکانیسم دی‌نیتریفیکاسیون، علاوه بر شرایط محیطی مناسب مثل pH و اکسیژن محلول، به مقدار نیترات و کربن آلی در دسترس وابسته است (Kozub and Liehr, 1999). خصوصیات شیمیایی و بیولوژی آب به pH وابسته بوده و بسته‌ای از باکتری‌ها، خارج از محدوده $pH = 4/5 < pH < 9/5$ قادر به زندگی نیستند. بهترین عملکرد باکتری‌های دی‌نیتریفایر در محدوده pH بین ۷/۵ تا ۶/۵ و باکتری‌های نیتریفایر در حدود ۷/۲-۷/۶ بیشتر از آن می‌باشد (Metcalf and Eddy, 1991). مقدار pH جریان رودی این تحقیق در حدود ۷/۴۱-۷/۶/۹۳ می‌باشد (Metcalf and Eddy, 1991). pH مجاز بیان شده توسط Paul و Clark (1996) برای فرآیند دی‌نیتریفیکاسیون بود. فرآیندهای تصفیه بیولوژیکی مثل نیتریفیکاسیون و دی‌نیتریفیکاسیون به درجه حرارت وابسته بوده و مشابه تکثیر و توزیع ارگانیزم‌های آبری، با اثرگذاری روی میزان فعل و انعکالت شیمیایی و سوخت ساز ارگانیزم‌ها، نقش مهمی در انتقال اکسیژن محیط به تالاب، ازدیاد اکسیژن محلول آب و درنهایت اکسیداسیون مواد آلی ایفا می‌کند (Kadlec and Knight, 1996). وقتی که دمای آب به کمتر از ۱۵ یا بیشتر از ۳۰ درجه سانتی‌گراد می‌رسد، رشد باکتری‌هایی که

در فرآیند نیتریفیکاسیون شرکت می کنند به طور جدی کاهش افته در نمجه میزان دی نیتریفیکاسیون محدود می شود (Reddy and Patrick, 1984). مطابق اظهارات Maehlum و همکاران (۱۹۹۶) به علت کاهش دسترسی به اکسیژن کافی، در ماه هایی با درجه حرارت پایین تر، روند حذف نیتروژن با کاهش مواجه خواهد بود . در نمجه، به علت افزایش فعالیت میکروبی، دستیابی به بیشترین و موفق ترین عمل تصفیه در هوای گرم صورت خواهد پذیرفت. با این وجود، Li و همکاران (۲۰۰۹) گزارش نمودند که نرخ حذف نیتروژن در زمستان خیلی کمتر از دیگر فضول نیست و تفاوت این مقدار در مقایسه بین ماه های گرم و سرد، کم تر از ۱۰ درصد می باشد. با مشاهده نمودار تغییرات بازده حذف در طول دوره آزمایش مشاهده شد، با افزایش درجه حرارت، میزان افزایش درصد حذف نیترات کمتر از ۱۰ درصد بوده و این نتایج در راستای بررسی دیگر محققین در خصوص تأثیر درجه حرارت در حذف نیتروژن می باشد. شایان ذکر است، در استان خوزستان، شرایط دمایی جهت فرآیند نیتریفیکاسیون در اکثر ماههای سال مطلوب بوده و این گونه تالابها از کارایی تصفیه مناسبی برخوردار هستند. یکی از مهم ترین مکانیسم های حذف نیتروژن در سامانه های تالابی، دی نیتریفیکاسیون می باشد. Li و همکاران (۲۰۰۸) کارایی سه نمونه تالاب مصنوعی از نوع جرکن سطحی، جریان افقی زیرسطحی و جرکن عمودی زیرسطحی را بررسی نمودند و بیان داشتند، کارایی حذف نیترات فاضلاب این سامانه ها به ترتیب از ۳۴ تا ۶۵ درصد متغیر بود و تالاب های جرکن سطحی در مقایسه با دو نوع دیگر، کارایی کمتری نشان داد. پدیده دی نیتریفیکاسیون، به علت شرایط بهتر محیط بی هوازی و فاقد اکسیژن، در سامانه های زیرسطحی، بیش تر از سامانه های سطحی است. نتایج حاصل از تحقیق حاضر نشان داد، در کل زمان های ماند، حذف نیترات سامانه ریشه در خاک به علت غالب بودن پدیده دی نیتریفیکاسیون از سامانه کشت شناور بیش تر بود. در سیستم های تالابی، به طور قابل ملاحظه ای، حذف نیتروژن به فعالیت میکروبی، باکتری ها در ناحیه محیط ریشه وابسته است در حالی که حذف فسفر، بیش تر به عواملی مانند درجه حرارت و وجود اکسیژن کافی و در دسترس بستگی دارد (Kadlec and Knight, 1996). فلاچی و همکاران (۱۳۹۱)، کشت هیدروبونیک سه گونه گیاهی نی، بامبو و نخل مرداب برای حذف نیترات آب را در محیط آزمایشگاهی، مورد کردند. غلظت نیترات بکار رفته، ۲۰، ۱۵ و ۲۵ گرم بر لکتر بود. نتایج حاصل از ۸ ماه بررسی نشان داد، بیش ترین میزان جذب نیترات در ریشه و ریزوم گیاه حاصل می شود. با مقایسه بین سامانه های تحقیق مشاهده شد، در کل زمان های ماند، حوضچه های حاوی گیاه به طور معنی داری دارای کارایی حذف بالاتری می باشد. یکی از مهم ترین پارامترهای طراحی که در کارایی سیستم های تالابی مؤثر هستند زمان ماند هیدرولیکی می باشد زیرا این سیستم ها، به انرژی های طبیعی مثل نور خورشید (فتوستتر و اکسیژن دهنده) و باد (تسهیل انتقال اکسیژن به درون آب) وابستگی شدید دارند در نمجه زمان ماند کافی باعث تسهیل استفاده از این انرژی ها می گردد. Chansiri و Boonsong (۲۰۰۸) در کشور تایلند، کارایی حذف نیترات سامانه تالاب مصنوعی شناور حاوی دو گونه مختلف گیاه و تیور را بررسی نمودند. در این تحقیق، از فاضلاب خانگی با دو بار آلدگی بالا و پایین استفاده شد و زمان های ماند مفروض ۳، ۵ و ۷ روز بود. نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد، حذف نیتروژن در زمان ماند ۷ روز از زمان های ماند ۳ و ۵ روز بیش تر است. همچنین آن ها نتیجه گرفتند، سیستم های تالابی شناور و هیدروبونیک، کارایی مناسبی در حذف نیتروژن داشته و جایجایی ساده تر گیاهان آبزی و سازگاری بیش تر گیاهان با نوسانات سطح آب از مزایای دیگر این سیستم ها می باشد اما در مقایسه با سامانه هایی که گیاه آبری در خاک کشت می شوند، داری کارایی کم تری هستند. نتایج تحقیق حاضر نیز مؤیی این مطلب بوده و نتایج نشان داد، افزایش زمان ماند، بازده حذف نیترات را ارتقا داده و سامانه کشت ریشه در خاک نیز دارای کارایی بیش تری نسبت به دو نوع سامانه دیگر بود. در پایان، می توان به ذکر چند توصیه و پیشنهاد اقدام نمود. تکثیر، پرورش و سازگاری این گیاه در آب، بسیار مناسب و نگهداری از آن ها بسیار آسان و کم هزینه است. باوجود درجه حرارت و نور خورشید مناسب برای رشد گیاه و تیور در استان خوزستان و بازده مناسب گیاه پالایی در مقایسه با سایر روش های تصفیه پرهزینه، این فن آوری می تواند به طور اختصاصی برای جوامع کوچک شهری، روستایی، کشاورزی و صنعتی مقرر و مصرفه و کاربردی باشد.

سپاسگزاری

نتایج به دست آمده از این پژوهش با توجه به مساعدت های فراوان مدیران، کارشناسان و کارکنان شرکت کشت و صنعت کارون بوده است. بدین وسیله کمال تشرک و قدردانی خود را اعلام می دارم.

منابع

- فلاحی، ف.، آیتمی، ب. و گنجی دوست، ح.، ۱۳۹۱. حذف نیترات توسط فرایند گلوبالی در مقیاس آزمایشگاهی. آب و فاضلاب، ۱: ۶۵-۵۷.
- Apha and Awwa, 1999.** Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water,3Ed, American public health Association, Washington D.C, USA
- Ayyasamy, P. M., Rajakumar, S., Sathishkumar, M., Swaminathan, K., Shanthi, K., Lakshmanaperumalsamy, P. and Lee, S., 2009.** Nitrate removal from synthetic medium and groundwater with aquatic macrophytes. Desalination, 242: 286-296.
- Boonsong, K. and Chansiri, M., 2008.** Domestic wastewater treatment using vetiver grass cultivated with floating platform technique. Assumption University: J. Technol, 12(2): 73-80.
- Brix, H. 1993.** Wastewater treatment in constructed wetlands: system design and treatment performance, In: *Constructed wetlands for water quality improvement*, G. A. Moshiri,ed., CRC Press Inc., Boca Raton, pp.
- Burgess, N. D. and Hirons, G. J. M., 1992.** Creation and management of artificial nesting sites for wetland birds. Journal of Environmental Management, 34(4): 285-295.
- Fonder, N. and Headley, T. R. 2010.** Systematic classification, nomenclature and reporting for constructed treatment wetlands, In: Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands, J. Vymazal,ed., Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 191-219.
- Kadlec, R. H. and Knight, R. L. 1996.** TREATMENT WETLANDS CRC Press, Lewis Publishers, Florida
- Kozub, D. D. and Liehr, S. K., 1999.** Assessing denitrification rate limiting factors in a constructed wetland receiving landfill leachate. Water Sci. Technol, 40: 75–82.
- Lasat, M. M., 2002.** Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. Journal of Environmental Quality, (31): 109-120.
- Li, L., Li, Y., Biswas, D. K., Nian, Y. and Jiang, G., 2008.** Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: Evidence from Taihu Lake of China. Bioresource Technol, 99: 1656–1663.
- Lu, S., Zhang, P., Jin, X., Xiang, C., Gui, M., Zhang, J. and Li, F., 2009.** Nitrogen removal from agricultural runoff by full-scale constructed wetland in China. Hydrobiologia, 621: 115–126.
- Maeblum, T., Jenssen, P. D. and Warner, W. S., 1995.** Cold-climate constructed wetlands. Water Science & Technology, 32(3): 95 - 101.
- Metcalf and Eddy,Inc. 1991.** Wastewater Engineering, Treatment,Disposal, and Reuse McGraw-Hill Inc.,New York
- Paul, E. A. and Clark, F. E. 1996.** Soil microbiology and biochemistry,second ed., Academic Press, San Diego, CA,pp.340.
- Reddy, K. R. and Patrick, W. H., 1984.** Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. CRC Crit. Rev. Environ. Control, 13: 273 - 309.
- Tanner, C. C. and Headley, T. R., 2011.** Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants. Ecol. Eng., 37: 474–486.
- Truong, P. N., 2000.** The global impact of vetiver grass technology on the environment.Bangkok.48–61
- Vymazal, J. 1998.** Czech Republic, In: Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe, J. Vymazal, H. Brix, P. F. Cooper, M. B. Green and R. Haberl,eds., Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 95-121.
- Wagner, S., Truong, P., Vieritz, A. and Smeal, C., 2003.** Response of Vetiver Grass to Extreme Nitrogen and Phosphorus Supply.Guangzhou,China.
- Weragoda, S. K., Jinadasa, K. B. S. N., Zhang, D. Q., Gersberg, R. M., Tan, S. K., Tanaka, N. and Jern, N. W., 2012.** Tropical Application of Floating Treatment Wetlands. Wetlans, 32(4): 955–961.
- Xia, H., A. O., H. and Liu, S., 1998.** The Vetiver Eco-engineering – A biological technique for realizing sustainable development. Chinese Journal of Ecology, 17(6): 44-50.

Zheng, C., Tu, C. and Chen, H. M. 1998. A preliminary study on purification of vetiver for eutrophic water, In: Vertiver Research and Development, China Agricultural Science and Technology Press, Beijing, pp. 81-84.