

تأثیر و رابطه بین تابش غیرپیوسته امواج فراصوت و انرژی مخصوص بر درجه تخریب لجن ثانویه

داود فتحعلی^۱، عبدالله رشیدی مهرآبادی^{۲*}، مریم میرابی^۳، محمود علی محمدی^۴

۱. گروه آب و فاضلاب، دانشکده مهندسی عمران، آب و محیط‌زیست، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران
D_Fathali@sbu.ac.ir
۲. دانشیار، گروه آب و فاضلاب، دانشکده مهندسی عمران، آب و محیط‌زیست، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران
۳. استادیار، گروه آب و فاضلاب، دانشکده مهندسی عمران، آب و محیط‌زیست، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران
M_Mirabi@sbu.ac.ir
۴. دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران، ایران
M_Alimohammadi@tums.ac.ir

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۷/۰۶/۱۵

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۷/۰۱/۱۸

چکیده

تخریب میکروارگانیزم با امواج فراصوت، از روش‌های کاهش لجن دفعی و تولید منبع کربنی برای فرایندهای حذف نیتروژن و فسفر است. در این تحقیق، تأثیر تابش غیرپیوسته امواج فراصوت با منظور کردن پارامترهای مؤثر دیگر بر کارایی فرایند تخریب لجن بررسی شده است. لجن خروجی واحد بی‌هوازی یک فرایند بیولوژیک با امواج فراصوت تخریب شد. با تغییر در توان اعمالی، طول زمان تابش، مقدار غلظت لجن و تابش ناپیوسته امواج از ۰/۳ تا ۰/۹ ثانیه، با روش سطح پاسخ و طراحی مرکب مرکزی، تأثیر تغییر این پارامترها روی درجه تخریب تعیین شد. در شرایط آزمایشگاهی این تحقیق، با افزایش توان و مدت زمان تابش و در شرایط تابش منقطع، درجه تخریب افزایش یافته و در بیشترین مقدار به ۳۹ درصد رسید. با بررسی انرژی مخصوص (E_s)، مشخص شد در E_s کمتر از ۲۸۰۰۰ kJ/kgTS، تابش منقطع به میزان ۰/۶ ثانیه در هر ثانیه، به افزایش درجه تخریب می‌انجامد، لیکن با افزایش E_s تا ۳۸۰۰۰ kJ/kgTS پارامتر تابش منقطع به ۰/۷ ثانیه در هر ثانیه میل می‌کند. از این رو با غیرپیوستگی زمان تابش، اثر تخریبی امواج فراصوت روی میکروارگانیزم‌ها در مقایسه با تابش پیوسته و در شرایط یکسان، بیشتر شده و درجه تخریب بالاتر با مصرف انرژی کمتر محقق می‌شود.

کلیدواژه

امواج فراصوت، انرژی مخصوص تخریب، تابش غیرپیوسته، درجه تخریب لجن، روش سطح پاسخ

۱. سرآغاز

پس‌انوکسیک برای حذف نیترات استفاده شود، می‌توان از منبع کربن خارجی در تانک انوکسیک که بعد از تانک هوادهی در انجام عمل نیترات‌زایی تعبیه می‌شود، استفاده کرد. تخریب میکروارگانیزم‌های موجود در لجن مازاد فرایندهای لجن فعال، به‌منظور تأمین منبع کربنی جایگزین برای حذف مواد مغذی از فاضلاب، در سال‌های اخیر،

در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب متداول، حذف نیتروژن معمولاً با استفاده از سیستم‌های پیش‌انوکسیک انجام می‌شود (Vocks et al., 2005). در چنین روشی، اختلاط جریان غنی از نیترات با فاضلاب خام در ابتدای ورود فاضلاب به تصفیه‌خانه صورت می‌گیرد. در صورتی که از فرایندهای

بازده تخریب میکروارگانیزم‌ها دارد (Tiehm et al., 2001; Sun et al., 2013). بررسی تأثیر موارد یادشده در بهبود کارایی فرایند تخریب با امواج فراصوت در مطالعات قبلی، به تفصیل بررسی شده است. (Carrère et al., 2010; Lee et al., 2014)

انتشار امواج فراصوت در دستگاه‌های مولد این امواج، غالباً به صورت پیوسته صورت می‌گیرد (Ahn et al., 2003)، حال آنکه امکان انقطاع تابش امواج در بازه‌های زمانی کمتر از یک ثانیه نیز در این دستگاه‌ها وجود دارد. فرضیه اصلی در این تحقیق آن است که اگر تابش امواج فراصوت به نمونه‌های لجن، در طول مدت زمان کلی تابش (t) در هر ثانیه قطع و وصل شود، مکانیسم دفاعی میکروارگانیزم‌ها در مواجهه با شرایط تحمیل شده برای تخریب بافت دیواره سلولی تضعیف شده و علاوه بر آنکه لخته‌های لجن با اعمال انرژی مخصوص کمتری دچار تخریب و زوال می‌شوند، با کاهش کسری از ثانیه که تابش در آن صورت نمی‌گیرد از مدت زمان کل تابش امواج، می‌توان انرژی برق مصرفی در طول کل زمان تابش را کاهش داد. تأثیر این پارامتر در پژوهش‌های قبلی کانون توجه قرار نگرفته است.

در این تحقیق، نخست لجن خروجی از تانکی بی‌هوای که محتوای فسفر آن حداقل است (شکل ۱)، در فرکانس ثابت ۲۴ کیلوهرتز و با تغییر در میزان توان اعمالی (P)، مدت زمان کلی تابش امواج (t)، و با غلظت‌های مختلفی از لجن (%TS) تخریب شد. به‌عنوان یک متغیر مستقل اضافی، تابش غیریپوسته نیز از ۰/۳ تا ۰/۹ ثانیه تغییر داده شد و میزان درجه تخریب لجن به‌عنوان متغیری وابسته و شاخصی برای کارایی فرایند تخریب لجن مورد پایش قرار گرفت.

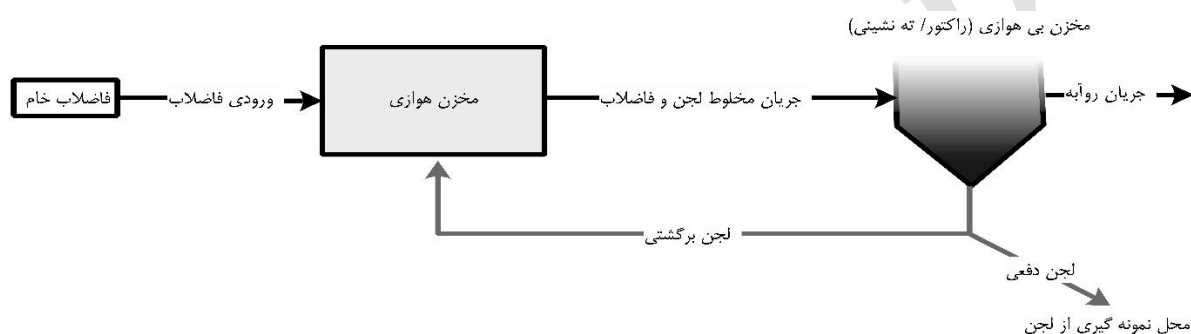
۲. مواد و روش بررسی

لجن استفاده شده برای تخریب در این تحقیق، از خروجی تانکی بی‌هوای با جریان پیوسته تأمین شد که در مرحله

رشد چشمگیری داشته است (Kampas et al., 2007). نخستین تحقیقات صورت گرفته در خصوص تأثیر امواج فراصوت بر میکروارگانیزم‌ها در دهه ۷۰ و ۸۰ میلادی صورت گرفت (Ruiz et al., 2014; Liu et al., 2017)، و با تکامل بررسی‌ها، امروزه تخریب لجن توسط امواج فراصوت، یکی از شناخته شده‌ترین روش‌ها برای شکستن دیواره میکروارگانیزم‌ها برای خارج کردن مواد داخل سلول است (Tiehm et al., 2001). مکانیسم تخریب با امواج فراصوت، ترکیبی از دو فرایند به صورت هم‌زمان است: اولاً ایجاد پدیده‌ای مکانیکی که با کاویتاسیون به وجود آمده است، علی‌الخصوص در بسامدهای پایین که از ۲۰ کیلوهرتز آغاز می‌شوند، و ثانیاً ایجاد رادیکال‌های آزاد در محیط آبی، مثل رادیکال $\cdot\text{OH}$ ، $\text{HOO}\cdot$ و $\text{H}\cdot$ است که با حمله به دیواره سلولی، به تخریب آن می‌انجامد (Foladori et al., 2010). موادی که از لجن تخریب شده حاصل می‌شوند، می‌توانند به‌عنوان مواد راحت تجزیه‌پذیر در واحدهای فرایندی بعدی مورد استفاده میکروارگانیزم‌ها قرار گیرند (Müller, 2000). پدیده تابش امواج فراصوت، بسته به زمان تابش، توان اعمالی و انرژی مخصوص مورد استفاده در فرایند تخریب، به تخریب لخته لجن^۲ و تحلیل و زوال^۳ میکروارگانیزم‌ها منجر می‌شود (Zhang et al., 2008). صرفه اقتصادی در استفاده از امواج فراصوت تابع توان (برحسب وات) یا انرژی (برحسب ژول) اعمالی برای تخریب مؤثر لجن است که هم‌بستگی به خصوصیات لجن، نظیر محتوای کل مواد جامد در لجن، گرانشی لجن، درصد مواد ارگانیک، ماهیت لجن (لجن اولیه یا ثانویه) و عواملی از این دست داشته، و هم به طراحی سیستم تابش امواج وابسته است (Lopez-Vazquez et al., 2007). بنابراین، میزان توان اعمالی (P) در مدت زمان‌های مشخص (t)، می‌تواند یکی از مؤلفه‌های تأثیرگذار در تعیین میزان اثربخشی فرایند تخریب باشد (Xu et al., 2016). همچنین بسامد اعمالی به نمونه‌های لجن نیز تأثیر بسزایی در آزادسازی رادیکال آزاد هیدروکسیل و در نتیجه، افزایش

بی‌هوازی استفاده شده آن است که سطح فسفر درون سلولی در لجن تغلیظ شده برگشتی از این واحد، نسبت به دیگر واحدها در کمترین مقدار قرار دارد. چراکه در فرایند آزادسازی فسفر در حالت بی‌هوازی، باکتری‌های تجمع‌دهنده فسفر، با جذب اسیدهای چرب فرار و مصرف ATP درون سلولی، فسفر را به صورت یون PO_4^{3-} به محیط آبی آزاد می‌کنند (Lopez-Vazquez et al., 2007; Foladori et al., 2010; Mohammadi et al., 2011).

قبل از آن، در تانکی هوازی با زمان ماند ۱۲ ساعت هوادهی می‌شد. حجم تانک هوازی که به روش عمقی با استفاده از سنگ هوای آکواریومی هوادهی می‌شد، ۲۷ لیتر و حجم تانک بی‌هوازی، ۷ لیتر با زمان ماند ۴۵ دقیقه در نظر گرفته شد. فاضلاب خام از تصفیه‌خانه فاضلاب شهید محلاتی واقع در شمال شرق تهران به صورت روزانه تأمین می‌شد که مشخصات کیفی آن در جدول ۱ آمده است. علت آنکه در این پژوهش، از لجن خروجی واحد



شکل ۱. طرح‌واره فرایند مورد استفاده در این پژوهش

جدول ۱. مشخصات فاضلاب خام ورودی

پارامتر کیفی						
pH	TSS (mg/Lit)	NO_3^- (mg/Lit)	TP (mg/Lit)	TN (mg/Lit)	COD (mg/Lit)	مقدار (میانگین)
$6/88 \pm 0/76$	245 ± 38	$2/14 \pm 0/35$	$8/22 \pm 1/21$	$22/3 \pm 2/1$	358 ± 17	

است، کنترل دما حین تابش امواج روی نمونه صورت نگرفت. با این حال، تغییرات دما از ۲۵ درجه سلسیوس (دمای محیط در آغاز عملیات تخریب) تا ۳۸ درجه سلسیوس به‌عنوان بیشترین دمای ثبت شده در داخل نمونه‌ها، مشاهده شد که با توجه به مطالعات قبلی، اثر ناچیزی روی فرایند تخریب لجن دارد (Wang et al., 2006).

برای تعیین درجه تخریب مطابق با فرمول ارائه شده توسط Müller (2000), نخست COD محلول قبل از تخریب ($SCOD_i$) و بعد از آن ($SCOD_f$) اندازه‌گیری شد. برای جداسازی COD محلول از جامد،

دستگاه فراصوت استفاده‌شده در این تحقیق بری تخریب لجن، از شرکت فاپن (ایران) تأمین شد. مشخصات عملکردی این دستگاه در جدول ۲ آمده است. نحوه تولید امواج در این دستگاه از نوع مغناطوتنگش^۴ است. از آنجا که بر اساس مطالعات قبلی، کارایی فرایند تخریب در فرکانس‌های بین ۲۰ تا ۴۰ کیلوهرتز بیشتر است (Tiehm et al., 2001; Zhang et al., 2008), بسامد دستگاه استفاده‌شده، ۲۴ کیلوهرتز انتخاب شد. نمونه‌های لجن به صورت Batch تخریب شده و در هر بار عملیات تخریب، ۱۰۰ میلی‌لیتر از لجن تخریب می‌شد. از آنجا که مطالعه اثر گرما روی فرایند تخریب در این پژوهش مد نظر نبوده

rcf ۴۰۰۰۰ نیز گزارش شده بود (Benabdallah El-Hadj, (Dosta et al. 2007)، برای اطمینان از جداسازی کامل COD محلول از مواد جامد، روآبه حاصل از یک اولترافیلتر^۶ با قطر منافذ ۰/۴۵ میکرون عبور داده شده و به‌عنوان نمونه در انجام آزمایش COD محلول برداشت شد.

مایع روآبه نمونه لجن توسط یک دستگاه سانتریفوژ (SDN- United Kingdom) جداسازی شد. دستگاه روی ۳۵۰۰ دور در دقیقه تنظیم شده و نمونه‌های لجن به مدت ۳۰ دقیقه در دستگاه تغلیظ می‌شد. بر این اساس با توجه به قطر چرخش نمونه‌ها (۲۵۰ میلی‌متر)، پارامتر G-force به‌عنوان معیار نیروی اعمالی به نمونه‌ها برابر با ۳۴۳۰ rcf^۵ بود. با توجه به آنکه در تحقیقات قبلی، میزان این پارامتر تا

جدول ۲. مشخصات دستگاه مولد امواج فراصوت

نوع دستگاه فراصوت	سونوترد (دارای پرآب)
شرکت تولیدکننده	فناوری ایران پژوهش نصیر (فاپن)
اجزاء دستگاه	مولد امواج + پرآب
مقطع پرآب	دایروی
قطر پرآب	۵ میلی‌متر
فرکانس تولیدی امواج	۲۴ کیلوهرتز
حداقل و حداکثر توان	۳۰ تا ۳۰۰ وات
قابلیت تنظیم توان	بازه‌های ۳۰ واتی
قابلیت تنظیم غیرپیوسته تابش	از ۰/۱ تا ۱ ثانیه، با بازه‌های ۰/۱ ثانیه‌ای

جداسازی شده و COD محلول حاصل اندازه‌گیری شد (Müller, 2000; Gonze et al., 2003; Nickel, 2007; Xu) (et al., 2016).

برای طراحی آزمایش‌ها، از روش پاسخ سطحی^۷ با استفاده از نرم‌افزار Design Expert و از روش طراحی مرکب مرکزی^۸ استفاده شد. از آنجا که پارامترهای اصلی برای توصیف شرایط عملکردی در تخریب با استفاده از امواج فراصوت، توان اعمالی در حجم ثابت (P)، مدت زمان کلی تابش امواج (t)، غلظت ماده جامد در لجن (%TS) است (Foladori et al., 2010)، این پارامترها به‌عنوان متغیرهای مستقل تعیین شد. همچنین اثر تابش غیرپیوسته امواج در کسری از ثانیه (Seq) نیز به‌عنوان متغیری اضافی بررسی شد. درنهایت، با بررسی داده‌های

درجه تخریب لجن (DD) نیز با استفاده از رابطه^۱ (Müller, 2000) تعیین شد.

رابطه^۱، درجه تخریب لجن: (Müller, 2000)

$$DDCOD = \frac{COD_f - COD_i}{COD_{NaOH} - COD_i} \times 100 \quad [\%]$$

که در آن COD_f مقدار COD محلول پس از تابش امواج فراصوت، COD_i مقدار COD محلول قبل از فرایند تخریب، COD_{NaOH} مقدار COD کل لجن است. برای تعیین COD کل لجن مطابق با روش Tiehm (Tiehm, et al. 2001) که در واقع ناشی از تخریب تمام بافت میکروارگانسیم‌های موجود در لجن است، از روش تخریب شیمیایی با محلول NaOH 1 mole/Lit استفاده شد و مخلوط حاصل به مدت ۲۲ ساعت در آون با دمای ۹۰ درجه سلسیوس نگهداری و سپس روآبه آن به روش فوق

جامدات خشک آن تعیین شد. برای تهیه لجن با غلظت‌های ۳ تا ۵ درصد، لجن تغلیظ شده با سانتریفوژ، با روآبه‌ای که قبلاً با دستگاه سانتریفوژ جداسازی گردیده بود، تریق شد. برای تعیین اثر تابش ناپیوسته در مدت زمان تابش مورد نظر نیز، امواج به صورت کسری از ثانیه تابانده شده و در کسر مابقی تا یک ثانیه، تابش امواج به صورت خودکار و توسط دستگاه، قطع می‌شد. (به‌طور مثال، ۰/۷ ثانیه تابش و ۰/۳ ثانیه استراحت). تغییرات این پارامتر نیز از ۰/۳ ثانیه تا ۰/۹ ثانیه صورت گرفت.

آزمایش‌های تعیین COD و جامدات خشک لجن طبق کتاب استاندارد آزمایش‌های آب و فاضلاب (APHA, 2012) با سه بار تکرار هر آزمایش انجام شد. برای آزمایش COD، از روش رنگ‌سنجی^{۱۲} با استفاده از دستگاه Hach DR 1900 به‌عنوان طیف‌نگار نوری^{۱۳} استفاده شد.

۳. نتایج و بحث

داده‌های به دست آمده از ۳۲ آزمایش طراحی شده با نرم‌افزار Design Expert برای مدل‌سازی و تحلیل، در این نرم‌افزار وارد شد. در گام نخست، با در نظر گرفتن متغیرهای توان، مدت زمان اعمال امواج فراصوت، تابش منقطع امواج و درصد مواد جامد لجن، رابطه ۳ بین تابع پاسخ سطحی درجه تخریب و پارامترهای یادشده پیشنهاد شده است. با بررسی آنالیز واریانس ANNOVA برای مدل لگاریتمی پیشنهادی که در جدول ۳ نشان داده شده است، معادله پیشنهادی برای ارتباط P، t، Seq و %TS با سطح پاسخ DDCOD نشان دهنده آن است که تست مطلوبیت برای این مدل ارضا شده است.

رابطه ۳، رابطه توسعه داده شده بین %P-t-Seq برای سطح پاسخ DDCOD:

$$\begin{aligned} \text{Log}_{10}(\text{DDCOD}) = & -3.27179 \\ & +1.78725\text{E-}003 \times \text{Watt} \\ & +5.28686 \times \text{Seq} \\ & +0.16406 \times \text{Time} \\ & -0.098290 \times \text{Density} \\ & -3.82414 \times \text{Seq}^2 \\ & -8.14053\text{E-}003 \times \text{Time}^2 \end{aligned}$$

به‌دست آمده از آزمایش‌ها، مدل مناسبی معرفی شد که کیفیت آن با شاخص تفاضل حداقل مربعات^۹ مورد تأیید قرار گرفت. معناداری آماری مدل پیشنهادی نیز با آزمون فیشر صحت‌سنجی شد.

برای استانداردسازی پارامترهای اندازه‌گیری شده، پارامتر انرژی مخصوص (Es) محاسبه شد که در تحقیقات قبلی معرفی و استفاده شده‌اند. (Foladori et al., 2010). با توجه به اینکه در Es با مقادیر بالاتر از 48600 kJ/kgTS ، سرعت محلول شدن مواد آلی کاهش یافته و در واقع افزایش Es تأثیر چندانی روی افزایش درجه تخریب ندارد (Wang et al., 2006; Mohammadi et al., 2011)، مقدار این پارامتر در این تحقیق تا 48600 kJ/kgTS افزایش داده شد.

از آنجا که مدت زمان واقعی تابش امواج فراصوت در حالت تابش منقطع، کمتر از تابش پیوسته امواج است، مدت زمان تابش امواج در کسری از ثانیه نیز به‌عنوان پارامتری اضافه در محاسبه انرژی مخصوص، وارد شده تا انرژی مخصوص واقعی اعمال شده به لجن طبق رابطه ۲ تعیین شود:

رابطه ۲، انرژی مخصوص واقعی:

$$E_s^{Real} = \frac{P \times t \times seq}{V \times x} \quad [kJ/kgTS]$$

که در آن، P، توان اعمالی به نمونه برحسب وات؛ t، زمان تابش امواج برحسب ثانیه؛ V، حجم نمونه به لیتر؛ x، غلظت نمونه برحسب کیلوگرم مواد جامد لجن در هر لیتر؛ و متغیر seq، کسری از ثانیه است که در آن تابش امواج انجام می‌شود. بر این اساس، توان اعمالی از ۶۰ تا ۳۰۰ وات تغییر داده شد. همچنین زمان کلی تخریب نیز از ۲ دقیقه تا ۱۰ دقیقه تغییر داده شد. برای تعیین اثر غلظت لجن، نمونه‌های لجن با دستگاه سانتریفوژ تغلیظ شده و پس از خارج کردن مایع روآبه، جامدات باقیمانده از صافی با جنس شیشه‌ای^{۱۰} به قطر ۴۷ میلی‌متر و اندازه منافذ^{۱۱} ۰/۴۵ میکرون (CHMLAB, Spain) عبور داده شد. سپس با خشک‌کردن در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس، میزان

با توجه به آنکه بالاتر از ۴ است، مطلوبیت مدل را تأیید می‌نماید.

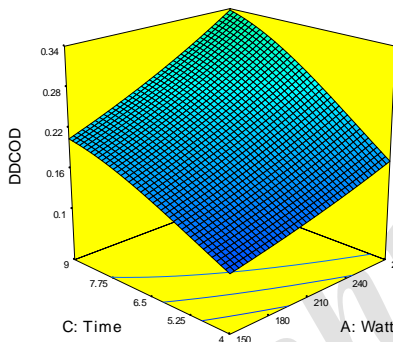
همان‌گونه که در نمودار شکل ۲ مشخص است، با افزایش توان اعمالی درجه تخریب افزایش یافته و تا حدود ۳۸ درصد می‌رسد.

برای این مدل، پارامتر R^2 واقعی، اصلاح شده^{۱۴} و پیش‌بینی شده^{۱۵} به ترتیب برابر با ۰/۹۷۹۷، ۰/۹۷۴۹ و ۰/۹۶۲۵ است که نزدیک بودن آن به یک، نمایانگر برآزش مناسب مدل بر داده‌ها است. همچنین پارامتر Adequate precision برای این مدل ۵۵/۷۶۱ محاسبه شده است که

جدول ۳. نتایج تحلیل واریانس مدل لگاریتمی پیشنهاد شده برای سطح پاسخ درجه تخریب

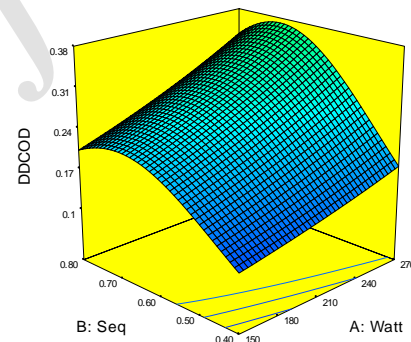
منبع	حاصل جمع مربعات	درجات آزادی	میانگین مربعات	مقدار F در آزمون فیشر	سطح معناداری (مقادیر P)
مدل	0.22	5	0.045	202.81	معنادار <0.0001
باقیمانده	4.611E-3	21	2.196E-4	-	-
نقص برآزش	4.201E-3	16	2.625E-4	3.2	بی‌معنی 0.1018
خطای خالص	4.102E-4	5	8.204E-5	-	-
کل	0.23	26	-	-	-

Original Scale
Log10(DDCOD)
0.9
0.036
X1 = A: Watt
X2 = C: Time
Actual Factors
B: Seq = 0.60
D: Density = 3.00



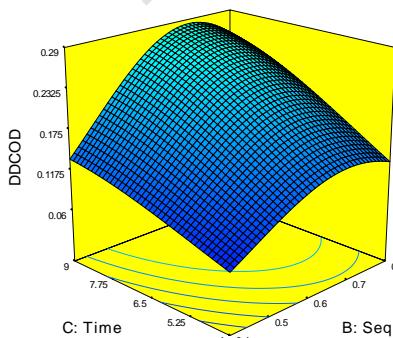
شکل ۳. رابطه بین توان اعمالی و زمان با درجه تخریب در تابش منقطع و غلظت لجن ثابت

Original Scale
Log10(DDCOD)
0.9
0.036
X1 = A: Watt
X2 = B: Seq
Actual Factors
C: Time = 10.00
D: Density = 3.00



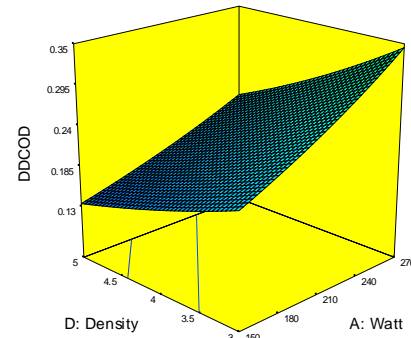
شکل ۲. تأثیر متقابل توان اعمالی و تابش منقطع روی درجه تخریب در زمان و غلظت ثابت

Original Scale
Log10(DDCOD)
0.9
0.036
X1 = B: Seq
X2 = C: Time
Actual Factors
A: Watt = 210.00
D: Density = 3.00



شکل ۵. رابطه بین زمان کلی اعمال امواج فراصوت و تابش غیرپیوسته با درجه تخریب در توان و غلظت لجن ثابت

Original Scale
Log10(DDCOD)
0.9
0.036
X1 = A: Watt
X2 = D: Density
Actual Factors
B: Seq = 0.60
C: Time = 10.00



شکل ۴. رابطه بین توان اعمالی و غلظت لجن روی درجه تخریب در زمان و تابش ناپیوسته ثابت

به کاهش پارامتر DDCOD منجر می‌شود. (شکل ۴) به‌نحوی که در مدت زمان ۱۰ دقیقه، با افزایش توان اعمالی به نمونه، درجه تخریب متناسب با افزایش غلظت مواد جامد لجن کاهش می‌یابد. این روند به‌طور مشابهی در زمان‌های تابش دیگر نیز مشاهده می‌شود.

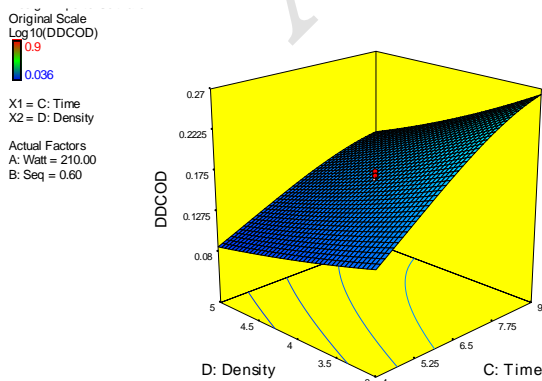
با در نظر گرفتن رابطه بین زمان کلی تابش و بازه‌های تابش امواج در شکل ۵، همچنان ملاحظه می‌شود در بازه زمانی تابش ۰/۷ ثانیه، بیشترین مقدار تخریب COD را در زمان ثابت خواهیم داشت. هر چه زمان کلی تابش امواج نیز بیشتر شود، به علت آنکه انرژی بیشتری به نمونه اعمال می‌شود، درجه تخریب نیز افزایش می‌یابد تا در بیشترین مقدار به ۲۹ درصد برسد.

روند مشابهی در افزایش راندمان انحلال COD در تابش منقطع ۰/۷ ثانیه در شکل ۶ دیده می‌شود. با افزایش غلظت لجن، کاهش DDCOD اتفاق می‌افتد که نمایانگر عدم پراکنش حباب‌های تولید شده در اثر تابش امواج فراصوت در فواصل دورتر از الکتروود بوده و در نتیجه تخریب لجن کمتری حادث می‌شود (Tiehm et al., 2001). هنگامی که بازه زمانی تابش، کمتر از ۰/۷ ثانیه باشد، کاهش معناداری در میزان درجه تخریب مشهود است، لیکن در تابش‌های بیشتر از ۰/۷ ثانیه، روند کاهش این پارامتر نامحسوس‌تر است.

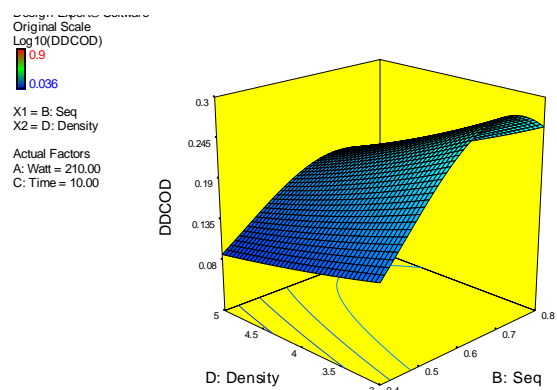
درعین حال، با کاهش بازه‌های تابش از ۱ تا ۰/۴ ثانیه، میزان درجه تخریب نخست افزایش و سپس کاهش می‌یابد و در بازه زمانی ۰/۶ تا ۰/۷ به بیشترین مقدار خود می‌رسد که نشان می‌دهد در این بازه، مقدار انحلال COD در توان‌های ثابت بیشینه می‌شود.

در شکل ۳، رابطه بین توان اعمالی و زمان تابش امواج نشان داده شده است. از آنجا که کار انجام شده از حاصل ضرب توان در زمان منتج می‌شود، با افزایش توان و زمان تابش امواج، میزان حباب‌های تولید شده در اثر کاویتاسیون بیشتر شده و در نتیجه، کارایی فرایند تخریب افزایش و درجه تخریب تا ۳۴ درصد افزایش می‌یابد.

انرژی ساطع شده از پرآب مولد امواج فراصوت در محیط‌های آبی، به تولید حباب‌های بخار آب در اثر پدیده کاویتاسیون و نیز رادیکال‌های هیدروکسیل (OH) می‌انجامد که نقش اساسی در تخریب بافت میکروارگانیزم‌ها بازی می‌کنند. با افزایش غلظت لجن که به معنای افزایش توده‌های میکروارگانیزم در نمونه است، مقدار کمتری از انرژی اعمال شده به محیط آبی، به حباب یا رادیکال هیدروکسیل تبدیل می‌شود. در این حالت، بخشی از امواج تولید شده توسط توده‌های سلولی جذب می‌شود (Foladori et al., 2010). بنابراین تعداد برخوردهای مخرب حباب‌ها و رادیکال‌های OH تولید شده با توده‌های میکروارگانیزم‌ها کمتر شده و در نهایت،



شکل ۷. رابطه بین زمان کلی اعمال امواج فراصوت و غلظت لجن با درجه تخریب در توان و تابش منقطع ثابت



شکل ۶. رابطه بین غلظت لجن و تابش غیرپیوسته با درجه تخریب در توان و زمان ثابت

مخصوص واقعی (رابطه ۲) استفاده شده است، لیکن در تحقیقات دیگر محققان، پارامتر Seq در رابطه انرژی مخصوص، لحاظ نشده است.

رابطه ۴: رابطه توسعه داده شده بین Es-Seq برای سطح پاسخ DDCOD:

$$\begin{aligned} \text{DDCOD} &= -0.30799 \\ &+ 8.59092\text{E-}006 \times \text{Es} \\ &+ 1.21280 \times \text{Seq} \\ &- 1.00445 \times \text{Seq}^2 \end{aligned}$$

نتایج آنالیز واریانس ANNOVA برای این مدل نیز در جدول ۴ آمده است. در این مدل، مقدار پارامتر مجذور مربعات برای داده‌ها $R^2=0.9633$ بوده که مقدار اصلاح شده آن نیز $R^2(\text{adj})=0.9587$ به دست آمده است. نزدیکی این پارامتر به عدد یک در مدل پیشنهادی، نمایانگر برازش مناسب مدل به داده‌ها است که اطمینان از برآورد مقدار راندمان تخریب در انرژی مخصوص‌های متفاوت و در بازه‌های زمانی تابش مختلف با استفاده از این مدل را برآورده می‌کند. معناداری مدل نیز با آزمون فیشر و با استفاده از پارامتر F بیان شده است که مقدار آن در این مدل 210.08 به دست آمده است. معنادار نبودن آزمون ضعف برازش نیز نمایانگر برازش مناسب داده‌ها با مدل بوده و نشان می‌دهد که نسبت معناداری بین ضعف برازش و خطای خالص وجود ندارد.

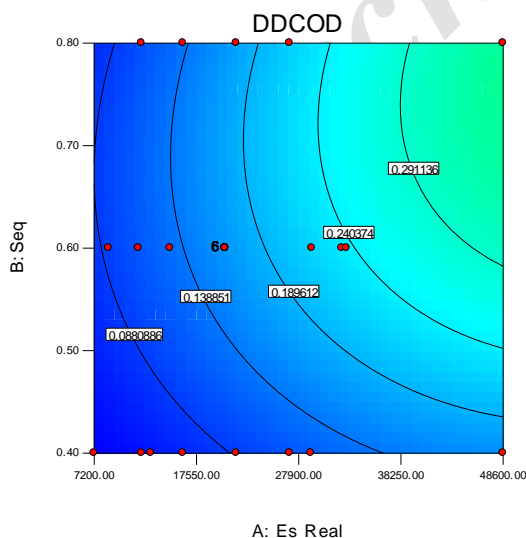
افزایش زمان کلی تابش امواج که به معنای اعمال انرژی بیشتری به نمونه لجن است، در هر غلظتی از لجن، به افزایش درجه تخریب می‌انجامد (Tiehm et al., 2001). با بررسی شکل ۷، مشخص است که در غلظت‌های بیشتر لجن، روند افزایش DDCOD با افزایش زمان تابش، رشد کمتری دارد که نشان می‌دهد هنگامی که غلظت لجن از حد مشخصی بالاتر باشد، افزایش زمان تابش، به رشد فراوانی در درجه تخریب منجر نمی‌شود و تنها حجمی از لجن که در شعاع مشخصی در اطراف پیرآب حضور دارد، انرژی اعمالی را دریافت کرده و بقیه حجم لجن تخریب نمی‌شود.

پس از بررسی رابطه بین درجه تخریب با پارامترهای مؤثر فوق، ملاحظه شد بررسی رابطه دو به دوی پارامترها با DDCOD نمی‌تواند به‌طور جامع، بیان‌گر رفتار تخریب باشد. از این رو با ترکیب پارامترهای فوق و تبدیل آن به انرژی مخصوص اعمالی به واحد حجم لجن، رابطه بین انرژی مخصوص (واقعی) و تابش ناپیوسته امواج با درجه تخریب COD بیان شد. با توجه به تحلیل‌های صورت گرفته در نرم‌افزار DesignExpert، این رابطه به صورت یک مدل درجه دوم بهترین برازش را به داده‌ها داشته و بر همین اساس، رابطه ۴ برای ارتباط بین پارامترهای یادشده توسعه داده شد. شایان ذکر است در این رابطه از انرژی

جدول ۴. نتایج تحلیل واریانس مدل درجه دوم پیشنهاد شده برای سطح پاسخ درجه تخریب

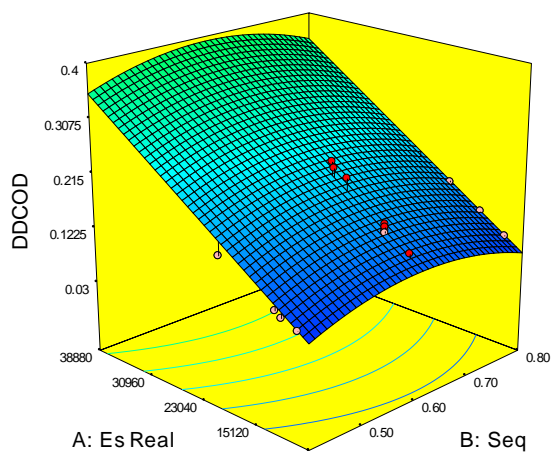
منبع	حاصل جمع مربعات	درجات آزادی	میانگین مربعات	F در آزمون فیشر	مقدار P (مقادیر)	سطح معناداری
مدل	0.13	3	0.043	210.08		معنادار <0.0001
باقیمانده	4.951E-3	24	2.063E-4	-		-
نقص برازش	4.680E-3	19	2.463E-4	4.55		بی معنی 0.0505
خطای خالص	2.708E-4	5	5.417E-5	-		-
کل	0.13	27	-	-		-

میکروارگانیزم‌ها با از دست دادن نظم مکانیسم دفاعی خود در مواجهه با نیروی بیرونی، آسیب‌پذیری بیشتری پیدا کرده که در نتیجه، افزایش درجه تخریب لجن را به همراه دارد. علاوه بر آن، تابش پیوسته امواج باعث تولید حباب‌های پایدار در محیط مایع شده که این حباب‌ها خود می‌توانند موجب میرایی انرژی امواج ساطع شده گردند. به عبارت دیگر، انرژی امواج که می‌بایست صرف تولید حباب‌های بخار در مایع شود، با عبور از فاز مایع و ورود به فاز گاز در درون حباب‌ها، میرا شده و مقداری از انرژی خود را از دست می‌دهد. با انقطاع تابش امواج، در واقع این فرصت به حباب‌های تولید شده داده می‌شود که انرژی ناشی از تخریب خود را به‌طور کامل آزاد نمایند و عملاً در بازه تابش بعدی، حباب‌های پایدار در محیط به کمترین مقدار خود می‌رسند. بنابراین درصد بیشتری از انرژی اعمالی به حباب‌های ناپایدار که وظیفه تخریب لجن را بر عهده دارند، تبدیل می‌شود و در نتیجه، درجه تخریب افزایش می‌یابد.



شکل ۹. رابطه بین انرژی مخصوص و تابش منقطع با درجه تخریب COD (کانتور)

شکل ۸ نشان‌دهنده رابطه بین انرژی مخصوص، تابش ناپیوسته و درصد تخریب لجن در این تحقیق است. همان‌گونه که در این نمودار مشخص است، با افزایش انرژی مخصوص، راندمان تخریب لجن نیز افزایش می‌یابد. اما کاهش بازه‌های زمانی تابش امواج از مقدار ۱ تا ۰/۵، به افزایش پارامتر DDCOD منجر شده و مقدار این پارامتر در نقطه‌ای بین ۰/۶ تا ۰/۷ بیشینه می‌شود. در این حالت، می‌توان استنباط کرد که در زمان‌هایی که تابش امواج صورت می‌گیرد، حباب‌های ایجاد شده در اثر پدیده کاویتاسیون در سرتاسر محلول پراکنده شده و با برخورد با دیواره توده‌های لجن، نخست به شکسته شدن فلاک‌ها و سپس باعث تخریب دیواره سلولی میکروارگانیزم‌ها منجر می‌شوند (Foladori et al., 2010). اگر این تابش پیوسته باشد، یکنواختی در برخورد حباب‌ها با جرم‌های سلولی و مکانیسم دفاعی دیواره سلول در مواجهه با نیروی خارجی، به افزایش مقاومت دیواره سلولی و به تبع آن، کاهش درجه تخریب می‌انجامد. درحالی‌که اگر این حباب‌ها در مدت زمان اندکی (کسری از ثانیه) تولید نشوند، دیواره سلولی



شکل ۸. رابطه بین انرژی مخصوص واقعی و تابش منقطع با درجه تخریب COD

که تابش امواج در تحقیق یادشده، به صورت پیوسته بوده است. Bougrier و همکاران (۲۰۰۵) نیز به درجه تخریب ۲۷ درصد در انرژی مخصوص 10000 kJ/kgTS رسیده‌اند. بررسی روند تغییر انرژی مخصوص اعمال شده با درجه تخریب در غلظت‌های مختلف لجن، در تحقیق صورت گرفته توسط Neis و همکاران (۲۰۰۰) در شکل ۱۱ نشان داده شده است.

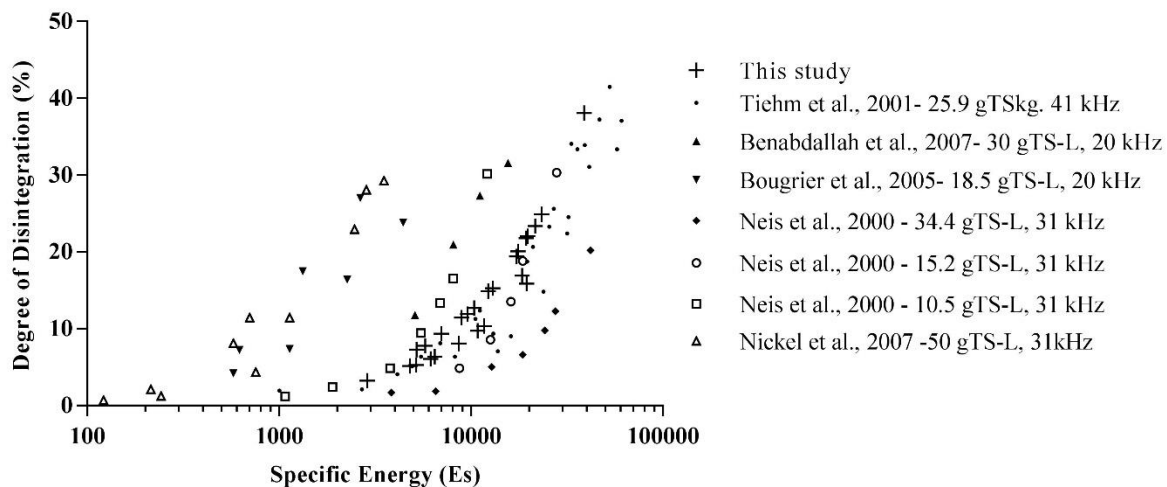
تابش غیرپیوسته (منقطع) امواج نیز می‌تواند به‌عنوان یکی از پارامترهای مؤثر در افزایش کارایی فرایند تخریب لجن توسط امواج فراصوت مد نظر قرار گیرد. در این حالت، در کسری از ثانیه، تابش امواج اعمال شده و در مدت زمان باقی‌مانده تا یک ثانیه، تابش امواج قطع می‌شود. نتایج مربوط به این تحقیق که در شکل ۱۰ ارائه شده است نیز نمایانگر آن است که با اعمال انرژی مخصوص در محدوده ۱۰۰۰۰ تا ۴۰۰۰۰، اگر به‌جای تابش پیوسته امواج در مدت زمان ثابت، تابش امواج در هر ثانیه به مدت ۰/۳ تا ۰/۴ ثانیه قطع شود، پارامتر درجه تخریب COD به‌عنوان شاخص کارایی فرایند تخریب، نسبت به تابش پیوسته، افزایش ۱۹ درصدی (به‌طور میانگین) پیدا می‌کند. این در حالی است که انرژی مصرف‌شده در طول مدت زمان تابش نیز نسبت به تابش پیوسته، به میزان ۳۰ تا ۴۰ درصد کاهش یافته است.

برای بررسی دقیق تأثیر تابش غیرمنقطع و درک جامع‌تر از مکانیسم‌های حادث‌شده تخریب نمونه‌های لجن که منجر به آزادسازی بیشتر COD محلول شده است، لازم است مطالعه میکروسکوپی فرایندها نیز در تحقیقات بعدی مورد توجه قرار گیرد. با این حال، با بررسی مشاهدات ماکروسکوپی صورت گرفته، علت افزایش درجه تخریب با انقطاع تابش امواج فراصوت، ایجاد پدیده رزونانس مخرب در ساختار دیواره سلولی قلمداد گردید. بر همین اساس، با قطع نمودن تابش جریان در کسری از ثانیه، مکانیسم دفاعی دیواره سلولی میکروارگانیسم‌ها نظم خود را از دست داده و مقاومت کمتری در مواجهه با نیروی خارجی از خود نشان می‌دهد.

از طرف دیگر، در صورتی که رابطه بین انرژی مخصوص محاسباتی با بازه‌های تابش امواج و درجه تخریب به صورت شمارگرهای ترسیم‌شده در شکل ۹ در نظر گرفته شود، مشخص می‌شود که با افزایش انرژی مخصوص اعمال شده به لجن، نقطه بهینه بازه زمانی تابش از ۰/۶ به ۰/۷ ثانیه میل می‌کند. علت این امر آن است که در انرژی مخصوص‌های بالاتر، مقدار انرژی اعمال شده به میکروارگانیسم‌ها به اندازه‌ای است که برای تخریب دیواره سلولی کفایت می‌کند. از این‌رو در ابتدای تابش امواج، بلافاصله دیواره سلولی تخریب شده و به این ترتیب، فرضیه تغییر در مکانیسم دفاعی میکروارگانیسم‌ها در مقیاس کمتری اتفاق می‌افتد.

۴. نتیجه‌گیری

استفاده از امواج فراصوت برای تخریب بافت میکروارگانیسم‌های موجود در لجن مازاد تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، می‌تواند علاوه بر کاهش هزینه‌های دفع لجن، به‌عنوان منبع کربنی باکتری‌های دنیتریفایر نیز استفاده شود. برای بررسی کارایی روش‌های تخریب لجن، از پارامتر درجه تخریب COD استفاده می‌شود. در مطالعات قبلی، مهم‌ترین پارامترهای مؤثر در افزایش درجه تخریب، توان، زمان اعمال امواج، حجم نمونه و غلظت لجن تخریب شده ذکر شده است. بررسی نتایج تحقیقات صورت گرفته توسط محققان قبلی در خصوص تخریب لجن با امواج فراصوت که در شکل ۱۰ آمده است، نشان می‌دهد در تمام این پژوهش‌ها، تأثیر تابش غیرمنقطع و مکانیسم عمل آن بر میکروارگانیسم‌ها بررسی نشده است. Tiehm و همکاران با تغییر انرژی مخصوص از ۱۰۰۰ تا 70000 kJ/kgTS توانسته‌اند به بیشترین مقدار در درجه تخریب لجن معادل ۴۳ درصد دست یابند (Tiehm et al., 2001). Benabdallah و همکاران (۲۰۰۷) نیز با اعمال انرژی مخصوص کمتری (تا حداکثر 15000 kJ/kgTS) به درجه تخریب ۳۱ درصد دست‌یابی داشته‌اند. این در حالی است



شکل ۱. مقایسه بین رابطه انرژی مخصوص و درجه تخریب در تحقیق حاضر و مقاله‌های قبلی

یادداشت‌ها

1. Specific Energy
2. Sludge Disintegration
3. Lysis
4. Magnetostrictive
5. Relative Centrifugal Force
6. Ultra-filter
7. Response Surface Methodology
8. Central Composite Design
9. R Square- R^2
10. Glass microfiber
11. Pore size
12. Colorimetric
13. Spectrophotometer
14. Adjusted
15. Predicted

بنابراین با توجه به نتایج حاصل شده از این تحقیق، و در مقایسه با تحقیقات صورت گرفته قبلی، پیشنهاد می‌شود به جای تابش پیوسته امواج فراصوت برای تخریب بافت میکروارگانیزم‌ها، از تابش منقطع استفاده شود تا با کاهش انرژی مصرفی در شرایط مشابه با تابش پیوسته، بازدهی فرایند تخریب لجن با استفاده از امواج فراصوت نیز بیشتر شود.

منابع

- Ahn, K.-H., Song, K.-G., Choa, E., E., Cho, E., Yun, H., Lee S. and Me, J. 2003. "Enhanced biological phosphorus and nitrogen removal using a sequencing anoxic/anaerobic membrane bioreactor (SAM) process." *Desalination*, 157(1): 345-352.
- American Public Health Association (APHA). 2005. "Standard method for examination of water and wastewater", 21st edn. APHA, AWWA, WPCF, Washington.
- Benabdallah El-Hadj, T., Dosta, J., Márquez-Serrano, R. and Mata-Alvarez, J. 2007. "Effect of ultrasound pretreatment in mesophilic and thermophilic anaerobic digestion with emphasis on naphthalene and pyrene removal." *Water research*, 41(1): 87-94.
- Bougrier, C., Carrère, H. and Delgenès, J.P. 2005. "Solubilisation of waste-activated sludge by ultrasonic treatment." *Chemical Engineering Journal*, 106(2): 163-169.
- Carrère, H., Dumas, C., Battimelli, A., Batstone, D.J., Delgenès, J.P., Steyer, J.P. and Ferrer, I. 2010. "Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review." *Journal of Hazardous Materials*, 183(1-3): 1-15.
- Foladori, P., Andreottola, G. and Ziglio, G. 2010. *Sludge Reduction Technologies in Wastewater Treatment Plants*, IWA Publishing.

- Gonze, E., Pillot, S., Valette, E., Gonthier, Y. and Bernis, A. 2003. "Ultrasonic treatment of an aerobic activated sludge in a batch reactor." *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 42(12): 965-975.
- Kampas, P., Parsons, S.A., Pearce, P., Ledoux, S., Vale, P., Churchley, J. and Cartmell, E. 2007. "Mechanical Sludge Disintegration: Providing an Alternative Carbon Source for Nutrient Removal." *Environmental Technology*, 28(4): 471-477.
- Khanal, S. K., Grewell, D., Sung, S. and van Leeuwen, J. 2007. "Ultrasound Applications in Wastewater Sludge Pretreatment: A Review." *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37(4): 277-313.
- Lee, H., Lee, D., Hong, S., Yun, G.H., Kim, S., Hwang, J.K., Lee, W. and Yun, Z. 2014. "Anoxic gas recirculation system for fouling control in anoxic membrane reactor." *J Environ Sci (China)*, 26(6): 1289-1293.
- Liu, Y., Wang, H., Xu, Y., Tu, Q. and Chen, X. 2017. "Achieving enhanced denitrification via hydrocyclone treatment on mixed liquor recirculation in the anoxic/aerobic process." *Chemosphere*, 189: 206-212.
- Lopez-Vazquez, C.M., Hooijmans, C.M., Brdjanovic, D., Gijzen, H.J. and van Loosdrecht, M.C. 2007. "A practical method for quantification of phosphorus- and glycogen-accumulating organism populations in activated sludge systems." *Water Environ Res*, 79(13): 2487-2498.
- Mohammadi, A.R., Mehrdadi, N., Bidhendi, G.N. and Torabian, A. 2011. "Excess sludge reduction using ultrasonic waves in biological wastewater treatment." *Desalination*, 275(1): 67-73.
- Müller, J. 2000. "Disintegration as a key-step in sewage sludge treatment." *Water Science and Technology* 41(8): 7.
- Müller, J. 2000. "Pretreatment processes for the recycling and reuse of sewage sludge." *Water Science & Technology*, 42(9): 7.
- Neis U., N. U. K. and Tiehm A. 2000. "Enhancement of anaerobic sludge digestion by ultrasonic disintegration." *Water Science and Technology*, 42(9): 73-80.
- Nickel, K. and Neis, U. 2007. "Ultrasonic disintegration of biosolids for improved biodegradation." *Ultrasonics Sonochemistry*, 14(4): 450-455.
- Ruiz, L. M., Perez, J.I. and Gomez, M.A. 2014. "Comparison of five wastewater COD fractionation methods for dynamic simulation of MBR systems." *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*, 49(13): 1553-1563.
- Sun, F.-y., Wang, X.-m. and Li, X.-y. 2013. "An innovative membrane bioreactor (MBR) system for simultaneous nitrogen and phosphorus removal." *Process Biochemistry*, 48(11): 1749-1756.
- Tiehm, A., Nickel, K., Zellhorn, M. and Neis, U. 2001. "Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization." *Water Research*, 35(8): 2003-2009.
- Vocks, M., Adam, C., Lesjean, B., Gnirss, R. and Kraume, M. 2005. "Enhanced post-denitrification without addition of an external carbon source in membrane bioreactors." *Water Research*, 39(14): 3360-3368.
- Wang, F., Lu, S. and Ji, M. 2006. "Components of released liquid from ultrasonic waste activated sludge disintegration." *Ultrasonics Sonochemistry*, 13(4): 334-338.
- Xu, R., Fan, Y., Wei, Y., Wang, Y., Luo, N., Yang, M., Yuan, X. and Yu, R. 2016. "Influence of carbon sources on nutrient removal in A2/O-MBRs: Availability assessment of internal carbon source." *Journal of Environmental Sciences*, 48: 59-68.
- Zhang, G., Zhang, P., Gao, J. and Chen, Y. 2008. "Using acoustic cavitation to improve the bio-activity of activated sludge." *Bioresource Technology*, 99(5): 1497-1502.