مروری بر تصفیه شیرابه محل دفن زباله در تالاب‌های مصنوعی

سید مصطفی عمادی بالادهی [۱*]، سید علیرضا موسوی الیردی [۲]

۱*- دانش آموخته کارشناسی ارشد گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده علوم زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

۲- دانش آموخته کارشناسی ارشد گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده علوم زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

* ایمیل نویسنده مسئول: mostafaemadibaladehi@gmail.com

تاریخ دریافت:۱۴۰۱/۲/۲۰ تاریخ پذیرش:۱۴۰۲/۳/۴

چکیده

شیرابه محل دفن زباله از آلاینده‌های مختلفی چون آلاینده‌های آلی، جامدات معلق و فلزات سنگین تشکیل شده‌است. آلودگی آب ناشی از انتقال شیرابه زباله به دلیل اثرات نامطلوب آن بر سلامت انسان، موجودات آبزی و محصولات کشاورزی به یک نگرانی جدی زیست‌محیطی در سراسر جهان تبدیل شده‌است. استفاده از تالاب‌های مصنوعی به‌دلیل کارآیی بالای آن جهت حذف و کاهش قابل‌توجه آلاینده‌هایی نظیر نیتروژن در سال‌های اخیر مورد توجه ویژه قرار گرفته است. هدف از این مطالعه نیز، مروری بر پژوهش‌های انجام شده در حوزه تصفیه شیرابه محل دفن زباله در تالاب‌های مصنوعی است که برگرفته ۱۰۷ مقاله در بازه زمانی ۱۹۸۷ الی ۲۰۲۳ در پایگاه‌های اطلاعاتی Web of Science، Google Scholar، ScienceDirect و SID است. به‌طور کلی آلاینده‌های آلی مانند COD و BOD_5، ترکیبات معدنی همچون فسفر و نیتروژن، فلزات سنگین و جامدات معلق چهار آلاینده مهم شیرابه زباله بوده که حذف آن‌ها در تالاب‌های مصنوعی بیش‌تر مورد ارزیابی قرار گرفته است. نتایج بررسی‌ها نشان می‌دهد بار و کیفیت شیرابه ورودی، توانایی شیرابه برای تغذیه و رشد میکروارگانیسم‌ها، نوع و ساختار بستر استفاده شده و درجه‌بندی آن‌ها، شیب و سن تالاب و از همه مهم‌تر کیفیت ساخت تالاب نقش تعیین‌کننده‌ای در عملکرد و بازده تالاب دارد. در مجموع، تالاب زیرسطحی عمودی برای حذف COD، فلزات سنگین و نیتروژن کل، تالاب زیر سطحی افقی برای حذف جامدات معلق و فسفر کل و تالاب ترکیبی برای حذف BOD_5 و آمونیاک توصیه شده‌اند. با این وجود، بررسی دقیق جهت طراحی و ساخت سیستم تالاب مصنوعی جهت حصول و عملکرد بهتر و بازده اقتصادی بالاتر ضروری است. هم‌چنین ترکیب روش‌های دیگر تصفیه با سیستم تالاب مصنوعی مانند راکتورهای بی‌هوازی و سلول‌های سوختی و بعلاوه کاربرد فرآیندهای هوادهی، گردش مجدد و ته‌نشینی و کاربرد اصلاح‌کننده‌هایی نظیر زئولیت و بایوچار نیز در افزایش راندمان حذف آلاینده‌های موجود در شیرابه پیشنهاد شده‌است.

کلمات کلیدی

"تالاب مصنوعی"، "شیرابه محل دفن زباله"، "اکسیژن خواهی شیمیایی"، "فلزات سنگین"، "حذف نیتروژن"،

۱- مقدمه

رشد جمعیت و سبک زندگی مصرف گرایانه به‌طور فزایندهای سبب رشد قابل‌توجهی در تولید پسماندهای جامد شهری شده‌است. شیرابه تولید شده توسط محل دفن زباله یک مشکل عمده برای تاسیسات پسماند جامد است. شیرابه معمولاً حاوی غلظت بالایی از آلاینده‌ها و ترکیبات سمی است که می‌تواند محیط‌زیست و سلامت انسان را به‌شدت تهدید کند (Peng, ۲۰۱۷). در نتیجه قبل از انتشار و رهاسازی نیاز به تصفیه مناسب دارد. تصفیه شیرابه‌های دفن زباله معمولاً توسط روش‌های معمول مانند لجن بی‌هوازی با جریان رو به بالا (UASB) (Castillo et al., ۲۰۰۷)، اسمز معکوس، تبادل یونی، اولترافیلتراسیون، راکتورهای ناپیوسته متوالی (SBR) (He et al., ۲۰۰۷)، لجن فعال و انعقاد شیمیایی (Marañón et al., ۲۰۰۸) انجام می‌شود. اما هر یک از این روش‌ها نه تنها مستلزم هزینه‌های ساخت، نصب تجهیزات، نگهداری و بهره‌برداری بالا هستند، بلکه مصرف انرژی‌های غیر تجدیدپذیر در نحوه عملکرد تصفیه پساب در این سیستم‌ها نیز اجتناب ناپذیر خواهد بود. در مقابل، تالاب‌های مصنوعی (Constructed Wetlands) به‌عنوان راه‌حل‌های پایدارتر و سازگار با محیط‌زیست برای تصفیه شیرابه دفن زباله در نظر گرفته می‌شوند و با صرف انرژی بسیار کم و یا بدون صرف انرژی به تصفیه پساب می‌پردازند. تالاب‌های مصنوعی سیستم‌های مهندسی شده‌ای هستند که برای تقلید از فرآیندهای موجود در تالاب‌های طبیعی شامل رسوبات و میکروارگانیسم‌ها برای بهبود کیفیت آب، طراحی و ساخته می‌شوند که نشان داده شده این تالاب‌ها از این فرآیندها برای حذف آلاینده‌ها از جریان‌های مختلف پساب‌ها استفاده می‌کنند (Vymazal, ۲۰۰۵). در تالاب‌های مصنوعی، پساب توسط فرآیندهای فیزیکی (رسوب، فیلتراسیون)، شیمیایی (ته نشینی، جذب و کمپلکس)، و هم‌چنین فرآیندهای بیولوژیکی (تجزیه

میکروبی، جذب از ستون آب، فعل و انفعالات منطقه ریشه گیاه) تصفیه می‌شوند (Midhun et al., ۲۰۱۶). از تالاب‌های مصنوعی برای تصفیه طیف گسترده‌ای از پساب‌ها، از جمله زه‌آب معدن (Sheridan et al., ۲۰۱۸)، روان آب‌ها (Choi et al., ۲۰۱۵)، فاضلاب خانگی (Matamoros et al., ۲۰۱۷)، پساب‌های صنعتی (Vymazal, ۲۰۱٤)، زه‌آب کشاورزی (Sheridan et al., ۲۰۱٤) و هم‌چنین شیرابه دفن زباله (Yin et al., ۲۰۱۷) استفاده شده‌است. هدف از این مطالعه نیز بررسی کاربرد و کارآیی انواع تالاب‌های مصنوعی برای تصفیه شیرابه دفن زباله، انتخاب گونه‌های گیاهی مناسب، مکانیسم حذف آلاینده‌ها و در نهایت خلاصه‌ای از عملکرد سیستم تالاب‌های مصنوعی در تصفیه آلاینده‌های مختلف شیرابه زباله در مطالعات آزمایشگاهی و میدانی است.

جدول ۱-مشخصات شیرابه محل دفن زباله در فازهای استوژنیک و متانوژنیک (DoE, ۱۹۹۵)

ویژگی*	شیرابه استوژنیک		شیرابه متانوژنیک	
	میانگین	محدوده	میانگین	محدوده
نیتروژن آمونیاکی	۹۹۹	(۱۹٤-۳٦۱۰)	۸۹۹	(۲۸۳-۲۰٤۰)
نیتروژن نیتراتی	۱/۸	(۱-۱۸)	۰/۹	(۰/۲-۲/۱)
فسفر	۵	(۱-۲۳)	٤	(۰/۳-۱۸)
سولفات	٦۷٦	(۵-۱۵٦۰)	٦۷	(۵-۳۲۲)
کلر	۱۸۰۵	(٦۵۹-٤٦۷۰)	۲۰۷٤	(۵۷۰-٤۷۱۰)
پتاسیم	۱۱٤۳	(۳۵۰-۳۱۰۰)	۸۵٤	(۱۰۰-۱۵۸۰)
کلسیم	۲۲٤۱	(۲۷۰-٦۲٤۰)	۱۵۱	(۲۳-۵۰۱)
منیزیم	۳٤۸	(۲۵-۸۲۰)	۲۵۰	(٤۰-۱۵۸۰)
سدیم	۱۳۷۱	(٤۷٤-۲٤۰۰)	۱٤۸۰	(٤۷٤-۳٦۵۰)
آهن	٦۵۳	(٤۸-۲۳۰۰)	۲۷	(۲-۱٦۰)
منگنز	۳۳	(۱-۱٦٤)	۰/۵	(۰/۱-۳/٦)
مس	۰/۱۳	(۰/۰۲-۱/۱۰)	۰/۱۳	(۰/۰۲-۰/٦۲)
کادمیوم	۰/۰۲	(۰/۰۱-۰/۱۰)	۰/۰۲	(۰/۰۱-۰/۰۸)
سرب	۰/۲۸	(۰/۰٤-۰/٦۵)	۰/۲	(۰/۰٤-۱/۹)
جیوه	۰/۰۰۰٤	(۰/۰۰۰۱-۰/۰۰۱۵)	۰/۰۰۰۲	(۰/۰۰۰۱-۰/۰۰۰۸)
روی	۱۷	(۰/۱-۱٤۰)	۱/۱	(۰/۰۳-٦/۷)
کربن آلی محلول	۱۲۲۱۷	(۱۰۱۰-۲۹۰۰۰)	۷۳۳	(۱۸٤-۲۲۷۰)
اسیدیته	٦/۷۳	(۵/۱۲-۷/۸۰)	۷/۵۲	(٦/۸-۸/۲)
هدایت الکتریکی	۱٦/۹	(۵/۸-۵۲)	۱۱/۵	(۵/۹-۱۹/۳)
اکسیژن خواهی شیمیایی	۳٦۸۱۷	(۲۷٤۰-۱۵۲۰۰۰)	۲۳۰۷	(٦۲۲-۸۰۰۰)
اکسیژن خواهی بیولوژیکی	۱۸٦۳۲	(۲۰۰۰-٦۸۰۰۰)	۳۷٤	(۹۷-۱۷۷۰)

*مقادیر حاصله نشان‌دهنده میانگین ۳۵ مکان دفن زباله برای شیرابه استوژنیک و ۲۹ مکان دفن زباله برای شیرابه متانوژنیک هستند. هم‌چنین ستون‌های محدوده نیز حداکثر و حداقل مقادیر را نشان می‌دهند. تمام پارامترها بر حسب میلی گرم در لیتر هستند به جز اسیدیته که بدون واحد بوده و هدایت الکتریکی که بر حسب دسی زیمنس بر متر است.

۲- مشخصات شیرابه محل دفن زباله

شیرابه محل دفن زباله به‌عنوان یک ترکیب پیچیده که باعث آلودگی شدید اکوسیستم‌های خاک، آب و هوا می‌شود، شناسایی شده‌است. شیرابه زباله زمانی تشکیل می‌شود که نزولات جوی به درون پسماند در محل دفن آن نفوذ کند و اشکال خاصی از آلاینده‌ها و محصولات تجزیه میکروبی پسماندها را منتقل کند (Mojiri et al., ۲۰۱۷). به‌طور کلی یک پساب با دو عامل دبی حجمی و ترکیب یا اجزای تشکیل‌دهنده آن معرفی می‌شود. نرخ جریان و حجم شیرابه ارتباط مستقیمی با بارش، رواناب سطحی، نفوذ در محل دفن پسماند جامد (یا نفوذ به آب زیرزمینی)، سیستم زهکشی و لوله‌گذاری کف، ماهیت (ضخامت و جنس) پوشش کف و پوشش گیاهی محل دفن دارد. هم‌چنین اقلیم نیز تأثیر زیادی بر حجم تولیدی شیرابه دارد زیرا بر میزان ورودی بارش و مقدار تبخیر آن اثرگذار است. در نهایت، تولید شیرابه به ماهیت خود زباله، یعنی محتوای آب آن و میزان تراکم پسماند جامد بستگی دارد. زمانی که پسماندها کم‌تر متراکم شوند، تولید شیرابه عموماً بیش‌تر می‌شود، زیرا تراکم سبب کاهش نرخ فیلتراسیون می‌شود (Lema et al., ۱۹۹۸). عوامل زیادی بر کیفیت و مشخصات شیرابه محل دفن زباله تأثیر می‌گذارند که شامل سن، بارندگی، تغییرات فصلی، نوع و ترکیب پسماند (منوط به استاندارد زندگی جمعیت اطراف) جامد می‌شوند. به‌طور خاص، ترکیب شیرابه‌های دفن زباله بسته به سن محل

دفن بسیار متفاوت است. در محل‌های دفن زباله جوان شیرابه در مرحله اولیه عمر خود در فاز اسیدی (استوژنیک) است. این شیرابه دارای pH پایین، اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)، اکسیژن خواهی بیولوژیکی (BOD_5) و نسبت اکسیژن خواهی بیولوژیکی به شیمیایی (BOD_5/COD) بالا (بین ۰/۵ تا ۱) است. هم‌چنین شیرابه اسیدی حاوی مقادیر زیادی مواد آلی با خاصیت زیست تخریب‌پذیری بالا است که در شرایط تخمیر بی‌هوازی سریع اتفاق می‌افتد و منجر به تولید اسیدهای چرب فرار (VFA) (به میزان ۹۵ درصد از محتوای آلی) به‌عنوان محصولات اصلی تخمیر می‌شود. متعاقباً با گذشت زمان و بالغ‌شدن محل دفن زباله، فاز متانوژنیک رخ می‌دهد. میکروارگانیسم‌های متان‌زا (متانوژن) در بدنه محل دفن و شیرابه غالب می‌شوند و اسیدهای چرب به بیوگاز (متان و دی اکسید کربن) تبدیل می‌شود. در این شرایط pH شیرابه قلیایی، میزان COD و BOD_5 و نسبت BOD_5/COD پایین (کم‌تر از ۰/۱) است. به‌علاوه بخش آلی را در شیرابه متانوژنیک اکثراً ترکیبات نسوز (غیر قابل‌تجزیه زیستی) مانند مواد هیومیکی تشکیل می‌دهد (Renou et al., ۲۰۰۸; Welander et al., ۱۹۹۷).

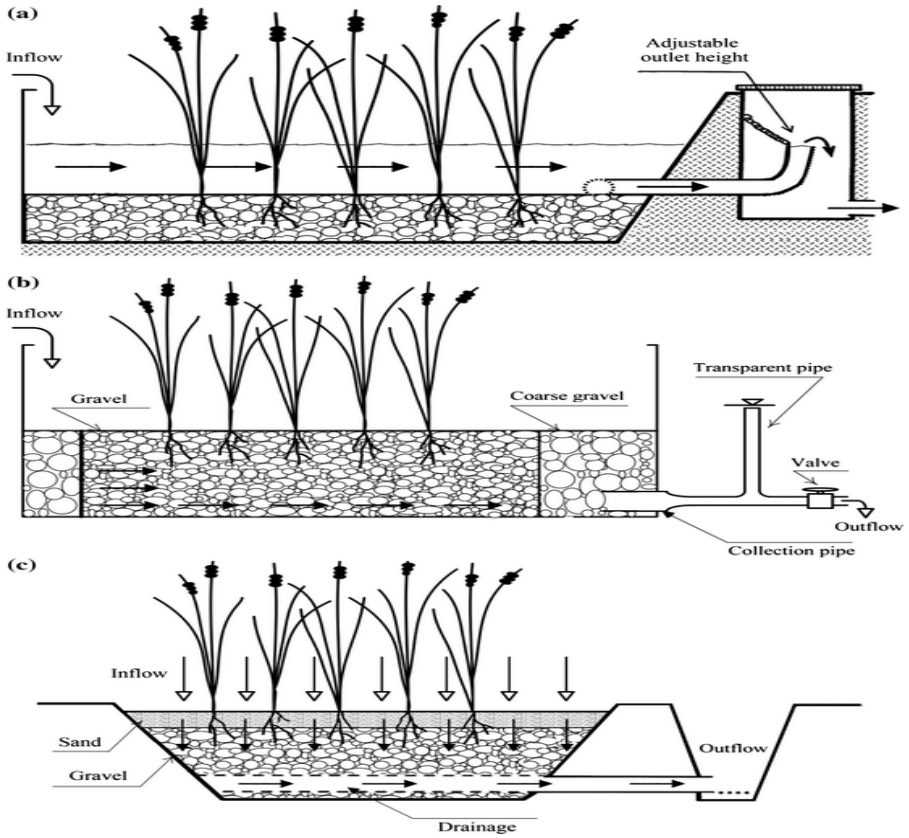
شیرابه محل دفن زباله حاوی آلاینده‌هایی است که می‌توان آن‌ها را به چهار گروه کلیدی، یعنی آلاینده‌ها و ترکیبات آلی، ترکیبات معدنی، فلزات سنگین و کل جامدات محلول (TDS) و رنگ دسته‌بندی کرد (Mojiri et al., ۲۰۱۶). زباله‌های جامد شهری و شیرابه‌های دفن زباله حاوی طیف گسترده‌ای از ترکیبات آلی هستند که ترکیب آن بسته به ویژگی‌های زباله، سن محل دفن زباله و شرایط آب و هوایی متفاوت است. به‌دلیل تجزیه انواع مختلف پسماند ناشی از کشتارگاه‌ها، بازارهای ماهی و پسماندهای خانوارها، غلظت بالایی از مواد آلی در شیرابه محل دفن زباله وجود دارد که مواد آلی محلول ۸۰ درصد از کل این ترکیبات آلی را تشکیل می‌دهد. ترکیبات آلی عموماً از مواد هیومیک نسوز و اسیدهای چرب فرار تشکیل شده‌است. چنین مواد آلی نسوز، معمولاً به‌طور مؤثر توسط فرآیندهای تصفیه بیولوژیکی تجزیه نمی‌شوند. علاوه بر این، آلاینده‌های آلی پایدار نیز ممکن است در شیرابه‌های دفن زباله یافت شوند. محققان نشان دادند که ترکیبات آلی بیگانه یا زنوبیوتیک مانند آمین‌ها، الکل‌ها، اسیدهای کربوکسیلیک، آلدئیدها، بنزوتیازولون‌ها، کتون‌ها، فنل‌ها، بنزن‌های کلردار، فسفات‌ها، ترکیبات نیتروژنی و آفت‌کش‌های هیدروماتیک اغلب در شیرابه مشاهده شده‌است (Scandelai et al., ۲۰۱۷). غلظت‌های نسبتاً پایین (یعنی کم‌تر از ۱ میلی‌گرم در لیتر) از آلاینده‌های بیگانه منفرد (آلاینده‌های نوظهور) نیز در شیرابه زباله یافت شده‌است. بیش‌تر این ترکیبات از داروها (یعنی فلوکستین و ایبوپروفن)، محصولات بهداشتی و مراقبت شخصی، سورفکتانت‌ها، نرم کننده‌ها، خاموش کننده‌های آتش (به‌عنوان مثال تری ۲-کلرواتیل فسفات (TCEP))، آفت‌کش‌ها (به‌عنوان نمونه دی اتیل تولوآمید) و نانو مواد مشتق شده‌اند (Ramakrishnan et al., ۲۰۱۵; Qi et al., ۲۰۱۸). از مهم‌ترین اجزای ترکیبات معدنی شیرابه نیز می‌توان به سولفات‌ها، کلر، آهن، آمونیاک و آنیون‌ها و کاتیون‌ها اشاره کرد. به‌طور کلی یون‌های معدنی شیرابه حاوی کلر، نیتریت و نیترات، سیانید، سولفید و سولفات هستند (Talalaj, ۲۰۱۵). وجود آلیاژها، رنگ‌ها (به‌عنوان مثال رنگ‌های مبتنی بر سرب)، قطعات خودرو، رشته‌های لامپ، ضایعات فلزی آهن، سرامیک و باتری‌ها (یعنی باتری‌های نیکل و کادمیم) در محل دفن زباله به وجود فلزات سنگین در شیرابه‌ها منجر می‌شوند (Wijesekara et al., ۲۰۱۴; Fetter, ۱۹۹۳; Trabelsi et al., ۲۰۰۹). بسیاری از محققان تنوع گسترده‌ای از غلظت فلزات سنگین در شیرابه‌ها را گزارش کرده‌اند که در نتیجه خطر بالقوه‌ای را برای محیط‌زیست در پی دارند. به‌طور کلی بیان شده غلظت فلزات سنگین در شیرابه به میزان محتوای کلوئیدی بستگی دارد و به همین دلیل ممکن است غلظت فلزات در شیرابه جوان (استوژنیک) عموماً بیش‌تر از شیرابه قدیمی باشد. رایج‌ترین فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در مطالعات مختلف در شیرابه زباله شامل کروم، منگنز، کادمیوم، سرب، نیکل و روی است (Dan et al., ۲۰۱۷). رنگ نیز یک آلاینده رایج در شیرابه‌های دفن زباله است. تجزیه برخی ترکیبات آلی، مانند اسید هیومیک ممکن است باعث شود شیرابه زرد تا قهوه‌ای تیره شود (Naveen et al., ۲۰۱۶). کل جامدات محلول، تأثیر کاتیون‌ها و آنیون‌های خاص مانند کلسیم، کلریدها، منیزیم، سدیم، پتاسیم و بی‌کربنات‌ها را در شیرابه نشان می‌دهد. علاوه بر این، کل جامدات محلول قسمتی از ترکیبات آلی محلول را شامل می‌شود و ممکن است زیست تخریب‌پذیری کربن آلی محلول را مهار یا کاهش دهد. هم‌چنین میزان رسانایی الکتریکی بالا و کل جامدات محلول ممکن است محتوای مواد آلی و معدنی محلول را در نمونه‌های شیرابه تعیین کنند (Hussein et al., ۲۰۱۹). از این رو، وجود چنین آلاینده‌هایی آلودگی محیط‌زیست و خطرات جدی برای حیوانات و انسان را به‌دنبال دارد که توصیف و تعیین آلاینده‌های شیرابه‌های زباله برای طراحی روش‌های مناسب تصفیه آن‌ها ضروری خواهد بود. در جدول ۱

مشخصات شیرابه محل دفن زباله در فازهای استوژنیک و متانوژنیک آمده‌است.

۳- تالاب‌های مصنوعی و انواع آن‌ها

فن‌آوری‌های پیشرفته فیزیکوشیمیایی و بیولوژیکی تصفیه شیرابه نیاز به بودجه و تأمین انرژی مستمر و قابلیت‌های فنی کافی برای بهره‌برداری و نگهداری تجهیزات دارد (Kurniawan et al., ۲۰۰۶). بنابراین، راه‌حل‌های با تکنولوژی بالا برای بسیاری از مکان‌های دفن زباله به‌ویژه در کشورهای در حال توسعه پایدار نیستند. از این رو، استراتژی تصفیه شیرابه پایدار با امکان اقتصادی، فنی و سازگاری اقلیمی تنها گزینه مناسب در چنین مناطقی است. در چند دهه اخیر، سیستم تالاب‌های مصنوعی به‌عنوان یک جایگزین مناسب و عملی برای تصفیه شیرابه محل دفن زباله شناخته شده و تخلیه و رهاسازی آن به محیط اطراف را ایمن می‌کند (Zalesny et al., ۲۰۰۶; Justin et al., ۲۰۱۰). این تالاب‌ها هزینه ساخت و بهره‌برداری پایین‌تری نسبت به دیگر سیستم‌های تصفیه دارا بوده و به‌دلیل الهام‌گیری از طبیعت، فرآیندهای بیولوژیکی تالاب‌های طبیعی برای حذف آلاینده‌ها صورت می‌گیرد. تالاب‌های مصنوعی سازه‌هایی کم‌عمق هستند که عموماً از ذرات شن، سنگ‌ریزه و بعضی کانی‌ها (دارای خاصیت جذب‌کنندگی بالا) با دانه‌بندی مشخص پر می‌شوند. به‌علاوه، در این سیستم‌ها گیاهان مقاوم به شرایط اشباع کشت می‌شوند. شیرابه به این سیستم‌ها وارد شده و به‌صورت سطحی یا زیر سطحی درون آن جریان یافته و سرانجام توسط خروجی‌های مشخصی خارج می‌شوند. تالاب‌های مصنوعی معمولاً دارای پنج بخش اصلی استخر (محل حرکت جریان شیرابه)، محیط متخلخل (نوع دانه‌بندی فیلتر)، گیاهان، پوشش استخر (عایق‌سازی جریان) و ورودی‌ها و خروجی‌ها هستند. در ساخت این سیستم‌ها انسان شرایطی را برای رشد گیاهان فراهم کرده و کنترل بهتری بر شرایطی از قبیل زمان ماند، نوع گیاه و نوع بستر را ایجاد می‌کند (اخروی و همکاران، ۱۳۹٤).به‌طور کلی تالاب‌های مصنوعی به دو گروه عمده تالاب‌های با جریان آب آزاد سطحی (Free Water Surface Constructed Wetlands (FWS)) و تالاب‌های با جریان زیرسطحی (Subsurface Flow Constructed Wetlands (SSF)) تقسیم می‌شوند. تالاب‌های زیرسطحی خود براساس جهت غالب جریان در بستر، به دو نوع تالاب‌های زیرسطحی افقی (Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands (HSSF)) و تالاب‌های زیرسطحی عمودی (Vertical Subsurface Flow Constructed Wetlands (VSSF)) تقسیم‌بندی می‌شوند (Masi and Martinuzzi, ۲۰۰۷). در شکل ۱ شماتیکی از انواع تالاب‌های مصنوعی آمده‌است. مدل و نوع فرآیندهای حذف آلاینده‌های تالاب‌های سطحی بسیار شبیه تالاب‌های طبیعی بوده و به‌دلیل دارا بودن هزینه اندک و ارزش زیاد برای حیات وحش و جنبه زیبایی، بیش‌تر به‌منظور تصفیه پساب وشیرابه‌هایی با آلایندگی نه چندان زیاد و یا برای جمع‌آوری و تصفیه رواناب‌ها مورد استفاده هستند. در این تالاب‌ها اکسیژن غالباً از طریق فتوسنتز جلبکی و انتشار از اتمسفر به تالاب وارد می‌شود. ثابت شده ۸۰ درصد مواد جامد معلق (TSS) در دو روز اول در این سیستم‌ها حذف می‌شوند. هم‌چنین گفته شده زمان ماند در تالاب‌های سطحی به‌دلیل نفوذ نور خورشید به درون تالاب و تسریع رشد جلبک‌ها بایستی کم‌تر از ۲ تا ۳ روز باشد. در مجموع از جمله مزایای این مدل می‌توان به زمان ماند هیدرولیکی کم، هزینه اولیه کم‌تر، عملیات ساخت و نگهداری آسان، توانایی بیش‌تر در حذف فسفر و عدم نیاز به مصرف انرژی نام برد (اخروی و اسلامیان، ۱۳۹۹ ;Lee et al., ۲۰۰۹). درحالی که تالاب‌های زیرسطحی به‌دلیل فیلترینگ بیش‌تر و کم‌تر بودن مشکلاتی نظیر بو و تجمع حشرات و در معرض نبودن شیرابه با محیط (نسبت به تالاب‌های سطحی)، امروزه بیش‌تر مورد اقبال قرار گرفته‌اند. تالاب‌های با جریان زیرسطحی به‌دلیل کمبود آب سطحی برای آب و هوای سرد مناسب‌تر هستند و معمولاً به زمین کم‌تری نسبت به تالاب‌های سطحی نیاز دارند. در تالاب‌های زیرسطحی افقی، شیرابه به‌طور مداوم وارد سیستم شده و جریان خود را در زیر سطح بستر در مسیری کم و بیش افقی ادامه می‌دهد تا به منطقه خروجی برسد. بنابراین بستر فیلتراسیون عمدتاً بدون اکسیژن است و فرآیندهای هوازی فقط در مناطق مجاور ریشه‌ها و در لایه سطحی تالاب نزدیک اتمسفر رخ می‌دهد (Vymazal, ۲۰۰۵). برعکس، شیرابه در تالاب‌های زیرسطحی عمودی به‌طور متناوب وارد تالاب شده و از طریق سیستم توزیع، کل سطح بستر را دربر می‌گیرد و فرآیند فیلتراسیون را در یک مسیر تقریباً عمودی طی می‌کند و پس از خالی‌شدن بستر پس از نفوذ شیرابه به کف، امکان انتشار مجدد اکسیژن در بستر فیلتراسیون را فراهم می‌کنند. بنابراین، تالاب‌های زیرسطحی عمودی ظرفیت انتقال اکسیژن بالاتری نسبت به تالاب‌های زیرسطحی افقی دارند و در نتیجه باعث حذف بهتر نیتروژن آمونیاکی و ذرات جامد معلق (با راندمانی بالاتر از ۹۸ درصد) می‌شوند. اما این تالاب‌ها معمولاً در جوامع کوچک بکار گرفته شده و بیش‌تر مستعد گرفتگی هستند و هزینه‌های بهره‌برداری و نگهداری

بالاتری دارند. از سوی دیگر، تالاب‌های زیرسطحی افقی شرایط مناسبی را برای دنیتریفیکاسیون یا نیتراتزدایی، یعنی حذف نیترات به نیتروژن گازی فراهم می‌کنند. هم‌چنین این تالاب‌ها دارای پتانسیل بالایی برای حذف مواد آلی (BOD_5, COD, TSS) بوده ولی دارای معایبی چون راندمان کم در حذف فسفر و نیاز داشتن به فضای زیاد است (Yalcuk and Ugurlu, ۲۰۰۹; Herath and Vithanage, ۲۰۱۵). همانطور که گفته شد کارکرد تالاب‌های زیرسطحی افقی در حذف BOD_5 و ذرات جامد معلق از شیرابه ثابت شده‌است. اما برای نیتریفیکاسیون (از مراحل چرخه حذف نیتروژن) کارآیی مناسبی نداشته که دلیل آن نرخ پایین انتقال اکسیژن است. به همین دلیل از تالاب مصنوعی با جریان زیرسطحی عمودی استفاده می‌شود تا بتوان به میزان اکسیژن بالاتری دست یافت. با این وجود، این سیستم‌ها نیز دارای محدودیت‌هایی مانند عدم کارکرد مناسب برای حذف ذرات جامد و مشکل گرفتگی بستر در صورت انتخاب نادرست دانه‌بندی ذرات محیط متخلخل هستند. از این رو در سال‌های اخیر ترکیبی از انواع مختلف تالاب‌های زیرسطحی افقی و عمودی برای بهینه‌سازی عملکرد تصفیه به‌طور فزاینده‌ای رو به گسترش است. در این سیستم معایب دو نوع تالاب زیرسطحی توسط یکدیگر برطرف شده و رایج‌ترین تالاب‌های ترکیبی آن‌هایی هستند که تالاب‌های افقی و عمودی را به‌صورت سری ترکیب می‌کنند. تالاب‌های مصنوعی ترکیبی یا هیبریدی (Hybrid Constructed Wetlands) معمولاً دارای راندمان تصفیه بالاتری نسبت به سیستم‌های غیرترکیبی به‌ویژه برای نیتروژن کل با افزایش نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون دارا هستند، اما معمولاً به فضای بیش‌تری احتیاج داشته و هزینه بالاتری برای ساخت نیاز دارند (Bakhshoodeh et al., ۲۰۱۷a; Bakhshoodeh et al., ۲۰۱۷b).



شکل ۱- شماتیک انواع تالاب‌های مصنوعی: a) تالاب با جریان آب آزاد سطحی (Vymazal, ۲۰۰۷)، b) تالاب با جریان زیرسطحی افقی (Zhang et al., ۲۰۱۱) و c) تالاب با جریان زیرسطحی عمودی (Vymazal, ۲۰۰۷).

٤- انتخاب گونه‌های گیاهی برای تصفیه شیرابه

گیاهان از مهم‌ترین خصوصیات تالاب‌های مصنوعی هستند که وجود آن‌ها این سیستم‌ها را از تالاب‌های بدون پوشش و فیلترهای شنی متمایز می‌کند (اخروی و اسلامیان، ۱۳۹۹). ویژگی‌های ذاتی گونه‌های گیاهی استفاده شده در تالاب‌های مصنوعی مانند نرخ تعرق بسیار بالا، مقاومت در

برابر سرما، مقاومت در برابر بیماری و تحمل به غلظت‌های بالای فلزات سنگین، آن‌ها را برای اهداف اصلاحی موفق می‌سازد. هم‌چنین ویژگی‌های دیگری از جمله سهولت در ریشه‌زایی، استقرار سریع، رشد بالا، سرعت زیاد فتوسنتز و استفاده زیاد از آب باعث عملکرد مطلوب آن‌ها در سیستم‌های تالاب مصنوعی می‌شود (Zalesny et al., ۲۰۰۶). پوشش گیاهی (ریشه‌ها، ساقه‌ها و برگ‌ها) در این تالاب‌ها به‌عنوان بستری عمل می‌کند که میکروارگانیسم‌ها می‌توانند بر روی آن رشد کرده و بیوفیلم‌ها (اجتماع سلولی متصل به سطح) را در هنگام تجزیه مواد آلی ایجاد کنند (Kadlec and Wallace ۲۰۰۹; Shelef et al. ۲۰۱۳). جامعه میکروارگانیسم‌هایی که در خاک و محدوده ریشه رشد می‌کنند و فرآیندهای فیزیکوشیمیایی طبیعی تقریباً مسئول حذف و تجزیه ۹۰ درصد آلاینده‌ها هستند. هم‌چنین گیاهان حدود ۷ تا ۱۰ درصد از آلاینده‌ها را با فرآیند جذب حذف کرده و به‌عنوان منبع کربن برای میکروارگانیسم‌ها در هنگام تجزیه عمل می‌کنند (Liu et al. ۲۰۱۶; Tilley et al. ۲۰۱٤). علاوه بر این، فراهم‌کردن محیط‌های حمایتی برای فعالیت‌های بیولوژیکی، ایجاد سایه برای گیاهان به هدف کاهش رشد جلبک‌ها، افزایش زمان ماند با کاهش سرعت جریان، بهبود هدایت هیدرولیکی، ترسیب کربن، کنترل فرسایش، جلوگیری از آلودگی، رفع بوی بد و بهبود ظاهر تالاب و چشم‌انداز زیبا برخی از مزایای گونه‌های گیاهی در تالاب‌های مصنوعی است (Justin et al., ۲۰۱۰).

گیاهان مورد استفاده در تالاب‌های مصنوعی را می‌توان به‌طور کلی به سه گروه طبقه‌بندی کرد: ۱- گیاهان شناور آزاد (Free-floating plants) مانند *Spirodella, Lemna, Eichhorniacrassipes, Wolffia* ۲- گیاهان نوظهور (Emergent plants) نظیر *Typha, Scirpus, Phragmites, canna,* ۳- گیاهان غوطه‌ور (Submerged plants) مانند *Isoteslacustris*، *Canadensis Elodea*. همه انواع این گیاهان، یعنی گیاهان شناور، غوطه‌ور و نوظهور همگی به افزایش غلظت اکسیژن در تالاب کمک می‌کنند و در نتیجه شرایط بیولوژیکی و شیمیایی لازم را برای تخریب آلاینده‌ها را فراهم می‌کنند. گیاهان شناور، مواد مغذی را از شیرابه دریافت می‌کنند اما این مقدار بسیار کم‌تر از بستر است، درمقابل گیاهان نوظهور و غوطه‌ور مواد مغذی را بیش‌تر از طریق بستر به دست می‌آورند. ماده مغذی در محیط فیلتر جذب می‌شود و میکروارگانیسم یا گیاه می‌توانند آن را جذب کنند. گیاهان غوطه‌ور و نوظهور حداکثر سطح را برای رشد بیوفیلم‌ها فراهم می‌کنند (Arliyani et al., ۲۰۲۱a). آن‌ها هم‌چنین در افزایش سرعت رسوب مواد جامد کارآمدتر هستند زیرا ریشه و ساقه آن‌ها از سرعت جریان شیرابه ورودی جلوگیری می‌کند (Brix, ۲۰۰۳).

جدول ۲- برخی گونه‌های گیاهی مورد استفاده در تالاب‌های مصنوعی (اخروی و اسلامیان، ۱۳۹۹؛ Arliyani et al., ۲۰۲۱b)

نام فارسی	نام علمی
وتیور	*Chrysopogon zizanoides*
زنبق مردابی، زنبق زرد	*Iris pseudacorus*
کنف	*Hibiscus cannabinus*
لوئی، گرز، لوخ، توتک	*Typha latifolia* *Typha angustifolia* *Typha domingensis*
گل شیپوری	*Zantedeschia elliottiana*
راش سنبله، خزنده سنبله	*Eleocharis palustris*
نی اره	*Cladium mariscus*
بید برگ هلویی	*Salix amygdalina*
صنوبر سیاه	*Populus nigra*
بامبوی خوش‌قدم	*Dracaena sanderiana*
جگن برکه‌ای بزرگ	*Carex riparia*
نی	*Phragmites australis*
نی شاخه‌دار	*Sparganium androcladum*
توروف	*Sparganium emersum*
دم اسب	*Equisetum fluviatile*
آروم پیکان سبز	*Peltandra virginica*
پنجه برگ	*Potentilla palustris*
سازوی افشان	*Juncus effusus*
آبچکان	*Oenanthe lachenalii*
کرفس باتلاقی	*Apium nodiflorum*
سیزاب	*Veronica scutellata*
پیکان آبی	*Sagittaria latifolia*
قاشق‌واش، قاشق شیطان	*Alisma plantag-aquatica*
سنبل آبی	*Eichhornia crassipes*

شامل *Canna, Iris, Heliconia, Zantedeschia, Phragmites* و *Typhas* می‌باشند. این گیاهان به‌عنوان

گونه‌های اصلی قابل‌رشد در تالاب‌های مصنوعی توصیه شده‌اند، زیرا از نظر جذب آلاینده‌ها کارآیی بالایی دارند (Samudro and Mangkoedihardjo, ۲۰۲۰). انتخاب گونه‌های گیاهی برای تصفیه شیرابه بستگی به نوع شیرابه زباله و آب و هوای منطقه‌ای دارد که تالاب در آن ساخته شده‌است (Samudro and Mangkoedihardjo, ۲۰۲۱; Arliyani et al., ۲۰۲۱b). به‌طور مثال cattails (*Typha latifolia*) یک گیاه معمولی است که در تالاب‌های مصنوعی در آمریکای شمالی رشد می‌کند. هم‌چنین نتایج تحقیقات در ژاپن نشان داد که میزان فتوسنتز *Hibiscus cannabinus* بسیار بالا بوده و برای استفاده در آب و هوای گرمسیری مناسب است (Mangkoedihardjo and Samudro, ۲۰۱٤). از نظر حذف آلاینده نیز هر گونه گیاهی ممکن است آلاینده خاصی را بیش‌تر حذف کند. آرلیانی و همکاران (۲۰۲۱b) در پژوهشی مروری بیان کردند گونه‌های گیاهی *Cyperus papyrus*، *Arundo donax* و *Canna indica* به‌ترتیب بیش‌ترین راندمان حذف COD, BOD_5, TSS را داشتند. برخی از گونه‌های گیاهی مورد استفاده در تالاب‌های مصنوعی در جدول ۲ آمده‌است.

۵- مکانیسم‌های حذف آلاینده‌ها در تالاب‌های مصنوعی

سیستم تالاب مصنوعی ترکیب پارامترهای مختلفی مانند سیال (پساب)، ذرات محیط متخلخل، گیاهان و مجموعه‌ای از انواع میکروارگانیسم‌ها به‌خصوص باکتری‌ها است که بررسی فرآیند عملکرد آن را پیچیده می‌سازد. گیاهان نیز نقش حیاتی در ایجاد محیط مناسب برای رشد میکروبی و درنتیجه عملیات تصفیه ایفا می‌کنند. عملیات حذف آلاینده‌ها طی فرآیندهای مختلف فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی صورت می‌گیرد. مکانیسم‌های حذف آلاینده‌های موجود در شیرابه زباله در تالاب‌های مصنوعی در جدول ۳ آورده شده‌است.

جدول ۳- مکانیسم‌های حذف آلاینده‌ها در تالاب‌های مصنوعی (crolla, ۲۰۰٤)

آلاینده‌ها	مکانیسم‌های حذف آلاینده‌ها
مواد آلی	تخریب زیستی، رسوب‌گذاری، جذب میکروبی
آلاینده‌های آلی	جذب سطحی، تبخیر، تجزیه شیمیایی، تجزیه زیستی و غیر زیستی
نیتروژن	رسوب‌گذاری، نیتریفیکاسیون، دنیتریفیکاسیون، جذب میکروبی، تبخیر
فسفر	رسوب‌گذاری، فیلتراسیون، جذب سطحی، جذب میکروبی و گیاهی
جامدات معلق	رسوب‌گذاری و فیلتراسیون
عناصر سنگین	رسوب‌گذاری، جذب سطحی، جذب گیاهی
پاتوژن‌ها	مرگ طبیعی، رسوب‌گذاری، فیلتراسیون، جذب سطحی

۵-۱- حذف موادآلی

BOD_5 و COD به‌عنوان یکی از شاخصه‌های اصلی موادآلی در شیرابه زباله شناخته می‌شوند. به‌طور کلی راندمان حذف BOD_5 و COD در تالاب‌های مصنوعی بسیار بالا است، این مقدار از ۹۰ تا ۹۹ درصد در تحقیقات مختلف گزارش شده‌است (Vymazal et al., ۱۹۹۸; Kadlec and Knight, ۱۹۹٦). در شرایط عادی، مواد آلی قابل‌رسوب با فرآیند رسوب‌گذاری و فیلتراسیون ساده حذف می‌شوند. هر دو فعالیت بی‌هوازی و هوازی برای تخریب مواد آلی در تالاب‌ها انجام می‌شود. تخریب مواد آلی در بیوفیلم‌های ایجاد شده توسط میکروارگانیسم‌ها در اطراف محیط فیلتر، ریشه‌ها و غیره صورت می‌گیرد (Kadlec, ۲۰۰۹). اکسیژن مورد نیاز برای انجام این فرآیند از طریق انتشار مستقیم، که به‌عنوان انتقال سطحی نیز نامیده می‌شود، با انتقال اکسیژن فتوسنتزی از ریشه گیاهان تامین می‌شود. سیستم ریشه‌ای عمیق‌تر در لایه پایین‌تر توسعه می‌یابد و حذف آلاینده را در تمام قسمت‌های محیط به حداکثر می‌رساند (Tilley et al. ۲۰۱٤). سیستم ریشه‌ای عمیق، تخلخل محیط را افزایش می‌دهد و هم‌چنین سبب افزایش حرکت اکسیژن منتشر شده از سطح شیرابه شده و بنابراین دسترسی به اکسیژن را افزایش می‌دهد (Hoffmann et al., ۲۰۱۱). بدیهی است که راندمان حذف COD نسبتاً پایین در زمان راه‌اندازی در تالاب مصنوعی را می‌توان به تشکیل میکروارگانیسم‌های فعال نسبت داد. علاوه بر این، عملکرد تصفیه شیرابه زمانی که سیستم بالغ می‌شود، افزایش می‌یابد (Yalcuk and Ugurlu, ۲۰۰۹). نسبت BOD_5/COD پارامتر مهمی است که نشان می‌دهد که آیا

ترکیب آلی شیرابه محل دفن زباله زیست تخریب‌پذیر است یا خیر. به‌عنوان مثال، اگر نسبت BOD_5/COD در شیرابه دفن زباله بسیار کم باشد، به این معنی است که اکثر ترکیبات آلی تجزیه‌ناپذیر هستند و بالعکس (Abd El-Salam and Abu-Zuid, ۲۰۱۵). علاوه بر این، نرخ بارگذاری آلی پایین ممکن است منجر به راندمان حذف COD پایین در سیستم‌های تالاب مصنوعی شود. در صورت مرحله بعدی تصفیه شیرابه، کسری قابل‌توجهی از جریان COD موجود در شیرابه در امتداد سیستم‌های تالاب مصنوعی منجر به راندمان حذف متناوب و ضعیف COD می‌شود (Nivala et al., ۲۰۰۷). از نظر راندمان حذف COD، دما تأثیر قابل‌توجهی بر این فرآیند ندارد. با این وجود، زمان ماند هیدرولیکی (HRT) ظاهراً مسئول اصلی راندمان حذف بیش‌تر COD است. در این زمینه، تالاب‌های زیرسطحی افقی حذف COD بیش‌تری نسبت به تالاب‌های زیرسطحی عمودی به دست می‌آورند که احتمالاً به‌دلیل مقادیر زمان ماند هیدرولیکی بالاتر است (Kadlec, ۲۰۰۹). علاوه بر این، عمل هوادهی ممکن است راندمان حذف BOD_5 و COD را در تالاب‌های مصنوعی افزایش دهد. مطالعه‌ای توسط نیوالا و همکاران (۲۰۰۷) انجام شد که دریافتند راندمان حذف BOD_5 تا ۹۷ درصد با هوادهی مکمل به دست می‌آید، با این حال در غیاب هوادهی، میزان حذف BOD_5 بین ۷۵ تا ۸۱ درصد خواهد بود.

۲-۵- حذف نیتروژن

غلظت نیتروژن در شیرابه و پساب‌های مختلف به‌دلیل پتانسیل آن برای ایجاد اثرات نامطلوب در جریان‌ها و سیستم‌های آبی اغلب نگران‌کننده است. در میان گروه‌های مختلف نیتروژن، گونه‌های نیتروژن معدنی محلول مانند نیترات (NO_3)، نیتریت (NO_2) و آمونیاک (NH_3) یا آمونیوم (NH_4) بیش‌ترین تأثیر را بر سیستم‌های آبی دارند، زیرا به راحتی برای جذب توسط میکروارگانیسم‌ها در دسترس هستند. مکانیسم‌های حذف نیتروژن در تالاب‌های مصنوعی شامل نیتریفیکاسیون، دنیتریفیکاسیون، جذب توسط گیاهان و میکروارگانیسم‌ها، تبخیر آمونیاک و جذب در تبادل کاتیونی است (Chang-gyun et al., ۲۰۰۹; Korkusuz et al., ۲۰۰۴). حذف مواد آلی، به‌طور معمول دارای راندمان ۸۰-۹۰ درصد در تالاب‌های مصنوعی است. با این حال، میزان حذف نیتروژن اغلب در حد مطلوب نیست. انواع مختلفی از اشکال نیتروژن در تالاب‌های مصنوعی را می‌توان از طریق فرآیندهای تصفیه مختلف، مانند ترکیب نیتریفیکاسیون- دنیتریفیکاسیون و رسوب گیاه حذف کرد (Vymazal et al, ۱۹۹۸; Lee et al., ۲۰۰۹). هم‌چنین با انجام هوادهی مناسب، راندمان حذف نیتروژن کل را می‌توان تا ۹۰ درصد یا حتی بیش‌تر افزایش داد (Davies and Hart, ۱۹۹۰). ویمازال (۲۰۰۷) دریافت که راندمان حذف نیتروژن کل در تالاب‌های مصنوعی مورد مطالعه وی بین ٤٠ تا ٥٠ درصد بسته به نوع سیستم تالاب و بار ورودی متغیر است. وی استنباط کرد که تالاب تصفیه تک مرحله‌ای به‌دلیل ناتوانی در فراهم کردن شرایط هوازی و بی‌هوازی مورد نیاز برای نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون، کارآیی کم‌تری نسبت به سیستم هیبریدی دارد. به‌علاوه در تحقیق دیگری در تکمیل این موضوع عنوان شد که تالاب زیرسطحی با جریان عمودی به‌طور مطلوب آمونیاک را حذف می‌کند اما دنیتریفیکاسیون در حد بسیار پایین اتفاق می‌افتد و برعکس، تالاب با جریان زیر سطحی افقی شرایط خوبی را برای دنیتریفیکاسیون فراهم می‌کند اما توانایی آن برای نیتریفیکاسیون محدود است (Vymazal and Kröpfelová, ۲۰۱۱). وانگ و همکاران (۲۰۰۹) دریافتند که با افزایش بار هیدرولیکی، راندمان حذف COD به‌طور پایدار افزایش خواهد یافت و اما میزان حذف نیتروژن کل با افزایش نرخ بار هیدرولیکی کاهش می‌یابد. افزایش نرخ بار هیدرولیکی و در پی آن کاهش آزادسازی اکسیژن توسط گیاه در تالاب می‌تواند دلیل حذف کم‌تر نیتروژن کل باشد. نسبت کربن به نیتروژن نیز یکی از دلایل حذف کم‌تر نیتروژن کل در تالاب‌های مصنوعی شناخته شده‌است. حذف نیتروژن کل در نسبت بالای کربن و نیتروژن بالاترین راندمان را دارد. زیرا هر دو باکتری نیتروزوموناس و نیترو باکتری‌ها (باکتری‌های فعال در دنیتریفیکاسیون یا تبدیل نیترات و نیتریت به نیتروژن گازی) از ترکیب کربن معدنی برای سنتز سلولی استفاده می‌کنند (Khanitchaidecha et al. ۲۰۱۰; Carley and Mavinic ۱۹۹۱). نیتروژن هم‌چنین می‌تواند به‌طور متفاوتی توسط ماسه و خاک جذب شود. بستر ماسه‌ها می‌تواند تا حدی نیتروژن را جذب کند که تأثیر قابل‌توجهی در حذف نیتروژن کل دارد (Zhang et al., ۲۰۰۷). دما نیز نقش عمده‌ای در سیستم‌های تالاب مصنوعی ایفا می‌کند و به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم بر جذب مواد مغذی توسط گیاهان و فعالیت میکروبی تأثیر دارد. از مطالعات قبلی، نشان داده شده‌است که راندمان نیتریفیکاسیون در تالاب‌های مصنوعی در دمای آب ۱۰ درجه سانتی گراد به‌طور قابل‌توجهی کاهش یافته و در حدود ٦ درجه سانتی گراد به سرعت کاهش می‌یابد (Werker et al., ۲۰۰۲). درمقابل، در دمای محیط و دماهایی نسبتاً بالاتر، حذف

نیتروژن کل و آمونیاک به‌طور قابل‌توجهی بالاتر خواهد بود. یک مطالعه‌ای توسط آکراتوس و تسیهرینتزیس (۲۰۰۷) نشان داده شد که حذف نیتروژن کل و آمونیاک در دماهای بالاتر از ۱۵ درجه سانتیگراد، به‌طور محسوس بیش‌تر است.

۳-۵- حذف فسفر

فسفر عنصر ضروری برای رشد گیاهان است اما مقادیر بیش از حد آن در صورت ورود به جریان‌های آبی می‌تواند اثر ثانویه داشته باشد که باعث ایجاد اتروفیکاسیون (رشد بیش از اندازه برخی جانداران زنده ناشی از غنی‌شدن محیط‌های آبی از ترکیبات محلول) می‌شود. گزارش شده که میزان غلظت فسفر در شیرابه نسبت به سایر عناصر پرمصرف پایین‌تر است، که این مقدار پایین فسفر را می‌توان به جذب توسط گیاهان و میکروارگانیسم‌ها نسبت داد (Yalcuk and Ugurlu, ۲۰۰۹). علاوه بر این، سطح ناکافی فسفر در شیرابه ممکن است بر رشد زیست‌توده و در نتیجه بر قابلیت تصفیه در تالاب‌های مصنوعی تأثیر منفی بگذارد. به همین دلیل، به‌ویژه میزان دنیتریفیکاسیون تا حد زیادی از این طریق کاهش می‌یابد. فسفر به‌صورت ارتوفسفات، پلی فسفات و فسفر آلی در شیرابه و پساب وجود دارد. به‌طور کلی حذف فسفر از شیرابه در تالاب‌های مصنوعی از طریق واکنش جذب سطحی، جذب گیاهی، فعل و انفعالات بیولوژیکی و رسوب با کمپلکس‌های آهن و آلومینیوم انجام می‌شود. بنابراین می‌توان گفت که حذف فسفر تا حد زیادی به غلظت آهن و آلومینیوم در محیط فیلتر بستگی دارد (Vymazal et al, ۱۹۹۸). از طرف دیگر ثابت شده‌است که فقط ارتوفسفات به‌طور مستقیم توسط جلبک‌ها و گیاهان کاشته شده در تالاب جذب می‌شود و در نتیجه تنها بخش کوچکی از کل فسفر حذف خواهد شد. تخمین زده می‌شود که راندمان حذف فسفر با رشد گیاه تا ۱۰ درصد بسته به آب و هوا، گیاه و نوع فاضلاب امکان‌پذیر است (Vymazal, ۱۹۹۵). در این زمینه مطالعه‌ای توسط ساکادوان و باور (۱۹۹۸) انجام شد که آن‌ها بیان کردند حذف فسفر در دراز مدت عمدتاً به نوع زیر لایه، بستر و مقادیر آهن و آلومینیوم وابسته است و جذب نوسط گیاه کم‌تر سبب حذف فسفر می‌شود. به‌طور تجربی نیز مشاهده شده‌است که حذف فسفر در یک سیستم تالاب مصنوعی به تغییر فصل وابسته است و به‌ویژه با رشد گیاه و در نتیجه جذب فسفات مرتبط است. با این وجود، به نظر می‌رسد که حذف فسفر برخلاف حذف نیتروژن کم‌تر با دما ارتباط دارد (Yalcuk and Ugurlu, ۲۰۰۹). هم‌چنین، نرخ جریان و گردش مجدد شیرابه نیز می‌تواند در حذف فسفر مؤثر باشد. مطالعه‌ای توسط لاوروا و کومانوا (۲۰۱۰) در تأیید این موضوع نشان داد که زمان ماند بیش‌تر و گردش مجدد بالاتر، غلظت بیش‌تری از فسفر کل را از شیرابه حذف می‌کند. از سوی دیگر راندمان حذف فسفر ممکن است در طول زمان به‌دلیل کاهش مکان‌های جذب در فیلترها (شن و ماسه) کاهش یابد. برای غلبه بر این مشکل، یک محیط فیلتر کاشته نشده جداگانه در پایین دست ایجاد می‌شود تا رسوب فسفر را افزایش دهد و سیستم تصفیه را فعال نگه دارد (Hoffmann et al., ۲۰۱۱). همانطور که گفته شد حذف فسفر در همه انواع تالاب‌های مصنوعی پایین است اما می‌توان با استفاده از بستری با محتوای آلی و آهن بالا، این میزان را افزایش داد (Vymazal, ۲۰۰۷). خاک قرمز دارای محتوای آهن بالایی است که با تشکیل کمپلکس با فسفر، پتانسیل حذف و کاهش فسفر در شیرابه و پساب را دارد. در تحقیقی راندمان حذف فسفر به میزان بالا در تالاب با جریان زیرسطحی عمودی با خاک قرمز مشاهده شده‌است (Villar et al., ۲۰۱۲).

٤-۵- حذف کل جامدات معلق

حذف جامدات معلق در انواع تالاب‌های مصنوعی معمولاً بسیار زیاد است (Kadlec and Wallace ۲۰۰۹; Vymazal and Kröpfelová, ۲۰۰۸). در تالاب‌های با جریان زیرسطحی، مکانیسم حذف اصلی جامدات معلق فیلتراسیون است، زیرا آب از محیط متخلخل عبور می‌کند. حذف جامدات معلق در این تالاب‌ها معمولاً در طول زمان افزایش می‌یابد زیرا مواد جامد موجود در شیرابه با فرآیند فیلتراسیون توسط بستر جذب می‌شوند و به مرور بستر فیلتراسیون متراکم‌تر می‌شود. حذف جامدات معلق در تالاب‌های با جریان زیرسطحی افقی در ابتدای بستر فیلتراسیون، بیش‌ترین میزان را دارد و نشان داده شده‌است که بیش‌تر جامدات معلق در چند متر اول بستر باقی می‌مانند(Bavor et al., ۱۹۸۷) . در تالاب‌های با جریان سطحی آزاد جامدات معلق توسط پوشش گیاهی متراکم و هم‌چنین با نشست ذرات قابل‌رسوب در شرایط ساکن فیلتر می‌شوند (Merz, ۲۰۰۰). بخشوده و همکاران (۲۰۲۰) در پژوهشی مروری متشکل از ۸۵ تحقیق در ۲۰ کشور عنوان کردند، راندمان حذف جامدات معلق در تالاب با جریان سطحی آزاد، تالاب با جریان زیرسطحی افقی، تالاب ترکیبی و تالاب با جریان زیرسطحی عمودی به‌ترتیب ۵۹/۵، ٦۹/۳، ۵۱/۸ و ۵۵/۵ درصد بود.

۵-۵- حذف فلزات سنگین

از گذشته ثابت شده‌است که حذف فلزات سنگین در سیستم‌های تالاب مصنوعی عمدتاً توسط عوامل مختلف بیولوژیکی و فیزیکی و شیمیایی از جمله فعالیت میکروبی،

جذب توسط گونه‌های گیاهی، رسوب‌گذاری، جذب، کمپلکس، اکسیداسیون و احیا و تبادل کاتیونی و آنیونی کنترل می‌شود (Ladislas et al., ۲۰۱۵; Tanner and Headley, ۲۰۱۱). به‌طور معمول، حذف فلزات سنگین غیرممکن است اما با این حال، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آنها را می‌توان تغییر داد و متعاقبا مقادیر آن را مدیریت کرد (Yalcuk and Ugurlu, ۲۰۰۹). مقادیر قابل‌توجهی از فلزات سنگین به‌دلیل فرآیندهای تبادل یونی در سیستم‌های تالاب مصنوعی حذف می‌شوند. به‌طور معمول، یون‌های فلزات سنگین دارای بار مثبت هستند از این رو، آن‌ها به سرعت با ذرات معلق تشکیل کمپلکس می‌دهند. هم‌چنین فلزات سنگین می‌توانند به‌عنوان نمک‌های نامحلول آن‌ها مانند سولفیدها، هیدروکسیدها، کربنات‌ها و بی‌کربنات‌ها در بستر تالاب رسوب کنند (Sundaravadivel and Vigneswaran, ۲۰۰۱). علاوه بر این، جلبک‌ها و میکروارگانیسم‌ها نیز می‌توانند فلزات سنگین موجود را به شکل محلول جذب کنند (Ladislas et al., ۲۰۱۵). مسیرهای سمپلاستیک و آپوپلاستیک مسیری را برای جذب فلزات سنگین در ریشه گونه‌های گیاهی فراهم می‌کنند. مسیر سمپلاستیک، یک فرآیند وابسته به انرژی، توسط حامل‌ها یا کانال‌های یون فلزی خاص یا عمومی انجام می‌شود. اما در مسیر آپوپلاستیک برعکس یوده و یون‌های فلزی کمپلکس فلز-کلات از طریق فضاهای بین سلولی به ریشه نفوذ می‌کنند (Singh and Santal, ۲۰۱۵). به‌طور دقیق‌تر، ریشه‌های گیاه می‌توانند فلزات سنگین متصل به خاک را با اسیدی‌کردن محیط خاک حل کنند. برخی از آنزیم‌ها (به‌عنوان مثال ردوکتازها) متصل به غشای پلاسمایی نیز می‌توانند یون‌های فلز سنگین متصل به خاک را با فرآیند کاهش حذف کنند. علاوه بر این، قارچ‌های مایکوریزا و باکتری‌های ریشه، فراهمی زیستی فلزات سنگین را در تالاب‌های مصنوعی افزایش می‌دهند (Clemens et al., ۲۰۰۲). از این رو، میکروارگانیسم‌های ریزوسفری جذب یون‌های فلزات سنگین را افزایش می‌دهند. در گیاهان بیش‌انباشته‌کننده، فلزات سنگین جذب شده توسط ریشه‌ها به‌طور مؤثر از طریق سیستم آوند چوبی به شاخه‌ها منتقل می‌شوند و فرآیند جابجایی توسط آوند چوبی توسط پروتئین‌های انتقال غشایی کنترل می‌شود. بنابراین، در گیاهانی که انباشتگر فلزات سنگین محسوب می‌شوند، فرآیند جابجایی توسط آوند چوبی و انتقال به ساقه با کمپلکس‌شدن فلزات با کلات‌کننده‌هایی با وزن مولکولی کم مانند اسیدهای آلی تحریک می‌شود و فلز به یک ماده با قابلیت سمیت کم‌تر تبدیل می‌شود (Singh and Santal, ۲۰۱۵). کادلک و زمارتیه (۲۰۱۰) در تحقیقی در زمینه تصفیه شیرابه زباله در تالاب مصنوعی که در آن گیاه *Typha latifolia* کاشته شد، عنوان کردند راندمان حذف عناصر سنگین روی، آرسنیک و کروم به ترتیب ۱۶، ۲۹ و ۶۷ درصد بوده‌است.

۶-۵- حذف پاتوژن‌ها

عوامل بیماری‌زا در پساب‌ها و عمدتاً در فاضلاب خانگی دیده می‌شوند. در طی فرآیند حذف و تصفیه مرسوم برخی از مواد شیمیایی مانند کلر و ازن را برای نابودی این پاتوژن‌ها اضافه می‌کنند. اما، هزینه عملیاتی و نگهداری بالاتر نظیر استفاده از ازن‌زنی و ضدعفونی با اشعه ماوراء بنفش برای حذف پاتوژن کاربرد این روش‌ها را محدود می‌سازد (Metcalf and Eddy, ۱۹۹۱). برای رفع این محدودیت‌ها با تصفیه پساب در تالاب‌های مصنوعی با ترکیبی از عوامل فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی برای حذف پاتوژن شناخته شده‌است (Vymazal, ۲۰۰۵). حذف پاتوژن در سیستم‌های تالاب مصنوعی توسط مکانیسم‌های رسوب‌گذاری، مرگ طبیعی، دما، اکسیداسیون و تابش اشعه فرابنفش رخ می‌دهد (Alufasi et al., ۲۰۱۷; Vymazal, ۲۰۰۵). دما یکی از مهم‌ترین ابزارها جهت کنترل و حذف پاتوژن‌ها در پساب‌ها است. پاتوژن‌های انسانی در دمای داخلی بدن (۳۷ درجه سانتیگراد) کارآمدترین عملکرد را دارند. مشخص شده‌است که کاهش دما در خارج بدن باعث غیرفعال‌شدن پاتوژن‌ها می‌شود. پاتوژن‌های غیرفعال به‌راحتی قابل‌حذف هستند (Weber and Legge, ۲۰۰۸). برخی از باکتری‌ها اختیاری یا بی‌هوازی هستند و بنابراین وجود اکسیژن شرایط نامساعدی را برای این موجودات ایجاد می‌کند (Vymazal, ۲۰۰۵). سونگ و همکاران (۲۰۰۸) کارآیی حذف پاتوژن توسط تالاب ساختاری را بررسی کردند و دریافتند که این سیستم به‌طور مؤثر باکتری E.Coli، مدفوع و کلیفرم‌های کل را حذف می‌کند. ژانگ و ومینگ (۲۰۱۱) تأثیر دمای آب، کمیت آب، بارهای آب، غلظت نفوذی و pH را در راندمان تصفیه تالاب مصنوعی بررسی کرده‌اند. این پنج فاکتور انتخاب شده در روش تجزیه و تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) مورد استفاده قرار گرفتند که به برقراری ارتباط بین راندمان حذف و عوامل مؤثر بر آن دلالت داشت. تجزیه و تحلیل برای نیتروژن کل، فسفر کل، BOD_5، جامدات معلق و کلیفرم مدفوع انجام شد که میانگین میزان قابل‌جابجایی هر کدام بیش از ۶۰ درصد و برای کلیفرم مدفوعی ۹۹ درصد بود. هم‌چنین مشخص شد که دما، غلظت و بار آب تأثیر قابل‌توجهی نسبت به pH و

کمیت آب دارند. هم‌چنین مشخص شد که دما نقش حیاتی و ضروری در فعالیت میکروارگانیسم‌ها دارد. در جدول ۳ نتایج برخی تحقیقات در حذف آلاینده‌های مختلف در تالاب‌های مصنوعی آمده‌است.

جدول ۳- راندمان حذف برخی آلاینده‌ها در تالاب‌های مصنوعی در تحقیقات مختلف

منبع	نوع تالاب مصنوعی	نوع گونه گیاهی	نوع آلاینده	راندمان حذف
Eckhardt et al. (۱۹۹۸)	FWS-SSF	*Typha latifolia* *Phragmites australis*	آهن نیتروژن فسفر کل	٪۹۸ ٪۹۱ ٪۹۹
Johnson et al. (۱۹۹۹)	FWS	*Typha latifolia* *Sagittaria latifolia* *Juncus effuses* *Scirpus californicus* *Phragmites communis*	کل جامدات معلق COD کربن آلی کل مس سرب نیکل روی	٪۹۷ ٪۹۰ ٪۸۷ ٪۵۲ ٪۹٤ ٪۸۸ ٪٦۲
Aeslina (۲۰۰٤)	HSSF	*Typha angustifolia*	COD و BOD_5 آمونیوم و فسفر فلزات سنگین	٪۷۰ ٪۸۰ ٪۹۰
Thien (۲۰۰٦)	FWS	*Eichhornia crassipes*	نیترات منگنز	٪٦٤/۵۱ ٪۵۳/۱۳
Noor Ida Amalina (۲۰۰٦)	FWS	*Eichhornia crassipes*	BOD_5 فسفات نیترات	٪۸۳ ٪۵۷ ٪۹۹
Bulc (۲۰۰٦)	HSSF-VSSF	*Phragmites australis Typha latifolia*	COD BOD_5 نیتروژن فسفر آهن	٪۵۰ ٪۵۹ ٪۵۱ ٪۵۳ ٪۸٤
Sawaittayothin and Polprasert (۲۰۰۷)	SSF	*Typha angustifolia*	نیتروژن آمونیاک فسفر کل COD BOD_5 کادمیوم	٪۹٦ ٪۹۳ ٪۸۱ ٪۹۱ ٪۹۹
Chiemchaisri et al. (۲۰۰۹)	HSSF	*Typha augustifolia*	COD BOD	٪٦۳ ٪٤٤
Lavrova and Koumanova (۲۰۱۰)	VSSF	*Phragmites australis*	نیتروژن آمونیاک فسفر کل COD BOD_5 کروم روی آلومینیوم	٪۱۰۰ ٪۱۰۰ ٪۹٦ ٪۹۲ ٪۷۰ ٪۱۰۰ ٪۷۷

ادامه جدول ۳

Zhang et al. (۲۰۱۲)	SSF	*Typha angustifolia*	دیکلوفناک کتوپروفن ایبوپروفن سالیسیلیک اسید کافئین ناپروکسن	<٪۵۰ <٪۸۵ ٪۸۵ – ۵۰ >٪۸۵ ٪۸۵ – ۵۰ ٪۸۵ – ۵۰
Avila et al. (۲۰۱٤)	VSSF	*Phragmites australis*	ایبوپروفن دیکلوفناک	>٪۹۸ ٪۹۵ – ۵۵
Gao et al. (۲۰۱۵)	VSSF	*Iris sibirica*	کادمیوم	٪۹۱/۸
Ogata et al. (۲۰۱۵)	HSSF FWS	*Typha latifolia*	آمونیاک COD	٪۳۸ ٪۷
Madera-Parra (۲۰۱٦)	FWS	*Colocasia esculenta* *Gynerium sagittatum* *Heliconia psittacorum*	COD کادمیوم سرب	٪٦۷ ۸۰٪ ٪٤۰

				جیوه ٪۵۰
Mojiri et al. (۲۰۱۶)	FWS	*Typha domingensis*	COD ٪۸۶/۷ نیتروژن آمونیاک ٪۹۹/۲ رنگ ٪۹۰/۳ نیکل ٪۸۶ کامیوم ٪۸۷/۱	
Leung et al. (۲۰۱۶)	SSF	*Aegiceras corniculatum* *Bruguiera gymnorrhiza*	کروم ٪۹۹/۸۳ مس ٪۹۵/۹ آهن ٪۹۹/۶۴ نیکل ٪۷۶/۱ سرب ٪۹۹/۸ روی ٪۸۳/۴	
Yin et al. (۲۰۱۷)	HCW	*Typha angustifolia* *Chrysopogon zizanoides* *Cyperus papyrus*	PFASs ٪۶۴	
Silvestrini et al. (۲۰۱۹)	VSSF	*Typha domingensis* *Canna indica*	COD ٪۳۰ نیتروژن آمونیومی ٪۷۵	
Witthayaphirom et al. (۲۰۲۰)	HSSF	*Typha sp.*	DEP ٪۷۴/۷ DBP ٪۷۲/۵ ۲,۶–DTBP ٪۶۹/۵ BHT ٪۶۷/۱ DEHP ٪۵۷/۹	
Yalçuk & Ugurlu (۲۰۲۰)	VSSF	*Typha latifolia* *Canna indica*	COD ٪۸۱ نیتروژن آمونیاک ٪۶۰	

ادامه جدول ۳

Gikas et al. (۲۰۲۱)	HSSF	*Typha latifolia* *Phragmites australis*	DEP ٪۹۹/۹ – ۸۳/۴ DIBP ٪۹۵/۷ – ۷۹/۰ DNOP ٪۹۹/۷– ۹۱/۴ DEHP ٪۸۱/۰ – ۷۲/۲ TCPP ٪۹۹/۶ – ۹۹/۱ CAF ٪۹۹/۶ – ۹۹/۳	
Yang et al. (۲۰۲۱)	HCW	*Canna indica* *Phragmites australis Cyperus involucratus*	COD ٪۸۶/۳ فسفر کل ٪۸۸/۲ آمونیوم ٪۸۶/۷ OCPs ٪۵۶/۹ OPPs ٪۴۱/۴ PAHs ٪۵۸/۳ VOCs ٪۷۸/۳	
Wdowczyk et al. (۲۰۲۲)	VSSF	*Phragmites australis*	نیتروژن آمونیومی ٪۹۹/۰ – ۹۶/۰ نیتروژن کجلدال ٪۸۸/۵ – ۷۵/۰ نیتروژن کل ٪۷۰/۰ – ۶۲/۵ فسفر کل ٪۸۸/۰ – ۸۴/۰	
Lott et al. (۲۰۲۳)	VSSF	*Typha latifolia* *Scirpus californicus*	نیتروژن آمونیاکی ٪۵۵/۱ – ۳۹/۴	

VSSF: (تالاب با جریان زیرسطحی), **HSSF:** (تالاب با جریان زیرسطحی افقی), **SSF:** (تالاب با جریان زیر سطحی), **FWS:** (تالاب با جریان آب آزاد سطحی), **HCW:** (تالاب ترکیبی), عمودی), **DBP**: dibutyl phthalate, **۲,۶-DTBP**: ۲,۶-di-tertbutylphenol, **BHT**: ۲,۶-di-tert-butyl-۴-methylphenol, **DEP**: diethyl phthalate, **DIBP**: di-isobutyl phthalate, **DNOP**: di-n-octyl phthalate, **DEHP**: bis(۲-ehtylxexyl) phthalate, **TCPP**: tris(۱-chloro-۲-propyl) phosphate, **CAF**: caffeine, **PAHs**: Polycyclic aromatic hydrocarbons, **OCPs**: Organochlorine pesticides, **OPPs**: Organophosphorus pesticide, **VOCs**: Volatile organic compounds, **PFASs**: per- and polyfluoroalkyl substances

۶- نتیجه‌گیری و پیشنهادات

پیشنهادات زیر برای اجرای موفقیت آمیز تصفیه شیرابه در تالاب‌های مصنوعی در کشورهای در حال توسعه می‌تواند مؤثر باشد• استفاده از زمین بایر و خشک: استفاده از زمین‌های بایر و خشک هزینه ساخت تلاب را تا حد زیادی کاهش می‌دهد. هم‌چنین ساخت تالاب مصنوعی در زمین‌های خشک به ایجاد زیستگاه برای بسیاری از گونه‌های دوزیستان و خزندگان کمک خواهد کرد• استفاده از لاینر رسی ارزان به‌عنوان لایه نفوذ ناپذیر از آلودگی آب‌های زیرزمینی جلوگیری می‌کند• کنترل حشرات و بو: برگ‌های پایین گیاه در آب غوطه‌ور می‌شوند و پس از بین رفتن تجزیه می‌شوند. بنابراین توصیه می‌شود گاهی اوقات برگ‌های افتاده و گیاهان مرده حذف شود تا مشکل بو و حشرات ناقل به حداقل برسد.

• کاربرد نماتدها و ماهی‌های بومی به از بین بردن لارو پشه‌ها کمک می‌کند و در نتیجه باعث کاهش تولید مثل حشرات می‌شود.

• محل تالاب‌های مصنوعی را می‌توان به‌عنوان یک منطقه توریستی و مرکز آموزش محیط‌زیست ارتقا داد. درآمد حاصل از آن می‌تواند برای اجرای برنامه‌های آزمایشگاهی و تحقیق و توسعه در محوطه تالاب مورد استفاده قرار گیرد.

در چند دهه اخیر، تصفیه شیرابه محل دفن زباله توسط تالاب‌های مصنوعی به‌طور گسترده‌ای در کشورهای متعددی در جهان انجام شده‌است. بدیهی است که تالاب‌های مصنوعی به‌دلیل ماهیت مقرون به صرفه و سازگار با محیط‌زیست می‌تواند فناوری ایده‌آلی برای اصلاح محل دفن زباله باشد. علاوه بر این، استقرار پوشش گیاهی در محل‌های دفن زباله با کاهش نفوذ بارندگی، فرسایش و کنترل بار هیدرولیکی را تسهیل می‌کند. به نظر می‌رسد که درجه موفقیت سیستم تصفیه از نظر راندمان حذف آلاینده‌ها توسط سیستم‌های تالاب‌های مصنوعی بسته به خواص پساب، گونه‌های گیاهی انتخاب شده، در دسترس بودن جامعه میکروبی، شرایط آب و هوایی، خواص فیزیکی و شیمیایی خاک و پیکربندی و سیستم تالاب مصنوعی متفاوت است. به خوبی ثابت شده‌است که نیتروژن، فسفر، فلزات سنگین، BOD و COD را می‌توان با موفقیت تا حد زیادی توسط سیستم‌های تالاب مصنوعی حذف کرد. علاوه بر این، این سیستم‌ها با مدیریت مناسب، هزینه‌ها را با حذف فرآیند حمل و نقل و مکانیسم‌های مختلف تصفیه که قبلاً انجام می‌شد، صرفه‌جویی می‌کنند. با این وجود، برخی از اثرات مضر شیرابه زباله ممکن است بر کارآیی تصفیه گونه‌های گیاهی تالاب تأثیر منفی بگذارد. گیاه پالایی شیرابه زباله هنوز یک راهکار جدید محسوب می‌شود و باید توسعه یابد. تعداد قابل‌ملاحظه‌ای از تحقیقات وجود دارد که در آن این سیستم گیاه پالایی شکست خورده‌است. اساساً، این شکست را می‌توان به کاربرد بیش از حد شیرابه و فقدان شیوه‌های مدیریتی به‌دلیل درک ضعیف سیستم گیاه-خاک نسبت داد. به همین دلیل، تجربه، تحقیقات و آزمایش‌های میدانی برای پیش‌بینی و تأیید اینکه شیرابه تصفیه‌شده و هم‌چنین گیاهان تالابی برداشت‌شده منجر به حذف آلاینده‌ها شده‌اند و حداقل خطر را برای انسان و محیط‌زیست به دست آورده‌اند، حیاتی هستند.

منابع

- اخروی، س.س.، اسلامیان، س.س.، ۱۳۹۹. تالاب مصنوعی، چالش-راهکار-طراحی. نشریه علمی علوم و مهندسی آب و فاضلاب، سال ۵، شماره ۳، ص ۵-۲۱.
- اخروی، س.س.، اسلامیان، س.س.، محمدزاده میاب، ن.، ۱۳۹٤. بررسی و مقایسه کارکرد انواع سیستم‌های تالاب مصنوعی در جهت تصفیه پساب، اولین کنفرانس مهندسی آب با محوریت تجاری‌سازی، کنفرانس و نمایشگاه مهندسی آب، ۲۵ و ۲٦ مهرماه، مرکز همایش‌های صدرا تهران.
- Abd El-Salam, M. M., Abu-Zuid, G. I. ۲۰۱٥. Impact of landfill leachate on the groundwater quality: a case study in Egypt, Journal of Advanced Research, Vol. ٦, P. ٥٧٩–٥٨٦
- Aeslina, A. K. ۲۰۰٤. Landfill Leachate Treatment Performance in Subsurface Flow Constructed Wetlands Using Safety Flow System. Master thesis, Universiti Teknologi Malaysia, Malaysia.

- Akratos, C. S., Tsihrintzis, V. A. ۲۰۰۷. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands, Ecological Engineering, Vol. ۲۹, P.۱۷۳–۱۹۱.
- Alufasi, R., et al. ۲۰۱۷. Mechanisms of pathogen removal by macrophytes in constructed wetlands, Environmental Technology Reviews, Vol. ٦, P. ۱۳٥–۱٤٤.
- Arliyani, I., et al. ۲۰۲۱a. Plant Diversity in a Constructed Wetland for Pollutant Parameter Processing on Leachate: A Review, Journal of Ecological Engineering, Vol. ۲۲, P. ۲٤۰–۲٥٥.
- Arliyani, I., et al. ۲۰۲۱b. Selection of Plants for Constructed Wetlands Based on Climate and Area in the Interest of Processing Pollutant Parameters on Leachate: A Review, ۳rd International Conference on Environment Sciences and Renewable Energy.
- Ávila, C., et al. ۲۰۱٤. Emerging organic contaminants in vertical subsurface flow constructed wetlands: Influence of media size, loading frequency and use of active aeration, Science of the Total Environment, Vol. ٤۹٤, P. ۲۱۱–۲۱۷.
- Bakhshoodeh, R., et al. ۲۰۱۷a. Compost leachate treatment by a pilot-scale subsurface horizontal flow constructed wetland, Ecological Engineering, Vol. ۱۰٥, P. ۷–۱٤.
- Bakhshoodeh, R., et al. ۲۰۱۷b. Composting plant leachate treatment by a pilot-scale, three-stage, horizontal flow constructed wetland in Central Iran, Environmental Science and Pollution Research, Vol. ۲٤, P. ۲۳۸۰۳–۲۳۸۱٤.
- Bakhshoodeh, R., et al. ۲۰۲۰. Constructed wetlands for landfill leachate treatment: A review, Ecological Engineering, Vol. ۱٤٦, ۱۰٥۷۲٥.
- Bavor, H., et al. ۱۹۸۷. Nutrient Removal Using Shallow Lagoon-Solid Matrix Macrophyte Systems.
- Brix, H. ۲۰۰۳. Plants used in constructed wetland and their functions. Wetland Plants Manual, Department of Plant Ecology, Institute of Biological Science, University of Aarchus, Denmark.
- Bulc, T. G. ۲۰۰٦. Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment, Ecological Engineering, Vol. ۲٦, P. ۳٦٥–۳۷٤.
- Carley, B. N., Mavinic, D. S. ۱۹۹۱. The Effects of External Carbon Loading on Nitrification and Denitrification of a High-Ammonia Landfill Leachate, Research Journal of the Water Pollution Control Federation, Vol. ۱, P. ٥۱–٥۹.
- Castillo, E., et al. ۲۰۰۷. Landfill leachate treatment using a rotating biological contactor and an upward-flow anaerobic sludge bed reactor, Waste Management, Vol. ۲۷, P. ۷۲۰–۷۲٦.
- Chiemchaisri, C., et al. ۲۰۰۹. Leachate treatment and greenhouse gas emission in subsurface horizontal flow constructed wetland, Bioresource Technology, Vol. ۱۰۰, P. ۳۸۰۸–۳۸۱٤.
- Choi, J., et al. ۲۰۱٥. Evaluation of a hybrid constructed wetland system for treating urban stormwater runoff, Desalination and Water Treatment, Vol. ٥۳, P. ۳۱۰٤–۳۱۱۰.
- Clemens, S., et al. ۲۰۰۲. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation, Trends in Plant Science, Vol. ۷, P. ۳۰۹–۳۱٥.
- Crolla, A. ۲۰۰٤. Constructed wetland in canada, ATAU Course Notes, Collège d'Alfred – University of Guelph.
- Dan, A., et al. ۲۰۱۷. a Removal of phenol, bisphenol A, and ٤-tert-butylphenol from synthetic landfill leachate by vertical flow constructed wetlands, Science of the Total Environment, Vol. ٥۷۸, P. ٥٦٦–٥۷٦.
- Davies, T. H., Hart, B. T. ۱۹۹۰. Use of aeration to promote nitrification in reed beds treating wastewater, In Constructed Wetlands in Water Pollution Control, Pergamon. P. ۷۷–۸٤.
- DoE. ۱۹۹٥. Landfill design, construction and operational practice, waste management paper, ۲٦B. Department of the Environment, HMSO, Norwich, UK.
- Eckhardt, D. A.V., et al. ۱۹۹۸. A constructed wetland system for leachate treatment of Landfill Leachate, Monroe Country, New York. In: Constructed Wetland for the treatment of landfill leachate, G. Mulamootil, E. A. McBean and F. Rovers, eds., CRC Press, Boca Raton, Florida, P. **۲۰٥-۲۲۲.**
- Fetter, C. W. ۱۹۹۳. Contaminant Hydrology. Macmillan Publishing Company, New York.
- Gao, J., et al. ۲۰۱٥. Cadmium removal capability and growth characteristics of Iris sibirica in subsurface vertical flow constructed wetlands, Ecological Engineering, Vol. ۸٤, P. ٤٤۳–٤٥۰.
- Gikas, G. D., et al. ۲۰۲۱. Removal of emerging pollutants in horizontal subsurface flow and vertical flow pilot-scale constructed wetlands, Procsses. Vol. ۹, P. ۱-۱۸.

- He, P. J., et al. ۲۰۰۷. Leachate pretreatment for enhancing organic matter conversion in landfill bioreactor, Journal of Hazardous Materials, Vol. ۱۴۲, P. ۲۸۸–۲۹۶.
- Herath, I., Vithanage, M. ۲۰۱۵. Phytoremediation in constructed wetlands. In: Ansari A. A., et al. (eds) Phytoremediation. Springer, Cham
- Hoffmann, H., et al. ۲۰۱۱. Technology review of constructed wetland, subsurface flow constructed wetland for grey-water and domestic wastewater treatment. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Eschborn, Germany.
- Hussein, M., et al. ۲۰۱۹. Leachate characterizations and pollution indices of active and closed unlined landfills in Malaysia, Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management, Vol. **۱۲, ۱۰۰۲۳۲.**
- Johnson, K. D., et al. ۱۹۹۹. Performance of a Constructed Wetlands Leachate Treatment System at the Chunchula Landfill, Mobile County, Alabama, In: Mulamoottil, G., et al. Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates. Lewis Publishers, United States of America.
- Justin, M. Z., et al. ۲۰۱۰. Phytoremediation of landfill leachate and compost wastewater by irrigation of Populus and Salix: biomass and growth response, Waste Management, Vol. ۳۰, P. **۱۰۳۲–۱۰۴۲.**
- Kadlec, R. H. ۲۰۰۹. Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands, Ecological Engineering, Vol. ۳۵, P. ۱۵۹–۷۴.
- Kadlec, R. H., Knight, R. L. ۱۹۹۶. Treatment wetlands. New York: Lewis Publishers, CRC.
- Kadlec, R. H., Wallace, S. D. ۲۰۰۹. Treatment wetlands. ۲nd Edition. CRC Press.
- Kadlec, R. H., Zmarthie, L. A. ۲۰۱۰. Wetland treatment of leachate from a closed landfill, Ecological Engineering, Vol. **۳۶, P. ۹۴۶–۹۵۷.**
- Khanitchaidecha, W., et al. ۲۰۱۰. Influence of carbon source on biological nitrogen removal by immobilised bacteria, Journal of Water Resource and Protection, Vol. ۲, **۵۲۷.**
- Korkusuz, E. A., et al. ۲۰۰۴. Treatment efficiencies of the vertical flow pilot-scale constructed wetlands for domestic wastewater treatment, Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences, Vol. ۲۸, P. ۳۳۳–۳۴۴.
- Kurniawan, T. A., et al. ۲۰۰۶. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate, Journal of Hazardous Materials, Vol. ۱۲۹, P. ۸۰–۱۰۰.
- Ladislas, S., Gérente, C. ۲۰۱۵. Floating treatment wetlands for heavy metal removal in highway stormwater ponds, Ecological Engineering, Vol. ۸۰, P. ۸۵–۹۱.
- Lavrova, S., Koumanova, B. ۲۰۱۰. Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate, Bioresource Technology, Vol. **۱۰۱, □. ۱۷۵۶–۱۷۶۱.**
- Lee, C. G., et al. ۲۰۰۹. Nitrogen removal in constructed wetland systems, Engineering in Life Science, Vol. ۹, P. ۱۱-۲۲.
- Lema, J. M., et al. ۱۹۸۸. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review, Water Air Soil Pollut, Vol. ۴۰, P. ۲۲۳–۲۵۰.
- Leung, J. Y. S., et al. ۲۰۱۶. Comparing subsurface flow constructed wetlands with mangrove plants and freshwater wetland plants for removing nutrients and toxic pollutants, Ecological Engineering, Vol. ۹۵, P. ۱۲۹–۱۳۷.
- Liu, J., et al. ۲۰۱۶. Redox zones stratification and the microbial community characteristics in a periphyton bioreactor, Bioresource Technology, Vol. ۲۰۴, P. ۱۱۴–۱۲۱.
- Lott, D. J. ۲۰۲۳. Effect of loading frequency on ammonia-nitrogen removal kinetics in early-stage pilot-scale vertical flow constructed wetlands treating landfill leachate, ACS ES&T Engineering. Vol. ۳, P. ۱۸۳-۱۹۲
- Mangkoedihardjo, S., Samudro, G. ۲۰۱۴. Research strategy on kenaf for phytoremediation of organic matter and metals polluted soil, Advances in Environmental Biology, Vol. ۸, P. ۶۴-۶۷
- Marañón, E., et al. ۲۰۰۸. Coagulation–flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification–denitrification plant, Journal of Hazardous Materials, Vol. ۱۵۶, P. ۵۳۸–۵۴۴.
- Masi, F., Martinuzzi, N. ۲۰۰۷. Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation, Desalination, Vol. ۲۱۵, P. ۴۴-۵۵.
- Matamoros, V., et al. ۲۰۱۷. Mitigation of emerging contaminants by full-scale horizontal flow constructed wetlands fed with secondary treated wastewater, Ecological Engineering, Vol. ۹۹, P. ۲۲۲–۲۲۷.

- Merz, S. K., ۲۰۰۰. Guidelines for Using Free Water Surface Constructed Wetlands to Treat Municipal Sewage, Department of Natural Resources.
- Midhun, G., et al. ۲۰۱٦. Wastewater treatment studies on free water surface constructed wetland system. In: Prashanthi, R.S.M. (Ed.), Integrated Waste Management in India. Springer International Publishing, P. ۹۷–۱۰۹.
- Mojiri, A., et al. ۲۰۱٦. Metals removal from municipal landfill leachate and wastewater using adsorbents combined with biological method, Desalination and Water Treatment, Vol. ٥٧, P. **۲۸۱۹–۲۸۳۳.**
- Mojiri, A., et al. ۲۰۱۷. Concentrated landfill leachate treatment with a combined system including electro-ozonation and composite adsorbent augmented sequencing batch reactor process, Process Safety and Environmental Protection, Vol. ۱۱۱, P. ۲٥۳–۲٦۲.
- Naveen, B. P., et al. ۲۰۱٦. Effect of aging on the leachate characteristics from municipal solid waste landfill, Japanese Geotechnical Society Special Publication, Vol. ۲, P. ۱۹٤۰–۱۹٤٥.
- Nivala, J., et al. ۲۰۰۷. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland, Science of the Total Environment, Vol. ۳۸۰, P. ۱۹–۲۷.
- Noor Ida Amalina A. N. ۲۰۰٦. Leachate treatment using Constructed wetland with magnetic field. Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia, Malaysia.
- Ogata, Y., et al. ۲۰۱٥. Water reduction by constructed wetlands treating waste landfill leachate in a tropical region, Waste Management, Vol. ٤٤, P. ۱٦٤–۱۷۱.
- Peng, Y. ۲۰۱۷. Perspective on technology for landfill leachate treatment, Arabian Journal of Chemistry, Vol. ۱۰, P. ۲٥٦۷–۲٥۷٤.
- Qi, C., et al. ۲۰۱۸. Contaminants of emerging concern in landfill leachate in China: a review, Emerging Contaminants, Vol. ٤, P. ۱–۱۰.
- Ramakrishnan, A., et al. ۲۰۱٥. Emerging contaminants in landfill leachate and their sustainable management, Environmental Earth Sciences, Vol. ۷۳.
- Renou, S., et al. ۲۰۰۸. Landfill leachate treatment: Review and opportunity, Journal of Hazardous Materials, Vol. ۱٥۰, P. ٤٦۸–٤۹۳.
- Sakadevan, K., Bavor, H. J. ۱۹۹۸. Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems, Water Research, Vol. ۳۲, P. ۳۹۳–۳۹۹.
- Samadder, S. R., et al. ۲۰۱۷. Analysis of the contaminants released from municipal solid waste landfill site: a case study. Science of the Total Environment, Vol. ٥۸۰, P. ٥۹۳–٦۰۱.
- Samudro, G., Mangkoedihardjo, S. ۲۰۲۰. Mixed plant operations for phytoremediation in polluted environments– A critical review. Vol. ۱۲, P. ۹۹–۱۰۳.
- Samudro, H., Mangkoedihardjo, S. ۲۰۲۱. Indoor phytoremediation using decorative plants: An overview of application principles, Journal of Phytology, Vol. ۱۳, P. ۲۸–۳۲.
- Sawaittayothin, V., Polprasert, C. ۲۰۰۷. Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate, Bioresource Technology, Vol. ۹۸, P. **٥٦٥–٥۷۰.**
- Scandelai, A. P. J., et al. ۲۰۱۹. Identification of organic compounds in landfill leachate treated by advanced oxidation processes, Environmental Technology, Vol. ٤۰, P. ۷۳۰–۷٤۱.
- Shelef, O., et al. ۲۰۱۳. Role of plants in a constructed wetland: Current and new perspectives, Water, Vol. ٥, P. ٤۰٥–٤۱۹.
- Sheridan, C. M., et al. ۲۰۱٤. Estimating rate constants of contaminant removal in constructed wetlands treating winery effluent: a comparison of three different methods, Process Safety and Environmental Protection, Vol. ۹۲, P. ۹۰۳–۹۱٦.
- Sheridan, C., et al. ۲۰۱۸. A review on the use of constructed wetlands for the treatment of acid mine drainage, Constructed Wetland for Industrial Wastewater Treatment, P. ۲٤۹–۲٦۲.
- Silvestrini, N. E. C., et al. ۲۰۱۹. Effect of feeding strategy on the performance of a pilot scale vertical flow wetland for the treatment of landfill leachate, Science of the Total Environment, Vol. ٦٤۸, P. ٥٤۲–٥٤۹.
- Singh, N. P., Santal, A. ۲۰۱٥. Phytoremediation of heavy metals: the use of green approaches to clean the environment. In: Ansari A. A., et al. (eds) Phytoremediation. Springer, Cham.
- Song, Z. W., et al. ۲۰۰۸. Indicator microorganisms and pathogens removal function performed by copepods in constructed wetlands, Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, Vol. ۸۱, P. ٤٥۹–٤٦۳.
- Sundaravadivel, M., Vigneswaran, S. ۲۰۰۱. Constructed wetlands for wastewater treatment.

- Talalaj, I. A. ۲۰۱۵. Removal of organic and inorganic compounds from landfill leachate using reverse osmosis. Int, International Journal of Environmental Science and Technology, Vol. ۱۲, P. ۲۷۹۱–۲۸۰۰.
- Tanner, C. C., Headley, T. R. ۲۰۱۱. Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants, Ecological Engineering, Vol. ۳۷, P. ٤٧٤–٤٨٦.
- Thien, S. H., ۲۰۰۵. Leachate Treatment by Floating Plants in Constructed Wetland. Master Thesis, Universiti Teknologi Malaysia.
- Tilley, E., et al. ۲۰۱٤. Compendium of sanitation system and technologies. ۲nd revised Edition. Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology.
- Trabelsi, I., et al. ۲۰۰۹. Coupling of anoxic and aerobic biological treatment of landfill leachate, Desalination, Vol. ۲٤٦, P. ٥٠٦–٥١٣.
- Villar, M. P., et al. ۲۰۱۲. Vertical subsurface wetlands for wastewater purification, Procedia Engineering, Vol. ٤٢, P. ۱۹٦۰–۱۹٦۸.
- Vymazal, J. ۱۹۹٥. Algae and Element Cycling in Wetlands. Chelsea: Lewis Publishers. P. ٦۹۸.
- Vymazal, J. ۲۰۰۷. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands, Science of Total Environment, Vol. ۳۸۰, P. ٤۸–٦٥.
- Vymazal, J. ۲۰۱٤. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: a review, Ecological Engineering, Vol. ۷۳, P. ۷۲٤–۷٥۱.
- Vymazal, J., ۲۰۰٥. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment, Ecological Engineering, Vol. ۲٥, P. ٤۷۸–٤۹۰.
- Vymazal, J., et al. ۱۹۹۸. Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe: Backhuys Leiden, Water Environment Research, Vol. ٦۷, P. ۸٥٥–۸٦۲.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L. ۲۰۰۸. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. Springer.
- Vymazal, J., Kröpfelová, L. ۲۰۱۱. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First two years of operation, Ecological Engineering, Vol. ۳۷, P. **۹۰–۹۸.**
- Wang, X., et al. ۲۰۰۹. Advanced wastewater treatment by integrated vertical flow constructed wetland with Vetiveria zizanioides in north China, Procedia Earth and Planetary Science, Vol. ۱, P. ۱۲٥۸–۱۲٦۲.
- Wdowczyk, A., et al. ۲۰۲۲. Removal of selected pollutants from landfill leachate in constructed wetlands with different filling, Bioresource Technology, Vol. ۳٥۳, ۱۲۷۱۳٦.
- Weber, K. P., Legge, R. L. ۲۰۰۸. Pathogen removal in constructed wetlands. In: Wetlands: Ecology, Conservation and Restoration, Nova Science Publisher, Inc. P. ۱۷٦–۲۱۱.
- Welander, U., et al. ۱۹۹۷. Nitrification of landfill leachate using suspended-carrier biofilm technology, Water Research, Vol. ۳۱, P. ۲۳٥۱–۲۳٥٥.
- Werker, A. G. ۲۰۰۲. Treatment variability for wetland wastewater treatment design in cold climates, Ecological Engineering, Vol. ۱۹, P. ۱–۱۱.
- Wijesekara, S., et al. ۲۰۱٤. Fate and transport of pollutants through a municipal solid waste landfill leachate in Sri Lanka, Environmental Earth Sciences, Vol. ۷۲, P. ۱۷۰۷–۱۷۱۹
- Witthayaphirom, C., et al. ۲۰۲۰. Organic micro-pollutant removals from landfill leachate in horizontal subsurface flow constructed wetland operated in the tropical climate, Journal of Water Process Engineering, Vol. ۳۸, ۱۰۱٥۸۱.
- Yalçuk, A., Ugurlu, A. ۲۰۰۹. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment, Bioresource Technology, Vol. ۱۰۰, P. ۲٥۲۱–۲٥۲٦
- Yalçuk, A., Ugurlu, A. ۲۰۲۰. Treatment of landfill leachate with laboratory scale vertical flow constructed wetlands: plant growth modeling, International Journal of Phytoremediation, Vol. ۲۲, P. ۱٥۷-۱٦٦.
- Yang, C., et al. ۲۰۲۱. Removal of organic pollutants by effluent recirculation constructed wetlands system treating landfill leachate, Environmental Technology & Innovation, Vol. ۲٤, ۱۰۱۸٤۳.
- Yin, T., et al. ۲۰۱۷. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances removal in a full-scale tropical constructed wetland system treating landfill leachate, Water Research, Vol. ۱۲٥, P. ٤۱۸–٤۲٦.
- Zalesny, R. S. ۲۰۰٦. Sapflow of hybrid poplar (*Populus nigra* L.×*P. maximowiczii* A. Henry 'NM٦') during phytoremediation of landfill leachate, Biomass Bioenergy, Vol. ۳۰, P. ۷۸٤–۷۹۳.

- Zhang, D. Q., et al. ۲۰۱۱. Removal of pharmaceutical compounds in tropical constructed wetlands, Ecological Engineering, Vol. ۳۷, P. ٤٦۰–٤٦٤.
- Zhang, D. Q., et al. ۲۰۱۲. Pharmaceutical removal in tropical subsurface flow constructed wetlands at varying hydraulic loading rates, Chemosphere, Vol. ۸۷, P. ۲۷۳–۲۷۷.
- Zhang, Q., Weiming, L. ۲۰۱۱. Analysis on affected factors of treatment efficiency of rural sewage removal with constructed wetland, Procedia Environmental Sciences, Vol. ۱۰, P. ۲۳۱٤–**۲۳۱۹.**
- Zhang, Z., et al. ۲۰۰۷. Nutrient removal from simulated wastewater using Canna indica and Schoenoplectus validus in mono- and mixed-culture in wetland microcosms, Water, Air, and Soil pollution, Vol. ۱۸۳, P. ۹٥–۱۰٥.

A review of landfill leachate treatment in constructed wetlands

Seyed Mostafa Emadi Baladehi[*۱], Seyed Alireza Mousavi Elyerdi[۲]

[*۱]Graduated M.Sc. Student, Department of Soil Science and Engineering, Faculty of Crop Sciences, Sari Agriculture Sciences and Natural Resources University

[۲] Graduated M.Sc. Student, Department of Soil Science and Engineering, Faculty of Crop Sciences, Sari Agriculture Sciences and Natural Resources University

[*]Email Address: mostafaemadibaladehi@gmail.com

Abstract

Introduction

Landfill leachate is a complex refractory wastewater which consists of extensive level of organic compounds, ammonia, and heavy metals. Contamination of water by landfill leachate has become a serious environmental concern worldwide due to its adverse impact on human health, aquatic organisms, and agricultural crop production. Basically, the pollutants found in landfill leachate include heavy metals, extraneous organic compounds (XOCs), organic compounds, and inorganic compounds. on the other hand, Advanced physico-chemical and biological leachate treatment technologies require continuous budget and energy supply and sufficient technical capabilities for the operation and maintenance of the equipments. Therefore, high-tech solutions are not sustainable for many landfill sites, particularly in developing countries. In recent years, constructed wetland (CW) has received promising attention in the treatment of landfill leachate, because of its costeffective and eco-friendly nature and simplicity in operation, in addition to higher treatment efficiency. Besides their small ecological footprint, CW systems possess similar aesthetic value as natural wetland systems. Constructed wetland systems consist of different media types, and typically, same species of emergent plants. The inherent features of wetland plant species such as extremely high transpiration rates, frost resistance, disease resistance, and tolerance to high heavy metal(loid) concentrations make them successful for remediation purposes. Additional characteristics including ease of rooting, fast establishment, quick growth, extensive rates of photosynthesis, and elevated usage of water make them successful in CW systems. Further, the clear advantage of using vegetation species in a CW is provision of supporting media for biological activities. Moreover, ecological advantages including carbon sequestration, erosion control, pollution prevention, and enhancing landscape appearance are some of the prevailing benefits of wetland plant species. Constructed wetland system is mainly classified into free water surface system (FWS) and subsurface flow system (SSF). In FWS, oxygen is prevalently introduced into the wetland via algal photosynthesis and atmospheric diffusion. In SSF, leachate flows underneath and through the plant rooting media, and subsequently leachate level is maintained below the tip of the substratum. In terms of fewer issues arising from odors, disease-related vectors, and public exposure, SSF is highly recommended for landfill leachate treatment. SSF is of two types, horizontal and vertical. In the horizontal flow systems (HSSF), the leachate is fed into the inlet and continues its way under the surface of the bed in a more or less horizontal path until it reaches the outlet zone. Conversely, in the vertical flow systems (VSSF), landfill leachate is fed on the whole surface area through distribution system and passes the filter in a more or less vertical path. In VSSF, greater oxygen transport is involved compared to the HSSF. As a result, VSSF is more efficient for removing ammoniacal nitrogen ($NH_۴$-N) and organic matter from landfill leachate. The efficiency of landfill leachate remediation achieved by CW depends upon different factors including the type of media used (sand, gravel, clay, or silt), availability of microorganisms, and selectivity of plants (monoculture or mixed beds). The purpose of this study is to investigate the use and efficiency of different types of constructed wetlands for the treatment of landfill leachate, the selection of suitable plant species, the mechanism of pollutant removal, and finally a summary of the performance of the constructed wetland system in the treatment of various leachate pollutants in laboratory and field studies.

Methodology

To carry out this study, keywords such as " Constructed wetlands", "landfill leachate pollutant " and "Landfill leachate treatment" were searched in the Web of Science, Google Scholar, ScienceDirect and SID databases. For these keywords, ۱٦٤ articles were found from ۱۹۸۷ to ۲۰۲۳. After the

screening, quality review and removal of repetitive and unrelated articles, ۱۰۷ relevant articles were used. The main criterion for the selection of articles was the effectiveness of various types of constructed wetlands for the treatment of landfill leachate, the selection of appropriate plant species, and the mechanism and efficiency of pollutant removal. The quality of the articles was evaluated through the SJR index, the citation, the Impact Factor and the SNIP index.

Results

A review of the researches shows that Constructed wetlands for landfill leachate, on average, showed a removal efficiency of ۶۰–۸۰٪ for BOD_5, with FWS and VSSF showing the highest removal. A closer look at the BOD_5 range showed that FWS had been used only for very low inlet concentrations. For studies with higher BOD_5, mostly hybrid CW have been used. COD removal efficiency, on the other hand, covered a wider range between ۲۰ and ۶۰٪. While hybrid and VSSF CW showed similar COD removal, it should be noted that HSSF have been used for leachates with COD values in higher range compared to VSSF and hybrid CW. BOD_5/COD ratio, while reduced in the effluent compared to influent, was almost predominantly similar in different types of CW. This can also be due to the lack of reported data in the literature, as many of the studies only report BOD_5 or COD as an indicator of organic matter; therefore, the BOD_5/COD ratio were not always available. CWs showed ۶۰–۷۵٪ removal efficiency in removing Ammonia-N, with hybrid CW being the most successful. It should be noted that hybrid CW have been used for leachates with the greater NH_3 concentration as well. As expected, the greatest extent of nitrification was observed in VSSF and hybrid CW, while VSSF CW were most successful in removing TN. In terms of TSS and TP, while overall removal ranges of ۵۰–۶۵٪ and ۵۵–۸۰٪ for TSS and TP, respectively, are observed for all CW, HSSF and hybrid CWs proved to be the most successful in removing TSS and TP. The number of studies reporting heavy metal removal using CW was found to be small, making it harder to draw firm conclusions. VSSF CW appear to have been the most successful CW type in removing different types of heavy metals. Heavy metals removals have been reported in the range of ۱۵–۹۵٪, with Phragmites sp. plants proving to be the most successful species in removing metals.

Conclusion

In the last couple of decades, an on-site treatment of landfill leachate with the help of CW is widely practiced in numerous nations in the world. It is obvious that CW could be the ideal technology for landfill remediation due to its cost-effective and eco-friendly nature. Additionally, establishing vegetation in landfill sites will facilitate erosion and hydraulic control by reducing infiltration of rainfall. It appears that the degree of success in terms of contaminant removal efficiency by CW systems varies depending upon the plant species selected, availability of microbial community, climatic conditions, physico-chemical properties of soil, and CW configuration. Also, treating landfill leachate using CW demands careful attention and design specifications must to be investigated case by case. To enhance the performance of biodegradable organic compound removal from landfill leachate, pre-CW strategies such as using aeration and sedimentation are needed, but their quantifiable removal performance enhancement and economic assessment should be investigated further. Constructed wetland can also be modified by biochar/zeolite/adsorbent addition, and combined with other methods, such as double-chamber anaerobic reactor and microbial fuel cell-coupled constructed wetland in order to increase the removal efficiency of pollutants.

Keyword

Constructed wetlands; Landfill leachate; Chemical oxygen demand; Heavy metals; Removal nitrogen