مقاله پژوهشی

علوم و تکنولوژی محیط زیست، دوره بیست و سوم، شماره پنج، مردادماه ۱۴۰۰(۲۶۸-۲۴۷)

بررسی بیوراکتورهای غشایی نوین در تجزیه بیولوژیکی شیرابه مراکز دفن پسماند شهری

محمد اعتمادی [۱]

مرتضی شکری [۲*]

Msh.Shokri@gmail.com

تاریخ دریافت: ۹۴/۸/۱۶ **تاریخ پذیرش: ۹۵/۶/۲۱**

چکیده

زمینه و هدف: در این مقاله، به تنویر و بررسی بیوراکتورهای غشایی (MBR) مورد استفاده در مراکز دفن پسماندهای شهری پرداخته شده است. از آن جا که امروزه میزان تولید سرانه زباله در حال افزایش بوده و به علت عدم توازن بین حجم زباله های تولیدی و بازیافتی در اکثر مناطق جهان، نحوه مدیریت و جمع آوری پسماندها چالش برانگیز بوده، لذا روش دفن بهداشتی زباله های تولیدی، بهترین روش کاربردی در اکثر کشورها می‌باشد. در این راستا، کنترل و مدیریت شیرابه های تولیدی در مراکز دفن پسماند به جهت جلوگیری از آب های زیرزمینی و خاک امری لازم و ضروری است.

روش بررسی: در این تحقیق، به بررسی مطالعات صورت گرفته بر روی تعدادی از جدیدترین بیوراکتورهای غشایی کاربردی در مراکز دفن پسماند شهری بزرگ، مزایا و معایب هریک از این روش ها و موارد کاربرد آن ها پرداخته شده است. به همین منظور، مقالات و پژوهش‌های اخیر در حوزه تجزیه بیولوژیکی شیرابه‌ها مورد مطالعه و بررسی قرار گرفتند.

یافته‌ها: از میان روش‌های مختلف تصفیه بیولوژیکی، سیستم مرکب به عنوان یکی از موثرترین و توان مندترین روش تصفیه و تجزیه بیولوژیکی پساب ها مورد ارزیابی قرار می گیرد و در انتها نیز دو مدل پایلوت هوازی به منظور جلوگیری از رسوب گذاری غشاها جهت نمایش عملکرد کربن دانه ای فعال مقایسه شده است. هم‌چنین، میزان پاک سازی پارامترهای مهم آلاینده پساب ها نظیر COD و NH_3-N در حضور کربن دانه ای فعال بررسی شدند.

بحث و نتیجه گیری: به منظور تصفیه شیرابه‌های مراکز دفن پسماند شهری، روش های مختلفی استفاده می‌گردد که هریک دارای نقاط قوت و ضعف هستند. با بررسی و امکان سنجی سایت دفن زباله‌های شهری، می‌توان بهینه ترین و موثرترین روش را از نظر عملکرد و هزینه را براساس نیاز انتخاب نمود.

واژه‌های کلیدی: مرکز دفن پسماند، بیوراکتورهای غشایی، تجزیه بیولوژیکی، کربن دانه ای فعال، پایلوت هوازی.

۱- دانش آموخته مهندسی عمران، دانشگاه بوعلی سینا، دانشکده فنی مهندسی کبودراهنگ، همدان، ایران.

۲- استادیار گروه مهندسی عمران، دانشگاه بوعلی سینا، دانشکده فنی مهندسی کبودراهنگ، همدان، ایران. *(مسوول مکاتبات)

J. Env. Sci. Tech., Vol 23, No. 5, August, 2021

Modern Membrane Bio Reactors Investigation in biodegrading of municipal landfills leachate

Mohammad Etemadi [1]
Morteza Shokri [2*]
Msh.Shokri@gmail.com

Admission Date: September 11, 2016 Date Received: November 7, 2015

Abstract

Background and Objective: This article, demonstrate uses of Membrane Bio Reactors in municipal landfills. Because of daily increasing sweeping amounts and no balance between generation and recycling of them in the most part of the world, type of management and gathering of sweeping has challenged. Thus hygienic burial method for generated sweeping is one of the applied methods in many countries. Hence, monitoring and management of productive leachate of municipal landfills to prevent underground water and soil from pollutant is obligatory.

Material and Methodology: In this study, some modern Membrane Bio Reactors in municipal landfill were investigated. Then, advantages, defects, and application of each ones have been considered. Therefore, recent articles and researches about biodegrading of leachate were studied.

Findings: Among the various methods of biological treatment, complex system method is one of the effective and strong approaches to treatment and biodegrading of wastewaters. Finally, to showing active carbon action for prevention of membranes fouling, two aerobic pilots with equal conditions were compared. Also, clearing the important parameters of wastewater contaminants such as COD and NH_3-N in the presence of granular activated carbon was compared.

Discussion and Conclusion: In order to treatment of municipal landfills leachate lots of methods with strengths and weaknesses is used. With investigation and Feasibility of municipal landfill site, the most efficient and effective method in terms of performance and cost based on need can be selected.

Keywords: Landfill, Membrane Bio Reactors, Biodegrading, Granular active carbon, Aerobic pilot.

1- Graduated of Civil Eng., Bu – Ali Sina University, Hamedan, Iran.
2- Assistant. Prof., Dept. of Civil Eng., Bu – Ali Sina University, Hamedan, Iran. **(Corresponding Author)*

مقدمه

زباله ها مواد زایدی هستند که حیات و محیط زیست بشر را به خطر می اندازند. به طور کلی، زباله بـه عنـوان مـواد حاصـل از فعالیت های مختلف انسانی تعریف مـی شـود. صـنعتی شـدن جوامع، افزایش روز افزون جمعیت و هم چنین اسـراف گرایـی جامعه‌ی امروزی، از عوامل افزایش تولیـد سـرانه‌ی زبالـه هـا و پسماند ها در قرن حاضر است. به دلیـل شـیوع بیمـاری هـای خطرناکی همچون سرطان و ایدز و اثبات ارتباط مستقیم آن‌ها با آلودگی های زیست محیطی از سال ۱۹۷۵ میلادی، اکثریت قریب به اتفاق کشور های جهان اقدام به تهیه و تنظیم قوانینی به منظور کنترل مواد زاید نمودند.

یکی از ارکان مهم تأمین و حفظ سلامت جامعه، وجـود مراکـز دفن بهداشتی زباله در آن جامعه مـی باشـد. یـک مرکـز دفـن زباله بهداشتی، مجموعه ای است کـه عـلاوه برکنتـرل محـیط زیستی بر فعالیت آن، طراحی آن نیـز بـر اسـاس معیـار هـای مهندسی بوده و تابع قوانین و ضوابط محیط زیستی باشـد. بـه علت عواملی چون کاهش آلودگی، اشتغال زایی و از همه مهـم تر جنبه اقتصادی، استفاده از مراکز دفن زباله[1] نسبت به سـایر روش هـای سـنتی نظیـر سـوزاندن[2]، انعقـاد سـازی[3]، جـذب سطحی[4] و... ارجحیت دارد(۱).

یکی از چالش های اساسی مراکز دفن پسماند شهری، کنترل و مدیریت شیرابه های حاصل از انباشت زباله ها است. به همـین دلیل طراحی ایـن مراکـز، نیازمنـد دانـش بـه روز مهندسـی و تکنولوژی های نوین است(۲).

شیرابه حاصل از زباله، یکـی از منـابع آلـوده کننـده آب هـای سطحی و زیر زمینی و نیز خاک می باشد که درجه ی آلودگی آن چندین برابر فاضلاب ها و پساب های خانگی اسـت. پسـاب های مقاوم، آمونیاک، فلزات سنگین و فلـزات شـیمیایی آلـوده کننده، از مواد اصـلی تشـکیل دهنـده ی شـیرابه هـا هسـتند. مقادیر این مواد تحـت تـاثیر عـواملی چـون سـن زبالـه هـای مدفون، اقلیم و مشخصات هیدرولوژیکی منطقه (میزان و شدت بارندگی، رطوبت هوا و تبخیر) می باشد(۳و۴).

براساس مطالعات انجـام شـده، سـن پسـماندها از مهـم تـرین عوامل تاثیر گذار بر ساختار تشکیل دهنـده ی مـواد آلاینـده و مقاومت شیرابه ها در برابر تجزیه شدن مـی باشـد. بـه همـین منظور در یکی از انواع طبقه بندی، شیرابه ها را بر حسب سـن به صورت شیرابه جوان (کم تر از ۵ سال)، شیرابه متوسـط (۵-۱۰سال) و شیرابه قدیمی (بالاتر از ۱۰ سال) تقسیم بندی مـی نمایند(۵).

در جدول (۱)، شیرابه های جوان، متوسط و قدیمی بـر اسـاس مقادیر مواد آلاینده مقایسه شده اند.

1- landfills
2- Incineration
3- Coagulation
4- Adsorption

جدول ۱- طبقه بندی و ترکیبات شیرابه های مراکز دفن زباله بر اساس سن

Table 1. Classification and composition of landfill leachate based on age

مشخصه ها	شیرابه جوان	شیرابه متوسط	شیرابه قدیمی
سن (سال)	<۵	۱۰-۵	>۱۰
pH	<۶/۵	۷/۵-۶/۵	>۷/۵
BOD/COD	۰/۵-۱	۰/۱-۰/۵	<۰/۱
COD ($\mathbf{mg\ L^{-1}}$)	>۱۰۰۰۰	۴۰۰۰-۱۰۰۰۰	<۴۰۰۰
$\mathbf{NH_3 - N(mg^{L-1})}$	<۴۰۰	ناچیز	>۴۰۰
فلزات سنگین	متوسط رو به پایین	کم	کم
قابلیت تجزیه پذیری	زیاد	متوسط	کم

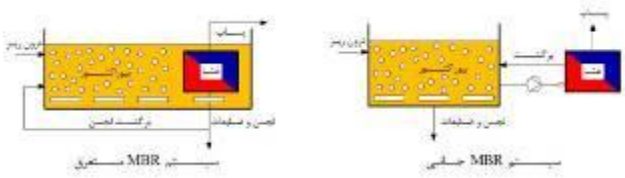
همان طور که جدول (۱) نشان می دهد، تجزیه و کنترل شیرابه های سنین مختلف با روش های متفاوتی انجام می گیرد. در این میان شیرابه‌های قدیمی به دلیل خاصیت قلیایی بالا و هم چنین قابلیت تجزیه پذیری کم، نیازمند تدابیر مهمی برای تجزیه و کنترل می‌باشند. در این پژوهش، به بررسی روش‌های تجزیه بیولوژیکی در بیوراکتورهای غشایی پرداخته می‌شود.

به کارگیری روش بیوراکتور غشایی در مراکز مختلف تصفیه فاضلاب صنعتی و شهری از حدود سال ۱۹۹۰ میلادی آغاز شده است. از فواید و مزایای مهم این روش می توان به توانایی تجزیه بیولوژیکی پساب های سخت و مقاوم، پایداری در بهره برداری و کیفیت بسیار بالای پساب خروجی، اشاره نمود(۶و۷).

MBR یک سیستم تصفیه فاضلاب یک‌پارچه می باشد که شامل دو بخش اصلی است. یک واحد بیولوژیکی یا یک بیوراکتور که نقش تجزیه بیولوژیکی را ایفا می کند و دیگری یک واحد غشایی که وظیفه ی آن جداسازی و ته نشین نمودن لجن ها از پساب ها یا به عبارت دیگر زلال سازی می باشد(۸). بسته به نحوه قرارگیری واحد فیلتراسیون و غشایی مربوطه، دو سیستم جریان مستغرق[1] و سیستم جریان جانبی[2] وجود دارد. در سیستم جریان جانبی، واحد غشایی در خارج از راکتور و در سیستم مستغرق، به صورت غرق شده درون راکتور قرار می گیرد(۹). لازم به ذکر است استفاده از سیستم مستقرق رایج تر و متداول تر می باشد.

فیلترها یا همان غشاها به صورت صفحات تخت[3]، ورق و قاب[4] و یا لوله ای[5] در سیستم های متعارف MBR استفاده می شوند. شکل (۱) دو نوع سیستم جریان مستغرق و جانبی MBR را به صورت شماتیک نشان می دهد.

1- Submerged
2- Side stream
3- Flat sheet
4- Plate and Frame
5- Tubular



شکل ۱- شکل شماتیک اجزای مختلف دو نوع سیستم متعارف MBR

Figure 1. Schematic form the different components of two types of standard MBR systems

روش MBR در تصفیه و کنترل فاضلاب های صنعتی و شیرابه های مراکز دفن پسماندکاربرد دارد. تا کنون حدود ۵۰ مرکز تصفیه خانه فاضلاب مجهز به MBR در اروپا مورد بهره برداری قرار گرفته اند.(۱۰) هم چنین براساس مطالعات وانگ و همکاران (۲۰۰۸) بیش از ۱۵ مرکز دفن پسماند شهری در چین مجهز به روش MBR می باشند که از سال ۲۰۰۶ شروع به فعالیت نموده اند. شکل (۲) نوع اول سیستم MBR به نام سیستم مستغرق در چین را نشان می دهد. جدول (۲)، تعدادی از بیوراکتورهای غشایی مورد استفاده در مراکز دفن پسماند شهری کشورهای مختلف را عرضه می‌کند.

شکل ۲- سیستم MBR جریان مستغرق به منظور تجزیه بیولوژیکی پسماندهای شهری در کشور چین

Figure 2. Submerged MBR system for biological decomposition of municipal solid waste in China

جدول ۲- تعدادی از بیوراکتورهای غشایی (MBR) در مراکز دفن پسماند شهری

Table 2. A number of membrane bioreactors (MBR) for municipal solid waste disposal

مدل غشا		مستغرق	جریان جانبی	جریان جانبی	مستغرق	مستغرق	جریان جانبی
حجم تانکر بیوراکتور (لیتر)		۱۰۰۰	۱۰۰۰	۱۲۰۰۰۰	۱۳۲۰۰۰	۱۵	۵۰
محل مرکز		تایلند	چین	انگلستان	آلمان	لهستان	آلمان
نام مرکز		Thailand	Tianjin	Dorset	Penzberg	Tychy	Alsdorf-Warden
عملکرد پاک‌سازی (٪)	BOD	۹۹/۶۰	۷۴	بیش از ۹۶	۹۵	بیش از ۹۸	۹۱
	COD	۶۰-۷۸	۸۷	۷۶	۶۵	۸۹	۳۰
مقیاس		اجرایی	اجرایی	اجرایی	اجرایی	آزمایشگاهی	آزمایشگاهی
مرجع		(۱۱)	(۱۲)	(۱۳)	(۱۴)	(۱۵)	(۱۶)

مواد و روش ها

محققان و پـژوهش‌گـران حـوزه محـیط زیسـت، بـا بررسـی و پژوهش های فراوانی که انجام داده اند، به نقاط قـوت و ضـعف بیوراکتورهای غشایی تا حدودی دست یافته اند. در کنـار ایـن امر، توسعه و گسترش علوم مهندسـی سـبب دسـت یـابی بـه تکنولوژی و روش های نوین در زمینه تجزیه پساب ها گردیـده است. لازم به ذکر است، افزایش روز افزون مقادیر شیرابه هـای تولیدی، پساب های مقاوم و سخت نیز سبب توسعه و گسترش فعالیت های پژوهشی بـر روی بیوراکتورهـای غشـایی در دهـه های اخیر می باشد.

از این رو، در ایـن پـژوهش بـه مطالعـه و بررسـی جدیـدترین بیوراکتورهـای غشـایی، نظیـر بیوراکتـور غشـایی بـی هـوازی، بیوراکتور غشایی بی هوازی پویا، غشای اسمزی مسـتقیم و در نهایـت روش ترکیبـی فیزیکـی شـیمیایی بـه منظـور تجزیـه بیولوژیکی شیرابه های مراکز دفن پسماند شهری اشـاره شـده است.

روش بیوراکتور غشایی بی هوازی[1]

روش بیوراکتور غشایی بی هوازی به نام AnMBR، یک روش تجزیه بیولوژیکی جدید اسـت کـه بـدون مصـرف اکسـیژن بـا استفاده از غشا ذرات معلق پساب را جدا می کند(۱۷).

روش بیوراکتور غشایی بی هوازی، نخستین بار توسط گـرتلین (۱۹۷۸) استفاده شد(۱۸). وی بـا اسـتفاده از سیسـتم غشـای جریـان جـانبی، توانسـت بـه پسـاب خروجـی بـا کـاهش مقدارBOD به میزان ۸۵-۹۵ درصد و هم‌چنین رفع آلـودگی ۷۲ درصدی نیترات برسد. گسترش مقیـاس هـای اقتصـادی و تجاری روش حاضر، مدیون تلاش و کوشش های انجام شده در سـال ۱۹۸۰ مـیلادی تحـت عنـوان سیسـتم‌هـای غشـاهای بیوراکتوری بی هوازی (MARS)[2]و اولترا فیلتراسـیون تجزیـه بی هوازی می باشد (ADUF)[3](۱۹).

در این روش، به دلیل حذف بخش هوادهی در سیستم، کنترل لجـن هـا بـا هزینـه‌ی کـم‌تـری نسـبت بـه سـایر روش هـای بیوراکتورهای غشایی صورت می گیرد(۲۰و۲۱). علاوه بـر ایـن مزیت، به منظور بهینه سازی مصرف انرژی و نیز رفع مشکلات روش های قـدیمی نظیـر رسـوب گـذاری در غشـاها، از سـال ۲۰۱۰ روش بـی هـوازی مسـتغرق در مراکـز دفـن پسـماند و پژوهش های آزمایش‌گاهی به صورت چشم گیری استفاده مـی شود.

از دیگر مزایای این روش، مـی‌تـوان بـه کیفیـت بـالای پسـاب خروجی، کم‌تر بودن لجن مازاد و مصرف انرژی پایین‌تـر اشـاره نمـود. هماننـد روش بیوراکتـور غشـایی هـوازی، در روش بـی هوازی نیز از مدول غشایی (قسمت فیلتراسیون جداساز) به دو صورت جریان مستغرق و جریان جانبی استفاده مـی شـود. در این روش، حالت جریـان جـانبی کـاربرد بـیش‌تـری داشـته و مزایایی چون کنترل رسوب گذاری فیلترها، تعـویض و جـا بـه جایی راحت تر فیلتر ها را دارد(۲۲)، اما در مقایسـه بـا حالـت مستغرق، به دلیل نیاز تعویض فیلترها، هزینـه ی بـالاتر و هـم چنین مصـرف انـرژی بـالایی دارد کـه علـت آن پـایین بـودن سرعت عبور جریان نسبت به حالت مسـتغرق مـی باشـد (۲۳، ۲۴ و ۲۵).

غشاهای فیلتراسیون براساس ساختار موادشان، به سه دسته ی عمده پلیمری، فلزی و سـرامیکی طبقـه بنـدی مـی شـوند. از ویژگی غشاهای سرامیکی می تـوان بـه مقاومـت بـالا در برابـر خوردگی، سایش و هم چنین کاهش رسوب گذاری اشاره نمود. اما این مدل از غشاها گران هستند(۵ و۲۶). براساس تحقیقـات قیوت و ورستراتی (۱۹۹۷) دبی جریان عبـوری از یـک نمونـه غشای سرامیکی از غشاها می تواند حدود ۲۵۰-۲۰۰ لیتـر بـر ساعت به‌ازای هر متر مربع مساحت شار جریان داشته باشد که حدود ۱۰ برابر یک نمونـه ی پلیمـری اسـت (۲۴). بـه دلیـل هزینه بالای غشـاهای سـرامیکی و فلـزی در مقابـل غشـاهای پلیمری، استفاده از غشاهای پلیمری رایج تر می باشـد. لـین و همکاران (۲۰۱۱) دریافتند (۲۷) کـه ۴۶/۴ تـا ۷۲/۳ درصـد از هزینه های سرمایه گذاری یک سیستم بیوراکتـور غشـایی بـی هوازی انتخاب و خرید غشاها می‌گردد. از آن سو قیمت بـالای این غشاها نیز امری نگران کننده در انتخاب نـوع روش تجزیـه

1- Anaerobic Membrane Bio Reactor
2- Membrane Anaerobic Reactor System
3- Anaerobic Digestion Ultrafiltration

بیولوژیکی نیست، چرا کـه ایـن روش انعطـاف پـذیری بـالایی داشته و متناسب با نوع پساب مدنظر و نوع کاربری، می‌توان از غشاهای مناسب و متناسب با تقاضای محیط استفاده نمود. بـه عبارت دیگر، نیازی به انتخاب غشاهای بسیار گـران قیمـت در تجزیه پساب با مقاومت کم و ضعیف نمی‌باشد(۱۷).

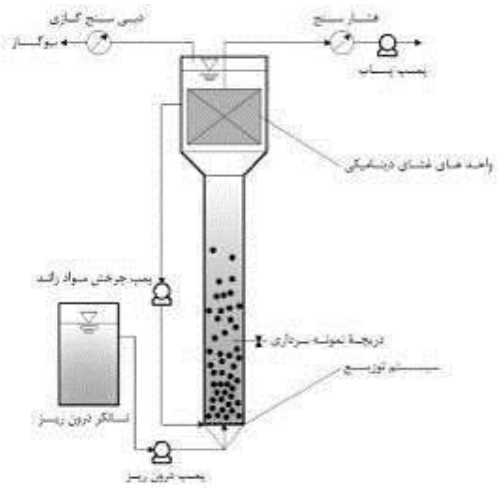
از دیگر مزایای روش بیوراکتور غشایی بی هوازی، می‌تـوان بـه قابلیت استفاده از اغلـب فیلترهـای روش MBR در آن اشـاره نمود. البته لازم به ذکر است غشاهای MBR استفاده شده در این روش دوام چندانی نسبت به غشاهای پلیمری ندارند، چـرا که به دلیل خلـل و فـرج بـالاتر آن هـا خصوصاً در فشـارهای پایین، دبی جریان بالا بوده کـه ایـن امـر خـود سـبب آسـیب رساندن به غشاها می‌شود(۲۸و۲۹).

یکی از اشکالات اساسی و مهـم روش حاضـر، رسـوب گـذاری غشاها می‌باشد. تعویض و پاک کردن غشاها از رسـوبات هزینـه بر می‌باشد، اما تحقیقات نشان می دهد که با ترکیب غشاها بـا پودر کربن فعال، تا حدی مـی تـوان رسـوب گـذاری آن هـا را تعدیل نمود(۳۰).

روش AnMBR، به دلیل مشخصـه هـای بهتـری نسـبت بـه روش MBR و سایر روش ها و هم چنین به کـارگیری دانـش جدید ساخت غشاها در آن، مورد توجه بسیاری از سایت هـای تصفیه شیرابه ها قرار گرفته است، زیـرا گـزارش هـا حـاکی از انتشار مقالات مرتبط بسیاری با این روش می باشد که از ایـن بین حدود ۱۰۰ مقاله مربوط به ۶ سال اخیر می باشد(۱۷).

روش بیوراکتور غشایی بی هوازی پویا[1]

علی رغم مزایای فراوان روش بیوراکتور غشایی بی هوازی، کـه در قسمت قبل بیان شد، معایب این روش نظیر میزان نگه‌داری بیومس[2] پایین (مخصوصاً در روش های سنتی بی هوازی نظیر UASB[3])، میزان رشـد کـم میکـرو ارگانیسـم هـا در پسـاب خروجی و هم چنین هزینه‌ی بالای غشاهای آن، محققان را بـر آن داشت تا جهت تکمیل کارایی این فرآیند، روش های نوینی را به کار گیرند(۳۱). روش بیوراکتور غشـایی بـی هـوازی پویـا (دینامیک)، از جمله روش های تکمیلی غشـاهای بیوراکتـوری بی هـوازی اسـت کـه عمـده تفـاوت آن اسـتفاده از غشـاهای دینامیکی می باشد. جهت ارزیابی این روش به مطالعه ی انجام گرفته در تجزیه بیولوژیکی شیرابه مرکز دفن پسماند شانگهای چین اشاره می گردد. در پژوهش صورت گرفتـه توسـط ژنـگ فانگ زی و همکاران (۲۰۱۴)، این روش عمل‌کـرد خـود را در سایت مرکز دفن پسماند مذکور به خوبی نمایش داد. شکل(۳) دیاگرام این روش را به صورت کلی و مرحله بـه مرحلـه نشـان می دهد(۳۲).



شکل ۳- بخش های مختلف سیستم AnDMBR

Figure 3.Different parts AnDMBR system

پایلوت استفاده شده در این روش، شامل یک تانکر ۴۸ لیتـری است که خود از بخش ته نشینی به حجم۲۱/۳ لیتر(در قسمت بالایی مخزن) و یک راکتور بستر تـه نشـینی بـه حجـم ۲۶/۷ لیتر(در قسمت زیرین مخزن) تشکیل شده است. قطـر راکتـور بستر ته نشینی برابر ۱۷ سانتی متـر و ارتفـاع آن ۱۱۷ سـانتی متر است. در این پایلوت از مـدول غشـایی صـفحه ای پویـا بـا اندازه حفره حدود ۴۰ میکرومتر در بخش ته نشـینی اسـتفاده گردیده است.

غشای دینامیکی به وسیله یک پمپ متصل به مدول با دبـی ۶ لیتر بر ساعت بازای هر متر مربع مسـاحت تغذیـه مـی گـردد. علت نام‌گذاری این روش نیز، وجـود همـین پمـپ مـی باشـد. جدول (۳) خصوصیات شیرابه منبـع خـوراک ایـن دسـتگاه را نشان می دهد.

1-Anaerobic Dynamic Membrane Bio Reactor
2- Biomass
3-Up flow Anaerobic Sludge Blanker

جدول ۳- خصوصیات شیرابه منبع خوراک دستگاه AnDMBR (همگی واحد ها به جز pH: میلی گرم بر لیتر)

Tabale 3. AnDMBR leachate properties of the feedstock devices (all units except pH:mg)

پارامترها	شیرابه مرکز دفن پسماند	فاضلاب مصنوعی
COD	۱۳۰۰۰±۷۵۰	۲۰۰۰
VFA	۷۱۳۳±۱۰۲۷	---
pH	۷/۶±۰/۲	۷/۵
NH_3-N	۳۱۹۹/۴±۱۳۶/۶	۲۰/۰
Calcium (Ca)	۱۰۴/۴±۸۹/۵	۹۳/۰
Magnesium (Mg)	۱۷۵/۵±۶۱/۱	۴۱/۷
Iron (Fe)	۲۰/۷±۱۴/۰	۴/۴
Aluminum (Al)	۱/۵۲±۱/۳۰	---
Chrome (Cr)	۰/۵۰±۰/۲۴	---
Boron (B)	۷/۶۰±۰/۸۶	---

پساب ورودی به این پایلوت، حاصل ترکیب شیرابه مرکز دفن پسماند شهری شانگهای چین و فاضلاب مصنوعی ساخته شده در آزمایشگاه می باشد. لازم به ذکر است شیرابه این مرکز دفن پسماند شهری، سنی کم‌تر از ۵ سال را داشته و جزء شیرابه-های جوان طبقه بندی می گردد.

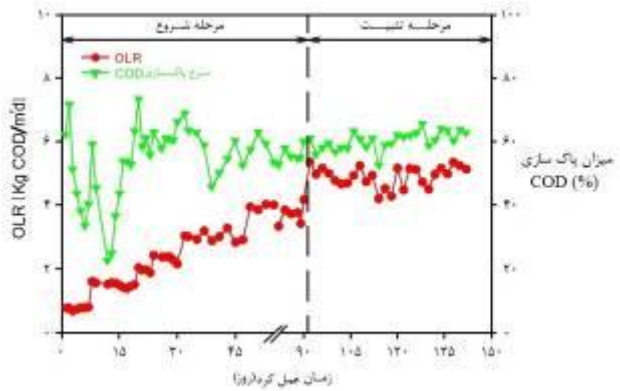
تغذیه دستگاه در شش مرحله و در بازه زمانی مختلف انجام گرفته است. در هر مرحله درصدی از منبع خوراک با غلظت-های مختلف COD و NH_3-N به پایلوت وارد می گردد. جدول (۴) مشخصات دوره های تغذیه را نمایش می دهد.

جدول ۴- پارامترهای زمان عملیات برای دستگاه AnDMBR

Table 4.Time parameters for AnDMBR operation

زمان عملیات (روز)	درصد شیرابه	غلظت $COD(mg\,L^{-1})$	غلظت $NH_3-N(mg\,L^{-1})$
۰-۷	۰	۱۹۷۰±۱۱۰	۲۱/۲±۲/۶
۸-۱۹	۲۰	۳۹۱۰±۱۸۰	۶۷۳/۵±۲۴/۲
۲۰-۳۰	۴۰	۵۶۷۰±۵۴۰	۱۲۷۵/۰±۶۳/۷
۳۱-۴۷	۶۰	۷۸۱۰±۳۸۰	۱۹۲۰/۰±۱۴۷/۸
۴۸-۸۹	۸۰	۹۱۸۰±۶۲۰	۲۶۵۳/۱±۱۲۶/۳
۹۰-۱۴۲	۱۰۰	۱۳۰۰۰±۷۵۰	۳۱۹۹/۴±۱۳۶/۶

به منظور وقف دادن میکروارگانیسم ها در محیط بی هوازی، شیرابه مرکز دفن پسماند مورد نظر درون راکتور دستگاه با فاضلاب مصنوعی ساخته شده در آزمایشگاه ترکیب می گردد. هم چنین جهت افزایش مقدار شیرابه ورودی از صفر تا ۱۰۰ درصد در طی چند مرحله، مقدار OLR از $۰/۷۵\frac{Kg\ COD}{m^3 d}$ تا $۴/۸۷\frac{Kg\ COD}{m^3 d}$ تغییر می کند. شکل (۴) تغییرات COD در برابر OLR را در زمان های مختلف نشان می دهد.



شکل ۴- تغییر در میزان پاکسازی COD در برابر تغییرات OLR در دو مرحله شروع و تثبیت عملکرد دستگاه AnDMBR مقابل زمان

Figure 4. The variation in COD clearing against OLR changes at the start and fixing AnDMBR performance against the time

همان‌طور که اشاره شد، جابه جایی و تعویض مدول های غشایی هزینه بر است. از مزایای این روش می توان به میزان نگه‌داری بیومس بالاتر و دبی جریان زیاد بین غشاها و هم چنین رسوب گذاری به میزان کم‌تر و در نتیجه کاهش هزینه اشاره کرد (۳۳). با این حال با وجود یک منبع انرژی مازاد (پمپ متصل به مدول غشایی) مصرف انرژی این پایلوت بالاست.

سیستم غشای اسمزی مستقیم[1](FO)

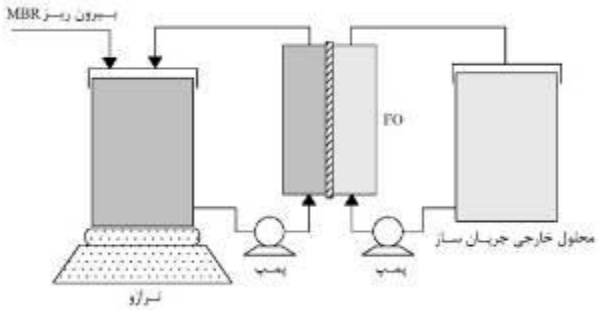
یکی از روش های تاثیر گذار در تصفیه فاضلاب ها و شیرابه ها، ادغام روش های فیزیکی-شیمیایی با روش های بیولوژیکی است. این روش دوگانه در تصفیه، سبب عمل‌کرد بالای سیستم یا سیستم های تصفیه و هم چنین دست یابی به کیفیت بالای آب خروجی می گردد. واحد های فیزیکی-شیمیایی به عنوان پیش تصفیه و یا پس تصفیه به منظور کاهش میزان بارگذاری مواد آلوده و یا افزایش کیفیت تصفیه استفاده می شوند. با گسترش روز افزون روش های MBR و هم چنین سرعت بالای پیشرفت این روش، ترکیب آن با روش های فیزیکی-شیمیایی نظیر نانو فیلتراسیون، اسمز معکوس و اسمز مستقیم در مراکز دفن پسماند شهری اهمیت بیشتری می یابد(۳۴، ۳۵و۳۶).

روش اسمز مستقیم (FO)، یک جریان اسمزی عبوری از میان غشاهاست. در این روش، نیروها و فشارهایی که به سبب تفاوت غلظت بین دو محلول ایجاد می شوند، به کمک غشاها، سبب جداسازی ذرات معلق آلوده می‌گردند. در واقع یک غشای نیمه تراوا در این فرآیند، سبب عبور جریان آب می شود و در کنار آن، از عبور ذرات آلوده کننده محلول در آب جلوگیری می نماید(۳۷).

در مقایسه با سایر روش های فیزیکی شیمیایی نظیر NF و RO، روش FO مزایایی هم‌چون عدم نیاز به فشار هیدرولیکی، پاک‌سازی موثرتر آلاینده ها و تمایل به رسوب گذاری کم‌تر را داراست. در سال های اخیر، این روش برای تصفیه فاضلاب های صنعت نفت و گاز و هم چنین تصفیه شیرابه های مراکز دفن پسماند شهری استفاده می گردد(۳۸). علاوه بر این، مقالات و پژوهش های اخیر و مدل‌های آزمایش-گاهی موجود، تمایل زیاد سایت های تصفیه را برای استفاده از این روش نشان می دهد(۳۹).

در بررسی این روش، به پژوهش آزمایش‌گاهی انجام شده توسط ییینگ دانگ و همکاران (۲۰۱۴) در چین اشاره خواهد شد. در این پژوهش، از یک سیستم اسمزی مستقیم، برای پس تصفیه پساب خروجی از یک سیستم MBR استفاده شده است. شکل (۵) پایلوت آزمایش‌گاهی روش مذکور را نشان می‌دهد.

1-Forward Osmosis



شکل ۵- اجزای مختلف پایلوت آزمایشگاهی اسمز مستقیم

Figure 5. Forward osmosis pilot reactor components

همان‌طور که شکل (۵)نشان می دهد، محلول خارجی جریان ساز و خوراک دستگاه، در تانکرهای جدایی نگهداری می شوند. منظور از محلول خارجی جریان ساز، محلولی است که سبب اختلاف فشار در دستگاه و به وجود آمدن جریان اسمزی شود. این محلول معمولا NaCl و KCl با غلظت معین می باشد. تنظیم غلظت و هم چنین پایداری جرم محلول خارجی جریان ساز در طول فرآیند اسمزی امری بسیار مهم می باشد. غشاهای استفاده شده در این دستگاه، ساختار شبکه ای مستطیلی دارند. طول، عرض و ضخامت هر کدام از شبکه ها به ترتیب برابر با ۱۰۰، ۲۰ و ۱/۵ میلی متر می باشد. هم چنین مساحت موثر هر شبکه در حدود ۰/۰۰۲ متر مربع می باشد. گردش خوراک سیستم (پساب ورودی) و محلول خارجی جریان ساز توسط دو عدد پمپ دیافراگمی با سرعت متغیر انجام می شود. هم چنین در طول انجام آزمایش، سرعت جریان در دو طرف غشاها برابر ۰/۲۵ متر بر ثانیه حفظ گردیده است. اندازه گیری جریان آب توسط یک ترازوی الکترونیکی بر اساس تغییرات وزن خوراک در طول زمان ثبت می شود. نتایج جریان متغیر، در هر لحظه به یک رایانه متصل به سیستم گزارش می گردد. لازم به ذکر است فرآیند آزمایش در دمای اتاق (۰/۵±۲۵) انجام شده است. غشاها قبل از تغذیه توسط دستگاه، با آب مقطر به مدت ۲۴ ساعت مرطوب می شوند. هم چنین قبل از استفاده از دستگاه، غشاها به مدت ۳۰ دقیقه توسط آب مقطر با سرعت ۰/۲۵ متر بر ثانیه، شسته می شوند. با این کار دستگاه تنظیم (کالیبره) می گردد. حجم مخازن خوراک و محلول خارجی جریان ساز هر کدام برابر با ۶ لیتر می باشد.

عمل‌کرد این روش را می توان به تصفیه کوتاه مدت و تصفیه بلند مدت تقسیم نمود. در تصفیه کوتاه مدت، دستگاه به مدت ۱ ساعت کار انجام می دهد و بعد از پایان این مدت، به منظور تمیز کردن غشاها، خوراک و محلول خارجی جریان ساز با آب مقطر جا به جا می گردند. در حالی که در روش تصفیه بلند مدت، از محلول NaCl با غلظت ۳ مولار، به عنوان محلول خارجی جریان ساز استفاده می‌گردد و در هر ۲۴ ساعت، مخازن خوراک و محلول خارجی جریان ساز با مواد جدید نظیر خود تعویض می شوند. در این حالت دستگاه نیازی به تمیز کردن غشاهای خود ندارد. جدول (۵) خصوصیات منبع خوراک این پایلوت را نشان می دهد.

جدول ۵- خصوصیات شیرابه منبع خوراک دستگاه اسمز مستقیم

Table 5. Leachate characteristics of the feedstock forward osmosis device

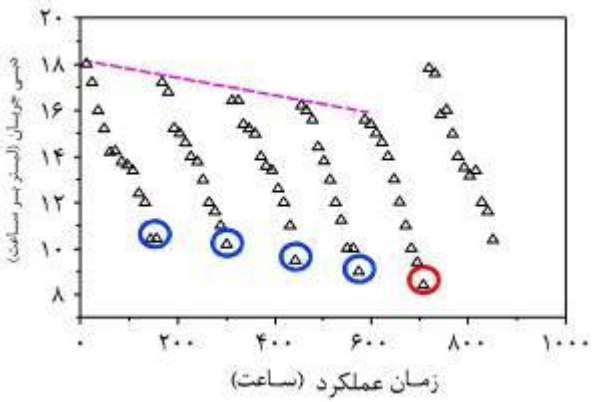
پارامترها	غلظت (میلی گرم بر لیتر)
COD	۲۰ ± ۶۹۶
TOC	۱۰ ± ۲۱۵
TDS	۴۷ ± ۷۱۰۰
TN	۱۲ ± ۱۴۳
TP	۰ ± ۰/۳
Calcium (Ca)	۲۲ ± ۹۲۵
Magnesium (Mg)	۱۴ ± ۳۲۴
Chloride (Cl^-)	۵۸ ± ۳۶۷۶

گرفتگی غشاها در روش اسمزی، سبب وقوع پدیده هایی چون کاهش آب‌دهی، مصرف انرژی بیش‌تر (به دلیل افـزایش فشـار اسمزی)، کاهش بازدهی و نهایتـاً منجربـه شستشـوی درجـای غشاها می گردد که این خود امری پر هزینه اسـت. بـه همـین منظور، لوب و همکاران (۱۹۹۷) برای تخمین عمـل‌کـرد روش اسمزی، معادلات تاثیرات غلظت بـر قطـبش داخلـی ICP[1] را ارایه می دهند.

$$J_v = K_m \ln\left(\frac{A\pi_{draw}+B}{A\pi_{feed}+J_v+B}\right) \quad (۱)$$

$$J_v = K_m \ln\left(\frac{A\pi_{draw}+J_v+B}{A\pi_{feed}+B}\right) \quad (۲)$$

در روابـط (۱) و(۲)، π_{draw}، π_{feed}، B و A بـه ترتیـب فشـار اسمزی محلول خارجی جریان ساز و منبع خوراک، نفوذپذیری آب و نمک از میان غشاها می باشند. هم چنـین K_m، ضـریب جا به جایی جرم می باشد که به میزان تخلخل غشاها بسـتگی دارد. با توجه به این که ارتباط غشاها با منبع خوراک و محلول خارجی جریان ساز ارتباطی دو طرفه است، دو جهت بـه نـام-های AL-DS[2] و AL-FS[3] نام‌گـذاری گردیدنـد. شـکل (۶) جریان آب را در جهت AL-FS در تصفیه بلند مدت دسـتگاه نشان می دهد.



شکل ۶- تغییرات جریان آب در جهت Al – FS در عمل‌کرد بلند مدت دستگاه اسمز مستقیم مقابل زمان

Figure 6.Changes in water flow in the Al – FS direction of long-term performance forward osmosis against time

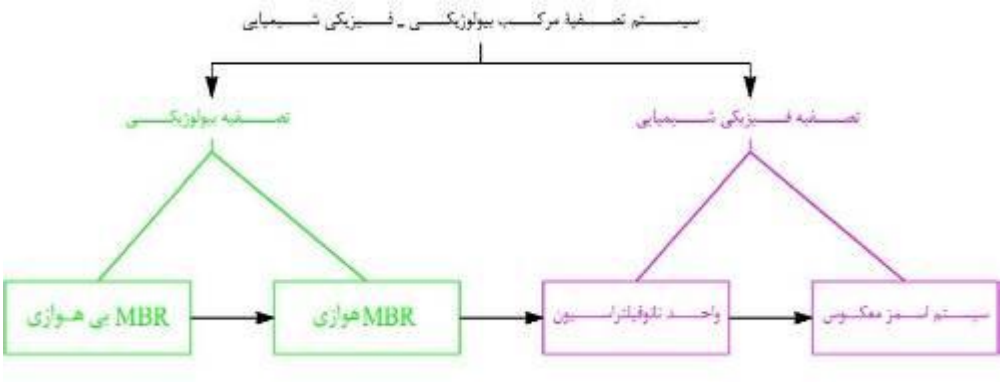
روش اسمز مستقیم، با هزینه کـم، توانـایی تولیـد آب تصـفیه شده با کیفیت بالا دارد. هم چنین مدل های آزمـایش‌گـاهی و پایلوت‌هایی از این دستگاه در مناطق محروم از آب سالم قابـل شرب و یا مناطق نظامی که امکان دست یـابی بـه آب تصـفیه شده ضعیف است، کاربرد چشم گیری خواهد داشت. اما رسوب گذاری غشاها و بازیابی و پاک‌سازی آن ها به روش شـیمیایی، مصرف انرژی بالا و هم چنین امکان بهره برداری بـرای تصـفیه شیرابه های خاص قدیمی از معایـب ایـن روش محسـوب مـی گردند.

روش ترکیبی تصفیه بیولوژیکی - فیزیکی شیمیایی بـه همراه کربن دانـه ای فعـال A/O – GAC – MBR + (NF & RO)[4]

این روش، یکی دیگر از روش های مرکب تجزیـه بیولـوژیکی و فیزیکی شیمیایی می باشد، با این تفاوت کـه نسـبت بـه روش ۲-۳ توانایی بـیش‌تـری داشـته و بـرای شـیرابه هـای قـدیمی مناسب می باشد. برای استفاده پساب تصفیه شـده در مصـارف کشاورزی و هم چنین تامین آب شرب منـاطق خشـک، فشـار موجود در پدیده اسمز معکوس به علاوه بخش نانوفیلتراسیون، سبب دست‌یابی به آب شیرین با کیفیت بالا می‌گردد. بر اساس تحقیقات و گزارشات ارایه شده، بهترین تصـفیه و پـاک‌سـازی مقادیر مواد آلی، نیترات هـا، COD و BOD از یـک شـیرابه قدیمی، در یک واحد تصفیه ترکیبی صورت مـی گیـرد. بـدین شرح که واحد های فیزیکی-شیمیایی در پس تصـفیه پسـاب-های حاصل از فرآیند MBR قرار می‌گیرند.

رسوب گذاری شدید غشاها، امری اجتناب ناپذیر در روش های بیولوژیکی- فیزیکی شیمیایی می باشد. برای رفـع ایـن مهـم، از A/O – GAC در روش حاضر استفاده شده است. بنابراین، ترکیب روش های مذکور به ترتیبی که شکل (۷) نشـان مـی-دهد، سبب دست‌یابی به یک واحد تصفیه شیرابه اقتصـادی بـا کیفیت بالا می‌گردد.

1- Internal Concentration Polarization
2- Active Layer Facing The Draw Solution
3- Active Layer Facing The Feed Solution
4- Anoxic/aerobic granular active carbon + MBR + Nanofiltration + Reverse osmosis



شکل ۷- دیاگرام واحدهای تشکیل دهنده سیستم تصفیه مرکب به منظور تصفیه شیرابه

Figure 7. Complex system units Diagram for leachate treatment

به منظور بررسی عمل‌کرد تئوری فوق، به یک پایلوت آزمایشگاهی واقع در مرکز دفن پسماند شهری تایژو چین اشاره می‌گردد، گوانژو وانگ و همکاران (۲۰۱۴).

هدف از پژوهش اخیر، تصفیه شیرابه با سن قدیمی می باشد، زیرا همان‌طور که در مقدمه اشاره شد، شیرابه ها با سن قدیمی تخریب پذیری زیستی کم و خاصیت اسیدی بالایی دارند. هم چنین این نوع شیرابه ها را تنها با روش های مرکب می توان تصفیه نمود. از این رو، منبع خوراک این سیستم مشخصاتی مشابه و نزدیک با شیرابه های قدیمی دارد.

میزان ورودی شیرابه به دستگاه، ۱۰۰۰ متر مکعب در روز از سایت دفن پسماند شهری تایژو بوده که خصوصیات شیمیایی شیرابه منبع خوراک دستگاه در جدول (۶) نشان داده شده است.

جدول ۱- خصوصیات شیمیایی شیرابه منبع خوراک سیستم تصفیه مرکب

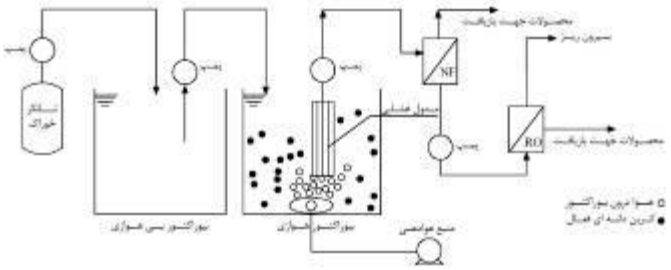
Table 6. Chemical properties of complex treatment system feedstock leachate

پارامترها	متوسط غلظت (میلی گرم بر لیتر)
BOD	۴۵۰
COD	۳۱۳۴/۸۸
$NH_3 - N$	۴۳۴/۷۶
Na	۱۰/۳۲-۱۵/۸۴
K	۵۰/۳۰-۶۹/۷۰
Mg	۲/۵۸-۳/۹۳
Fe	۰/۰۲۸-۰/۰۴۸
Cu	۰/۰۹-۰/۱۶
Cd	۰/۱۲-۰/۲۰
Pb	۰/۰۹-۰/۱۶
Cr	۰/۱۲-۰/۲۰

برای نمایش تاثیر A/O – GAC بر روی غشاها به منظور جلوگیری از رسوب گذاری، دو مدل راکتور با شرایط یکسان، با این تفاوت که یکی از راکتورها دارای A/O – GAC می‌باشد در نظر گرفته شده است. حجم بیوراکتور های هوازی و بی هوازی برابر ۵۰ لیتر می باشد. هم چنین غشاهای بیوراکتوری مورد استفاده از جنس PVDF و به صورت الیاف هالوفایبر می باشند. اندازه چشمه این غشاها ۰/۲ میکرومتر و سطح مقطع موثر آن ها ۰/۲۵ متر مربع می باشد.

شیرابه خام از یک تانکر ذخیره توسط یک پمپ دیافراگمی وارد بیوراکتور بدون اکسیژن می گردد. سپس پساب حاصل، توسط یک پمپ وارد بیوراکتور هوازی می شود. غشاها تحت فشار جریان ۶ لیتر بر ساعت به‌ازای هر متر مربع شار جریان داشته باشد قرار دارند. سیکل پمپاژ به منظور جلوگیری از آسیب رسیدن به پمپ ها، هر ۱۰ دقیقه یک‌بار با ۵ دقیقه استراحت پمپ انجام شود.

برای تامین فشار کافی در دستگاه، از یک پمپ با فشار زیاد برای پمپاژ بیرون ریز MBR به مدل های غشایی NF استفاه می‌شود. این واحد، وظیفه فیلتراسیون اصلی را دارد. در نهایت بیرون ریز واحد NF به سیستم RO هدایت می شود. لازم به ذکر است که واحدهای NF و RO به ترتیب تحت فشارهای ۱/۴ و ۲/۸ مگاپاسکال قرار دارند. در مرحله آخر تصفیه، لجن مازاد باقی‌مانده از واحدهای RO، NF و MBR با یک‌دیگر آمیخته شده و به منبع خوراک دستگاه فرستاده می شوند. علت این بازگشت، پایداری جرم در دستگاه برای حفظ فشار اسمزی است. شکل (۸)، سیستم مرکب تصفیه بیولوژیکی و فیزیکی شیمیایی را به صورت شماتیک نشان می-دهد.



شکل ۸- شکل شماتیک دستگاه سیستم مرکب

Figure 8.Schematic form of complex system

جدول ۷- مقایسه کارایی تعدادی از روش های تجزیه بیولوژیکی شیرابه ها

Table 7.Comparesion the performance of a number of methods leachate biodegradation

مشخصه ها	روش سنتی هوازی	روش سنتی بی هوازی	MBR هوازی	MBR بی هوازی
راندمان پاک‌سازی مواد ارگانیک	زیاد	زیاد	زیاد	زیاد
کیفیت پساب خروجی	زیاد	متوسط رو به کم	عالی	زیاد
OLR[1]	متوسط	زیاد	متوسط روبه بالا	زیاد
تولید لجن	زیاد	کم	متوسط روبه بالا	کم
FootPrint	زیاد	متوسط روبه بالا	کم	کم
نگه‌داری بیومس	متوسط رو به پایین	کم	کامل	کامل

1- Organic Loading Rate

نیاز مواد مغذی	زیاد	کم	زیاد	کم
نیاز قلیایی	کم	زیاد	کم	متوسط روبه بالا
انرژی مورد نیاز	زیاد	کم	زیاد	کم
حساسیت دما	کم	متوسط روبه پایین	کم	متوسط روبه پایین
زمان شروع	۴-۲ هفته	۴-۲ ماه	کمتر از ۱ هفته	کمتر از ۲ هفته
بازیابی انرژی زیستی	ندارد	دارد	ندارد	دارد
طرز تصفیه	کل	پیش تصفیه	کل	کل یا پیش تصفیه

بحث و نتایج

در این بخش، نتایج بـه دسـت آمـده در هریـک از روش هـای اشاره شده بررسی خواهند شد. در پایان، براساس اطلاعـات بـه دست آمده، روش‌های اخیر با یک‌دیگر مقایسه می‌شوند.

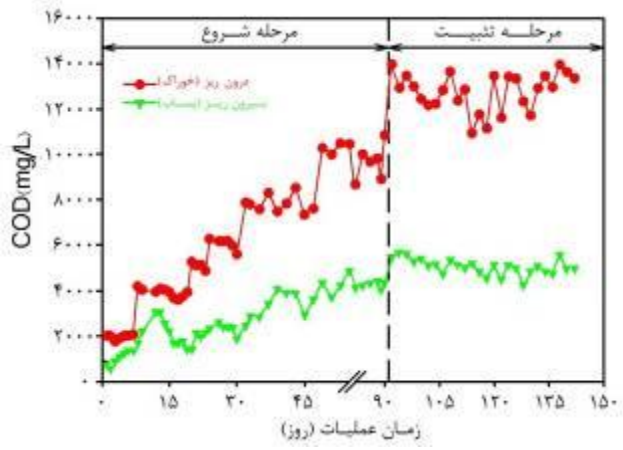
نتایج روش بیوراکتور غشایی بی هوازی

روش های بی هوازی و هوازی MBR، بر اساس تکنولوژی بـه کار گرفته شده و عمل‌کرد، به دو دسته سنتی و جدید تقسـیم می شوند. در جدول (۷)کارایی روش های سنتی هـوازی و بـی هوازی و هم چنین روش های هوازی و بـی هـوازی بیوراکتـور غشایی، تحت تغذیه شیرابه ورودی با شرایط یکسان ذکر شـده است.

همانطور که جدول (۷) نشان می دهد روش هـای MBR بـی هوازی، با صرف مدت زمان کم‌تری قادر به تصفیه شیرابه ها بـا میزان OLR زیاد هستند. علاوه بر این، میـزان تولیـد کـم‌تـر لجن مازاد در این روش از دیگر مزایای آن می باشد. بر اسـاس مطالعات صورت گرفته توسـط هونـگ جـون لـین و همکـاران (۲۰۱۳) بر روی یک بیوراکتور غشایی بی هوازی، عدم تثبیـت میزان پاک‌سازی COD و BOD در این روش مشـاهده شـد. به عبارت دیگر، بهتر است این روش به عنوان پیش تصفیه بـه کار گرفته شود.

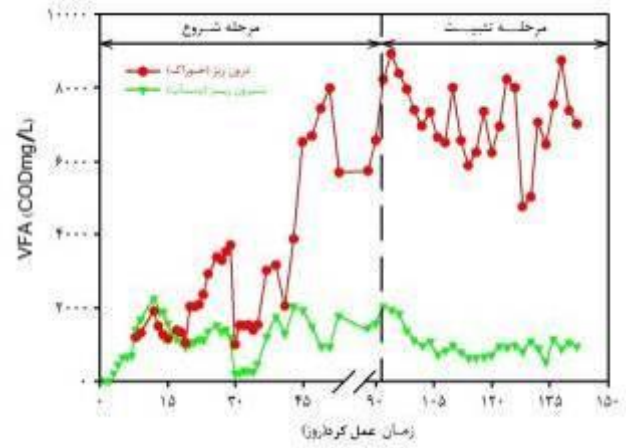
نتایج روش بیوراکتور غشایی بی هوازی پویا

بر اساس نتایج به دسـت آمـده از پـژوهش ژنـگ فانـگ زی و همکاران (۲۰۱۴) برروی یک نمونه پـایلوت بیوراکتـور غشـایی بی‌هوازی پویا در کشور چین، میـزان پـاک‌سـازی COD ایـن سیستم در حدود ۳/۲ $\pm$ ۳۹/۶ درصد می باشد. در واقع در ۷ روز اول عملکرد، مقدار COD در بیرون ریز دستگاه $\frac{mg}{l}$ ۲۲۰۰ گزارش شده است. از طرفی دیگر، غلظت VFA در بیرون ریـز به $\frac{mg}{l}$ ۶۶۹/۸ افزایش می یابد که این امـر سـبب کـاهش pH می شود. در سایر مراحل عمل‌کرد دستگاه، مشخصات خـوراک دستگاه با افزایش ۲۰ درصدی شیرابه ها تغییر مـی نمایـد. در این حالت که در دوره ۸ تا ۱۹ روز رخ می دهد، میـزان پـاک-سازی COD کاهش می یابد. به طوری کـه در روز دوازدهـم، این مقدار COD به حداقل مقدار ۲۲/۴ درصـد مـی رسـد. در نهایت، با افزایش دوباره مقدار شیرابه منبع خوراک سیسـتم از روز بیستم، تغییری در میزان پاکسازی COD مشـاهده نمـی شود. علت این پدیده مربوط بـه غلظـت بـالای مـواد ارگانیـک مقاوم موجود در شیرابه مرکز دفن پسماند شهری می باشد. در پساب نهایی خارج شده از دستگاه، غلظت COD $\pm$ ۳۳۰ $\frac{mg}{l}$ ۴۹۱۰ گزارش می شود که این مقـدار پـاک‌سـازی COD در برابر غلظت اولیه $\frac{mg}{l}$ ۷۵۰ $\pm$ ۱۳۰۰۰ رضایت بخش است. هم چنین در نسبت $\frac{VFA}{COD} = 0.5$، میزان پاک‌سازی COD بیش‌تر از VFA می باشد، چرا کـه ترکیبـات میکروارگانیسـم بـا وزن مولکولی کم، توانایی لازم در تجزیه بیولوژیکی را نداشته و باید از ترکیباتی با وزن مولکولی بیش‌تر استفاده شود. شـکل (۹) و شکل (۱۰) بـه ترتیـب مقـدار پـاک‌سـازی COD و تغییـرات VFA را در طی زمان نشان می دهد.



شکل ۹- تغییرات COD مخزن خوراک و مخزن بیرون ریز در دو مرحله شروع و تثبیت مقابل زمان

Figure 9.Changes in feeder tank and outfluent COD In start and established stage against time



شکل ۱۰- منحنی تغییرات VFA مخزن خوراک و مخزن بیرون ریز در دو مرحله شروع و تثبیت عمل‌کرد دستگاه AnDMBR مقابل زمان

Figure 10. Changes in feeder tank and outflluent COD In start and established stage of AnDMBR against time

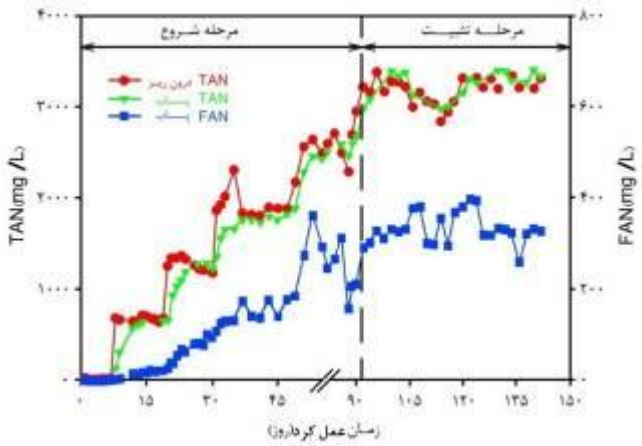
نتایج فوق به صراحت نشان می دهند از آن جا که مقدار COD موجود در بیرون ریز دستگاه بیش‌تر ازحد مجاز است، لذا به واحد تصفیه دیگری نیاز است. به عبارت دیگر از روش AnDMBR می توان به عنوان یک واحد پیش تصفیه برای شیرابه های سخت و مقاوم استفاده نمود. هم چنین روش حاضر نسبت به روش های هوازی دارای مصرف انرژی پایین تری است(۳۲).

با افزایش غلظت TAN[1] در درون ریز دستگاه از $\frac{mg}{l}$ ۲/۶ ± ۲۱/۲ به $\frac{mg}{l}$ ۱۳۶/۶ ± ۳۱۹۹/۴، این غلظت در بیرون ریز به $\frac{mg}{l}$ ۱۳۳/۱ ± ۳۲۲۸/۳ افزایش می یابد. علت این پدیده، تجزیه ترکیبات آلی نیتروژنی در خوراک دستگاه است. در حالتی که خوراک دستگاه بیش‌ترین خاصیت قلیالی را دارد، مقدار pH در بیرون ریز حدود ۸-۷/۸ حفظ می گردد؛ که مقدار بسیار مناسبی است.

شکل (۱۱)، تغییرات TAN و FAN[2] را در مدت زمان عمل-کرد دستگاه نشان می دهد.

1-Total Ammonium Nitrogen ($^{mg}/_{L}$)

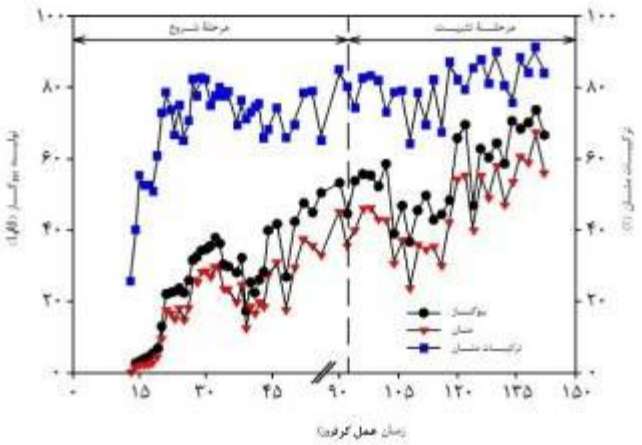
2-Free Ammonium Nitrogen ($^{mg}/_{L}$)



شکل ۱۱- تغییرات TAN و FAN مخزن خوراک و مخزن بیرون ریز در دو مرحله شروع و تثبیت عمل‌کرد دستگاه AnDMBR مقابل زمان

Figure 11. Changes in feeder tank and outflluent TAN and FAN In start and established stage of AnDMBR against time

همان‌طور که شکل (۱۲) نشان می دهد، مقدار تولید بیوگاز در دستگاه، با افزایش مقدار شیرابه در خوراک دستگاه بیش‌تر می‌شود.میزان متان تولید شده در این روش حدود ۹۰-۷۰ درصد می باشد که در مقایسه با نتایج تحقیقات قبلی بسیار مناسب است(۴۰). از مزیت دستگاه AnDMBR، تولید بالای متان به ازای افزایش مقدار شیرابه است. در واقع در مناطقی که هدف اصلی تولید سوخت های طبیعی است، استفاده از این روش بسیار مناسب می باشد.

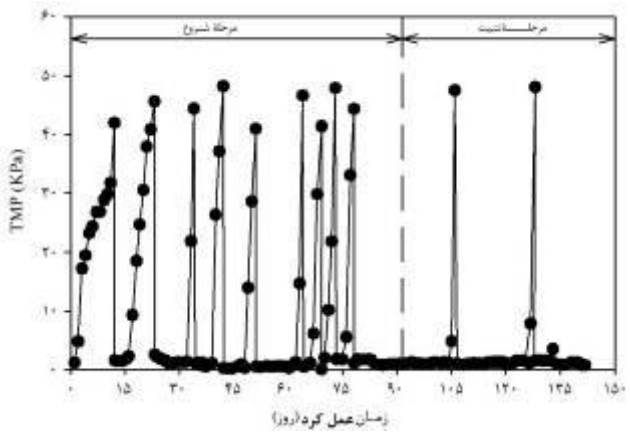


شکل ۱۲- منحنی تغییرات بیوگاز و متان تولیدی در دو مرحله شروع و تثبیت عمل‌کرد دستگاه AnDMBR مقابل زمان

Figure 12. Changes In produced Biogass and methane In start and established stage of AnDMBR against time

شکل (۱۳) مقادیر مختلف TMP[1] را در مقابل فیلتراسیون غشاها نمایش می دهد.همان‌طور که مشاهده می شود بهترین فیلتراسیون زمانی رخ می دهد که متوسط مقدار TMP موجود در سیستم برابر ۴۰ کیلوپاسکال باشد.

1-Trans Membrane Pressure (KPa)

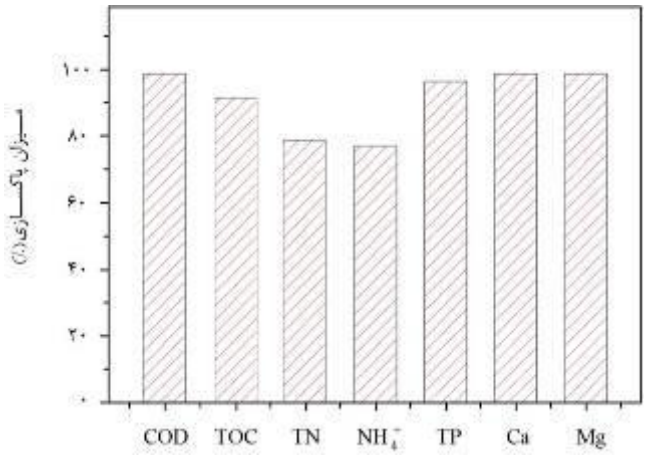


شکل ۱۳- نتایج تغییرات TMP بر روی عملکرد فیلتراسیون غشاها در دو مرحله شروع و تثبیت عملکرد دستگاه AnDMBR مقابل زمان

Figure 13. Results of TMP changes on membrane filtration performance at the start and fixing time AnDMBR performance

نتایج روش سیستم غشای اسمزی مستقیم

شکل (۱۴)، پاک‌سازی ترکیبات آلاینده موجود در شیرابه مرکز دفن پسماند شهری را توسط روش اسمزی مستقیم، در عملکرد بلند مدت نشان می دهد.



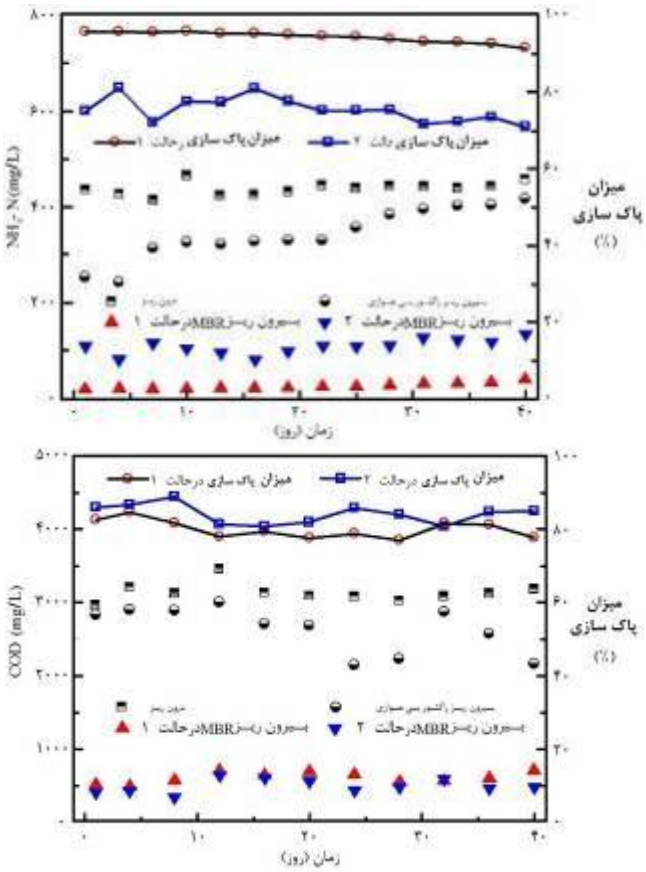
شکل ۱- میزان پاک‌سازی انواع مواد آلاینده در عملکرد بلند مدت روش اسمزی مستقیم

Figure 14.The cleanup of pollutants in the long-term performance forward osmosis

طبق نتایج آزمایش مربوط به تصفیه کوتاه مدت، ملاحظه شد که جریان آب در غشاها در حالت AL-FS، بیش‌تر از حالت AL-DS می باشد. بر این اساس، رسوب گذاری غشاها در حالت AL-DS سریع تر انجام می‌گردد. هم چنین میزان پاک‌سازی آلاینده ها، در حالت تصفیه طولانی مدت، بهتر از تصفیه کوتاه مدت می باشد.

نتایج روش ترکیبی تصفیه بیولوژیکی - فیزیکی شیمیایی

شکل (۱۵) میزان پاک‌سازی COD و $NH_3 - N$ را در مدت زمان عملکرد سیستم تصفیه مرکب نشان می دهد. در این شکل، حالت ۲ و حالت ۱، به ترتیب بیوراکتور هوازی در غیاب و حضور کربن دانه ای فعال می باشند.



شکل ۱۵- میزان پاک‌سازی COD و $NH_3 - N$ در عملکرد سیستم تصفیه مرکب در حضور کربن دانه ای فعال و در غیاب آن

Figure 15. The COD and $NH_3 - N$ cleaning in complex system performance in the presence of granular activated carbon and its absence

همان‌طور که مشاهده می شود، غلظت COD از $\frac{mg}{l}$۳۰۰۰ به $\frac{mg}{l}$۲۵۰۰ در بیوراکتور بی هوازی کاهش می یابد.به عبارت دیگر، تغییرات پاک‌سازی COD در سیستم بی هوازی ۲۵ درصد است. مقدار کم پاک‌سازی COD در این سیستم، تجدید ناپذیر بودن شیرابه و عدم توانایی فعالیت میکروارگانیسم ها در محیط بی هوازی را نشان می دهد. علاوه بر این مشکل، غلظت $NH_3 - N$ موجود از $\frac{mg}{l}$ ۲۱۳ به $\frac{mg}{l}$ ۴۱۶ افزایش می یابد. علت این مشکل در نوسان غلظت $NH_3 - N$ در خوراک دستگاه و هم چنین فعالیت مخرب باکتری هاست. به همین دلیل تجزیه انجام شده توسط بیوراکتور غشایی بی هوازی کافی نمی باشد و این صرفا به عنوان یک پیش تصفیه عمل می نماید.

طبق پژوهش صورت گرفته، ادغام واحدهای بیوراکتور غشایی بی هوازی و هوازی، سبب افزایش پاک‌سازی COD در حدود ۸۱/۵ تا ۹۳/۲ می گردد. هم چنین نتایج به دست آمده در این آزمایش، تاثیر A/O – GAC را در افزایش پاک‌سازی COD نشان می دهد. در واقع A/O – GAC یک عامل کمک کننده به فعالیت میکروارگانیسم ها جهت تجزیه آلودگی‌های ارگانیک می باشد. از طرفی، اضافه کردن این عامل، تاثیری در پاک‌سازی $NH_3 - N$ ندارد، زیرا برخی از میکروب‌های طبیعی در آن، سبب جلوگیری از تجزیه نیتراتی می‌گردد. با این حال مقدار پاکسازی $NH_3 - N$ در بیوراکتور هوازی در حدود ۹۰ درصد می باشد.

مقادیر COD و $NH_3 - N$ در این سیستم متغیر می‌باشد، یعنی با اندکی تغییر در خوراک دستگاه، این مقادیر نیز تغییر

می‌کنند. برای رفع این مشکل، از واحد های پس تصفیه NF و RO استفاده می‌گردند. با استفاده از این واحد های پس تصفیه، مقادیر COD و $NH_3 - N$ به ترتیب در حدود ۳۸۰$\frac{mg}{l}$ و ۳۲/۹ $\frac{mg}{l}$ می باشد. در جدول (۸)، عملکرد واحد-های مختلف روش سیستم مرکب نشان داده شده است. هم چنین در این جدول، کیفیت پساب تصفیه شده در هر مرحله با استاندارد های موجود مقایسه شده اند.

جدول ۸- خصوصیات شیمیایی شیرابه منبع خوراک سیستم تصفیه مرکب (تمامی واحدها بر حسب میلی گرم بر لیتر)

Figure 8.Chemical properties of the feedstock in complex treatment system (all units in milligrams per liter)

پارامترها	عمل‌کرد سیستم تصفیه مرکب			استاندارد*	استاندارد**
	واحد MBR	واحد نانوفیلتراسیون	واحد اسمز معکوس		
COD	۵۷۹/۷	۲۷۶/۲۵	۱۲/۳۹	۱۰۰	۶۰
$NH_3 - N$	۳۳	۲۶/۵۵	۲/۶	۲۵	۱۰
Cd	۰/۰۴۷	مشاهده نشد	مشاهده نشد	۰/۰۱	-
Pb	۰/۱۲	مشاهده نشد	مشاهده نشد	۰/۱	-
Cr	۰/۱۷	مشاهده نشد	مشاهده نشد	۰/۱	-
Cl^-	۱۲۳۳/۹	۶۸۵/۰	۷۸/۶	-	۲۵۰

* استاندارد کنترل آلودگی مرکز دفن پسماند جامد، چین، GB 8978 – 1996

** استاندارد کیفیت پساب تصفیه شده برای استفاده مجدد در مناطق شهری، چین، GB/T 19923 – 2005

نتیجه گیری

کشور ایران از جمله مناطق نیمه خشک جهان می باشد. علاوه بر این، آب های زیر زمینی یکی از مهم ترین منابع تامین کننده آب شیرین در کشور محسوب می شوند. هم چنین شیرابه ها از جمله مواد آلوده کننده این منابع هستند. امروزه از میان انواع روش هایی که به منظور تصفیه و تجزیه شیرابه‌ها به کار می روند، روش های تجزیه بیولوژیکی دامنه وسیعی را به خود اختصاص داده اند، به طوری که در سطح بین المللی پژوهش های بسیار زیادی پیرامون آن ها انجام گرفته است. علاوه بر آن، بسیاری از سایت های دفن زباله در سطح جهان، در حال بهره برداری از این روش های جدید برای تصفیه و کنترل شیرابه ها هستند.

با توجه به توانایی بالای تولید بیومس در غشاهای بیوراکتوری، می توان در مناطق محرومی از کشور که نیازمند سوخت های ارزان هستند از این روش ها استفاده نمود.

استفاده از کربن دانه ای فعال در روش های اخیر، سبب کاهش رسوب گذاری در غشاها گردیده است. علاوه بر این، انعطاف پذیری برخی پایلوت ها بی هوازی، امکان استفاده از غشای روش های سنتی در بیوراکتور های بی هوازی را فراهم می‌نماید. این مزیت سبب کاهش هزینه به روز رسانی در مراکز دفن پسماند قدیمی می گردد.

اگر چه برخی غشاهای بیوراکتوری نوین به تنهایی قابلیت تجزیه پساب های مقاوم را ندارند؛ اما ادغام این روش ها با روش‌های فیزیکی شیمیایی نظیر FO و RO سبب افزایش کیفیت پساب خروجی می گردد. با این حال، به دلیل توانایی بالای غشاهای بیوراکتوری نوین در تصفیه و تجزیه آلاینده ها، استفاده از این پایلوت ها به شیرابه های مراکز دفن پسماند شهری محدود نمی شود و می توانند در تصفیه انواع فاضلاب-های صنعتی، پتروشیمی و صنایع غذایی به کار گرفته شوند.

References

1. Schiopu AM, Gavrilescu M. Options for the treatment and management of municipal landfill leachate: common and specific issues. CLEAN–Soil, Air, Water. 2010;38(12):1101-10.
2. Wiszniowski J, Robert D, Surmacz-Gorska J, Miksch K, Weber J. Landfill leachate treatment methods: A review. Environmental Chemistry Letters. 2006;4(1):51-61.
3. Baig S, Coulomb I, Courant P, Liechti P. Treatment of landfill leachates: Lapeyrouse and Satrod case studies. 1999.
4. Renou S, Givaudan J, Poulain S, Dirassouyan F, Moulin P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. Journal of hazardous materials. 2008;150(3):468-93.
5. Bohdziewicz J, Kwarciak A. The application of hybrid system UASB reactor-RO in landfill leachate treatment. Desalination. 2008;222(1):128-34.
6. Wang LK, Menon R. Treatment of industrial effluents, municipal wastes, and potable water by membrane bioreactors. Membrane and Desalination Technologies: Springer; 2011. p. 201-36.
7. Yang W, Cicek N, Ilg J. State-of-the-art of membrane bioreactors: Worldwide research and commercial applications in North America. Journal of membrane science. 2006; 270 (1): 201-11.
8. Cicek N. A review of membrane bioreactors and their potential application in the treatment of agricultural wastewater. Canadian Biosystems Engineering. 2003;45:6.37-6.
9. Ng AN, Kim AS. A mini-review of modeling studies on membrane bioreactor (MBR) treatment for municipal wastewaters. Desalination. 2007;212(1):261-81.
10. Lesjean B, Huisjes E. Survey of the European MBR market: trends and perspectives. Desalination. 2008; 231(1):71-81.
11. Chiemchaisri C, Chiemchaisri W, Nindee P, Chang C, Yamamoto K. Treatment performance and microbial characteristics in two-stage membrane bioreactor applied to partially stabilized leachate. Water Science & Technology. 2011;64(5):1064-72.
12. Li G, Wang W, Du Q. Applicability of nanofiltration for the advanced treatment of landfill leachate. Journal of applied polymer science. 2010;116(4):2343-7.
13. Robinson T. Membrane bioreactors: Nanotechnology improves landfill leachate quality. Filtration & separation. 2007;44(9):38-9.
14. Schwarzenbeck N, Leonhard K, Wilderer P. Treatment of landfill leachate-High tech or low tech? A case study. Water Science & Technology. 2004;48(11):277-84.
15. Puszczało E, Bohdziewicz J, Świerczyńska A. The influence of percentage share of municipal landfil leachates in a mixture with synthetic wastewater on the effectiveness of a treatment process with use of membrane bioreactor. Desalination and Water Treatment. 2010;14(1-3):16-20.
16. Svojitka J, Wintgens T, Melin T. Treatment of landfill leachate in a bench scale MBR. Desalination and Water Treatment. 2009;9(1-3):136-41.

17. Lin H, Peng W, Zhang M, Chen J, Hong H, Zhang Y. A review on anaerobic membrane bioreactors: applications, membrane fouling and future perspectives. Desalination. 2013;314:169-88.
18. Grethlein HE. Anaerobic digestion and membrane separation of domestic wastewater. Journal (Water Pollution Control Federation). 1978:754-63.
19. Li A, Kothari D, Corrado J, editors. Application of membrane anaerobic reactor system for the treatment of industrial wastewaters. Proceedings of the Industrial Waste Conference, Purdue University (USA); 1984.
20. Vallero M, Lettinga G, Lens P. Long-term adaptation of methanol-fed thermophilic (55 C) sulfate-reducing reactors to NaCl. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology. 2003;30(6):375-82.
21. Willetts J, Ashbolt N, Moosbrugger R, Aslam M. The use of a thermophilic anaerobic system for pretreatment of textile dye wastewater. Waste Minimisation and End of Pipe Treatment in Chemical and Petrochemical Industries. 2000; 42(5):309-16.
22. Le-Clech P, Chen V, Fane TA. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. Journal of Membrane Science. 2006;284(1):17-53.
23. Brockmann M, Seyfried C. Sludge activity and cross-flow microfiltration—a non-beneficial relationship. Water Science and Technology. 1996;34(9):205-13.
24. Ghyoot W, Verstraete W. Coupling membrane filtration to anaerobic primary sludge digestion. Environmental technology. 1997; 18(6):569-80.
25. Campagna M, Çakmakcı M, Yaman FB, Özkaya B. Molecular weight distribution of a full-scale landfill leachate treatment by membrane bioreactor and nanofiltration membrane. Waste management. 2013; 33(4):866-70.
26. Ersu C, Ong S. Treatment of wastewater containing phenol using a tubular ceramic membrane bioreactor. Environmental technology. 2008; 29(2):225-34.
27. Lin H, Chen J, Wang F, Ding L, Hong H. Feasibility evaluation of submerged anaerobic membrane bioreactor for municipal secondary wastewater treatment. Desalination. 2011; 280(1):120-6.
28. An Y, Wang Z, Wu Z, Yang D, Zhou Q. Characterization of membrane foulants in an anaerobic non-woven fabric membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. Chemical Engineering Journal. 2009; 155(3):709-15.
29. Walker M, Banks C, Heaven S. Development of a coarse membrane bioreactor for two-stage anaerobic digestion of biodegradable municipal solid waste.
30. Ye M, Zhang H, Wei Q, Lei H, Yang F, Zhang X. Study on the suitable thickness of a PAC-precoated dynamic membrane coupled with a bioreactor for municipal wastewater treatment. Desalination. 2006; 194(1): 108-20.
31. Ma J, Wang Z, Zou X, Feng J, Wu Z. Microbial communities in an anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for municipal

wastewater treatment: Comparison of bulk sludge and cake layer. Process Biochemistry. 2013;48(3):510-6.

32. Xie Z, Wang Z, Wang Q, Zhu C, Wu Z. An anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for landfill leachate treatment: Performance and microbial community identification. Bioresource technology. 2014; 161:29-39.
33. Liu H, Yang C, Pu W, Zhang J. Formation mechanism and structure of dynamic membrane in the dynamic membrane bioreactor. Chemical Engineering Journal. 2009; 148(2): 290-5.
34. Hasar H, Unsal SA, Ipek U, Karatas S, Cınar O, Yaman C, et al. Stripping/flocculation/membrane bioreactor/reverse osmosis treatment of municipal landfill leachate. Journal of Hazardous Materials. 2009; 171(1):309-17.
35. Insel G, Dagdar M, Dogruel S, Dizge N, Cokgor EU, Keskinler B. Biodegradation characteristics and size fractionation of landfill leachate for integrated membrane treatment. Journal of hazardous materials. 2013; 260:825-32.
36. Mahmoudkhani R, Hassani A, Torabian A, Borghei S. Study on high-strength anaerobic landfill leachate treatability by membrane bioreactor coupled with reverse osmosis. International Journal of Environmental Research. 2011; 6(1):129-38.
37. Cath TY, Childress AE, Elimelech M. Forward osmosis: principles, applications, and recent developments. Journal of membrane science. 2006; 281(1):70-87.
38. Zhao S, Zou L, Tang CY, Mulcahy D. Recent developments in forward osmosis: opportunities and challenges. Journal of Membrane Science. 2012;396:1-21.
39. Cho YH, Han J, Han S, Guiver MD, Park HB. Polyamide thin-film composite membranes based on carboxylated polysulfone microporous support membranes for forward osmosis. Journal of Membrane Science. 2013;445:220-7.
40. Nedwell D, Reynolds P. Treatment of landfill leachate by methanogenic and sulphate-reducing digestion. Water Research. 1996;30(1):21-8.