



کنگره علوم و مهندسی آب و فاضلاب ایران

دانشگاه تهران، تهران

۲۶ و ۲۷ بهمن ماه ۱۳۹۵

1155P-NWWCE

حذف فسفر و نیتروژن از فاضلاب به صورت بیولوژیکی

دکتر غلامرضا نبی بیدهندی^۱، مهندس محمد قنبری^{۲*}، مهندس صدرا صادقیان^۳، مهندس
علیرضا حسینخانی^۴

۱-استاد دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران

۲-دانشجوی ارشد دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران

۳-دانشجوی ارشد دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران

۴-دانشجوی ارشد دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران

ac.ir.Email: mohammad.ghanbari@ut

خلاصه

به طور کلی مدیریت منابع آب و فاضلاب برای دستیابی به توسعه پایدار امری ضروری است. امروزه با پیشرفت صنعت ضرورت حذف مواد آلاینده موجود در فاضلاب که تهدیدکننده سلامت انسان می‌باشند به شدت احساس می‌شود. همچنین استفاده مجدد از آب‌های نامتعارف می‌تواند نقش به‌سزایی در تصفیه آب و فاضلاب داشته باشد. از این رو لازم است تا علاوه بر استفاده از روش‌های قبلی در تصفیه فاضلاب روش‌های فعلی توسعه یابند تا از لحاظ اقتصادی مقرون به‌صرفه باشند و همچنین راندمان سیستم نیز افزایش یابد. پساب به دلیل داشتن عناصر مغذی مانند نیتروژن و فسفر، پس از تخلیه به آب‌ها باعث رشد سریع انواع جلبک‌ها شده و در نهایت به پدیده غنی‌شدگی ختم می‌شود. از این رو نیاز است قبل از تخلیه پساب به منابع آبی، مقدار فسفر و نیتروژن تا حد امکان کاهش یابد. لذا در این مطالعه بر آن شدیم تا با بررسی حذف فسفر و نیتروژن به روش ریزجلبک‌ها و روش‌های تلفیقی نوین چشم‌انداز جدیدی را به مخاطبین ارائه کنیم. لازم به توضیح است که اکثر روش‌های زیر روش‌های نسبتاً جدیدی هستند که با ترکیب یا اصلاحاتی روی فرآیند اصلی به روش‌هایی با راندمان بالاتر و همچنین هزینه‌ای کمتر برای تصفیه فاضلاب تبدیل شده‌اند. مقدار حذف نیتروژن و پلی فسفات نیز در روش تلفیقی A^2O/BCO به ترتیب به ۷۶٪ و ۹۵٪ درصد می‌رسید که کارایی روش فوق را نشان می‌دهد البته در دیگر روش‌ها نیز همچون حذف به‌وسیله ریزجلبک مقدار حذف نیتروژن به ۸۵٪ رسید.

کلمات کلیدی: ریز جلبک، اکسیداسیون بی‌هوازی آمونیاک، حذف فسفر، حذف نیتروژن، تصفیه فاضلاب، EBPR, PAO

۱. مقدمه

تصفیه بیولوژیکی فاضلاب به روش (نیتریفیکاسیون و دینیتریفیکاسیون) منجر به تشکیل مقدار زیادی لجن مازاد می‌شود. به طور مثال در بعضی از کشورها سالانه ۳٫۵ میلیون تن فاضلاب خشک تولید می‌شود. فرآیند آبیگری و تجزیه یکی از اصلی‌ترین روش‌ها برای حذف لجن است. با این حال این روش حجم زیادی از آب را تصفیه نمی‌کند و تنها ۲٪ از آب را باز یافت می‌کند و ۱۰ تا ۳۰ درصد نیتروژن نیز باقی می‌ماند. مواد مغذی همچون فسفر و نیتروژن به عنوان اصلی‌ترین مواد برای یوتریفیکاسیون شناخته شده است که اگر مقدار این مواد زیاد باشد باعث اختلال در فرآیند بیولوژیکی می‌شود [۱]. با در نظر گرفتن این فاکتورها متوجه می‌شویم که تصفیه این نوع آب سخت و همراه با مشکلات دیگری است که باعث بدتر شدن جریان



کنگره علوم و مهندسی آب و فاضلاب ایران

دانشگاه تهران، تهران

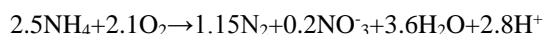
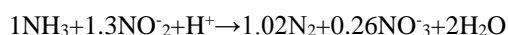
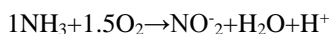
۲۶ و ۲۷ بهمن ماه ۱۳۹۵

بازیافتی می‌شود. بنابراین تصفیه مناسب باید به گونه‌ای باشد که این گونه مواد را از داخل خود حذف کند. علاوه بر این تصفیه فاضلاب نیازمند انرژی زیاد و همچنین دستگاه‌های حساسی می‌باشد. بنا بر تحقیقات انجام شده تصفیه یک متر مکعب آب نیازمند ۰,۳۶ تا ۰,۶۴ کیلو وات انرژی بسته به نوع تصفیه دارد که انتظار می‌رود با تغییراتی که بر روی فاضلاب موجود ایجاد می‌شود این مقدار ۳۰ تا ۴۰ درصد در طی بیست سال آینده افزایش پیدا کند [۲]. بیشتر این هزینه صرف تصفیه بیولوژیکی می‌شود (۵۰٪ برای هوادهی استفاده می‌شود که ۳۰٪ کل هزینه را شامل می‌شود). در سال‌های اخیر روش‌های گوناگون برای حذف نیتروژن ارائه شده است، از جمله این موارد می‌توان به فرآیند حذف به وسیله استفاده از نوعی میکرو جلبک پس از نیتریفیکاسیون جزئی (اکسیداسیون آمونیوم بی‌هوایی)، همچنین از بین بردن فسفر و نیتروژن از کسالت‌ها اسمز معکوس با کشت میکرو جلبک، فرآیند EBPR، A²/O-BCO، فرآیندهای ASD و TSD می‌توان اشاره کرد.

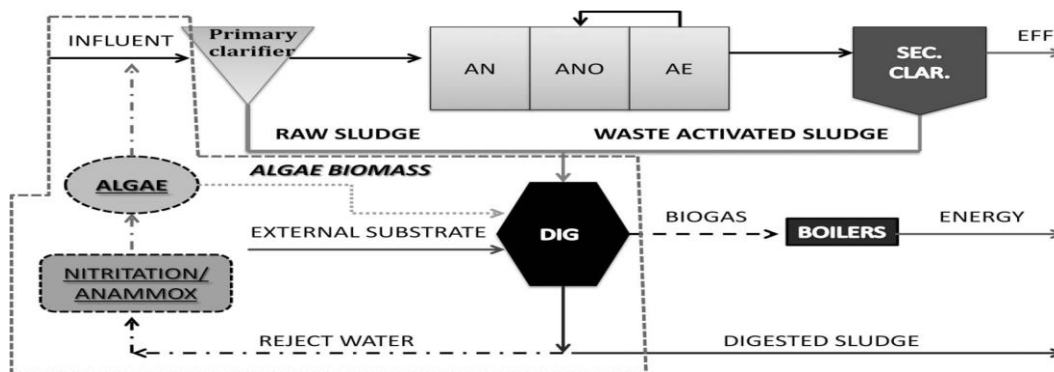
۲. سیستم های حذف

۲-۱. ریز جلبک کلرلا ولگاریس

طی سالیان اخیر فرآیند اکسیداسیون بی‌هوایی آمونیاک برای حذف مواد مغذی از جریان خروجی ارائه شده است در این فرآیند آمونیاک مستقیماً تبدیل به گاز نیتروژن شده که منجر به کاهش مصرف انرژی با حذف فرآیند هوادهی و کم کردن میزان کربن اضافی می‌شود [۳]. در این سیستم تقریباً نیمی از آمونیاک در مرحله اول اکسید و به نیتريت تبدیل می‌شود و سپس مستقیماً با اکسید آمونیاک به صورت بی‌هوایی واکنش می‌دهد.



بر طبق این فرآیند فسفر حذف نشده و تنها مقدار کربن آلی مورد نیاز برای دنیتریفیکاسیون را افزایش می‌دهد. به همین دلیل ایده جدیدی بر پایه ترکیب ریز جلبک با اکسیداسیون آمونیوم بی‌هوایی پیشنهاد شد. سرعت رشد این ریز جلبک‌ها تقریباً در کمتر از یک روز ۱۰۰ برابر از گیاهان خاکی سریع تر است و همچنین می‌تواند تمام مواد مغذی را حذف کرده، انرژی تولید کند و همچنین CO₂ را تجزیه کند که بخشی از مقدار انرژی لازم برای تصفیه را خودش تولید می‌کند که این کار باعث کاهش هزینه‌ها می‌شود [۴]. در بین گونه‌های این جلبک می‌توان به کلرلا والگریس اشاره کرد که به صورت اتوتروفیک، هتروتروفیک و میکستروفیک کشت می‌شود و دارای سرعت رشد بیشتری نسبت به بقیه گونه‌هاست. در این مطالعه نترات به وسیله راکتور جلبک حذف شد که دقیقاً قبل از اکسیداسیون آمونیاک بی‌هوایی قرار گرفته شده است. در این نظریه مقداری از فسفات طی تجزیه لجن برگشتی آزاد می‌شود و در بعضی مواقع هم امکان حذف کامل وجود دارد. تثبیت اکسیداسیون آمونیاک بی‌هوایی با سیستم جلبک می‌تواند گزینه مناسبی بجای روش سنتی (نیتریفیکاسیون/دنیتریفیکاسیون) باشد. بهبود بیوگاز و استفاده از آن به عنوان سوخت تاثیر قابل توجهی در انتشار گازهای گلخانه‌ای و انتشار CO₂ کل می‌کند. تجزیه بی‌هوایی می‌تواند بخش اصلی انرژی گرفته شده به عنوان گاز گیاهی را تولید کند که اصلی‌ترین آن متان است. منابع تجدید پذیر همچون متان در آینده نقش اساسی ایفا می‌کنند به همین دلیل باید به تولید این نوع گازها توجه ویژه‌ای داشت چون می‌توانند منابع جایگزین خوبی برای سوخت‌های فسیلی برای تولید برق، گرما و یا سوخت وسایل نقلیه باشند [۵]. فرآیند این سیستم را در شکل ۱ می‌توانید ببینید.



شکل ۱: استفاده جلبک با نیتروبیفیکاسیون جزئی و اکسیداسیون بی‌هوازی آمونیاک در جریان کناری

۲-۲. سیستم ترکیبی A^2/O -BCO

یافتن روشی کم هزینه و موثر حذف فسفر برای کاهش یوتریفیکاسیون امری حیاتی است. افزایش حذف بیولوژیکی فسفر (EBPR) به طور گسترده‌ای با میکرو ارگانیزم جمع کننده فسفر (PAO) مورد استفاده قرار می‌گیرد (۲). سیستم دو لجن بی‌هوازی آمونیاک و اکسیداسیون تجزیه زیستی (A^2/O -BCO) توسعه پیدا کرد تا ترکیبی از مزایای بیوفلم و لجن فعال را در یک سیستم داشته باشیم [۶]. سیستم (A^2/O -BCO) که به تازگی توسعه یافته و بیش از ۶۰۰ روز تحت کنترل بود، (مانند: زمان ماند هیدرولیکی (HRT)، نسبت بازیافت نترات و بار سطحی) برای افزایش حذف فسفر مورد مطالعه قرار گرفت. سیستم به خوبی کار میکرد اما گاهی حذف نیتروژن و فسفر کاهش می یافت که دلیل آن تغییر در عواملی همچون زمان ماند بود به همین دلیل باید توجه ویژه ای به این موارد که باعث اختلال در عملکرد می شوند داشت. مشاهدات در این سیستم نشان داد که حذف فسفر نه تنها به پیکربندی راکتور بلکه به عملکرد میکروبی نیز بستگی دارد [۷]. برای تقویت بهره برداری پایدار از سیستم (A^2/O -BCO)، اثر پارامترهای فرآیند در حذف فسفر بررسی شد که در آن ساختار میکروبی عملیات در طولانی مدت نیز مورد بررسی قرار گرفت. هدف از این مطالعه بررسی عملکرد از طریق بهینه سازی پارامترهای مختلف عملیاتی، تجزیه و تحلیل دستاوردها و افزایش حذف فسفر و ارزیابی ویژگی های میکروبی از سیستم دو لجن بر اساس فناوری HTS می‌باشد.

۲-۳. سیستم ASD و TSD

از لجن فعال فاضلاب به عنوان ماده ای برای تصفیه فاضلاب شهری استفاده می‌شود. بنابراین فرآیند تغلیظ و آبیگری از لجن (STD) با هدف کاهش درصد رطوبت لجن منتج به حمل و نقل و دسترسی آسان تر و تصفیه مناسب تر می‌شود. پساب حاصله از فرآیند STD را (TDRW) می گویند که شامل نیتروژن و فسفر با مقاومت بالاست. معمولاً TDRW را به ورودی تصفیه فاضلاب برگردانده و همانند فرآیند اصلی تصفیه می‌شود. البته تحقیقات نشان داده است که این روش به دلیل آلودگی بالا و انباشته شدن باکتری‌های میله ای در سطح زلال ساز عملکرد مطلوبی ندارد [۸].

برای حذف بیولوژیکی نیتروژن (BNR) فرآیند نیتروبیفیکاسیون - دینیتروبیفیکاسیون دارای پتانسیل بالا و پایداری مناسب و قابل اعتماد است که به راحتی کنترل می‌شود و هزینه‌ای متوسط در بر دارد. اگرچه قلیانیت پایین و COD بالا موجب اختلال در فرآیند نیتروبیفیکاسیون - دینیتروبیفیکاسیون می‌شود و این فرآیند محدودیت اجرایی دارد [۹].

بنابراین راه حل موثر برای حذف بیولوژیکی نیتروژن میتواند:

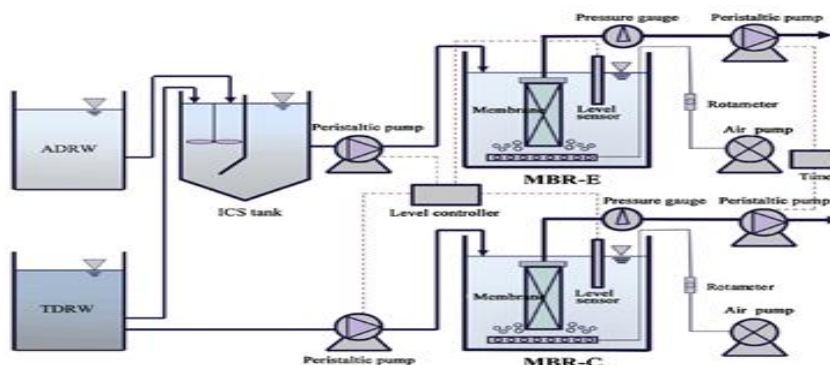
۱. افزایش قلیانیت برای مثال با اضافه کردن ($NaHCO_3$) و افزایش کربن مثل افزودن متانول به پساب می‌باشد.
 ۲. استفاده از روش‌هایی مانند NITRATION-DENITRATION & NITRATION-ANAMMOX که نیازمند مقدار کمتری قلیانیت و کربن است.
- پس با دید مهندسی به منابع ارزان قیمت و قابل دسترس قلیانیت برای بهبود فرآیند حذف بیولوژیکی نیتروژن برای تصفیه پساب نیازمندیم. ما می توانیم در فرآیند آبیگری پیشرفته از لجن (ASD) به کاهش رطوبت تا میزان ۶۰ درصد رطوبت اولیه برسیم. در فرآیند ASD با استفاده از آهک و کلروفریک

برای هوادهی، مواد آلی محلول و مواد نیتروژنی در پساب ناشی از آن که ADRW نامیده می شود آزاد شدند که موجب تخریب توده های لجن و گسیختگی یاخته های میکروارگانیسم ها می شود. ADRW نیز خاصیت قلیایی با غلظت بالای کلسیم، COD و آمونیوم نیتروژن کل (TAN) را دارا می باشد [۱۰]. طبق یک مطالعه میدانی در چین جدول (۱) زیر برای یک فاضلاب شهری بدست آمده است:

جدول ۱: مشخصات فاضلاب خام، TDRW, ADRW

فاضلاب خام	TDRW	ADRW
نرخ دبی (m ³ /d)	2,000,000	7000
PH	7.2	11.9 ± 0.3
COD(mg/L)	307.6	1785 ± 345
BOD ₅ (mg/L)	139.0	539.1 ± 68.4
SS(mg/L)	135.5	1440 ± 1183
TAN(mg/L)	30.33	232.0 ± 16.5
TN(mg/L)	35.31	286.6 ± 30.4
TP(mg/L)	2.97	1.43 ± 2.43
Ca ²⁺ (mg/L)	73.2	2119 ± 190
Mg ²⁺ (mg/L)	---	0.0
قلیائیت (mg CaCO ₃ /L)	160	2100 ± 230

از مقایسه ی ADRW و TDRW طبق جدول بالا در می یابیم که تجزیه زیستی، TAN و قلیائیت در ADRW به مراتب بیشتر از TDRW می باشد. اما به علت بالا بودن PH و درصد بالای رسوب باقیمانده کلسیم و فسفر کل (TP) بسیار کم می باشد. همانطور که مشخص است هر کدام از پساب های بالا مشکلات خاص خود را دارد که سیستم ترکیبی مخزن انعقاد و ته نشینی مجزا (ICS) و غشاء راکتور بیولوژیکی (MBR) طبق شکل ۲ است. در این سیستم ترکیبی ADRW غلظت بالای یون کلسیم و بالا بودن PH را برای فرآیند حذف شیمیایی فسفر در TDRW فراهم می کند. همچنین قلیائیت، یون هیدروژن تولید شده از اکسیداسیون نیتروژن آمونیوم کل TAN را در TDRW و ADRW خنثی می کند و COD زیست تخریب پذیر را برای رشد باکتری ها در MBR-E فراهم می کند.



شکل ۲: دیاگرام MBR-E و MBR-C برای تصفیه پساب خروجی

از طرفی دیگر TDRW قلیائیت ADRW را کاهش می دهد و مواد آلی و نیتروژن را کاهش می دهد. بنابراین عملکرد راکتور بیولوژیکی تصفیه پساب بهبود بخشیده می شود. در کشوری مثل چین سیستم های ASD و STD ساخته و راه اندازی شده است و عملاً نشان داده شده که ASD منبع جبران قلیائیت برای نیتریفیکاسیون و دهنده الکترون به فرآیند دینتریفیکاسیون و فراهم کننده یون کلسیم برای CPR به پساب است. روشی بهبود یافته استفاده مجدد از TDRW برای ADRW می باشد که تانک انعقاد و ته نشینی یکپارچه (ICS) برای فرآیند CPR در نظر گرفته شده است.



ثابت شده است که روش بهبود یافته که فرآیند استفاده مجدد ADRW از TDRW در یک ICS-MBR می باشد از لحاظ فنی و اقتصادی میسر است. ترکیبات ADRW در افزایش حذف آلودگی ها، افزایش PH در مایع محلول، تشکیل توده های بزرگ لجن و کاهش رسوب غشایی می شود. تصفیه ترکیبی که بوسیله تغذیه مرحله ای اکسیک آنوکسیک اکسیک (OAO) پیشنهاد شده می تواند COD را برای دینتریفیکاسون در ADRW به مصرف برساند. همچنین به طور کامل کمبود قلیانیت برای نیتریفیکاسون را جبران کند و همچنین موجب کاهش هزینه ها در تهیه عامل های رسوب فسفر، کربن اضافی و قلیانیت می شود [۱۱].

۲-۴. حذف فسفر به وسیله میکروارگانیزم ها

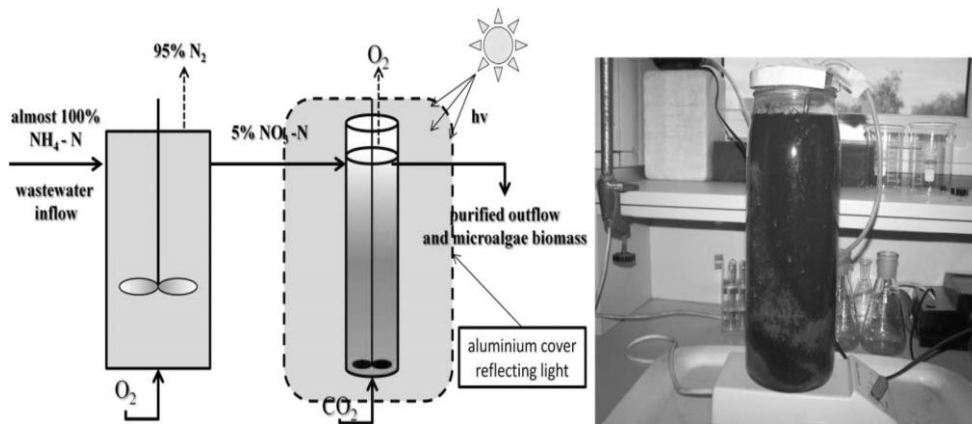
حذف فسفر بیولوژیک تقویت شده (EBPR) یک فناوری دوست دار محیط زیست و مقرون به صرفه برای تقویت حذف فسفر اضافی از فاضلاب است. موجودات جمع کننده پلی فسفات (PAO) با جمع کردن مقدار زیادی فسفر از مایع برای بیوسنتز پلی فسفات بین سلولی به EBPR کمک می کنند. در میان PAO ها، جمعیتی از میکروارگانیزم ها به نام کاندیداتوس اکومولی باکتر فسفاتیس (که از این به بعد بان نام اکومولی باکتر خوانده می شود) قبلاً با استات به عنوان منبع کربن اصلی در راکتور غنی شد و معلوم شد این باکتری مسئول EBPR در واحدهای مقیاس آزمایشگاهی و کامل است. سویه اکومولی باکتر را می توان به ۵ کلاد در نوع ۱ و ۷ کلاد در نوع ۲ تقسیم بندی کرد. جمعیت دیگری از PAO های مشهور، اعضای جنس تراسفارا که می تواند از نظر فیلوژنتیکی به سه کلاد مجزا تقسیم شوند، در بسیاری از واحدهای EBPR مقیاس کامل که از گلوکز یا استات به عنوان منبع کربن استفاده می کنند تشخیص داده شدند [۱۲]. علاوه بر این دو PAO اصلی، جماتیمناس اورانتیکا که از یک EBPR SBR جدا می شود و کاندیداتوس هالوموناس فسفاتیس که با میکرواروتورادیوگرافی همراه با هیبریداسیون آزمایشگاهی فلورسنس (FISH) در واحدهای EBPR مقیاس کامل شناسایی شدند نیز PAO های مشهور هستند. در شرایط هوازی و بی هوازی متناوب، PAO ها از نظر تنوع با استفاده از پلی فسفاتی که به صورت هوازی ذخیره شده، منبع کربن بی هوازی را جذب می کنند. در این فرآیند، موجودات جمع کننده گلیکوژن (GAO) به عنوان رقیب PAO ها محسوب می شوند، چون برای اسیدهای چرب فرار (VFA) در موقعیت بی هوازی رقابت می کنند اما در صورت مازاد بر نیاز رشد فسفر را نمی گیرند. GAO ها در شرایط بی هوازی VFA را به پلی هیدروکسی آلکانوات ها (PHA) تبدیل می کنند و سپس در فاز هوازی بعدی PHA را به CO₂ اکسید یا به گلیکوژن تبدیل می کنند. این گلیکوژن انرژی را تامین کرده و مشابه ها برای دریافت VFA و تغییراتی که در دوره بی هوازی بعدی رخ خواهد داد را کاهش می دهد. GAO ها در واحدهای EBPR خراب و معیوب زیادند و مسئول حذف ضعیف فسفر شناخته می شوند. مطالعات زیادی روی دو سویه مهم GAO ها آنها انجام شده است: کاندیداتوس کمپتی باکتر فسفاتیس (که کمپتوباکتر خوانده می شود) [۱۳].

رقابت میکروبی PAO ها و GAO ها می تواند تحت تاثیر نسبت C:P سیال ورودی، سوسترهای کربنی، دما، میزان نمک و pH باشد. در میان این عوامل، pH به دلیل تاثیر روی نیاز انرژی VFA، PAO ها را در شرایط بی هوازی قرار می دهد. مشاهده شده که وقتی pH منطقه بی هوازی کمتر از ۷٫۲۵ باشد، PAO ها کندتر استات را جذب می کنند. به علاوه، pH اسیدی در منطقه هوازی مانع از رشد PAO ها به دلیل تکثیر GAO ها در سیستم EBPR خواهد شد که به سیستم EBPR معیوب می انجامد. گزارش شده است که تغییر جزئی pH از ۷٫۰ به ۶٫۵ باعث خرابی EBPR و تغییر زیاد جمعیت های میکروبی در یک SBR می شود.

این مطالعات شدیداً درک عمیق تری از تغییر جوامع میکروبی موجود در فرآیند EBPR در تغییر شرایط کاری داده است که با این وجود هنوز کامل نیست. ویژگی های ژنومی مختلف میان سویه های اکومولی باکتر کشت نشده در EBPR کاملاً پوشش داده نشده است. بنابراین هدف از این مطالعه عبارتند از: (۱) نشان دادن تغییر فراوانی PAO ها و GAO ها با استفاده از توالی یابی خروجی بالا، (۲) باز کردن تغییر کلادهای اکومولی باکتر. نرخ حذف فسفر اساساً متناسب با فراوانی PAO ها بود و رابطه عکس با فراوانی GAO ها داشت. در میان ۵ نمونه لجن، اکومولی باکتر در جمعیت PAO غالب بود در حالی که گونه تراسفارا (که بیشتر آنها متعلق به کلاد I بود) نادر (کمتر از ۰٫۵ درصد)، جماتیمناس اورونتیکا ناچیز (کمتر از ۰٫۲ درصد) بودند و هیچ کاندیداتوس هالوموناس فسفاتیس یافت نشد. شبیه مطالعات قبلی، برتری اکومولی باکتر به سادگی در واحدهای EBPR که با استات تغذیه می شوند شناسایی شد. مقدار کمی تراسفارا احتمالاً با استفاده از بخش کوچکی گلوکز در جریان ورودی غنی شد، چون بررسی ژنوم نشان داد ژنوم های تراسفارا آزنیم های مسئول جذب گلوکز را حمل می کنند در حالی که ژن های اکومولی باکتر مسئول این کار نیستند [۱۴].

۳. فرآیند حذف در سیستم ها ۳-۱. ریز جلبک کلرلا و لگاریس

زیست توده ریز جلبک: ریز جلبک کلرلا والگریس در ۲ لیتر درون محیط مصنوعی لوله عمودی راکتور کشت شد این گونه خالص از ریز جلبک را جهت آزمایش های آینده حفظ میکنیم. آماده سازی آب تخلیه شده در نیتریفیکاسیون جزئی / اکسیداسیون آمونیاک بی هوازی برای ریز جلبک لوله عمودی راکتور: لجنی که از آبیگری بدست آمده را رقیق می کنیم و سپس قسمتی از آن را به وسیله نیتریفیکاسیون جزئی / اکسیداسیون آمونیاک بی هوازی به مقدار ۱۰ لیتر در راکتور ناپیوسته متوالی (SBR) تصفیه میکنیم. فرآیند (SBR) توسط ۳ پارامتر در طول روز کنترل می شود. دمای $1, 25 \pm$ درجه سانتیگراد، مقدار جریان در راکتور $0, 2 \pm$ لیتر و علاوه بر این سیستم باید مجهز به هواده و مخلوط کن باشد که توسط تایمرهای الکتریکی کنترل شود. بعد از آن نیز ۲ لیتر آب پیش تصفیه شده از لوله عمودی راکتور گرفته می شود. فرآیند راکتور در شکل ۳ نشان داده شده است.

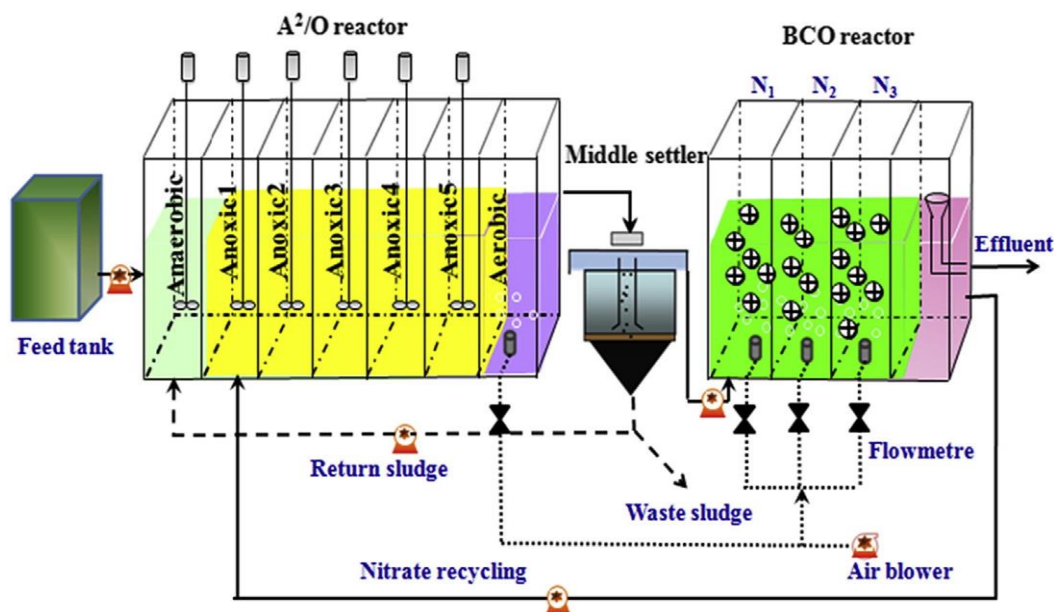


شکل ۳: دیاگرام بررسی سیستم (سمت چپ) و دیاگرام VTR (سمت راست)

روش تحلیلی: $NH_4^+-N, NO_2^--N, NO_3^--N$ همچنین اکسیژن مورد نیاز شیمیایی و فسفات بر طبق روش مرک در اسپکتروفتومتر NOVA320 و NOVA620 اندازه گیری میشوند. اکسیژن مورد نیاز نیز بر طبق استاندارد ۵۲۰۰ آمریکا و ISO 15705 اندازه گیری می شود.

۳-۲. سیستم $A^2/O-BCO$

در سیستم $(A^2/O-BCO)$ یک راکتور A^2/O و یک قسمت اکسیداسیون برخورد زیستی ترکیب شده اند. راکتور دارای هفت اتاق، بی هوازی، هوازی و مناطق آنوکسیک است. برای مناطق بی هوازی و مناطق آنوکسیک، کار اختلاط کننده ها نگه داشتن اختلاط به صورت ترکیبی از لجن و آب است. برای منطقه هوازی، دیفیوزر اکسیژن محلول (۱ تا ۱,۵ میلی گرم بر لیتر) را برای خارج کردن نیتروژن به پساب منتقل می کند. لجن در نگه دارنده میانی ته نشین شده و لجن ته نشین شده در راکتور بی هوازی A^2/O بازیافت می شود و جریان سطحی برای اکسید NH_4^+-N به راکتور BCO منتقل می شود که این راکتور دارای سه اتاق به فرم شکل ۴ می باشد [۱۵].



شکل ۴: دیاگرام سیستم A²O/BCO

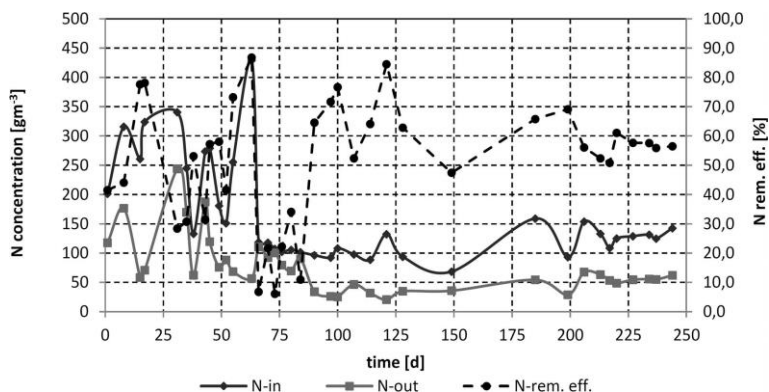
۳-۳. سیستم ASD و TSD

در سیستم ASD و TSD هر کدام از تانک های MBR-E و MBR-C به حجم ۲۸٫۵ لیتر (۱۹۰×۳۰۰×۵۰ میلی متر) در نظر گرفته شده بود. همچنین تانک ICS نیز حجمی برابر قسمت MBR داشت. هوا به مقدار بیش از ۴ میلی گرم بر لیتر به وسیله دیفیوزر ها از زیر غشاء به سیستم داده می شد. تانک های MBR آغشته به لجن فعال به وسیله فرآیند بی هوازی، آنوکسیک، هوازی (AAO) عمل می کرد که با حذف قسمت آنوکسیک از سیستم می توانیم حذف تنها فسفر را در سیستم داشته باشیم. همچنین درجه حرارت تانک MBR در محدوده ۲۱٫۲ و ۳۰ درجه سانتیگراد نگه داشته می شد.

۴. بحث

۴-۱. ریز جلبک کلرلا و لگاریس

در طی این فرآیند pH، ۸٫۰۳ و میانگین غلظت نیتروژن ۱۶۵ گرم بر متر مکعب بود با این حال این مقادیر دارای نوسان بود که بستگی به حالت واقعی انجام فرآیند داشت زمانیکه کاهش موثر نیتروژن مشاهده شد آب رقیق می شود. در نود روز اول در فرآیند SBR میانگین حذف نیتروژن بیش از ۶۰٪ و از روز نودم تا انتهای آزمایش میانگین کل حذف نیتروژن به مقدار ۳۸٫۷±۹٫۸۲٪ رسید. مقدار نیتروژن در ورودی و خروجی جریان و همچنین نیتروژن موثر حذف شده در شکل ۵ و همچنین مشخصات پساب خروجی بعد از نتریفیکاسیون/اکسیداسیون بی هوازی آمونیاک و راکتور عمودی VTR در جدول ۲ نمایش داده شده است.

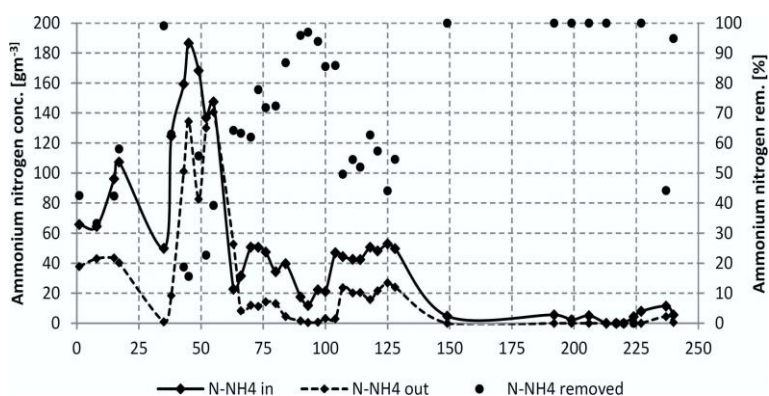


شکل ۵- نمودار غلظت نیترژن در ورودی و خروجی و راندمان حذف نیترژن در SBR

جدول ۲: مشخصات فاضلاب خروجی پس از نیتریفیکاسیون/اکسیداسیون بی‌هوازی آمونیاک و VTR

مشخصات	پساب خروجی پس از nitrification/Anammox	جریان خروجی پس از VTR
PH	7.6 ± 0.48	9.09 ± 0.96
COD[gm ⁻³]	47 - 130	50 - 190
Ammonia-nitrogen[gm ⁻³]	10 - 150	0 - 140
Nitrite[gm ⁻³]	0.5 - 15	5 - 65
Nitrate[gm ⁻³]	6 - 39	1 - 36
Phosphate[gm ⁻³]	18 - 105	0 - 29.8

لوله عمودی راکتور و حذف نیترژن و فسفر به وسیله ریز جلبک: درجه حرارت و pH پارامترهای کلیدی است که داده های جالبی در مورد شرایط جلبک ارائه می دهد. آب تصفیه شده در راکتور جلبک دارای مقادیر مختلف نیترژن بود. در طی این مطالعه بدست آمد که کلرلا ولگاریس تقریباً به طور کامل حذف آمونیاک نیترژن در غلظت های کم تا ۵۰ گرم بر متر مکعب را انجام می دهد. در غلظت های بالاتر حذف نیترژن آمونیاک پایین تر از ۷۰٪ بود (شکل ۶).



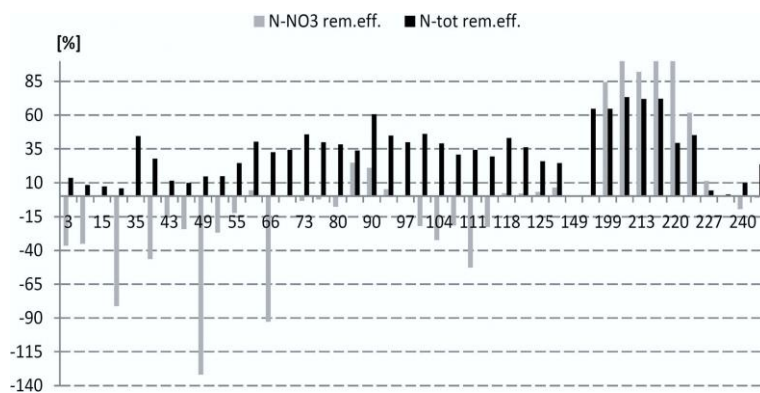
شکل ۶- نمودار حذف آمونیاک نیترژن در راکتور جلبک

همچنین مقدار نیترات و نیترژن کل حذف شده و مقدار غلظت فسفر موجود برای تغذیه ریز جلبک در جریان خروجی به ترتیب در شکل ۷ و ۸ نمایش داده شده است.

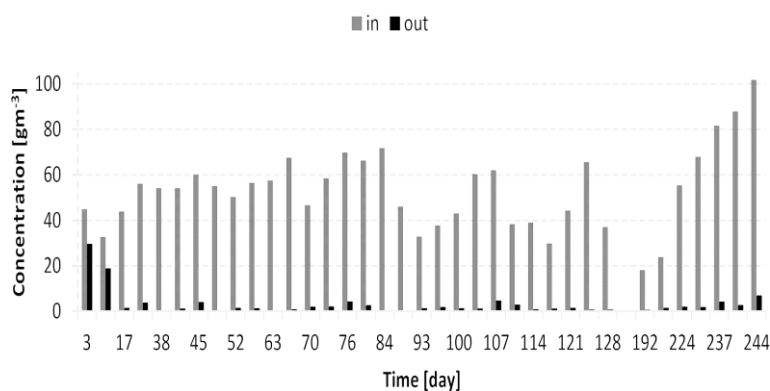
کنگره علوم و مهندسی آب و فاضلاب ایران

دانشگاه تهران، تهران

۲۶ و ۲۷ بهمن ماه ۱۳۹۵



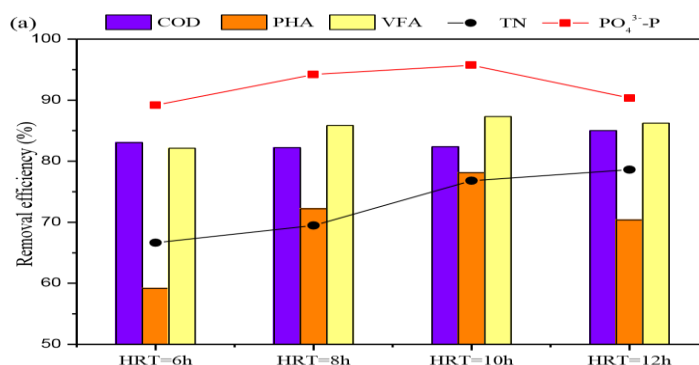
شکل ۷- نمودار: نیترات و نیتروژن کل حذف شده



شکل ۸- غلظت فسفر در خوراک و خروج در بیوراکتور ریز جلبک

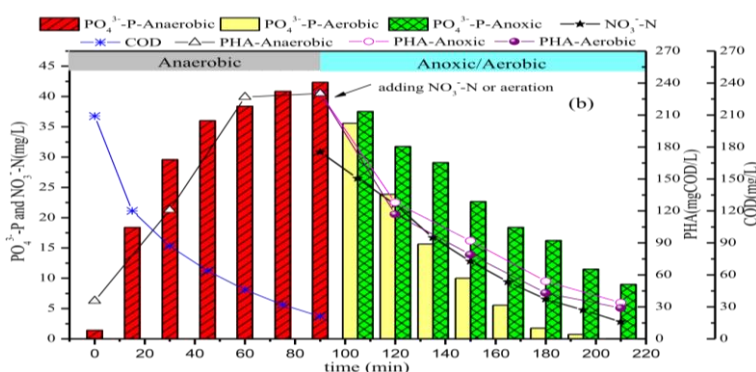
۴-۲. سیستم A²O/BCO

مشاهده می شود که میزان حذف COD، نیتروژن کل و پلی فسفات بر اساس زمان ماندهای مختلف مقایسه شده است شکل ۹. مقدار حذف COD و اسید های چرب (VFA) به ترتیب در حدود ۸۳-۸۵٪ و ۸۲-۸۶٪ در تمام زمان های کنترل شده می باشد. همچنین استفاده از باکتری های پلیمری در زمان ماند (۱۲-۶) متفاوت بود و به ترتیب با افزایش از ۵۹٪ تا ۷۲٪ و کاهش از ۷۸٪ تا ۷۰٪ همراه بود. مقدار حذف نیتروژن و پلی فسفات نیز در اوج کار به ترتیب به ۷۶٪ و ۹۵٪ درصد می رسید. که بیان می کرد روش بیان شده در مقابله با حذف فسفر در مقابل حذف نیتروژن بهتر عمل می کند [۱۶][۱۷].



شکل ۹- حذف مواد در زمان ماند های مختلف

همچنین در طی آزمایش نتایج مهم دیگری بدست آمد که میزان حذف نیتروژن و فسفر را در هر یک از فرآیندها از جمله بی‌هوازی و آنوکسیک هوازی نشان می‌دهد همچنین میزان حذف و مصرف پارامترهای دیگر را نیز به ما نشان داده است (شکل ۱۰). لازم به توضیح است که حذف فسفر در منطقه بی‌هوازی و حذف نیتروژن تنها به واسطه بودن منطقه آنوکسیک هوازی در سیستم می‌باشد.



شکل ۱۰: مقدار حذف نیتروژن و فسفر در هر مرحله از سیستم

۳-۴. میکروارگانیسم‌ها

به صورت کلی می‌توان فهمید که برای انجام حذف فسفر به روش بیولوژیکی نیاز به میکروارگانیسم‌هایی داریم که در همه سیستم‌ها عملکرد مطلوبی داشته باشند از این رو طی مطالعات صورت گرفته نتیجه‌ای که بدست آمد نشان می‌دهد که میکروارگانیسم‌های جمع‌کننده فسفر PAO بهترین عملکرد را داشته به همین دلیل عمده استفاده ما از همین موجودات در تصفیه فاضلاب خواهد بود. این مطالعه، پویایی جمعیت PAO و GAO دخیل در فرآیند EBPR را نشان داد. PAO‌ها از نظر راندمان حذف فسفر بهتر از GAO‌ها عمل کردند. البته این راندمان وابسته به عوامل مختلف همچون TDS, PH و ... است. به طور کلی در رقابتی که بین این میکروارگانیسم‌ها صورت می‌گیرد باید شرایط را به گونه‌ای فراهم کنیم که باکتری‌های PAO برنده این رقابت باشند چون راندمان حذف فسفر در آن‌ها نسبت به باکتری‌های رقیب خیلی بالاتر است.



۵. نتیجه گیری

در زمینه حذف فسفر و نیتروژن از فاضلاب مطالعات زیادی صورت گرفته و روش‌های بیولوژیکی، شیمیایی و فیزیکی زیادی ارائه شده است که ما در این مطالعه به بررسی چند مورد از فرآیند حذف بیولوژیکی پرداختیم. می‌توان گفت این روش‌ها نسبت به دیگر روش‌ها دارای راندمان بالاتر و هزینه کمتری نسبت به دیگر روش‌ها دارد. در مقایسه با روش‌های بالا به نتایج مهمی می‌رسیم از جمله این موارد می‌توان در فرآیندی که از میکرو جلیک‌ها استفاده می‌کنیم به غیر از حذف فسفر و نیتروژن، حذف فلزات سنگین، کاهش کلیفرم و BOD را نیز می‌توانیم داشته باشیم. همچنین می‌تواند برای مقاصدی همچون تولید سوخت زیستی و غذا برای حیوانات و آبزیان نیز اشاره کرد. در سیستم تلفیقی A^2O/BCO نسبت به زمانی که سیستم به صورت معجزا کار می‌کند راندمان کار به مقدار قابل ملاحظه‌ای افزایش پیدا می‌کند. در سیستم ASD و TSD نیز به دلیل اینکه فرآیند ترکیبی صورت می‌گیرد حذف فسفر و نیتروژن را در PH بالا شاهد هستیم که مزیت مهمی به شمار می‌رود. در کل می‌توان گفت که در روش بیولوژیکی میکروارگانیسم‌های خورنده نیتروژن و فسفر کارایی بالایی دارند به گونه‌ای که می‌توان فرآیند حذف و تولید انرژی را در این سیستم به صورت توأم داشته باشیم اما در بعضی موارد با مطالعه بیشتر می‌توانیم فرآیند حذف را اصلاح کرده و نتیجه بهتری بگیریم که سیستم‌های فوق نمونه‌های موفق از این اصلاح عملکرد می‌باشد.

۶. مراجع

- [1] Luft, Jan-Eric.; Entsorgungsbetriebe Lu"beck, et al. (2012) "Dobre praktyki zwiazane z gospodarka osadami s'ciekowymi." Project on Urban Reduction of Eutrophication; Kom. S'rod. Nat. Zwiaz z. Mia. Balt. ISBN 978-952-5725-96-4.
- [2] Rojas, J.; Zhelev, T. (2012) Energy Efficiency Optimisation of Wastewater Treatment: Study of ATAD. *Comutp. Chem. Eng.*, 38, 52-63.
- [3] Va 'zquez-Pad'in J. R.; Pozob, M. J.; Jarpac, M.; Figueroaa, M.; Francoa, A.; Mosquera-Corral, A.; Camposa, J. L.; M'endezza, R. (2009) Treatment of Anaerobic Sludge Digester Effluents by the CANON Process in Air Pulsing SBR. *J. Hazard. Mater.*, 166, 336-341.
- [4] Akerstrom, A. M.; Mortensen, L. M.; Rusten, B.; Gislerd, H. R. (2014) Biomass Production and Nutreint Removal by Chlorella sp. as Affected by Sludge Liquor Concentration. *J. Environ. Manage.*, 144, 118-124.
- [5] Sahu, A. K.; Siljudalen, J.; Trydal, T.; Rusten, B. (2013) Utilisation of Wastewater Nutrients for Microalgae Growth for Anaerobic CoDigestion. *J. Environ. Manage.*, 122, 113-120.
- [6] Zhang, M., Wang, C., Peng, Y., Wang, S., Jia, F., and Zeng, W.: Organic substrate transformation and sludge characteristics in the integrated anaerobic anoxic oxicebiological contact oxidation ($A^2/OeBCO$) system treating wastewater with low carbon/nitrogen ratio, *Chem. Eng. J.*, 283, 47e57 (2016).
- [7] Slater, F. R., Johnson, C. R., Blackall, L. L., Beiko, R. G., and Bond, P. L.: Monitoring associations between clade-level variation, overall community structure and ecosystem function in enhanced biological phosphorus removal (EBPR) systems using terminal-restriction fragment length polymorphism (TRFLP), *Water Res.*, 44, 4908e4923 (2010).
- [8] O. Lahav, M. Telzhensky, A. Zewuhn, Y. Gendel, J. Gerth, W. Calmano, L. Birnhack, Struvite recovery from municipal-wastewater sludge centrifuge supernatant using seawater NF concentrate as a cheap Mg (II) source, *Sep. Purif. Technol.* 108 (2013) 103-110.
- [9] V. Ivanov, S. Kuang, V. Stabnikov, C. Guo, The removal of phosphorus from reject water in a municipal wastewater treatment plant using iron ore, *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 84 (2009) 78-82.



کنگره علوم و مهندسی آب و فاضلاب ایران

دانشگاه تهران، تهران

۲۶ و ۲۷ بهمن ماه ۱۳۹۵



- [10] D. Hu, Z. Zhou, X. Shen, H. Wei, L.-M. Jiang, Y. Lv, Effects of alkalinity on membrane bioreactors for reject water treatment: performance improvement, fouling mitigation and microbial structures, *Bioresour. Technol.* 197 (2015) 217–226.
- [11] W. Ren, Z. Zhou, L.-M. Jiang, D. Hu, Z. Qiu, H. Wei, L. Wang, A cost-effective method for the treatment of reject water from sludge dewatering process using supernatant from sludge lime stabilization, *Sep. Purif. Technol.* 142 (2015) 123–128.
- [12] Meyer RL. Putative glycogen-accumulating organisms belonging to the Alphaproteobacteria identified through rRNA-based stable isotope probing. *Microbiology*. (2006) 152(2):419–29
- [13] Haas BJ, Gevers D, Earl AM, Feldgarden M, Ward DV, Giannoukos G, et al. Chimeric 16S rRNA sequence for mation and detection in Sanger and 454-pyrosequenced PCR amplicons. *Genome Res.* (2011) 21(3):494–504
- [14] Zhang T, Liu Y, Fang HHP. Effect of pH change on the performance and microbial community of enhanced biological phosphate removal process. *Bio Technol Bioeng.* 2005; 92(2):173–82. doi:10.1002/bit.20589 PMID:15962340
- [15] Slater, F. R., Johnson, C. R., Blackall, L. L., Beiko, R. G., and Bond, P. L.: Monitoring associations between clade-level variation, overall community structure and ecosystem function in enhanced biological phosphorus removal (EBPR) systems using terminal-restriction fragment length polymorphism (TRFLP), *Water Res.*, 44, 4908e4923 (2010).
- [16] Peng, Y. and Ge, S.: Enhanced nutrient removal in three types of step feeding process from municipal wastewater, *Bioresour. Technol.*, 102, 6405e6413 (2011).
- [17] Hu, J., Ong, S., Ng, W., Lu, F., and Fan, X.: A new method for characterizing denitrifying phosphorus removal bacteria by using three different types of electron acceptors, *Water Res.*, 37, 3463e3471 (2003).