مجله علمی دانشگاه علوم پزشکی کردستان/ دوره هفدهم/پاییز ۱۳۹۱/۹۰-۸۲

# ارزیابی عملکرد راکتور بیهوازی با بستر سیال (AMBR) در تجزیه بیولوژیکی پرکلرواتیلن (PCE)

**مریم فرجی[۱]، محمد مهدی امین[۲]، فریبرز مؤمن بیک[۳]**

۱. کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط، مرکز تحقیقات محیط زیست، دانشگاه علوم پزشکی اصفهان، اصفهان، ایران

۲.دانشیار، مرکز تحقیقات محیط زیست، دانشگاه علوم پزشکی اصفهان، اصفهان، ایران (نویسنده مسئول)، تلفن:۰۳۱۱-۷۹۲۲۶۸۶، amin@hlth.mui.ac.ir

۳. استادیار، گروه شیمی، دانشکده علوم، دانشگاه اصفهان، اصفهان، ایران

## چکیده

**بیان مسئله:** پرکلرواتیلن (PCE) از دسته هیدروکربن های آلیفاتیک کلردار است که کاربرد گسترده ای در صنایع دارد. هدف از این مطالعه تعیین قابلیت تجزیه بیولوژیکی PCE بوسیله یک راکتور AMBR است. غلظت PCE در این مطالعه بیشتر از مقادیر به کار رفته در سایر مطالعات مشابه است و راکتور AMBR نیز تاکنون برای تجزیه بیولوژیکی PCE مورد استفاده قرار نگرفته است.

**مواد و روشها:** این مطالعه یک مطالعه تجربی آزمایشگاهی بود. یک راکتور AMBR در مقیاس آزمایشگاهی به حجم کل ۱۰ لیتر با ۴ محفظه برای تجزیه بیولوژیکی پرکلرواتیلن از سوبستره سنتتیک مورد استفاده قرار گرفت. کارایی راکتور طی ۴ مرحله از بارگذاری PCE معادل ۳/۷۵ تا mgPCE/L.d ۷۵ مورد بررسی قرار گرفت. نتایج حاصل از مطالعه با نرم افزار Excel مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

**نتایج:** بهترین بازده حذف COD به میزان ۹۸٪ در بارگذاری آلی COD معادل gCOD/L.d ۳/۱ بدست آمد. برای حذف PCE نیز بالاترین بازده به میزان ۹۹/۸٪ در بارگذاری PCE معادل mgPCE/L.d ۳۷/۵ حاصل شد. میانگین بازده حذف COD و PCE در کل دوره فعالیت راکتور به ترتیب برابر ۹۱/۴ و ۹۹/۵٪ بود.

**نتیجه گیری:** نتایج نشان داد که راکتور AMBR، در صورت انجام مطالعات تکمیلی در مقیاس کامل و استفاده از پساب صنعتی واقعی آلوده به پرکلرواتیلن یک روش ساده، کارآمد و قابل اطمینان برای تصفیه پسابهای صنعتی آلوده به این ترکیب می باشد.

**کلید واژه ها:** پرکلرواتیلن (PCE)، پسابهای صنعتی، راکتور بی هوازی با بستر سیال (AMBR)

وصول مقاله :۹۱/۷/۱۱ اصلاحیه نهایی: ۹۱/۲/۲۸ پذیرش:۹۱/۳/۲۳

## مقدمه

پرکلرواتیلن (Perchloroethylene) با نام اختصاری PCE به طور گسترده ای در خشکشویی ها، صنایع فلزی و نساجی به کار می رود (۱). آژانس بین المللی تحقیقات روی سرطان، این ترکیب را از دسته آلاینده های دارای تقدم و سرطان زای نوع 2A ( probably carcinogenic to humans) معرفی کرده است (۲). این هیدروکربن آلیفاتیک کلردار به دلیل خاصیت الکترونگاتیو بالایی که دارد نسبت به فرآیندهای تجزیه

[ Downloaded from sjku.muk.ac.ir on 2026-11-06 ]

بیولوژیکی هوازی مقاوم بوده و تحت شرایط بیهوازی، از طریق هالوژن‌زدایی احیایی (Dehalorespiration) به تری کلرواتن (TCE)، ایزومرهای دی کلرواتن (DCE)، وینیل کلراید (VC) و اتن تبدیل می شود (۳). "هو و همکارش" تأثیر افزایش HRT را بر عملکرد راکتور UASB تجزیه کننده PCE، در شرایط بارگذاری PCE و بارگذاری آلی COD (OLR) به ترتیب معادل ۳ mgPCE/L.d و ۳۱۲۵ mgCOD/L.d در حضور لاکتات و ساکاروز مورد مطالعه قرار دادند (۳). در مطالعه دیگری، "پراکاش و همکارش"، هالوژن زدایی PCE را در حضور استات سدیم، متانول و استون به عنوان منبع کربن توسط راکتور UASB بررسی کردند (۴). در تحقیقی توسط "هیرل و همکارش"، کلرزدایی احیایی PCE در غلـظت ورودی معادل ۱۰/۵ mg/L با استفاده از راکتور بیوفیلم بیهوازی پر و خالی شونده به طور متوالی (AnSBBR) در حضور لاکتات و استات مورد ارزیابی قرار گرفت (۵). در مطالعه "چو و همکارش"، قابلیت تجزیه پذیری PCE در محدوده غلظت ۸/۲ تا ۲۶ mg/L توسط فرآیند بیهوازی بستر گسترده با فیلم چسبیده (AAFEB) در درجه حرارت $35^0C$ و در حضور ساکاروز به عنوان دهنده الکترون مورد آزمایش قرار گرفت (۶). علاوه بر روشهای راکتوری، هالوژن زدایی PCE به روشهای دیگری نیز انجام شده است. "یو و همکارش" هالوژن زدایی PCE موجود در آبهای زیرزمینی را با ۵ روش آهن صفر ظرفیتی (zero-valent iron)، روی صفر ظرفیتی (zero-valent zinc)، اجتماع باکتریهای بیهوازی، ترکیب آهن پودری و اجتماع باکتریهای بیهوازی و ترکیب روی پودری و اجتماع باکتریهای بیهوازی مورد بررسی قرار دادند (۷). "سائز و همکاران" به بررسی روش تجزیه الکتروشیمیایی PCE در محیطهای آبی با استفاده از کاتیونها و آنیونهای مختلف پرداختند (۸). روش phytoremediation (اصلاح توسط گیاهان) توسط "جیمز و همکاران" با استفاده از درخت صنوبر برای تجزیه این ترکیب در آبهای زیرزمینی مورد استفاده قرار گرفت که غلظت اولیه PCE در آب بین ۷ تا ۱۴ mg/L متغیر بود (۹). در این تحقیق از یک راکتور بیهوازی با بستر سیال (AMBR) برای تجزیه بیولوژیکی PCE استفاده شد. راکتور AMBR مشابه راکتور ABR از چند محفظه بهم چسبیده تشکیل شده است با این تفاوت که در هر محفظه آن به منظور یکنواختی بیشتر بستر لجن، یک اختلاط دهنده مکانیکی تعبیه می-گردد. برای جلوگیری از تجمع بیومس در آخرین محفظه، جهت جریان ورودی و خروجی راکتور به صورت دوره ای تغییر می کند (۱۰). غلظت PCE در این مطالعه بیشتر از مقادیر به کار رفته در سایر مطالعات مشابه است و راکتور AMBR نیز تاکنون برای تجزیه بیولوژیکی PCE مورد استفاده قرار نگرفته است. هدف از این مطالعه تعیین قابلیت تجزیه بیولوژیکی PCE بوسیله یک راکتور AMBR است.

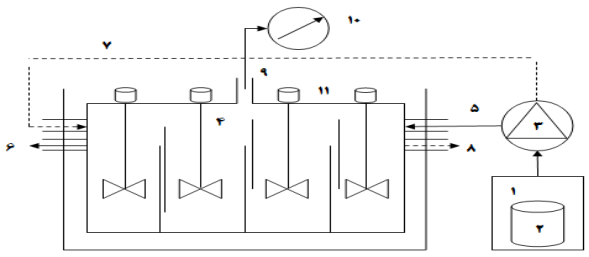
## روش بررسی

### مشخصات پایلوت راکتور بی هوازی با بستر سیال (AMBR)

در این مطالعه که یک مطالعه تجربی- آزمایشگاهی بود از یک پایلوت شامل مخزن تغذیه، پمپ تزریق دیافراگمی (اتاترون ایتالیا) با دبی ۵ lit/hr (قابل تنظیم) و فشار ۱۰ bar و راکتور بیهوازی با بستر سیال (AMBR) (با ابعاد داخلی، طول ۴۳، ارتفاع ۲۳/۵ و عرض ۱۰ سانتیمتر) با حجم مفید ۱۰ لیتر دارای ۴ محفظه با حجم یکسان استفاده شد که مسیر ورود و خروج جریان ۳ روز یکبار تغییر داده می شد. شکل ۱ نمای شماتیک پایلوت راکتور AMBR را نشان می دهد. به منظور ایجاد اختلاط در راکتور، ۴ اختلاط دهنده با دور ۸۰rpm با زمان کارکرد و خاموشی هر یک به مدت ۱۵ دقیقه تعبیه گردید.



[ Downloaded from sjku.muk.ac.ir on 2026-11-06 ]



شکل ۱. نمای شماتیک پایلوت راکتور AMBR

۱.یخچال نگهداری سوبسترہ، ۲. مخزن تغذیه، ۳. پمپ تزریق دیافراگمی، ۴. راکتور بیهوازی با بستر سیال، ۵ و ۷. ورودی جریان، ۶ و ۸. خروجی جریان، ۹. مسیر خروج بیوگاز، ۱۰. گازمتر، ۱۱. میکسر.

## راه اندازی و بهره برداری راکتور

با تلقیح ۵ لیتر لجن تهیه شده از هاضم بیهوازی تصفیه خانه فاضلاب شمال اصفهان، بار گذاری لجن معادل g reactor VSS / L ۲۰ شد. در مرحله راه اندازی سوبسترہ سنتتیک از سه اسید چرب فرار با زنجیره کوتاه (استیک، پروپیونیک و بوتیریک) به عنوان سوبسترہ کمکی و نوترینت های لازم تشکیل می شد. زمان ماند هیدرولیکی (HRT) در کل دوره فعالیت راکتور ۳۲ ساعت بود. در مرحله بهره برداری سوبسترہ ورودی علاوه بر مخلوط سه اسید چرب و نوترینت ها، شامل PCE نیز بود. در دوره فعالیت راکتور، COD سوبسترہ ورودی به راکتور از ۱۰۰۰ تا mg/L ۴۰۰۰ و بارگذاری PCE از ۳/۷۵ به mgPCE/L.d ۷۵ افزایش یافت. متوسط غلظت PCE موجود در پساب خشکشویی ها mg/L ۰/۷ است (۱۱). در خصوص غلظت این ترکیب در سایر صنایع اطلاعاتی بدست نیامد.

نمونه برداری و آنالیز آزمایشگاهی

آزمایشات فیزیکی و شیمیایی بر اساس روش کتاب روش های استاندارد در آزمایشات آب و فاضلاب ( Standard Methods, 2005) انجام شد (۱۲). غلظت پرکلرواتیلن (PCE) در نمونه های ورودی و خروجی راکتور و غلظت ترکیبات واسطه در پساب خروجی راکتور به روش گاز کروماتوگرافی _ اسپکتروفتومتری جرمی مورد آزمایش قرار گرفت. برای تعیین PCE جذب شده روی بیومس پس از استخراج PCE با استفاده از Cyclohexane/Dichloromethane (۱۳) غلظت آن به روش GC-MS آنالیز شد. در خصوص سنجش غلظت PCE در فاز گازی مسیر خروج بیوگاز به مدت ۱۰ روز در بارگذاری PCE برابر mgPCE/L.d ۷۵ به ستونی از کربن فعال گرانوله به عمق ۵۰ سانتیمتر متصل گردید. آنالیز PCE به روش آزمون NIOSH 1003 مخصوص آنالیز هیدروکربن های کلردار انجام شد (۱۴). در پایان داده های حاصل از آزمایشات با نرم افزار Excel مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

## نتایج

### راه اندازی و بهره برداری از راکتور

برای مشاهده عملکرد راکتور راندمان حذف COD و PCE، قلیائیت و pH سنجش شد. درجداول ۱و۲ نتایج حاصل از عملکرد راکتور در دوره راه اندازی و بهره برداری به تفکیک ارائه شده است.



[ Downloaded from sjku.muk.ac.ir on 2026-11-06 ]

جدول ۱. نتایج حاصل از عملکرد راکتور AMBR در دوره راه اندازی و شرایط پایدار

| | فاز | روزهای راهبری | بارگذاری آلی COD (gCOD/L.d) | راندمان حذف COD (درصد) | قلیائیت داخل راکتور (mg/L) | pH (محفظه ۱ تا ۴) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| دوره راه اندازی | ۱ | ۱ـ۴۵ | ۰/۸±۰/۰۵ | ۶۵±۲۸ | ۸۴۵±۳۵ | ۶/۶–۷/۹ |
| | ۲ | ۴۶ـ۸۰ | ۱/۵±۰/۰۳ | ۹۴±۳ | ۱۰۷۰±۱۸۴ | ۶/۹–۷/۸ |
| شرایط پایدار | ۳ | ۸۱ـ۱۱۰ | ۲/۳±۰/۰۳ | ۹۷±۰/۵ | ۱۷۷۷±۱۱۷ | ۶/۹–۷/۹ |
| | ۴ | ۱۱۱ـ۲۱۰ | ۳±۰/۰۳ | ۹۵±۱ | ۲۴۳۹±۳۲۱ | ۶/۷–۷/۹ |

جدول ۲. نتایج حاصل از عملکرد راکتور AMBR در دوره بهره برداری

| فاز | روزهای راهبری | PCE ورودی (mg/L) | راندمان حذف PCE (درصد) | راندمان حذف COD (درصد) | قلیائیت داخل راکتور (mg/L) | pH (محفظه ۱ تا ۴) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| ۵ | ۲۱۱ـ۲۳۰ | ۵ | ۹۹/۰ | ۹۶±۳/۰ | ۲۵۵۶±۶۲ | ۷/۲–۷/۸ |
| ۶ | ۲۳۱ـ۲۵۰ | ۲۰ | ۹۹/۷ | ۹۸±۰/۳ | ۳۰۱۵±۷ | ۷/۵–۸/۲ |
| ۷ | ۲۵۱ـ۲۷۰ | ۵۰ | ۹۹/۸ | ۹۸±۰/۳ | ۳۰۴۳±۱۱ | ۷/۱–۸/۶ |
| ۸ | ۲۷۱ـ۲۹۰ | ۱۰۰ | ۹۹/۵ | ۹۷±۰/۴ | ۳۲۹۰±۹۹ | ۷/۴–۸/۶ |

### *حذف COD و PCE*

در کل دوره راه اندازی و ایجاد شرایط پایدار، راندمان حذف COD برای محفظه ۱ تا ۴ به ترتیب ۸۴، ۱۱، ۵ و ۴٪ و میانگین حذف COD و OLR در این دوره به ترتیب ۸۹٪ و ۲/۲ gCOD/L.d بود. میزان OLR بهینه، به میزان ۲/۳ gCOD/L.d و در روزهای ۱۱۰–۸۱ بدست آمد. بیشترین راندمان حذف COD در اولین محفظه صورت گرفت که این محفظه در مرحله راه اندازی نقش بیشتری در کاهش COD داشت. راندمان کلی حذف PCE در مراحل ۵ تا ۸ به ترتیب ۹۹، ۹۹/۷، ۹۹/۸ و ۹۹/۵٪ و بر این اساس میانگین حذف PCE در راکتور AMBR مورد مطالعه ۹۹/۵٪ بدست آمد. ترکیبات واسطه شامل تری کلرواتیلن (TCE) و ایزومرهای دی کلرو اتیلن (DCES) نیز در خروجی راکتور در غلظت بسیار کم در حد میکروگرم در لیتر شناسایی شد. غلظت کلیه ترکیبات آلی شامل PCE و ترکیبات واسطه شامل تری کلرواتیلن (TCE) و ایزومرهای دی کلرو اتیلن (DCES) را در پساب خروجی راکتور نشان می دهد.



[ Downloaded from sjku.muk.ac.ir on 2026-11-06 ]

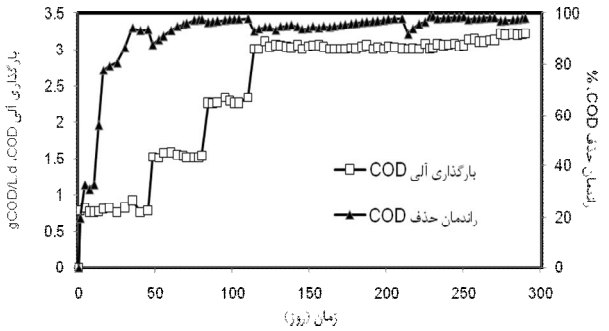
جدول ۳. غلظت PCE و ترکیبات واسطه

| مراحل بهره برداری | مرحله ۵ | مرحله ۶ | مرحله ۷ | مرحله ۸ |
|---|---|---|---|---|
| PCE ورودی (mg/l) | ۵ | ۲۰ | ۵۰ | ۱۰۰ |
| PCE خروجی(mg/l) | ۰/۰۵ | ۰/۰۵ | ۰/۱ | ۰/۵ |
| TCE خروجی (mg/l) | <۰/۰۵ | <۰/۰۵ | <۰/۰۵ | <۰/۰۵ |
| 1,1- DCE خروجی(mg/l) | <۰/۰۵ | <۰/۰۵ | <۰/۰۵ | <۰/۰۵ |
| trans-1,2- DCE خروجی (mg/l) | <۰/۰۵ | <۰/۰۵ | <۰/۰۵ | <۰/۰۵ |
| cis-1,2- DCE خروجی (mg/l) | <۰/۰۵ | <۰/۰۵ | <۰/۰۵ | <۰/۰۵ |
| VC خروجی (mg/l) | ND | ND | ND | ND |

ND : غیر قابل تشخیص

بارگذاری PCE معادل ۳۷/۵ mgPCE/L.d در طی روزهای ۲۷۰-۲۳۱ اتفاق افتاد. قابل ذکر است در کل دوره فعالیت راکتور، COD پساب خروجی کمتر از ۱۰۰۰ mg/L بود. مقایسه بین راندمان حذف و بارگذاری آلی COD در دوره فعالیت راکتور در شکل ۲ نشان داده شده است.

راندمان حذف COD پس از ایجاد شرایط پایدار در راکتور برابر ۹۶/۸٪ و در کل مدت فعالیت راکتور برابر ۹۱/۴٪ بود. میانگین حذف COD و OLR در دوره بهره برداری ۹۷٪ و ۳/۱ gCOD/L.d بدست آمد. ماگزیمم درصد حذف COD و PCE به ترتیب برابر ۹۸٪ و ۹۹/۸٪ در OLR معادل ۳/۱ gCOD/L.d و




شکل ۲. مقایسه بین راندمان حذف و بارگذاری آلی COD در دوره فعالیت راکتور AMBR

## *آنالیز غلظت PCE موجود در فاز جامد و گازی*

در این مطالعه به طور میانگین ۱/۰۷٪ از غلظت PCE ورودی به راکتور توسط بیومس جذب شد. میزان PCE جذب شده روی بیومس در ۴ غلظت آن در جدول ۴ ارائه شده است.

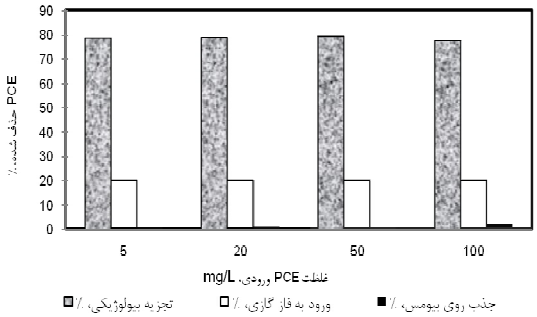


[ Downloaded from sjku.muk.ac.ir on 2026-11-06 ]

جدول ۴. میزان PCE جذب شده روی بیومس در غلظت های مختلف PCE ورودی

| غلظت PCE ورودی (mg/L) | غلظت PCE جذب شده روی بیومس (mg/L) | PCE جذب شده روی بیومس (درصد) |
|---|---|---|
| ۵ | ۰/۰۲۶ | ۰/۵۲ |
| ۲۰ | ۰/۲۱ | ۱/۰۵ |
| ۵۰ | ۰/۳۲ | ۰/۶۴ |
| ۱۰۰ | ۲/۱ | ۲/۱ |

غلظت PCE در headspace راکتور ۱۸/۹ mg/l بدست آمد که حدوداً ۲۰٪ غلظت PCE ورودی بود. درصد PCE حذف شده در کل راکتور با ۳ مکانیسم حذف از طریق تجزیه بیولوژیکی، ورود به فاز گازی و جذب روی بیومس در غلظت های مختلف PCE ورودی در نمودار ۳ نشان داده شده است.




ن

نمودار ۳. مقایسه بین درصد PCE حذف شده با ۳ مکانیسم مختلف در غلظت های مختلف PCE ورودی

## بحث

با افزودن ۵ mg/L از PCE به راکتور، اثر بازدارندگی خاصی بر عملکرد میکروارگانیسم مشاهده نگردید چراکه با تزریق PCE، COD خروجی راکتور در ابتدا از ۹۰mg/L به ۳۳۳ mg/L افزایش یافت اما با خوگرفتگی میکروارگانیسم ها نسبت به این ترکیب، پس از گذشت ۲۰ روز میانگین حذف COD به ۹۶٪ رسید. به دلیل اینکه غلظت VC در پساب خروجی راکتور قابل تشخیص نبود تعیین اینکه ایزومرهای DCE فرآورده نهایی کلرزدایی PCE هستند کار مشکلی می باشد. نتایج این بخش از مطالعه با نتایج برخی مطالعات انجام شده در خصوص تجزیه زیستی PCE همخوانی دارد (۶و۳و۱). در اکثر مطالعات اولیه در خصوص کلرزدایی احیایی PCE این نتیجه حاصل شده است که PCE به ندرت به VC که یک ترکیب سمی تر و فرارتر از سایر ترکیبات است تبدیل می شود (۴). بر خلاف سایر مطالعات (۶-۴) که همه ایزومرهای DCE در خروجی راکتور قابل شناسایی نبود در این مطالعه هر سه ایزومر DCE در خروجی شناسایی شد. با افزایش OLR و بارگذاری PCE در هر مرحله، راندمان حذف COD نوسانات کمی داشته که این پایداری شرایط، توانایی بالای راکتور AMBR در پذیرش شوک های آلی و سمی را نشان می دهد. بوسیله راکتور AMBR این مطالعه، با غلظت PCE ورودی در محدوده ۵ تا ۱۰۰ mg/L و



[ Downloaded from sjku.muk.ac.ir on 2026-11-06 ]

HRT برابر ۳۲ ساعت، راندمان کلی حذف PCE برابر ۹۹/۵٪ بدست آمد. در مطالعه "هو"، با افزایش HRT از ۱ به ۴ روز راندمان حذف PCE از ۵±۵۱٪ به ۳±۸۷٪ رسید (۳). "پراکاش" با کاربرد راکتور UASB با HRT برابر ۸ تا ۲۴ ساعت و غلظت PCE برابر ۵ تا ۵۰ mg/l به راندمان حذف ۱±۹۸/۵٪ رسید (۴). راندمان حذف PCE در مطالعه "هیرل" در پایان سیکل ۲۴ ساعته به ۹۵٪ رسید (۵). در مطالعه "چو" نیز PCE با راندمان بالای ۹۸٪ حذف گردید (۶). در مطالعه "یو و همکارن" با روش ترکیب آهن پودری و اجتماع باکتری های بیهوازی پس از گذشت ۲۵ روز حذف PCE تقریباً به طور کامل انجام شد و ۴۳٪ از آن به اتیلن و اتان تبدیل گردید (۷). میزان تجزیه بالای ۵۰٪ نتیجه تجزیه الکتروشیمیایی PCE در مطالعه "سائز" بود که ۶٪ از PCE ورودی در خروجی فرآیند باقی ماند و یون کلرور، تری کلرواتیلن و دی کلرواتیلن ترکیبات جانبی تولیدی بودند (۸). در مطالعه "جیمز و همکاران" غلظت PCE، TCE و cis-DCE در خروجی فرآیند به ترتیب ۰/۱۲، ۳/۹ و ۱/۹ mg/L بدست آمد (۹). در مقایسه راندمان حذف PCE در این مطالعه و مطالعات انجام شده با سایر راکتورها، راکتور AMBR این تحقیق نسبت به سایر راکتورها راندمان حذف بالاتری داشت. در راکتور AMBR، با حفظ بیومس در راکتور مستقل از سوبسترہ ورودی، SRT از HRT مستقل می شود. در حقیقت، این جداسازی باعث می شود میکروارگانیسم های بیهوازی که دارای سرعت رشد پایینی هستند درون سیستم مستقل از جریان پساب باقی بمانند، بنابراین OLR و راندمان حذف بالاتری به دست می آید. افزایش توربولانس هیدرولیکی ناشی از اختلاط مکانیکی منجر به کاهش Ks می شود و به این ترتیب راندمان تصفیه افزایش می یابد (۱۵). از سوی دیگر، راندمان حذف PCE در این مطالعه بالاتر از راندمان حذف COD بود. باکتریهایی با قابلیت کلرزدایی احیایی PCE شناسایی شده است (۱۶) که از میان آنها *Dehalococcoides* تنها گونه شناخته شده با قابلیت کلرزدایی کامل PCE به ترکیبات فاقد کلر است (۱۷)که در مصرف سوبسترہ با باکتریهای متان ساز رقابت می کنند. علت بالاتر بودن راندمان حذف PCE نسبت به COD، غالب شدن *Dehalococcoides* به باکتریهای متان ساز در مصرف سوبسترہ یکسان است. بیشترین درصد حذف COD در اولین محفظه راکتور اتفاق می افتاد که با مطالعه "ترابیان و همکاران" که از راکتور ABR در تصفیه پساب صنعتی رقیق استفاده شده بود همخوانی دارد (۱۵). کاهش غلظت COD در اولین محفظه، کاهش نرخ مصرف سوبسترہ توسط میکروارگانیسم ها در محفظه های بعدی را به دنبال خواهد داشت که منجر به کاهش یافتن راندمان حذف COD در این محفظه ها خواهد شد (۱۸). در مقابل بیشترین درصد حذف PCE مربوط به آخرین محفظه است که دریافت کننده کمترین غلظت این ترکیب می باشد. در مطالعه "بایراکدار و همکاران" نیز راندمان حذف سولفات در اولین محفظه حداقل بود و بیشترین درصد حذف سولفات مربوط به آخرین محفظه راکتور ABR بود (۱۹). PCE ورودی به راکتور علاوه بر تجزیه بیولوژیکی با دو مکانیسم دیگر شامل ورود به فاز گازی ناشی از فراریت این ترکیب و جذب بر روی بیومس می تواند حذف شود (۴). غلظت PCE در headspace راکتور AMBR مورد مطالعه حدوداً ۲۰٪ غلظت PCE ورودی بود. این غلظت در مطالعات "پراکاش" حدوداً ۱/۵٪ و در مطالعه "هو" حدوداً ۱۰٪ غلظت PCE ورودی بدست آمده بود (۴و۳). در بیشتر مطالعات قبلی (۶-۲) غلظت PCE جذب شده روی بیومس مورد سنجش قرار نگرفته بود و به همین دلیل راندمان حذف دقیق محاسبه نشده بود. در این مطالعه ۱/۰۷٪ از کل PCE ورودی به راکتور توسط بیومس جذب شد که مقدار ناچیزی است. با توجه به ضریب تفکیک آب – اکتانول PCE به میزان ۲/۸۶، جذب درصد بسیار کمی از PCE روی بیومس قابل توجیه است. راندمان کلی حذف



[ Downloaded from sjku.muk.ac.ir on 2026-11-06 ]

PCE برابر ۹۹/۵٪ بدست آمده بود که با احتساب درصد PCE در فاز گازی و جامد، ۷۸٪ از PCE به روش بیولوژیکی حذف گردیده است. در مطالعه "هو" که راندمان حذف کلی در HRT ۱ و ۴ روز، به ترتیب ۵±۵۱ و ۳±۸۷٪ بود با احتساب PCE موجود در فاز گازی، راندمان حذف PCE به روش بیولوژیکی به ۷±۳۸ و ۴±۷۶٪ رسید (۳).

از محدودیت های مطالعه حاضر می توان به آنالیز غلظت PCE موجود در فاز جامد و گازی در کل راکتور به جای هر ۴ محفظه اشاره کرد. سنجش غلظت PCE موجود در فاز جامد و گازی به تفکیک ۴ محفظه و مقایسه آن با میزان تجزیه بیولوژیکی نتایج دقیقتری در خصوص میزان ورود آن به فاز جامد و گازی خواهد داد.

## نتیجه گیری

از مطالعه انجام شده می توان نتیجه گرفت که راکتور بیهوازی با بستر سیال (AMBR)، در صورت انجام مطالعات تکمیلی در مقیاس کامل و استفاده از پساب صنعتی واقعی آلوده به PCE یک روش ساده، کارآمد و قابل اطمینان برای تصفیه پسابهای صنعتی آلوده به این ترکیب می باشد. در پایان نیز با توجه به محدود بودن تعداد مطالعات انجام شده در خصوص عملکرد راکتور AMBR استفاده از این راکتور در HRT و دما و تعداد محفظه های مختلف به منظور تصفیه آلاینده ها و پساب های گوناگون پیشنهاد می گردد.

## تشکر و قدردانی

این تحقیق حاصل طرح مصوب دانشگاه علوم پزشکی اصفهان به شماره ۳۸۹۰۱۲ می‌باشد. لذا از همکاری و مساعدت معاونت محترم پژوهشی، گروه مهندسی بهداشت محیط و سایر افرادی که در انجام این تحقیق همکاری نموده اند صمیمانه سپاسگزاری می گردد.

## Reference

1. Ye L, Fei L, Honghan C, Jinhua S, Yufan W. Anaerobic biodegradation of tetrachloroethylene with acetic acid as cometabolism substrate under anaerobic condition. Acta Geologica Sinica English Edition 2008;82:911-6.
2. Eekert M, Astrid vR, Alfons JMS, Gosse Schraa, Field JA. Constitutive dechlorination of chlorinated ethenes by a methanol degrading methanogenic consortium. Bioresource Technology 2001;77:163-70.
3. Hwu CS, Lu C-J. Continuous dechlorination of tetrachloroethene in an upflow anaerobic sludge blanket reactor. Biotechnology Letters 2008;30:1589-93.
4. Prakash SM, Gupta SK. Biodegradation of tetrachloroethylene in upflow anaerobic sudge blanket reactor. Bioresource Technology 2000;72:47-54.
5. Hirl PJ, Irvine RL. Reductive dechlorination of perchloroethylene using anaerobic sequencing batch biofilm reactors (AnSBBR). Water Science and Technology 1997;35:49-56.
6. Chu KH, Jewell WJ. Treatment of tetrachloroethylene with anaerobic attached film process. Environmental Engineering 1994;120:58-71.
7. Wu Y, Ma C. Remediation technology of ground water contaminated by perchloroethylene. International Journal of Environment and Pollution 2011;45:176-85.
8. Sáez V, Esclapez Vicente M, Frías-Ferrer ÁJ, Bonete P, González-García J. Electrochemical degradation of perchloroethylene in aqueous media: An approach to different strategies. Water Research 2009;43:2169-78.



[ Downloaded from sjku.muk.ac.ir on 2026-11-06 ]

9. Andrew James C, Xin G, Doty SL, Muiznieks I, Newman L, Strand SE. A mass balance study of the phytoremediation of perchloroethylene-contaminated groundwater. Environmental Pollution 2009;157:2564-9.
10. Tchobanoglous G, Burton FL, Stensel HD. Wastewater engineering: treatment and reuse: McGraw-Hill Science/Engineering/Math; 2003.
11. Cogley DR, Wechsler BA. Occurrence and treatability of priority pollutants in industrial laundry wastewater. Washington, D.C. : Institute of Industrial Launderers; 1978.
12. Eaton AD, Franson MAH. Standard methods for the examination of water & wastewater: Amer Public Health Assn; 2005
13. Wisniowska E, Janosz-Rajczyk M. Selected PAHs concentration changes under nitrate and sulphate reducing conditions. Desalination 2007;211:232-7.
14. Eller P. NIOSH manual of analytical methods. part II, Method No. 1003. Washington, DC: National Institute for Occupational Safety and Health, US Government Printing Office. 1994.
15. Torabian A, Abtahi SM, Amin MM, Momeni SA. Operation of an Anaerobic Baffled Reactor for Sulfate Removal of Amirkabir Industrial Estate Wastewater. WATER AND WASTEWATER. 2010;2:19-26.
16. Zhang C, Bennett GN. Biodegradation of xenobiotics by anaerobic bacteria. Applied Microbiology and Biotechnology 2005;67:600-18.
17. Fennell DE, Nijenhuis I, Wilson SF, Zinder SH, Häggblom MM. Dehalococcoides ethenogenes strain 195 reductively dechlorinates diverse chlorinated aromatic pollutants. Environmental Science and Technology 2004;38:2075-81.
18. Saritpongteerakaa K, Chaiprapat S. Effect of pH adjustment by parawood ash and effluent recycle ratio on the performance of anaerobic baffled reactors treating high sulfate wastewater. Bioresource Technology 2008;99:8987-94.
19. Bayrakdar A, Sahinkaya E, Gungor M, Uyanik S, Atasoy AD. Performance of sulfidogenic anaerobic baffled reactor (ABR) treating acidic and zinc-containing wastewater. Bioresource Technology 2009;100:4354-60.

[ Downloaded from sjku.muk.ac.ir on 2026-11-06 ]