

## تصفیه زیستی پساب‌ها با استفاده از فرایند هوازی ترموفیل

ابوالفضل حاجی پور<sup>۱</sup>، محسن نصرتی<sup>۲\*</sup>، اسماعیل فاتحی<sup>۱</sup>

۱- دانشگاه صنعتی سهند، دانشکده مهندسی شیمی، مرکز تحقیقات مهندسی محیط زیست

۲- دانشگاه تربیت مدرس، دانشکده فنی، بخش مهندسی شیمی، گروه بیوتکنولوژی

پست الکترونیکی: [mnosrati20@modares.ac.ir](mailto:mnosrati20@modares.ac.ir)

### چکیده

در این مقاله تصفیه پساب‌ها به صورت ترموفیل مورد بررسی قرار گرفته است. بیشتر فرآیندهای ترموفیل در مقیاس آزمایشگاهی و پایلوت مورد مطالعه قرار گرفته‌اند و در مقیاس‌های بزرگ این فرآیندها نادر هستند. مزایای این روش شامل سرعت‌های تجزیه بیولوژیکی سریع، تولید کم لجن، قابلیت تحمل سرعت‌های بار آلودگی بالا و غیر فعال کردن ارگانیزم‌های بیماری‌زا می‌باشد. سرعت‌های مصرف سوستر در سیستم‌های ترموفیل در مطالعاتی که انجام شده حدود سه تا ده برابر سرعت‌های آن تحت شرایط مزوفیل می‌باشد. مقادیر تولید لجنی که گزارش شده است نیز حدود  $0.3 \text{ kg SS/kg COD}_{\text{removed}}$  می‌باشد که کمتر از تولید آن در شرایط مزوفیل می‌باشد. همچنین قدرت تحمل سرعت‌های بار آنها حدود  $180 - 300 \text{ kg COD/m}^3 \cdot \text{d}$  گزارش شده است. فرآیندهای ترموفیل به دلیل سرعت‌های تجزیه بیولوژیکی بالا و تولید کم لجن برای تصفیه پساب‌های بسیار غلیظ مناسب می‌باشند. اما باکتری‌های ترموفیل، با وجود داشتن مزایایی که گفته شد، همانطوری که محققان گزارش کرده‌اند در تشکیل فلوک (لخته)، مانند خاصیت آبگریزی آنها، دچار ضعف می‌باشند. بنابراین هنوز تحقیقات بیشتری در مورد فرآیندهای ترموفیل و مشخص کردن شرایط بهینه آنها نیاز است و همچنین تعیین بهترین روش برای اصلاح سیستم مصرف اکسیژن این فرآیند ضروری می‌باشد.

کلمات کلیدی: تصفیه زیستی، هوازی، ترموفیل، پساب‌های بسیار غلیظ

### ۱- مقدمه

در اثر تجزیه بیولوژیکی مواد آلی بوجود می‌آید سبب بالا رفتن دمای رآکتور تا محدوده ترموفیل می‌شود [۱ و ۲]. قبل از بررسی دقیق این فرآیندها باید محدوده دمایی ترموفیل مشخص شود. برآک در سال ۱۹۸۶، ترموفیل‌ها را میکروارگانیزم‌هایی معرفی کرد که قادرند در دماهای ۶۰-۵۵ درجه سانتیگراد، رشد کنند و تکثیر شوند. این تعریف بیشتر به وسیله میکروبیولوژیست‌ها مورد استفاده قرار می‌گرفت، اما از

سیستم‌های تصفیه هوازی ترموفیل فرآیندی جدید برای تصفیه پساب‌ها به خصوص پساب‌های غلیظ می‌باشد. تحقیقات اولیه در مورد این روش به اوایل سال‌های ۱۹۵۰ برمی‌گردد و امروزه نیز تعداد کمی از این فرآیندها در مقیاس بزرگ وجود دارند. بسیاری از فرآیندهای ترموفیل به صورت تصادفی بوجود آمده‌اند، بدین صورت که گرمایی که

موضوع به این معنی نیست که این فرآیندها را نمی‌توان برای اهداف دیگر بکار برد. در جدول (۱) پساب‌های مختلف که به صورت ترموفیل تصفیه شده‌اند آورده شده است.

از معایب این روش می‌توان به کاهش تنوع میکروبی، که می‌تواند اثر منفی روی فرآیند بگذارند و لخته شدن ضعیف باکتریایی اشاره کرد. بعلاوه مشخصه تولید کم لجن در فرآیندهای ترموفیل منجر به نیاز بیشتر فرایند به اکسیژن، نسبت به فرایندهای مزوفیل می‌شود. یعنی سوبسترای بیشتری به کربن دی‌اکسید و آب به جای تولید سلول تبدیل می‌شود که سبب افزایش مصرف اکسیژن می‌شود. نیاز اکسیژن این فرآیند حدود ۱۴ درصد بالاتر از فرآیندهای معمول تصفیه می‌باشد [۲۶]. فرآیندهای تصفیه هوازی ترموفیل اغلب به دلیل رشد پراکنده میکروارگانیزم‌ها، دارای مشخصه ته نشینی باکتریایی ضعیفی هستند و در نتیجه جداسازی بیومس از خروجی مشکل می‌شود و می‌تواند سبب کاهش راندمان کلی تصفیه شود. بیشتر محققان، سرعت‌های بالاتر تجزیه بیولوژیکی همراه با تولید کمتر لجن را گزارش کرده‌اند [۱]. همانطور که جدول (۲) نشان می‌دهد، بیشترین سرعت ویژه مصرف سوبسترا ( $q_m$ ) که در گزارش‌ها آمده حدود ۳ تا ۱۰ برابر بزرگتر از سیستم‌های مزوفیل می‌باشد. ثابت بقاء ( $k_d$ ) نیز حدود ۱۰ برابر بیشتر می‌باشد.

دیدگاه علم تصفیه، به فرآیندهایی که در دماهای بالاتر از  $45^{\circ}\text{C}$  عمل می‌کنند، ترموفیل می‌گویند [۲]. این تعریف فرآیندهای ترموفیل را از دیگر فرآیندها مثل هضم بی‌هوازی که در دمای  $35-40^{\circ}\text{C}$  عمل می‌کنند، متمایز می‌نماید. مقایسه دو فرآیند مزوفیل و ترموفیل نشان داده است که فرآیندهای ترموفیل نیز برای حذف COD از پساب‌ها مناسب می‌باشد [۱۰-۳]. تصفیه هوازی ترموفیل نسبت به دیگر فرآیندهای ترموفیل مثل کمپوست کردن و هضم بی‌هوازی لجن مزیت‌های فراوانی دارد که از جمله مهمترین این مزیتها می‌توان به سرعت‌های تجزیه زیستی بالاتر، تولید کم لجن به دلیل افزایش انرژی لازم برای بقای سلولی و غیر فعال کردن سریع میکروارگانیزم‌های بیماری‌زا و قابلیت تحمل بارهای آلی بالاتر اشاره کرد.

سرعت‌های تجزیه بالاتر سبب کاهش زمان ماند لازم برای تصفیه شده و در نتیجه سبب کاهش اندازه تجهیزات (مانند مخزن هوادهی) و هزینه‌ها می‌شود. بعلاوه، سرعت‌های تجزیه زیستی بالاتر می‌تواند سبب بهبود پایداری فرآیند در برابر شوک‌های حاصل از افزایش بار آلودگی شود. همچنین با توجه به این قابلیت می‌توان از این فرایند برای تصفیه پساب‌های بسیار غلیظ استفاده کرد. ضمناً توانایی غیر فعال کردن میکروارگانیزم‌های بیماری‌زا در طی بسیاری از فرآیندهای تصفیه می‌تواند به عنوان هدف اصلی مورد توجه قرار بگیرد. این

جدول ۱- انواع مختلف پساب‌ها که به روش هوازی ترموفیل تصفیه شده‌اند

مرجع	COD ورودی (mg/l)	نوع پساب
[۳]، [۱۱]، [۱۲]، [۱۳]	۱۵۰-۲۳۰۰	صنایع کاغذسازی
[۱۴]، [۱۵]، [۱۶]	۳۰۰-۳۰۰۰	فاضلاب شهری
[۱۷]، [۱۸]، [۱۹]	۲۰۰۰-۴۶۰۰۰	صنایع تولید کود حیوانی
[۴]، [۲۰]، [۲۱]	۳۰۰۰	کشتارگاه
[۲۲]	۶۵۰۰	کارخانه دلسترسازی
[۲۳]	۱۰۰۰۰-۲۰۰۰۰	تخمیر
[۲۴]، [۷]	۳۰۰۰۰	شیرآبه‌های لندفیل
[۲۵]	۱۰۰۰	شیر خشک
[۲۶]، [۲۷]	۲۰۰۰-۵۵۰۰	کارخانه شکرسازی
[۱۸]	۱۰۰۰۰-۲۶۲۰۰	ملاس

جدول ۲- مقایسه ثوابت بیوسینتیکی در دماهای مزوفیل و ترموفیل

مرجع	$K_d$ (day <sup>-1</sup> )	$Y_T$ (mgTSS / mgCOD)	$q_m$ (day <sup>-1</sup> )	$\mu_m$ (day <sup>-1</sup> )	دما °C	پساب
[۲۸]	۰/۰۸	۰/۳	۲	۰/۶	۳۳	فاضلاب صنعتی
[۲۹]	۰/۰۶	۰/۶	۵	۳	۲۰	فاضلاب شهری
[۳۰]	۰/۰۳	۰/۳۱	۱/۹۵	۰/۶	۲۵	فاضلاب صنعتی
[۲۶]	۰/۴۸	۰/۳۴	۱۵/۴	۵/۲	۵۸	گلوکز
[۱۳]	۰/۵۲	۰/۶	۵/۶	۳/۴	۵۳	فاضلاب صنعتی
[۴]	۰/۵۲	۰/۳۵	۱۶/۵	۵/۸	۴۵	فاضلاب صنعتی
[۲۰]	۰/۳۲	۰/۳	۱۹/۸	۶	۵۲	فاضلاب صنعتی
[۲۰]	۰/۷۸	۰/۳۲	۳۱/۱	۱۰/۱	۵۸	فاضلاب صنعتی

## ۲- بیولوژی راکتورهای هوازی ترموفیل

### ۲-۱- میکروبیولوژی فرآیندهای ترموفیل

همانطور که گفته شد به میکروارگانیسم‌هایی که در دماهای بالاتر از ۴۵°C فعالیت می‌کنند، ترموفیل می‌گویند [۲]. دلیل اینکه میکروارگانیسم‌های ترموفیل می‌توانند در دماهای بالا رشد کنند مربوط به نسبت بالای چربی‌های اشباع شده در غشاء سلولی آنها می‌باشد. در مقایسه با مزوفیل‌ها، وجود زنجیره‌های هیدروکربنی طویل‌تر در سلول‌های ترموفیل قابلیت پایداری حرارتی غشاء سلولی را افزایش می‌دهد [۳۱]. همچنین مشخص شده است که ترموفیل‌ها دارای نسبت‌های بالای گوآنین و سیتوزین در DNA خود هستند که این امر سبب افزایش نقطه ذوب مولکول DNA می‌شود [۲ و ۳۲]. سرعت رشد میکروبی نیز با افزایش دما، افزایش پیدا می‌کند. ضمناً در آن واحد، سرعت تجزیه باکتریایی و همچنین انرژی مورد نیاز برای بقا سلولی نیز افزایش می‌یابد که این امر منجر به کمتر شدن تولید خالص لجن در شرایط ترموفیل می‌شود [۲ و ۳۳]. درباره پراکندگی و تنوع میکروبی در راکتورهای هوازی ترموفیل اطلاعات کمی وجود دارد. با مطالعه و تحقیقاتی که محققان روی محیط‌های ترموفیل انجام دادند؛ تنها ارگانیسم‌های باسیلوس، شبه باسیلوس و ترموس را توانستند جدا کنند [۲۷ و ۲۸]. بیولوژی راکتورهای تصفیه هوازی ترموفیل با فرآیندهای

لجن فعال رایج، بسیار متفاوت است. چون در راکتورهای هوازی ترموفیل باکتری‌های نیترات‌ساز، ارگانیسم‌های لخته‌ساز یا پروتوزوآها و گونه‌های دیگر وجود ندارند. به دلیل اینکه هدف فرآیندهای تصفیه هوازی ترموفیل کاهش میزان ترکیبات آلی در پساب است، مهمترین میکروارگانیسم‌هایی که در این فرآیندها وجود دارند هتروتروف‌های هوازی هستند [۱]. ترموفیل باسیلوس یک گروه از هتروتروف‌ها است که بیشتر از محیط‌های گرم مثل چشمه‌های آب داغ یا از مناطق عمیق دریا بدست می‌آید. البته این گونه‌ها را از محیط‌های معمولی و غیرگرم مثل خاک‌ها، کمپوست‌ها و یا آب‌های سطحی نیز می‌توان جدا کرد [۱، ۲ و ۳۴]. توزیع و پراکندگی باکتری ترموس در محیط، بسیار کمتر از باکتری باسیلوس می‌باشد. این باکتری‌ها بیشتر و منحصرأ از چشمه‌های آب گرم و مناطق عمیق دریا به دست می‌آیند.

ارگانیسم‌های ترموس به غلظت‌های متوسط و بالای سوبسترا حساس می‌باشند و بنابراین احتمال اینکه ارگانیسم مهمی در طی فرآیندهای تصفیه (به خصوص پساب‌های غلیظ) باشند، وجود ندارد. در مورد نیازهای رشد باکتری‌های ترموفیل با آنالیزهایی که روی محیط‌های کشت خالص انجام گرفته، مشخص شد که باکتری‌های ترموفیل روی این محیط‌ها به خوبی رشد نمی‌کنند و نیاز به افزودن مکمل دارند [۱]. بنابراین با آزمایش‌هایی که روی محیط‌های کشت مخلوط انجام شد

عمل فرایندهای ترموفیل از خواص تهنشینی ضعیف لجن رنج می‌برند، که دلیل این امر نیز ظاهراً مربوط به تشکیل ضعیف فلوک‌ها و لخته‌ها تحت شرایط ترموفیل می‌باشد [۲ و ۳۶]. فلوک توده‌ای میکروبی است که برای تهنشین شدن در محلول باید به قدر کافی بزرگ و چگال باشد. از به هم پیوستن فلوک‌ها، لخته‌ها بوجود می‌آیند. جدا از باکتری‌ها لخته‌ها شامل مواد پلیمری خارج سلولی (EPS) و مواد آلی و غیر آلی مختلفی می‌باشند. آب مهمترین و بیشترین ماده موجود در ترکیبات میکروبی است و به دنبال آن پلیمرهای خارج سلولی و بیومس مهم می‌باشند. پلیمرهای خارج سلولی (EPS) از متابولیسم میکروارگانیزم‌ها و یا از تجزیه و لیز شدن آنها بدست می‌آیند. نقش اصلی پلیمرهای خارج سلولی کاملاً مشخص نشده است؛ اما اینگونه به نظر می‌رسد که آنها می‌توانند آذین‌های خارج سلولی را در نزدیکی سطوح سلولی حفظ کنند. پلیمرهای خارج سلولی می‌توانند سبب چسبیده شدن مواد آلی و غیر آلی و یون‌ها، به ویژه  $Ca^{+2}$  و حتی باکتری‌ها به سطوح فلوک‌ها شوند [۳۷]. تشکیل فلوک یک پدیده پیچیده است که توسط افراد مختلف بررسی شده است. دلیل اینکه باکتری‌های ترموفیل موفق به تولید لخته نمی‌شوند هنوز به طور قطعی مشخص نشده است ولی دلایلی که برای این عمل می‌توان حدس زد عبارتند از:

- ۱- وجود نداشتن گونه‌های لخته‌ساز،
  - ۲- نرسیدن به شرایط فیزیولوژیکی مناسب که سبب تشکیل لخته شود،
  - ۳- شرایط فیزیوشیمیایی محیط ترموفیل که ممکن است سبب از بین رفتن اجتماع میکروبی شود،
  - ۴- تشکیل ذرات پراکنده که در دماهای بالاتر حساسیت بیشتری نسبت به نیروهای برشی دارند و این امر منجر به سایش فلوک‌ها تحت شرایط دمایی بالاتر می‌شود،
  - ۵- ماهیت متخلخل و اندازه بسیار کوچک فلوک‌های ترموفیل،
  - ۶- کاهش در خاصیت آبگریزی سلول‌ها با افزایش دما،
  - ۷- کاهش در تولید پلیمرهای خارج سلولی با افزایش دما.
- تعدادی از محققان نیز لخته‌سازی در فرآیندهای ترموفیل را متوسط تا عالی گزارش کرده‌اند اگر چه فاکتورهای داده شده و مؤثر آنها مشخص نیست [۳ و ۲۷].
- بر مبنای تحقیقات انجام شده، فرآیند تشکیل توده‌های میکروبی می‌تواند به چهار مرحله تقسیم شود: (۱) حرکت فیزیکی اولیه برای

مشخص شد که این باکتری‌ها روی محیط‌های مخلوط بهتر رشد می‌کنند. وگلار نشان داد که پساب‌های مختلف نیز می‌توانند به عنوان یک محیط کشت مخلوط بدون افزودن هیچ مکملی برای رشد ترموفیل‌ها مناسب باشند [۱۰]. در جدول (۳) تعدادی از آلاینده‌ها که با استفاده از گونه‌های ترموفیل تبدیل و تجزیه شده اند آورده شده است.

### جدول ۳- تعدادی از آلاینده‌ها که بوسیله باکتری‌های ترموفیل

تجزیه شده‌اند [۱۰]

ارگانیزم	نوع آلاینده
باسیلوس <i>Bacillus spp.</i>	قندهای ساده
	نشاسته
	متانول
	الکل‌ها
	اسیدهای چرب زنجیر کوتاه
	n-الکان‌ها
ترموس <i>Thermus spp.</i>	ترکیبات آروماتیک
	آروماتیک‌های هالوژن دار شده
	قندهای ساده
	اسیدهای چرب زنجیر کوتاه
	ترکیبات آروماتیک

همچنین مطالعات نشان داده است که بین تجمعات میکروبی در شرایط ترموفیل با شرایط مزوفیل تفاوت وجود دارد. لاپارا با مقایسه‌ای که بین اجتماع میکروبی مزوفیل و ترموفیل انجام داد به این نتیجه رسید که با افزایش دما تنوع میکروبی کاهش پیدا می‌کند. اگر چه تنها افزایش دما باعث کاهش تنوع میکروبی نمی‌شود. فاکتورهای دیگری مثل سوبسترای در دسترس، زمان ماند هیدرولیکی و اکسیژن محلول نیز می‌توانند روی ساختار جمعیت میکروبی تأثیرگذار باشند [۲].

### ۲-۲- قابلیت تهنشینی لجن

در تصفیه‌های پساب‌ها به صورت رشد معلق، راندمان و کیفیت خروجی شدیداً به قابلیت تهنشینی لجن بستگی دارد. در حالت تئوری، تهنشینی ذرات کوچک (مثل باکتری‌های آزاد) باید تحت شرایط دمایی بالاتر، به علت کاهش گرانشی آب، افزایش یابد [۳۵]. اما در

شود [۲ و ۴۱]. کلسیم به شکل  $Ca^{+2}$  با  $HCO_3^-$  واکنش داده و تولید  $CaCO_3$  می‌کند که این امر سبب افزایش وزن لجن شده و بنابراین باعث بهبود خواص ته‌نشینی لجن می‌شود. هر چند، این کار ممکن است سبب تغییر مقیاس لجن شود [۲ و ۱۰]. به غیر از دمای بالا، نسبت کاتیون یک ظرفیتی به دو ظرفیتی (M/D) نیز می‌تواند دلیلی برای زوال در ساختار فلوک‌ها و خواص ته‌نشینی ضعیف لجن باشد، که تنظیم pH با استفاده از NaOH نسبت M/D را افزایش می‌دهد [۲ و ۴۲]. یون‌های یک ظرفیتی مانند سدیم، استحکام و قدرت اتصال پلیمرهای خارج سلولی به ساختار فلوک را کاهش می‌دهند که در نتیجه سبب آزاد شدن ذرات کلوئیدی به محلول می‌شود [۴۲]. پلیمرهای خارج سلولی در ساختار فلوک‌ها فاکتور بسیار مهمی بشمار می‌روند. وگلار نشان داد که میزان تولید پلیمرهای خارج سلولی به دما وابسته است و با کاهش میزان تولید آنها، تشکیل فلوک‌ها دچار بازدارندگی می‌شود. از دیگر دلایل محتمل که برای تشکیل ضعیف فلوک‌ها عنوان می‌شود می‌توان به نبود باکتری‌های رشته‌ای، بر هم‌کنش‌های بین ذره‌ای در فلوک‌ها، غلظت اکسیژن محلول و تنش اشاره کرد [۴۷ تا ۴۳].

ایجاد برخورد و تماس بین باکتری‌ها؛ ۲) نیروهای جاذبه اولیه برای حفظ تماس بین باکتری‌ها؛ ۳) نیروهای میکروبی برای تکمیل کردن تجمع باکتری‌ها؛ ۴) تشکیل شکل و ساختار سه بعدی پایا بدلیل وجود نیروهای برشی. تمام این مراحل تا اندازه‌ای به وسیله دما تحت تأثیر قرار می‌گیرند. برای مثال، در مرحله اول؛ نفوذ تحت تأثیر دماهای بالاتر افزایش پیدا کرده که این امر هم حرکت فیزیکی باکتری‌ها را تغییر می‌دهد و در مرحله دوم؛ دما روی کشش سطحی تأثیرگذار است و کشش سطحی نیز روی نیروهای جاذبه تأثیر می‌گذارد. بسیاری از فرآیندهای تصفیه ترموفیل که در آزمایشگاه‌ها انجام شده‌اند از خواص ته‌نشینی ضعیف لجن رنج می‌برند [۲]. اگر چه عده‌ای نیز خواص بهتر ته‌نشینی را گزارش کرده‌اند [۱۰]. در جدول (۴) تعدادی از این تحقیقات آورده شده است. به عنوان مثال در آزمایشی که وگلار انجام داد، خاصیت ته‌نشینی لجن عالی گزارش شده است که ظاهراً این امر مربوط به وجود مقادیر بالای کلسیم ( $400 \text{ mg/l}$ ) در پساب بوده است. یون  $Ca^{+2}$  با پلیمرهای خارج سلولی که داخل فلوک‌ها هستند تشکیل پل کاتیونی می‌دهد که می‌تواند به عنوان عامل مهمی در بهبود خواص ته‌نشینی لجن تلقی

جدول ۴- قابلیت ته‌نشینی لجن (SVI) در فرآیندهای تصفیه هوازای ترموفیل و مزوفیل

مرجع	اندیس حجمی لجن (SVI) mg/l	دما T °C	فرآیند
[۹]	$140 \pm 70$	۳۵	فرآیند لجن فعال (ASP)
	$50 \pm 10$	۴۵	
	$90 \pm 60$	۵۵	
	$100 \pm 50$	۶۰	
[۳۸]	$220 \pm 160$	۳۵	فرآیند لجن فعال (ASP)
	$280 \pm 240$	۵۵	
[۱۰]	$21 \pm 8$	۳۰	فرآیند لجن فعال (ASP)
	$12 \pm 8$	۵۵	
[۳۹]	۱۱۰	۱۵	راکتورهای ناپیوسته متوالی (SBR)
	۱۳۰	۲۰	
	۲۰۰	۲۵	
	۳۲۰	۳۰	
	۵۴۰	۳۵	
[۴۰]	۱۳۹	۳۰	راکتورهای ناپیوسته متوالی (SBR)
	۳۴۰ - ۳۹۵	۴۵	
[۴۰]	۴۵	۳۰	راکتورهای ناپیوسته متوالی (SBR) با $Mg^{+2}$
	۹۷	۴۵	

## ۳- سیستم‌های لجن فعال هوازی ترموفیل

## ۳-۱- تأثیر دما روی تصفیه پساب

تغییرات دما می‌تواند روی بر هم‌کنش‌های زیستی، واکنش‌های شیمیایی و محیط فیزیکی در فرآیند تصفیه تأثیرگذار باشد. در هنگام تبدیل یک سیستم مزوفیل به ترموفیل یا طراحی یک سیستم ترموفیل چندین عامل باید در نظر گرفته شوند: (۱) کاهش در تنوع میکروبی که ممکن است فرآیند را نسبت به تغییرات ناگهانی در شرایط عملیاتی، آسیب‌پذیر کند و در نتیجه سبب حذف کمتر آلودگی‌ها شود [۴۸ و ۲]، (۲) افزایش در سرعت رشد میکروبی که به دلیل افزایش دما می‌باشد، می‌تواند سبب افزایش پایداری فرآیند شود، (۳) کاهش کشش سطحی که ممکن است سبب کف‌زایی شود که این امر نیز می‌تواند باعث افزایش هزینه‌ها و همچنین ناپایداری فرآیند شود [۱ و ۲ و ۱۰]، (۴) گرانی کمتر و ضریب نفوذ بالاتر در دماهای بالا، می‌تواند سبب بهبود انتقال گاز و اختلاط شود مهمترین تأثیری که دما می‌تواند در سیستم‌های ترموفیل بگذارد کاهش حلالیت اکسیژن در مایع و در نتیجه کاهش سرعت انتقال اکسیژن است. سرعت انتقال گاز (در اینجا اکسیژن) در مایع از معادله (۱) بدست می‌آید:

$$\frac{dC}{dt} = OTR = K_L \cdot a(C_s - C) \quad (1)$$

OTR: سرعت انتقال اکسیژن

$K_L \cdot a$ : ضریب کلی نفوذ گاز در مایع

$C_s$ : غلظت اشباع اکسیژن

C: غلظت اکسیژن در محلول

همانطور که می‌دانیم با افزایش دما حلالیت گاز در مایع کاهش می‌یابد، لذا در سیستم‌های ترموفیل غلظت اشباع اکسیژن کمتر از

حالت مزوفیل خواهد بود که با توجه به معادله (۱) سبب کاهش سرعت انتقال اکسیژن می‌شود، اما سرعت انتقال اکسیژن به مقادیر  $K_L \cdot a$  نیز بستگی دارد که آن هم به دما وابسته است و مقادیر آن با افزایش دما، افزایش پیدا می‌کند. با آزمایش‌هایی که وگلار انجام داد، ثابت کرد که افزایش مقادیر  $K_L \cdot a$  با دما می‌تواند کاهش حلالیت اکسیژن با دما را به طور کامل جبران نماید و در نتیجه سرعت انتقال اکسیژن در دماهای بالا تغییر محسوسی نخواهد کرد [۱۰]. شوروکو نشان داد که تصفیه هوازی ترموفیل تحت شرایط یکسان با تصفیه مزوفیل، حدود ۱۴ درصد اکسیژن بیشتری نیاز دارد. تولید کمتر لجن تحت شرایط ترموفیل سبب افزایش تولید کربن دی‌اکسید و آب شده که ممکن است مصرف اکسیژن را تحت شرایط ترموفیل افزایش دهند [۴۹]. از دیدگاه فیزیکی، تصفیه پساب تحت شرایط ترموفیل باید سبب بهبود جداسازی جامدات در واحدهای ته‌نشینی شود که دلیل این امر افزایش سرعت ته‌نشینی ذرات به دلیل کاهش گرانی مایع می‌باشد [۳۵]. اما در عمل، جداسازی جامدات از مایع مشکل‌ترین قسمت در تصفیه ترموفیل می‌باشد [۳۶ و ۲-۱]. همچنین برای پساب‌هایی که شامل مقادیر بالایی از جامدات معلق هستند، افزایش حلالیت و هیدرولیز ذرات جامد به دلیل دماهای بالاتر باید سبب بهتر شدن کیفیت خروجی یا حذف بالاتری از COD تحت شرایط ترموفیل شود [۲ و ۳۵].

تصفیه زیستی پساب‌ها در دمای بالا مزایای مختلفی دارد که تعدادی از آنها به اثبات رسیده‌اند و در مورد بقیه موارد، تحقیقات ادامه دارد. جدول (۵) چند نمونه از مهمترین مزایای فرآیندهای تصفیه ترموفیل را نشان می‌دهد. اما این موضوع که حذف COD تحت شرایط ترموفیل بالاتر از حذف آن تحت شرایط مزوفیل است هنوز بحث برانگیز است و نتایج متفاوتی وجود دارد.

جدول ۵- مزایای افزایش دما در تصفیه بیولوژیکی هوازی پساب‌ها

ویژگی	پدیده	مزیت مخصوص برای تصفیه پساب	مرجع
افزایش سرعت تجزیه مواد آلی	افزایش سرعت رشد میکروبی و سرعت نفوذ مواد آلی	تصفیه می‌تواند در زمان‌های ماند هیدرولیکی کمتر و در بارهای آلی بالاتر کار کند	[۳۶]، [۵۰]، [۵۱]، [۵۲]
حذف بالاتری از ترکیبات خاص	افزایش سرعت واکنش‌های شیمیایی، به ویژه آنزیم‌های وابسته به دما	واحدهای تصفیه ترموفیل می‌توانند خروجی با کیفیت بهتری را تولید کنند	[۹]، [۵۳]، [۵۴]
تولید کمتر لجن	سرعت تجزیه بالاتر و نیاز به انرژی بالاتر برای بقاء	هزینه‌های جابجایی لجن اضافی کاهش می‌یابد	[۲۱]، [۳۶]، [۵۳]

نشان می‌دهد. بعد از حدود سه ساعت تجزیه، حذف COD در  $55^{\circ}\text{C}$  از حذف آن در  $25^{\circ}\text{C}$  در طول دوره هوادهی شش ساعته بیشتر می‌شود. بنابراین راه‌اندازی فرآیند ترموفیل با استفاده از لجن مزوفیل می‌تواند به سرعت انجام شود.

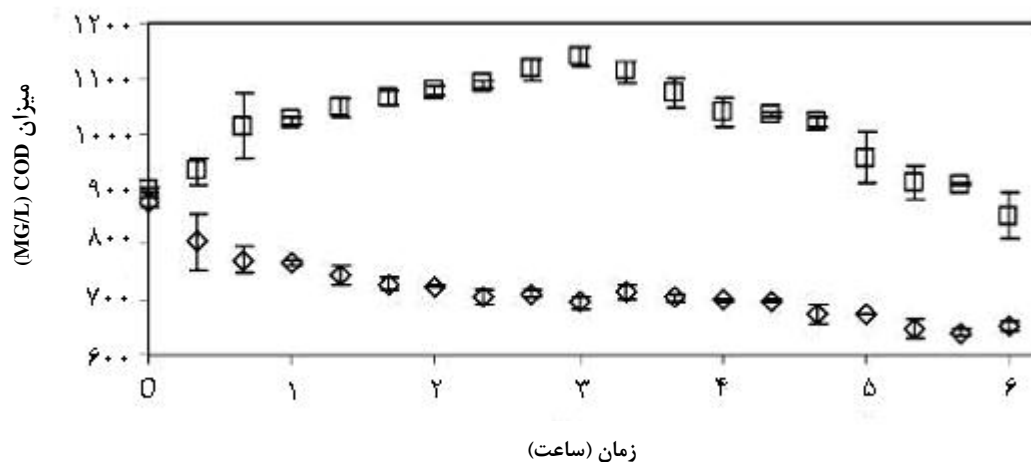
### ۳-۳- عملکرد تصفیه پساب‌ها به طریق هوازی ترموفیل

#### ۳-۳-۱- سرعت‌های بارگذاری

منظور از عملکرد تصفیه در اینجا راندمان فرآیند در حذف COD و کیفیت پساب تصفیه شده می‌باشد. حذف COD تحت شرایط ترموفیل در سرعت‌های بارهای آلی متفاوت و راندمان آن در جدول (۶) آورده شده است. بالاترین سرعت بار آلی که توسط بکرگزارش شده،  $184 \text{ kg COD}_{\text{in}}/\text{m}^3.\text{d}$  می‌باشد. همچنین در روش ترموفیل، COD می‌تواند به غیر از حذف بوسیله فرآیندهای بیولوژیکی بوسیله فرایندهای دیگری نیز حذف و از بین برود که از جمله این فرایندها می‌توان به گیر افتادن مواد آلی داخل بیو مس و بخار شدن آنها (به عنوان مثال ترکیبات آلی فرار) تحت شرایط ترموفیل اشاره کرد.

### ۲-۳- راه‌اندازی فرایندهای تصفیه هوازی ترموفیل

در مطالعاتی که روی پایلوت‌ها و یا به صورت آزمایشگاهی انجام شده، از لجن مزوفیل به عنوان یک ماده تلقیحی برای راه‌اندازی سیستم‌های تصفیه ترموفیل استفاده شده است، که این کار نیز با افزایش تدریجی دما از شرایط مزوفیل تا ترموفیل و در دوره حدود چهار ماه انجام شده است [۱۰]. راه دیگر، اضافه کردن لجن مزوفیل به صورت مستقیم به شرایط دمایی ترموفیل می‌باشد [۲، ۴۹ و ۵۳]. قرار دادن لجن مزوفیل در دماهای بالا منجر به تجزیه و زوال باکتری‌ها شده که این امر هم سبب افزایش COD در محلول می‌شود (شکل ۱). همانطور که در شکل (۱) مشخص است وقتی که لجن مزوفیل را به محفظه‌های هوادهی شده که در دماهای  $25^{\circ}\text{C}$  و  $55^{\circ}\text{C}$  عمل می‌کنند، اضافه کنیم رفتار متفاوتی را مشاهده می‌کنیم. در چند ساعت تلقیح در  $55^{\circ}\text{C}$  میزان COD ابتدا افزایش پیدا می‌کند تا اینکه پس از گذشت چند ساعت میزان آن کاهش می‌یابد. ظاهراً پس از چند ساعت، جمعیت میکروبی با شرایط ترموفیل سازش پیدا کرده و حذف بالاتری از COD را نسبت به تولید آن (که در نتیجه تجزیه لجن مزوفیل بود)



شکل ۱- تغییرات COD در تلقیح مزوفیل در طول ۶ ساعت هوادهی در  $55^{\circ}\text{C}$  (□) و  $25^{\circ}\text{C}$  (◇) [۲].

جدول ۶- تصفیه به روش ترموفیل لجن معلق برای پساب‌های مختلف

مرجع	درصد حذف COD <sub>ml</sub>	زمان ماند هیدرولیکی (HRT) h	سرعت بار آلی (VLR) kg COD <sub>ml</sub> /m <sup>3</sup> .d	پساب	مقیاس	دما (°C)	فرآیند
[۲۱]	۶۹-۹۵	۶	۸/۴-۱۱/۲	خروجی کشتارگاه	آزمایشگاهی	۵۲-۵۸	راکتور هوازی نیمه
	۹۴-۹۶	۳۰	۱/۷-۲/۲۵				پیوسته (SCNR)
[۵۵]	۳۰-۵۰	۲-۴۸	۰/۶-۱۵	پساب کاغذسازی	آزمایشگاهی	۵۵	فرآیند لجن فعال
				پیش تصفیه شده بی‌هوازی			(ASP)
[۳]	۲۹-۴۸	۴-۱۲	۲/۸-۸/۴	پساب کاغذسازی	آزمایشگاهی	۴۱-۵۰	فرآیند لجن فعال (ASP)
[۵۰]	۱۵-۲۰	۱۰-۲۰	۹۲-۱۸۴	کارخانه پشم شویی	آزمایشگاهی	۶۵	راکتور مخلوط شده (STR)
[۵۶]	۲۵-۹۵	۷-۴۰	۲-۱۱	پساب ساخته شده (مصنوعی)	آزمایشگاهی	۵۵	راکتور مخلوط شده (STR)
[۵۷]	۵۰-۷۷	۴۴	۲۵	باقیمانده تقطیر از گل سیب زمینی	آزمایشگاهی	۶۰	راکتور مخلوط شده (STR)
[۳۶]	>۹۶	۲۸,۵	۸,۵	پساب کارخانه غذایی مرغ و ماهی	کامل	۵۳-۶۳	فرآیند لجن فعال (ASP)

گونه به نظر می‌رسد که فرآیندهای ترموفیل به دلیل سرعت‌های بالای رشد میکروبی باید دارای راندمان خوب و پایداری نسبت به فرآیندهای مزوفیل باشند؛ اما در عمل این گونه نیست که ظاهراً دلیل این امر مربوط به تنه‌نشینی ضعیف لجن می‌باشد [۲].

حتی با اینکه حذف COD تحت شرایط ترموفیل کمتر از مزوفیل می‌باشد تعدادی نتایج جالب نیز بدست آمده است. ظاهراً عمل کردن تحت دماهای بالاتر می‌تواند حذف ترکیبات خاصی را افزایش دهد [۵۸ و ۵۴ و ۵۳ و ۵۰ و ۹]. به عنوان مثال، آلن نشان داد که با افزایش دما، حذف COD کاهش می‌یابد، اما دریافت که حذف اسیدهای چرب زنجیر بلند با افزایش دما، افزایش می‌یابد. همچنین گراهام که روی حذف بیولوژیکی استونیتریل و اکریلونیتریل مطالعه می‌کرد دریافت که بالاترین میزان حذف بین ۴۰-۵۰°C رخ می‌دهد و میزان بهینه رشد در ۶۵°C می‌باشد. ظاهراً برخی ترکیبات، به خصوص ترکیبات حلقوی، در دماهای بالاتر به صورت مؤثرتری تجزیه می‌شوند [۲].

### ۳-۳-۲- حذف COD

تصفیه پساب‌ها تحت شرایط ترموفیل بر اساس تئوری، بایستی کیفیت خروجی بالاتری را بر مبنای حذف COD در مقایسه با شرایط مزوفیل بدهد، زیرا مولکول‌های آلی در دماهای بالاتر حلالیت بیشتری دارند و سرعت‌های نفوذ مولکول‌های آلی به داخل سلول‌ها افزایش می‌یابد [۳۱ و ۳۵].

به دلیل افزایش سرعت‌های رشد میکروبی و سرعت‌های واکنش‌های شیمیایی در فرآیندهای ترموفیل، این فرآیندها باید تحمل سرعت‌های بار آلی بالاتر و همچنین سرعت‌های حذف COD بیشتری داشته باشند. مطالعات مقایسه‌ای که بین فرآیندهای هوازی ترموفیل و مزوفیل انجام شده نشان داد که هر دو فرآیند برای حذف آلاینده‌های آلی و یا کار کردن در بارهای آلی بالا مناسب می‌باشند (جدول ۷). همانطور که در جدول (۷) دیده می‌شود پساب‌های مختلفی با شرایط ترموفیل و مزوفیل تصفیه شده‌اند ولی در تمام مطالعات، فرآیندهای مزوفیل حذف COD بالاتری نسبت به ترموفیل دارند. در ابتداء این



جدول ۷- مطالعات مقایسه‌ای فرآیندهای تصفیه لجن فعال ترموفیل و مزوفیل

مرجع	درصد حذف	زمان ماند هیدرولیکی	سرعت بار آلی	پساب	مقیاس	دما	فرآیند
	COD <sub>th</sub>	(HRT) h	(VLR) kg COD <sub>th</sub> /m <sup>3</sup> .d			(°C)	
[۴]	>۹۰	۶-۳۰	۲/۴-۱۲	خروجی کشتارگاه	آزمایشگاهی	۴۵	فرآیند لجن فعال نیمه پیوسته (SCAS)
	>۹۰	۶-۳۰	۲/۴-۱۲			۵۲	
	۸۶	۱۲-۳۰	۲/۴-۶			۵۸	
[۱۰]	۶۹	۴۸	۱/۴	پساب کارخانه کاغذسازی	آزمایشگاهی	۲۰	راکتور ناپیوسته متوالی (SBR)
	۷۶					۳۰	
	۵۹					۴۰	
	۶۳					۴۵	
	۹					۵۰	
[۹]	۷۵	۱۲	۰/۹-۱/۴	پساب کارخانه کاغذسازی	آزمایشگاهی	۳۵	راکتور ناپیوسته متوالی (SBR)
	۷۳					۴۵	
	۶۲					۵۵	
	۶۳					۶۰	
[۱۰]	۵۷-۶۰	۱۲	۴/۱	آب فرآیند ماشین کاغذسازی، پیش تصفیه شده به صورت بی هوازی	آزمایشگاهی	۳۰	فرآیند لجن فعال (ASP)
	۴۳-۵۶			۵۵			
[۱۰]	۶۴-۷۰	۱۲	۳/۳-۶	آب فرآیند ماشین کاغذسازی، پیش تصفیه شده به صورت بی هوازی	آزمایشگاهی	۳۰	فرآیند لجن فعال (ASP)
	۵۳-۵۴			۵۵			
[۱۰]	۹۸-۱۰۰	۱-۴	۲/۱-۸/۳	پساب ساختگی (مصنوعی)	آزمایشگاهی	۳۰	راکتور هوازی با جریان رو به بالا (AUR)
[۳۸]	۹۱-۹۴	۱۲-۱۶	۲/۴-۳/۴	ملاس رقیق شده	آزمایشگاهی	۳۰	فرآیند لجن فعال (ASP)
	۷۲-۷۴					۵۵	
[۳۸]	۶۴-۸۵	۳/۵-۸	۵/۷-۹/۷	ملاس رقیق شده	آزمایشگاهی	۳۰	فرآیند لجن فعال (ASP)
	۳۰-۷۵					۵۵	

### ۳-۳-۳- تولید لجن هوازی ترموفیل

مطالعات آزمایشگاهی که میزان تولید کمتر لجن ترموفیل را گزارش کرده‌اند در جدول (۸) آورده شده است. تولید لجن تحت شرایط ترموفیل در گزارش‌های مختلف با یکدیگر تفاوت دارد که احتمالاً به دلیل تفاوت در مشخصه‌های پساب‌ها و شرایط عملیاتی می‌باشد. بیشتر مقادیر گزارش شده در جدول (۸) نتیجه کارهای انجام گرفته در مقیاس آزمایشگاهی و پایلوت بوده است.

میکروارگانیزم‌های ترموفیل سرعت رشد بالاتری نسبت به مزوفیل‌ها دارند. اما این خاصیت منجر به تولید بیشتر لجن در دماهای بالاتر نخواهد شد؛ زیرا با افزایش دما بازده خالص تولید میکروبی کاهش می‌یابد که دلیل آن هم انرژی بقاء بالاتر میکروارگانیزم و همچنین سرعت تجزیه بالاتر آنها می‌باشد. بنابراین، تولید خالص لجن در فرآیندهای ترموفیل کمتر از فرآیند مزوفیل است [۱ و ۴۹]. تعدادی از

جدول ۸- مقایسه تولید لجن در فرآیندهای تصفیه به صورت هوازی در دماهای مختلف

مرجع	تولید لجن gSS gCOD <sub>filt removed</sub> <sup>-1</sup>	پساب	دما °C	فرآیند
[۲۱]	۰/۳۵	خروجی کشتارگاه	۴۵	راکتور نیمه پیوسته (SCNR)
	۰/۲۹		۵۲	
	۰/۲۸		۵۸	
[۴]	۰/۳۵	خروجی کشتارگاه	۴۵	راکتور نیمه پیوسته (SCNR)
	۰/۳۰		۵۲	
	۰/۳۲		۵۸	
[۵۳]	۰/۱۶	مایع چگالیده شده حاصل از دستگاه خمیر کاغذ	۵۵	بیوراکتور غشایی (MBR)
	۰/۱۴		۶۰	
	۰/۱۲		۶۵	
	۰/۱۲		۷۰	
[۵۹]	۰/۱۸	خروجی دستگاه کاغذسازی که به صورت بی‌هوازی پیش تصفیه شده	۳۰	فرآیند لجن فعال (ASP)
	۰/۲۱		۵۵	
[۳۸]	۰/۱۵ - ۰/۱۹	ملاس رقیق شده	۳۰	فرآیند لجن فعال (ASP)
	۰/۱ - ۰/۱۹		۵۵	
[۳۸]	۰/۰۷	ملاس رقیق شده	۳۰	فرآیند لجن فعال بعد از لجن فعال ترموفیل
				فرآیند لجن فعال بعد از راکتور بیوفیلمی با حامل‌های معلق (SCBP)
	۰/۰۳		۳۰	فرآیند لجن فعال (ASP)
				راکتور بیوفیلمی با حامل‌های معلق (SCBP)
	۰/۰۶		۵۵	فرآیند لجن فعال (ASP)
	۰/۰۵		۵۵	راکتور بیوفیلمی با حامل‌های معلق (SCBP)

## ۴- نتیجه‌گیری

به دلیل بالا بودن سرعت‌های تجزیه زیستی در دماهای ترموفیل، استفاده از این روش می‌تواند در کاهش زمان ماند سیستم یا کاهش اندازه تجهیزات تأثیرگذار باشد. قابلیت تحمل شوک‌های حاصل از افزایش بار نیز یکی دیگر از ویژگی‌های منحصر بفرد این روش می‌باشد. به علت دمای بالای عملیاتی فرآیندهای ترموفیل، بسیاری از

فرآیندهای هوازی ترموفیل می‌توانند برای تصفیه انواع مختلف پساب‌ها به کار برده شوند. این تکنولوژی به ویژه برای پساب‌های بسیار غلیظ، به دلیل سرعت مصرف بالای سوبسترا و تولید کم لجن و همچنین امکان خود گرمایی شدن سیستم، می‌تواند به کار برده شود.

- [9] Tripathi, C., Allen, D., "Comparison of mesophilic and thermophilic aerobic biological treatment in sequencing batch reactors treating bleached kraft pulp mill effluent", *Wat. Res.* 33, pp. 836–846, (1999)
- [10] Vogelaar, J., "Thermophilic aerobic post treatment of anaerobically pretreated paper process water." Doctoral Thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, (2002).
- [11] Gehm H. W. "Activated sludge at high temperatures and pH values. In *Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes.*" Volume I: Aerobic Oxidation. eds. J. McCabe and W. W. Eckenfelder Jr., Reinhold Publishing Corporation, New York, NY, U.S.A., (1956).
- [12] Carpenter W. L., Vamvakias J. G. and Gellman I. "Temperature relationships in aerobic treatment and disposal of pulp and paper wastes." *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 40, 733-740, (1968).
- [13] Jackson M. L. "Thermophilic treatment of a high biochemical oxygen demand wastewater: Laboratory, pilot-plant and design." In *Proceedings of the 37<sup>th</sup> Purdue Industrial Waste Conference*, Purdue University, ed. J. M. Bell, Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI, U.S.A., (1983).
- [14] Tischer R. G., Brown L. R. and Cook D. W. "Decomposition of wastewater by thermophilic microorganisms." *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 34, 1244-1255, (1962).
- [15] Hunter, J. V., Genetelli, E. J. and Gilwood, M. E. "Temperature and retention time relationships in the activated sludge process." In *Proceeding of the 21st Industrial Waste Conference*, ed. D. E. Bloodgood, Purdue University Publishing, Lafayette, IN, U.S.A., (1966).
- [16] Duke M. L., Templeton M. E., Eckenfelder W. W. and Stowe J. C. "High temperature effects on the activated sludge." In *Proceedings of the 35th Purdue Industrial Waste Conference*, West Lafayette, Indiana, ed. J. M. Bell, Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI, U.S.A., (1981).
- [17] Popel F. and Ohnmacht C. "Thermophilic bacterial oxidation of highly concentrated substrates." *Wat. Res.* 6, 807-815, (1972).
- [18] Loll U. "Purification of concentrated organic wastewaters from the foodstuffs industry by means of aerobic-thermophilic degradation process" *Progr. Wat. Technol.* 48(2/3), 373-379, (1976).
- [19] Beaudet R., Gagnon C., Bisailon J. G. and Ishaque M. "Microbiological aspects of aerobic thermophilic treatment of swine waste" *Appl. Environ. Microbiol.* 56, 971-976, (1990).
- [20] Couillard D., Garipey S. and Tran F. T. "Slaughterhouse effluent treatment by thermophilic aerobic process" *Wat. Res.* 23, 573-579, (1989)
- [21] Garipey S., Tyagi R. D., Couillard D. and Tran F.

ارگانیزم‌های بیماری‌زا در این دماها از بین می‌روند و خروجی آنها می‌تواند عاری از پاتوژن‌ها باشد. میزان حذف COD بوسیله این فرآیندها در مقایسه با فرآیند مزوفیل معمولاً برابر یا کمتر می‌باشد که البته نتایج حذف بالاتر نیز گزارش شده است. فرآیندهای ترموفیل در مقایسه با مزوفیل‌ها معمولاً از کیفیت خروجی ضعیف‌تری برخوردارند. CODهای خروجی بالاتر در تصفیه‌های ترموفیل مربوط به تشکیل و بوجود آمدن باکتری‌های پراکنده آزاد می‌باشد که قادر به جمع شدن و توده شدن نمی‌باشند و در نتیجه نمی‌توانند ته‌نشین شوند. استفاده از کاتیون‌های دو ظرفیتی می‌تواند سبب ایجاد پل کاتیونی بین ذرات و پلیمرهای خارج سلولی شده و خاصیت ته‌نشینی لجن را بهبود ببخشند. تولید لجن نیز تحت شرایط ترموفیل کمتر از میزان آن تحت شرایط مزوفیل می‌باشد که این خاصیت نیز می‌تواند سبب کاهش هزینه‌های مربوط به حمل لجن اضافی شود.

#### مراجع

- [1] LaPara, T., Alleman, J., "Review paper; thermophilic aerobic biological wastewater treatment", *Wat. Res.* 33, pp. 895–908, (1999).
- [2] Suvilampi, J. and Rintala, J. "Thermophilic aerobic wastewater treatment, process performance, biomass characteristics and effluent quality", *Environmental Science & Biotechnology*, 2, pp. 35-51, (2003).
- [3] Barr, T., Taylor, J., Duff, S., "Effect of HRT, SRT and temperature on the performance of activated sludge reactors treating bleached kraft mill effluent", *Wat. Res.* 30, pp. 799–810, (1996).
- [4] Couillard, D., Zhu, S. "Thermophilic aerobic process for the treatment of slaughterhouse effluents with protein recovery", *Env. Pollution*, 79, pp. 121–126, (1993).
- [5] LaPara, T., Nakatsu, C., Pantea, L., Alleman, J., "Aerobic biological treatment of a pharmaceutical wastewater: effect of temperature on COD removal and bacterial community development", *Wat. Res.* 35, pp. 4417–4425, (2001).
- [6] Malmqvist, A. A., Ternstrom, A., Welander, T., "In-mill biological treatment for paper mill closure", *Wat. Sci. Technol.* 40 (11–12), pp. 43– 50, (1999).
- [7] Rozich A. F., Clay S. G. and Colvin R. J., "Thermophilic aerobic treatment of high-strength groundwater: Bench-scale results", In *Proceedings of the 47<sup>th</sup> Industrial Waste Conference*, Purdue University, (1992).
- [8] Tardif, O., Hall, E. R., "Alternatives for treating recirculated newsprint whitewater at high temperatures", *Symposium Pre-print, the Fifth IAWQ Symposium on Forest Industry Wastewaters 1996*, Vancouver, Canada, (1996).

- Kristjansson, CRC Press, Inc., Ann Arbor, MI, U.S.A., (1992).
- [35] Schwarzenbach R., Gschwend P., Imboden D., Environmental Organic Chemistry, John Wiley & Sons, Inc., pp. 696 (1993).
- [36] Rozich A. and Bordacs K., "Use of thermophilic biological aerobic technology for industrial wastewater treatment", *Wat. Res.* 36, pp. 527-538, (2002).
- [37] Jin B. and Wilen B. and Lant P. "Impact of morphological, physical and chemical properties of sludge flocs on dewaterability of activated sludge." *Chemical Eng Journal*. 98.115-126, (2004).
- [38] Suvilampi, J., Rintala, J., "Comparison of activated sludge processes at different temperatures: 35 C, 27–55 C, and 55 C", *Environ Technol.* 23, 1127–1134, (2002).
- [39] Krishna C., Van loosdrecht M. "Effect of temperature on storage polymers and activated sludge settleability." *Wat. Res.* 33: 2374-2382, (1999).
- [40] Morgan-Sagastume F., Allen G., "The assessment of different operating strategies for minimizing activated sludge deflocculation under temperature transient conditions", Doctoral Thesis, (2003).
- [41] Sobeck, D.C. and Higgins, M.J. "Examination of three theories for mechanisms of cation-induced bioflocculation." *Water Res.* 36: 527-538, (2002).
- [42] Murthy S. "Bioflocculation: implications for activated sludge properties and wastewater treatment." Doctoral Thesis, Faculty of Virginia Polytechnic Institute, United States of America, (1998).
- [43] Bossier, P., Verstraete, W. "Triggers for microbial aggregation in activated sludge." *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 45, 1–6, (1996).
- [44] Wilen B and Balmer P. "Shortterm effects of dissolved oxygen concentration on the turbidity of supernatant of activated sludge." *Wat. Sci. Tech.* 38(3): 25-33, (1998).
- [45] Wilen, B., Balmer, P. "The effect of dissolved oxygen concentration on the structure, size, and size distribution of activated sludge flocs." *Water Res.* 33, 391–400, (1999).
- [46] Jobba'gy, A., Neme'th, N., Altermatt, R., Samhaber, W. "Encouraging filament growth in an activated sludge treatment plant of the chemical industry." *Water Res.* 34, 603–699, (2000).
- [47] Liao, B.Q., Allen, D.G., Droppo, I.G., Leppard, G.G. and Liss, S.N. "Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability." *Water Res.* 35(2), 339-350, (2001).
- [48] LaPara, T.M., Nakatsu, C.H., Pantea, L.M. and Alleman, J.E. "Phylogenetic analysis of bacterial communities in mesophilic and thermophilic bioreactors treating pharmaceutical wastewater." *Appl. Env. Microbiol.* 66 (9), 3951-3959, (2000).
- [49] Sürücü, G., "Growth requirements of thermophilic aerobic microorganisms in mixed cultures for the treatment of "Thermophilic process for protein recovery as an alternative to slaughterhouse wastewater treatment", *Biological Wastes* 29, 93-105, (1989).
- [22] Zvauya R., Parawira W. and Mawadza C. "Aspects of aerobic thermophilic treatment of Zimbabwean tradition opaque-beer brewery wastewater." *Bioresource Technol.* 48, 273-274, (1994).
- [23] LaPara T. M., Pantea L. M. and Alleman J. E. "Analysis of a full-scale thermophilic aerobic biological treatment facility." *Proceedings Industrial Wastes Technical Conference*, Water Environment Federation, Alexandria, VA, U.S.A., (1998).
- [24] Colvin R. J., Rozich A. F., D'Aco V., Hollerbach G. H. and Mitchell D. "Thermophilic aerobic treatment of high strength groundwater: Full-scale system operations." In *Proceedings WEFTECH '96*, Water Environment Federation, Alexandria, VA, U.S.A., (1996).
- [25] Carter J. L. and Barry W. F. "Effects of shock temperature on biological systems." *J. Sanit. Eng. Div., ASCE* 101, 757-778, (1975).
- [26] Sürücü, G. A., Chian, E.S.K. and Engelbrecht, R. S., "Aerobic thermophilic treatment of high strength wastewaters", *J. Water Pollut. Control Fed.* 48, pp. 669-679, (1976).
- [27] Stover E. L. and Samuel G. J., "High rate thermophilic pretreatment of high strength industrial wastewaters", In *Proceedings of the 52nd Industrial Waste Conference*, Purdue University, ed. J. E. Alleman, Ann Arbor Press, Ann Arbor, MI, U.S.A., (1997).
- [28] Campbell H. J. and Rocheleau R. F. "Waste treatment at a complex plastics manufacturing plant." *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 48, 256-273, (1976).
- [29] Tchobanglous G. and Burton F. L. "Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse.", 3rd Ed. Metcalf and Eddy, Inc., McGraw-Hill, Inc., New York, NY, U.S.A., (1991).
- [30] Kim B. R., Podsiadlik D. H., Yeh D. H., Salmeen I. T. and Briggs L. M. "Evaluating the conversion of an automotive paint spray-booth scrubber to an activated-sludge system for removing paint volatile organic compounds from air." *Wat. Environ. Res.* 69, 1211-1221, (1997).
- [31] Brock, T. D., *Thermophiles: General, Molecular and Applied Microbiology*, Wiley- Interscience, New York, (1986).
- [32] Allais J., Hoyos-Lopez G., Kammoun S. and Baratti J., "Isolation and characterization of thermophilic bacterial strains with inulinase activity", *Appl. Environ. Microbiol.* 53, pp. 942-945, (1987).
- [33] Sundaram, T. K., *Physiology and growth of thermophilic bacteria*. In: Brock, T.D. *Thermophiles: General, Molecular and Applied Microbiology*, John Wiley, New York, (1986).
- [34] Sharp R. J., Riley P. W. and White D., "Heterotrophic thermophilic Bacilli. In *Thermophilic Bacteria*", ed. J. K.

- strong wastes”, *Water Sci. Technol.* 40(1), pp. 53-60, (1999).
- [50] Becker, P., Koster, D., Popov, M.N., Markossian, S., Antranikian, G., Markl, H. “The biodegradation of olive oil and the treatment of lipid-rich wool scouring wastewater under aerobic thermophilic conditions.” *Wat. Res.* 33, 653–660, (1999).
- [51] Kosseva M., Kent C., Liyod D., “Thermophilic bioremediation of whey: effect of physico-chemical parameters on the efficiency of process”, *Bio tech. Letters* 23: 1675-1679, (2001).
- [52] Lim, B.R., Huang, X., Hu, H.Y., Goto, N. and Fujie, K. “Effects of temperature on biodegradation characteristics of organic pollutants and microbial community in a solid phase aerobic bioreactor treating high strength organic wastewater”, *Water Sci. Technol.* 43, pp. 131-137, (2001).
- [53] Bérubé, P.R. and Hall, E.R. “Effects of elevated operating temperatures on methanol removal kinetics from synthetic kraft pulp mill condensate using a membrane bioreactor.” *Water Res.* 34, 4359-4366, (2000).
- [54] Banat, F., Precht, S., Bischof, F. “Experimental assessment of bio-reduction of di-2-ethylhexyl phthalate (DEHP) under thermophilic conditions.” *Chemosphere* 39, 2097–2106, (1999).
- [55] Rintala, J. A. and Lepistö, R. “Thermophilic anaerobic-aerobic and aerobic treatment of kraft bleaching effluents”, *Water Sci. Technol.* 20 (2), pp. 11-16, (1993).
- [56] LaPara, T.M., Konopka, A., Nakatsu, C.H., and Alleman, J. E., “Thermophilic aerobic wastewater treatment in continuous-flow bioreactors”, *J. Env. Eng.*, 8; 739-744, (2000b).
- [57] Cibis E., Kent C., Krzywonos M., Garncarek Z., Garncarek B. “Biodegradation of potato slops from a rural distillery by thermophilic bacteria.” *Biores. Tech.* 85: 57-61, (2002).
- [58] Graham D., Pereira R., Barfield D., Cowan D. “Nitrile biotransformations using free and immobilized cells of a thermophilic *Bacillus* spp.” *Enzyme and Microbiol. Tech.* 26:368-373, (2000).
- [59] Tirola, M., Suvilampi, J., Kulomaa, M., Rintala, J., “Microbial diversity in thermophilic aerobic biofilm process; Analysis by Length Heterogeneity PCR (LH-PCR)”, *Water Res.* 37: pp. 2259-2268, (2003).