

# فرایند لجن فعال با نرخ بالا: بینش جدید برای بازیابی انرژی از فاضلاب شهری

غزاله فریدی‌زاد<sup>۱</sup>، الهام عبداله‌زاده شرقی<sup>۲\*</sup>، بابک بنکدارپور<sup>۳</sup>

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی شیمی، دانشگاه صنعتی امیرکبیر

۲- استادیار مهندسی شیمی، پژوهشگاه مواد و انرژی

۳- استاد مهندسی شیمی، دانشگاه صنعتی امیرکبیر

پیام نگار: E.abdollahzadeh@merc.ac.ir

## چکیده

در دهه‌های اخیر، افزایش جمعیت، کاهش منابع نفتی و تولید انبوه فاضلاب شهری نگرانی‌های زیادی را برای جوامع به وجود آورده است؛ با توجه به کمبود و محدودیت سوخت‌های فسیلی، منابع انرژی تجدیدپذیر از اهمیت ویژه‌ای برخوردار شده‌اند. فاضلاب شهری، با توجه به تولید و تصفیه پیوسته در سراسر جهان، به یک منبع انرژی قابل توجه تبدیل شده است. فرایند لجن فعال متعارف بیش از یک قرن است برای تصفیه فاضلاب شهری استفاده می‌شود؛ این فرایند با وجود برتری‌هایی همچون کیفیت پساب خروجی بالا و قابلیت اطمینان به دلیل مشکلاتی همچون نیاز به هوادهی زیاد و اکسایش مواد آلی موجود در فاضلاب و تولید پسماند، به‌سختی می‌تواند به‌عنوان یک روش پایدار برای تصفیه فاضلاب در نظر گرفته شود. به‌منظور جلوگیری از اکسایش مواد آلی فاضلاب و بازیابی انرژی از آن‌ها، تغییر فرایند و تغلیظ مواد آلی موجود در آن ضروری است. چندین فرایند فیزیکی، شیمیایی و زیستی برای افزایش غلظت مواد آلی فاضلاب شهری و جذب بر سطح لجن، که سبب بهبود بازیابی انرژی از راه هضم بی‌هوازی می‌شود، استفاده شده است. با توجه به کاستی‌های خاص فرایندهای فیزیکی و شیمیایی، نگاه‌ها متوجه فرایند زیستی شده است. این مطالعه یک ارزیابی جامع پیرامون انرژی موجود در فاضلاب شهری و روش‌های استفاده‌شونده برای افزایش غلظت مواد آلی موجود در آن است. همچنین با ارزیابی محدودیت روش‌های فیزیکی و شیمیایی، به بررسی فرایند لجن فعال با نرخ بالا شامل سازوکار، مؤلفه‌های عملیاتی و مطالعات اخیر انجام‌شده بر این فرایند می‌پردازد.

تاریخ دریافت: ۹۹/۰۵/۱۲

تاریخ پذیرش: ۹۹/۰۸/۱۴

شماره صفحات: ۲۸ تا ۴۶

## کلیدواژه‌ها: بازیابی انرژی،

فاضلاب شهری، لجن فعال با نرخ

بالا، توده‌سازی زیستی،

هضم بی‌هوازی، بیوراکتور غشایی

## ۱. مقدمه

پایداری آن‌ها در آینده، پیچیده‌تر شده است. اتحادیه اروپا<sup>۱</sup> برای هدایت جامعه به سمت مسیری پایدار، یک راهبرد اقتصادی زیستی را برای تولید منابع تجدیدپذیر زیستی و تبدیل این منابع و جریان‌های زباله به محصولات با ارزش افزوده؛ مانند مواد غذایی، خوراک، محصولات زیستی و همچنین انرژی زیستی تنظیم کرده است؛ یکی از این منابع موجود فاضلاب شهری است [۳]. گسترش

آب، غذا و انرژی سه اصل حیاتی جهان است [۱]؛ امروزه دستیابی به این سه اصل در پی افزایش جمعیت و توسعه اقتصادی به چالشی جهانی تبدیل شده است که بسیاری از کشورها با آن روبه‌رو هستند [۲]. این مسئله با نگرانی‌های بسیاری پیرامون دسترسی و

\* البرز، کرج، پژوهشگاه مواد و انرژی، پژوهشکده انرژی، گروه محیط زیست

1. European Union

COD با میانگین ۱۶/۲ کیلوژول بر گرم COD است. این موارد نشان می‌دهد که انرژی بالقوه موجود در فاضلاب تقریباً ۵ برابر انرژی الکتریکی مورد نیاز در فرایند CAS برای تصفیه فاضلاب است [۷].

برای بازیابی محتوای انرژی شیمیایی فاضلاب، عموماً از فرایندهای بی‌هوای استفاده می‌شود؛ در نتیجه تصفیه بی‌هوای فاضلاب یا هضم لجن، بیوگاز تولید می‌شود. به دلیل محتوای COD متوسط تا پایین فاضلاب شهری، تصفیه بی‌هوای مستقیم آن کمتر امکان‌پذیر است. به‌تازگی استفاده از فرایند دو مرحله‌ای جذب/اکسایش زیستی<sup>۵</sup> به‌عنوان یک دیدگاه مناسب برای تغلیظ مواد آلی فاضلاب شهری و بازیابی انرژی از آن مطرح شده است.

مرحله اول که مرحله A<sup>۶</sup> نام دارد، به‌طور ویژه برای افزایش غلظت مواد آلی فاضلاب، به‌منظور استفاده مستقیم در هضم بی‌هوای قبل از اکسایش زیستی است. مرحله دوم که مرحله B<sup>۷</sup> نام دارد؛ بیشتر برای حذف مواد مغذی فاضلاب طراحی شده است [۷ و ۵]. به‌منظور بازیابی انرژی فاضلاب و تغلیظ مواد آلی در مرحله A، روش‌هایی همچون معلق‌سازی با هوای محلول (DAF)<sup>۸</sup>، فیلتر کردن، پیش‌تصفیه انعقاد شیمیایی (CEPT)<sup>۹</sup> و لجن فعال با نرخ بالا (HRAS)<sup>۱۰</sup> استفاده می‌شوند.

فرایندهای DAF، فیلتر کردن و CEPT با مشکلاتی همچون نیاز به هوادهای زیاد، گرفتگی غشا و استفاده از مواد شیمیایی و تصفیه مجدد آن‌ها همراه هستند؛ از این رو فرایند HRAS می‌تواند یک فرایند پایدار اقتصادی را فراهم آورد [۵]. در مطالعات اخیر از این فرایند در سیستم‌هایی همچون سیستم‌های تماس- تثبیت (CS)<sup>۱۱</sup> [۸]، راکتورهای ترتیبی ناپیوسته (SBR)<sup>۱۲</sup> [۹ و ۱۰] و بیوراکتورهای غشایی (MBR)<sup>۱۳</sup> [۱۱ و ۱۲] بهره گرفته‌اند.

این مقاله فاضلاب شهری، مشخصات و انرژی موجود در آن و روش متداول تصفیه فاضلاب شهری و کاستی‌های آن را بررسی می‌کند؛ همچنین ارزیابی جامعی بر فرایندهای استفاده‌شونده در تغلیظ فاضلاب شهری و برتری‌ها و کاستی‌های آن‌ها و فرایند HRAS

سریع جمعیت و شهرنشینی سبب افزایش تولید فاضلاب شده است؛ به‌همین دلیل در سال‌های اخیر روش پایدار تصفیه فاضلاب اهمیت زیادی پیدا کرده است [۴].

فاضلاب شهری، به سبب دارندگی مواد آلی، به‌عنوان یک منبع انرژی در نظر گرفته می‌شود. انرژی شیمیایی فاضلاب شهری بر حسب غلظت مواد کربن‌دار، به‌وسیله میزان اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD)<sup>۱</sup> بیان می‌شود و حدود ۱۲/۶ کیلوژول بر گرم COD است. در حقیقت، مؤلفه COD یک شاخص مناسب برای نشان دادن ظرفیت بازیابی انرژی فاضلاب است. فرایند لجن فعال متعارف (CAS)<sup>۲</sup>، به‌سبب تولید پساب تصفیه‌شده با کیفیت بالا، بیشتر از ۱۰۰ سال است که در تصفیه فاضلاب شهری کاربرد دارد. این فرایند معمولاً COD را با استفاده از هوادهای فشرده از فاضلاب حذف می‌کند و در نتیجه به‌عنوان یک فرایند پایدار تصفیه فاضلاب برای بازیابی انرژی در نظر گرفته نمی‌شود [۵ و ۶].

مصرف عمده انرژی در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری با فرایند CAS مربوط به بخش هوادهای آن است که می‌تواند ۶۰٪-۵۰٪ از کل مصرف انرژی را شامل شود. از سویی دیگر در فرایند CAS، بازده رشد لجن<sup>۳</sup> به‌طور معمول ۵/۰-۳/۰ گرم زیست‌توده بر گرم COD حذف‌شده است که نشان می‌دهد به‌ازای حذف هر کیلوگرم COD حدود ۵/۰-۳/۰ کیلوگرم زیست‌توده خشک تولید می‌شود. بنابراین تولید چنین مقدار بالایی از پسماند لجنی، تصفیه و حذف را نیز پرهزینه می‌کند؛ به‌طوری که ۶۵٪-۲۵٪ کل هزینه عملیاتی را در برمی‌گیرد. همچنین سوزاندن پسماند لجن<sup>۴</sup> به‌دلیل انتشار گازهای گلخانه‌ای و تولید خاکستر به‌عنوان یک رویکرد پرهزینه و غیرسازگار با محیط زیست در نظر گرفته شده است [۷].

میزان انرژی مصرفی در فرایند CAS در حدود ۶/۰-۳/۰ کیلووات ساعت بر متر مکعب (میانگین ۴۵/۰ کیلووات ساعت بر متر مکعب) (معادل ۱۶۲۰ کیلوژول بر متر مکعب) است؛ بنابراین برای فاضلاب شهری که به‌طور متوسط دارای COD حدود ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر است، انرژی مصرف‌شده برای اکسایش یک گرم از COD برابر ۳/۲ کیلوژول بر گرم COD است؛ درحالی‌که انرژی بالقوه در فاضلاب شهری، به‌طور معمول در محدوده ۸/۱۷-۷/۱۴ کیلوژول بر گرم

5. Adsorbition/Biooxidation Process

6. A Stage

7. B Stage

8. Dissolved Air Flotation

9. Chemically Enhanced Primary Treatment (CEPT) Process

10. High Rate Activated Sludge

11. Contact Stabilization (CS)

12. Sequencing Batch Reactor (SBR)

13. Membrane Bioreactor (MBR)

1. Chemical Oxygen Demand (COD)

2. Conventional Activated Sludge (CAS) Process

3. Sludge Growth Yield

4. Waste Activated Sludge

جدول ۱. مشخصات فاضلاب شهری.

منبع	مقدار	مؤلفه
[۱۴ و ۱۷]	۲۰۰-۱۰۰۰	میزان اکسیژن خواهی شیمیایی (COD) (mg/L)
[۱۸ و ۱۹]	۱۰۰-۴۰۰	میزان اکسیژن خواهی زیستی (BOD) <sup>۱</sup> (mg/L)
[۱۷ و ۲۰-۲۲]	۴۰-۷۰۰	کل مواد جامد معلق فرار (TVS) <sup>۲</sup> (mg/L)
[۱۷ و ۱۸ و ۲۲ و ۲۳]	۶۰-۱۵۰۰	کل مواد جامد معلق (TSS) <sup>۳</sup> (mg/L)
[۱۸]	۳۵-۵۱	نیتروژن کل (TN) <sup>۴</sup> (mg/L)
[۱۷ و ۱۸]	۵-۱۳	فسفر کل (TP) <sup>۵</sup> (mg/L)
[۱۸]	۷-۲۴	اکسیژن محلول (DO) <sup>۶</sup> (mg/L)
[۱۸]	۴/۲-۲۳/۵	دما (سلسیوس)
[۱۸]	۵/۸-۶/۷	pH

هنگامی که پیوندهای شیمیایی مولکول‌های آلی شکسته شوند، مقدار مشخصی از انرژی آزاد می‌شود؛ محتوای انرژی شیمیایی فاضلاب شهری می‌تواند به COD بیان شود، که حدود ۱۲/۶ کیلوژول بر گرم COD است. در حقیقت، مؤلفه COD یک شاخص مناسب برای نشان دادن ظرفیت بازیابی انرژی فاضلاب است [۵ و ۲۴]. افزون بر این فاضلاب شهری به‌عنوان منبع انرژی حرارتی نیز در نظر گرفته می‌شود؛ دمای فاضلاب شهری تقریباً در طول یک سال ثابت است. از آنجایی که فاضلاب به خطوط فاضلاب منتقل می‌شود، تغییر در دمای محیط تأثیر چشمگیری بر دمای فاضلاب ندارد. محتوای انرژی حرارتی فاضلاب شهری در حدود ۷ کیلووات ساعت بر متر مکعب است که این انرژی با پمپ‌های حرارتی قابل بازیابی برای مصارف گرمایشی و سرمایشی است. تولید انرژی فاضلاب شهری سالانه حدود ۱۴۰-۷۰ گیگاوات و معادل آن ۱۰۴-۵۲ میلیون تن نفت است [۵ و ۲۵].

1. Biological Oxygen Demand
2. Total Volatile Solids
3. Total Suspended Solids
4. Total Nitrogen
5. Total Phosphorus
6. Dissolved Oxygen

خواهد داشت. افزون بر این به‌منظور بررسی بیشتر این فرایند، به مقایسه فرایند HRAS با CAS، سازوکار حذف و جذب مواد آلی، مؤلفه‌های عملیاتی مؤثر و همچنین مطالعات موردی انجام‌شده در این فرایند می‌پردازد؛ در پایان نیز نگاهی به چالش‌ها و چشم‌اندازهای آینده بازیابی بیشتر انرژی از فاضلاب شهری دارد

## ۲. فاضلاب شهری

به فاضلاب حاصل از مناطق مسکونی، که شامل ضایعات انسانی (ادار و مدفوع)، فاضلاب بیمارستان‌ها، آشپزخانه‌ها، شست‌وشو، فاضلاب صنایع کوچک و روان آب‌های سطحی است، فاضلاب شهری گفته می‌شود [۱۴ و ۱۵]. فاضلاب شهری ترکیبی پیچیده شامل آب، مواد آلی، مواد معدنی و زیست‌توده‌های بیماری‌زا است؛ از این رو در صورت تصفیه‌نشدن، برای انسان و محیط زیست بسیار مضر هستند. فاضلاب تصفیه‌نشده، مستقیماً در رودخانه و دریا تخلیه و سبب مرگ آبزیان و آسیب جدی به سلامت انسان می‌شوند. از سوی دیگر کاهش ذخایر آبی در سراسر جهان نیز نگرانی‌های بسیاری را ایجاد کرده است؛ لذا مطالعه و ابداع روش‌های مناسب تصفیه فاضلاب با هدف استفاده مجدد یا حذف آلودگی اهمیت دوچندانی یافته است.

جریان و ترکیب فاضلاب شهری، در زمان و مکان‌های مختلف با توجه به نوع و میزان فعالیت انسان‌ها متفاوت است [۱۵]. فاضلاب شهری با توجه به غلظت مواد آلی به سه دسته فاضلاب شهری با مقاومت بالا، فاضلاب شهری با مقاومت متوسط و فاضلاب شهری با مقاومت ضعیف طبقه‌بندی می‌شود [۱۶]. در جدول (۱) مشخصات فاضلاب شهری نشان داده شده است. همان‌طور که در جدول (۱) پیداست غلظت COD فاضلاب شهری در محدوده ۲۰۰-۱۰۰۰ mg/L است؛ همچنین COD فاضلاب شهری با مقاومت متوسط در محدوده ۴۰۰-۵۰۰ mg/L است [۵].

## ۲-۱ انرژی موجود در فاضلاب شهری

فاضلاب به‌طور عمده شامل دو نوع انرژی شیمیایی و حرارتی است؛ انرژی شیمیایی فاضلاب از محتوای مواد آلی آن سرچشمه می‌گیرد و در پیوندهای شیمیایی مولکول‌های آلی وجود دارد. مواد کربنی موجود در فاضلاب بیشترین مقدار انرژی کل فاضلاب را تشکیل می‌دهد (۱/۶۶ کیلووات ساعت بر متر مکعب). همچنین مقدار انرژی مواد نیتروژنی نیز ۰/۳ کیلووات ساعت بر متر مکعب است.

### ۳. مصرف انرژی در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری

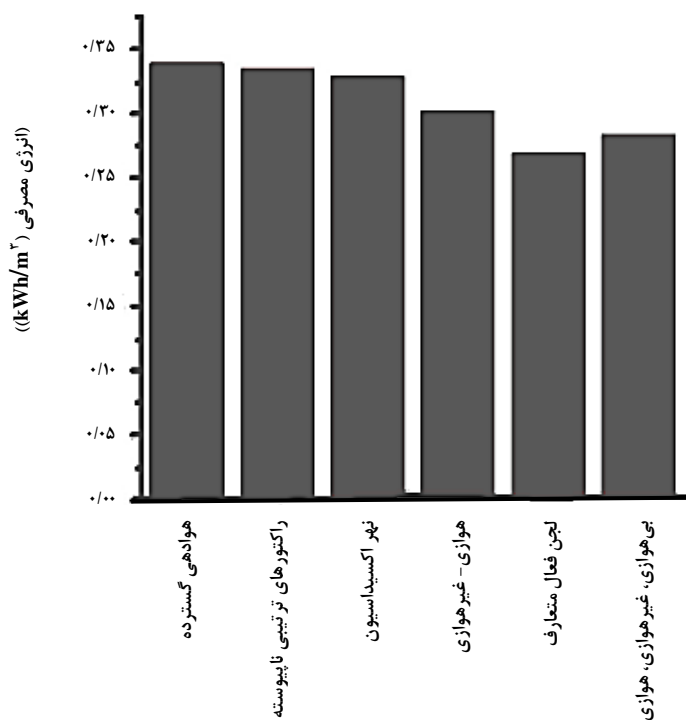
روش‌های مختلف تصفیه فاضلاب و دفع لجن، افزون بر مصرف انرژی به صورت برق، به گاز طبیعی و یا سایر سوخت‌ها نیز نیاز دارند؛ انرژی مورد نیاز تصفیه‌خانه فاضلاب به موقعیت کارخانه، وسعت کارخانه و نوع فرایند تصفیه و سیستم هوادهی بستگی دارد [۲۶].

#### ۱-۳ مصرف انرژی در تصفیه‌خانه فاضلاب شهری با فناوری‌های مختلف

تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری، به طور معمول شامل مراحل تصفیه اولیه، ثانویه و پیشرفته هستند. در مقایسه با سایر مراحل، مرحله تصفیه اولیه یا مقدماتی، با توجه به نوع طراحی و بهره‌برداری، به انرژی کمتری نیاز دارد. در مرحله ثانویه، میزان مصرف انرژی، به فناوری استفاده‌شونده بستگی دارد. در فرایند CAS، هوادهی در تصفیه ثانویه بیشترین انرژی را در طول فرایند نیاز دارد. در اکثر

تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری، حدود ۶۰٪-۵۰٪ از مصرف انرژی مربوط به بخش هوادهی است، درحالی‌که تصفیه لجن، ۲۵٪-۱۵٪ و ته‌نشینی ثانویه، ۱۵٪ از کل انرژی الکتریکی را مصرف می‌کند. در مقایسه با فرایند CAS، سیستم تصفیه نهر اکسایش<sup>۱</sup>، به دلیل زمان ماند هیدرولیکی (HRT)<sup>۲</sup> طولانی‌تر فاضلاب و اکسیژن مورد نیاز بیشتر، به انرژی بیشتری نیز نیاز دارد.

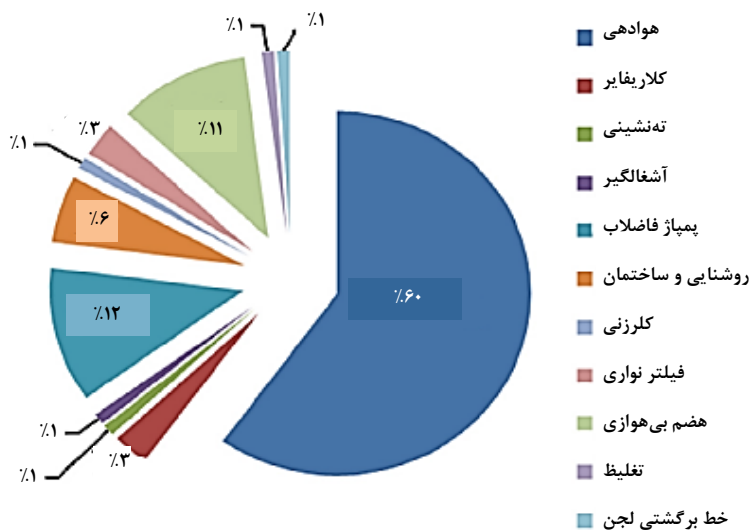
در شکل (۱) انرژی مورد نیاز فرایندهای استفاده‌شونده در واحد تصفیه ثانویه و در شکل (۲) مقدار انرژی مورد نیاز در قسمت‌های مختلف فرایند CAS نشان داده شده است. همان‌طور که در شکل (۱) مشخص است، در بین فرایندهای ذکرشده، فرایند CAS کمترین نیاز انرژی را دارد و مطابق شکل (۲) حدود ۶۰٪ این نیاز انرژی مربوط به بخش هوادهی است. واحد تصفیه پیشرفته فاضلاب شهری مانند اسمز معکوس نیز به دلیل حذف مواد مغذی، مصرف انرژی بالایی دارد [۲۶].



شکل ۱. مصرف انرژی واحد تصفیه ثانویه با فناوری‌های مختلف [۲۶].

1. Oxidation Ditch

2. Hydraulic Retention Time (HRT)



شکل ۲. انرژی مورد نیاز بخش‌های مختلف فرایند CAS [۲۶].

فاضلاب شهری، تصفیه آن همواره با توجه و دقت همراه بوده است. روش متداول تصفیه فاضلاب شهری، استفاده از فرایند CAS برای تصفیه هوازی فاضلاب و فرایند هضم بی‌هوازی در راستای هضم و تصفیه لجن هوازی تولیدشده (پسماند لجن) در مرحله هوازی است [۷].

#### ۱-۴ فرایند لجن فعال متعارف

در فرایند CAS حذف COD و نیترژن (مواد مغذی) به‌طور هم‌زمان انجام می‌گیرد؛ در اصل، اکسایش مواد آلی و نیتروفیکاسیون (تبدیل آمونیاک به نیتريت و نیترات) در یک تانک هوازی رخ می‌دهد؛ سپس پس‌اب تصفیه‌شده به حوض ته‌نشینی وارد می‌شود تا لجن فعال و پس‌اب از یکدیگر جدا شوند. به‌منظور حذف مواد زائد نیترژن‌دار، پس‌اب حاصل به یک تانک انوکسیک منتقل می‌شود تا طی دنیتروفیکاسیون، نیترات به گاز نیترژن تبدیل شود [۷].

#### ۱-۱-۴ چالش‌های فرایند لجن فعال متعارف

##### ۱-۱-۴-۱ مصرف انرژی بالا

همان‌طور که پیش‌تر ذکر شد، مصرف انرژی فرایند CAS به‌سبب واحد هوادهی که حدود ۶۰٪ انرژی مصرفی را شامل می‌شود، زیاد است؛ از آنجایی که انرژی الکتریکی بر اساس احتراق

#### ۲-۳ مصرف انرژی در تصفیه‌خانه فاضلاب شهری با اندازه‌های متفاوت

اندازه تصفیه‌خانه فاضلاب تأثیر قابل توجهی بر میزان انرژی الکتریکی مصرفی دارد؛ به‌طوری که با افزایش اندازه تصفیه‌خانه فاضلاب و به تبع آن افزایش جریان فاضلاب ورودی، انرژی الکتریکی مصرفی تصفیه‌خانه کاهش می‌یابد. با افزایش میزان فاضلاب، دستگاه‌ها و تجهیزات در بازدهی بالاتری کار می‌کنند. به‌علاوه ممکن است در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب کوچک، افراد متخصص آموزش دیده (مانند تصفیه‌خانه‌های بزرگ وجود) نداشته باشند و به‌همین سبب تفاوت معنی‌داری در مدیریت انرژی رخ دهد [۲۶].

#### ۳-۳ مصرف انرژی در تصفیه‌خانه فاضلاب شهری در مکان‌های متفاوت

مصرف انرژی در تصفیه‌خانه فاضلاب تابع مکان احداث تصفیه‌خانه است. تعداد تصفیه‌خانه‌ها در یک منطقه، کیفیت پس‌اب خروجی مورد نیاز و روش متداول تصفیه در یک مکان خاص، همگی بر انرژی مصرفی تصفیه‌خانه فاضلاب شهری تأثیرگذارند [۲۶].

#### ۴. فرایند متعارف تصفیه فاضلاب شهری

به دلیل وجود مواد آلی، مواد معدنی و زیست‌توده‌های بیماری‌زا در

آن نیز منجر به ایجاد گازهای گلخانه‌ای و خاکستر می‌شود [۷].

#### ۴-۲ فرایند هضم بی‌هوازی

هضم بی‌هوازی یک فرایند چند مرحله‌ای است که در آن مواد آلی به متان و کربن دی‌اکسید تبدیل می‌شود. در فرایندهای اولیه، آبکافت و تخمیر مواد آلی به وسیلهٔ باکتری‌ها انجام می‌شود و در فرایندهای بعدی اکسایش بی‌هوازی اسیدهای آلی و الکل به استات رخ می‌دهد [۲۸].

#### ۴-۲-۱ چالش‌های فرایند هضم بی‌هوازی

کیفیت پایین پساب تصفیه‌شده، باقی ماندن متان محلول در خروجی و حذف ناچیز مواد مغذی و عملکرد نامطلوب در دمای پایین به دلیل افت عملکرد میکروبی برای آبکافت مواد جامد و تولید متان، استفاده از فرایند بی‌هوازی را با محدودیت جدی مواجه کرده است؛ اما مشکل اصلی فرایند هضم بی‌هوازی این است که برای پایداری سیستم و بازدهی مناسب فرایند، به خوراکی با COD بیش از ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر نیاز است. فاضلاب شهری به دلیل غلظت کم مواد آلی برای استفادهٔ مستقیم در این فرایند و تولید بیوگاز دارای چالش‌های فراوانی است. به همین سبب برای بهبود بازده تولید بیوگاز، به فناوری‌های جدیدی نیاز است.

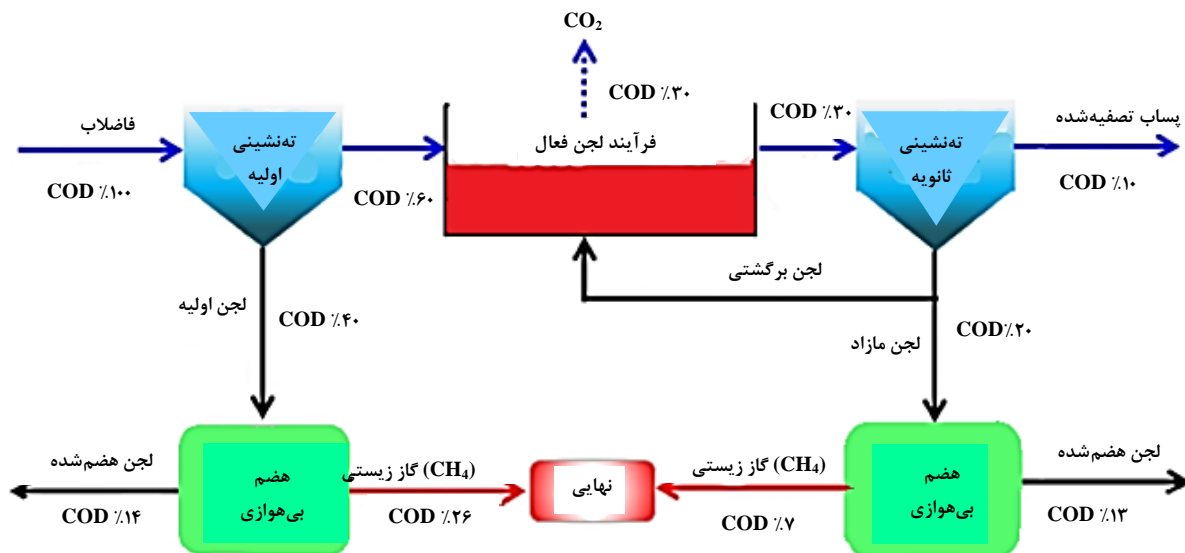
سوخت‌های فسیلی تولید می‌شود، نگرانی‌هایی را در زمینهٔ کمبود ذخایر نفتی، تولید گازهای گلخانه‌ای و گرمایش زمین ایجاد کرده است [۷].

#### ۴-۱-۱-۲ اکسایش مواد آلی

فرایند CAS در اصل برای حذف مواد آلی از راه اکسایش آن‌ها طراحی شده است. به همین سبب به انرژی زیادی برای اکسایش و حذف مواد آلی نیاز دارد و امکان بازیابی انرژی فراهم نمی‌شود [۵]. در شکل (۳) موازنهٔ جرمی COD در بخش‌های مختلف فرایند لجن فعال نشان داده شده است. همان‌طور که در شکل (۳) دیده می‌شود COD ۳۰٪ در فرایند CAS اکسید شده، به صورت  $CO_2$  از فاضلاب خارج می‌شود و تنها حدود ۶۰٪ آن به صورت لجن از فاضلاب جدا می‌شود. سپس با فرایند هضم بی‌هوازی تنها حدود ۳۳٪ COD با تبدیل به گاز متان به صورت انرژی قابل بازیابی است.

#### ۴-۱-۱-۳ تولید پسماند لجنی زیاد

بازده رشد لجن معمولاً ۰/۵-۰/۳ گرم زیست‌توده بر گرم COD حذف‌شده است که منجر به تولید مقدار زیادی پسماند لجن می‌شود. هزینهٔ دفع این پسماند بالا است به طوری که حدود ۶۵٪-۲۵٪ کل هزینهٔ عملیاتی را در برمی‌گیرد؛ با افزایش جمعیت و شهرنشینی، دفع پسماند لجنی در خاک نیز محدودتر شده، سوزاندن



شکل ۳. موازنهٔ جرمی COD در بخش‌های مختلف فرایند CAS [۲۷].

به ترتیب با نرخ بارگذاری آلی زیاد و نرخ بارگذاری آلی کم است؛ در مرحله A تغلیظ فاضلاب شهری و جذب COD بر لجن و در مرحله B حذف مواد مغذی رخ می‌دهد. همان‌طور که در شکل (۴-ب) نشان داده شده است، انرژی تولیدی در مرحله A بیشتر از انرژی مصرفی مرحله B است و به همین سبب بازیابی انرژی چشمگیری خواهد داشت. در مرحله A می‌توان از فرایندهای مختلفی نظیر DAF، فیلترکردن، CEPT و HRAS برای تغلیظ مواد آلی استفاده کرد [۲۷].

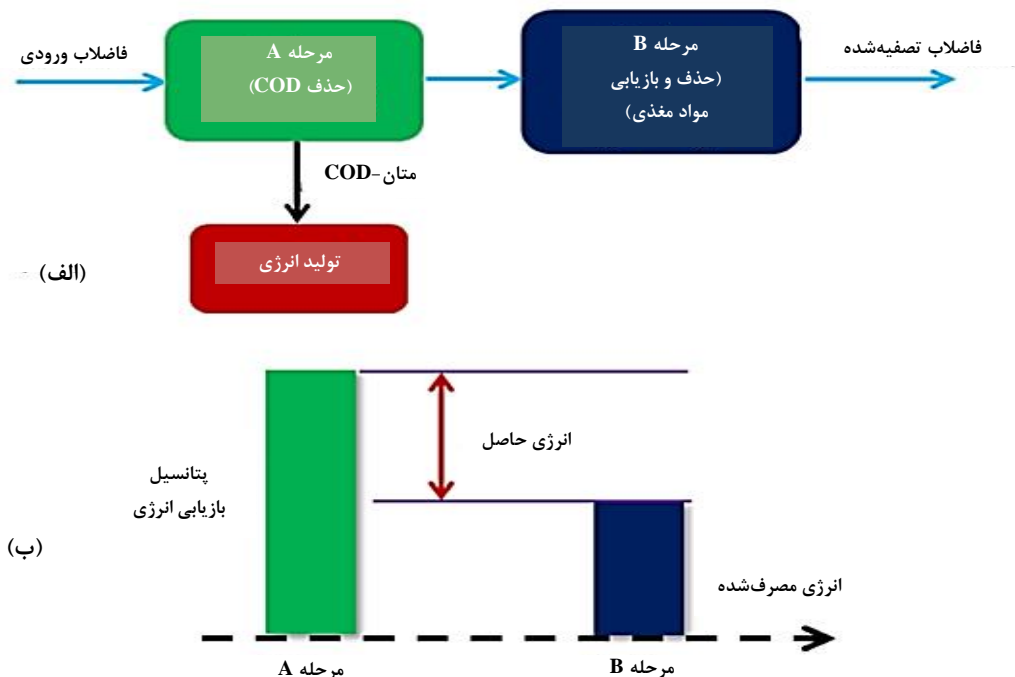
#### ۵-۱ فرایند معلق‌سازی به کمک هوای محلول

فرایند DAF در واقع ترکیب دو فرایند جداکننده مایع و تغلیظ‌کننده لجن است. این فرایند در حذف ذرات معلق بسیار کارآمد است [۱۶ و ۳۰]. ایده اصلی در این روش شناور کردن ذرات دارای وزن مخصوص بیشتر از آب است؛ در این روش حباب‌های هوا به ذرات چسبیده، وزن مخصوص آن‌ها را کاهش می‌دهد، به این ترتیب ذرات روی سطح مخزن شناور می‌شوند و غلظت لجن افزایش می‌یابد. برای بهبود عملکرد این فرایند می‌توان از بسپارهای تجاری استفاده نمود؛ اما هزینه بالای این مواد و مشکلات زیست‌محیطی آن‌ها، از مشکلات این روش هستند [۱۶].

بازدهی پایین در فرایند هضم بی‌هوازی را می‌توان با استفاده از سیستم MBR بی‌هوازی برطرف کرد. سیستم MBR بی‌هوازی به دلیل بالا نگه‌داشتن غلظت زیست‌توده امکان فعالیت برای زیست‌توده‌هایی را که با سرعت پایین رشد می‌کنند، فراهم آورده است. در این سیستم کیفیت خروجی حتی در دماهای پایین‌تر از ۶ درجه سلسیوس نیز مطلوب گزارش شده است. بنابراین، MBR بی‌هوازی یک فناوری جذاب برای تصفیه بی‌هوازی فاضلاب شهری است؛ با این وجود محدودیت‌های چشمگیری در کاربرد عملی این فناوری وجود دارد؛ از جمله آن می‌توان به گرفتگی غشا و باقی‌ماندن بخش چشمگیری از متان در فاز مایع اشاره کرد که هر دو معمولاً با دمای پایین فاضلاب تشدید می‌شوند [۲۹].

#### ۵. روش‌های افزایش غلظت مواد آلی در فاضلاب شهری برای بازیابی انرژی

در سال‌های اخیر فرایند دو مرحله‌ای جذب/اکسایش زیستی به‌منظور تغلیظ فاضلاب شهری و افزایش غلظت مواد آلی توجه زیادی را به خود جلب کرده است. همان‌طور که در شکل (۴-الف) نشان داده شده است، این فرایند که به‌طور خاصی برای بازیابی انرژی از فاضلاب شهری طراحی شده است، شامل دو مرحله A و B



شکل ۴. ترکیب‌بندی کلی فرایند جذب/اکسایش زیستی؛ (الف) فرایند دو مرحله‌ای A و B و (ب) انرژی تولیدی در دو مرحله A و B [۲۷].

## ۵-۲ فرایند فیلتر کردن غشایی

از فرایند فیلتر کردن غشایی نیز می‌توان برای تغلیظ فاضلاب بهره گرفت. غشا، فاضلاب را به یک بخش غلیظ با مواد آلی بیشتر و یک بخش فیلترشده جدا می‌کند. از کاستی‌های این روش گرفتگی زیاد غشاست؛ چرا که در این روش هوادهی و کنترل گرفتگی اعمال نمی‌شود [۳۱].

کیمورا و همکاران [۳۲] از روش‌های تحریک<sup>۱</sup> و لرزش<sup>۲</sup> غشا و استفاده از مواد گرانبوی برای کاهش گرفتگی غشا در تصفیه فاضلاب با روش فیلتر کردن غشایی به منظور تغلیظ فاضلاب و بازیابی انرژی استفاده کردند. برای جلوگیری اکسایش میکروبی، در این آزمایش، هوادهی انجام نشد. روش‌های فوق به‌تنهایی مؤثر نبودند؛ اما ترکیب تحریک و لرزش غشا مؤثر واقع شد. با استفاده از تمیز کردن فیزیکی مؤثر غشا و شست‌وشوی معکوس شیمیایی غشا با اسید سیتریک تا یک ماه گرفتگی غشا و نیاز به تمیز کردن غشا برطرف شد. نتایج تحقیق آن‌ها نشان داد که در HRT برابر ۱/۳ ساعت، بازیابی ۷۵٪ مواد آلی حاصل شد.

## ۵-۳ فرایند پیش تصفیه انعقاد شیمیایی

فرایند CEPT شامل اضافه کردن منعقدکننده‌ها<sup>۳</sup> و مواد شیمیایی برای تبدیل ذرات معلق و کلوئیدی به فلاک‌های بزرگتر است. این فرایند مقدار انرژی کمی نیاز دارد، به‌علاوه بازده حذف بالایی داشته، عملیات راه‌اندازی و نگهداری ساده‌ای نیز دارد [۳۳] و منجر به بازیابی حدود ۶۰٪ از COD ورودی فاضلاب به وسیله منعقدکننده‌ها می‌شود.

در مقایسه با ته‌نشینی اولیه معمولی، مقدار لجن تولیدشده با این فرایند تقریباً ۴۵٪ افزایش می‌یابد، که ۳۳٪ آن ناشی از جذب مواد جامد است. علاوه بر این، لجن حاصل، غنی از مواد آلی برای تولید بیوگاز از راه هضم بی‌هواری است؛ با این حال این فرایند COD محلول در فاضلاب شهری را به مقدار بسیار کمی حذف می‌کند؛ یعنی تقریباً تمام COD محلول که حداقل ۳۰٪ کل COD در فاضلاب شهری است، ممکن است همراه پساب تصفیه‌شده، خارج شود. حداکثر انرژی تولیدی در این روش برابر ۲/۰۹ کیلوژول بر گرم COD است. همچنین گزارش شده است که

افزودن منعقدکننده شیمیایی بر بازدهی هضم لجن پسماند تأثیری منفی خواهد داشت [۲۷]. لازم به ذکر است که اضافه کردن منعقدکننده‌ها به CEPT منجر به افزایش کلی هزینه عملکردی می‌شود [۳۴].

انتخاب مناسب نوع و مقدار منعقدکننده از نظر حداقل کردن تأثیرات منفی بر فرایند زیستی، کاهش COD و هزینه عملیاتی بسیار مهم است. برای تحقق این منظور از آزمایش جار<sup>۴</sup> با منعقدکننده‌های مختلف و دوزهای متفاوت استفاده می‌شود [۳۶ و ۳۵]. از منعقدکننده‌های مؤثر استفاده‌شونده در این زمینه می‌توان به آلومینیوم سولفات (آلوم)<sup>۵</sup> [۳۷]، کلرید آهن<sup>۶</sup> [۳۷ و ۳۶]، پلی آلومینیوم کلرید<sup>۷</sup> [۳۸] و آهن<sup>۸</sup> [۳۷] اشاره کرد. البته آبیگری لجن حاصل از آلوم مشکل است.

سرپرست‌زاده و همکاران [۳۹] با مقایسه بین آلومینیوم سولفات و کلرید آهن دریافتند که حذف کربن آلومینیوم سولفات کمتر از کلرید آهن است؛ اما کلرید آهن منجر به تولید پسماند لجن زیادی می‌شود که دفع آن نیز سخت و منجر به افزایش هزینه می‌شود. استفاده از فرایند پیش تصفیه الکتروشیمیایی<sup>۹</sup> می‌تواند راهکاری برای حذف لجن تولیدی این فرایند باشد [۱۱].

## ۵-۴ فرایند تصفیه بی‌هواری

فرایندهای بی‌هواری در مقایسه با فرایند CAS، به‌سبب برتری‌هایی همچون بی‌نیازی از هوادهی، تولید پسماند لجن کمتر و تولید گاز زیستی متان همواره توجه زیادی را به‌عنوان یک فرایند اقتصادی، به خود جلب کرده است. امروزه فرایندهای بی‌هواری مختلفی همچون راکتور بستر ثابت بی‌هواری با جریان رو به بالا (UASB)<sup>۱۰</sup>، بیوراکتور بی‌هواری فیلم ثابت<sup>۱۱</sup>، راکتورهای بفل‌دار بی‌هواری<sup>۱۲</sup> برای تصفیه فاضلاب شهری استفاده می‌شوند [۲۷]. آبکافت آرام مواد جامد معلق، باعث تجمع مواد جامد به‌خصوص در راکتور UASB شده، اثر منفی بر فعالیت زیست‌توده‌های بی‌هواری مولد متان دارد [۵]. با وجود استفاده‌های بسیار از این فرایند در

4. Jar Test

5. Aluminum Sulfate (Alum)

6. Ferric Chloride (FeCl<sub>3</sub>)

7. Polyaluminium Chloride (PAC)

8. Lime (CaO)

9. Electrocoagulation

10. Up-flow Anaerobic Sludge Blanket

11. Fixed Film Anaerobic Bioreactor

12. Anaerobic Baffled Reactor

1. Agitation

2. Vibration

3. Coagulant



در هر دو سیستم برابر ۱ ساعت در نظر گرفته شده بود. در فرایند CEPT از کلرید آهن به عنوان منعقدکننده استفاده شد. نتایج نشان داد که اگرچه نیاز به انرژی در فرایند CEPT کمتر از فرایند HRAS است؛ اما به دلیل غلظت بالای منعقدکننده که در حداقل مقدار، برابر ۱۵۰ mg/L بود، هزینه عملیاتی آن بیشتر از فرایند HRAS بود. به علاوه فرایند HRAS بازده حذف COD بسیار بالاتری (۸۰٪-۹۰٪) نسبت به CEPT (۴۰٪-۵۵٪) داشت. از همین رو فرایند HRAS، فرایند اقتصادی و کارآمدتری برای تصفیه فاضلاب شهری است.

#### ۵-۱- سازوکار عمل حذف COD و جذب زیستی در فرایند لجن فعال با نرخ بالا

فرایند جذب سطحی را نخستین بار اولریچ و اسمیت در سال ۱۹۵۱ به عنوان جذب سطحی زیستی که مقدار قابل توجهی از مواد آلی را حذف می کند، نام گذاری کردند. جذب سطحی شامل جذب مواد آلی معلق و کلوییدی بر سطح فلوک های لجن برپایه پدیدۀ فیزیکی شیمیایی است که به آن توده سازی زیستی گفته می شود. این سازوکار به عنوان سازوکار غالب در حذف COD در فرایند نرخ بالا در نظر گرفته می شود [۴۶].

ذخیره درون سلولی به عنوان قسمتی از فرایند سوخت و ساز میکروبی است و مانند جذب به عنوان یک سازوکار حذف COD در نظر گرفته می شود؛ این سازوکار مواد آلی محلول را به بسپارهای نامحلول تبدیل می کند. ترکیبات ذخیره شده به صورت پلی هیدروکسی آلکانوات<sup>۵</sup>، گلیکوزن، تری آسید گریسرول<sup>۶</sup>، گلیسیرید و چربی هستند. این ذخیره سازی می تواند تنشینی فلاک های لجن را بهبود بخشد و به عنوان سازوکاری مطلوب مطرح می شود [۴۷ و ۴۸].

سازوکار مهم دیگر در حذف کربن در این فرایند، اکسایش مواد آلی است که مواد آلی را برای رشد زیست توده و تولید آب و دی اکسید کربن مصرف و اکسید می کند. این سازوکار سبب اکسایش و هدررفت انرژی فاضلاب می شود، به همین سبب برای بازیابی انرژی در فرایند نرخ بالا باید میزان انجام این سازوکار به حداقل برسد [۴۹].

در توده سازی زیستی هوازی، ترکیبات آلی کلوییدی و معلق فاضلاب با کمک EPS (توده ساز زیستی) تولید شده به وسیله زیست توده ها، با اتصال به یکدیگر ترکیبات بزرگتری تشکیل می دهند و باعث ایجاد

مقیاس صنعتی و آزمایشگاهی، این سیستم همواره با کاستی هایی همچون دوره راه اندازی طولانی، حساسیت به تغییر دمای فصلی، سرعت رشد آرام به دلیل غلظت کم مواد آلی در فاضلاب شهری و باقی ماندن متان محلول در خروجی مواجه بوده است [۲۷].

#### ۵-۵ فرایند لجن فعال با نرخ بالا

فرایند HRAS یک فرایند مناسب برای تصفیه فاضلاب در مقایسه با روش CAS از جهت بازیابی و جذب انرژی است. در این فرایند حدود ۶۵٪-۵۵٪ (میانگین ۶۶٪) از مواد آلی جذب شوند [۲۷]. تفاوت اصلی این فرایند با فرایند CAS در مؤلفه های عملیاتی مانند نرخ بارگذاری مواد آلی<sup>۱</sup>، HRT خوراک و زمان ماند لجن (SRT)<sup>۲</sup> است. از مشخصه های این فرایند، SRT کمتر از ۲ روز و HRT بین ۲-۴ ساعت است [۴۰]. SRT پایین منجر به حداقل شدن معدنی سازی<sup>۳</sup> مواد آلی فاضلاب و HRT کوتاه منجر به افزایش غلظت مواد آلی در جریان پسماند لجن می شود. تحت این شرایط کسر کوچکی از مواد آلی محلول فاضلاب برای تولید مواد بسپاری خارج سلولی (EPS)<sup>۴</sup> به وسیله زیست توده ها مصرف می شود [۴۱]. نیاز به هوادهی کم برای حذف بخش قابل توجهی از ترکیبات آلی در فاضلاب، یکی دیگر از ویژگی های مهم این سیستم است [۴۲]. مصرف انرژی کم برای هوادهی، جذب مواد آلی از راه جذب زیستی و تولید پسماند لجن غنی از مواد آلی از مهم ترین برتری های این سیستم است [۹ و ۴۳].

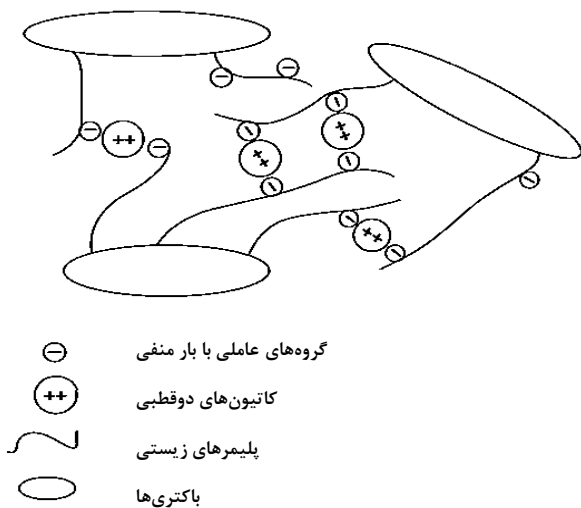
اسمیت و همکاران [۴۴] با مقایسه میان فرایند MBR بی هوازی و فرایند HRAS دریافتند که اگرچه MBR بی هوازی ۴۹٪ انرژی بیشتری از فرایند HRAS بازیابی می کند؛ اما مقدار انرژی مورد نیاز و انتشار گازهای گلخانه ای بیشتری، به دلیل وجود متان محلول در بساب خروجی، نسبت به فرایند HRAS داشت. همچنین اگر به منظور دفع پسماند لجن حاصل از فرایند HRAS از روش هایی همچون سوزاندن استفاده شود، توجیه اقتصادی این فرایند نسبت به MBR بی هوازی بیشتر می شود.

در تحقیقی دیگر، تابوتا-سانتوس و همکاران [۴۵] به مقایسه دو فرایند CEPT با HRT برابر ۳۰ دقیقه و HRAS با HRT برابر ۲ ساعت از نظر نیاز انرژی و هزینه های عملیاتی پرداختند. سن لجن

1. Organic Loading Rate (OLR)
2. Sludge Retention Time
3. Mineralization
4. Extracellular Polymeric Substances

5. Polyhydroxyalkanoate (PHA)  
6. Triacylglycerol

رشد می‌کنند و سبب اتصال توده‌های موجود در لجن می‌شوند (شکل ۶). البته حضور زیاد این باکتری‌ها منجر به چندین مشکل عملیاتی همچون حجیم‌شدن لجن<sup>۱</sup>، خروج لجن<sup>۲</sup> و تولید کف می‌شود. بنابراین غلظت آن‌ها را باید از راه کنترل نسبت غذا به زیست‌توده<sup>۳</sup> و غلظت DO کنترل کرد.

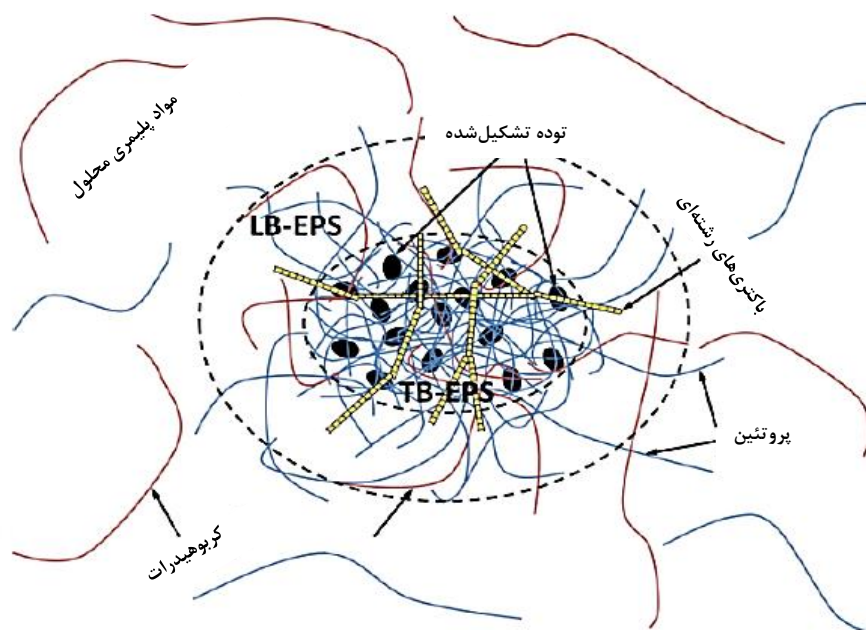


شکل ۵. طرحواره فرایند توده‌سازی زیستی [۵۰].

جریانی تغلیظ‌شده از مواد آلی می‌شوند. در این روش تنها بخش کوچکی از COD برای رشد میکروبی و تولید EPS مصرف می‌شود. EPS به دلیل ماهیت بسیار چسبنده و منسجم، به عنوان چسبندگی بین زیست‌توده‌ها و یا ذرات فاضلاب عمل می‌کنند. در pH خنثی یا نزدیک به خنثی، EPS بار منفی خالص دارد و این ناشی از حضور گروه‌های عملکردی اسیدی است. کاتیون‌های دوتایی مانند کلسیم دو بار مثبت و منیزیم دو بار مثبت، با EPS که دارای بار منفی هستند، پل‌هایی ایجاد می‌کنند و سلول‌ها و ذرات به یکدیگر می‌چسبند. به این ترتیب EPS فضاهای بین سلول‌ها و ذرات را پر می‌کند و تشکیل توده‌های زیستی می‌دهد؛ به عبارتی مسئله یکپارچگی ساختاری و عملکردی توده‌های لجن فعال است (شکل ۵) [۱۲ و ۵۰].

#### ۵-۱-۵ عوامل مؤثر بر توده‌سازی زیستی

توده‌سازی زیستی یک فرایند پیچیده است که تحت تأثیر چندین شاخصه مختلف است؛ مهم‌ترین عامل تأثیرگذار بر فلوک‌های زیستی، باکتری موجود در زیست‌بوم فلاک است که به تشکیل توده و نگهداری آن کمک می‌کند. گروهی از زیست‌توده‌ها تحت عنوان زیست‌توده‌های رشته‌ای به استحکام و پایداری توده‌ها کمک می‌کنند. این باکتری‌ها به صورت یک رشته بلند،



شکل ۶. طرحواره تشکیل توده زیستی به وسیله EPS و باکتری‌ها [۵۱].

عامل مهم دیگری که در توده‌سازی زیستی نقش مهمی دارد، ساختار EPS (اتصال محکم (TB-EPS)<sup>۱</sup> و اتصال ضعیف (LB-EPS)) و اجزای تشکیل دهنده آن (پروتئین و پلی‌ساکارید) است که بر حسب شرایط عملیاتی تأثیر متفاوتی می‌تواند داشته باشد.

EPS ماتریس پیچیده‌ای از کربوهیدرات، پروتئین، هیومیک اسید، اسیده‌های هسته‌ای و فسفولیپیدها است [۵۱ و ۵۲]. افزایش آب‌گریزی لجن منجر به افزایش توده‌سازی زیستی می‌شود. پروتئین سبب افزایش آب‌گریزی EPS و افزایش اتصالات کاتیون‌ها و فلزات سنگین می‌شوند؛ از این رو منجر به توده‌سازی بهتر و تشکیل فلوک‌های محکم‌تر می‌شوند [۵۳ و ۵۰].

برخی تحقیقات نیز حاکی از اثر منفی هیومیک‌اسید بر توده‌سازی هستند؛ چرا که هیومیک اسید اغلب شامل بسپارهای آروماتیک و آلیفاتیک است [۵۴]. علاوه بر این اتصالات قوی یا ضعیف EPS نیز بر گرفتگی مؤثر است. در مطالعات مختلف نشان داده شده است که TB-EPS بر توده‌سازی تأثیری ندارد؛ اما افزایش غلظت LB-EPS سبب کاهش و بدتر شدن فرایند توده‌سازی زیستی می‌شود؛ چرا که LB-EPS خاصیت آب‌دوستی زیادی دارد [۵۴-۵۶].

از دیگر عوامل مؤثر بر فرایند توده‌سازی زیستی می‌توان به منبع کربن و نیتروژن، SRT، دما، قلیائیت، pH و شوری اشاره کرد.

نسبت کربن به نیتروژن بر ویژگی‌های لجن تأثیر می‌گذارد. کاهش این نسبت منجر به افزایش مقدار پروتئین EPS می‌شود؛ در حالی که افزایش این نسبت منجر به افزایش غلظت کربوهیدرات می‌شود. نوع منبع کربن خوراک نیز بر ویژگی‌های EPS و در نتیجه توده‌سازی زیستی اثر دارد؛ به‌عنوان مثال منبع خوراک با استات و گلوکز و پپتون، پروتئین بیشتری نسبت به خوراک فقط با گلوکز دارد.

افزایش SRT منجر به افزایش سایز ذرات و افزایش توده‌سازی زیستی می‌شود؛ با افزایش SRT غلظت پروتئین EPS کاهش و غلظت کربوهیدرات افزایش می‌یابد. افزایش غلظت کربوهیدرات سبب افزایش اندازه ذرات می‌شود و در نتیجه توده‌سازی بهبود می‌یابد [۵۷ و ۱۲]. دما نیز بر ویژگی‌های EPS و در نتیجه توده‌سازی تأثیر می‌گذارد. افزایش دما با افزایش تولید پلی‌ساکارید و باکتری‌های رشته‌ای منجر به حجیم شدن لجن و کاهش توده‌سازی می‌شود [۵۱]. در pH پایین، گروه‌های عاملی هیدروکسیلیک و کربوکسیلیک

با بار منفی و آب‌دوستی EPS کاهش می‌یابد و در نتیجه توده‌سازی افزایش می‌یابد، ولی در pH بالا توده‌ها متلاشی شده، مواد کلوییدی و معلق رها می‌شوند.

غلظت نمک بالا یا متوسط سبب کاهش فعالیت آنزیم‌ها و رشد میکروبی و پلاسمولیز می‌شود؛ به همین سبب افزایش غلظت نمک و شوری باعث کاهش توده‌سازی زیستی می‌شود [۵۰].

۵-۲ مؤلفه‌های عملیاتی  
مؤلفه‌های عملیاتی تأثیرگذار بر فرایند HRAS شامل SRT، HRT و غلظت DO است. SRT کوتاه یکی از مهم‌ترین مؤلفه‌های طراحی در فرایند HRAS است که منجر به کاهش انرژی مورد نیاز برای افزایش بازیابی انرژی می‌شود [۴۰ و ۱۰]. طبق مطالعات، هرچه لجن جوان‌تر باشد؛ مقدار بیوگاز بیشتری می‌تواند به انرژی حرارتی و الکتریکی تبدیل شود [۵۹]. همچنین سن لجن می‌تواند به‌عنوان مهم‌ترین مؤلفه روی بازده جذب COD اثرگذار [۶۰]. تغییر SRT می‌تواند تأثیر قابل توجهی بر ظرفیت توده‌سازی زیستی، خواص فیزیکی شیمیایی لجن مانند بار سطحی و آب‌گریزی که تولید EPS را کنترل می‌کند، داشته باشد [۶۱ و ۶۰].

DO و HRT از دیگر مؤلفه‌های عملیاتی مهم در فرایند جذب مواد آلی و بازیابی انرژی هستند که بر توده‌سازی زیستی و مصرف انرژی تأثیر می‌گذارند. افزایش HRT و کاهش DO منجر به کاهش فعالیت میکروبی و تولید کمتر EPS و در نتیجه کاهش نرخ فرایند توده‌سازی زیستی می‌شود و فرایند تضعیف توده‌سازی زیستی<sup>۳</sup> رخ می‌دهد [۶۳ و ۶۲ و ۱۶].

۵-۳ مقایسه پسماند لجن فرایند لجن فعال با نرخ بالا و لجن فعال متعارف

همان‌طور که پیش‌تر ذکر شد تفاوت اصلی فرایند لجن فعال با نرخ بالا با فرایند CAS در پارامترهای عملیاتی سیستم است؛ به سبب این تفاوت، پسماند لجن تولیدی این دو فرایند نیز دارای مشخصاتی متفاوت است. یکی از اهداف اصلی فرایند HRAS تولید پسماند لجن بیشتر برای افزایش تولید انرژی از فاضلاب است. محتوای مواد جامد معلق و COD در این دو لجن بسیار متفاوت است. از طرفی دیگر لجن حاصل از فرایند HRAS جوان‌تر و محتوای مواد آلی فرار آن

1. Tightly Bound EPS  
2. Loosely Bound EPS

3. De-biofloculation

PSD و خواص ته‌نشینی لجن افزایش می‌یابد [۶۴-۶۶ و ۵].

۵-۴ سیستم‌های استفاده‌شونده در فرایند لجن فعال با نرخ بالا در سال‌های اخیر مطالعات زیادی بر فرایند HRAS در سیستم‌های CAS، CS، SBR و MBR برای تعیین مؤلفه‌های بهینه و تشخیص جامعه میکروبی در شرایط بارگذاری مواد آلی بالا انجام شده است. جدول (۲)، خلاصه‌ای از مطالعات انجام شده در این فرایند را نشان می‌دهد که در ادامه به اختصار ذکر شده است.

بیشتر از لجن حاصل از فرایند CAS است. شرایط عملیاتی همچنین بر سایز و ریخت‌شناسی فلوک‌های لجن نیز تأثیرگذار هستند. طبق مطالعات، کاهش SRT، افزایش DO و HRT منجر به ایجاد فلوک‌های کوچک‌تر با ساختاری ضعیف‌تر می‌شود [۵]. مؤلفه شاخص حجمی لجن (SVI)<sup>۱</sup> نیز با توزیع سایز فلوک‌ها<sup>۲</sup> ارتباط دارد. SVI نشان‌دهنده تراکم‌پذیری و ته‌نشینی لجن فعال است. ته‌نشینی و تراکم‌پذیری بالاتر لجن (کاهش SVI) نشان‌دهنده توده‌سازی زیستی بهتر است. بر اساس تحقیقات با کاهش عدد SVI

جدول ۲. خلاصه‌ای از شرایط عملیاتی مطالعات گذشته در فرایند HRAS.

مرجع	درصد حذف COD (%)	COD خروجی (mg/L)	COD ورودی (mg/L)	DO (mg/L)	OLR kg / m <sup>3</sup> .day (COD)	HRT (min)	SRT (day)	نوع فاضلاب	نوع سیستم HRAS
[۸]	۴۰-۵۵	۲۷۱-۳۶۰	۶۰۰	۲	۷/۲	۱۲۰	۰/۴۱-۱/۳	شهری سنتزی	CS
[۹]	۷۰-۸۰	۵۸۰-۸۷۰	۲۹۰۰	۱/۵-۲	۲/۹-۵/۸	۷۲۰-۱۴۴۰	۲-۳	کشترگاه	SBR
[۱۰]	۵۴-۶۲	۱۵۰-۱۸۱	۳۹۳	۳-۳/۵	۱۸/۹	۳۰	۰/۵-۳	شهری واقعی	SBR
[۱۲]	۸۸-۹۲	۴۳-۷۱	۶۱۴	---	۲۱/۹۲	۴۰	۰/۱۲۵-۵	شهری واقعی	MBR
[۱۳]	۷۷-۸۸	۶۴-۷۱	۲۷۶-۵۲۹	۶-۸	۵/۵-۱۰/۵	۷۲	۰/۲۵-۱	شهری واقعی	MBR
[۴۰]	---	---	۴۸۰	<۲	۱۱/۴۲-۲۴	۳۰-۶۰	۰/۱-۲	شهری واقعی	CAS
[۴۱]	۸۷-۸۹	۴۴-۵۲	۳۸۷	۶-۸	۶/۲	۹۰	۰/۵-۲	خاکستری	MBR
[۵۲]	۸۰	۱۲۰-۱۳۲	۶۰۰	۰/۵-۱/۵	۱۴/۲۸-۲۸/۵	۳۰-۶۰	۰/۵۶-۰/۲۸	شهری واقعی	CAS
[۶۲]	۸۸-۹۲	۴۱-۶۲	۵۱۵	۱-۴	۱۲/۳	۶۰	۰/۵	شهری واقعی	MBR
[۶۷]	۳۷-۴۹	۲۳۰-۲۹۰	۴۶۳	۰/۳-۰/۴	۵/۱۲-۱۱/۱۱	۶۰-۱۳۰	۰/۳۵	شهری واقعی	CAS
[۶۸]	۶۲-۶۶	۱۴۴-۱۶۱	۴۲۵	۰/۳-۵/۴	۲-۳/۶۷	۳۰-۹۰	۰/۲-۲/۲	شهری واقعی	CAS
[۶۹]	۹۰	۵۸-۱۰۱	۶۰۳-۱۰۱۴	---	۴/۲-۱۲/۸	۷۸-۱۱۴	۰/۲-۱	خاکستری	MBR
[۷۰]	۶۶-۶۸	۱۱-۲۵	۳۵-۷۸	---	---	۳۰-۱۲۰	۰/۵-۲	شهری سنتزی	MBR
[۷۱]	۷۸	۹۶/۶	۴۴۱	۱-۱/۵	۸/۸	۷۲	۰/۵-۱/۸	شهری واقعی	ترکیب CS و MBR
[۷۲]	۴۵	۳۰۲	۵۵۲	۰/۵	۱۵/۱	۳۰	۰/۲-۱	شهری واقعی	MBBR <sup>۳</sup>

1. Sludge Volume Index

2. Particle Size Distribution (PSD)

3. Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR)

منجر به افزایش بازده جذب از ۵۰ به ۲۲۴ میلی گرم اکسیژن به مواد معلق فرار شد، در حالی که کاهش SRT از ۰/۸ به ۰/۲ روز باعث کاهش چشمگیری در بازدهی لجن شد. در آن مطالعه SRT ۰/۸ روز به عنوان SRT بهینه معرفی شد.

میربرگ و همکاران [۷۳] به بررسی اثر SRT و HRT بر بازیابی فاضلاب شهری سنتزی و حذف کربن در SBR نرخ بالا پرداختند. در تمام شرایط عملیاتی بازده حذف بین ۹۳٪-۸۰٪ بود. از نتایج آن‌ها مشهود بود که با کاهش سن لجن از ۲/۸ به ۰/۲۴ روز بازده لجن افزایش یافت. همچنین در مطالعه‌ای دیگر میربرگ و همکاران [۸] دریافتند که بازدهی لجن در سیستم CS نرخ بالا بسیار بیشتر از CAS است؛ چرا که SRT بسیار کمتر بود.

در تحقیقاتی گی و همکاران به بررسی بازیابی انرژی از فاضلاب کشتارگاه با بار آلی ورودی بالا و SRT بین ۰/۵ تا ۳ روز [۱۰] و ۲ تا ۳ روز [۹] در سیستم SBR پرداختند. این محققین دریافتند که SRT بر تجزیه پذیری و هضم بی‌هوازی لجن مؤثر بوده است؛ به طوری که با کاهش از ۳ روز به ۰/۵ روز، تجزیه پذیری بی‌هوازی لجن از ۶۶٪ به ۸۰٪ افزایش یافت [۹]. بیشترین درصد حذف مواد آلی در SRT برابر ۲ روز ۸۰٪ بود که عمدتاً به دلیل جذب و تجمع بر زیست توده رخ داده است [۱۰]. به علاوه بالاترین درصد حذف نیترژن، آمونیاک و فسفر در SRT برابر ۳ روز، به ترتیب برابر ۵۰٪، ۳۶٪ و ۳۴٪ بود [۹].

یکی دیگر از سیستم‌های پر استفاده در فرایند HRAS، MBR است. MBR برخلاف سیستم‌های دیگر همچون SBR که ممکن است کیفیت نامطلوب و ضعیفی داشته باشد [۷۴] و یا فرایند CAS که نیازمند ساختار پیچیده و فضای زیادی است، دارای برتری‌هایی همچون کیفیت پساب خروجی بالا، ساختار ساده و فضای کم مورد نیاز است [۷۵]. البته گرفتگی غشا در این سیستم‌ها محدودیت‌ها و مشکلات زیادی در پی داشته است که همچنان در فرایند HRAS به طور کامل بررسی نشده است. در این راستا مطالعات زیادی بر سیستم MBR در شرایط نرخ بالا انجام شده است.

فاست و همکاران نیز در تصفیه فاضلاب شهری واقعی طی بررسی جامعی به بررسی اثر SRT [۱۲] و DO [۶۲] بر توده‌سازی زیستی در MBR نرخ بالا پرداختند و گزارش کردند که در بیشترین SRT (۵ روز) توده‌سازی و معدنی‌سازی بیشترین مقدار بوده است (۹۸٪ و

چنان که گذشت، مؤلفه‌های عملیاتی SRT، HRT و DO بر بازیابی انرژی و توده‌سازی زیستی تأثیر بسزایی دارند. جیمنز و همکاران [۴۰] در تصفیه فاضلاب شهری واقعی در سیستم CAS-HRAS به بررسی اثر این مؤلفه‌ها پرداختند و گزارش کردند که با کاهش SRT از ۲ به ۰/۱ روز جذب COD از ۲۳٪ به ۴۸٪ افزایش یافته است. افزایش جذب مواد آلی با کاهش معدنی‌سازی همراه بوده است. همچنین آن‌ها ارتباط مستقیمی بین DO و EPS مشاهده کردند؛ با کاهش SRT از ۲ به ۱ روز بازدهی لجن افزایش می‌یابد؛ اما با کاهش بیشتر از ۱ روز به ۰/۱ روز بازدهی لجن و توده‌سازی زیستی به شدت کاهش می‌یابد که می‌تواند به دلیل کاهش تولید EPS در SRT بسیار کوتاه باشد.

گوون و همکاران [۶۷] نیز در تصفیه فاضلاب شهری واقعی به بررسی اثر HRT بر عملکرد سیستم CAS-HRAS و توده‌سازی زیستی پرداختند و مشاهده کردند که با کاهش HRT درصد حذف COD، توده‌سازی زیستی و SVI افزایش یافته است و سازوکار اصلی حذف مواد کلوییدی ته‌نشینی و توده‌سازی بوده است.

رحمان و همکاران [۶۸] طی تحقیقی در تصفیه فاضلاب شهری واقعی با COD در محدوده پایین به بررسی تفاوت عملکرد و ظرفیت بازیابی انرژی در دو سیستم CAS-HRAS (راکتور همزن دار پیوسته و راکتور جریان لوله‌ای) و سیستم CS نرخ بالا پرداختند. نتایج نشان داد که بازیابی انرژی و جذب مواد آلی در SRT کم اتفاق افتاده است. در SRT کمتر از ۱/۱ روز سیستم CS نرخ بالا حذف کربن (۵۹٪-۵۲٪) و بازیابی انرژی (۳۳-۰/۳۴ گرم COD به گرم COD اضافه‌شده) بیشتری از راکتور همزن دار و جریان لوله‌ای داشت (۳۷٪-۲۸٪ درصد حذف کربن، و جذب کربن نیز رخ نداد). غلظت پایین DO یکی از دلایل اصلی بهبود توده‌سازی زیستی و ته‌نشینی و جذب زیستی بود. آن‌ها همچنین گزارش کردند که تا یک SRT آستانه، با کاهش SRT، بازده جذب زیستی افزایش یافته است. در آن مطالعه بازده جذب زیستی به وسیله نرخ مصرف اکسیژن تعیین شد و بیان کردند که کاهش معدنی‌سازی نقش مهمی در جذب مواد آلی بازی می‌کند؛ چرا که اکسایش مواد آلی سبب هدررفت انرژی موجود در فاضلاب می‌شود و جلوگیری از معدنی‌سازی منجر به جذب مواد آلی در لجن و انجام بهتر فرایند توده‌سازی زیستی می‌شود. کاهش SRT از ۲/۲ روز به ۰/۸ روز

همچنین موفق به بازیابی ۷۳٪ از COD ورودی به متان شدند و بیان کردند که فرایند توده‌سازی زیستی روشی امیدوارکننده برای تصفیه فاضلاب خاکستری و بازیابی انرژی است.

باساران و همکاران [۷۰] MBR نرخ بالا را تحت عنوان MBR فوق سریع نام‌گذاری کردند و توانستند ۷۷٪-۵۴٪ از انرژی فاضلاب شهری سنتزی ورودی را جذب و بازیابی کنند؛ آن‌ها دریافتند که در SRT متفاوت (۲-۵/۰ روز) جمعیت و ریخت‌شناسی میکروبی نیز متفاوت است؛ این محققان فقط به بررسی و اندازه‌گیری کسر COD محلول پرداختند.

دای و همکاران [۷۱] از سیستم ترکیبی CS و MBR نرخ بالا در تصفیه فاضلاب شهری استفاده کردند. نتایج آن‌ها نشان داد که بازده حذف COD بیشتر و توده‌سازی بهتری در سیستم ترکیبی در مقایسه با MBR نرخ بالا تنها در SRT ۰/۵ تا ۱/۸ روز رخ داده است. افزایش EPS سبب بهبود توده‌سازی زیستی شده است. میزان بازیابی مواد آلی در SRT بهینه ۱/۲ روز برابر  $3-10 \times 4/28$  kWh گزارش شده است. برتری مهم دیگر سیستم ترکیبی کاهش گرفتگی غشا بود؛ چرا که مواد کلوییدی و مواد بسپاری محلول در جریان تغلیظ‌شده داخل راکتور دارای غلظت کمتری بودند.

## ۶. چالش‌ها و چشم‌انداز آینده

با توجه به نگرانی جوامع در خصوص کمبود آب و اتمام ذخایر سوخت‌های فسیلی، استفاده از فرایند HRAS یک رویکرد امیدوارانه را فراهم آورده است. با این وجود، افزایش تولید متان و بازیابی انرژی اصلی‌ترین چالش موجود در این فرایند است. PHA تولیدشده در لجن مرحله A، به سبب زیست‌تخریب‌پذیری و خواص مکانیکی مشابه با پلاستیک‌های مصنوعی، می‌تواند برای تولید پلاستیک زیستی به کار گرفته شود و مشکلات مربوط به هضم و دفع لجن را بهبود ببخشد [۵]. هضم هم‌زمان لجن پسماند مرحله A و پسماندهای آلی مختلف مانند پسماندهای آشپزخانه می‌تواند سبب افزایش بازیابی انرژی شود [۷۶]. با وجود مطالعات بسیاری که بر سیستم‌های HRAS انجام شده است، هنوز رابطه کلی بین مؤلفه‌های عملیاتی و عملکرد سیستم وجود ندارد؛ به همین سبب مطالعات بیشتری در این زمینه نیاز است [۱۶]. هوادهی در فرایند HRAS می‌تواند منجر به اکسایش بخشی از مواد آلی شود. به همین سبب یک دیدگاه دیگر استفاده از فرایند HRAS

۳۲٪ به ترتیب). براساس نتایج آن‌ها در SRT بین ۰/۵ تا ۱ روز معدنی‌سازی مواد آلی کم و توده‌سازی زیستی زیاد رخ داده است و بنابراین این SRT به‌عنوان SRT بهینه مطرح شده است. آن‌ها همچنین مطرح کردند که با افزایش SRT تا ۱ روز مقدار کل EPS نیز افزایش یافته است؛ اما با افزایش بیشتر SRT تا ۵ روز مقدار آن کاهش یافته است. آن‌ها به بررسی خواص مخلوط مایع همچون EPS و PSD بر گرفتگی غشا پرداختند و بیان کردند که با کاهش SRT، گرفتگی غشا افزایش یافته و بیشترین گرفتگی در کمترین SRT بوده است. آن‌ها ارتباط مثبتی بین EPS و گرفتگی غشا مشاهده نکردند؛ اما غلظت ذرات زیر میکرون<sup>۱</sup> (۴۵-۴۵۰ میکرون) شاخص خوبی برای نشان‌دادن گرفتگی غشا بود [۱۲]. افزون بر این دریافتند که افزایش غلظت DO از ۱ به میلی‌گرم بر لیتر ۴ به سبب تولید EPS و کاتیون‌های فلزی چندظرفیتی بیشتر، منجر به افزایش بازده توده‌سازی زیستی از ۶۹٪ به ۹۲٪ شده است [۶۲].

امامی‌نژاد و همکاران [۴۱] به بررسی عملکرد سیستم MBR نرخ بالا در تصفیه فاضلاب خاکستری در SRT بین ۰/۵ تا ۲ روز پرداختند و به بازده حذف بین ۸۹٪-۸۷٪ دست یافتند. همچنین به نتیجه‌ای مشابه فاست و همکاران [۱۲] دست یافتند که در بیشترین SRT بیشترین معدنی‌سازی و توده‌سازی زیستی رخ داده است. همچنین بیشترین مقدار EPS و TB-EPS و جزء پروتئینی EPS در SRT ۲ روز حاصل شد. در این مطالعه توزیع اندازه ذرات برای بررسی توده‌سازی زیستی بررسی شد. در SRT ۱ و ۲ روز، PSD، به صورت متعارف (تک‌قله‌ای) بود در حالی که در SRT ۰/۵ روز دو قله‌ای شد. این روند SRT بر PSD بر اساس برهم‌کنش بین SRT و F/M توضیح داده شد. با افزایش SRT، غلظت مواد معلق جامد<sup>۲</sup> افزایش یافته، منجر به کاهش نسبت F/M می‌شود.

آکانیتی و همکاران [۱۳] در تحقیقی بر روی تصفیه فاضلاب شهری واقعی در سیستم MBR توانستند ۳۵٪ از COD ورودی را به‌عنوان متان بازیابی کنند؛ آن‌ها مؤلفه‌های SRT، DO و HRT را به‌عنوان مؤلفه‌های مؤثر در بازیابی انرژی و توده‌سازی مطرح کردند.

هرناندز و همکاران [۶۹] نیز به تصفیه فاضلاب خاکستری در سیستم MBR در نسبت SRT/HRT ۳ و ۸ و ۱۲ پرداختند؛ آن‌ها دریافتند که با افزایش این نسبت، توده‌سازی زیستی افزایش می‌یابد.

1. Sub-Micron Particle  
2. Mixed Liquor Suspended Splids (MLSS)

توجه زیادی را به خود جلب کرده است؛ چرا که شرایط عملیاتی موجود منجر به کاهش معدنی‌سازی و افزایش غلظت مواد آلی و در نتیجه افزایش بازیابی انرژی می‌شود. در دهه اخیر از این فرایند در سیستم‌های مختلفی استفاده شده است که می‌توان به SBR، CS و MBR اشاره کرد. با توجه به کیفیت پایین پساب خروجی در SBR و نیاز به فضای زیاد در سیستم CS، به نظر می‌رسد که MBR فناوری مناسبی در این زمینه باشد؛ البته مشکل اصلی این سیستم‌ها که گرفتگی غشاست همواره پابرجا و نیازمند تحقیق و مطالعه بیشتر است.

#### ۸. تشکر و قدرانی

این طرح مطالعاتی با اعتبارات ویژه پژوهشی (گرنٹ شماره ۹۹۳۹۲۰۰۳) پژوهشگاه مواد و انرژی انجام شد.

#### مراجع

- [1] Daelman, M. R., van Voorthuizen, E. M., van Dongen, U. G., Volcke, E. I., van Loosdrecht, M. C., "Seasonal and diurnal variability of N<sub>2</sub>O emissions from a full-scale municipal wastewater treatment plant", *Science of the Total Environment*, 536, pp.1-11, (2015).
- [2] Bekchanov, M., Ringler, C., Bhaduri, A., Jeuland, M., "How would the Rogun Dam affect water and energy scarcity in Central Asia?", *Water International*, 40, pp. 856-876, (2015).
- [3] Alloul, A., Ganigué, R., Spiller, M., Meerburg, F., Cagnetta, C., Rabaey, K., Vlaeminck, S. E., "Capture-ferment-upgrade: a three-step approach for the valorization of sewage organics as commodities", *Environmental Science & Technology*, 52, pp. 6729-6742, (2018).
- [4] Verstraete, W., Van de Caveye, P., Diamantis, V., "Maximum use of resources presents in domestic used water", *Bioresource Technology*, 10, pp. 5537-5545, (2009).
- [5] Guven, H., Dereli, R. K., Ozgun, H., Ersahin, M. E., Ozturk, I., "Towards sustainable and energy efficient municipal wastewater treatment by up-concentration of organics", *Progress in Energy and Combustion Science*, 70, pp. 145-168, (2019).
- [6] Yagci, N., Konuk, M., Sozen, S., Meriç, S., Orhon, D., "Chemically enhanced membrane process-towards a novel sewage treatment concept to potentially replace biological processes", *Desalination and Water Treatment*, 57, pp. 1-12, (2015).

بدون استفاده از هوادهی است که نیازمند تحقیق و مطالعات بسیار در زمینه بهره‌برداری فرایند و بازیابی انرژی است [۷۷]. استفاده از فناوری MBR به سبب کیفیت بالای پساب تولیدی در فرایند HRAS، رویکرد جدیدی را ارائه می‌دهد؛ اما همچنان معضل گرفتگی غشا به‌عنوان یک مشکل اساسی در این سیستم‌ها مطرح است؛ از این رو به مطالعات بیشتری در خصوص مشخصه‌سازی و راهبرد کنترل گرفتگی غشا نیاز بسیاری احساس می‌شود [۴۱].

#### ۷. نتیجه‌گیری کلی

تصفیه فاضلاب شهری به‌دلیل وجود زیست‌توده‌های بیماری‌زا و آلودگی محیط زیست همواره مورد توجه بوده است. از سویی نیز با توجه به کمبود انرژی، بسیاری از کشورها به‌دنبال یک منبع انرژی تجدیدپذیر هستند. فاضلاب شهری با داشتن مواد آلی زیاد، یک منبع انرژی بالقوه است که می‌تواند بسیاری از نیازهای جوامع مختلف را برطرف کند. فرایند CAS که بیش از یک قرن است برای تصفیه فاضلاب شهری استفاده می‌شود، به‌دلیل مصرف انرژی زیاد برای هوادهی و اکسایش مواد آلی، نمی‌تواند به‌عنوان یک روش اقتصادی و پایدار در نظر گرفته شود. از طرفی با توجه به غلظت کم مواد آلی و رقیق بودن فاضلاب، هضم بی‌هوازی و بازیابی انرژی نیز با مشکلاتی مواجه است و به‌طور کامل انجام نمی‌شود. از این رو دیدگاه‌ها به سمت تغییر مسیر تصفیه فاضلاب شهری و استفاده از فرایند دو مرحله‌ای جذب/اکسایش زیستی، به‌منظور جذب انرژی در لجن در مرحله اول (مرحله A) و بازیابی و حذف مواد مغذی در مرحله دوم (مرحله B) معطوف شده است. از جمله فرایندهای استفاده‌شونده در مرحله A می‌توان به فرایندهای DAF، فیلترکردن غشایی، فرایند بی‌هوازی، CEPT و HRAS اشاره کرد. فرایندهای DAF و فیلترکردن غشایی با مشکلاتی همچون نیاز به هوادهی زیاد و گرفتگی غشا روبه‌رو هستند که منجر به افزایش هزینه‌های عملیاتی می‌شوند. فرایند CEPT نیز با مشکلاتی همچون تولید بیش از حد پسماند لجن و افزایش هزینه‌های عملیاتی به‌دلیل استفاده از مواد منعقدکننده شیمیایی مواجه است. استفاده از فرایند بی‌هوازی نیز به‌سبب باقی‌ماندن متان محلول در خروجی نمی‌تواند به‌عنوان یک فرایند اقتصادی در نظر گرفته شود. فرایند HRAS که در SRT و HRT پایین عمل می‌کند، اخیراً

- [7] Liu, Y. J., Jun G., "Energy self-sufficient biological municipal wastewater reclamation: Present status, challenges and solutions forward", *Bioresource Technology*, 269, pp. 513-519, (2018).
- [8] Meerburg, F. A., Boon, N., Van Winckel, T., Vercamer, J. A., Nopens, I., Vlaeminck, S. E., "Toward energy-neutral wastewater treatment: a high-rate contact stabilization process to maximally recover sewage organics", *Bioresource Technology*, 179, pp. 373-381, (2015).
- [9] Ge, H., Batstone, D. J., Keller, J., "Operating aerobic wastewater treatment at very short sludge ages enables treatment and energy recovery through anaerobic sludge digestion", *Water Research*, 47, pp. 46-57, (2013).
- [10] Ge, H., Batstone, D. J., Mouiche, M., Hu, S., Keller, J., "Nutrient removal and energy recovery from high-rate activated sludge processes—Impact of sludge age", *Bioresource Technology*, 245, pp. 1155-1161, (2017).
- [11] Zeng, Q., Hao, T., Yuan, Z., Chen, G., "Dewaterability enhancement and sulfide mitigation of CEPT sludge by electrochemical pretreatment", *Water Research*, 176, pp. 115-125, (2020).
- [12] Faust, L., Temmink, H., Zwijnenburg, A., Kemperman, A. J., Rijnaarts, H. H. M., "High loaded MBRs for organic matter recovery from sewage: effect of solids retention time on bioflocculation and on the role of extracellular polymers", *Water Research*, 56, pp. 258-266, (2014).
- [13] Akanyeti, I., Temmink, H., Remy, M., Zwijnenburg, A., "Feasibility of bioflocculation in a high-loaded membrane bioreactor for improved energy recovery from sewage", *Water Science and Technology*, 61, pp. 1433-1439, (2010).
- [14] Gomec, C. Y., "High-rate anaerobic treatment of domestic wastewater at ambient operating temperatures: A review on benefits and drawbacks", *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 45, pp. 1169-1184, (2010).
- [15] Uwidia, I. E., Ademoroti, C. M. A., "Characterisation of domestic sewage from an estate in Warri, Nigeria", *International Journal of Chemistry*, 3, pp. 81-86, (2011).
- [16] Sancho, I., Lopez-Palau, S., Arespachaga, N., Cortina, J. L., "New concepts on carbon redirection in wastewater treatment plants: A review", *Science of the Total Environment*, 647, pp. 1373-1384, (2019).
- [17] Doğruel, S., "Biodegradation characteristics of high strength municipal wastewater supported by particle size distribution", *Desalination and Water Treatment*, 45, pp. 11-20, (2012).
- [18] Gunes, K., Tuncsiper, B., Ayaz, S., Drizo, A., "The ability of free water surface constructed wetland system to treat high strength domestic wastewater: a case study for the Mediterranean", *Ecological Engineering*, 44, pp. 278-284, (2012).
- [19] Mutamim, N. S. A., Noor, Z. Z., Hassan, M. A. A., Yuniarto, A., Olsson, G., "Membrane bioreactor: Applications and limitations in treating high strength industrial wastewater", *Chemical Engineering Journal*, 225, pp. 109-119, (2013).
- [20] Alvarez, J. A., Armstrong, E., Gómez, M., Soto, M., "Anaerobic treatment of low-strength municipal wastewater by a two-stage pilot plant under psychrophilic conditions", *Bioresource Technology*, 99, pp. 7051-7062, (2008).
- [21] Ni, B. J., Xie, W. M., Liu, S. G., Yu, H. Q., Wang, Y. Z., Wang, G., Dai, X. L., "Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater", *Water Research*, 43, pp. 751-761, (2009).
- [22] Hocaoglu, S. M., Atasoy, E., Baban, A., Orhon, D., "Modeling biodegradation characteristics of grey water in membrane bioreactor", *Journal of Membrane Science*, 429, pp. 139-146, (2013).
- [23] De Anda, J., López-López, A., Villegas-García, E., Valdivia-Aviña, K., "High-strength domestic wastewater treatment and reuse with onsite passive methods", *Water*, 10, pp. 99-112, (2018).
- [24] Lazarova, V., Choo, K. H., Cornel, P., "Water-Energy Interactions in Water Reuse", London, UK: IWA Publishing, (2012).
- [25] Heidrich, E. S., Curtis, T. P., Dolfing, J., "Determination of the internal chemical energy of wastewater", *Environmental Science & Technology*, 45, pp. 827-32, (2011).
- [26] Gu, Y., Li, Y., Li, X., Luo, P., Wang, H., Robinson, Z. P., Li, F., "The feasibility and challenges of energy self-sufficient wastewater treatment plants", *Applied Energy*, 204, pp. 1463-1475, (2017).
- [27] Wan, J., Gu, J., Zhao, Q., Liu, Y., "COD capture: a feasible option towards energy self-sufficient domestic wastewater treatment", *Scientific Reports*, 6, pp. 1-9, (2016).
- [28] Batstone, D. J., Virdis, B., "The role of anaerobic digestion in the emerging energy economy", *Current Opinion in Biotechnology*, 27, pp. 142-149, (2014).
- [29] Li, W. W., Yu, H. Q., "Advances in energy-producing anaerobic biotechnologies for municipal wastewater treatment", *Engineering*, 2, pp. 438-446, (2016).
- [30] Agarwal, A., Ng, W. J., Liu, Y., "Principle and applications of microbubble and nanobubble technology for water treatment", *Chemosphere*, 84, pp. 1175-1180, (2011).
- [31] Jin, Z., Gong, H., Temmink, H., Nie, H., Wu, J., Zuo, J., Wang, K., "Efficient sewage pre-concentration



- with combined coagulation microfiltration for organic matter recovery", *Chemical Engineering*, 292, pp. 130–138, (2016).
- [32] Kimura, K., Honoki, D., Sato, T., "Effective physical cleaning and adequate membrane flux for direct membrane filtration (dmf) of municipal wastewater: Up-concentration of organic matter for efficient energy recovery", *Separation and Purification Technology*, 181, pp. 37-43, (2017).
- [33] Murugesan, K., Selvam, A., Wong, J. W., "Flocculation and dewaterability of chemically enhanced primary treatment sludge by bioaugmentation with filamentous fungi", *Bioresource Technology*, 168, pp. 198–203, (2014).
- [34] Guan, X. H., Chen, G. H., Shang, C., "Reuse of water treatment works sludge to enhance particulate pollutant removal from sewage", *Water Research*, 39, pp. 33–40, (2005).
- [35] De Feo, G., De Gisi, S., Galasso, M., "Definition of a practical multi-criteria procedure for selecting the best coagulant in a chemically assisted primary sedimentation process for the treatment of urban wastewater", *Desalination*, 230, pp. 229–238, (2008).
- [36] Dong, T., Shewa, W. A., Murray, K., Dagnew, M., "Optimizing chemically enhanced primary treatment processes for simultaneous carbon redirection and phosphorus removal", *Water*, 11, pp. 547-560, (2019).
- [37] Chagnon, F. J., Harleman, D. R., "Chemically Enhanced Primary Treatment of Wastewater", *Water Encyclopedia*, 1, pp. 659-667, (2005).
- [38] Bezirgiannidis, A., Plesia-Efstathopoulou, A., Ntougias, S., Melidis, P., "Combined chemically enhanced primary sedimentation and biofiltration process for low cost municipal wastewater treatment", *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 54, pp. 1227-1232, (2019).
- [39] Sarparastzadeh, H., Saeidi, M., Naeimpour, F., Aminzadeh, B., "Pretreatment of municipal wastewater by enhanced chemical coagulation", *International Journal of Environmental Research*, 1, pp. 104–113, (2007).
- [40] Jimenez, J., Miller, M., Bott, C., Murthy, S., De Clippeleir, H., Wett, B., "High-rate activated sludge system for carbon management – Evaluation of crucial process mechanisms and design parameters", *Water Research*, 87, pp. 476–82, (2015).
- [41] Emaminejad, S. A., Avval, S. S., Bonakdarpour, B., "Gaining deeper insights into the bioflocculation process occurring in a high loaded membrane bioreactor used for the treatment of synthetic greywater", *Chemosphere*, 230, pp. 316-326, (2019).
- [42] Modin, O., Saheb Alam, S., Persson, F., Wilén, B. M., "Sorption and release of organics by primary, anaerobic, and aerobic activated sludge mixed with raw municipal wastewater", *PLoS One*, 10, pp. 1–15, (2015).
- [43] Saleha, M., El Enanyb, G., Elzaharc, M., Elshikhipy, M., "Use of alum for removal of total dissolved solids and total iron in high rate activated sludge system", *International Journal of Environmental Engineering Science and Technology Research*, 2, pp. 1–12, (2014).
- [44] Smith, A. L., Stadler, L. B., Cao, L., Love, N. G., Raskin, L., Skerlos, S. J., "Navigating wastewater energy recovery strategies: a life cycle comparison of anaerobic membrane bioreactor and conventional treatment systems with anaerobic digestion", *Environmental Science & Technology*, 48, pp. 5972-5981, (2014).
- [45] Taboada-Santos, A., Rivadulla, E., Paredes, L., Carballa, M., Romalde, J., Lema, J. M., "Comprehensive comparison of chemically enhanced primary treatment and high-rate activated sludge in novel wastewater treatment plant configurations", *Water Research*, 169, pp. 258-268, (2020).
- [46] Guellil, A., Thomas, F., Block, J. C., Bersillon, J. L., Ginestet, P., "Transfer of organic matter between wastewater and activated sludge flocs", *Water Research*, 35, pp. 143-150, (2001).
- [47] Modin, O., Persson, F., Wilén, B. M., Hermansson, M., "Nonoxidative removal of organics in the activated sludge process, Critical reviews", *Environmental Science and Technology*, 46, pp. 635-672, (2016).
- [48] Kinyua, M. N., Miller, M. W., Wett, B., Murthy, S., Chandran, K., & Bott, C. B., "Polyhydroxyalkanoates, triacylglycerides and glycogen in a high rate activated sludge A-stage system", *Chemical Engineering Journal*, 316, pp. 350-360, (2017).
- [49] Rosso, D., & Stenstrom, M. K., "Comparative economic analysis of the impacts of mean cell retention time and denitrification on aeration systems", *Water Research*, 39, pp. 3773-3780, (2005).
- [50] Leong, K. Y., Pooi, C. K., Yeap, T. S., Ng, H. Y., "Influence of bio(de)flocculation on activated sludge processes in membrane bioreactors", *Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*, Elsevier, pp. 375-396, (2020).
- [51] Suresh, A., Grygolowicz-Pawlak, E., Pathak, S., Poh, L. S., bin Abdul Majid, M., Dominiak, D., Ng, W. J., "Understanding and optimization of the flocculation process in biological wastewater treatment processes: A review", *Chemosphere* 210, pp. 401-416, (2018).
- [52] Kinyua, M. N., Elliott, M., Wett, B., Murthy, S., Chandran, K., Bott, C. B., "The role of extracellular

- polymeric substances on carbon capture in a high rate activated sludge A-stage system", *Chemical Engineering*, 322, pp. 28–34, (2017).
- [53] Arabi, S., Nakhla, G., "Impact of magnesium on membrane fouling in membrane bioreactors", *Separation and Purification Technology*, 67, pp. 319-325, (2009).
- [54] Li, Y., Chen, W., Liu, Q., Xiang, W., Zheng, X. C., Qu, J. X., "Effect on composition and quantity of extracellular polymeric substances in an innovative hybrid membrane bioreactor under different sludge retention times", *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 31, pp. 103-111. (2019).
- [55] Xu, J., Yu, H. Q., Li, X. Y., "Probing the contribution of extracellular polymeric substance fractions to activated-sludge bioflocculation using particle image velocimetry in combination with extended DLVO analysis", *Chemical Engineering Journal*, 303, pp. 627-635, (2016).
- [56] Hong, P. N., Taing, C., Phan, P. T., Honda, R., "Polarity-molecular weight profile of extracellular polymeric substances in a membrane bioreactor: Comparison between bulk sludge and cake layers", *Journal of Water and Environment Technology*, 16, pp. 40-53, (2018).
- [57] Ouyang, K., Junxin, L. I. U., "Effect of sludge retention time on sludge characteristics and membrane fouling of membrane bioreactor", *Journal of Environmental Sciences*, 21, pp. 1329-1335, (2009).
- [58] Silva, A. F., Antunes, S., Freitas, F., Carvalho, G., Reis, M. A., Barreto Crespo, M. T., "Impact of sludge retention time on MBR fouling: role of extracellular polymeric substances determined through membrane autopsy", *Biofouling*, 33, pp. 556-566, (2017).
- [59] Bolzonella, D., Pavan, P., Battistoni, P., Cecchi, F., "Mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: influence of the solid retention time in the wastewater treatment process", *Process Biochemical*, 40, pp. 1453–1460, (2004).
- [60] Sesay, M. L., Özcengiz, G., Sanin, F. D., "Enzymatic extraction of activated sludge extracellular polymers and implications on bioflocculation", *Water Research*, 40, pp. 1532-1599, (2006).
- [61] Clara, M., Kreuzinger, N., Strenn, B., Gans, O., Kroiss, H., "The solids retention time—a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants", *Water Research*, 39, pp. 97-106, (2005).
- [62] Faust, L., Temmink, H., Zwijnenburg, A., Kemperman, A. J., Rijnaarts, H. H. M., "Effect of dissolved oxygen concentration on the bioflocculation process in high loaded MBRs", *Water Research*, 66, pp. 199-207, (2014).
- [63] Guven, H., Ersahin, M. E., Dereli, R. K., Ozgun, H., Sancar, D., Ozturk, I., "Effect of hydraulic retention time on the performance of high-rate activated sludge system: a pilot-scale study", *Water, Air & Soil Pollution*, 228, pp. 417-427, (2017).
- [64] Seuntjens, D., Bundervoet, B. L., Mollen, H., De Mulder, C., Wypkema, E., Verliefde, A., Vlaeminck, S. E., "Energy efficient treatment of A-stage effluent: pilot-scale experiences with shortcut nitrogen removal", *Water Science and Technology*, 73, pp. 2150–2158, (2016).
- [65] Rahman, A., De Clippeleir, H., Winckel, T. V., Le, T., Riffat, R., Wett, B., Murthy, S., "Does optimization of carbon redirection always imply energy recovery?", *Conference: Proceedings of WEFTEC*, Chicago, USA, pp. 4432-4443, (2015).
- [66] Miller, M. W., De Armond, J., Elliott, M., Kinyua, M., Kinnear, D., "Settling and dewatering characteristics of an A-stage activated sludge process proceeded by shortcut biological nitrogen removal", *International Journal Water and Wastewater Treatment*, 2, pp. 1-8, (2016).
- [67] Guven, H., Ozgun, H., Ersahin, M. E., Dereli, R. K., Sinop, I., Ozturk, I., "High-rate activated sludge processes for municipal wastewater treatment: the effect of food waste addition and hydraulic limits of the system". *Environmental Science and Pollution Research*, 26, pp. 1770-1780, (2019).
- [68] Rahman, A., Meerburg, F. A., Ravadagundhi, S., Wett, B., Jimenez, J., Bott, C., De Clippeleir, H., "Bioflocculation management through high-rate contact-stabilization: A promising technology to recover organic carbon from low-strength wastewater", *Water Research*; 104, pp. 485–496, (2016).
- [69] Leal, L. H., Temmink, H., Zeeman, G., Buisman, C. J. N., "Bioflocculation of grey water for improved energy recovery within decentralized sanitation concepts", *Bioresource Technology*, 101, pp. 9065-9070, (2010).
- [70] Başaran, S. T., Aysel, M., Kurt, H., Ergal, I., Kumru, M., Akarsubaşı, A., Orhon, D., "Removal of readily biodegradable substrate in superfast membrane bioreactor", *Journal of Membrane Science*, 423, pp. 477-486, (2012).
- [71] Dai, W., Xu, X., Yang, F., "High-rate contact stabilization process-coupled membrane bioreactor for maximal recovery of organics from municipal wastewater", *Water*, 10, pp. 878-890, (2018).
- [72] Miller, M. W., Elliott, M., Jimenez, J., Murthy, S., Wett, B., & Bott, C. B., "Adsorption-style high-rate activated sludge for carbon management and diversion", *Water Environment Federation*, 2015, pp. 3723–3728. (2015).

- [73] Meerburg, F. A., Vlaeminck, S. E., Roume, H., Seuntjens, D., Pieper, D. H., Jauregui, R., Boon, N., "High-rate activated sludge communities have a distinctly different structure compared to low-rate sludge communities, and are less sensitive towards environmental and operational variables", *Water Research*, 100, pp. 137–145, (2016).
- [74] Belli, T. J., Bernardelli, J. K. B., da Costa, R. E., Bassin, J. P., Amaral, M. C. S., Lapolli, F. R., "Effect of solids retention time on nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater in a sequencing batch membrane bioreactor", *Environmental Technology*, 38, pp. 806-815, (2017).
- [75] Hamideh, H., Ehteshami, M., Mirbagheri, S. A., Rasouli, S. A., Zendejboudi, S., "Current status and future prospects of membrane bioreactors (MBRs) and fouling phenomena: a systematic review", *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 97, pp. 32-58, (2019).
- [76] Guven, H., Ersahin, M. E., Dereli, R. K., Ozgun, H., Isik, I., Ozturk, I., "Energy recovery potential of anaerobic digestion of excess sludge from high-rate activated sludge systems co-treating municipal wastewater and food waste" *Energy*, 172, pp. 1027-1036, (2019).
- [77] Cao, S., Lu, D., Phua, K., Yan, W., Le, C., Tao, G., Zhou, Y., "Organics transformation and energy production potential in a high rate A-stage system: A demo-scale study", *Bioresource Technology*, 295, pp. 122-128, (2020).