

بررسی عملکرد تالاب مصنوعی جریان زیرسطحی افقی در حذف ترکیبات نیتروژن از فاضلاب در اقلیم سرد و خشک، مطالعه موردی: شهر بیرجند

رضا کارگر بیده^۱

محمد رضا دوستی^۲

محمد حسین صیادی^۳

(دریافت ۹۱/۷/۸)

پذیرش ۹۱/۱۱/۲۶)

چکیده

هدف این تحقیق بررسی عملکرد سیستم تالاب مصنوعی جریان زیر سطحی افقی در حذف ترکیبات نیتروژن شامل کل نیتروژن کلیدال (TKN)، آمونیاک (NH_4^+) و نیترات (NO_3^-) در اقلیم سرد و خشک و بررسی اثر گیاه، آهنگ بارگذاری هیدرولیکی (HLR) و ماده بستر بر عملکرد سیستم بود. شش سلول به صورت موازی در مقیاس پایلوت به ابعاد $2/2 \times 0/75 \times 0/45$ متر در دانشگاه بیرجند ساخته شد. نتایج حاصل نشان داد که بازده حذف TKN و NH_4^+ در سلول‌های با گیاه فراگمتیس استرالیس نسبت به سلول‌های بدون گیاه بیشتر است در حالی که بازده حذف NO_3^- در سلول‌های بدون گیاه بیشتر بود. سلول‌های با بستر شن ریزدانه نسبت به سلول‌های با بستر شن درشت دانه بازده حذف TKN و NH_4^+ را افزایش و بازده حذف NO_3^- را کاهش دادند. همچنین کاهش HLR منجر به افزایش بازده حذف TKN و کاهش بازده حذف NH_4^+ و NO_3^- شد. با توجه به بازده نسبتاً پایین سیستم تالاب مصنوعی جریان زیرسطحی افقی در حذف ترکیبات نیتروژن، استفاده از سیستم تالاب مصنوعی ترکیبی برای ایجاد شرایط مساعد فرایند شوره‌سازی/شوره‌زدایی و افزایش بازده حذف ترکیبات نیتروژن توصیه می‌شود.

واژه‌های کلیدی: تصفیه فاضلاب، تالاب مصنوعی، گیاه، آهنگ بارگذاری سطحی، ماده بستر

The Use of Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland for Nitrogen Components Removal in Cold and Dry Climate: A Case Study of Birjand, Iran

R. Kargar Bideh¹

M. R. Doosti²

M. H. Sayyad³

(Received Sep. 29, 2012 Accepted Feb. 14, 2013)

Abstract

The aims of this study are investigation of nitrogen components including TKN, NH_4^+ and NO_3^- removal by horizontal subsurface flow constructed wetland (HSSFCW) in cold and dry climate and also survey on vegetation, hydraulic loading rate (HLR) and media substrate effects on the system efficiency. Six parallel cells sized $2.2 \times 0.75 \times 0.45$ m was built by Wastewater Treatment Plant of Birjand University. The results showed that removal efficiency of TKN and NH_4^+ in unplanted cells was lower in compare to planted (*Phragmites australis*) cells, but removal efficiency of NO_3^- was higher in unplanted cells. Cells with fine gravel media in compare to cells with coarse gravel media, were found to have the higher removal efficiency of TKN and NH_4^+ but lower removal efficiency of NO_3^- . Also, decreasing of HLR caused an increase in removal efficiency of TKN and decreasing in removal of NH_4^+ and NO_3^- . Regarding low removal efficiency of nitrogen components in HSSFCW, usage of hybrid constructed wetland for providing a good condition of nitrification/denitrification process and increasing nitrogen removal is recommended.

Keywords: Wastewater Treatment, Constructed Wetland, Vegetation, Hydraulic Load.

1. M.Sc. Student of Civil and Environmental Eng., Dept. of Eng., Birjand University, Birjand (Corresponding Author) (+98 561) 4320552
reza66kargar@yahoo.com

2. Assist. Prof. of Civil and Environmental Eng., Dept. of Eng., Birjand University, Birjand

3. Assist. Prof. of Environment, College of Agriculture, Birjand University, Birjand

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی عمران- محیط زیست، دانشکده فنی مهندسی، دانشگاه بیرجند (نویسنده مسئول) ۴۳۲۰۵۵۲ (۰۵۶۱)
reza66kargar@yahoo.com

۲- استادیار، گروه مهندسی عمران- محیط زیست، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه بیرجند

۳- استادیار، گروه محیط زیست، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بیرجند

۱- مقدمه

تالاب مصنوعی^۱ یکی از سیستم‌های طبیعی تصفیه فاضلاب شامل حوضچه‌ای آب‌بندی شده با عناصری از قبیل ماده بستر، گیاه، عایق آب بند و قسمت‌های ورودی و خروجی می‌باشد. فاضلاب ورودی به این سیستم به واسطه حضور عواملی مثل گیاه، میکروارگانیسم و ماده بستر تحت تأثیر فرایندهای مختلف فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی قرار گرفته و تصفیه می‌شود [۱].

تالاب مصنوعی بر اساس الگوی عبور جریان به دو نوع جریان زیرسطحی و سطح آزاد آب تقسیم می‌شود. جریان زیر سطحی نیز با توجه به جهت عبور جریان به دو دسته افقی و عمودی تقسیم می‌شود. با توجه به نبود معیارهای دقیق طراحی و اثرگذاری عواملی مانند مشخصات ماده بستر، شرایط هیدرولیکی، گونه گیاهی به‌کار رفته و شرایط اقلیمی بر عملکرد سیستم HSSFCW، امکان سنجی و تعیین نقش عوامل ذکر شده بر روند تصفیه فاضلاب، امری ضروری به‌نظر می‌رسد. سیستم تالاب مصنوعی جریان زیر سطحی^۲ به‌منظور تصفیه انواع فاضلاب شهری، صنعتی و کشاورزی در اقلیم‌های مختلف به‌کار رفته است. به‌عنوان مثال، گیاه عملکرد یک سیستم HSSFCW در شمال نروژ واقع در عرض جغرافیایی ۶۸° را گزارش کرد [۲]. همچنین مهلوم و جنسن گزارش کردند که تفاوت عمده‌ای در بازده حذف همه پارامترهای آنالیز شده شامل BOD_5 ، COD، TSS و TN در دوره‌های سرد با میانگین دمای کمتر از ۴ درجه سلسیوس و دوره‌های گرم با میانگین دمای بیشتر از ۱۱ درجه سلسیوس در ۹ سیستم CW در نروژ وجود نداشت [۳]. پارامترهای هیدرولیکی سیستم شامل آهنگ بارگذاری هیدرولیکی^۳ و زمان ماند هیدرولیکی^۴ نیز بر عملکرد HSSFCW اثر گذار است. HRT به مساحت سطحی سیستم (Ac)، عمق جریان (d) و تخلخل مواد بستر (n) وابسته می‌باشد. مطالعات نشان داده است که بازده تصفیه فاضلاب در سیستم HSSFCW با کاهش HLR و افزایش HRT، بهبود می‌یابد. تانر مشاهده کرد که با افزایش HRT از ۲ به ۷ روز در HSSFCW تصفیه‌کننده فاضلاب لبنی در نیوزلند، میانگین بازده حذف همه آلودگی‌های آنالیز شده افزایش یافت [۴]. در مطالعه گوپال بیان شد که افزایش HRT منجر به افزایش قابل ملاحظه بازده حذف NH_4^+ ، NO_3^- و TKN در HSSFCW می‌شود [۵]. ترکیبات نیتروژن از جمله آلودگی‌های موجود در فاضلاب می‌باشد که می‌تواند منجر به اثرات نامطلوبی

مثل پدیده غنی‌سازی^۵ در محیط‌های پذیرنده فاضلاب شود. مکانیسم‌های حذف ترکیبات نیتروژن در تالاب مصنوعی شامل فرایندهای شوره‌سازی/شوره زدایی، تبخیر آمونیاک، گیرش گیاهی و اکسیداسیون بی‌هوازی آمونیاک^۶ می‌باشد. مکانیسم عمده حذف نیتروژن، فرایند بیولوژیکی شوره‌سازی/شوره زدایی می‌باشد [۶]. هدف از انجام این تحقیق، بررسی عملکرد سیستم HSSFCW و بررسی اثر دانه‌بندی ماده بستر، نرخ بار هیدرولیکی و حضور گیاه در تصفیه ترکیبات نیتروژن از فاضلاب در اقلیم سرد و خشک به‌صورت موردی در شهر بیرجند بود.

۲- مواد و روشها

۲-۱- ساخت پایلوت

سیستم پایلوت مورد نظر در محل تصفیه‌خانه دانشگاه بیرجند اجرا شد. شهرستان بیرجند، مرکز استان خراسان جنوبی، بین ۳۱ درجه و ۲۰ دقیقه تا ۳۳ درجه و ۳۱ دقیقه عرض شمالی و ۵۷ درجه و ۵۷ دقیقه تا ۵۹ درجه و ۴۰ دقیقه طول شرقی واقع شده است. بر اساس شاخص‌های شناخته شده طبقه‌بندی اقلیمی، این شهرستان دارای اقلیم خشک و سرد می‌باشد. تعداد ۶ سلول HSSFCW با نام‌های H1، H2، H3، H4، H5 و H6 به‌صورت موازی با استفاده از بلوک سیمانی در محل مورد نظر ساخته شدند. سلول‌های H2، H3، H4 و H5 با تراکم ۹ گیاه در هر متر مربع با استفاده از گیاه فراگمیتس استرالیس گیاه کاری و سلول‌های H1 و H6 بدون گیاه در نظر گرفته شد. طول، عرض و ارتفاع هر سلول به ترتیب ۲۲۰، ۷۵ و ۵۰ سانتی‌متر بود. شیب ۱/۵ درصد در کف بستر در نظر گرفته شد و به‌منظور عایق‌بندی بستر، از پلی‌اتیلن با چگالی پایین (LDPE) استفاده شد. منطقه‌ای به طول ۲۰ سانتی‌متر از ابتدا و انتهای بستر هر سلول با استفاده از سنگدانه‌های درشت دانه به قطر متوسط ۵ سانتی‌متر پر شد. فضای باقیمانده بستر هر سلول به طول ۱۸۰ سانتی‌متر در دو لایه ۲۲/۵ سانتی‌متری با استفاده از شن و ماسه مخصوص هر سیستم تا ارتفاع ۴۵ سانتی‌متر پر شد. در سه سلول H1، H2 و H3 از شن ریزدانه و در سلول‌های H4، H5 و H6 از شن درشت دانه استفاده شد. سطح فاضلاب در هر سلول طبق طراحی انجام شده در فاصله ۵ سانتی‌متر از زیر سطح بالایی بستر نگه داشته شد. در جدول ۱ مشخصات شن و ماسه استفاده شده و مشخصات هیدرولیکی هر سلول و در شکل ۱ نمایی از سیستم پایلوت نشان داده شده است.

¹ Constructed Wetland (CW)

² Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland (HSSFCW)

³ Hydraulic Loading Rate (HLR)

⁴ Hydraulic Retention Time (HRT)

⁵ Eutrophication

⁶ Anaerobic Ammonium Oxidation (ANAMMOX)

جدول ۱- مشخصات سلول های مختلف سیستم پایلوت

نام سلول	مشخصات ماده بستر				مشخصات هیدرولیکی			
	لایه بالایی		لایه زیرین		HLR(mm/d)	HRT (d)	Q (l/d)	n
	UC	D (mm)	UC	D (mm)				
H1	۱/۶	۶-۱۲	۱/۷۴	۰/۳۵	۳۳	۴	۵۰	۰/۳۵
H2	۱/۶	۶-۱۲	۱/۷۴	۰/۳۵	۳۳	۴	۵۰	۰/۳۵
H3	۱/۶	۶-۱۲	۱/۷۴	۰/۳۵	۲۵	۵/۵	۳۷/۵	۰/۳۵
H4	۱/۵۲	۱۶-۲۴	۱/۴۵	۰/۳۹	۲۵	۵/۵	۳۷/۵	۰/۳۹
H5	۱/۵۲	۱۶-۲۴	۱/۴۵	۰/۳۹	۳۳	۴	۵۰	۰/۳۹
H6	۱/۵۲	۱۶-۲۴	۱/۴۵	۰/۳۹	۳۳	۴	۵۰	۰/۳۹

* UC: Uniformity Coefficient



شکل ۱- نمایی از سیستم پایلوت، ۶ ماه پس از راهبری

۲-۲- نمونه‌گیری و آزمایش‌ها

نمونه‌برداری و آنالیز نمونه‌ها به صورت هفتگی و از تاریخ ۱۳۹۱/۱/۱۶ لغایت ۱۳۹۱/۶/۱۵ به مدت ۲۳ هفته انجام شد. تعداد نمونه‌ها در هر نوبت نمونه‌گیری شامل یک نمونه از ورودی به کل سیستم و خروجی از هر سلول و مجموع ۷ نمونه بود. نمونه‌گیری در ظروف پلی‌اتیلن به حجم ۱ لیتر انجام شده و سپس در یک محفظه حاوی یخ در دمای ۴ درجه سلسیوس نگهداری و به سرعت به محل آزمایشگاه منتقل شد. غلظت پارامترهای کل نیتروژن کدال (TKN)، آمونیاک (NH_4^+) و نیترات (NO_3^-) بر اساس دستورات کتاب استاندارد متد و با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر مدل هچ DR5000 تعیین شد. همچنین پارامترهایی شامل pH، EC، DO، TDS و دما به صورت روزانه با استفاده از دستگاه WTW 350i در محل سیستم پایلوت اندازه‌گیری شد.

۲-۳- تحلیل داده‌ها

بازده حذف^۱ و آهنگ حذف جرم^۲ آلودگی‌ها بر طبق روابط زیر محاسبه شد:

$$\text{RE} (\%) = [(C_{in} - C_{out}) / C_{in}] \times 100\% \quad (1)$$

$$\text{MRR} (\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}) = [(Q_{in} \times C_{in}) - (Q_{out} \times C_{out})] / A_s \quad (2)$$

¹ Removal Efficiency (RE)

² Mass Removal Rate (MRR)

که در این روابط

C_{in} غلظت آلودگی در فاضلاب ورودی، C_{out} غلظت آلودگی در فاضلاب خروجی، Q_{in} دبی فاضلاب ورودی و Q_{out} دبی فاضلاب خروجی است.

آنالیز آماری داده‌های حاصل از تحقیق با استفاده از نرم‌افزار SPSS 16 انجام گرفت. حداقل، حداکثر، میانگین و انحراف از معیار^۳ داده‌ها تعیین گردید. به منظور بررسی همبستگی داده‌های تحقیق، آزمون رگرسیون با استفاده از نرم‌افزار مذکور انجام گرفت. همچنین نمودارهای مورد نیاز نیز با استفاده از نرم‌افزار Excel رسم گردید.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- عملکرد کلی سیستم

نتایج سنجش پارامترهای فاضلاب شامل pH، EC، TDS، DO و دما در جدول ۲ تشریح شده است. میانگین غلظت ورودی و خروجی، بازده حذف و MRR ترکیبات مختلف نیتروژن در جدول ۳ نشان داده شده است. طبق داده‌های جدول ۳، سلول H3 حداکثر بازده حذف TKN و سلول H2 و H6 به ترتیب بیشترین بازده حذف NH_4^+ و NO_3^- را در بین سلول‌های مختلف داشته‌اند. همچنین جدول ۴ نشان دهنده نتایج آزمون رگرسیون غلظت ترکیبات

³ Standard Deviation (SD)

جدول ۲- خلاصه نتایج سنجش پارامترهای فاضلاب ورودی در طول تحقیق

پارامتر	pH	EC (ms/cm)	TDS (mg/L)	DO (mg/L)	دما (C) °
AVG	۷/۴۰	۲/۶۳	۱/۷۶	۰/۹۵	۱۷/۸۳
MAX	۷/۸۳	۳/۵۴	۲/۶۳	۱/۲۳	۲۰/۷
MIN	۶/۸۵	۲/۴۲	۱/۲۱	۰/۷۶	۱۴/۵
SD	۰/۵۴	۰/۴۱	۰/۳۸	۰/۳۲	۱/۴

جدول ۳- میانگین غلظت ورودی و خروجی، بازده حذف و MRR ترکیبات نیتروژن در سلول‌های مختلف

ورودی	خروجی H1	خروجی H2	خروجی H3	خروجی H4	خروجی H5	خروجی H6	
۵۲/۵۶	۳۴/۸۳	۳۱/۸۶	۲۵/۰۷	۲۷/۴۴	۳۲/۵۵	۳۵/۲۹	غلظت (mg/l)
-	۳۳/۶۲	۳۹/۲۵	۵۲/۲۵	۴۷/۷۰	۳۷/۹۳	۳۲/۷۴	TKN بازده حذف (%)
-	۰/۵۹	۰/۶۸	۰/۶۸	۰/۶۲	۰/۶۶	۰/۵۷	MRR**
۳۴/۰۹	۲۰/۰۲	۱۴/۹۷	۲۱/۹۸	۲۱/۴۷	۱۷/۷۸	۲۱/۶۳	غلظت (mg/l)
-	۴۰/۸۴	۵۵/۸۶	۳۵/۲۴	۳۶/۸۸	۴۷/۴۴	۳۶/۲۴	NH ₄ ⁺ بازده حذف (%)
-	۰/۴۶	۰/۶۳	۰/۳۰	۰/۳۱	۰/۵۴	۰/۴۱	MRR
۳/۸۰	۱/۵۶	۱/۷۱	۱/۷۵	۱/۳	۱/۲۷	۱/۱	غلظت (mg/l)
-	۵۸/۹۱	۵۴/۶۳	۵۲/۸۵	۶۴/۹۹	۶۴/۸۸	۷۰/۳۵	NO ₃ ⁻ بازده حذف (%)
-	۰/۰۷۴	۰/۰۶۹	۰/۰۵۱	۰/۰۶۲	۰/۰۸۴	۰/۰۹	MRR

**MRR: g m⁻² d⁻¹

جدول ۴- خلاصه نتایج آزمون رگرسیون (R²) غلظت خروجی ترکیبات نیتروژن از سلول‌های مختلف

H5-H6	H4-H5	H3-H4	H2-H5	H2-H3	H1-H6	H1-H2	
۰/۸۷۸	۰/۹۱۷	۰/۹۴۵	۰/۹۸۴	۰/۹۱۰	۰/۹۵۳	۰/۹۲۵	TKN
۰/۸۱۲	۰/۵۴۱	۰/۷۶۳	۰/۸۸۰	۰/۷۸۰	۰/۷۷۷	۰/۸۸۴	NH ₄ ⁺
۰/۱۰۷	-۰/۰۸۹	۰/۰۸۵	-۰/۲۲۴	۰/۰۹۷	۰/۰۷۲	۰/۲۳۶	NO ₃ ⁻

عمده‌ای نداشته است.

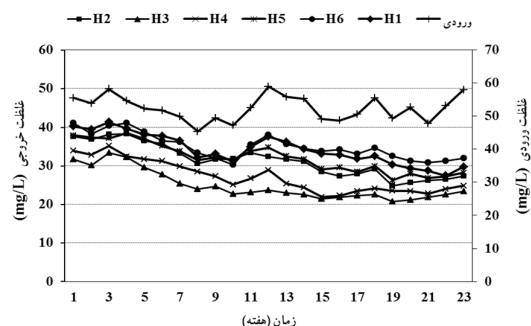
۲-۳- حذف TKN

تغییرات غلظت TKN در فاضلاب ورودی به سیستم و خروجی از سلول‌های مختلف در طول دوره تحقیق در شکل ۲ نشان داده شده است. بر طبق شکل ۲، غلظت TKN در فاضلاب خروجی از سلول H3 همواره در طول تحقیق نسبت به سلول‌های دیگر کمتر بوده است، در حالی که غلظت TKN در فاضلاب خروجی از سلول H6 نسبت به سلول‌های دیگر بیشتر بوده است.

۳-۲-۱- اثر گیاه

با توجه به داده‌های جدول ۳ می‌توان گفت که حضور گیاه در سیستم HSSFCW باعث بهبود عملکرد سیستم در حذف TKN می‌شود. تفاوت میانگین بازده حذف TKN در سلول‌های بدون گیاه H1 و

نیتروژن خروجی از سلول‌های مختلف می‌باشد. یکی از پارامترهای اثر گذار بر فرایندهای حذف ترکیبات نیتروژن در تالابهای مصنوعی، pH فاضلاب ورودی است. همان‌گونه که در جدول ۲ نشان داده شده است، pH فاضلاب ورودی به سیستم در بازه ۷/۸۳-۶/۸۵ با میانگین ۷/۴ بوده است. مطالعات نشان داده است که pH مناسب فاضلاب برای انجام فرایندهای شوره‌سازی و شوره‌زدایی به ترتیب در بازه ۷/۵-۹/۵ و ۷-۸ قرار دارد، لذا می‌توان گفت که pH فاضلاب ورودی در محدوده مناسبی برای انجام فرایندهای شوره‌سازی و شوره‌زدایی به‌عنوان مکانیسم‌های عمده حذف ترکیبات نیتروژن قرار دارد. طبق نتایج این تحقیق، میانگین pH فاضلاب خروجی از سلول‌های H1، H2، H3، H4، H5 و H6 به ترتیب ۷/۴۶، ۷/۳۱، ۷/۲۵، ۷/۶۲، ۷/۴۵ و ۷/۲۳ بود. این امر نشان می‌دهد که pH فاضلاب در طی فرایندهای مختلف تصفیه آلودگی‌ها در سیستم تالاب مصنوعی تغییرات



شکل ۲- تغییرات غلظت TKN ورودی به سیستم و خروجی از سلول‌های مختلف در طول تحقیق

خروجی از سلول‌های H2 و H3 و سلول‌های H4 و H5 می‌باشد، به گونه‌ای که R^2 به ترتیب ۰/۹۱۷ و ۰/۹۱۰ به دست آمد. نتایج این تحقیق با نتایج برخی از مطالعات مشابه می‌باشد. به عنوان مثال، در مطالعه‌ای در ویتنام، چهار HLR برابر با ۱۰۴، ۶۲، ۳۱ و ۱۰۴ mm/d در سیستم HSSFCW برای تصفیه فاضلاب شهری به کار برده شد و میانگین بازده حذف TKN به ترتیب ۸۴، ۶۱، ۶۲ و ۱۶ درصد به دست آمد [۹].

۳-۲-۳- اثر ماده بستر

داده‌های جدول ۳ نشان دهنده افزایش میانگین بازده حذف TKN به ترتیب برابر با ۰/۸۸، ۱/۳۲ و ۴/۵۵ درصد در سلول‌های H1، H2 و H3 نسبت به سلول‌های H5، H4 و H6 می‌باشد. این افزایش در مورد میانگین MRR متناظر TKN به ترتیب برابر ۰/۰۲، ۰/۰۲ و $0.1 \text{ g TKN m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ می‌باشد. همبستگی غلظت TKN خروجی از سلول‌ها قوی بود و R^2 برای سلول H1 و H6، سلول H2 و H5 و سلول H3 و H4 به ترتیب ۰/۹۵۳، ۰/۹۸۴ و ۰/۹۴۵ می‌باشد. برخلاف نتایج این تحقیق که تفاوت عمده‌ای در بازده حذف TKN در بسترهای با شن ریز و درشت را نشان نمی‌دهد، مطالعه‌ای نشان داد که HSSFCW گیاه کاری شده با *Iris pseudacorus* با شن ریز ($D_{60}=3/5 \text{ mm}$) و شن درشت ($D_{60}=10 \text{ mm}$) به ترتیب ۴۹/۴ و ۳۱/۴ از TKN را حذف کرد [۱۰].

۳-۳- حذف NH_4^+

حداقل، حداکثر و میانگین غلظت NH_4^+ در فاضلاب ورودی به سیستم به ترتیب ۳۴/۰۹، ۳۹/۹ و ۲۸/۴ میلی‌گرم در لیتر بود. میانگین غلظت NH_4^+ در فاضلاب خروجی از سلول‌های H1، H2، H3، H4، H5 و H6 به ترتیب برابر با ۲۰/۰۲، ۱۴/۹۷، ۲۱/۹۸، ۲۱/۴۷، ۱۷/۷۸ و ۲۱/۶۳ میلی‌گرم در لیتر بود. شکل ۳ نشان دهنده تغییرات غلظت NH_4^+ در فاضلاب ورودی به سیستم و خروجی از سلول‌های مختلف می‌باشد. بر طبق شکل ۳، فاضلاب خروجی از سلول H2 در طول دوره تحقیق همواره دارای غلظت NH_4^+ کمتری نسبت به سایر سلول‌ها بوده است.

۳-۳-۱- اثر گیاه

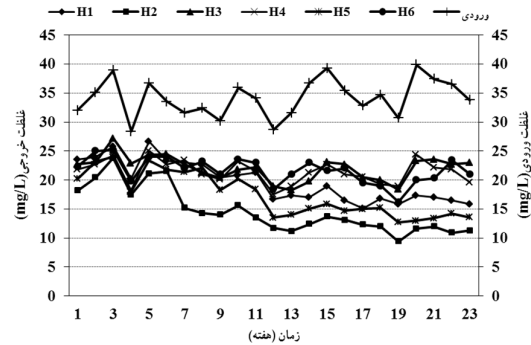
از داده‌های جدول ۳ می‌توان نتیجه گرفت که حضور گیاهان در سلول‌های H2 و H5 منجر به افزایش میانگین بازده حذف NH_4^+ نسبت به سلول‌های بدون گیاه H1 و H6 به ترتیب به میزان ۱۵/۰۲ و ۱۱/۲۰ درصد شده است. همچنین میانگین MRR متناظر NH_4^+ در سلول‌های گیاه دار H2 و H5 نسبت به سلول‌های بدون گیاه H1 و H6 به ترتیب به میزان ۰/۱۷ و $0.13 \text{ g NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ بیشتر

H6 نسبت به سلول‌های گیاه دار H2 و H5 به ترتیب برابر با ۵/۶۳ و ۵/۱۶ درصد بود. طبق داده‌های جدول ۴، همبستگی بالایی در غلظت TKN خروجی سلول‌های H1 و H2 و سلول‌های H5 و H6 وجود داشته و R^2 به ترتیب ۰/۹۲۵ و ۰/۸۷۸ به دست آمد. همچنین میانگین MRR متناظر TKN در سلول‌های H2 و H5 نسبت به سلول‌های H1 و H6 به ترتیب ۰/۰۹ و $0.1 \text{ g TKN m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ بیشتر بود. در مطالعات دیگر نیز اثر مثبت گیاه در حذف TKN در HSSFCW گزارش شده است. در یزو بازده ۸۵ درصد در سیستم‌های گیاه دار و هوآنگ بازده حذف ۵۸ درصد را برای TKN در سیستم‌های گیاه دار گزارش کردند [۷]. هی و مانگین در مطالعه‌ای در سیستم‌های گیاه دار و بدون گیاه، بازده حذف TKN را به ترتیب ۴۸ و ۲۹ درصد به دست آوردند [۸].

۳-۲-۳- اثر HLR

نتایج تحقیق نشان می‌دهد که میانگین بازده حذف TKN در سلول‌های H3 و H4 نسبت به سلول‌های H2 و H5 به ترتیب ۱۳ و ۹/۷۷ درصد بیشتر بود. این امر نشان دهنده اثر مثبت کاهش HLR بر عملکرد سیستم HSSFCW در حذف TKN می‌باشد. بر اساس داده‌های جدول ۳، کاهش HLR منجر به کاهش میانگین MRR متناظر TKN در سلول H4 نسبت به سلول H5 به میزان $0.1 \text{ g TKN m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ شده است. البته کاهش HLR تأثیری در میانگین MRR متناظر TKN در سلول H3 نسبت به سلول H2 نشان نداده است. به گونه‌ای که میانگین MRR متناظر TKN در هر دو سلول برابر با $0.168 \text{ g TKN m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ اندازه‌گیری شده است. به دلیل پایین‌تر بودن غلظت TKN در فاضلاب خروجی از سلول H3 نسبت به سلول H2، اثر کاهش HLR در میزان MRR متناظر TKN جبران و به صورت اتفاقی منجر به یکسان شدن میانگین MRR متناظر TKN در دو سلول H3 و H2 گردیده است. نتایج آزمون رگرسیون نشان دهنده همبستگی بالای غلظت TKN

بوده است. نتایج آزمون رگرسیون نشان می‌دهد که همبستگی غلظت NH_4^+ خروجی از سلول‌های مذکور قوی بوده و R^2 به ترتیب $0/884^{**}$ و $0/812^{**}$ می‌باشد. مطالعات نشان داده که تبخیر، جذب و گیرش گیاهی نقش کمتری در حذف نیتروژن در HSSFCW دارند. فرایند اصلی حذف NH_4^+ در سیستم CW، فرایند شوره سازی می‌باشد. این فرایند بیولوژیکی هوازی بوده و در آن باکتری‌های موسوم به نیتروزوموناس^۱ منجر به اکسیداسیون NH_4^+ به NO_2^- می‌شود.



شکل ۳- تغییرات غلظت NH_4^+ ورودی به سیستم و خروجی از سلول‌های مختلف در طول تحقیق

بالا تر بودن عملکرد سلول‌های گیاه‌دار نسبت به سلول‌های بدون گیاه می‌تواند به دلیل آزاد سازی اکسیژن توسط ریشه و ریزوم گیاه و در نتیجه کمک به هوازی بودن محیط بستر باشد که منجر به افزایش آهنگ فرایند شوره سازی می‌شود. همچنین گسترش ریشه و ریزوم گیاهان می‌تواند با افزایش سطح چسبیدن باکتری‌های نیتروزوموناس به افزایش آهنگ فرایند شوره سازی و در نتیجه افزایش بازده حذف NH_4^+ در سیستم کمک کند. تحقیقات نشان داده است که گیاهان آبی در CW نه تنها به واسطه گیرش گیاهی، بلکه به دلیل عملکرد به عنوان سطحی برای بیوفیلم، می‌توانند اثری مثبت بر حذف مواد مغذی داشته باشند. همچنین گیاهان آبی می‌توانند بر پتانسیل اکسایش/کاهش^۲ در رسوبات CW با آزاد سازی اکسیژن از ریشه و ریزوم و در نتیجه تحریک تخریب هوازی و رشد باکتری‌های شوره ساز، اثر بگذارند. همچنین در مطالعات ادعا شده است که مواد بستر و ریشه گیاهان دمای فاضلاب را در بستر در زمستان ۲ تا ۳ درجه بالاتر از هوای اطراف نگه داشته و باعث می‌شود که فعالیت میکروبی ادامه یابد. تبخیر آمونیاک در این مطالعه به دلیل زیرسطحی بودن جریان و عدم

رسیدن pH به محدوده مورد نیاز، قابل چشم پوشی می‌باشد. در مطالعه‌ای در مراکش، غلظت NH_4^+ ورودی از ۶۳ میلی‌گرم در لیتر در خروجی سیستم HSSFCW با گیاه آروندو^۳، با گیاه فراگمتیس و سیستم بدون گیاه به ترتیب به میزان ۵۸، ۵۷ و ۶۰ میلی‌گرم در لیتر رسید [۱۱]. در مطالعه‌ای دیگر، میانگین بازده حذف NH_4^+ در سیستم HSSFCW با گیاه تیفا آنگوسینولیا در HRT برابر با ۲ و ۴ روز به ترتیب ۹۳/۷ و ۹۵/۳ درصد به دست آمد. همچنین میانگین بازده حذف NH_4^+ در بسترهای بدون گیاه در HRT برابر با ۲ و ۴ روز به ترتیب ۵۷/۹ و ۶۰/۳ درصد گزارش شد [۱۲].

۳-۲-۳- اثر HLR

بر اساس داده‌های جدول ۳، میانگین بازده حذف NH_4^+ در سلول‌های H2 و H5 با HLR برابر با ۳۳ mm/d به ترتیب برابر با ۵۵/۸۶ و ۴۷/۴۴ درصد و در سلول‌های H3 و H4 با HLR برابر با ۲۵ mm/d به ترتیب برابر با ۳۵/۲۴ و ۳۶/۸۸ می‌باشد. بنابراین می‌توان گفت که کاهش HLR در سلول‌های H3 و H4 نسبت به سلول‌های H2 و H5 به ترتیب منجر به کاهش ۲۰/۶۴ و ۱۰/۵۶ میانگین بازده حذف NH_4^+ شده است. طبق داده‌های جدول ۴، آزمون رگرسیون نشان دهنده وجود همبستگی قوی تر بین غلظت NH_4^+ خروجی از سلول‌های H2 و H3 نسبت به سلول‌های H4 و H5 می‌باشد، به طوری که R^2 برای سلول‌های مذکور به ترتیب $0/780^{**}$ و $0/541^*$ به دست آمد. با توجه به نیاز فرایند شوره سازی به محیط هوازی، این کاهش بازده حذف NH_4^+ می‌تواند به دلیل گسترش شرایط بی‌هوازی در بستر به دلیل افزایش HRT به واسطه کاهش HLR باشد. همچنین کاهش HLR می‌تواند منجر به کاهش میزان اکسیژن حمل شونده توسط فاضلاب ورودی به سیستم و افزایش پتانسیل بی‌هوازی شدن بستر شود. همچنین در HLR بالا، جریان به سرعت از خروجی عبور کرده و زمان تماس بین فاضلاب و میکروارگانیسم‌های مسئول فرایندهای تخریب کاهش می‌یابد. مطالعات نشان داده است که آهنگ شوره سازی در اکثر سیستم‌های HSSFCW دلیل فقدان اکسیژن در بستر پایین می‌باشد و سیستم VSSFCW به دلیل ظرفیت انتقال اکسیژن بیشتر، شرایط بهتری برای شوره سازی دارد.

طبق داده‌های جدول ۳، کاهش HLR در سلول‌های H2 و H5 نسبت به سلول‌های H3 و H4، به ترتیب منجر به کاهش میانگین MRR متناظر NH_4^+ به میزان $0/33$ و $0/23 \text{ g NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ شده است. برخی مطالعات اثر تغییر HLR و HRT بر حذف NH_4^+ در HSSFCW را بررسی کرده‌اند. در مطالعه‌ای که غلظت

³ Arundo

¹ Nitrosomonas

² Reduction/Oxidation (redox)

NH_4^+ در فاضلاب ورودی به HSSFCW در بازه ۴۶/۱۱-۳۴/۱۱ میلی‌گرم در لیتر بود، میانگین بازده حذف NH_4^+ در چهار HRT برابر با ۱، ۲، ۳ و ۴ روزه به ترتیب ۷۷/۵۸، ۸۷/۱۲، ۹۸/۸۷ و ۹۹/۹۶ به دست آمد. محققان حدس زدند که حذف بالای NH_4^+ احتمالاً به دلیل ترکیب فرایندهای شوره‌سازی، شوره زدایی، ANNAMOX و گیرش گیاهی باشد [۵]. داری و همکاران چهار HLR برابر با ۸۱، ۳۲۶، ۴۱ و ۱۶۳ mm/d را برای تصفیه فاضلاب خانگی به کار بردند و بازده حذف NH_4^+ به ترتیب ۹۹/۵، ۹۵/۷، ۹۹/۷ و ۹۹/۲ درصد به دست آمد [۱۳].

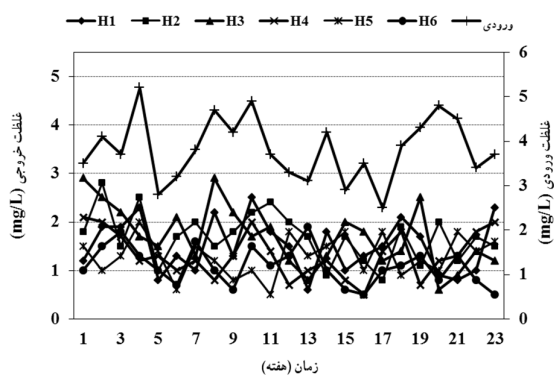
۳-۳-۳- اثر ماده بستر

تغییر ماده بستر سلول‌های H1، H2 و H3 از شن ریز دانه به شن درشت دانه در سلول‌های H4، H5 و H6 به ترتیب باعث کاهش ۴/۶۴، ۸/۴۲ و ۹/۶۴ درصد میانگین بازده حذف NH_4^+ شده است. همچنین بر اساس داده‌های جدول ۳، تغییر ماده بستر از شن ریز دانه در سلول‌های H1 و H2 به شن درشت دانه در سلول‌های H5 و H6 منجر به کاهش میانگین MRR متناظر NH_4^+ به ترتیب به میزان ۰/۰۵ و $0.09 \text{ g NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ شده است. همچنین تفاوت عمده‌ای در میانگین MRR متناظر NH_4^+ در سلول‌های H3 و H4 مشاهده نشده است. بر اساس نتایج به دست آمده می‌توان گفت که استفاده از شن با اندازه کوچک‌تر منجر به افزایش بازده حذف NH_4^+ گردیده است. این امر می‌تواند به دلیل افزایش سطح چسبیدن باکتری‌های شوره‌ساز در بستر با شن ریز باشد که باعث افزایش آهنگ شوره‌سازی می‌شود. نتایج آزمون رگرسیون حاکی از وجود همبستگی قوی بین غلظت NH_4^+ خروجی از سلول‌های با ماده بستر متفاوت می‌باشد، به گونه‌ای که R^2 برای سلول‌های مذکور به ترتیب ۰/۷۷۷، ۰/۸۸۰ و ۰/۷۶۳ به دست آمده است. نتایج مشابه در مورد اثر ماده بستر بر حذف NH_4^+ در برخی مطالعات گزارش شده است. به عنوان مثال، در مطالعه‌ای با غلظت ورودی NH_4^+ ۲۵/۳ میلی‌گرم در لیتر، بازده حذف NH_4^+ برای HSSFCW با گیاه با شن ریز بین ۴۳-۳۶/۷ درصد و برای HSSFCW با گیاه و شن درشت ۴-۲۵/۶-۲۱ درصد گزارش شده است [۱۰]. در مطالعه‌ای دیگری، دو HSSFCW با بسترهای متفاوت برای حذف NH_4^+ به کار برده شد. میانگین غلظت NH_4^+ ورودی از ۵۴ میلی‌گرم در لیتر در بستر شنی به ۳۱ میلی‌گرم در لیتر و میانگین غلظت NH_4^+ ورودی از ۳۴ میلی‌گرم در لیتر در بستر پر شده با فیلترالیت به ۴ میلی‌گرم در لیتر رسید [۱۴].

۳-۴- حذف NO_3^-

وجود غلظت بیش از حد مجاز NO_3^- در منابع آب آشامیدنی باعث افزایش خطرات بهداشتی می‌شود. بنابراین سیستم‌های تصفیه

فاضلاب باید غلظت NO_3^- را به کمتر از حد مجاز استاندارد تخلیه پساب برسانند تا از آلودگی منابع آب به NO_3^- جلوگیری شود. طبق استاندارد تخلیه پساب ایران، حداکثر غلظت مجاز NO_3^- در فاضلاب برای تخلیه به آبهای سطحی و چاه جاذب به ترتیب برابر با ۵۰ و ۱۰ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد. شکل ۴ نشان دهنده تغییرات غلظت NO_3^- در فاضلاب ورودی و خروجی از سلول‌های مختلف در مدت انجام تحقیق می‌باشد. طبق شکل ۴، غلظت NO_3^- در فاضلاب خروجی از سلول‌ها در دوره تحقیق دچار تغییرات زیادی شده است. در مورد غلظت NO_3^- در فاضلاب خروجی از سیستم و بازده حذف سیستم پیچیدگی وجود دارد. مکانیسم عمده حذف NH_4^+ در سیستم CW فرایند شوره‌سازی می‌باشد. حاصل فرایند شوره‌سازی تبدیل NH_4^+ به NO_3^- می‌باشد، لذا با توجه به حذف NH_4^+ در تمام سلول‌ها، غلظت NO_3^- در فاضلاب در بستر سلول افزایش خواهد یافت. غلظت افزایش یافته NO_3^- در سیستم، به صورت عمده به واسطه فرایند شوره‌زدایی حذف خواهد شد. طبق جدول ۳، میانگین غلظت NH_4^+ در فاضلاب ورودی برابر با ۳۴/۰۹ میلی‌گرم در لیتر و میانگین بازده حذف NH_4^+ در تمام سلول‌ها بالاتر از ۳۵ درصد بوده است، در حالی که میانگین غلظت NO_3^- در فاضلاب ورودی برابر با ۳/۸۰ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد. علاوه بر فرایند شوره‌سازی، فرایندهایی مانند ANAMMOX، گیرش گیاهی، گیرش میکربی و تبخیر آمونیاک نیز در حذف NH_4^+ نقش دارند، ولی نمی‌توان سهم هر کدام از این فرایندها را در سیستم CW تعیین کرد. با وجود اینکه محققان شوره‌سازی را مکانیسم عمده حذف NH_4^+ می‌دانند، اما نمی‌توان به صورت دقیق گفت که چه میزان از غلظت NH_4^+ حذف شده به NO_3^- تبدیل شده است. همچنین باید ذکر شود که در این مطالعه، غلظت ورودی و خروجی آلودگی در سیستم ملاک تعیین عملکرد سیستم در حذف آلودگی می‌باشد و غلظت تولیدی در درون سیستم در تعیین عملکرد



شکل ۴- تغییرات غلظت NO_3^- ورودی به سیستم و خروجی از سلول‌های مختلف در طول تحقیق

سیستم لحاظ نمی‌شود. بنابراین می‌توان گفت که بازده واقعی سیستم در حذف NO_3^- بیشتر از میزان تعیین شده در این مطالعه می‌باشد.

۳-۴-۱- اثر گیاه

داده‌های جدول ۳ حاکی از این است که سلول‌های گیاه دار H2 و H5 به ترتیب باعث کاهش ۴/۲۸ و ۵/۴۷ در میانگین بازده حذف NO_3^- نسبت به سلول‌های بدون گیاه H1 و H6 شده است. همچنین طبق جدول ۳، این کاهش در مورد میانگین MRR متناظر NO_3^- به ترتیب برابر با ۰/۰۵ و $0.06 \text{ g NO}_3^- \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ می‌باشد. کاهش بازده حذف NO_3^- در سلول‌های گیاه‌دار به احتمال زیاد به دلیل آزاد سازی اکسیژن توسط ریشه و ریزوم گیاه در سلول‌های گیاه‌دار و افزایش محیط هوازی می‌باشد. مکانیسم عمده حذف NO_3^- در CW، فرایندی بیولوژیکی بی‌هوازی موسوم به شوره‌زدایی می‌باشد. در این فرایند NO_3^- در محیطی بی‌هوازی به واسطه فعالیت گونه‌هایی باکتری که رایج‌ترین آن سودوموناس^۱ است، به نیتروژن ملکولی یا گاز N_2 کاهش می‌یابد. بنابراین هرگونه افزایش غلظت اکسیژن در بستر منجر به کاهش آهنگ فرایند شوره‌زدایی خواهد شد. البته ریشه و ریزوم گیاهان با ایجاد سطح چسبیدن برای باکتری سودوموناس می‌تواند به افزایش آهنگ شوره‌زدایی کمک کند. همچنین نقش گیاهان در گیرش گیاهی NO_3^- را نمی‌توان به صورت دقیق تعیین نمود. علاوه بر این، تغییرات بازده می‌تواند ناشی از تغییرات تبدیل NH_4^+ به NO_3^- در سلول‌ها باشد. بنابراین در مورد نقش گیاهان در حذف NO_3^- در این سیستم نمی‌توان به صراحت قضاوت کرد. طبق نتایج آزمون رگرسیون در جدول ۴، غلظت NO_3^- خروجی از سلول‌های مذکور همبستگی قابل توجهی نداشته و R^2 به ترتیب ۰/۲۳۶ و ۰/۱۰۷ است. بر اساس مطالعه سیریودین و گری، فاکتورهای اصلی اثرگذار بر آهنگ شوره‌زدایی در CW شرایط هیدرولیکی (عمق و اختلاط)، جمعیت میکروبی و غلظت NO_3^- و مقدار و کیفیت منبع کربن مورد استفاده می‌باشد [۱۵]. منبع کربن آلی می‌تواند از فاضلاب ورودی به سیستم باشد. همچنین گیاهان با ترشح مواد آلی از ریشه خود می‌توانند منبع کربن را افزایش دهند. عوامل محیطی دیگری شامل فقدان اکسیژن، پتانسیل redox، رطوبت بستر، میزان pH و حضور باکتری‌های شوره‌زدا نیز بر آهنگ شوره‌زدایی اثرگذار می‌باشند.

۳-۴-۲- اثر HLR

جدول ۳ نشان می‌دهد که میانگین بازده حذف NO_3^- در سلول‌های H2 و H5 با HLR برابر با ۳۳ mm/d به ترتیب برابر با ۵۴/۶۳ و

۶۴/۹۹ درصد و میانگین بازده حذف در سلول‌های H3 و H4 با HLR برابر با ۵۲/۸۵ و ۶۴/۸۸ درصد می‌باشد. بنابراین می‌توان گفت که کاهش HLR در سلول H3 منجر به کاهش ۱/۷۸ درصد میانگین بازده حذف NO_3^- نسبت به سلول H2 شده و تغییری در میانگین بازده حذف NO_3^- در سلول‌های H4 و H5 به وجود نیامده است. کاهش HLR باعث کاهش MRR متناظر NO_3^- در سلول H3 به میزان $0.18 \text{ g NO}_3^- \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ و نسبت به سلول H2 و باعث کاهشی به میزان 0.22 d^{-1} در سلول H4 نسبت به سلول H5 گردیده است. نتایج آزمون رگرسیون حاکی از عدم وجود همبستگی قوی بین غلظت خروجی از سلول‌های مذکور می‌باشد، به طوری که R^2 به ترتیب ۰/۰۹۷ و ۰/۰۸۹- به دست آمد. گزارش‌های زیادی حدس زده‌اند که افزایش حذف NO_3^- با افزایش HRT، به دلیل گسترش فعالیت شوره‌زدایی به‌عنوان اصلی‌ترین مکانیسم حذف NO_3^- در CW می‌باشد. میچ ادعا کرد که آهنگ حذف NO_3^- به چندین عامل هیدرولوژیکی شامل HLR، عمق آب و HRT بستگی دارد [۱۶].

گوبریچ بیان کرد که شوره‌زدایی در صورت فقدان اکسیژن رخ می‌دهد [۱۷]. باکتری‌های بی‌هوازی و اختیاری از NO_3^- به جای اکسیژن آزاد به‌عنوان پذیرنده الکترون در فرایند تنفس استفاده می‌کنند. کاهش HRT شرایط هوازی را گسترش داده و مانع فرایند شوره‌زدایی می‌شود. برخلاف این، افزایش HRT منجر به کاهش میزان اکسیژن محلول و گسترش فرایند شوره‌زدایی و افزایش حذف NO_3^- می‌شود. اما نتایج این تحقیق روندی معکوس را نشان می‌دهد، به گونه‌ای که کاهش HLR منجر به کاهش بازده حذف NO_3^- گردیده است. این روند معکوس می‌تواند در نتیجه تغییرات غلظت NO_3^- تولیدی ناشی از شوره‌سازی NH_4^+ باشد. به این معنی که ممکن است در سلول‌های با HLR کمتر، غلظت NO_3^- تولیدی در بستر بیشتر از سلول‌های با HLR بالاتر باشد.

۳-۴-۳- اثر ماده بستر

در سیستم پایلوت، به ترتیب سه سلول H1، H2 و H3 با شن ریزدانه و سه سلول H4، H5 و H6 با شن درشت دانه پر شده است. میانگین بازده حذف NO_3^- در دو گروه سلول‌های با شن ریز نسبت به گروه سلول‌های با شن درشت به ترتیب به میزان ۱۰/۵۴، ۱۰/۲۵ و ۱۲/۱۴ درصد کمتر بوده است. این تفاوت در دو گروه در مورد MRR متناظر NO_3^- به ترتیب ۰/۰۱۶، ۰/۰۱۵ و $0.11 \text{ g NO}_3^- \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ می‌باشد. غلظت NO_3^- خروجی از سلول‌های مذکور همبستگی قابل توجه نداشته و R^2 به ترتیب ۰/۰۲۴۴/۰۷۲- و ۰/۰۵۰ به دست آمده است. این نتایج در جدول ۴ نشان داده شده است.

¹ Pseudomonas

ترکیبات نیتروژن نسبتاً پایین است. استفاده از گیاه، تغییر HLR و تغییر ماده بستر بر بازده حذف ترکیبات نیتروژن اثرات مثبت و منفی داشته است. به دلیل عدم وجود شرایط مساعد شوره‌سازی و شوره‌زدایی در سیستم HSSFCW، طراحی و ساخت سیستم تالاب مصنوعی برای ایجاد شرایط مناسب شوره‌سازی / شوره زدایی و دست‌یابی به بازده بالای ترکیبات نیتروژن توصیه می‌شود.

۵- قدردانی

نویسندگان این مقاله از همکاری و مساعدت مدیریت و پرسنل سازمان حفاظت محیط زیست خراسان جنوبی به خصوص آقای مهندس صالحی مدیر کل این سازمان که امکانات آزمایشگاهی را فراهم ساخته‌اند، قدر دانی و تشکر می‌نمایند.

در مطالعه‌ای بازده حذف NO_3^- در HSSFCW با گیاه با شن ریز در بازه ۵/۶۲-۵/۵۳ و در HSSFCW با گیاه و شن درشت در بازه ۴/۲۵-۶/۲۱ گزارش شده است [۱۰]. در مطالعه‌ای دیگر، دو سیستم HSSFCW با بستر متفاوت برای تصفیه پساب مزرعه پرورش ماهی به‌کار برده شد. میانگین غلظت NO_3^- ورودی از ۰/۹۹ میلی‌گرم در لیتر به ترتیب در سیستم با بستری شامل سرباره، سنگ آهک و گرانیت و در سیستم با بستری شامل سرباره، سنگ آهک، گرانیت و زغال به ۰/۵۵ و ۰/۴۲ میلی‌گرم در لیتر رسید. میانگین بازده حذف نیز به ترتیب ۴۴ و ۵۷ درصد به دست آمد [۱۴].

۴- نتیجه‌گیری

نتایج مطالعه نشان می‌دهد که بازده سیستم HSSFCW در حذف

۶- مراجع

1. Vymazal, J. (2010). "Constructed wetlands for wastewater treatment." *Water*, 2, 530-549.
2. Giæver, H.M. (2003). "Experience and results from the northernmost constructed wetland in Norway." Mander, Ü., Jenssen, P. (Eds.) *Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climates*, WIT Press Southampton, UK.
3. Mæhlum, T., and Jenssen, P.D. (2003). "Design and performance of integrated subsurface flow wetlands in a cold climate." Mander, Ü., Jenssen, P. (Eds.) *Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climates*, WIT Press, Southampton, UK.
4. Tanner, C.C., Clayton, J.S., and Upsdell, M.P. (1995). "Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands-I. Removal of oxygen demand, suspended solids and fecal coliforms." *Water Res.*, 29 (1), 17-26.
5. Deblina, G.H., and Gopal, B. (2010). "Effect of hydraulic retention time on the treatment of secondary effluent in a subsurface flow constructed wetland." *Ecological Engineering*, 36, 1044-1051.
6. Vymazal, J. (2007). "Removal of nutrients in various types of constructed wetlands." *Science of the Total Environment*, 380, 48-65.
7. Drizo, A., Frost, C., and Smith, K. (2000). "Phosphate and ammonium distribution in a pilot-scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as a substrate." *Water Res*, 34, 2483-2490.
8. He, Q., and Mankin, K. (2002). "Performance variations of COD and nitrogen removal by vegetated submerged bed wetlands." *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 38, 1679-1689.
9. Trang, N., Konnerup, D., Schierup, H., Chiem, N., Tuan, L., and Brix, H. (2010). "Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: Effects of hydraulic loading rate." *Ecological Engineering*, 36, 527-535.
10. Yousefi, Z., and Mohseni, A. (2010). "Nitrogen and phosphorus removal from wastewater by subsurface wetlands planted with *Iris pseudacorus*." *Ecological Engineering*, 36, 777-782.
11. Hamouri, B., Nazih, J., and Lahjouj, J. (2007). "Subsurface-horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions." *Desalination*, 215, 153-158.

12. Zhang, D., Tan, S., Richard, M., Sadreddini, S. Zhu, J., and Tuan, N. (2011). "Removal of pharmaceutical compounds in tropical constructed wetlands." *Ecological Engineering*, 37, 460-464.
13. Darby, J., Tchobanoglous, G., and Nor, M.A. (1996). "Shallow intermittent sand filtration: Performance evaluation." *The Small Flows J.*, 2, 3-14.
14. Naylor, S., Brisson, J., Labella, M.A., Drizo, A., and Comeau, Y. (2003). "Treatment of freshwater fish farm effluent using constructed wetlands: the role of plants and substrate." *Water Science and Technology*, 48 (5), 215-222.
15. Sirivedhin, T., and Gray, K.A. (2006). "Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: Field and laboratory studies." *Ecological Engineering*, 26, 167-181.
16. Mitsch, W.J. (2005). "Wetland creation, restoration, and conservation: A wetland invitational at the olentangy river wetland research park." *Ecological Engineering*, 24 (4), 243-251.
17. Gumbrecht, T. (1993). "Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte pond systems in a temperate climate." *Ecological Engineering*, 2, 49-61.