



Investigating membrane bioreactor method (MBR) in wastewater treatment

Investigating membrane
bioreactor method (MBR)
in wastewater treatment

Dr. ALI DEHNAVI
A.HOSSEINZADEH



عنوان:

بررسی روش بیوراكتور غشایی (MBR) در تصفیه فاضلاب

ارائه دهنده: امیر حسین زاده

استاد مربوطه: دکتر علی دهنوی

فهرست مطالب

۱- مقدمه.....	۱
۲- تاریخچه.....	۳
۳- بیوراکتورهای غشایی (MBR).....	۶
۴- غشاها (Membranes).....	۹
۴-۱- انواع غشای مورد استفاده در MBR.....	۱۰
۵- انواع پیکربندی در MBR.....	۱۱
۵-۱- بیوراکتور غشایی مستغرق، غوطه‌ور (SMBR).....	۱۱
۵-۲- بیوراکتور غشایی خارجی (EMBR).....	۱۳
۶- دسته‌بندی انواع MBR از نظر اندازه‌ی منافذ غشاء.....	۱۴
۷- مواد مورد استفاده در ساخت غشاء.....	۱۵
۸- فاکتورهای موثر بر بهره‌برداری MBR.....	۱۶
۸-۱- مواد مورد استفاده در ساخت غشاء.....	۱۷
۸-۲- خاصیت آبدوستی.....	۱۷
۸-۳- زبری سطح غشاء.....	۱۷
۸-۴- بار سطح غشاء.....	۱۷
۸-۵- اندازه منافذ غشاء.....	۱۷
۸-۶- نرخ هوادهی.....	۱۸
۸-۷- زمان ماند جامدات (SRT).....	۱۹
۸-۸- زمان ماند هیدرولیکی (HRT).....	۱۹
۸-۹- نسبت غذا به میکروارگانیزم (F/M).....	۱۹
۸-۱۰- نرخ باگذاری ارگانیک (OLR).....	۲۰
۸-۱۱- دما.....	۲۰

۲۱.....	۸-۱۲-MLSS
۲۱.....	۸-۱۳- ویسکوزیته‌ی ظاهری لجن
۲۱.....	۸-۱۴- اندازه لخته‌ها
۲۲.....	۸-۱۵- قلیائیت و pH
۲۲.....	۸-۱۶- شوری
۲۲.....	۹- مزایا و معایب کاربرد MBR در تصفیه فاضلاب شهری در مقایسه با روش‌های مرسوم
۲۳.....	۹-۱- مزایا
۲۴.....	۹-۱- معایب
۲۶.....	۱۰- بیوراكتور غشایی بی‌هوازی (AnMBR)
۲۷.....	۱۱- توسعه‌ی تاریخی AnMBR
۲۹.....	۱۲- فرآیند و پیکربندی AnMBR
۳۰.....	۱۲-۱- غشای جریان جانبی
۳۰.....	۱۲-۲- غشای غوطه‌ور
۳۰.....	۱۲-۳- غشای غوطه‌ور خارجی
۳۱.....	۱۳- بازیابی انرژی
۳۲.....	۱۴- غشاء در AnMBR
۳۳.....	۱۵- مدل‌های متداول بیوراكتور مورد استفاده در AnMBR
۳۴.....	۱۶- پارامترهای موثر بر عملکرد AnMBR
۳۴.....	۱۶-۱- ضریب رشد لجن و جامدات معلق
۳۵.....	۱۶-۲- تاثیر غلظت سولفات
۳۵.....	۱۶-۳- تاثیر دما
۳۶.....	۱۷- تولید بیوگاز
۳۹.....	۱۸- منابع

فهرست اشکال

- شکل (۱): نمونه‌ای از بیوراکتور غشایی مورد استفاده در تصفیه فاضلاب..... ۴
- شکل (۲): رشد بازار MBR بر اساس منطقه..... ۶
- شکل (۳): تفاوت سیستم MBR با لجن فعال متعارف..... ۷
- شکل (۴): انواع غشاهای مورد استفاده در MBR..... ۱۰
- شکل (۵): انواع پیکربندی در MBR..... ۱۱
- شکل (۶): اندازه منافذ غشاها ۱۴
- شکل (۷): فاکتورهای موثر بر گرفتگی و بهره‌برداری در MBR..... ۱۶
- شکل (۸): اثر اندازه منافذ غشا بر گرفتگی..... ۱۸
- شکل (۹): انواع پیکربندی AnMBR..... ۲۹
- شکل (۱۰): پیکربندی ترکیبی غوطه‌ور-خارجی در AnMBR..... ۳۱

فهرست جداول

- جدول (۱): تاریخچه MBR.....۵
- جدول (۲): مقایسه معایب و مزایای MBR در مقایسه با لجن فعال.....۲۵
- جدول (۳): راندمان حذف COD با توجه به پیکربندی AnMBR، مواد غشایی مختلف و ویژگی فاضلاب.....۳۳
- جدول (۴): عملکرد و تولید بیوگاز در AnMBR منتخب.....۳۷

۱- مقدمه

به طور کلی فاضلاب، همان آب مصرفی جامعه است. که پس از مصارف گوناگون، آلوده شده و دیگر از نظر بهداشتی قابل استفاده بصورت ایمن نیست. منابع تولید فاضلاب شهری را میتوان ترکیبی از زائداتی در نظر گرفت که به وسیلهی آب از مناطق مسکونی، تجاری، اداری و صنعتی حمل شده و بسته به شرایط ممکن است با آبهای زیرزمینی و آبهای سطحی آمیخته شود [۱]. به دلیل وجود آلایندههای مختلف میکروبی، زیست محیطی و شیمیایی در فاضلاب، دفع آن به صورت تصفیه نشده به محیطزیست و یا بهره‌برداری از آن در کشاورزی، منجر به آلودگی منابع آب، خاک و محصولات کشاورزی شده و نهایتاً خطرات سوء بهداشتی آن متوجه سلامت و بهداشت انسان می‌گردد [۲]. به گونه‌ای که برآورد شده است، هر متر مکعب فاضلاب تصفیه نشده پتانسیل دارد، ۴۰ تا ۶۰ متر مکعب آب را به شدت آلوده نماید. بنابراین خنثی‌سازی این اثرات نامطلوب در محیطزیست، جمع‌آوری فاضلاب و تصفیه آن امری مهم و اجتناب‌ناپذیر است، که قدمت آن به نیمه دوم قرن هیجدهم در انگلستان بر می‌گردد [۳]. همچنین باتوجه به بروز پدیده خشکسالی در دنیا استفاده مجدد از فاضلاب تصفیه شده می‌تواند به عنوان یک منبع ارزشمند آب برای مصارف کشاورزی و آبیاری پارک‌ها و فضای سبز باشد [۴]، [۵].

یکی از مکانیسم‌های تصفیه فاضلاب، تصفیه بیولوژیکی است. در این روش از موجودات زنده برای تصفیه استفاده می‌شود و یک مکانیسم مؤثر برای حذف مواد آلاینده آلی، مواد جامدمعلق یا مواد محلول درپساب است. سیستم‌های لجن فعال، برکه تثبیت و راکتور بیولوژیکی غشایی¹ MBR نمونه‌ای از روشهای بیولوژیکی می‌باشد [۶]. همانطور که اشاره شد فرآیندهای مختلف بیولوژیکی متعددی از جمله لجن فعال^۲، برکه‌ی تثبیت^۳ و MBR برای حذف یا تقلیل مواد آلاینده فاضلاب بکار می‌رود که هر یک از آنها دارای ویژگی‌ها، نقاط ضعف و قوت منحصر به فرد است. اما در میان سیستم‌های مختلف تصفیه، یکی از متداول‌ترین آنها، سیستم لجن فعال است که میتوان آنرا علی‌رغم احتیاج به زیرساختهای مکانیکی و الکتریکی و مصرف انرژی، به عنوان یکی از موثرترین و کارآمدترین فرآیندها در تصفیه فاضلاب شهری در نظر گرفت. در روش لجن فعال هوازی میکروارگانیسم‌ها با مصرف اکسیژن، مواد آلی موجود در فاضلاب را تجزیه می‌کنند [۷]. از

¹ Membrane Bio Reactor

² Activated Sludge

³ Stabilization Pond

مزایای این روش شوک‌پذیری، راندمان مطلوب در حذف مواد آلی، عدم تجمع حشرات و حساسیت کمتر در برابر تغییرات دمایی فصلی است [۸]. در این فرآیند به جهت نیاز به تجهیزات برقی و مکانیکی و مصرف قابل توجه انرژی هزینه‌ی تصفیه زیاد است [۹]. امروزه باتوجه به قوانین سختگیرانه جلوگیری از آلودگی محیط‌زیست و همچنین اهمیت بازچرخانی و استفاده مجدد از پساب، با استفاده از فرآیندهایی که قادر باشند فاضلاب را با کارایی بالا تصفیه نمایند مورد توجه ویژه‌ای قرار گرفته است و روز به روز بر اهمیت روش‌های نوین تصفیه فاضلاب افزوده می‌شود [۱۰].

یکی از زیرمجموعه‌های روش تصفیه بیولوژیک، سیستم‌های تصفیه هوازی با رشد معلق می‌باشد که در آن میکروارگانیسم‌های فاضلاب به حالت معلق در سیستم باقی می‌ماند و اغلب به صورت هوازی فعالیت می‌کنند [۱۱]. فرآیند لجن فعال و فرآیندهای اصلاح شده از رایج‌ترین فرآیندهای رشد معلق هوازی مورد استفاده برای تصفیه ثانویه فاضلاب می‌باشد. این فرآیند از حدود 100 سال پیش به طور موثر و گسترده‌ای برای تصفیه انواع فاضلاب‌های شهری و صنعتی به کار گرفته شده است. در این روش شرایط لازم برای حیات و فعالیت یک توده بیولوژیکی ناشی از اجتماع میکروارگانیسم‌ها و به خصوص باکتری‌ها فراهم می‌شود. میکروارگانیسم‌ها ضمن مصرف اکسیژن، مواد آلی موجود در فاضلاب را تجزیه می‌کنند. از این رو در این فرآیند برای پیشبرد روند تصفیه فاضلاب، ضروریست تمام شرایط برای رشد و تکثیر هر چه بهتر آن‌ها فراهم شود. از جمله مزایای این روش طراحی، بازدهی مناسب در حذف مواد آلی و حساسیت کمتر در برابر تغییرات دمایی فصلی می‌باشد [۱۱]. پس از اثبات کارایی بسیار بالا فرآیند لجن فعال در تصفیه انواع فاضلاب، به دلیل غیر کاربردی بودن این روش برای برخی از شرایط بهره‌برداری، اصلاحات و تغییرات مختلفی بر روی این فرآیند انجام گرفته و انواع مختلفی از فرآیند لجن فعال به کار گرفته شد. این تغییرات برای سازگار کردن این فرآیند با نیازمندی‌های مختلف از سیستم تصفیه می‌باشد. امروزه از این فرآیند حتی برای تصفیه انواع فاضلاب‌های صنعتی که قابلیت تصفیه بیولوژیکی دارند، استفاده می‌شود. شکل‌های مختلفی از فرآیند لجن فعال که به این منظور ایجاد شده‌اند، شامل لجن فعال متعارف^۴، هوادهی گسترده^۵ (EAAS)، راکتور ناپیوسته متوالی^۶ (SBR)، تثبیت تماسی^۷ (CSAS) و بیوراکتورغشایی (MBR) می‌باشد. از معایب روش لجن فعال معمولی می‌توان به

⁴ Conventional Activated Sludge

⁵ Extended Aeration Activated Sludge

⁶ Sequencing Batch Reactor

⁷ Contact Stabilization Activated Sludge

نیاز به تجهیزات برقی و مکانیکی نسبتاً زیاد، مشکلات بهره‌برداری، نیاز به فضای نسبتاً زیاد برای احداث تصفیه‌خانه، راندمان پایین در جداسازی تمام مواد آلی معلق (لجن) می‌باشد. یکی از روش‌هایی که بر اساس لجن فعال و برای رفع مشکلات این روش به ویژه کاهش مراحل فرایند تصفیه (حذف ته‌نشینی و گندزدایی) و نیز به دست آوردن راندمان بسیار بالا در کاهش مواد آلاینده آلی ابداع و توسعه پیدا کرد، روش بیوراکتور غشایی است [۱۱]. بیوراکتور غشایی یک فناوری پیشرو است که در حال حاضر در کشورهای سراسر جهان برای احیای آب استفاده می‌شود. با توجه به پیشرفت تکنولوژی و کاهش هزینه‌ها، استفاده از فناوری MBR طی چند سال گذشته بشدت افزایش یافته است [۱۰]، [۱۲]. این فرآیند یک فرآیند تصفیه بیولوژیکی فاضلاب شبیه فرآیند لجن فعال است، با این تفاوت که عملیات جداسازی لجن از آب توسط یک سیستم (غشاء) انجام می‌شود [۱۰]. به عبارت دیگر در این سیستم نیاز به ته‌نشینی ثانویه مانند لجن فعال نیست و جرم سلولی توسط غشاء به شدت جدا می‌شود که دارایی مزایایی همچون غلظت زیست توده بالاتر، کاهش رد پای آب خاکستری، تولید لجن کمتر و کیفیت بهتر پساب خروجی می‌باشد [۱۳]. شکل (۱) نمونه‌ای از بیوراکتور غشایی مورد استفاده در تصفیه فاضلاب می‌باشد. این فرآیند از اوایل دهه ۱۹۹۰ میلادی در تکنولوژی و کاربرد آن، پیشرفت گسترده‌ای داشته و به خصوص برای تصفیه فاضلاب‌های صنعتی، مقرون به صرفه‌تر و در سال‌های اخیر توجه بیشتری به آن شده است [۱۴]. فناوری MBR و کاربرد آن در تصفیه فاضلاب خانگی و صنعتی به دلیل تقاضا برای تحویل پساب با استانداردهای بالاتر و کیفیت قابل اعتمادتر مورد توجه قرار گرفته است [۱۰]. این فناوری در حذف آلاینده‌های معدنی، آلی و همچنین موجودات بیولوژیکی بسیار موثر است [۱۲]، [۱۵]. در نتیجه فناوری MBR به عنوان یک گزینه قابل اعتماد و پیشرفته برای تصفیه فاضلاب پذیرفته شده است که می‌تواند جایگزین روش‌های بیولوژیکی مرسوم شود، که در مقایسه با روش‌های مرسوم مانند لجن فعال مزایای زیادی دارد [۱۲]، [۱۶].

۲- تاریخچه

نخستین بار اسمیت و همکاران نخستین کسانی بودند که در سال ۱۹۶۹ فناوری MBR را از طریق برنامه تحقیقاتی Dorr-Oliver معرفی کردند. در دهه‌ی ۷۰ و ۸۰ میلادی، بیوراکتور غشایی توسط شرکت Dorr-Oliver نصب و راه اندازی شد [۱۷]. این سیستم از ورق‌های مسطح با فیلتراسیون صفحه‌ای تشکیل شده بود و در معرض فشار بالا با مقدار ۳.۵ بار در ورودی عمل می‌کرد. غشای اولترافیلتراسیون به جای مخزن ته‌نشینی

در خارج از مخزن بیوراكتور برای جداسازی پساب تصفیه شده و لجن فعال نصب شد. بنابراین نصب و راه اندازی اولین سیستم بزرگ بیوراكتور غشایی در مقیاس کامل برای تصفیه فاضلاب کارخانه جنرال موتور در منسفیلد ایالات متحده در اوایل سال 1990 انجام شد. اگرچه این سیستم پساب بسیار با کیفیتی تولید می کرد اما به دلیل هزینه بالای انرژی و گرفتگی غشایی گسترش آن محدود بود [۱۴]، [۱۷].



شکل ۱- نمونه از بیوراكتور غشایی مورد استفاده در تصفیه فاضلاب [۱۱]

برای غلبه بر مشکلات سیستم قبلی Yamamoto و همکاران در سال ۱۹۸۹ با قرار دادن غشای فیبر توخالی^۸ در مخزن هوادهی لجن فعال، یک نوآوری ایجاد کرد. بدین گونه که به جای استفاده از پمپ تحت فشار، فشار مکش به ممبران های داخل بیوراكتور اعمال شد. به طوری که غشا مستقیماً در داخل تانک هوادهی غوطه ور

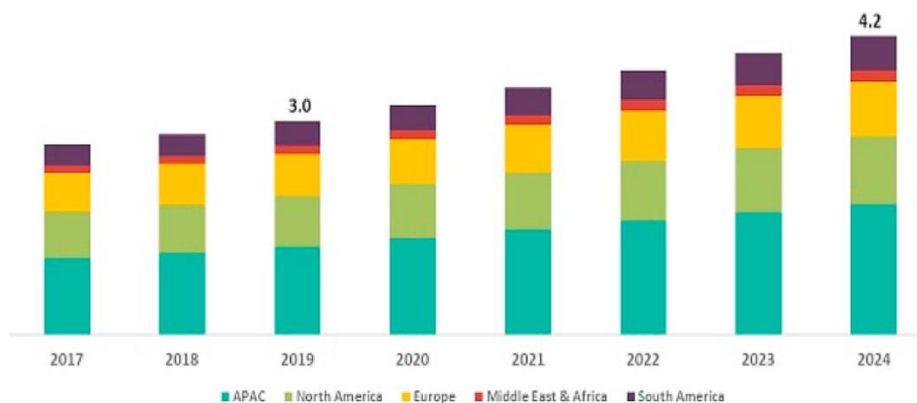
⁸ hollow fiber membrane

شد [۱۳]. پس از معرفی فرآیند MBR غوطه‌ور، مطالعات فراوانی برای افزایش کاربرد فناوری MBR با کیفیت پساب بالا و نفوذپذیری قابل توجه در مقیاس بزرگ انجام شد. همچنین مطالعات زیادی برای کاهش هزینه‌های غشاء از اواسط دهه ۱۹۹۰ انجام شده است. مطالعات انجام شده را می‌توان در زمینه‌های شکل ماژول غشاء، توزیع اندازه منافذ غشاء، شرایط عملیاتی برای به حداقل رساندن رسوب غشایی و نهایتاً راهکارهای موثر و جدید برای تمیز کردن غشای آلوده خلاصه کرد [۱۰]. جدول (۱) تاریخچه از MBR و شرکت‌هایی که این سیستم را توسعه و بهبود داده‌اند و فناوری مورد استفاده آنها را نشان می‌دهد [۱۸].

جدول ۱- تاریخچه MBR [۱۸]

Time	Event	Technology
Late 1960s	Dorr Oliver develops first MBR	Pressurized flat-sheet
Early 1970s	Thetfords-Systems (ZENON) commercialized Cycle-Let® for water reuse in USA.	Pressurized tubular membrane
Early 1980s	TechSep (Rhone-Poulence) commercializes PLEIADE for water reuse in Japan.	Pressurized flat-sheet
Mid 1990s	Nitto- Denko files a Japanese patent on a immersed MBR.	Immersed flat-sheet
	University of Tokyo experiments with hollow fiber MBR.	Immersed flat-sheet
Early 2000s	Kubota commercializes an MBR in Japan.	Immersed flat-sheet
	Mitsubishi Rayon commercializes an MBR in Japan.	Immersed unsupported.
	Zenon commercializes ZeeWeed® in North America and Europe.	hollow fibers
		Immersed reinforced hollow fibers
Early 2010s	USF commercializes Memjet.	Immersed unsupported hollow fibers
	Puron (Germany) introduces a copy-like version of ZeeWeed®.	Immersed reinforced hollow fibers
	Kolon and Para (Korea) introduce copies similar of ZeeWeed®.	Immersed reinforced hollow fibers
	Toray introduces a copy-like version of Kubota module.	Immersed flat-sheet
	Mitsubishi Rayon replaces their fine hollowfiber with a braid based HF-membrane. ZeeWeed®	Immersed reinforced hollow fibers

گزارش اخیر شرکت ارتباطات تجاری^۹ نشان داد که، اندازه بازار MBR در سال ۲۰۱۹ به ۳.۰ میلیارد دلار رسیده است. انتظار می‌رود این مقدار تا سال ۲۰۲۴ به ۴.۲ میلیارد دلار و تا سال ۲۰۲۶ به ۴.۹ میلیارد دلار برسد. آسیا و اقیانوسیه بخشی از بازار MBR در نظر گرفته می‌شود که دارای بالاترین رشد بازار MBR بر اساس منطقه است شکل (۲) رشد بازار MBR را بر اساس منطقه در دوره ۲۰۱۷-۲۰۲۴ نشان می‌دهد [۱۹]. با گذر زمان این فناوری به صورت تصاعدی رشد می‌کند این موضوع به سبب کاهش هزینه‌های تولید و نگهداری غشاء به جهت پیشرفت تکنولوژی و همچنین مقررات زیست محیطی که روز به روز سختگیرانه‌تر می‌شوند خواهد بود [۲۰]



شکل ۲- رشد بازار MBR بر اساس منطقه [۱۹]

۳- بیوراكتورهای غشایی (MBR)

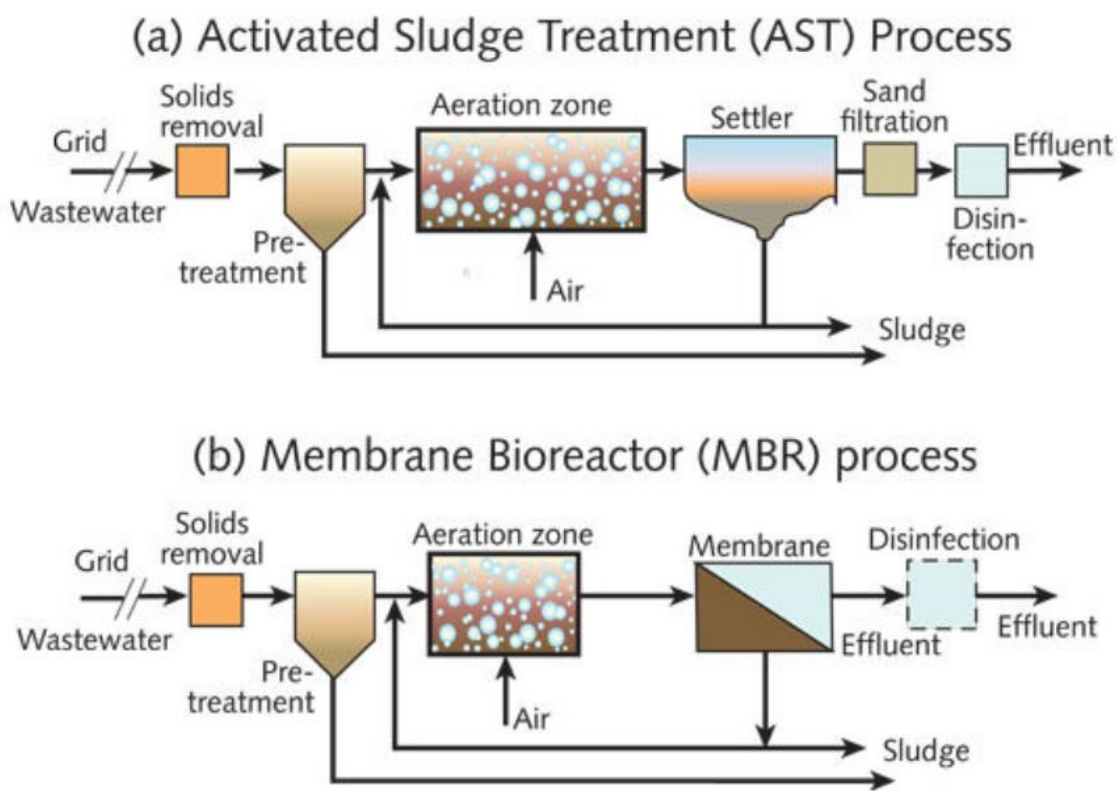
از جمله فرآیندهای تصفیه پیشرفته می‌توان به فرآیند تصفیه فاضلاب به وسیله بیوراكتورهای غشایی اشاره کرد. همانگونه که از نام آن پیداست تصفیه بیولوژیکی را با استفاده از جداسازی غشایی انجام می‌دهد، که غشای انتخابی یا نیمه تراوا را با یک فرآیند بیولوژیکی ادغام می‌کند. فرآیند MBR ترکیبی از یک فرآیند جداسازی غشایی مانند میکروفیلتراسیون یا اولترافیلتراسیون با بیوراكتور رشد معلق^{۱۰} است [۲۰].

فرآیند لجن فعال متعارف جهت حذف میکروارگانيسم‌های اضافی و ترکیبات جامد ایجاد شده نیازمند مراحل دانه‌گیری و ته‌نشینی اولیه، تانک هوادهی جهت حذف مواد آلی، ته‌نشینی و زلالسازی ثانویه است [۲۰]. این

⁹ BBC

¹⁰ suspended growth bioreactor

فرایندها زمان بر می‌باشند و ترکیبات جامد را به صورت کامل حذف نمی‌کنند [۱۱]. در نتیجه در روش MBR فرایندهای جداسازی فیزیکی به وسیله غشاء انجام می‌شود، که نتیجه‌ی آن کیفیت بسیار بالای پساب نسبت تصفیه توسط لجن فعال متعارف است. همچنین نیاز به فرآیند گندزدایی را نیز بر طرف می‌نماید [۲۰]. در این سیستم‌ها فیلتراسیون غشایی جایگزین فرآیندهای ته نشینی، فیلتر شنی و گندزدایی به کار رفته در روشهای مرسوم لجن فعال می‌باشد [۶]. تفاوت سیستم لجن فعال متعارف و MBR در شکل (۳) نشان داده شده است.



شکل ۳- تفاوت دو فرآیند (a) لجن فعال متعارف (b) MBR [۲۱]

این سیستم‌ها به طور گسترده آزمایش شده‌اند و از نتایج اثربخشی در حذف آلاینده‌های آلی و معدنی برخوردار است. از جمله مزایای راکتورهای غشایی سهولت کنترل فعالیت‌های بیولوژیکی، پساب خروجی با کیفیت بالا و عاری از باکتری و پاتوژن‌ها، نیاز به فضای کم و تحمل نرخ بارگذاری بالا می‌باشد [۲۲]. همچنین به دلیل

SRT¹¹ بالا (بین ۲۰ تا ۱۰۰ روز) غلظت MLSS¹² در آن می‌تواند حتی بیشتر از ۱۰۰۰۰ میلی گرم بر لیتر رشد کند. همچنین در حذف BOD و COD راندمان حذف ۹۳ تا ۹۹ درصد و در نیتریفیکاسیون ۸۵ تا ۹۷ درصد راندمان دارد [۲۳].

غشاهای مذکور می‌تواند در داخل یا خارج از بیوراکتور قرار گیرد [۲۰]. به این ترتیب ظرفیت گندزدایی بسیار بالایی به دست می‌آید. همچنین به دلیل حذف حوضچه‌های ته‌نشینی و زلالسازی مساحت کمتری برای سامانه‌های بیوراکتور غشایی در مقایسه با سایر روش‌های مشابه مورد نیاز است. همچنین این فرآیند منجر به کاهش حجم تولید لجن به دلیل کارکرد مطلوب در SRT بالا و نهایتاً حجم کمتر راکتور می‌شود [۶]. بیوراکتورهای غشایی شامل یک راکتور بیولوژیکی با بیومس معلق و یک جداکننده جامد با فیلترهای غشایی از نوع میکروفیلتراسیون و اولترافیلتراسیون است. برای تصفیه با سیستم بیوراکتورها، ممکن است با رشد هوازی معلق یا بی‌هوازی معلق از زیست توده‌های فعال استفاده شود. هدف از ترکیب یک راکتور و یک میکروفیلتراسیون استفاده به عنوان یک مجموعه فرآیندی کارا جهت تصفیه فاضلاب می‌باشد [۲۴]. اشکال عمده‌ای که مانع کاربرد گسترده‌تر MBR می‌شود رسوب غشایی است، که به طور قابل توجهی عملکرد و طول عمر غشاء را کاهش می‌دهد و در نتیجه هزینه‌های نگهداری و عملیاتی را افزایش می‌دهد. یافتن استراتژی‌های کاهش رسوب غشایی پایدار یکی از نگرانی‌های اصلی این صنعت در دو دهه‌ی گذشته بوده است [۲۵]. فیلترهای که در فناوری بیوراکتور غشایی استفاده می‌شوند، معمولاً از مواد پلیمری مانند پلی سولفون، پلی وینیلیدین فلوراید، پلی پروپیلین و پلی اتر سولفون تشکیل میشوند [۶]. امروزه MBR به عنوان یکی از قدرتمندترین فناوری‌ها برای تصفیه کارآمد فاضلاب شهری و صنعتی در سراسر جهان تلقی میشود [۶]. با این حال، زمینه‌های کاربردی جدید برای این فناوری، از قبیل مواد غذایی، داروسازی و تولید بیو دیزل به شدت در حال رشد هستند [۲۶].

Talvitie و همکاران (۲۰۱۷) اظهار داشتند، استفاده از بیوراکتور غشایی می‌تواند به میزان قابل توجهی آلودگی میکروپلاستیک‌ها را در محیط‌های آبی کاهش دهد [۲۷]. بر اساس گزارش Poerio و همکاران (۲۰۱۹) هنگامی که فرآیند جداسازی غشایی و بیوراکتور غشایی MBR با سایر فرآیندهای تصفیه ترکیب شوند، حذف میکروپلاستیک‌ها از پساب‌های فاضلاب به طور موثرتر صورت خواهد پذیرفت [۲۸].

¹¹ Sludge Retention Time

¹² Mixed liquor suspended solids

یک سیستم بیوراکتور غشایی (MBR) معمولاً شامل اجزای زیر است

- ۱) پیش تصفیه: این بخش شامل تجهیزاتی مانند آشغالگیر و دانه‌گیر می‌باشد. در این بخش زباله‌های بزرگ، دانه‌های شن و ماسه، ذرات سنگین و روغن از فاضلاب حذف می‌شود.
- ۲) تصفیه بیولوژیکی: این بخش شامل راکتور هوازی یا بی‌هوازی بوده که در آن از میکروارگانیسم‌ها برای تجزیه آلاینده‌های آلی و قابل تجزیه فاضلاب استفاده می‌شود.
- ۳) فیلتراسیون غشایی: این بخش شامل ماژول‌های غشایی می‌شود که خود انواع متفاوتی از نظر جنس و اندازه منافذ دارند چند نمونه از متداول‌ترین آنها، میکروفیلتراسیون (MF¹³)، اولترافیلتراسیون (UF¹⁴)، نانوفیلتراسیون (NF¹⁵) و اسمز معکوس (RO¹⁶) می‌باشد.
- ۴) پمپ‌ها و لوله‌ها: شامل پمپ‌های فشار مثبت برای غشای جریان جانبی، پمپ‌های مکش فشار منفی برای غشای مستغرق، پمپ‌های تزریق هوا و لوله‌هایی که برای انتقال استفاده می‌شود.
- ۵) کنترل و نظارت: شامل تجهیزاتی که برای کنترل و نظارت استفاده می‌شوند.
- ۶) ضد عفونی: که بسته به کیفیت فیلتراسیون ممکن است مورد نیاز باشد یا نباشد.

۴- غشاهای (Membranes)

جداسازی جامد از مایع توسط غشاهای میکروفیلتراسیون یا اولترافیلتراسیون در طی تصفیه MBR انجام می‌شود. غشاء صرفاً یک ماده‌ی دو بعدی است که معمولاً برای جداسازی اجزای سیال بر اساس اندازه یا بار الکتریکی آن‌ها استفاده می‌شود. جداسازی توسط غشاء یک فرآیند فیزیکی است. که در آن اجزای جدا شده از نظر شیمیایی بدون تغییر باقی می‌مانند. موادی که از طریق منافذ غشا جریان می‌یابند، تراوا و آن‌هایی که قادر به عبور نیستند کنسانتره گفته می‌شود. غشاهای مورد استفاده در MBR انواع مختلفی دارند که چند نمونه از متداول‌ترین آن‌ها که بیشترین استفاده را دارند در ادامه آورده شده است [۶]، [۲۰]، [۲۹].

¹³ Microfiltration

¹⁴ Ultrafiltration

¹⁵ Nanofiltration

¹⁶ reverse osmosis

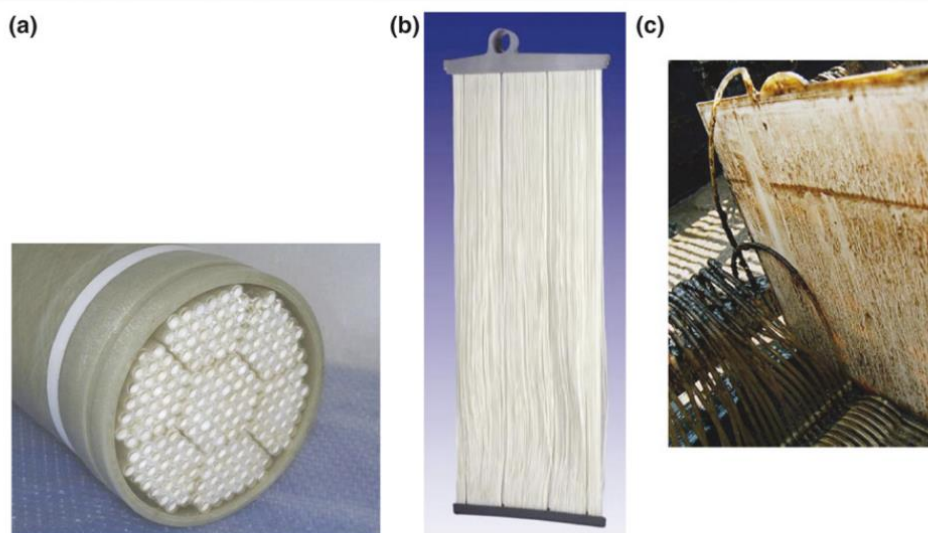
۴-۱- انواع غشاهای مورد استفاده در MBR

(۱) فیبر تو خالی^{۱۷}

(۲) صفحه یا ورق تخت^{۱۸}

(۳) لوله‌ای^{۱۹}

معمولا از پیکربندی صفحه تخت (FS) یا فیبر تو خالی (HF) در حالت مستغرق و از پیکربندی لوله‌ای در حالت جریان جانبی استفاده می‌کنند [۲۰]. شکل (۴) انواع غشای مورد استفاده در پیکربندی‌های مختلف MBR را نشان می‌دهد.



TRENDS in Biotechnology

MBR membrane configurations: (a) multi-tube (MT), (b) hollow fibre (HF) and (c) flat sheet (FS). Adapted, with permission, from [1].

شکل ۴- انواع غشاهای مورد استفاده در پیکربندی‌های مختلف MBR [۲۰]

¹⁷ Hollow Fiber Membrane

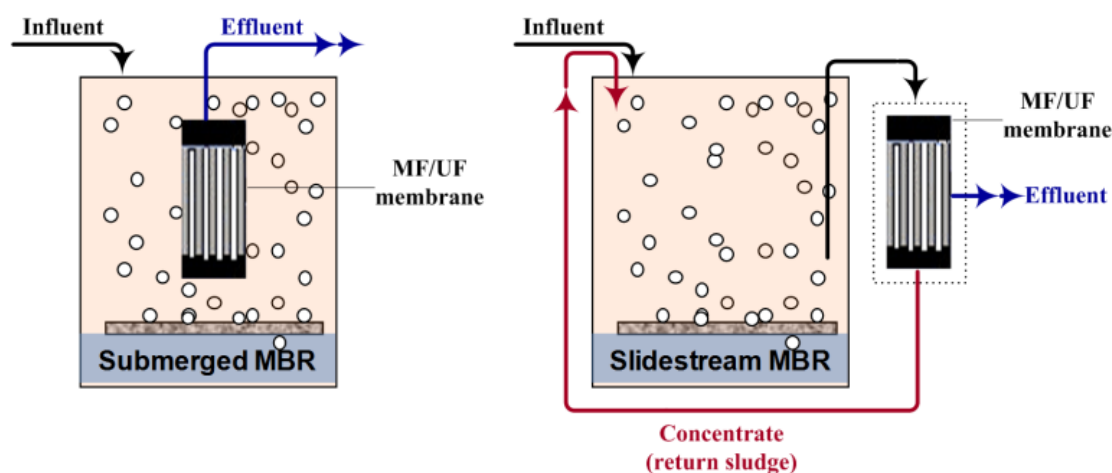
¹⁸ Flat Sheet

¹⁹ Tubular Membrane

۵- انواع پیکربندی MBR

انواع مختلفی از بیوراکتورهای غشایی (MBR) وجود دارد که هر کدام ویژگی‌ها و مزایای منحصر به فرد خود را دارند. همانگونه که پیش‌تر گفته شد بیوراکتور غشایی ترکیبی از یک فرآیند فیلتراسیون غشایی با یک بیوراکتور رشد معلق است. MBR را می‌توان در دو پیکربندی جریان (داخلی-مستغرق) و (خارجی-جانبی) تقسیم بندی کرد [۲۹].

میکروارگانیزم‌های موجود در بیوراکتور می‌توانند مولکول‌های آلی را در واکنش‌های تجزیه در فرآیندهای هوازی و بی‌هوازی به مواد ساده‌ی زیست تخریب‌پذیر تبدیل کنند. جداسازی فیزیکی (با استفاده از غشاهای میکروفیلتراسیون و اولترافیلتراسیون) برای جداسازی زیست توده و جامدات معلق از پساب انجام می‌پذیرد. که نتیجه‌ی آن پساب باکیفیت بسیار بالا است [۲۹]. در MBR با جریان جانبی مطابق شکل (۵) عمل جداسازی با استفاده از اعمال فشار مثبت انجام می‌شود و در نوع مستغرق با ایجاد فشار منفی عمل جداسازی صورت می‌پذیرد [۲۹].



شکل ۵- انواع پیکر بندی در MBR [۲۹]

۵-۱- بیوراکتور غشایی مستغرق، غوطه‌ور (SMBR²⁰)

بیوراکتور غشایی مستغرق، سیستم‌های بیوراکتور غشایی غوطه‌ور نیز نامیده می‌شوند. در این نوع از پیکربندی، مدول غشایی در داخل راکتور لجن فعال قرار می‌گیرد. نیروی محرکه اصلی آن فشار منفی (نیروی مکش) بوده

²⁰ Submerged Membrane Bio Reactor

و در سراسر غشا اعمال می‌شود و آب را از غشا می‌کشد [۲۳]، [۲۹]، [۳۰]. در این حالت لجن اجازه ورود به غشاء را ندارد و در راکتور باقی می‌ماند. در فرآیندهای هوازی از دیفیوژر قرار داده شده در پایین غشاء برای هوادهی لجن و همچنین تمیزکاری سطح فیلتراسیون (سطح غشاء و لایه‌ی خارجی غشا) که به هنگام بالا آمدن حباب‌های هوا با ایجاد نیروی برشی باعث کنده شدن کیک لجن می‌شوند، استفاده می‌شود و در دراز مدت جهت شستشوی شیمیایی کاربرد دارد. پیکربندی مستغرق معمولاً بیشتر از نوع جانبی استفاده می‌شود [۳۱]. این موضوع به دلیل مصرف انرژی کمتر نسبت به پیکربندی جانبی و مکانیزم تمیز کردن خود به خودی از طریق حباب‌های هوا می‌باشد [۲۹]، [۳۰]. برای شرایطی که از غشای مستغرق در MBR بی‌هوازی استفاده شود و امکان هوادهی وجود نداشته باشد، برای اختلال در تشکیل کیک لجن بر روی غشاها از چرخش بیوگاز تولید شده یا یک همزن که شرایط بدون هوازی را فراهم آورد استفاده می‌کنیم. با این حال، اختلاط با بیوگاز می‌تواند منجر به مشکلات عملیاتی شود. یک همزن مکانیکی معمولاً برای جلوگیری از چنین وضعیتی در راکتور نصب می‌شود [۳۰]. در شرایط بی‌هوازی استفاده از غشای جریان جانبی کارایی بیشتری دارد، که یکی از دلایل آن دشواری در تمیز کردن غشای غوطه‌ور با مواد شیمیایی است. همچنین در روش بیوراکتور غشایی بی‌هوازی مستغرق به سطح غشای بزرگتر نسبت به حالت غشای خارجی (جریان جانبی) برای رسیدن به عملکرد هیدرولیکی مشابه نیاز است [۳۰].

مزایای بیوراکتورهای غشایی مستغرق عبارت‌اند از [۶]:

- ۱) راندمان بالای تصفیه
- ۲) پساب باکیفیت بالا
- ۳) طراحی فشرده و صرفه جویی در فضا
- ۴) مصرف کم انرژی

معایب بیوراکتورهای غشایی مستغرق عبارت‌اند از:

- ۱) هزینه‌ی بالای تعمیر، نگهداری و تعویض غشاء
- ۲) رسوب بر روی سطح غشاء
- ۳) نیاز به نیروی ماهر و متخصص

۵-۲- بیوراكتور غشایی خارجی (EMBR²¹)

نوع دوم بیوراكتور غشایی (MBR)، شامل سیستم بیوراكتور غشایی خارجی می‌باشد. این سیستم‌ها شامل چرخشی از مخلوط مایع بین راکتور و ماژول غشایی است که در بیرون محفظه راکتور قرار دارد و در آن ماژول غشایی خارج از محفظه تصفیه بیولوژیکی فاضلاب قرار دارد [۶] [۳۱]. نیروی محرکه فشاری به وسیله‌ی سرعت بالای جریان متقاطع در امتداد صفحات غشاء ایجاد می‌شود در فرآیند بیوراكتور غشایی از نوع جریان جانبی ابتدا خوراک وارد بیوراكتور می‌شود و پس از خروج از آن وارد غشاهایی که در مسیر تعبیه شده، می‌شود. در این حالت فاز تراوش شده به عنوان آب مطلوب می‌باشد و فاز باقیمانده مجدداً به راکتور بازگردانده می‌شود [۳۲]. غشاهای آلوده نیاز به تمیز کردن دارند، و این امر در هنگام استفاده از پیکربندی جریان جانبی آسان‌تر انجام می‌شود زیرا غشاء در دسترس‌تر بوده و می‌توان بدون وقفه در عملکرد سیستم، آن‌ها را تمیز کرد. برخلاف آن غشاهای غوطه‌ور مستقیماً در داخل راکتور مستغرق هستند بنابراین، تعمیر، بازرسی و تعویض آن‌ها در فرآیند اخلال ایجاد کرده و دشوار است [۳۰].

مزایای بیوراكتورهای غشایی خارجی عبارتند از [۶]:

- ۱) راندمان بالای تصفیه
- ۲) پساب با کیفیت بالا
- ۳) تعمیر و نگهداری و تمیز کردن آسان نسبت به نوع غوطه‌ور
- ۴) کاهش رسوب و گرفتگی

معایب بیوراكتورهای غشایی خارجی عبارتند از:

- ۱) فضای بیشتری نسبت به مستغرق اشغال می‌کنند.
- ۲) نیاز به نیروی ماهر و متخصص دارد.

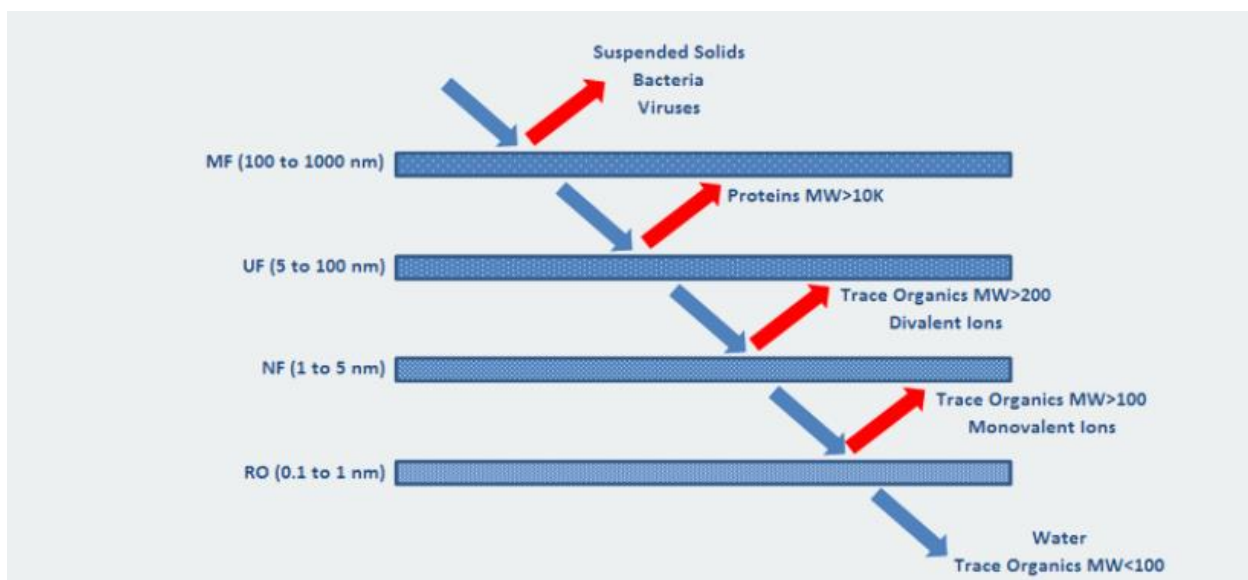
²¹ External Membrane Bio Reactor

۳) مصرف انرژی بالاتر نسبت به نوع مستغرق دارد.

۴) هزینه‌ی بالای تعمیر، نگهداری و تعویض غشا

۶- دسته‌بندی انواع MBR از نظر اندازه منافذ غشاء

به طور کلی چهار دسته از انواع غشا وجود دارد که طبقه بندی آن‌ها به اندازه منافذ غشا بستگی دارد. این طبقه بندی، از کوچکترین تا بزرگترین اندازه منافذ، اسمز معکوس (RO)، نانوفیلتراسیون (NF)، اولترافیلتراسیون (UF) و میکروفیلتراسیون (MF) هستند [۶]، [۳۳]. اثر افزایش اندازه منافذ غشاء بر عملکرد غشاء و کیفیت پساب فیلتر شده تاثیر قابل توجهی دارد. غشاهای MF اساساً ذرات معلق را دفع می‌کنند در حالیکه، غشاهای RO قادر به دفع بخش‌های ماکرومولکولی مانند نمک‌های محلول هستند [۳۳]. از نظر تاریخی، غشاها معمولاً برای تصفیه پساب‌های فاضلاب استفاده نشده‌اند. با این حال امروزه چندین تصفیه‌خانه فاضلاب در مقیاس بزرگ وجود دارد که از فیلتراسیون غشایی استفاده می‌کنند بدین گونه که تصفیه بیولوژیکی را با فیلتراسیون غشایی برای دستیابی به کیفیت عالی پساب ادغام می‌کنند [۲۳]. شکل (۶) انواع غشاء را از نظر اندازه منافذ غشا و قابلیت جداسازی مواد مختلف را نشان می‌دهد.



شکل ۶- اندازه منافذ غشاهای مختلف [۳۴]

۷- مواد مورد استفاده در ساخت غشاء

برای ساخت غشاها می‌توان از مواد مختلفی استفاده کرد. با این حال تعداد محدودی از آنها تاکنون تجاری شده است [۱۰]. در زمینه‌ی تصفیه فاضلاب و با توجه به محدودیت‌های عملیاتی متعدد، تعداد موادی که می‌توان برای ساخت غشا استفاده کرد با سایر زمینه‌ها متفاوت است. مقاومت اسیدی، بازی، شیمیایی و مکانیکی بالا در طول ۵ سال کارکرد و همچنین امکان قرار گرفتن در معرض طیف وسیعی از pH (در فرآیندهای بهره‌برداری و احیا) برخی از الزامات مواد غشایی است [۳۵]. برای برآوردن این الزامات در غشاء، می‌توان از موادی مانند پلاستیک، سرامیک، و مواد فلزی ضد زنگ استفاده کرد. غشاهای مبتنی بر پلیمر متداول‌ترین ماده‌ی مورد استفاده در تصفیه آب و فاضلاب هستند [۱۰]. پلی سولفون‌ها (PSF)، پلی وینیلید دی فلوراید (PVDF)، که به دلیل عمر طولانی آن محبوب‌ترین است، پلی تترا فلئوئورو اتیلن (PTFE) و استات سلولوز (CA) رایج‌ترین مواد مبتنی بر پلیمر هستند که اخیراً استفاده می‌شوند [۳۵].

ماده‌ای که غشاء از آن ساخته می‌شود، تاثیر مستقیمی بر تمایل رسوب‌گیری غشاء در فرآیند MBR دارد [۲۵]. بر اساس مواد غشا، غشاها را می‌توان به غشاهای سرامیکی، غشاهای پلیمری و غشاهای کامپوزیتی طبقه‌بندی کرد. غشاهای سرامیکی به دلیل مقاومت شیمیایی بالا، یکپارچگی، ماهیت بی‌اثر و سهولت تمیز کردن که منجر به هزینه‌های عملیاتی پایین می‌شود عملکرد فیلتراسیون خوبی را از خود نشان می‌دهد [۳۶]. [۳۷]. غشاهای سرامیکی بسیار آبدوست هستند، که باعث می‌شود در برابر رسوب مقاومت بیشتری داشته باشند. با این همه هزینه‌ی ساخت و ماهیت شکننده، استفاده از آن‌ها را در MBR محدود ساخته است [۳۶]. غشاهای پلیمری مقاومت فیزیکی و شیمیایی خوبی دارند اما عمدتاً آبگریز هستند [۳۸]. این غشاها به دلیل ماهیت آبگریز خود به راحتی دچار آلودگی می‌شوند، اما به دلیل سهولت ساخت اندازه منافذ، امروزه به طور گسترده مورد استفاده قرار می‌گیرند [۲۵].

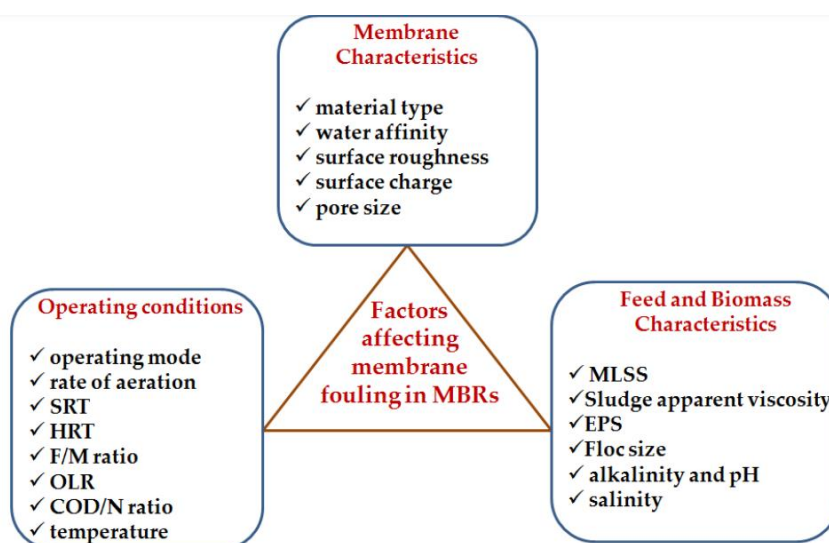
غشاهای کامپوزیتی غشاهایی هستند که از دو یا چند ماده برای ترکیب مقاومت مواد تشکیل دهنده در محصول نهایی تولید می‌شوند. در غشاهای کامپوزیت، غشای آبگریز با مواد آبدوست پوشانده می‌شود تا بر رسوب‌گیری غلبه کند. به عبارت دیگر با این کار می‌توان خواص غشا در رسوب‌گیری را اصلاح کرد. از این رو تحقیقات اخیر بر اصلاح مواد غشایی برای کاهش رسوب در فرآیند MBR متمرکز شده است [۲۵]. یو و همکاران از غشای

اصلاح شده برای بررسی ویژگی‌های ضد رسوب در یک MBR غوطه‌ور استفاده کرد. نتایج این تحقیق حاکی از آن بود که بازیابی شار پس از فرآیند احیا و تمیز کردن ۳۵ درصد بیشتر از غشای اصلاح نشده بود [۳۹].

خاصیت تمایل آب (آب دوستی یا آب گریزی) مواد غشایی، بر رسوب‌زدگی در MBR تاثیر می‌گذارد. این پارامتر با اندازه‌گیری زاویه تماس یک قطره آب روی آن سطح انجام می‌گیرد [۲۵]. زوایای کوچکتر نشان‌دهنده‌ی آب دوستی است، در حالی که زوایای بزرگتر نشان‌دهنده‌ی آب‌گریزی هستند. به دلیل فعل و انفعالات آبگریز بین مواد غشا، سلول میکروبی و املاح، رسوب غشا در غشاهای آبگریز در مقایسه با غشاهای آبدوست شدیدتر است. این بدین دلیل است که هر چه یک ماده غشایی آبدوست‌تر باشد، جذب ماکرواملاح در فاضلاب، کمتر می‌شود. از سوی دیگر مواد آبگریز تمایل به جذب مواد آبگریز در فاضلاب دارند و در نتیجه رسوب ایجاد می‌کنند. به همین خاطر برای ایجاد تعادل، در غشاهای کامپوزیتی با پوشش دادن غشاهای آبگریز با یک لایه نازک از مواد آبدوست، به استحکام مواد آبگریز و تمایل رسوب‌گیری کم مواد آبدوست دست می‌یابند [۲۵].

۸- فاکتورهای موثر بر بهره‌برداری MBR

عوامل مختلفی بر بهره‌برداری در MBR تاثیر می‌گذارد به طور کلی این عوامل به سه دسته تقسیم‌بندی می‌شوند. این موارد شامل ویژگی‌های غشاء مورد استفاده، شرایط عملیاتی، ویژگی‌های خوراک و زیست‌توده است. شکل (۷) برگرفته از این عوامل تاثیرگذار می‌باشد که در ادامه به اختصار شرح داده می‌شود [۲۵].



شکل ۷- فاکتورهای موثر بر گرفتگی و بهره‌برداری MBR [۲۵]

۸-۱- مواد مورد استفاده در ساخت غشاء

در قسمت قبلی توضیح داده شد.

۸-۲- خاصیت آب دوستی

در قسمت قبلی توضیح داده شد.

۸-۳- زبری سطح غشا

زبری سطح مواد غشایی نیز تا حدی بر رسوب غشا در MBR تاثیر دارد. غشاهایی با سطوح همگن نسبت به غشاهایی که سطوح ناهموار دارند کمتر در معرض رسوب قرار می‌گیرند. یافته‌های تحقیقاتی نشان داده است که غشاهای با زبری سطح بالاتر سریع‌تر خراب می‌شوند [۴۰]. این بدین دلیل است که سطح غشای ناهموار، فرورفتگی‌هایی را برای ذرات کلوییدی موجود در فاضلاب فراهم می‌کند که این ذرات می‌تواند به راحتی در این فرورفتگی‌ها تجمع کنند و در نتیجه شدت رسوب بر روی سطوح ناهموار را افزایش دهد [۲۵].

۸-۴- بار سطح غشاء

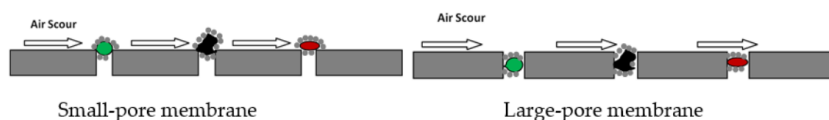
بار سطحی غشاء یکی دیگر از ویژگی‌های مهم در رابطه با رسوب غشاء است. به خصوص اگر ذرات باردار در خوراک وجود داشته باشد. بیشتر مواد غشایی در شرایط عادی بار منفی دارند، این عامل تا حدودی به ذرات کلوییدی که روی سطح غشا رسوب می‌کند نسبت داده می‌شود. برخی کاتیون‌های موجود در فاضلاب با سطوح غشاء دارای بار منفی واکنش داده و رسوب غیر آلی تولید می‌کند [۲۵].

۸-۵- اندازه منافذ غشاء

به طور کلی، غشاهای مورد استفاده در تصفیه فاضلاب به طور گسترده به دو دسته‌ی غشاهای متخلخل و غشاهای غیر متخلخل تقسیم می‌شوند. غشاهای متخلخل از الک کردن (جدا سازی بر اساس اندازه) مانند غشاهای میکروفیلتراسیون و اولترافیلتراسیون استفاده می‌کنند [۴۱]. از سوی دیگر غشای غیر متخلخل با

بهره‌گیری از ویژگی‌های حلالیت، بین املاح و محلول استفاده می‌کنند [۲۵]. از اسمز معکوس (RO) به عنوان نمونه‌ای از این نوع غشاء می‌توان نام برد [۲۵].

به طور کلی، اثرات اندازه منافذ غشا بر رسوب تا حد زیادی به ترکیب جریان خوراک، به ویژه توزیع اندازه ذرات بستگی دارد. زمانی که اندازه ذرات کوچکتر از اندازه منافذ غشا باشد به راحتی وارد منافذ غشا شده و در آنها گیر می‌افتند و انسداد رخ می‌دهد [۲۵]. اما زمانی که ذرات بزرگتر از منافذ باشند، ذرات بزرگ به سرعت یک لایه‌ی رویی، روی غشاء تشکیل می‌دهند و ذرات کوچکتر را جمع می‌کنند. لایه‌ی ایجاد شده روی سطح غشاء را می‌توان به راحتی با شستشوی هوا جدا کرد. شکل (۸) به صورت شماتیک این موضوع را نشان می‌دهد [۲۵]. لازم به ذکر است طبق برخی مطالعات برای غشاها با جنس‌های مختلف این موضوع همواره برقرار نیست و باید مورد ارزیابی قرار گیرد.



شکل ۸ - اثر اندازه منافذ غشاء بر گرفتگی [۲۵]

۸-۶- نرخ هوادهی

هوادهی در MBR هوازی نقش دوگانه‌ای دارد. بدین صورت که در درجه‌ی نخست اکسیژن را برای فرآیندهای بیولوژیکی تامین می‌کند و در ادامه به عنوان راهی برای از بین بردن لایه‌ی کیک تشکیل شده روی سطح غشاء (شستشوی هوا) عمل می‌کند [۲۵]. اکسیژن تامین شده از طریق هوادهی، تجزیه پذیری زیستی و سنتز سلولی زیست‌توده را تسهیل می‌کند. تحقیقات نشان داده است افزایش سرعت هوادهی در MBR منجر به کاهش رسوب غشایی می‌شود [۴۲]. نرخ هوادهی بالاتر همچنین، مصرف انرژی را افزایش می‌دهد که منجر به افزایش هزینه‌های عملیاتی می‌شود [۴۳]. بنابراین باید یک شدت هوادهی بهینه ایجاد شود که تعادلی بین دو عامل مذکور ایجاد شود.

۸-۷- زمان ماند جامدات (SRT)

SRT عامل بسیار مهمی است که بر رسوب غشا در MBR تاثیر می‌گذارد. SRT بالا شرایطی را در راکتور ایجاد می‌کند که منجر به تولید لجن کم و انجام نیتریفیکاسیون مطلوب می‌شود. با این حال SRT بیش از حد بالا می‌تواند منجر به غلظت بالای زیست توده شود که منجر به کاهش راندمان هوادهی می‌شود و همچنین می‌تواند میزان رسوب غشایی را افزایش دهد [۲۵]. به طور مشابه SRT پایین (کمتر از دو روز) سبب کاهش عملکرد MBR می‌شود و در نتیجه غلظت کم زیست توده می‌شود.

۸-۸- زمان ماند هیدرولیکی (HRT)

HRT اثر غیرمستقیم بر رسوب غشایی دارد. زیرا با سایر پارامترهای عملیاتی، ویژگی‌های لجن را تعیین می‌کند اکثر محققان بر این باورند کاهش HRT نرخ رسوب غشا در MBR را افزایش می‌دهد این عامل در اثر افزایش ویسکوزیته‌ی لجن، افزایش غلظت مواد برون سلولی و افزایش غلظت MLSS می‌باشد. ایسما و همکاران تاثیر HRT و SRT را بر رسوب غشایی با استفاده از فاضلاب مصنوعی را بررسی کردند. در مطالعه آنها از SRT ۴، ۱۵ و ۳۰ روزه به ترتیب در HRT ۴، ۸ و ۱۲ ساعت استفاده شد. نتایج به دست آمده حاکی از آن بود که گرفتگی کمتر غشا در طولانی‌ترین SRT (۳۰ روز) و طولانی‌ترین HRT ۱۲ ساعت می‌باشد.

۸-۹- نسبت غذا به میکروارگانیزم (F/M^{22})

نسبت F/M یک پارامتر عملیاتی مهم در تصفیه بیولوژیکی فاضلاب است. به منظور تعیین تاثیر نسبت F/M بر رسوب غشایی، کیمورا و همکاران، رسوب را در سه MBR در مقیاس پایلوت یکسان با استفاده از فاضلاب شهری واقعی بررسی کردند. نتایج آنها نشان داد، که نسبت F/M بر میزان رسوب تاثیر می‌گذارد و با یکدیگر رابطه‌ی مستقیم دارند [۴۴]. در مطالعه‌ی دیگری که توسط تروسلا و همکاران انجام شد. نتایج حاکی از آن بود که میزان رسوب غشا در MBR با افزایش نسبت F/M افزایش می‌یابد [۴۵].

²² Ratio of food to microorganism

۸-۱۰- نرخ بارگذاری آلی (OLR²³)

OLR یکی از مهمترین پارامترهای موثر بر عملکرد سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی فاضلاب است. ژانگ و همکاران در مطالعه‌ای اثر OLR ورودی ثابت و متغییر بر رسوب غشاء را با استفاده از دو نوع MBR غوطه‌ور در مقیاس آزمایشگاهی که به مدت ۱۶۲ روز در SRT، ۳۰ روزه کار می‌کرد، بررسی کردند. OLR ورودی در یک MBR ثابت نگه داشته شد و در دیگری متغییر بود. نتایج این مطالعه حاکی از آن بود که رسوب غشایی در طول دوره‌ی راه‌اندازی در MBR تغذیه شده با OLR متغییر قابل توجه‌تر از MBR تغذیه شده با OLR ثابت بود [۴۶]. در مطالعه‌ی دیگری جوهر و همکاران اثر OLR بر رسوب غشایی در MBR را بررسی کردند که در شش OLR مختلف از ۰.۵ تا ۳ (kg COD/m³ day) در HRT ثابت ۸ ساعت و SRT، ۴۰ روز کار می‌کرد. نتایج حاکی از آن است نرخ رسوب بالاتر در OLRهای بالاتر از ۲.۷۵ تا ۳ (kg COD/ m³ day) اتفاق می‌افتد [۴۷].

۸-۱۱- دما

یکی دیگر از پارامترهایی که بر میزان تجزیه‌ی زیستی و فعالیت‌های میکروبی تاثیر می‌گذارد دما است. در MBR دما با تغییر ویژگی‌های MLSS بر رسوب غشا تاثیر می‌گذارد. گزارش شده است که کاهش دمای عملیاتی باعث می‌شود باکتری‌ها ماده‌ی برون سلولی بیشتری تولید کنند و میزان رسوب غشایی افزایش یابد. علت افزایش رسوب غشایی در دماهای پایین به دلیل افزایش ویسکوزیته که تنش برشی ایجاد شده توسط هوادهی را کاهش می‌دهد، تجزیه کمتر مواد زیستی و آلی در اثر کاهش سرعت فرآیندهای میکروبی و کاهش سرعت انتقال که باعث گرفتگی و رسوب می‌شود [۲۵]. ویژگی‌های خوراک و زیست‌توده نقش کلیدی در رسوب غشایی در MBRها دارند. فعل و انفعالات پیچیده بین اجزای تشکیل دهنده‌ی زیست‌توده و مواد غشایی بر رسوب غشایی در MBR تاثیر زیادی می‌گذارد [۲۵].

²³ organic loading rate

۸-۱۲- MLSS

این پارامتر شامل لخته‌های باکتری، مواد برون سلولی، کلونیدها و ریز محلول‌ها است. MBR در غلظت‌های MLSS بسیار بالاتر از لجن فعال عملکرد خوبی دارد. با این حال غلظت بالاتر MLSS در MBR رسوب غشاء را در نتیجه‌ی مواد معلق زیاد تسریع می‌کند. یافته‌های تحقیقاتی نشان داده است که نفوذپذیری غشاء با افزایش غلظت MLSS کاهش می‌یابد [۴۲]. در مطالعه‌ای وو و هوانگ گزارش کردند که کار در غلظت‌های MLSS بالای ۱۰۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر ویسکوزیته را به شدت افزایش می‌دهد که فیلترپذیری را به شدت تحت تاثیر قرار می‌دهد [۴۸]. بیگیت و همکاران تاثیر شرایط عملیاتی و ویژگی‌های زیست‌توده را بر رسوب‌زدگی غشایی در یک MBR غوطه‌ور مطالعه کردند. نتایج حاکی از آن بود که افزایش غلظت MLSS منجر به کاهش قابل توجه نفوذپذیری غشا و افزایش نرخ رسوب می‌شود [۴۹].

۸-۱۳- ویسکوزیته ظاهری لجن

ویسکوزیته اندازه‌گیری مقاومت سیال در برابر تغییر شکل تدریجی توسط تنش برشی یا کششی است. از آنجایی که MBR در MLSS بالا کار می‌کند، مقدار ویسکوزیته بالاتر از لجن فعال است. ویسکوزیته بالا در MBR می‌تواند، انتقال اکسیژن را محدود کند که منجر به مصرف انرژی بیشتر در هوادهی می‌شود [۵۰]. تراسل و همکاران گزارش کردند که افزایش ویسکوزیته منجر به کاهش نفوذپذیری غشاء می‌شود. به طور معمول یک غلظت MLSS بحرانی وجود دارد که بر ویسکوزیته تاثیر می‌گذارد [۴۲]. بسته به شرایط عملیاتی مقدار بحرانی MLSS بین ۱۰۰۰۰ تا ۱۷۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد هرچه ویسکوزیته بالاتر باشد، میزان رسوب غشا در MBR افزایش می‌یابد [۲۵].

۸-۱۴- اندازه لخته‌ها:

میکروارگانیزم‌ها تمایل به تجمع و تشکیل لخته در سیستم‌های تصفیه بیولوژیکی فاضلاب دارند. اندازه لخته‌های تشکیل شده تاثیر به‌سزایی در جداسازی آب تصفیه شده از MLSS دارد. در MBR طیف وسیعی از اندازه‌ها برای این لخته‌ها با اندازه‌های بین ۵ تا ۲۴۰ میکرومتر گزارش شده است [۵۱]. در مطالعه‌ای که توسط شن و همکاران روی تاثیر اندازه لخته بر رسوب غشا در یک MBR غوطه‌ور که فاضلاب مصنوعی را تصفیه می‌کرد،

انجام شد، نتایج حاکی از افزایش توانایی چسبندگی لخته‌های کوچک به سطح غشا است و افزایش رسوب است. به عبارت دیگر هر چه لخته بزرگتر باشد، میزان رسوب غشایی کمتر است [۵۲].

۸-۱۵- قلیائیت و pH

قلیائیت و pH پارامترهای مهم در تجزیه زیستی می‌باشند. در رابطه با MBR این عامل بر میزان رسوب غشاء تاثیر می‌گذارد. گزارش شده است که مقادیر pH پایین منجر به افزایش جذب رسوب (مواد پلیمری خارج سلولی) بر روی غشا می‌شود [۵۳]. مطالعه‌ی دیگری بالاترین میزان تمایل لخته شدن را در pH معادل ۴.۸ نشان داد [۲۵]. در مطالعه‌ی دیگری نیز رسوب شدیدتر را در pH پایین ۵.۵ به دلیل تشکیل بیشتر مواد خارج سلولی پلیمری در تصفیه‌ی MBR شیرابه‌های محل دفن زباله گزارش کردند. همه‌ی این مطالعات موافقتند که کاهش pH مخلوط، میزان رسوب غشا در MBR را افزایش می‌دهد [۵۴].

۸-۱۶- شوری

در مطالعات زیادی مشخص شده که شوری اثرات نامطلوبی بر سیستم‌های بیولوژیکی دارد. در MBRها نشان داده شده است که وجود نمک در MLSS باعث رسوب شیمیایی و جاذبه‌ی الکترواستاتیکی به سمت غشا می‌شود [۴۰]. شوری بالا همچنین ویژگی‌های زیست‌توده را در سیستم تغییر می‌دهد. رید و همکاران تاثیر شوری بالا (تا ۵۰۰۰ میلی گرم در لیتر) را بر ویژگی‌های لجن فعال و نفوذپذیری غشاء در یک MBR غوطه‌ور بررسی کردند. نتایج تحقیقات آنها نشان داد که شوری بالا به شدت بر افزایش رسوب غشایی و خواص فیزیکی و شیمیایی لجن فعال تاثیر می‌گذارد [۵۵]. به طور مشابه جانگ و همکاران، اثرات شوری بر فیلتراسیون غشایی در MBR با بارهای نمکی بالا را بررسی و گزارش کردند که، غلظت‌های بالای نمک باعث تسریع رسوب غشا از طریق افزایش مسدود شدن منافذ می‌شود [۵۶].

۹- مزایا و معایب کاربرد MBR در تصفیه فاضلاب شهری در مقایسه با روش‌های مرسوم :

لجن فعال متعارف^{۲۴} (CAS) عمدتاً از دو مرحله تشکیل شده است. اولین مورد شامل مخزن هوادهی است که در آن فاضلاب با کمک میکروارگانیسم‌های فعال تصفیه می‌شود. در مرحله‌ی بعد آب تصفیه شده و لجن فعال

²⁴ Conventional activated sludge

در مخزن ته‌نشینی یا زلال‌ساز ثانویه از یکدیگر جدا می‌شوند. لجن فعال را نمی‌توان به طور کامل در مخزن ته‌نشینی جدا کرد. با این حال در مورد استفاده از MBR به دلیل وجود غشا با اندازه منافذ متفاوت، می‌توان بخش زیادی از لجن فعال را جدا کرد [۱۰]. در ادامه به بررسی مزایا و معایب MBR پرداخته خواهد شد. سپس مزایا و معایب MBR نسبت به CAS را در جدولی به طور خلاصه نشان داده می‌شود.

۹-۱- مزایای MBR

- تولید محصول با کیفیت بالا، شفاف شده و تا حد زیادی ضد عفونی شده که تنها در یک مرحله انجام می‌شود (پساب فیلتر شده با کیفیت بسیار خوب با کدورت کمتر از 1 NTU و BOD کمتر از ۵ میلی‌گرم در لیتر). غشا دارای اندازه منافذ موثر کوچکتر از ۰.۱ میکرومتر است و به طور قابل توجه کوچکتر از باکتری‌های بیماری‌زا و ویروس‌های موجود در لجن می‌باشد. بدلیل اینکه تقریباً تمام مواد زیستی، رسوبات و باکتری‌ها فیلتر می‌شوند، آب تولید شده به وسیله‌ی MBR از بالاترین کیفیت برخوردار است [۲۰]، [۲۳].
- کنترل مستقل زمان ماند سلولی و هیدرولیکی (به ترتیب SRT و HRT) به راحتی انجام می‌شود. در یک سیستم لجن فعال معمولی جداسازی جامدات با رسوب‌گذاری به دست می‌آید، که بر روی رشد میکروارگانیسم‌ها و ایجاد لخته تا رسیدن به اندازه‌ی کافی (بیش از ۵۰ میکرومتر) تکیه می‌کند. تا امکان حذف آن‌ها با ته‌نشینی فراهم شود. این امر به یک HRT مناسب طولانی برای رشد نیاز دارد. در حال که در یک MBR ذرات فقط باید بزرگتر از اندازه منافذ غشا باشند [۲۰].
- عملکرد بهینه در SRT بالا و غلظت‌های بالاتر جامدات معلق (MLSS)، که اندازه راکتور مورد نیاز را کاهش می‌دهد که از طرفی باعث کاهش فضای اشغالی در تصفیه‌خانه می‌شود و از طرفی باعث توسعه‌ی باکتری‌های نیتریفایر، و در نتیجه حذف آمونیاک را افزایش می‌دهد [۲۰].
- کاهش تولید لجن که ناشی از عملیات در SRT‌های طولانی، به دلیل توانایی سیستم در عملکرد در غلظت MLSS بالا می‌باشد [۲۰].

- MBR اثر بخشی فرآیند بیولوژیکی را با اجازه دادن به عملکرد در غلظت جامدات بالا و از بین بردن مشکلاتی مانند حجیم شدن لجن، بالا آمدن لجن، فوم نوکاردیا و غیره بهبود می بخشد. و نیاز به زلال سازی و تصفیه ثانویه و ثالثیه ندارد [۲۳].
- افزایش بارگذاری و تولید لجن کمتر که به نوبه‌ی خود هزینه‌های سرمایه گذاری برای کارهای عمرانی و هزینه‌های دفع لجن را کاهش می دهد [۲۳].
- نگهداری تمام مواد معلق جامد و بیشتر مواد حل شده به صورت انتخابی در بیوراکتور امکان پذیر است [۱۱].
- انواع بسیار پلیمرها و مواد غیرآلی میتوانند به عنوان غشاء به کار روند، بنابراین میتوان انتخاب نوع غشاء را به نحوه مشخص و مناسبی کنترل نمود [۱۱].
- بسیاری از جداسازی‌هایی که با استفاده از غشاء انجام می شود، با هیچ یک از سایر روش‌ها قابل دستیابی نیست [۱۱].
- زلالسازهای ثانویه^{۲۵} و فرآیندهای تصفیه ثالثیه حذف می شوند که در نتیجه فضای مور نیاز تصفیه خانه کاهش می یابد. در موارد خاص، می توان زمین مورد نیاز را بیشتر کاهش داد زیرا سایر واحدهای فرآیند مانند هضم کننده‌ها^{۲۶} یا گندزدایی^{۲۷} نیز می توانند حذف شوند یا به حداقل برسند [۱۱].

۹-۲- معایب

- پیچیدگی بیشتر فرآیند MBR، جداسازی غشایی نیازمند پروتکل‌های عملیاتی اضافی مربوط به حفظ تمیزی غشاء، عملکرد بهینه و صحیح فرآیند می باشد [۲۰].
- احتمال ایجاد کف [۲۰]
- بالا بودن هزینه‌های سرمایه گذاری و هزینه‌های عملیاتی فرآیند MBR به دلیل هزینه غشاء (تعویض، تمیز کردن و احیا) و استراتژی‌های ضد رسوب می باشد [۲۰]، [۲۳].
- رسوب غشایی، غشاها در طول زمان دچار رسوب می شوند و کارایی آنها کاهش می یابد.

²⁵ Secondary clarifiers

²⁶ digesters

²⁷ disinfection

- عمر ممبرانها محدود است و باید به صورت دوره‌ای تعویض شوند.
- سیستم‌های MBR برای راه‌اندازی پمپ‌ها و سیستم‌های هوادهی به انرژی بالایی نیاز دارند.
- آزمایشات نشان دادند تراوش‌پذیری بالا و انتخاب‌پذیری زیاد به ندرت با هم فراهم می‌شوند و این یکی از مشکلات طراحی فرآیندهای غشایی می‌باشد.
- سیستم‌های MBR به نیروی متخصص و ماهر برای راه‌اندازی، تعمیر و نگهداری نیاز دارند.
- کم بودن تجربه و همچنین شرکت‌های مرتبط در زمینه فرآیندهای غشایی در مقایسه با سایر فرآیندها

از معایب روش لجن فعال معمولی ۱- نیاز به تجهیزات برقی و مکانیکی نسبتاً زیاد، ۲- مشکلات بهره‌برداری، ۳- نیاز به فضای نسبتاً زیاد برای احداث تصفیه‌خانه باتوجه به ماهیت فرایند، ۴- راندمان پایین در جداسازی تمام مواد آلی معلق (لجن) می‌باشد. یکی از روش‌هایی که بر اساس لجن فعال و برای رفع مشکلات این روش به ویژه کاهش مراحل فرایند تصفیه (حذف ته‌نشینی و گندزدایی) و نیز به دست آوردن راندمان بسیار بالا در کاهش مواد آلاینده آلی ابداع و توسعه پیدا کرد، روش بیوراکتور غشایی است. مزایا و معایب این روش در مقایسه با لجن فعال در جدول (۲) آورده شده است.

جدول ۲ - مقایسه معایب و مزایای MBR در مقایسه با لجن فعال [۱۰]

مزایای MBR در مقایسه با لجن فعال	معایب MBR در مقایسه با لجن فعال
<ul style="list-style-type: none"> • اندازه بیوراکتور کوچکتر به جهت عملکرد در MLSS بالا و حذف مخزن ته‌نشینی • هیچ محدودیتی در غلظت جامدات معلق (MLSS) در MBR وجود ندارد. بنابراین تولید لجن فعال مازاد کاهش می‌یابد. (یعنی حداکثر غلظت MLS S در CAS حدود ۵۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر به دلیل محدودیت‌های زلال‌سازهای ثانویه است. با این وجود سطح بهینه در MBR حدود ۸۰۰۰ تا ۱۲۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر است. 	<ul style="list-style-type: none"> • پدیده‌ی رسوب‌گیری یک مشکل رایج MBR است که نیاز به استراتژی‌های عملیاتی مختلفی برای کاهش تمایل رسوب‌گیری غشاء بدون توجه به فرآیند و پیچیدگی عملیاتی نصب غشاء دارد. • سرمایه و هزینه‌ی عملیاتی بالاتر با فرآیند MBR به دلیل هزینه‌ی غشاء و استراتژی‌های ضد رسوب

<ul style="list-style-type: none"> • کیفیت آب تصفیه شده و MLSS بیوراکتور را می‌توان با زمان ماند سلولی (SRT) تعیین کرد. کنترل دقیق SRT را می‌توان در MBR به دلیل حذف مخزن ته‌نشینی ثانویه بدست آورد. • به طور معمول، SRT طولانی‌تر منجر به افزایش راندمان فاضلاب می‌شود. کاربرد SRT طولانی‌تر در MBR (بیش از ۲۰ روز) در مقایسه با CAS (معمولا ۵ تا ۱۵ روز) کیفیت پساب بالاتری را در طول فرایند تصفیه فراهم می‌کند. • تولید پساب تصفیه شده با کیفیت بالا به دلیل وجود غشاء با اندازه منافذ کوچکتر از جامدات معلق موجود، که غلظت معمولی جامدات معلق در آن حدود ۵ میلی‌گرم در لیتر است. از این رو بی‌نیاز از تصفیه ثالثیه می‌باشند. 	<ul style="list-style-type: none"> • پیچیدگی فرآیند، که عمدتاً به دلیل روش‌های نگهداری و تمیزی غشاء است. • تمایل به ایجاد کف زیاد مشکل دیگری است که تا حدودی به دلیل نیاز هوادهی بیشتر MBR ایجاد می‌شود. • مصرف برق بیشتر در حین کار گاهی اوقات دو برابر مصرف برق در CAS است.
---	--

۱۰- بیوراکتور غشایی بی‌هوازی (AnMBR²⁸)

امروزه از AnMBR به عنوان یکی از فناوری‌های بسیار کارآمد و قابل اعتماد برای حذف مواد آلی از فاضلاب بدون نیاز به انرژی اضافی به منظور هوادهی یاد می‌شود. AnMBR ترکیبی از فرآیند بی‌هوازی معمولی و سیستم غشایی مدرن است. AnMBR یک فرآیند جایگزین مقرون به صرفه با مزایای فعالیت میکروبی بی‌هوازی است. زیرا میکروارگانیزم متوزنیک می‌تواند بار آلی فاضلاب را به انرژی تجدیدپذیر در قالب بیوگاز غنی از متان تبدیل کند. همچنین، این فرآیند لجن تثبیت شده تولید می‌کند که می‌تواند به عنوان کود زیستی بازیافت شود [۵۷]. بیوگاز غنی از متان می‌تواند به عنوان منبع ذخیره‌سازی انرژی مکمل برای تولید گرما یا نیرو استفاده شود. بنابراین این فناوری کیفیت و کارایی پساب را نسبت به سایر فرآیندهای سنتی بهبود

²⁸ Anaerobic membrane bioreactor

می‌بخشد. در ادامه به مزایای آن نسبت به سایر فناوری‌های تصفیه فاضلاب، محدودیت‌های عملیاتی و کاربرد AnMBR در تصفیه فاضلاب پرداخته می‌شود [۵۸].

بیوراکتور غشایی بی‌هوازی AnMBR به دلیل مزایای متعدد نسبت به سایر فناوری‌های تصفیه، به عنوان جایگزین پایدار برای تصفیه فاضلاب بسیار محبوب هستند. در AnMBR عمل تصفیه بی‌هوازی توسط باکتری‌های مزوفیل انجام می‌شود که بیوگاز یا متان را به عنوان محصول جانبی آزاد می‌کنند، که می‌تواند برای تولید گرما یا الکتریسیته‌ی مورد نیاز در فرآیندهای بعدی استفاده شود. بیوراکتور غشایی بی‌هوازی AnMBR، ترکیبی از بیوراکتور بی‌هوازی و واحد غشایی است که مصرف انرژی کمتری را به دلیل عدم نیاز به هوادهی در بیوراکتور نیاز دارد [۵۷]. در سال‌های اخیر از AnMBR به طور گسترده برای تصفیه فاضلاب نساجی، فاضلاب روغن، فاضلاب صنعتی و شیرابه‌ی دفن زباله استفاده شده است. در مطالعه‌ای در کاربرد AnMBR در تصفیه فاضلاب آشپزخانه، راندمان حذف COD پس از تنظیم زمان ماند جامدات SRT بیش از ۹۹ درصد گزارش شد [۵۸].

همچنین AnMBR به تغییرات محیطی، به ویژه نواسانات دما حساس است. هنگامی که دما کاهش می‌یابد AnMBR با چالش مواجه می‌شود، که منجر به کاهش بازیابی بیومتان با افزایش حلالیت متان و کاهش فعالیت باکتری می‌شود که به نوبه‌ی خود باعث افزایش رسوب غشایی می‌شود، زیرا مواد خارج سلولی پلیمری بیشتری تولید می‌شود [۵۷]. مدیریت خوب سیستم AnMBR مبتنی بر درک پدیده‌های درگیر در حین کار با توجه به پارامترهای عملیاتی است. AnMBR شامل ادغام چندین مولفه در یک شبکه‌ی پیچیده است که انتخاب مناسب بر روی این مولفه‌ها یک تلاش حیاتی است. مطابق دانش امروزی هیچ منبع اطلاعاتی وجود ندارد که بتواند یک کالبد شکافی کلی برای حل مشکلات تکنولوژیکی AnMBR ارائه دهد [۵۷].

۱۱- توسعه‌ی تاریخی AnMBR

در دهه‌ی ۱۹۳۰، هر دو روش تصفیه بیولوژیکی هوازی و بی‌هوازی معمولاً برای تصفیه فاضلاب خانگی و صنعتی مورد استفاده قرار می‌گرفتند. در طی این فرآیندها، مواد آلی عمدتاً به شکل محلول، به H_2O , CO_2 , NH_4 ، CH_4 ، NO_2^- ، NO_3^- ، سلول‌های بیولوژیکی تبدیل می‌شوند. بسته به وجود یا عدم وجود اکسیژن، محصولات نهایی متفاوت است. به نظر می‌رسد اولین استفاده از فیلتراسیون غشایی با تصفیه بی‌هوازی فاضلاب

در سال ۱۹۷۸ گزارش شده باشد. که در آن از بیوراکتور غشایی بی‌هوازی جریان جانبی برای تصفیه فاضلاب استفاده شده است. نتایج نشان‌دهنده‌ی افزایش غلظت بیومس، کاهش ۸۵ تا ۹۵ درصد اکسیژن خواهی بیوشیمیایی، حذف ۷۲ درصدی نیترات و ۲۴ تا ۸۵ درصد کاهش ارتوفسفات است [۵۸]، [۵۹]

فرآیند AnMBR را می‌توان اساساً به عنوان یک فرآیند تصفیه بیولوژیکی تعریف کرد که بدون اکسیژن و با استفاده از یک غشا برای جداسازی مایع از مواد جامد انجام می‌شود. AnMBR اولین بار در دهه ۱۹۸۰ در آفریقای جنوبی استفاده شد ولی در مقایسه با MBR هوازی کمتر مورد بررسی قرار گرفت. اولین AnMBR تجاری در دسترس توسط Door-Oliver در اوایل دهه ۱۹۸۰ برای تصفیه فاضلاب قوی فرآوری لبنیات توسعه یافت و به عنوان سیستم راکتور بی‌هوازی غشایی (MARS) شناخته شد. فرآیند MARS در مقیاس آزمایشگاهی ساخته شد، این موضوع به دلیل هزینه‌های بالای غشاء بود [۵۸].

در دهه ۱۹۹۰، فعالیت‌های تحقیقاتی AnMBR با مطالعه در مورد مواد غشایی مختلف، شناسایی رسوب‌های غشایی و توسعه‌ی استراتژی‌هایی برای تمیز کردن غشاء و مدیریت رسوب و همچنین غشاهای غوطه‌ور آغاز شد. در دهه‌ی ۲۰۰۰، مطالعات روی AnMBR بر موضوعات عملکرد سیستم، ویژگی‌های فیلتراسیون و شناسایی رسوب‌های غشایی، اکتشاف AnMBR غوطه‌ور^{۲۹} (SAnMBR) برای تصفیه فاضلاب را به شدت تشویق کرد. در دهه‌ی ۲۰۰۰ شرکت Kubota یک فرآیند SAnMBR به نام KSAMBR را توسعه داد که با موفقیت در تعدادی از صنایع غذایی و آشامیدنی در مقیاس کامل استفاده شد. بزرگترین نصب AnMBR به روز در جهان توسط ADI تکمیل شد، که پساب بدون مواد جامد معلق و با حذف ۹۹.۴ درصد COD تولید کرد و توانایی تصفیه ۱۰۰۰۰۰ گالن در روز فاضلاب شهری را داشت [۵۸]. در سال ۲۰۰۹، نشان داده شد که تصفیه فاضلاب شهری به وسیله‌ی AnMBR با COD فاضلاب حدود ۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر می‌تواند متان را تا ۴۸ درصد بازیابی کند در حالی که COD پساب به زیر ۴۰ میلی‌گرم در لیتر می‌رسد. از این رو پتانسیل‌های کاربرد AnMBR در فاضلاب با هدف بازیافت انرژی و استفاده مجدد از پساب در آینده ارزش‌گذاری می‌شود [۵۸].

²⁹ Submerged Anaerobic Membrane Bioreactor

۱۲- فرآیند و پیکربندی AnMBR

تصفیه بیولوژیکی می‌تواند بر دو نوع هوازی و بی‌هوازی باشد. همچنین تصفیه را به دو بخش رشد معلق و چسبیده می‌توان تقسیم کرد. رشد معلق شامل فرآیند لجن فعال، هوادهی گسترده و برکه‌ی تثبیت می‌باشد، و رشد چسبیده شامل، فیلتر چکنده، بیوراکتور بستر متحرک^{۳۰} (MBBR)، دیسک‌های بیولوژیکی دوار و .. است. روش‌های تصفیه بی‌هوازی شامل راکتور لجن با جریان رو به بالا و بیوراکتور غشایی بی‌هوازی است. AnMBR را می‌توان به عنوان یک فرآیند تصفیه بیولوژیکی تعریف کرد که بدون اکسیژن و با استفاده از یک غشا برای جداسازی کامل جامد از مایع عمل می‌کند [۵۹].

پیکربندی‌های مختلف غشا مانند ورق تخت، فیبر تو خالی و غشاهای لوله‌ای در AnMBR با استفاده از انواع پیکربندی ماژول مانند سیستم‌های غوطه‌ور و سیستم‌های جریان متقاطع خارجی استفاده می‌شوند. سیستم‌های AnMBR اساساً به صورت دو پیکربندی کلی، بر اساس طراحی و عملکرد غشاء پیاده‌سازی می‌شوند که شامل ۱- پیکربندی جریان جانبی ۲- پیکربندی غوطه‌ور می‌باشد. غشا ممکن است تحت فشار یا خلاء کار کند. در پیکربندی غشای جریان جانبی، غشاء در خارج از بیوراکتور قرار دارد و یک پمپ برای نفوذ پساب بیوراکتور به داخل واحد غشا و عبور از غشا لازم است [۵۷]. برای غشاها از پلاستیک، فولاد متخلخل و مواد سرامیکی استفاده می‌شود. هدف اصلی، ارزیابی امکان سنجی پیکربندی‌های جریان جانبی و مستغرق برای رسیدن به استراتژی‌های بهینه‌ی کنترل رسوب‌گیری و به حداقل رساندن تقاضای کلی انرژی است. در شکل (۹) دو پیکربندی مستغرق و جانبی در AnMBR نشان داده شده است [۵۸].

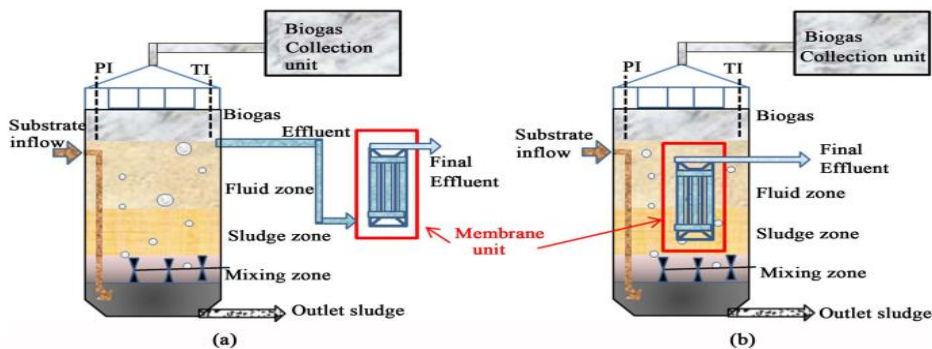


Figure 3. (a) Side-stream configuration; (b) Submerged or immersed membrane configuration.

شکل ۹ - انواع پیکربندی AnMBR [۵۸]

³⁰ Moving bed bioreactor

پیکربندی غوطه‌ور معمولاً برای فاضلاب‌های ضعیف استفاده می‌شود و پیکربندی جریان جانبی برای فاضلاب‌های قوی کاربرد دارد. مصرف بالای انرژی و هزینه‌ی بالای غشای لوله‌ای استفاده از پیکربندی جانبی را محدود کرده است [۵۸].

۱۲-۱- غشای جریان جانبی

در پیکربندی جریان جانبی یک پمپ چرخشی فشارغشایی لازم را در محفظه‌ی غشاء تامین می‌کند. در حالی که این فرآیند انرژی زیادی مصرف می‌کند. سرعت جریان متقاطع در امتداد سطح غشا معمولاً در محدوده‌ی ۲ تا ۴ متر بر ثانیه نگه داشته می‌شود تا بازده عملیاتی بهینه در مورد حذف کیک فیلتراسیون و تقاضای انرژی حاصل شود [۵۸].

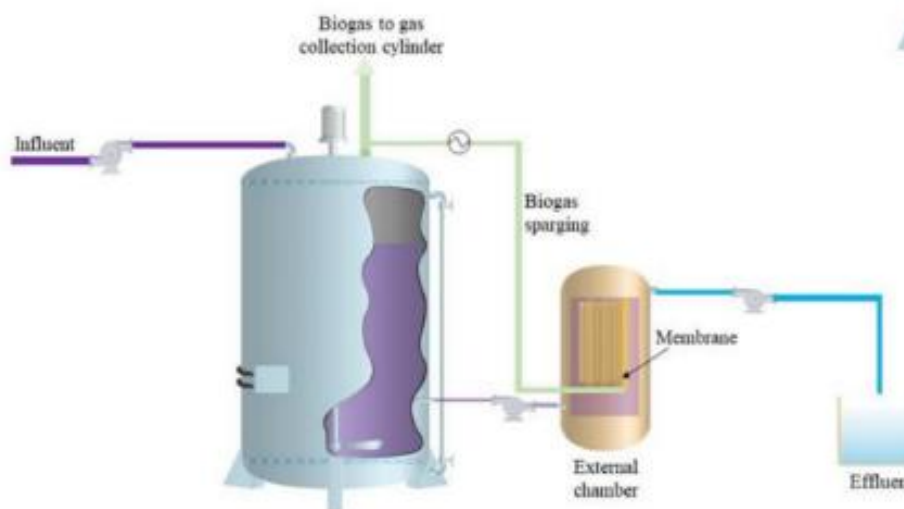
۱۲-۱- غشای غوطه‌ور

در این پیکربندی به جای فشار مستقیم، غشا تحت خلاء کار می‌کند و ماژول غشاء مستقیماً در مایع قرار می‌گیرد، این نوع پیکربندی مستغرق یا غوطه‌ور نامیده می‌شود. که در آن از پمپ خلاء یا جاذبه برای کشیدن تراوش از غشای مستغرق استفاده می‌شود. رسوب‌گیری و تمیز کردن غشاء معمولاً توسط بیوگاز صورت می‌گیرد. در مطالعات تجربی مشخص شد که تقاضای انرژی ویژه برای پیکربندی‌های مختلف AnMBR فاضلاب شهری تصفیه شده، برای پیکربندی مستغرق معادل 0.3KW.h/m^3 و برای پیکربندی جریان جانبی معادل 3.7KW.h/m^3 می‌باشد. این اختلاف فاحش بیانگر مصرف انرژی بهینه پیکربندی مستغرق نسبت به جریان جانبی است [۵۸].

۱۲-۳- غشای غوطه‌ور خارجی:

با گذشت زمان و ترکیب دو رویکرد (غوطه‌ور و خارجی) منجر به یک پیکربندی غوطه‌ور خارجی (که در آن غشا در یک محفظه‌ی خارجی غوطه‌ور می‌شود) ایجاد شد. پیکربندی ترکیبی AnMBR تمیز کردن غشایی

را با نیروهای برشی و مواد شیمیایی تسهیل می‌کند. بنابراین طول عمر غشاء را افزایش می‌دهد. همچنین امکان نظارت و کنترل بیشتری را نسبت به بقیه حالات فراهم آورده، همچنین امکان تمیزسازی و تعویض را با حفظ عملکرد مرحله‌ی اول (تصفیه بیولوژیکی) فراهم می‌آورد شکل (۱۰) این نوع پیکربندی را نشان می‌دهد [۵۷].



شکل ۱۰- پیکربندی ترکیبی غوطه‌ور-خارجی [۵۷]

۱۳- بازیابی انرژی

AnMBR همچنین به دلیل ظرفیت تولید CH_4 با استفاده از بخش بزرگی از مواد آلی در فاضلاب می‌تواند نقش حیاتی در بازیافت انرژی ایفا کند. همچنین می‌تواند تا ۹۸ درصد از COD ورودی را به بیوگاز تبدیل کند و تولید لجن بسیار کمی معمولاً به دلیل بازده رشد پایین میکروارگانیسم‌های بی‌هوازی مشاهده می‌شود. این تصور غلط وجود دارد که باکتری‌های بی‌هوازی یا متانوژن‌ها کندتر از باکتری‌های هوازی هستند، اما پس از تحقیقات گسترده، تایید شد که باکتری‌های بی‌هوازی سریع‌تر و قوی‌تر از کارآمدترین باکتری‌های هوازی فرآیند لجن فعال هستند [۵۸].

۱۳-۱ واکنش‌های پایه در AnMBR

AnMBR یک فرآیند تصفیه بیولوژیکی است که هضم بی‌هوازی را با جداسازی فیزیکی غشایی ترکیب می‌کند که منجر به حداکثر حذف بار آلی و تولید بیوگاز می‌شود. AnMBR یک فرآیند متوالی است که شامل چهار

زیرفرآیند ۱- هیدرولیز ۲- اسید زایی ۳- استوژنز ۴- متانوژنز می‌باشد. واکنش‌های زنجیره‌ای با تبدیل پلیمرهای با زنجیره بلند (لیپیدها، پلی‌ساکاریدها، پروتئین‌ها و غیره) به مونومرهای کوچک (گلیسرول، اسیدهای آمینه، قندها و غیره) آغاز می‌شود. میکروارگانیسم‌های هیدرولیتیک گونه‌ای از باکتری‌های با ویژگی‌های خاص هستند که امکان تجزیه درشت مولکول‌ها را دارند. سرعت هیدرولیز با اندازه، نوع ذرات، جرم هیدرولیز، دما و pH تعیین می‌شود. از دیدگاه شیمیایی، هیدرولیز به معنای شکافتن است. پیوندهای شیمیایی با افزودن آب به کاتیون‌ها و آنیون‌ها با آنها واکنش می‌دهند و باعث تغییر pH می‌شود که منجر به جدا شدن پیوندهای اکسیژن و هیدروژن می‌شوند [۵۷].

۱۴- غشاء در AnMBR

ماژول غشایی همچنین بر عملکرد و کارایی AnMBR تاثیر می‌گذارد [۳۳]. غشاهای فیبر تو خالی، ورق مسطح و چند لوله‌ای به دلیل نسبت بالای کیفیت به قیمت بیشترین ماژول‌های استفاده شده در سیستم‌های AnMBR هستند. HF یا FS معمولا در فرآیندهای غوطه‌ور استفاده می‌شوند و MT با پیکربندی جریان جانبی به عنوان یک غشای جریان متقاطع که توسط فشار مثبت هدایت می‌شود، سازگار است [۵۷]. ماژول غشایی و مواد آن برای اجرای فرآیند از اهمیت بالایی برخوردار هستند. غشاها معمولا از موادی مانند پلیمرها، سرامیک و فلز ساخته می‌شوند. در عمل غشاهای پلیمری به طور گسترده در فرآیندهای جداسازی غشایی، در مقایسه با غشاهای فلزی و سرامیکی که گران هستند و کاربرد نسبتا محدودی دارند استفاده می‌شوند [۶۰]. چندین ماده‌ی غشایی در AnMBR مانند پلی‌آمید (PA)، پلی‌وینیلید دی‌فلوراید (PVDF)، پلی‌سولفون (PSF)، پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌اتیلن (PE) و پلی‌اتر سولفون (PES) استفاده می‌شود [۶۰]. دلایل اصلی مناسب بودن غشاهای پلیمری برای AnMBR هزینه‌ی کمتر و در دسترس بودن تجاری آنها در مقایسه با سایر گزینه‌ها است [۵۷]. مطالعات بسیار کمی از غشاهای سرامیکی در مقیاس آزمایشگاهی استفاده کرده‌اند. غشاهای سرامیکی معمولا از اکسید آلومینیوم ساخته می‌شوند و دارای منافذ وسیع ۰.۵ تا ۰.۵ میکرومتر هستند [۶۱]. ادغام غشاهای سرامیکی در AnMBR می‌تواند یک انتخاب استراتژیک در شرایط شدید (دما و فشار بالا و بار آلی بالا) در HRT بالا بدون تولید لجن بیش از حد باشد و تولید بیوگاز را بهبود بخشد. غشاهای سرامیکی در برابر دما تا ۳۵۰ سانتی‌گراد، فشار تا ۴ بار و pH در محدوده‌ی ۰ تا ۱۴ مقاوم هستند و در برابر مواد شیمیایی خورنده عملکرد خوبی دارند [۵۷]. در مطالعه‌ای دریافتند که یک سیستم AnMBR با غشاهای

مسطح سرامیکی می‌تواند فاضلاب خانگی را با راندمان حذف COD و ^{31}TOC به ترتیب ۹۸.۳ و ۹۷.۹ درصد تصفیه کند. این سیستم با HRT هدف ۱۲ ساعت کار می‌کرد که مربوط به OLR، 3.0 kg COD/m^3 است. در طول عملیات میانگین تولید متان، $0.21 \text{ L CH}_4/\text{g COD}_{\text{removed}}$ بود [۶۲]. از این غشاها می‌توان برای تقریباً ۲۰۰ روز بدون تمیز کردن شیمیایی استفاده کرد. همچنین این غشاها آبدوستی زیادی دارند در نتیجه باعث کاهش رسوب گرفتگی در آنها می‌شود. هزینه‌ی غشاها ۴۶.۴ تا ۷۲.۳ درصد از کل هزینه‌ی سرمایه‌گذاری یک AnMBR در مقیاس بزرگ که فاضلاب شهری را تحت مفروضات مختلف تصفیه می‌کند، شامل می‌شود [۵۷].

۱۵- مدل‌های بیوراکتور در AnMBR

از آنجایی که بیوراکتور بی‌هوازی یک فرآیند یکپارچه است، سازگاری آن با واحد فیلتراسیون غشایی برای عملکرد و نگهداری AnMBR بسیار مهم است. برای بازیابی بیوگاز اکثر گزینه‌های موجود در بیوراکتورها امکان بازیابی قابل توجهی را فراهم می‌کنند. جدول (۳) کارایی حذف آلودگی COD را با استفاده از ماژول‌ها و مواد غشایی مختلف نشان می‌دهد.

جدول ۳- راندمان حذف COD با توجه به پیکربندی AnMBR، موادغشایی مختلف و ویژگی‌های فاضلاب [۵۷]

Nature of WW	Reactor type/module configuration	Membrane characteristics				Wastewater Quality						
		Membrane configuration	Membrane type	Material	Pore size (μm)	Total COD (mg L^{-1})	Soluble COD (mg L^{-1})	TSS (mg L^{-1})	TN (mg L^{-1})	TP (mg L^{-1})	Sulfate (mg L^{-1})	COD removal (%)
SMWW	CSTR / External	Flat sheet	UF/TO	PVDF	0.05	576-6510	100-800	420	-	-	-	94
RMWW	CSTR / External submerged	Hollow Fiber	UF	PVDF/PDMS	0.03	510-600	104-117	342	52.8(TKN)	10.2	119	88
RMWW	SAF-MBR / Submerged	Hollow Fiber	-	PVDF	0.03	273-362	123-172	101-121	34	3.7	34-44	81-94
RMWW	CSTR / Submerged	Hollow Fiber	UF	PVDF	0.04	300-500	88-150	177-244	36-59	5.5-7.3	50-61	~90
IMW	CSTR / Submerged	Flat sheet	-	PES	0.05	18,000	-	1600	125	4	-	99
RMWW	CSTR / Submerged	Flat sheet	UF	PES	0.038	396	184	-	61.5(NH3-N)	8.2	-	82-90
SMWW	UASB / External submerged	Tubular	UF	-	0.045	892	501	123	92 (TKN)	10	47	87

³¹ Total Organic Carbon

با توجه به مطالعات، راکتور اختلاط کامل (CSTR³²) و پتوی لجن بی‌هوآزی با جریان رو به بالا (UASB³³) دو بیوراکتور پر کاربرد در مقیاس‌های مختلف برای تصفیه فاضلاب شهری با استفاده از AnMBR هستند. در AnMBR استفاده از CSTR رایج‌تر است. زیرا کار با آن آسان است و می‌تواند در حالت جانبی یا غوطه‌ور استفاده شود. تفاوت اصلی بین دو بیوراکتور این است که در مدل CSTR، غشا مستقیماً در معرض حجم لجن قرار می‌گیرد، در حالی که در UASB، سوپرنیتنت لجن در معرض فیلتراسیون غشایی قرار می‌گیرد. علاوه بر این انتظار می‌رود مشکل رسوب غشایی UASB نسبت به CSTR شدیدتر باشد [۶۳]. هارب و همکاران نشان دادند که نوع راکتور می‌تواند به طور قابل توجهی بر توسعه‌ی جوامع میکروبی در AnMBR تاثیر بگذارد. از منظر نرخ حذف COD برای هر دو راکتور در محدوده‌ی (90-96) درصد مشابه بود، اما متان جذب شده ۱۱ تا ۱۸ درصد در CSTR بیشتر بود [۵۷].

۱۶- پارامترهای موثر بر عملکرد AnMBR

علاوه بر پارامترهای موثر در فرآیند MBR که در ابتدای این مطالعه بدان پرداخته شد. پارامترهای زیر در AnMBR تاثیرگذار هستند.

۱۶-۱- ضریب رشد لجن و جامدات معلق (TSS)

بیش از ۵۰ درصد مواد آلی در MWW³⁴ به شکل ذرات معلق و کلونید است. ضریب رشد لجن و محتوای کل جامدات معلق TSS عواملی هستند که تاثیر بسیار مهمی بر عملکرد AnMBR می‌گذارند. اخیراً مطالعه‌ای با استفاده از پایلوت آزمایشی تصفیه‌خانه‌ی AnMBR برای تصفیه فاضلاب شهری انجام شد. در طول عملیات (۲۱۷ روز)، بیش از ۹۰ درصد حذف COD حاصل شد. ضریب رشد لجن در محدوده‌ی ۰.۱۹ تا ۰.۲۶ gMLSS/g COD removed بود، و کوتاه‌ترین SRT حدود ۲۹ روز بود [۵۷].

³² Continuous stirred tank reactor

³³ Upflow Anaerobic Sludge Blanket

³⁴ Municipal waste water

۱۶-۲- تاثیر غلظت سولفات

افزایش غلظت سولفات ناشی از ادرار و مواد آرایشی در فاضلاب خانگی، تاثیر منفی بر روند هضم دارد. با توجه به نتایج گزارش شده، فاضلاب شهری حاوی ۳۰ تا ۶۰ میلی گرم در لیتر سولفات است و همچنین در فاضلاب صنعتی این مقدار در سطوح بالاتر از ۱۲۰ میلی گرم در لیتر گزارش شده است. سولفات باعث رقابت بین باکتری‌های کاهنده سولفات (SRB^{35}) و متانوزنها بر سر سوبسترای موجود برای رشد می‌باشد. که منجر به کاهش تولید متان می‌شود [۵۷]. در مطالعه‌ای اثر بخشی AnMBR در یک کارخانه‌ی نیمه صنعتی تصفیه فاضلاب با غلظت سولفات بالا ارزیابی شد. نتایج حاکی از این بود که نسبت COD/SO_4 تاثیر عمده‌ای بر بازیافت متان دارد و SRB تقریباً ۳۲ درصد از COD ورودی را مصرف می‌کند. علیرغم اینکه AnMBR می‌تواند به حذف قابل قبول COD و تولید لجن کم در فاضلاب غنی از سولفات دست یابد، اما تنها در هنگام تصفیه فاضلاب با غلظت سولفات کم میتواند به پایداری انرژی برسد. همچنین وجود سولفات در مقادیر زیاد نیز اثر خوردگی بر روی مواد دارد و بر روی دوام فرآیند و هزینه‌های نگهداری و عملیاتی تاثیر می‌گذارد [۵۷].

۱۶-۳- تاثیر دما

به طور کلی، AnMBR می‌تواند حذف COD پایدار در محدوده‌ی ۸۷ تا ۹۷ درصد را با COD ورودی حدود ۵۰۰ میلی گرم در لیتر حفظ کند. با این حال در HRT برابر با ۶ ساعت در محدوده‌ی دمای پایین (۱۰ تا ۱۵ سانتی گراد)، کاهش قابل توجهی در حذف COD به میزان ۷۰ تا ۸۰ درصد نشان داده شده است. AnMBR را می‌توان در محیط‌های گرمادوست در محدوده‌ی دمایی ۵۰ تا ۶۰ درجه‌ی سانتیگراد استفاده کرد. به طور کلی، شرایط سایکروفیلیک زیر ۲۰ سانتیگراد برای تصفیه فاضلاب شهری نامناسب است. بنابراین تصفیه بی‌هوایی فاضلاب شهری در مناطق سرد یک چالش باقی می‌ماند زیرا متان تولید شده برای جبران هزینه‌های گرمایش مورد نیاز برای افزایش دمای عملیاتی به سطوح مزوفیل کافی نیست. حالت بهینه زمانی است که AnMBR در HRT پایین و افزایش OLR در حالی که غلظت زیست‌توده بالا و SRT طولانی حفظ شود، کار کند [۵۷]. این موضوع اخیراً توسط رابلس و همکاران تایید شده است که امکان‌سنجی AnMBR را به مدت ۳۵۰ روز

³⁵ Sulfate reducing bacteria

برای تصفیه فاضلاب شهری در دمای حدود ۲۵ تا ۳۰ درجه‌ی سانتیگراد نشان داد. عملکرد AnMBR در چنین شرایطی باعث حذف متوسط ۹۲ درصد COD در مصرف انرژی پایین (۰.۱۵ کیلووات ساعت به ازای هر متر مکعب فاضلاب تصفیه شده) بود [۶۴].

سوسا و همکاران اثر کاهش دما از ۳۵ سانتی‌گراد به ۲۰ سانتی‌گراد را بر عملکرد AnMBR بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که COD محلول و جامدات معلق کل (TSS) به طور قابل توجهی در بیوراکتور افزایش یافته است. آنها همچنین کاهش تولید CH_4 را همراه با افزایش رسوب غشایی مشاهده کردند [۶۵].

همچنین در شرایط کاهش دما، ویسکوزیته‌ی مخلوط افزایش یافته و به انرژی بیشتری جهت اختلاط و پمپاژ نیاز دارد. پنیا و همکاران تغییرات در نوسانات دمایی کنترل نشده در محدوده‌ی ۱۰ تا ۲۸ درجه‌ی سانتیگراد را مورد مطالعه قرار دادند و به این نتیجه رسیدند که راندمان حذف COD در دماهای کمتر از ۱۵ سانتیگراد به طور قابل توجهی کاهش می‌یابد. همچنین در دمای ۱۰ درجه‌ی سانتیگراد تولید متان به طور چشمگیری کاهش یافت. به طور کلی، عملکرد AnMBR در دماهای پایین یک مانع واقعی برای ثبات فرآیند ایجاد می‌کند. دمای پایین منجر به تجمع قابل توجهی از جامدات معلق در راکتور می‌شود که به نو به خود رسوب غشاء را تشدید می‌کند [۶۶].

۱۷- تولید بیوگاز

بیوگاز تولید شده از تجزیه بی‌هوازی لجن فاضلاب، فاضلاب کشاورزی، صنعتی و کود دامی معمولاً شامل متان (۵۵-۷۰٪)، دی‌اکسید کربن (۳۰-۴۵٪)، گازهای دیگر مانند آب (۱-۵٪)، نیتروژن (۰-۱۵٪)، اکسیژن (۰-۳٪)، سولفید هیدروژن (۰-۱۰۰۰۰ ppmv)، آمونیاک (۰-۱۰۰ ppmv)، هیدروکربن‌ها (۰-۲۰۰ mg/m³) است. بازده و کیفیت بیوگاز تولید شده از سیستم‌های AnMBR اساساً با توجه به ترکیب خوراک WW³⁶، تغییرات دما، شوری، سطوح pH و عملکرد بیوراکتور متفاوت است. عملکرد بیوگاز با اندازه‌گیری ترکیب آن و بازده متان نظارت می‌شود. طبق مطالعه‌ای در مقیاس پایلوت، ترکیب بیوگاز مطابق جدول (۴) که در ادامه نشان داده شده است به شرح زیر است: CH_4 ۸۱-۸۳٪، CO_2 ۵-۱۰٪، N_2 ۷-۱۲٪ و H_2S ۰.۱-۰.۳٪ از بیوگاز را تشکیل داده است [۶۷]. در مطالعه‌ی دیگری ترکیب بیوگاز از یک AnMBR در مقیاس آزمایشی که برای تصفیه

³⁶ Waste water

فاضلاب شهری استفاده می‌شد با جزئیات روبرو گزارش شده است: CH_4 ۶۶٪، CO_2 ۶-۷٪، N_2 ۱۰-۳۰٪ و H_2S ۱.۵٪ گزارش شد [۶۸].

جدول ۴- عملکرد و تولید بیوگاز در AnMBR منتخب [۵۷]

Performance and biogas production for selected AnMBRs.

Operational conditions				Performance						
Reactor scale	HRT (h)	SRT (d)	OLR (kg/m ³ .d)	MLSS (g/L)	T (°C)	COD removal (%)	Sludge production (gVSS/gCOD)	Biogas Composition (%)	Methane yield (LCH ₄ /gCOD _{removed})	Ref
LS	57-86	Not controlled	0.3-2.0	3.3-5.6	35	94	-	-	0.21-0.32	(Vinardell et al., 2021)
PS	24	140	0.4-0.6	-	27	88	0.21	CH ₄ :57-66; CO ₂ : 6-7.7 N ₂ : 34; H ₂ S: 1.5-1.8	0.10-0.12	(Seco et al., 2018)
PS	4.6-6.8	-	-	0.6-1.2	8-30	81-94	0.03-0.11	-	-	(Shin et al., 2014)
PS	6-48	29-123	0.18-1.84	0.08-0.34	25	~90	0.18-0.27	CH ₄ :76-79; CO ₂ : 5-8.7 N ₂ : 12-17 CH ₄ : 80; CO ₂ : 20	0.16-0.27	(Kong et al., 2021)
PS	14.3	-	0.6-1.0	13-22	20-35	82-90	-	CH ₄ : 81-83; CO ₂ : 5-10 N ₂ : 7-12; H ₂ S: 0.1-0.3	0.23-0.27	(Martinez-Sosa et al., 2011)
PS	13-20	-	1.5-2.0	-	18	~90	0.05-0.083	CH ₄ : 80-83; CO ₂ : 7-12 N ₂ : 5-12; H ₂ S: 0.25-0.37	0.14-0.26	(Gouveia et al., 2015)
PS	7-17	-	2-2.5	-	18	87	-	CH ₄ : 80-83; CO ₂ : 7-12 N ₂ : 5-12; H ₂ S: 0.25-0.37	0.18-0.23	(Gouveia et al., 2015)
LS	3-6	-	1.5-3.0	-	25-30	64-71	-	CH ₄ : >66; CO ₂ : 4-6 CH ₄ : 60-65	0.35	(Quek et al., 2017)
LS	7.5	60	-	12.8	25-30	86-89	-	CH ₄ : 60-65	0.3	(Yue et al., 2015)
LS	2-8	-	0.8-3.0	-	20-25	71-77	-	-	0.08-0.12	(Yang et al., 2020)

Note: PS, pilot-scale; LS, lab-scale; HRT, hydraulic retention time; SRT, solids retention time; OLR, organic loading rate; T, operation temperature.

از نظر تئوری، ضریب رشد متان در شرایط دما و فشار استاندارد معادل $0.35 \text{ L CH}_4/\text{g COD}_{\text{removed}}$ می‌باشد. و می‌تواند در دمای ۳۷ سانتی‌گراد به $0.4 \text{ L CH}_4/\text{g COD}_{\text{removed}}$ برسد. در مطالعه‌ای مطابق جدول (۴) بازده متان تنها $0.08 \text{ L CH}_4/\text{g COD}_{\text{removed}}$ بود که در مقیاس پایلوت AnMBR در دمای محیط برای تصفیه MWW واقعی با غلظت متوسط COD برابر با ۲۸۴ میلی‌گرم در لیتر کار می‌کرد. این بازده به دلیل غلظت بالای سولفات (به طور متوسط 63 mg/L) در فاضلاب بود [۶۹]. علاوه بر این، بازده بسیار مطلوب متان در حدود $0.3-0.35 \text{ L CH}_4/\text{g COD}_{\text{removed}}$ در شرایط مزوفیلیک (۲۵-۳۰ سانتی‌گراد) در برخی از AnMBRها در مقیاس پایلوت مشاهده شد [۷۰]، [۷۱]. همچنین شوری نیز می‌تواند عاملی باشد که از تولید بیوگاز جلوگیری می‌کند. در مطالعه‌ای عملکرد AnMBR را در تصفیه فاضلاب شهری با شوری بالا بررسی شد، نتایج حاکی از آن بود که هنگام استفاده از AnMBR در مناطق ساحلی، زمانی که غلظت کلرید به 1500 میلی‌گرم در لیتر رسید، تولید بیوگاز ۲۷٪ کاهش یافت [۵۷].

کاهش تولید متان همچنین ممکن است به محتوای بالای لیپید در فاضلاب مرتبط باشد که محدوده‌ی pH مناسب برای جامعه‌ی متانوژن‌ها را مختل می‌کند. باکتری‌های مسئول هیدرولیز و اسیدزایی برای پایداری نیاز

به pH در محدوده‌ی ۵.۵ تا ۶.۵ دارند. با این حال pH در محدوده‌ی ۶.۸ تا ۷.۲ برای توسعه‌ی باکتری‌های متانوژن ایده‌آل است. همچنین نشان داده شده است که pH بیش از حد قلیایی منجر به از هم گسیختگی گرانول میکروبی می‌شود. به طور کلی محدوده‌ی pH گسترده‌ای برای رشد میکروبی در هضم بی‌هوازی مورد نیاز است که از ۴ تا ۸.۵ متغییر است [۵۷].

به طور کلی، اگر نسبت اکسیژن مورد نیاز شیمیایی به کل کربن آلی (COD/TOC) در ورودی مشخص باشد، محتوای نظری متان را می‌توان تخمین زد [۷۲]. محتوای متان در بیوگاز ۱۸.۷۵ برابر نسبت COD/TOC است. مثلاً در حالتی که نسبت COD/TOC برابر با ۵.۴ باشد این مقدار برابر ۱۰۰ درصد است. همچنین مقدار متان تولید شده در بیوگاز عمدتاً به انتقال الکترون بستگی دارد. استفاده از مواد رسانی یکی از متداولترین روش‌های مورد استفاده برای افزایش تولید متان در فرآیندهای هضم بی‌هوازی در نظر گرفته شده است. همچنین متان محلول در تولید بیوگاز موثر است هر چقدر دما پایین‌تر باشد میزان انحلال متان بیشتر و واکنش به سمت اشباع شدن می‌رود [۵۷].

- [1] G. Thcobanoglous, F. L. Burton, and H. D. Stensel, *Metcalf & Eddy, Inc. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, no. 4. 2003.
- [2] H. Odegaard, "Design and operation of small wastewater treatment plants," *Water Science & Technology*, vol. 28, no. 10, 1993.
- [3] M. Hosseini and E. Rahimzadeh, "Investigating the efficiency of the lagoon with the help of mechanical aerator in reducing the amount of TSS, COD, BOD5 in the wastewater treatment plant of Bukan city in 2015," in *10th National Environmental Health Conference, Hamedan, 2015*.
- [4] S. Cho, T. T. Luong, D. Lee, Y. K. Oh, and T. Lee, "Reuse of effluent water from a municipal wastewater treatment plant in microalgae cultivation for biofuel production," *Bioresour Technol*, vol. 102, no. 18, 2011, doi: 10.1016/j.biortech.2011.03.037.
- [5] L. Liberti, M. Notarnicola, and D. Petruzzelli, "Advanced treatment for municipal wastewater reuse in agriculture. UV disinfection: Parasite removal and by-product formation," *Desalination*, vol. 152, no. 1-3, 2003, doi: 10.1016/S0011-9164(02)01079-2.
- [6] S. Judd and C. Judd, *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment*. 2006. doi: 10.1016/B978-1-85617-481-7.X5000-4.
- [7] "Theory and practice of water and wastewater treatment," *Choice Reviews Online*, vol. 34, no. 08, 1997, doi: 10.5860/choice.34-4491.
- [8] T. Felföldi *et al.*, "Polyphasic bacterial community analysis of an aerobic activated sludge removing phenols and thiocyanate from coke plant effluent," *Bioresour Technol*, vol. 101, no. 10, 2010, doi: 10.1016/j.biortech.2009.12.053.
- [9] K. Sharafi, M. Pirsaeheb, T. Khosravi, A. Dargahi, M. Moradi, and M. T. Savadpour, "Fluctuation of organic substances, solids, protozoan cysts, and parasite egg at different units of a wastewater integrated stabilization pond (full scale treatment plant): a case study, Iran," *Desalination Water Treat*, vol. 57, no. 11, 2016, doi: 10.1080/19443994.2014.997294.
- [10] S. Al-Asheh, M. Bagheri, and A. Aidan, "Membrane bioreactor for wastewater treatment: A review," *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, vol. 4. 2021. doi: 10.1016/j.cscee.2021.100109.
- [11] E. Movahed and A. Rahnavard, "Investigation of Membrane Bioreactor (MBR) as an Effective Method in Wastewater Treatment," *Journal of Water and Sustainable Development*, vol. 7, pp. 71-78, 2022.
- [12] A. Naghizadeh, A. Mahvi, F. Vaezi, and K. Naddafi, "Evaluation of hollow fiber membrane bioreactor efficiency for municipal wastewater treatment," *Iranian J Environ Health Sci Eng*, vol. 5, pp. 257-268, Jun. 2008.
- [13] K. Yamamoto, M. Hiasa, T. Mahmood, and T. Matsuo, "Direct solid-liquid separation using hollow fiber membrane in an activated sludge aeration tank," *Water Science and Technology*, vol. 21, no. 4-5-5 pt 1, 1989, doi: 10.2166/wst.1989.0209.

-
- [14] Er. D. Dohare and Er. R. Trivedi, "Seong-Hoon, Y., John, H. C., (2006). A novel flux enhancing method for membrane bioreactor (MBR) process using polymer, *Desalination*, 191 (3): 52–61.," 2014.
- [15] G. Laera, C. Giordano, A. Pollice, D. Saturno, and G. Mininni, "Membrane bioreactor sludge rheology at different solid retention times," *Water Res*, vol. 41, no. 18, 2007, doi: 10.1016/j.watres.2007.05.032.
- [16] S. H. Yoon and J. H. Collins, "A novel flux enhancing method for membrane bioreactor (MBR) process using polymer," *Desalination*, vol. 191, no. 1–3, 2006, doi: 10.1016/j.desal.2005.04.124.
- [17] M. and M. I. and P. M. and B. D. Radjenović Jelena and Matošić, "Membrane Bioreactor (MBR) as an Advanced Wastewater Treatment Technology," in *Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste: Removal Technologies*, M. Barceló Damià and Petrovic, Ed., Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2008, pp. 37–101. doi: 10.1007/978-3-540-79210-9_2.
- [18] T. Buer and J. Cumin, "MBR module design and operation," *Desalination*, vol. 250, no. 3, pp. 1073–1077, 2010, doi: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.111>.
- [19] "Global membrane bioreactor (MBR) market. <https://www.marketsandmarkets.com/Market-Reports/membrane-bioreactor-market-484.html>. (Accessed 12 February 2021)."
- [20] S. J. Judd, "The status of membrane bioreactor technology.," *Trends Biotechnol*, vol. 26 2, pp. 109–16, 2008.
- [21] R. K. Singh and A. Pandey, "Industrial Waste Water Treatment by Membrane Bioreactor System," *Chemical Engineering*, vol. 70, 2014.
- [22] S. Quadros, M. Rosa, H. Alegre, and C. Silva, "A performance indicators system for urban wastewater treatment plants," *Water Sci Technol*, vol. 62, pp. 2398–2407, Jun. 2010, doi: 10.2166/wst.2010.526.
- [23] F. G. Kootenaei and H. Aminirad, "Membrane Biological Reactors (MBR) and Their Applications for Water Reuse," *Int. J. Adv. Biol. Biomed. Res.*, vol. 2, no. 7, 2014.
- [24] J. B. Bornare, V. Kalyanraman, and R. R. Sonde, "Application of Anaerobic Membrane Bioreactor (AnMBR) for Low-Strength Wastewater Treatment and Energy Generation," 2014.
- [25] O. T. Iorhemen, R. A. Hamza, and J. H. Tay, "Membrane bioreactor (Mbr) technology for wastewater treatment and reclamation: Membrane fouling," *Membranes*, vol. 6, no. 2. 2016. doi: 10.3390/membranes6020033.
- [26] R. Mazzei, E. Piacentini, A. Y. Gebreyohannes, and L. Giorno, "Membrane Bioreactors in Food, Pharmaceutical and Biofuel Applications: State of the Art, Progresses and Perspectives," *Curr Org Chem*, vol. 21, no. 17, 2017, doi: 10.2174/1385272821666170306113448.
- [27] J. Talvitie, A. Mikola, A. Koistinen, and O. Setälä, "Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies," *Water Res*, vol. 123, 2017, doi: 10.1016/j.watres.2017.07.005.
- [28] T. Poerio, E. Piacentini, and R. Mazzei, "Membrane processes for microplastic removal," *Molecules*, vol. 24, no. 22. 2019. doi: 10.3390/molecules24224148.

-
- [29] F. Hai, A. Alturki, L. Nguyen, W. Price, and L. Nghiem, "Removal of Trace Organic Contaminants by Integrated Membrane Processes for Water Reuse Applications," in *Green Technologies for Sustainable Water Management*, 2016, pp. 533–578. doi: 10.1061/9780784414422.ch15.
- [30] L. Dvořák, M. Gómez, J. Dolina, and A. Černín, "Anaerobic membrane bioreactors – a mini review with emphasis on industrial wastewater treatment: applications, limitations and perspectives," *Desalination Water Treat*, vol. 57, pp. 1–15, Jun. 2015, doi: 10.1080/19443994.2015.1100879.
- [31] I. G. Wenten, "PERFORMANCE OF NEWLY CONFIGURED SUBMERGED MEMBRANE BIOREACTOR FOR AEROBIC INDUSTRIAL WASTEWATER TREATMENT," *Reaktor*, vol. 12, pp. 137–145, Jun. 2009.
- [32] "<https://microbiologynote.com/membrane-bioreactor-mbr-principle-types-process-uses/>."
- [33] Metcalf and Eddy, "Wastewater Engineering: Treatment and Reuse Fourth Edition," *Chemical engineering*, no. 4. 2003.
- [34] "<https://www.lennotech.com/processes/mbr-introduction.htm>."
- [35] G. Zhen *et al.*, "Anaerobic membrane bioreactor towards biowaste biorefinery and chemical energy harvest: Recent progress, membrane fouling and future perspectives," *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 115. 2019. doi: 10.1016/j.rser.2019.109392.
- [36] B. Hofs, J. Ogier, D. Vries, E. F. Beerendonk, and E. R. Cornelissen, "Comparison of ceramic and polymeric membrane permeability and fouling using surface water," *Sep Purif Technol*, vol. 79, no. 3, 2011, doi: 10.1016/j.seppur.2011.03.025.
- [37] L. Jin, S. L. Ong, and H. Y. Ng, "Comparison of fouling characteristics in different pore-sized submerged ceramic membrane bioreactors," *Water Res*, vol. 44, no. 20, 2010, doi: 10.1016/j.watres.2010.07.014.
- [38] K. Brindle and T. Stephenson, "The application of membrane biological reactors for the treatment of wastewaters," *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 49, no. 6. 1996. doi: 10.1002/(SICI)1097-0290(19960320)49:6<601::AID-BIT1>3.0.CO;2-S.
- [39] H. Y. Yu, L. Q. Liu, Z. Q. Tang, M. G. Yan, J. S. Gu, and X. W. Wei, "Surface modification of polypropylene microporous membrane to improve its antifouling characteristics in an SMBR: Air plasma treatment," *J Memb Sci*, vol. 311, no. 1–2, 2008, doi: 10.1016/j.memsci.2007.12.016.
- [40] M. Elimelech, X. Zhu, A. E. Childress, and S. Hong, "Role of membrane surface morphology in colloidal fouling of cellulose acetate and composite aromatic polyamide reverse osmosis membranes," *J Memb Sci*, vol. 127, no. 1, 1997, doi: 10.1016/S0376-7388(96)00351-1.
- [41] Z. Wang, J. Ma, C. Tang, K. Kimura, Q. Wang, and H. Xiaomeng, "Membrane cleaning in membrane bioreactors: A review," *J Memb Sci*, vol. 468, pp. 276–307, Jul. 2014, doi: 10.1016/j.memsci.2014.05.060.
- [42] R. Trussell, R. Merlo, S. Hermanowicz, and D. Jenkins, "Influence of mixed liquor properties and aeration intensity on membrane fouling in a submerged membrane bioreactor at high mixed liquor suspended solids concentrations," *Water Res*, vol. 41, pp. 947–958, Jul. 2007, doi: 10.1016/j.watres.2006.11.012.

-
- [43] B. Verrecht, S. Judd, G. Guglielmi, C. Brepols, and J. W. Mulder, "An aeration energy model for an immersed membrane bioreactor," *Water Res*, vol. 42, no. 19, 2008, doi: 10.1016/j.watres.2008.09.013.
- [44] K. Kimura, N. Yamato, H. Yamamura, and Y. Watanabe, "Membrane fouling in pilot-scale membrane bioreactors (MBRs) treating municipal wastewater," *Environ Sci Technol*, vol. 39, no. 16, 2005, doi: 10.1021/es0502425.
- [45] R. S. Trussell, R. P. Merlo, S. W. Hermanowicz, and D. Jenkins, "The effect of organic loading on process performance and membrane fouling in a submerged membrane bioreactor treating municipal wastewater," *Water Res*, vol. 40, no. 14, 2006, doi: 10.1016/j.watres.2006.04.020.
- [46] J. Zhang, J. Zhou, Y. Liu, and A. G. Fane, "A comparison of membrane fouling under constant and variable organic loadings in submerge membrane bioreactors," *Water Res*, vol. 44, no. 18, 2010, doi: 10.1016/j.watres.2010.06.045.
- [47] M. A. H. Johir, S. Vigneswaran, A. Sathasivan, J. Kandasamy, and C. Y. Chang, "Effect of organic loading rate on organic matter and foulant characteristics in membrane bio-reactor," *Bioresour Technol*, vol. 113, 2012, doi: 10.1016/j.biortech.2011.12.002.
- [48] J. Wu and X. Huang, "Effect of mixed liquor properties on fouling propensity in membrane bioreactors," *J Memb Sci*, vol. 342, no. 1-2, 2009, doi: 10.1016/j.memsci.2009.06.024.
- [49] N. O. Yigit, I. Harman, G. Civelekoglu, H. Koseoglu, N. Cicek, and M. Kitis, "Membrane fouling in a pilot-scale submerged membrane bioreactor operated under various conditions," *Desalination*, vol. 231, no. 1, pp. 124-132, 2008, doi: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.11.041>.
- [50] A. Moreau, I. Nopens, and J. van der Graaf, "The (in)significance of apparent viscosity in full-scale municipal membrane bioreactors," *J Memb Sci*, vol. 340, pp. 249-256, Jul. 2009, doi: 10.1016/j.memsci.2009.05.049.
- [51] W. Lee, S. Kang, and H. Shin, "Sludge characteristics and their contribution to microfiltration in submerged membrane bioreactors," *J Memb Sci*, vol. 216, no. 1-2, 2003, doi: 10.1016/S0376-7388(03)00073-5.
- [52] L. G. Shen, Q. Lei, J. R. Chen, H. C. Hong, Y. M. He, and H. J. Lin, "Membrane fouling in a submerged membrane bioreactor: Impacts of floc size," *Chemical Engineering Journal*, vol. 269, 2015, doi: 10.1016/j.cej.2015.02.002.
- [53] A. Sweity, W. Ying, S. Belfer, G. Oron, and M. Herzberg, "PH effects on the adherence and fouling propensity of extracellular polymeric substances in a membrane bioreactor," *J Memb Sci*, vol. 378, no. 1-2, 2011, doi: 10.1016/j.memsci.2011.04.056.
- [54] S. Sanguanpak, C. Chiemchaisri, W. Chiemchaisri, and K. Yamamoto, "Influence of operating pH on biodegradation performance and fouling propensity in membrane bioreactors for landfill leachate treatment," *Int Biodeterior Biodegradation*, vol. 102, 2015, doi: 10.1016/j.ibiod.2015.03.024.
- [55] E. Reid, X. Liu, and S. J. Judd, "Effect of high salinity on activated sludge characteristics and membrane permeability in an immersed membrane bioreactor," *J Memb Sci*, vol. 283, no. 1-2, 2006, doi: 10.1016/j.memsci.2006.06.021.

-
- [56] D. Jang, Y. Hwang, H. Shin, and W. Lee, "Effects of salinity on the characteristics of biomass and membrane fouling in membrane bioreactors," *Bioresour Technol*, vol. 141, 2013, doi: 10.1016/j.biortech.2013.02.062.
- [57] S. Elmoutez *et al.*, "Design and operational aspects of anaerobic membrane bioreactor for efficient wastewater treatment and biogas production," *Environmental Challenges*, vol. 10, 2023. doi: 10.1016/j.envc.2022.100671.
- [58] M. Jain, "Anaerobic Membrane Bioreactor as Highly Efficient and Reliable Technology for Wastewater Treatment – A Review," *Advances in Chemical Engineering and Science*, vol. 08, no. 02, 2018, doi: 10.4236/aces.2018.82006.
- [59] B.-Q. Liao, J. T. Kraemer, D. M. Bagley, and B.-Q. Liao, "Critical Reviews in Environmental Science and Technology Anaerobic Membrane Bioreactors: Applications and Research Directions Anaerobic Membrane Bioreactors: Applications and Research Directions," *Crit Rev Environ Sci Technol*, vol. 366, no. 36, 2006.
- [60] M. K. Shahid *et al.*, "A brief review of anaerobic membrane bioreactors emphasizing recent advancements, fouling issues and future perspectives," *Journal of Environmental Management*, vol. 270, 2020. doi: 10.1016/j.jenvman.2020.110909.
- [61] Z. Liu, X. Zhu, P. Liang, X. Zhang, K. Kimura, and X. Huang, "Distinction between polymeric and ceramic membrane in AnMBR treating municipal wastewater: In terms of irremovable fouling," *J Memb Sci*, vol. 588, 2019, doi: 10.1016/j.memsci.2019.117229.
- [62] Y. Jeong, S. W. Hermanowicz, and C. Park, "Treatment of food waste recycling wastewater using anaerobic ceramic membrane bioreactor for biogas production in mainstream treatment process of domestic wastewater," *Water Res*, vol. 123, 2017, doi: 10.1016/j.watres.2017.06.049.
- [63] I. Martin-Garcia *et al.*, "Impact of membrane configuration on fouling in anaerobic membrane bioreactors," *J Memb Sci*, vol. 382, no. 1-2, pp. 41-49, Oct. 2011, doi: 10.1016/J.MEMSCI.2011.07.042.
- [64] Á. Robles *et al.*, "Anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) treating urban wastewater in mild climates," *Bioresour Technol*, vol. 314, 2020, doi: 10.1016/j.biortech.2020.123763.
- [65] D. Martinez-Sosa, B. Helmreich, T. Netter, S. Paris, F. Bischof, and H. Horn, "Anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR) for municipal wastewater treatment under mesophilic and psychrophilic temperature conditions," *Bioresour Technol*, vol. 102, no. 22, 2011, doi: 10.1016/j.biortech.2011.09.012.
- [66] M. Peña *et al.*, "Anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR) treating municipal wastewater at ambient temperature: Operation and potential use for agricultural irrigation," *Bioresour Technol*, vol. 282, 2019, doi: 10.1016/j.biortech.2019.03.019.
- [67] J. Gouveia, F. Plaza, G. Garralon, F. Fdz-Polanco, and M. Peña, "A novel configuration for an anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR). Long-term treatment of municipal wastewater under psychrophilic conditions," *Bioresour Technol*, vol. 198, 2015, doi: 10.1016/j.biortech.2015.09.039.

-
- [68] A. Seco *et al.*, "Exploring the limits of anaerobic biodegradability of urban wastewater by AnMBR technology," *Environ Sci (Camb)*, vol. 4, no. 11, 2018, doi: 10.1039/c8ew00313k.
- [69] Y. Yang, Y. Zang, Y. Hu, X. C. Wang, and H. H. Ngo, "Upflow anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for wastewater treatment at room temperature and short HRTs: Process characteristics and practical applicability," *Chemical Engineering Journal*, vol. 383, p. 123186, Mar. 2020, doi: 10.1016/J.CEJ.2019.123186.
- [70] X. Yue, Y. K. K. Koh, and H. Y. Ng, "Effects of dissolved organic matters (DOMs) on membrane fouling in anaerobic ceramic membrane bioreactors (AnCMBRs) treating domestic wastewater," *Water Res*, vol. 86, pp. 96–107, Dec. 2015, doi: 10.1016/J.WATRES.2015.07.038.
- [71] P. J. Quek, T. S. Yeap, and H. Y. Ng, "Applicability of upflow anaerobic sludge blanket and dynamic membrane-coupled process for the treatment of municipal wastewater," *Appl Microbiol Biotechnol*, vol. 101, no. 16, pp. 6531–6540, 2017, doi: 10.1007/s00253-017-8358-6.
- [72] P. Velasco, V. Jegatheesan, K. Thangavadivel, M. Othman, and Y. Zhang, "A focused review on membrane contactors for the recovery of dissolved methane from anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) effluents," *Chemosphere*, vol. 278, 2021, doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.130448.

با سپاس از توجه شما