

## کاهش لجن مازاد با استفاده از روشهای مختلف در تصفیه بیولوژیکی فاضلاب به روش SBR (تأکیدی بر استفاده از امواج فراصوت)

ناصر مهربادی<sup>۱</sup>، احمدرضا محمدی<sup>۲\*</sup>، علی ترابی<sup>۳</sup>

۱- دانشیار دانشکده محیط زیست دانشگاه تهران mehرداد@ut.ac.ir

۲- دانشجوی دکتری مهندسی محیط زیست، دانشکده محیط زیست دانشگاه تهران

۳- استاد دانشکده محیط زیست دانشگاه تهران atorabi@ut.ac.ir

تاریخ دریافت: ۸۹/۳/۹ تاریخ پذیرش: ۸۹/۱۱/۱۶

### چکیده

امروزه مطالعه شیوه‌های مختلف کاهش تولید لجن در فرایند لجن فعال به خاطر محدودیت‌های تصفیه و دفع لجن توجه زیادی را به خود معطوف کرده است. در همین زمینه در این مقاله، روشهای ازن‌زنی، استفاده از امواج فراصوت، تخریب حرارتی و افزایش اکسیژن محلول و کاهش توأم بارگذاری، در مقیاس پایلوت و با استفاده از راکتور SBR مورد مطالعه قرار گرفت. به منظور اصلاح ضریب تولید لجن در راکتور SBR، هر کدام از روشهای پیشگفت تحت شرایط زیر به کار گرفته شدند: استفاده از امواج فراصوت با شدت  $35000 \text{ KJ/Kg VSS}$ ، توان  $100$  وات و فرکانس  $20 \text{ KHz}$ ، ازن زنی به صورت متناوب و به مقدار  $25$  میلی‌گرم ازن به ازای هر گرم لجن، تخریب حرارتی در دمای  $80$  درجه سانتیگراد و به مدت  $3$  ساعت و کاهش بارگذاری تا  $1/9$  کیلوگرم BOD بر متر مکعب در روز و افزایش غلظت اکسیژن محلول تا  $6$  میلی‌گرم در لیتر. نتایج حاصل از این تحقیق نشان می‌دهد که تخریب  $30$  درصد از لجن راکتور و بازگشت دوباره آن به درون راکتور با امواج فراصوت، ازن و دما به ترتیب می‌تواند  $78$ ،  $63$  و  $49$  درصد از تولید لجن زیستی بکاهد. افزایش غلظت اکسیژن محلول تا  $6$  میلی‌گرم در لیتر و کاهش بارگذاری تا حدود  $1/9$  کیلوگرم مواد آلی بر متر مکعب در روز می‌تواند باعث کاهش  $37$  درصدی تولید لجن شود. بازده حذف مواد آلی و نرخ ویژه جذب اکسیژن لجن در تمامی این روشها به مقدار جزئی کاهش می‌یابد. خصوصیات نه نشینی لجن در حال استفاده از امواج فراصوت و دما بهبود می‌یابد، اما در دو حالت دیگر این خصوصیت افت پیدا می‌کند.

### کلید واژه

کاهش لجن زیستی، تصفیه بیولوژیکی فاضلاب، امواج فراصوت، ازن‌زنی متناوب، راکتور SBR

### سر آغاز

فرایند ضریب تولید بیومس<sup>۳</sup> تقریباً  $0.5$  کیلوگرم بیومس به ازای هر کیلوگرم COD حذف شده بوده و تصفیه و دفع لجن ناشی از تصفیه فاضلاب‌های شهری تقریباً  $50$  تا  $60$  درصد کل هزینه‌های تصفیه خانه فاضلاب را به خود اختصاص می‌دهد (Chu, et al., 1999). با توجه به محدودیت‌های زیست محیطی دفع نهایی لجن و هزینه‌های سرسام آور تصفیه و دفع لجن با روشهای فعلی، طبیعی است که مراکز تحقیقاتی جهان به دنبال شناخت و توسعه روشهای جدید برای به حداقل رساندن لجن تولیدی تصفیه خانه‌های فاضلاب باشند و در همین زمینه یک راه حل ایده‌آل برای حل اساسی مشکل لجن استفاده از فرایندهایی است که لجن کمتری در مقایسه با فرایندهای فعلی ایجاد کند. همان‌طور که می‌دانیم بخشی از کربن آلی موجود در فاضلاب برای انجام فعالیت‌های حیاتی

تصفیه بیولوژیکی فاضلاب عبارت است از تغییر فرم آلاینده‌های آلی محلول و معلق به فرم توده باکتریایی (بیومس) و آزادسازی گازهایی نظیر  $\text{CO}_2$ ،  $\text{CH}_4$ ،  $\text{N}_2$  و  $\text{SO}_2$  (Low and Chase, 1999). فرایند لجن فعال به‌طور گسترده‌ای در جهان به منظور تصفیه فاضلاب‌های شهری و پساب‌های صنعتی استفاده شده است و تقریباً در تمام کشورهای جهان از استقبال بیشتری در مقایسه با فرایندهایی نظیر فیلم ثابت<sup>۱</sup> برخوردار است و می‌تواند در عمل تصفیه بازده بهتری تا ده برابر و در واحد حجم راکتور از خود نشان دهد. ولی در مقابل، هزینه‌های سنگین بهره‌برداری را در پی دارد (Low and Chase, 1999). یکی از مشکلات لجن فعال متعارف<sup>۲</sup> (CAS) تولید بیش از اندازه لجن است به طوری که در این

۷- استفاده از روشهای ترکیبی مانند تخریب حرارتی - شیمیایی (Saiki, et al., 1999; Neyens, et al., 2003) یا استفاده توأم از انرژی فراصوت و بازها (Chiu, et al., 1997) از دیگر روشهای کاهش لجن که به طور گسترده مراکز تحقیقاتی جهان در خصوص آنها مشغول به تحقیق هستند می توان به روشهای موسوم به "سوخت و ساز تک مرحله ای" (ناقص)<sup>۷</sup> (Russel and Cook, 1995; Strand, et al., 1999; Yang, et al., 2003)، "متابولیسم نگهداشت" (ترمیم و نگهداری)<sup>۸</sup> (Rosenberger, et al., 2000; Wagner and Rosenwinkel, 2000) و "شکار باکتری"<sup>۹</sup> (Welander and Lee, 1994; Lee and Welander, 1996; Rensink, et al., 1996; Rensink and Rulkens, 1997) اشاره کرد، تمام روشهای مطالعه شده تا کنون دارای مزایا و معایب خاص خود هستند و اغلب تحقیقات انجام شده در مقیاس آزمایشگاهی و پایلوت بوده و نیاز به تحقیق بیشتری دارند.

در همین راستا در این مقاله به بررسی و مقایسه کارایی چند روش مبتنی بر فرایند تخریب - رشد نهان در مقیاس پایلوت، و با استفاده از راکتورهای SBR صورت گرفته. این روشها عبارتند از: تخریب با امواج فراصوت، ازن زنی متناوب، تخریب حرارتی و کاهش بارگذاری و افزایش اکسیژن محلول.

## مواد و روشها

### روش تحقیق

#### تخریب لجن با امواج فراصوت:

برای تولید امواج فراصوت از یک دستگاه هموژنایزر آلتراسونیک (Bandelin-SONOPULS HD3400) ساخت کشور آلمان با پراب ۲۵ میلیمتری (VS 200T) و توان خروجی قابل تنظیم از صفر تا ۳۰۰ وات استفاده شد. امواج تولید شده توسط این دستگاه دارای فرکانس ۲۰ کیلو هرتز است و توانایی تولید موج به صورت پیوسته، یا پالس را داراست که در حالت پالس (منقطع) طول زمان پالس با راهبر قابل تنظیم است. در این تحقیق از امواج پالسی با طول زمان ۱/۵ ثانیه تولید موج و ۵/۰ ثانیه خاموش استفاده شد. مقدار انرژی اعمال شده به واحد جرم لجن حدود (kJ / KgVSS) ۳۵۰۰۰ بوده که این انرژی با توان خروجی ۱۰۰ وات تأمین می شود، حجم لجنی که در هر نوبت تخریب و مجدداً به سیستم بازگشت داده می شد حدود ۳۰ درصد کل لجن موجود در سیستم بود.

میکرو ارگانیسیمها مصرف می شود و بخش دیگری از آن به منظور تولید مثل و در نهایت تولید لجن به کار می رود بنابراین به منظور کاهش تولید لجن باید تدابیری اندیشیده شود تا بخش عمده کربن آلی موجود در فاضلاب برای انجام فعالیت های حیاتی میکرو ارگانیسیمها به مصرف رسیده و درصد کمی از آن برای تولید مثل مورد استفاده قرار گیرد. برای نیل به این هدف روشهای مختلفی مورد تحقیق قرار گرفته اند که مهمترین آنها به روش تخریب و رشد نهان<sup>۴</sup> معروف شده است.

هنگامی که یک سلول متلاشی می شود، محتویات آن آزاد شده و مواد غذایی ذخیره شده درون سلول در محیط فاضلاب آزاد شده و باعث افزایش بار آلی فاضلاب می شود، مواد آلی آزاد شده از تخریب سلول دوباره وارد چرخه متابولیسم سایر میکرو ارگانیسیمها شده و بخشی از مواد کربنی آن صرف فعالیت های حیاتی سایر میکرو ارگانیسیمها می شود که در مجموع سبب کاهش لجن تولیدی می شود. از آنجایی که رشد بیومس ناشی از این مواد کربنی قابل تفکیک از رشد ناشی از مواد کربنی درون فاضلاب نیست اصطلاحاً به آن رشد نهان گفته می شود (Mason, et al., 1986). انجام فرایند تخریب سلولی که تا کنون یا در مقیاس آزمایشگاهی و پایلوتی، یا در مقیاس واقعی مورد استفاده قرار گرفته اند عبارتند از:

- ۱- تخریب حرارتی در رنج دمایی ۴۰ تا ۱۸۰ درجه سانتیگراد (Tian, et al., 2000; Lishman, et al., 1994; Barjenbruch, et al., 1999; Kepp, et al., 1999; Lishman, et al., 2000)
- ۲- تخریب به واسطه عامل شیمیایی نظیر اسیدها و بازها (Tanaka, et al., 1997).
- ۳- تخریب مکانیکی، یا فیزیکی نظیر استفاده از آسیاب، یکنواخت سازها، و یا انرژی فراصوت<sup>۵</sup> (Baier and Schmidheiny, 1997; Onyech, et al., 2002)
- ۴- منجمد کردن و خارج کردن از حالت انجماد به صورت متوالی<sup>۶</sup> (Chu, et al., 1999)
- ۵- هیدرولیز بیولوژیکی با افزودن آنزیم (Guellil, et al., 2001).
- ۶- استفاده از فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته نظیر استفاده از ازن و آب اکسیژنه (Yasui, et al., 1996; Sakai, et al., 1997; Shanableh, 2000; Weemaes, et al., 2000; Takdastan, et al., 2009)

### تخریب حرارتی لجن

تخریب حرارتی حدود ۳۰ در صد از لجن موجود در سیستم در دمای ۸۰ درجه و به مدت ۳ ساعت صورت می‌گرفت و لجن تخریب شده مجدداً به سیستم برگردانده می‌شد.

### کاهش بارگذاری و افزایش همزمان DO

در این حال به منظور بررسی تأثیر بارگذاری و غلظت اکسیژن محلول بر تولید لجن بیولوژیکی، شرایط راهبری راکتور آزمایش تغییر یافته و بارگذاری آن از ۰/۶ به ۰/۱۹ کیلوگرم بر متر مکعب در روز کاهش داده شد و غلظت اکسیژن محلول آن تا حدود ۶ میلی‌گرم در لیتر افزایش داده شد.

### راکتور SBR<sup>۱</sup>

برای انجام مطالعه از دو عدد راکتور SBR (یکی به عنوان شاهد و به عنوان آزمایش) از جنس پلکسی گلاس، با قطر داخلی ۲۰ سانتیمتر و ارتفاع ۵۰ سانتیمتر، حجم مفید ۱۲ لیتر و ظرفیت تصفیه ۷ لیتر در هر دوره کاری استفاده شد.

راهبری راکتورها در دمای اتاق صورت پذیرفته و برای تأمین هوای مورد نیاز از هوادهایی با دبی ۱۱ لیتر در دقیقه با توزیع‌کننده هوا به شکل مدور به قطر ۱۸ سانتیمتر و با اندازه ذرات هوای ۱ تا ۳ میلیمتر استفاده شده است. برای اطمینان از توزیع یکنواخت هوا بویژه در نرخ‌های هوادهی کم و تأمین انرژی مورد نیاز اختلاط، یک عدد همزن با تیغه دو پره تخت با شفت عمودی و با دور موتور ۱۱۰ دور در دقیقه (ساخت کشور فرانسه) بر روی هر راکتور نصب شد.



شکل شماره (۳) : نمایی از پایلوت مورد استفاده در این پژوهش



شکل شماره (۱) : دستگاه هموزنایزر آلتراسونیک استفاده شده در این پژوهش

### تخریب با ازن

در این مرحله از تحقیق و به منظور بررسی مقایسه تأثیر ازن بر کاهش لجن، حدود ۳۰ درصد از کل لجن موجود در راکتور آزمایش، استحصال و در معرض ازن به مقدار ۲۵ میلی‌گرم ازن به ازای هر گرم لجن قرار می‌گرفت و مجدداً به درون راکتور برگشت داده می‌شد برای تولید ازن، از دستگاه تولید ازن، در مقیاس آزمایشگاهی، ساخت شرکت CGET چین، مدل KED-A08-20 با ظرفیت ۲۰ لیتر ازن در یک ساعت استفاده شد.



شکل شماره (۲) : دستگاه تولید ازن استفاده شده در این پژوهش

## راه اندازی و راهبری راکتورها

به شرایط پایدار بود، در حالی که راکتور شاهد مطابق شرایط قبل راهبری می‌شد.

**جدول شماره (۱): میانگین اندازه‌گیری‌های مربوط به دوران راه اندازی راکتور**

راکتور شماره ۲ (آزمایش)		راکتور شماره ۱ (شاهد)		شرح
MLSS	COD out	MLSS	COD out	
۶۱۲	۲۱۸	۵۲۳	۲۰۴	پایان هفته اول
۱۰۹۰	۷۱	۱۰۴۹	۶۴	پایان هفته دوم
۱۷۹۵	۴۷	۱۸۳۰	۴۲	پایان هفته سوم
۲۴۹۶	۲۹	۲۴۶۳	۳۲	پایان هفته چهارم
۲۶۴۱	۳۰	۲۶۷۱	۲۹	پایان هفته پنجم
۲۶۳۹	۳۱	۲۶۵۸	۲۸	پایان هفته ششم

در ابتدا و انتهای هر دوره، غلظت مواد معلق درون راکتورها و COD ورودی و خروجی راکتورها اندازه‌گیری و ثبت می‌شد و در پایان هر دوره کاری  $SOUR^{۱۳}$  و  $SVI^{۱۳}$  لجن اندازه‌گیری می‌شد. قبل از شروع هر دوره کاری ۳۰ درصد از لجن موجود در راکتور جدا شده و پس از تغلیظ، با یکی از روشهای پیش‌گفت تخریب و پس از اندازه‌گیری COD محلول آن مجدداً به راکتور برگشت داده می‌شد.

### تخمین میزان واپاشی لجن

بخش عمده COD لجن پس از تخریب به صورت محلول در خواهد آمد (Sakai, et al., 1997)، بنابراین برای اندازه‌گیری مقدار واپاشی لجن از نسبت COD محلول ایجاد شده به COD کل قبل از تخریب مطابق رابطه ۱ استفاده شده است.

$$S_{COD} = \frac{COD_{sf} - COD_{si}}{COD_i} \times 100\% \quad (۱)$$

$S_{COD}$  = بخشی از COD که بر اثر امواج فراصوت به صورت محلول در آمده است

$COD = COD_{sf}$  COD محلول نهایی پس از عملیات واپاشی لجن

$COD = COD_{si}$  COD محلول قبل از شروع عملیات واپاشی لجن

خوراک راکتورهای تست و شاهد از فاضلاب شهری بود و به طور لحظه‌ای از ورودی تصفیه‌خانه فاضلاب شهرکرد برداشت می‌شد و از الک با اندازه منافذ ۲ میلی‌متر به منظور جلوگیری از ورود مواد زاید دانه‌ای و معلق به درون راکتور، عبور داده می‌شد.

با توجه به نوع و مشخصات فاضلاب خام ورودی که فاضلاب واقعی شهری بوده و از ورودی تصفیه‌خانه فاضلاب شهرکرد برداشت می‌شده است، طول دوره کاری هر دو راکتور یکسان و به صورت زیر انتخاب شده است: زمان پر شدن راکتور ۱۵ دقیقه، زمان هوادهی ۵ ساعت و ۴۵ دقیقه، زمان ته نشینی ۱ ساعت و ۴۵ دقیقه و زمان تخلیه ۱۵ دقیقه که در مجموع دوره کاری ۸ ساعته را شامل می‌شوند.

برای راه‌اندازی راکتور SBR از آنجایی که بیم پدیده بالکینگ در تصفیه‌خانه فاضلاب شهرکرد می‌رفت در نتیجه ترجیح داده شد که از لجن این تصفیه‌خانه برای راه‌اندازی استفاده نشود. بنابراین اجازه داده شد تا لجن در خود راکتور تشکیل شود و اصطلاحاً از بذرپاشی راکتور صرف نظر شد. مقدار بارگذاری راکتورها در حدود ۵۹/ کیلوگرم BOD بر مترمکعب در روز بود و در طول دوره راه‌اندازی مرتب غلظت اکسیژن محلول، مواد معلق راکتور و مشخصات فاضلاب ورودی اندازه‌گیری و ثبت می‌گردید.

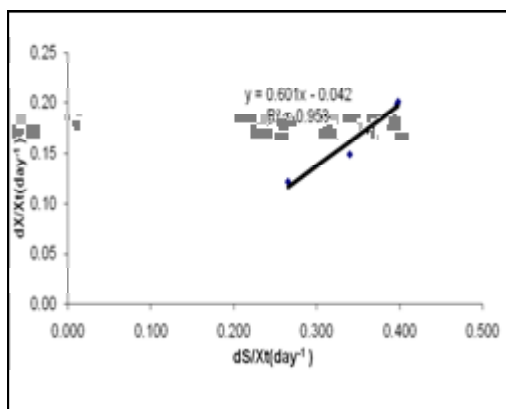
از پایان روز بیست و دوم به بعد غلظت مواد معلق درون راکتور به مرز ۲۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر رسید و COD پساب خروجی علیرغم تغییرات بسیاری که در COD ورودی بود تقریباً مقداری ثابت و در حدود ۳۰ تا ۴۰ میلی‌گرم در لیتر بود، که نشان از رسیدن به شرایط پایدار می‌داد. از ابتدای راه‌اندازی تا رسیدن به این شرایط، هر دو راکتور در تمامی دوره‌های کاری خود فقط پذیرای فاضلاب خام بودند و هیچ‌گونه دفع لجن از سیستم صورت نمی‌گرفت، از ابتدای روز بیست و سوم راه‌اندازی تا پایان هفته ششم هر دو راکتور با شرایط کاملاً یکسان و تحت شرایط سن لجن به مدت ۱۰ روز راهبری شدند.

جدول شماره (۱) اطلاعات مربوط به دوره راه‌اندازی راکتورها و تغییرات غلظت مواد معلق مخلوط مایه<sup>۱۱</sup> و COD خروجی از راکتورها را نشان می‌دهد. پس از سپری شدن دوره راه‌اندازی، اعمال شرایط آزمایش گفته شده و رصد تغییرات حاصل از اعمال این شرایط در راکتور آزمایش صورت گرفت. طول دوره هر کدام از این تغییرات، معادل ۶۰ دوره کاری راکتور (۲۰ روز) پس از رسیدن

اندازه‌گیری‌ها در یک دوره کاری کوتاهتر باشد، دقت محاسبات بیشتر خواهد بود، لیکن حداقل در ۴ فاصله زمانی باید اندازه‌گیری صورت پذیرد).

تغییرات زمانی غلظت مواد درون راکتور نسبت به تغییرات زمانی اضمحلال COD بیان‌کننده مقدار تولید لجن بوده و عرض از مبدأ خط حاصل نشان‌دهنده ضریب مرگ و میر باکتریایی در واحد زمان است.

شکل شماره (۴) نمودار خطی این تغییرات را در راکتور شاهد نشان می‌دهد. همان‌طور که از معادله خط ارایه شده در شکل شماره (۴) پیداست ضریب تولید لجن ۰/۶ کیلوگرم به ازای هر کیلوگرم COD مصرف شده است و ضریب مرگ و میر باکتریایی ۰/۰۴۲ در روز است.



شکل شماره (۴): تغییرات غلظت مواد معلق راکتور نسبت به

زمان بر حسب تغییرات اضمحلال COD

روش دوم برای اندازه‌گیری ضریب تولید لجن، اندازه‌گیری غلظت مواد معلق و COD در ابتدا و انتهای هر دوره کاری و تعیین ضریب  $Y$  مطابق رابطه (۲) است که اصطلاحاً به آن ضریب بهره‌برداری محصول<sup>۱۴</sup> گفته می‌شود.

$$Y = \frac{MLSS_f - MLSS_i}{COD_i - COD_f} \quad (2)$$

$MLSS_i$  = غلظت مواد معلق درون حوض هوادهی در ابتدای دوره کاری راکتور

$MLSS_f$  = غلظت مواد معلق درون حوض هوادهی در انتهای دوره کاری راکتور

$COD_i$  = غلظت COD فاضلاب خام

$COD = COD_i$  کل لجن قبل از شروع واپاشی لجن که تقریباً تمامی آن به صورت معلق است.

### نرخ ویژه مصرف اکسیژن (SOUR)

این مشخصه بر اساس روش توصیه شده کتاب استاندارد متد (اندازه‌گیری DO به مدت ۱۵ دقیقه درحجم خاصی از لجن هوادهی شده درون یک ظرف دارای همزن مغناطیسی و ثبت تغییرات اکسیژن محلول در فواصل زمانی مشخص، تعیین ضریب زاویه منحنی افت اکسیژن برحسب زمان و تقسیم بر غلظت مواد معلق فرار لجن) و پس از اعمال هرگونه تغییرات بر روی راکتور آزمایش به منظور بررسی تأثیر تغییرات اعمال شده بر فعالیت لجن، اندازه‌گیری می‌شد و با راکتور شاهد مقایسه می‌شد (Andrew, et al., 2005).

### اندیس حجمی لجن (SVI)

به منظور بررسی تأثیر تغییرات اعمال شده بر راکتور آزمایش بر خواص ته‌نشینی لجن این مشخصه در پایان هر دوره کاری اندازه‌گیری شده و با راکتور شاهد مقایسه می‌شد (اندازه‌گیری مقدار ته‌نشینی نیم ساعته یک لیتر از مخلوط مایه، بخش بر غلظت جامدات معلق مخلوط مایه) (Andrew, et al., 2005).

### اکسیژن خواهی شیمیایی

اکسیژن خواهی شیمیایی محلول و کل با استفاده از دستگاه اسپکتوفتومتر مدل HACH DR 2010 ساخت کشور آمریکا اندازه‌گیری شد.

### جامدات معلق و معلق فرار

محل اندازه‌گیری این مشخصه‌ها، مایع مخلوط راکتورها (برای محاسبه  $Y$ ) بود. (نگهداری در دمای ۱۰۵ درجه سانتیگراد به مدت ۲۴ ساعت برای اندازه‌گیری جامدات معلق و ۵۵۰ درجه به مدت ۲ ساعت برای اندازه‌گیری جامدات فرار) (Andrew, et al., 2005).

### نتایج و بحث

اطلاعات حاصل از چهار ماه راهبری راکتورها در حالت‌های مختلف، نشان از کاهش معنی‌دار لجن در کلیه روشهای مطالعه شده است.

برای تعیین ضریب تولید بیومس ( $Y$ ) دو روش وجود دارد، روش اول استفاده از قانون توازن جرمی در راکتور، و کنترل مقدار COD حذف شده در مقابل SS تولید شده در راکتور، در فواصل زمانی مشخص از یک دوره کاری است (هرچه فواصل زمانی

روشهای استفاده از امواج فراصوت، ازن زنی و واپاشی حرارتی مبتنی بر تکنیک تخریب و رشد نهان هستند. در این حالتها بخشی از لجن به واسطه یک عامل شیمیایی (ازن)، یا فیزیکی (فراصوت و دما) تخریب شده و مجدداً به دورن راکتور برگشت داده می شود. کارایی این روش در مقدار کاهش لجن، بستگی به توانایی این عوامل در واپاشی لجن دارند (Sakai, et al., 1997; Tanaka, et al., 1999).

واپاشی لجن عبارت است از شکستن فلوکهای لجن و تبدیل اجزای سازنده این فلوکها به شکل محلول و قابل استفاده برای سایر میکروارگانیسمها که اصطلاحاً به آن محلول سازی<sup>۱۵</sup> گویند. توانایی هر کدام از این روشها در واپاشی لجن را می توان با استفاده از رابطه ۱ محاسبه کرد.

در تحقیقات مشابه، کامیا و هیروتسوجی (Kamiya and Kamiya, 1998) با ازن زنی به مقدار ۲۰ میلی گرم به ازای هر گرم مواد معلق درون راکتور (SS) کاهش ۵۰ درصدی تولید لجن بدون تأثیر محسوسی بر کیفیت خروجی را گزارش کردند. مطالعات آنها بر روی فاضلاب مصنوعی که قابلیت تجزیه پذیری بهتری نسبت به فاضلاب واقعی داشت، انجام شد.

در این تحقیق با استفاده از مقدار ۲۵ میلی گرم ازن به ازای هر گرم VSS، کاهش ۶۳ درصدی تولید لجن در راکتوری که از فاضلاب واقعی تغذیه می شود را می توان شاهد بود. بنابراین استفاده از مقادیر بیشتر ازن می تواند عملکرد بهتری در کاهش لجن حتی برای فاضلابهای واقعی داشته باشد.

Canales و همکاران (1994) گزارش کردند که تصفیه حرارتی لجن به مدت ۳ ساعت و در دمای ۹۰ درجه سانتیگراد قادر است تا ۶۰ درصد از تولید لجن بکاهد.

در تحقیق حاضر تصفیه حرارتی لجن در دمای ۸۰ درجه سانتیگراد و به مدت ۳ ساعت، کاهش ۴۹ درصدی لجن را نشان داده است و علت این تفاوت می تواند اولاً در نوع فاضلاب مورد مطالعه و ثانیاً در استفاده از دمای بیشتری است که کانالز و همکارانشان استفاده کردند توصیه می شود در تحقیقات آتی تخریب حرارتی تحت شرایط فشار و زمانهای کوتاهتر (اتوکلاو) مورد مطالعه قرار گیرد.

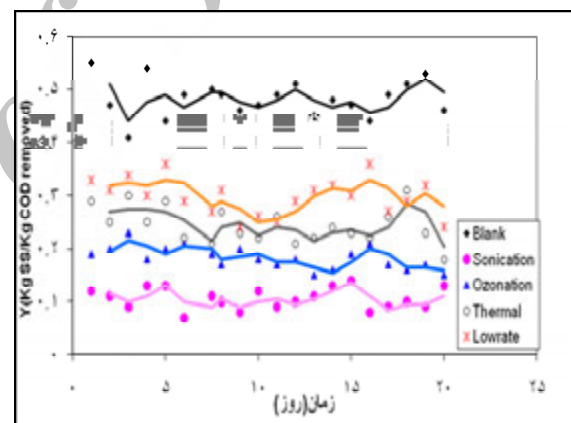
عباسی و همکاران (2000) گزارش کردند که چنانچه اکسیژن محلول از ۲ به ۶ میلی گرم در لیتر افزایش پیدا کند ضریب تولید

$COD_f$  = غلظت COD خروجی راکتور در انتهای دوره.

در این تحقیق با توجه به این که بخش از لجن در هر دوره کاری از راکتور جدا شده و تخریب می شد بنابراین تعیین ضریب  $Y$  از روش اول تقریباً غیرممکن است در نتیجه از روش دوم برای تعیین ضریب تولید بیومس استفاده شد.

### تغییرات ضریب تولید بیومس

نمودار ارائه شده در شکل شماره (۵) تغییرات ضریب تولید بیومس در راکتور شاهد و حالت های استفاده از امواج فراصوت، ازن زنی، واپاشی حرارتی و حالت بارگذاری کم به همراه DO بالا، طی ۶۰ دوره کاری (معادل ۲۰ روز) به همراه خط برازش میانگین شناور داده ها را نشان می دهد.



شکل شماره (۵): ضریب تولید بیومس در روشهای مختلف

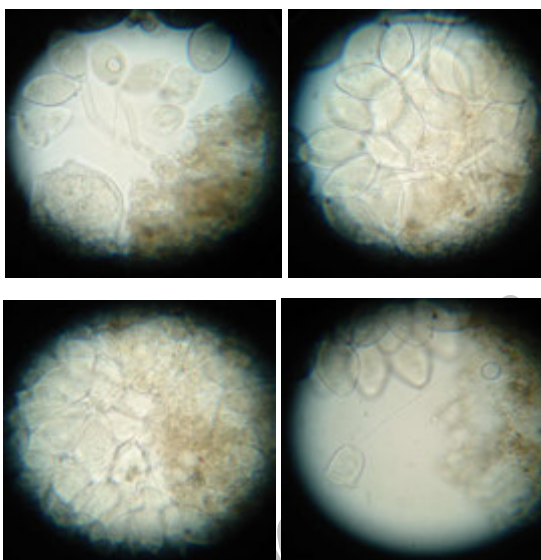
استفاده شده برای کاهش لجن (منبع: یافته های تحقیق)

همان گونه که در شکل نیز بخوبی مشهود است در کلیه روشهای استفاده شده، ضریب تولید لجن کمتر از راکتور شاهد است. میزان تولید لجن در حالت استفاده از امواج فراصوت با شدت پیش گفت به حداقل خود می رسد و استفاده از ازن نیز موجب کاهش لجن اما به مقدار کمتر می شود. شکل شماره (۶) میانگین مقادیر اندازه گیری شده در طی ۶۰ دوره کاری را نشان می دهد.

بر اساس این شکل ضریب بهره برداری محصول (تولید بیومس با روش دوم)، در راکتور شاهد ۰/۴۸، و در راکتورهای فراصوت، ازن زنی، حرارتی و کم بار به ترتیب ۰/۱، ۰/۱۸، ۰/۲۴، و ۰/۳ است که بر این اساس بیشترین کارایی را در کاهش لجن امواج فراصوت در حد ۷۸ درصد از خود نشان می دهد



(et al., 2000). از طرف دیگر بارگذاری‌های پایین راکتور باعث افزایش جمعیت باکتری‌خوارها می‌شود (Lee and Welander, 1996). این گونه‌ها که تقریباً به دو گونه پروتوزواها و متازواها محدود می‌شوند، قادرند از باکتری‌های منفرد که هنوز در عملیات لخته سازی شرکت نکرده‌اند و یا از باکتری‌هایی که از لخته جدا شده‌اند تغذیه کنند (Lee and Welander, 1994; Lee and Welander, 1996). شکل شماره (۸) حضور پر تعداد این گونه‌های شکارچی را در راکتوری که بارگذاری آن تا حدود ۱۹/ کیلوگرم BOD بر مترمکعب در روز کاهش داده شده است و اکسیژن محلول آن را تا حدود ۶ میلی‌گرم در لیتر افزایش داده شده است نشان می‌دهد.

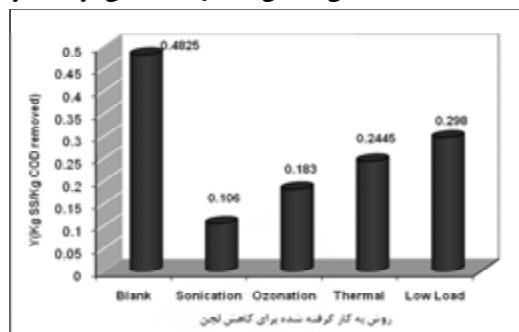


شکل شماره (۸): حضور پر تعداد گونه‌های شکارچی در لجن راکتور SBR با بارگذاری کم (منبع: یافته‌های تحقیق)

### تأثیر بر بازده حذف COD

از آنجایی تخریب بخشی از لجن، محلول‌سازی و برگشت دوباره آن به درون راکتور باعث افزایش غلظت COD ورودی و از طرفی کاهش جمعیت مصرف‌کننده (بیومس) می‌شود، طبیعی است که بازده حذف COD دستخوش تغییرات شود، اما به دلیل آن که بخش اعظم COD برگشت داده شده به درون راکتور از نوع محلول و به سرعت تجزیه‌پذیر است، این تغییرات شدید نبوده و می‌توان با اعمال مدیریت صحیح، ضمن آن که استانداردهای محیط زیست را در زمینه تخلیه پساب رعایت کرد، و در همه حال لجن کمتری نیز تولید کرد. نمودار ارائه شده در شکل شماره (۹) میانگین نتایج

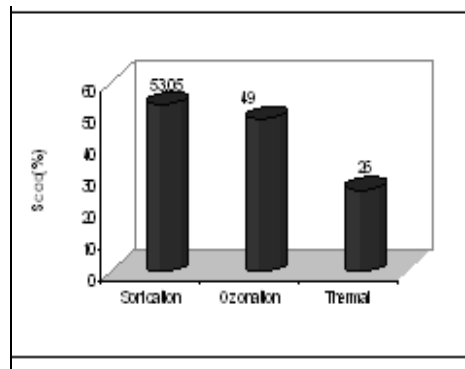
بیومس ۲۵ درصد کاهش می‌یابد. در تحقیق حاضر علاوه بر شرایط مطالعه شده توسط ایشان کاهش بارگذاری تا یک سوم مقدار اولیه نیز مطالعه شد که نتیجه آن کاهش ۳۷ درصدی لجن تولیدی بود.



شکل شماره (۶): میانگین نتایج به دست آمده برای ضریب

### بهره‌برداری محصول در روشهای مختلف (منبع: یافته‌های تحقیق)

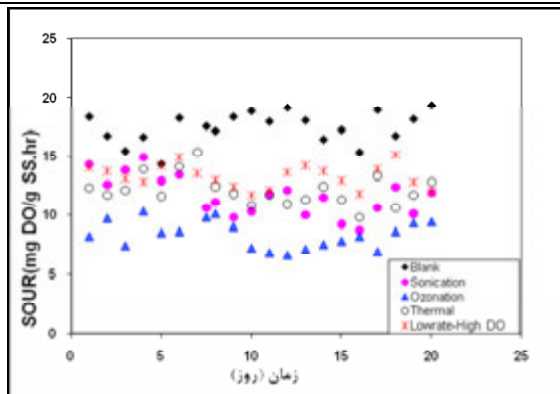
نمودار ارائه شده در شکل شماره (۷) توانایی هر کدام از این سه روش در محلول‌سازی لجن را نشان می‌دهد. بر طبق این اندازه‌گیری‌ها بیشترین توانایی را در تخریب لجن، امواج فراصوت از خود نشان داده است که حدود ۵۳ درصد COD لجن را به شکل محلول تبدیل می‌کند، ازن و دما به ترتیب ۴۹ و ۲۶ درصد از COD لجن را می‌توانند به فرم قابل مصرف برای سایر میکروارگانیسم‌ها تبدیل کنند.



شکل شماره (۷): توانایی هر کدام از روشهای استفاده شده در

### محلول‌سازی لجن (منبع: یافته‌های تحقیق)

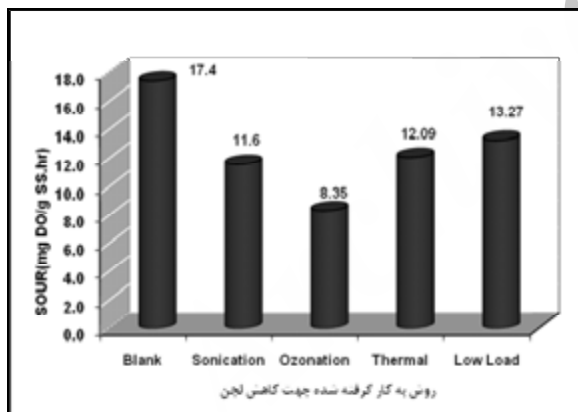
افزایش غلظت اکسیژن محلول و کاهش مقدار بارگذاری از دو طریق می‌تواند باعث کاهش لجن شود، اولاً افزایش غلظت اکسیژن محلول سبب نفوذ اکسیژن به لایه‌های درونی لخته بیولوژیکی شده و درون لخته محیطی غنی از اکسیژن و فقیر از لحاظ حضور مواد تجزیه‌پذیر نظیر پلی‌ساکاریدها به وجود می‌آورد که موجب تسریع در فرایند خودخوری شده و فرایند خود تخریبی از عمق لخته شروع می‌شود و همین موضوع حد نهایت لجن را کاهش دهد (Abbassi,



شکل شماره (۱۰): روند تغییرات SOUR در طی ۶۰

دوره کاری (۲۰ روز) (منبع: یافته‌های تحقیق)

همان‌گونه که در اشکال شماره (۱۰ و ۱۱) نیز دیده می‌شود در حالت استفاده از ازن، لجن حاصل، کمترین نرخ ویژه جذب اکسیژن را دارد و این موضوع می‌تواند دلیلی بر کاهش بازده حذف COD در این حالت باشد. در بقیه حالت‌ها نیز افت نرخ ویژه جذب اکسیژن مشهود است.

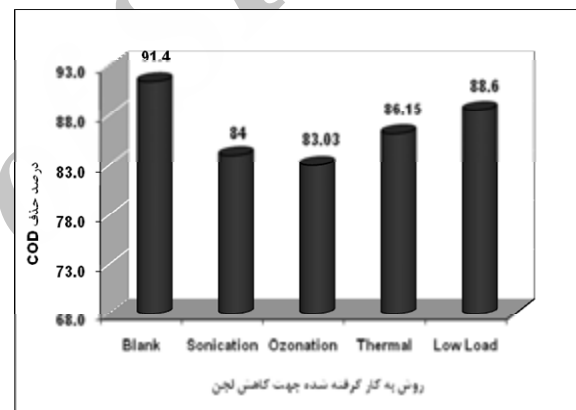


شکل شماره (۱۱): میانگین مقدار نرخ ویژه جذب اکسیژن

در حالت‌های مختلف (منبع: یافته‌های تحقیق)

میانگین مقادیر SVI اندازه‌گیری شده در حالت‌های مختلف نیز در نمودار ارائه شده در شکل شماره (۱۲) نشان داده شده است. شاخص حجمی لجن مشخصه‌ای است که به واسطه آن بهره بردار می‌تواند توانایی ته‌نشینی لجن تصفیه‌خانه را تشخیص داده و بروز پدیده‌های بالکینگ و رشد پراکنده را تشخیص دهد. هرچه مقدار SVI کمتر باشد توانایی ته‌نشینی لجن بهتر خواهد بود. مقادیر بین ۸۰ تا ۱۲۰ این شاخص نشان از توانایی ته‌نشینی خوب لجن دارد که البته مقادیر زیر ۱۰۰ ایده‌آل است. مقادیر زیر ۸۰ نشان از شروع رشد پراکنده و عدم تشکیل لخته است که یکی از مشکلات

اندازه‌گیری شده برای بازده حذف COD در هر مرحله از تحقیق نشان می‌دهد. هر کدام از اعداد ارائه شده در نمودار میانگین به دست آمده از ۶۰ دوره کاری است. بازده حذف COD در راکتور شاهد ۹۱/۴ درصد است این راکتور با بارگذاری ۰/۶ کیلوگرم BOD بر متر مکعب در روز و در سن لجن ۱۰ روز راهبری شده است. غلظت اکسیژن محلول در این راکتور بین ۲ تا ۳ میلی‌گرم در لیتر کنترل می‌شده است. در حالت استفاده از امواج فراصوت بازده حذف COD به ۸۴ درصد کاهش پیدا می‌کند. در حالت‌های استفاده از ازن، تخریب حرارتی و بارگذاری کم بازده حذف COD به ترتیب ۸۳، ۸۶ و ۸۸ درصد است.



شکل شماره (۹): میانگین اندازه‌گیری‌های بازده حذف COD در

طی ۶۰ دوره کاری (۲۰ روز) (منبع: یافته‌های تحقیق)

### تأثیر بر خصوصیات لجن

از آنجایی که در این تحقیق بخشی از لجن تخریب شده و به راکتور برگشت داده می‌شود، پیش‌بینی می‌شود خصوصیات کیفی لجن تغییر کند. مهمترین خصوصیات لجن از نقطه نظر بهره‌برداری عبارتند از: شاخص حجمی لجن (SVI) که مشخصه‌ای برای تعیین توانایی ته‌نشینی لجن و تشخیص مشکلاتی نظیر بالکینگ<sup>۱۶</sup> و رشد پراکنده<sup>۱۷</sup> است و نرخ ویژه جذب اکسیژن (SOUR) که مشخصه‌ای است برای میزان فعالیت لجن و توانایی آن در مصرف اکسیژن برای تجزیه بیولوژیکی. شکل شماره (۱۰) روند تغییرات SOUR را طی ۶۰ دوره کاری از هر راکتور در مقایسه با راکتور شاهد نشان می‌دهد و شکل شماره (۱۱) میانگین این اندازه‌گیری‌ها را به صورت نمودار ستون نشان می‌دهد.



بنابراین می‌تواند به عنوان یک پیش‌تصفیه در هضم لجن مورد استفاده قرار گیرد. این امواج بر روی نرخ ویژه مصرف اکسیژن لجن تأثیر سوء دارد. لیکن این تأثیر به گونه‌ای نیست که فرایند تصفیه را مختل سازد، مقدار SOUR در این حالت از ۱۷/۴ به ۱۱/۶ DO/gSS.hr کاهش پیدا می‌کند اما خصوصیت ته‌نشینی لجن به‌طور چشمگیری بهبود می‌یابد و مقدار SVI از ۱۰۴ به ۸۲ بهبود می‌یابد، بنابراین امواج فراصوت می‌توانند به عنوان یکی از عوامل کنترل بالکینگ در تصفیه فاضلاب استفاده شوند.

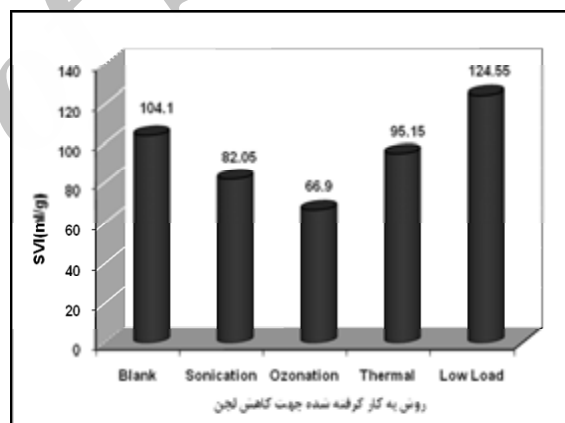
فرایندهای با بارگذاری کم در حضور غلظت‌های بالای اکسیژن ( $>6 \text{ mg/l}$ )، لجن کمتری در مقایسه با فرایندهای با بارگذاری اکسیژن محلول متعارف تولید می‌کنند. میزان تولید لجن در این سیستم‌ها حدود ۰/۳ کیلوگرم مواد معلق به ازای هر کیلوگرم COD حذف شده است، که تقریباً ۳۷ درصد کمتر از راکتور شاهد است. بازده حذف COD در چنین راکتورهایی مطلوب بوده ولی خصوصیات ته‌نشینی و نرخ ویژه مصرف اکسیژن لجن در این راکتورها افت پیدا می‌کند. اندیس حجمی لجن این راکتورها بیشتر از  $124 \text{ ml/g}$  است.

ازن‌زنی به ۳۰ درصد لجن موجود در سیستم به‌صورت متناوب و به مقدار  $25 \text{ mgO}_3/\text{gSS}$  می‌تواند ضریب تولید لجن (بهره برداری) را از ۰/۴۸ به ۰/۱۸ کاهش دهد که کاهش ۶۳ درصدی تولید لجن زیستی را نشان می‌دهد. در این حالت بازده حذف COD به ۸۳ درصد کاهش می‌یابد که تخلیهٔ پساب به منابع آب سطحی و زیر زمینی را با مشکل روبرو می‌سازد بنابر این توصیه می‌شود از مقادیر کمتر ازن به ازای واحد جرم لجن استفاده شود. نرخ ویژه جذب اکسیژن در لجن راکتورهای ازن‌زنی شده بشدت افت پیدا کرده و مقدار SOUR به حدود  $8 \text{ mgDO/gSS.hr}$  می‌رسد و خاصیت ته‌نشینی لجن به‌حدی کاهش می‌یابد که بیم بروز پدیدهٔ رشد پراکنده می‌رود.

تخریب حرارتی ۳۰ درصد از لجن موجود در سیستم در دمای  $80^\circ\text{C}$  درجهٔ سانتیگراد به مدت ۳ ساعت و بازگشت دوبارهٔ این لجن به درون راکتور، می‌تواند تولید لجن زیستی را تا ۴۹ درصد کاهش دهد. بازده حذف COD در این حالت ۸۶ درصد است. خاصیت ته‌نشینی لجن در این شرایط بهبود می‌یابد ولی نرخ ویژه جذب اکسیژن در لجن چنین راکتوری اندکی کاهش یافته و به  $12 \text{ mgDO/gSS.hr}$  می‌رسد.

سیستم‌های لجن فعال است و مقادیر بیشتر از ۱۲۰ مبین خاصیت ضعیف ته‌نشینی و بروز پدیدهٔ Bulking است که شایع‌ترین معضل تصفیه خانه‌های لجن فعال است (Metcalf, 1991; Low and Chase, 1999).

از این رو و با توجه به شکل شماره (۱۲) مشخص می‌شود که لجن راکتور شاهد دارای SVI نرمال است. استفاده از امواج فراصوت و واپاشی حرارتی موجب بهبود خاصیت ته‌نشینی لجن می‌شود، استفاده از ازن، افت شاخص SVI را در پی داشته و می‌تواند موجب بروز رشد پراکنده شود و در حالت بارگذاری کم به دلیل محدودیت اعمال شده در مقدار مواد آلی در دسترس، افزایش باکتری‌های رشته‌ای و به دنبال آن افزایش شاخص SVI و افت خاصیت ته‌نشینی لجن را شاهد هستیم.



شکل شماره (۱۲): میانگین شاخص SVI در حالت‌های مختلف (منبع: یافته‌های تحقیق)

### نتیجه‌گیری

بر اساس نتایج این تحقیق، پرتوافکنی به ۳۰ درصد لجن با امواج فراصوت با شدت  $35000 \text{ (kJ / Kg VSS)}$ ، می‌تواند تولید لجن بیولوژیکی را در راکتورهای SBR تا ۷۸ درصد کاهش دهد. علت این موضوع محلول‌سازی COD لجن و مصرف مجدد آن توسط سایر میکروارگانیسم‌هاست. در این حالت بازده حذف COD اندکی کاهش یافته و به ۸۴ درصد می‌رسد لیکن همچنان بازده مناسب برای تخلیهٔ پساب به منابع آب پذیرنده، مطابق استانداردهای سازمان حفاظت محیط زیست محسوب می‌شود. امواج فراصوت با شرایط پیش‌گفت می‌تواند تا ۵۳ درصد از COD لجن را به شکل محلول و قابل استفاده برای سایر میکروارگانیسم‌ها تبدیل کند،

- 5- Ultrasonic
- 6- Freezing and Thawing
- 7- Uncoupling metabolism
- 8- Maintenance metabolism
- 9- Predation on bacteria
- 10- Sequence Batch Reactor (SBR)
- 11- (mixed liquor)
- 12- Specific Oxygen Uptake Rate (SOUR)
- 13- Sludge Volume Index (SVI)
- 14- Operation Yield
- 15- Solubilisation
- 16- Bulking
- 17- Dispersed growth

### تشکر و قدردانی

بدینوسیله مراتب تقدیر و تشکر خود را از جناب آقای مهندس حشمت الله هاشمی مدیر عامل محترم شرکت آب و فاضلاب شهری استان چهارمحال و بختیاری بخاطر حمایت مالی طرح و همچنین کارشناسان تصفیه خانه فاضلاب شهر کرد اعلام می‌داریم.

### یادداشت‌ها

- 1- Fixed film
- 2- Conventional Activated Sludge
- 3- Yield Coefficient
- 4- Lysis-cryptic growth

### منابع مورد استفاده

- Abbassi, B., et al. 2000. Minimization of excess sludge production by increase of oxygen concentration in activated sludge: experimental and theoretical approach. *Water Res.* 34 (1): 139-146.
- Andrew, D., et al. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. Baltimore, Maryland, American Public Health Association.
- Baier, U., P., Schmidheiny. 1997. Enhanced anaerobic degradation of mechanically disintegrated sludge. *Water Sci. Technol.* 36 (11): 137-143.
- Barjenbruch, M., et al. 1999. Minimizing of foaming in digesters by pre-treatment of the surplus sludge. *Water Sci. Technol.* 42(9): 235-242.
- Canales, A., et al. 1994. Decreased sludge production strategy for domestic waste water treatment. *Water Sci. Technol.* 30 (8): 97-106.
- Chiu, Y., et al. 1997. Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion. *Water Sci. Technol.* 36 (11): 155-162.
- Chu, C., et al. 1999. Reduction of microbial density level in wastewater activated sludge via freezing and thawing. *Water Res.* 33 (16): 3532-3535.
- Guellil, A., et al. 2001. Hydrolysis of wastewater colloidal organic matter by extra-cellular enzymes extracted from activated sludge flocs. *Water Sci. Technol.* 43 (6): 33-40.
- Kamiya, T., J., Kamiya. 1998. New combined system of biological process and intermittent ozonation for advanced wastewater treatment. *Water Sci. Technol.* 38 (8-9): 145-153.
- Kepp, U., et al. 1999. Enhanced stabilisation of sewage sludge through thermal hydrolysis -three years of experience with a full scale plant. *Water Sci. Technol.* 42 (9): 89-96.
- Lee, N., T., Welander. 1996. Reducing sludge production in aerobic wastewater treatment through manipulation of the ecosystem. *Water Res.* 30 (8): 1781-1790.

- Lishman,L., et al . 2000. Temperature effects on wastewater treatment under aerobic and anoxic conditions. *Water Res.* 36 (8): 2263-2276.
- Low,E. , H.,Chase .1999. Reducing production of excess biomass during wastewater treatment. *Water Res.* 33 (5): 1119-1132.
- Mason,C., et al .1986. The death and lysis of microorganism in environmental process. *FEMS Microbiol Rev.* 39: 373-401.
- Metcalf,E. 1991. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse.* New York, McGraw-Hill.
- Neyens,E., et al. 2003. Alkaline thermal sludge hydrolysis. *J Hazard Mater* 97 (1-3): 295-314.
- Onyeche,T., et al. 2002. Ultrasonic cell disruption of stablised sludge with subsequent anaerobic digestion. *Ultrasonics* 40 (1-8): 31-35.
- Rensink,J., et al .1996. A new approach to sludge reduction by metazoa. . 10th European Sewage and Reuse Symposium. IFAT. Munchen: 339-364.
- Rensink,J., W.,Rulkens .1997. Using metazoa to reduce sludge production. ci. *Technol. Water Sci. Technol.* 36 (11): 171-179.
- Rosenberger,S., et al .2000. Operation of different membrane bioreactors: experimental results and physiological state of the microorganisms. *Water Sci. Technol.* 41 (10-11): 269-277.
- Russel,J. , G.,Cook .1995. Energetics of bacterial growth: balance of anabolic and catabolic reactions. *Microbial Rev.* 59 (1): 48-62.
- Saiki,Y., et al .1999. Solubilization of excess activated sludge by self-digestion. *Water Res* 33 (8): 1864-1870.
- Sakai,Y., et al .1997. An activated sludge process without excess sludge production. *Water Sci Technol* 36 (11): 163-170.
- Shanableh,A. 2000. Production of useful organic matter from sludge using hydrothermal treatment. *Water Research* 34 (3): 945-951.
- Strand,S., et al .1999. Activated-sludge yield reduction using chemical uncouplers. *Water Environ. Res.* 71 (4): 454-458.
- Takdastan,A., et al .2009. Investigation of intermittent chlorination system in biological excess sludge reduction by SBR. *Iran.J.Environ.Health.Sci.Eng.* 6 (1): 53-60.
- Tanaka,S., et al .1997. Effects of thermochemical pre-treatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge. *Water Sci. Technol.* 36 (8): 209-215.
- Tian,S., et al .1994. Investigation into excess sludge activated sludge accumulation at low temperatures. *Water Res.* 28 (3): 501-509.
- Wagner,J., K.,Rosenwinkel .2000. Sludge production in membrane bioreactors under different conditions. *Water Sci. Technol.* 41 (10-11): 251-258.

Weemaes, M., et al. 2000. zonation of sewage sludge prior to anaerobic digestion. *Water Sci Technol* 42 (9): 175-178.

Welander, T., N., Lee. 1994. Minimization of sludge production in aerobic treatment by use of predators. *The Second International Symposium on Environmental Biotechnology*. Brighton, UK.

Yang, X., et al. 2003. Metabolic uncouplers reduce excess sludge production in an activated sludge process. *Process Biochem* 38 (9): 1373-1377.

Yasui, H., et al. 1996. A full-scale operation of a novel activated sludge process without excess sludge production. *Water Sci Technol* 34 (3): 395-404.

Archive of SID