

کاربرد و روند پیش تصفیه بی‌هوازی

فاضلاب شهری

ترجمه: حمید موحیدیان*

چکیده

مهمترین انگیزه تصفیه بی‌هوازی فاضلاب شهری تولید مقدار کم لجن می‌باشد. در واقع، تصفیه و دفع لجن فاضلاب از نقطه نظر تکنیکی مشکل و از جنبه اقتصادی هزینه سنگینی می‌طلبد.

در صورتی که دمای فاضلاب حداقل ۱۵C-۱۰ بوده، غلظت مواد آلی حدودی بیشتر از ۵۰۰ mg/L و حاوی COD محلول و با انرژی بالا، و در صورت پایین بودن مقدار سولفات و جامدات معلق، تصفیه بی‌هوازی فاضلاب شهری را می‌توان به طرز قابل قبولی انجام داد. بر این اساس تصفیه بی‌هوازی فاضلاب خانگی بایستی فقط به عنوان پیش تصفیه مطرح باشد چون سولفید تشکیل شده و مقدار ناچیزی از مواد مغذی نظیر نیتروژن و فسفات حذف می‌شوند. مقدار کربن و انرژی (سویستره^۱) مورد نیاز باکتریهای تولیدکننده متان، تصفیه بی‌هوازی فاضلاب با شدت آلودگی پایین را غیر عملی می‌سازد. ادعای مطرح شده در این مقاله این است که حذف و هضم مواد آلی ریز (غیر محلول) و سپس تصفیه مواد آلی محلول بوسیله صافی چکنده با لایه بیولوژیکی ضخیم، روش مناسبی برای به حداکثر رساندن جریان الکترونی بی‌هوازی بوده و در عین نیل به فاضلاب خروجی با کیفیت بالا و غلظت مواد معدنی پایین، تولید لجن نهایی حاصل کمتر می‌باشد.

مقدمه

تصفیه بی‌هوازی کاربرد وسیعی برای فاضلابهای صنعتی مختلفی چون صنایع چغندر قند، کشتارگاه، نشاسته، نوشابه سازی و غیره پیدا کرده است. دامنه باردهی از ۱ تا ۵۰ kgCOD/m³.d در دماهای مختلف (از ۱ تا ۶۵C) و زمان ماند هیدرولیکی گوناگونی (از چندین ساعت تا چندین روز) اعمال شده و راندمان کاهش COD حاصل دامنه‌ای از ۷۰ تا ۹۰٪ داشته است. در تحقیقات انجام شده نشان داده شده است که دمای کارکرد برای تصفیه پسابهای صنعتی به دامنه مزوفیلی (۳۰-۳۵C) محدود نبوده و در دامنه ۳۰-۲۰ نیز عملکرد قابل قبولی حاصل می‌شود. علاوه بر این، هضم بی‌هوازی یک سیستم حساس نبوده و می‌تواند در مقابل شوکهای حرارتی و بار آلی از خود مقاومت نشان دهد. در حال حاضر فاضلابهای با غلظت آلودگی کمتر یا برابر ۱۰۰۰ mgCOD/L به صورت هوازی تصفیه می‌شوند. با این وجود، به علت تولید زیاد لجن (۴/۰ گرم وزن خشک برای هر گرم COD حذف شده)، هزینه دفع لجن و سرمایه‌گذاری قابل ملاحظه، هزینه‌های بهره‌برداری و نگهداری (جدول ۱)، غالباً سؤال این است که چرا تصفیه بی‌هوازی که از لحاظ اقتصادی جالبتر می‌باشد به سرعت جایگزین تصفیه هوازی فاضلابهای شهری نمی‌شود.

* کارشناس مهندسی مشاور طرح و تحقیقات آب و فاضلاب

جدول ۱- تخمین هزینه تصفیه خانه ۱۰۰۰۰۰ نفری با سیستمهای تصفیه مختلف فرایند تصفیه هزینه مقایسه‌ای سرانه در سال

| دفع لجن | بهره‌برداری و نگهداری | سرمایه | نهر اکسیداسیون صافی چکنده لجن فعال راکتور UASB |
|---------|-----------------------|--------|--|
| ۲-۴ | ۱۵-۲۰ | ۱۵ | |
| ۲-۴ | ۱۵-۲۰ | ۱۵ | |
| ۴-۶ | ۱۵-۲۰ | ۱۵ | |
| ۱-۲ | ۷/۵-۱۰ | ۷/۵ | |

محدوده‌های فرایند تصفیه بی‌هوازی فاضلاب شهری

ویژگیهای فاضلاب شهری که اثر مستقیمی بر فرایند بی‌هوازی

دارند در جدول ۲ خلاصه شده است.

جدول ۲- ترکیب فاضلاب شهری کشورهای صنعتی

| پارامتر | مقدار (mg/L) |
|------------------|--------------|
| مواد خشک | ۷۰۰-۸۰۰ |
| جامدات معلق | ۲۰۰-۳۰۰ |
| COD کل | ۵۰۰ |
| COD جامد | ۲۵۰ |
| BOD نهایی | ۲۲۰ |
| نیتروژن کج‌جدال | ۵۰ |
| نیتروژن آمونیاکی | ۲۵-۴۰ |
| فسفات کل | ۱۰ |
| سولفات کل | ۷۵ |
| گریس و مواد نفتی | تا ۱۰۰ |
| قلیائیت (meq/L) | ۲-۱۵ |

پارامترهای با اهمیت

COD - بار آلی نسبتاً کم فاضلابهای شهری (۱۰۰۰-۲۵۰ mgCOD/L) را بایستی در پرتو رقم آستانه^۲ نسبتاً بالای باکتریهای متانزا در نظر گرفت. تحقیق اخیر فوکوزاکی و همکاران (۱۹۹۰) خاطر نشان می‌سازد که متانزاها به یک حداقل غلظت سویستره‌ای احتیاج دارند و در غلظت پایین‌تر از این مقدار عملکرد خوبی از خود نشان نمی‌دهند. این مقدار موسوم به آستانه می‌باشد و به اسید استیک تجزیه نشده (سویستره واقعی متانزاهای استوژنی) مربوط می‌باشد. در pH برابر ۷، این آستانه دامنه‌ای از ۳ mg/L استات کل برای باکتری متانوسار سینا^۳ تا ۱۳۰ mg/L استات کل برای باکتری متانوتریکس^۴ دارد. این حالت به سادگی می‌تواند باعث بوجود آمدن غلظتی از اسیدهای چربی

بوجود آورد، تصفیه بی‌هوازی فقط برای فاضلابهای شهری نسبتاً قوی (COD > ۵۰۰ mg/L) قابل توجه است.

نیتروژن کج‌جدال و امونیاکی - میانگین غلظت NH₄⁺ در فاضلاب شهری ۲۵-۴۰ mg/l بوده که مشکلی برای تصفیه بی‌هوازی بوجود نمی‌آورد. نسبت COD/N فاضلاب شهری ۱۰/۱۰ بوده که بیش از حداقل مقدار نیتروژن لازم برای رشد عادی لجن بی‌هوازی (نسبت COD/N برابر ۲۵، ۱۰/۱) می‌باشد.

اسیدهای چرب - غلظت نسبتاً پائین VFA و قلیائیت فاضلاب شهری خاصیت بازدارندگی VFA را نا محتمل می‌سازد. اسیدهای چرب بزرگ نظیر صابونها به نظر سمی‌تر بوده (۵۰٪ بازدارندگی

در غلظت 500 mg/L و در بعضی از مواقع می‌توانند به علت بعضی از عادات فصلی شهروندان در فاضلاب خانگی موجود باشند. این جنبه امر نیاز به تحقیق بیشتری دارد.

سولفات - غلظت سولفات در فاضلاب خانگی نسبتاً پایین است و احتمال این که مقدار بحرانی H_2S 50 mg/L بوجود بیاید کم می‌باشد. نظر به این که دمای بهینه باکتریهای احیا کننده سولفات (SRB) بین 30°C و 35°C بوده (دمای بهینه باکتریهای متانزا بین 35°C و 40°C می‌باشد)، احتمال این وجود دارد که در دمای فاضلاب 20°C - 10°C باکتریهای SRB بر باکتریهای متانزا (MPB) غالب گردیده و قسمت مهمی از COD به مصرف احیای سولفات برسد و همزمان سولفیدهای خورنده تولید شود. بنابراین تصفیه بی‌هوازی فاضلاب مستلزم انجام پس تصفیه می‌باشد.

مشکلات خاص تصفیه فاضلاب شهری رشد درون راکتوری باکتریهای متانزا

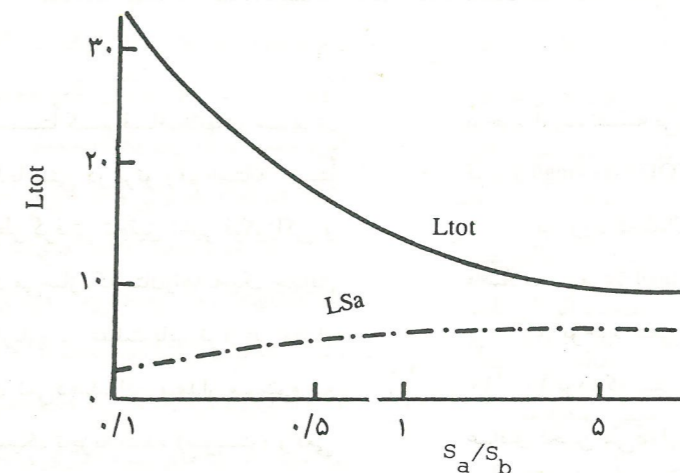
با توجه به این که تولید اسید در فاضلابروها، تانکهای نگهدارنده، و دیگر ملزومات صورت می‌پذیرد، فاضلاب شهری به هنگام ورود به تصفیه خانه فاضلاب می‌تواند متعفن شده باشد. در نتیجه، رشد باکتریهای اسیدزا قبلاً صورت گرفته است. این حالت ممکن است تشکیل دانه‌های بی‌هوازی پایدار و فشرده را مختل سازد. در واقع، توسط محققین مشاهده شده است که رشد

همزمان باکتریهای اسیدزا و متانزا در تولید لجن دانه‌ای مناسب از اهمیت خاصی برخوردار است. این واقعیت که دانه‌ها ممکن است به سادگی در فاضلاب از پیش تخمیر شده رشد نکنند با رشد لایه‌های بیولوژیکی متانزا در انواع راکتورهای حاوی مواد پراشه منافاتی ندارد. تجارب حاصل از استفاده پراشه‌های پلی‌اوریتان تأییدی بر مطلب فوق است ولی محدودیتهایی نیز در رابطه با مسدود شدن خلل و فرج وجود دارد.

جامدات معلق

غلظت جامدات معلق می‌تواند به حد 2 g/L برسد. با ورود به راکتور بی‌هوازی، جامدات معلق می‌توانند اثر سوئی بر کیفیت لجن گذاشته و راندمان تبدیل COD را کاهش دهند.

محاسبات انجام شده نشان می‌دهد که برای ایجاد لجن بی‌هوازی به حد کافی فعال در راکتور UASB، نسبت مقدار COD دانه‌ای به COD محلول در فاضلاب ورودی نبایستی متجاوز از نسبت VSS/COD برابر $0/1$ باشد (شکل ۱). در این رابطه به نظر می‌رسد که گذراندن فاضلاب شهری خام از فرایند ته‌نشینی قبل از ارسال آن به هضم کننده بی‌هوازی UASB اهمیت بسزایی دارد.



شکل ۱- حداکثر سرعت تئوریک باردهی بعنوان تابعی از نسبت COD دانه‌ای به COD محلول برای راکتور با حداکثر 100 kgvss/m^3
 L_{Tot} = باردهی کل ($\text{Kg COD/m}^3 \cdot \text{d}$)
 L_{S_a} = بار جامدات معلق ($\text{Kg VSS/m}^3 \cdot \text{d}$)
 S_a = غلظت مواد آلی در ورودی (Kg VSS/m^3)
 S_b = غلظت COD محلول در ورودی (Kg COD/m^3)

دبی فاضلاب

از ویژگیهای فاضلاب شهری نوسانات شدید در مقدار مواد آلی، جامدات معلق و دبی می‌باشد. غلظت COD, BOD و TSS می‌تواند با ضریبی برابر $10-2$ در هر نیمساعت تا چندین ساعت تغییر نماید. فاضلابروهای نوع مرکب علاوه بر فاضلابهای خانگی حامل آب باران و آبرفت نیز می‌باشند.

دمای فاضلاب

در مناطق معتدل جهان، دمای فاضلاب بسته به محل و زمان نمونه برداری، دامنه‌ای از 4°C تا 20°C داشته و به طور کلی فقط برای حدود ۶ ماه در سال از 12°C تجاوز می‌نماید (Derycke, 1986). دامنه دمای بهینه فعالیت متانزایی متانوتریکس متانوسارسینا، و اکثر باکتریهای متانزای دیگر بین 35°C و 40°C می‌باشد. همچنین به نظر می‌رسد که حذف و تجزیه جزء کلوئیدی مواد آلی، که ممکن است $30\%-25\%$ کل COD را تشکیل دهد، ممکن است در دماهای پائین‌تر عامل محدود کننده شود.

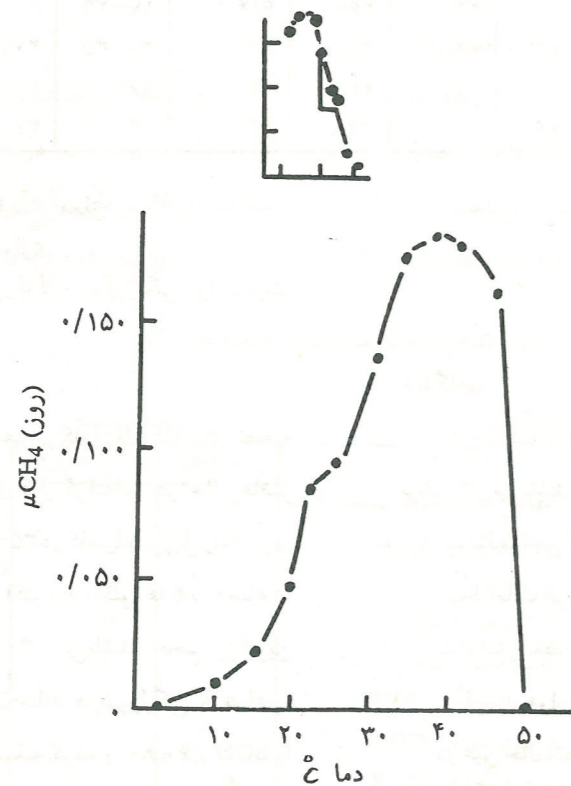
با در نظر گرفتن داده‌های فوق‌الذکر، واضح است که در عمل فعالیت قابل اندازه‌گیری متانزایی را فقط در صورت وجود دمای

حداقل 15°C - 10°C می‌توان انتظار داشت. همانطور که در شکل ۲ نشان داده شده، فقط چند درصد فعالیت موجود در دمای 35°C ، یعنی بجای $50-10$ کیلوگرم COD حذف شده در هر m^3 راکتور در هر روز فقط $1 \text{ kg COD} - 0/5$ حذف شده، حفظ می‌شود. بدیهی است که این امر به شدت کاربرد هضم بی‌هوازی فاضلاب شهری را محدود می‌سازد.

نتایج عملی تصفیه بی‌هوازی فاضلاب شهری

در استفاده از تصفیه بی‌هوازی برای فاضلابهای غلظت پائین، از فرایندهایی که قادر به حفظ غلظتهای بالایی از جرم باکتریایی فعال در تحت شرایط بار هیدرولیکی زیاد باشند بایستی بهره گرفت.

از سال ۱۹۸۰ میلادی تحقیقات گسترده‌ای در رابطه با تصفیه فاضلاب شهری بوسیله انواع مختلف راکتورهای بی‌هوازی انجام شده است. تاکید این تلاشها بیشتر بر تأثیر زمان ماند هیدرولیکی، دما و بذرافشانی بر عملکرد راکتورها بوده است.



شکل ۲- تغییرات تولید متان از استات در دماهای مختلف

آزمایشهای در مقیاس پیلوت

خلاصه‌ای از آزمایشهای پیلوتی در جدول ۳ فراهم آمده است. اکثر راکتورها بوسیله لجن دانه‌ای UASB یا لجن فعال هضم شده بذر افشانی شدند. در آزمایش باربوسا و سنت آنا (۱۹۸۹) مجموعه متانزا پس از مدت راه‌اندازی حدود ۴ ماه ایجاد شد. همه این آزمایشها حاکی از وجود راندمان نسبتاً خوب (۸۰-۵۰٪) حذف BOD, COD و SS می‌باشند.

جدول ۳- نتایج تصفیه بی‌هوازی فاضلاب شهری در راکتورهای مقیاس پیلوت

| راکتور | نوع | حجم (لیتر) | دما (c) | زمان ماند (h) | COD (mg/L) | | درصد کاهش | | | |
|--------|-----|------------|---------|---------------|------------|-------|-----------|-------|----|----|
| | | | | | ورودی | خروجی | TSS | BOD | | |
| UASB | ۱ | ۱۲۰ | ۱۶-۱۸ | ۷ | ۷۲ | ۱۸۱ | - | ۸۹ | - | |
| | ۱ | ۱۲۰ | ۸-۱۰ | ۸ | ۴۵ | ۱۵۴ | - | ۵۰ | - | |
| | ۲ | ۱۲۰ | ۱۲-۱۶ | ۲۴ | ۵۵-۵۷ | ۱۵۰ | ۶۸۸ | ۵۵-۸۰ | - | |
| | ۳ | ۱۱۰ | ۱۲-۱۸ | ۱۸ | ۶۵ | ۱۶۳ | ۴۶۵ | ۷۳ | - | |
| | ۴ | ۱۲۰ | ۱۹-۲۸ | ۴ | ۷۴ | ۱۶۳ | ۶۲۷ | ۷۲ | ۷۸ | |
| | ۵ | ۱۰۶ | ۳۵ | ۴ | ۶۵ | ۱۲۰ | ۳۰۰ | ۶۱ | ۷۲ | |
| | ۶ | ۱۶۰ | ۲۰ | ۶ | ۶۴ | ۳۱۰ | ۱۰۷۶ | ۸۸ | - | |
| | ۷ | ۱۶۰ | ۲۰ | ۶ | ۵۰ | ۲۴۵ | ۴۶۷ | - | ۵۴ | |
| | ۸ | FBR | - | ۱۷-۲۵ | ۶/۴ | - | ۲۳ | ۲۶۷ | ۵۰ | ۴۷ |
| | ۹ | AF | ۲۰ | ۲۰-۳۵ | ۲۴ | ۷۳ | ۷۸ | ۲۸۸ | ۷۳ | - |
| RSFFR | ۱۰ | ۳۰ | ۱۶ | ۲۴ | ۶۰ | ۱۷۳ | ۴۳۵ | ۶۶ | - | |
| | ۱۰ | ۳۰ | ۲۹ | ۲۴ | ۶۶ | ۱۱۰ | ۳۲۸ | ۸۶ | - | |

FBR- راکتور با بستر معلق

AF- فیلتر بی‌هوازی

RSFFR- راکتور با لایه بیولوژیکی دوار- ثابت

سیستمهای مقیاس کامل

از سال ۱۹۸۶ سیستمهای مقیاس کامل USAB برای تصفیه فاضلاب شهری مورد بهره‌برداری قرار گرفته‌اند. در حال حاضر چندین راکتور با ظرفیت ۳۵-۵۰۰ m³ در کلمبیا و برزیل راه‌اندازی شده است. زمان ماند هیدرولیکی اکثر این راکتورها ۴ تا ۶ ساعت و راندمان حذف COD برابر ۳۰-۴۰٪ می‌باشد. حجم بزرگترین راکتور ۲۲۰۰ m³ است که با زمان ماند هیدرولیکی ۸ ساعت معادل فاضلاب ۲۵۰۰۰ نفر را تصفیه کرده و ۸۰-۶۰٪ BOD را کاهش می‌دهد. در سال ۱۹۹۰ میلادی یک مجموعه UASB مقیاس کامل با ظرفیت ۱۴۰۰۰ m³/d در میرزاپور هند شروع بکار

دیدگاهها

در مقایسه با تصفیه هوازی، تصفیه بی‌هوازی از مزایای زیر برخوردار می‌باشد.

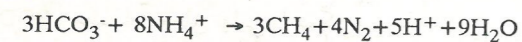
- تولید لجن کمتر (با ضریب ۵ یا بیشتر)
- الزامات انرژی پائین‌تر (نسبت مستقیم با COD ورودی)
- زدایش بعضی از ترکیبات (نظیر مواد آلی کلرینه شده) که در فرایند هوازی قابل حذف نمی‌باشند.
- در عین حال، تصفیه بی‌هوازی دارای نارساییهای زیر می‌باشد.
- پس از شوک سمی به‌کندی به حالت عادی باز می‌گردد (در مدت چند روز تا چند هفته)

جدول ۴- نتایج حاصل از راکتورهای تصفیه فاضلاب شهری در مقیاس کامل

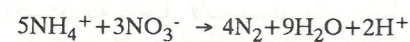
| کلمبیا | برزیل | امریکا | هلند | طراحی فرایند |
|--------|-------|--------|-------|-----------------------|
| UASB | UASB | FFAB | UASB | نوع راکتور |
| ۳۵ | ۱۲۰ | ۱۹ | ۲۰ | حجم (m ³) |
| ۵ | ۹ | ۲۴ | ۱۰ | زمان ماند (h) |
| ۲۳-۲۷ | ۲۱-۲۵ | ۱۰-۲۵ | ۱۵-۱۶ | دما (c) |
| | | | | کاهش (%) |
| ۸۰ | ۸۰ | ۷۰ | - | BOD |
| ۶۶ | ۷۰ | ۶۰ | ۴۹ | COD |
| ۷۰ | ۱/۹ | ۶۰-۷۰ | ۶۰ | TSS |
| | | | | ویژگیهای خروجی (mg/L) |
| ۳۹ | ۳۱ | ۴۰ | ۶۹ | BOD |
| ۱۴۵ | ۹۶ | ۱۰۰ | ۲۲۰ | COD |
| ۷۰ | ۳۵ | ۵۳ | ۵۱ | TSS |

FFAB- راکتور بی‌هوازی با لایه بیولوژیکی

مطرح شده است. اولاً تخمیر بی‌هوازی اوره به N₂ و CH₄ بوسیله بادا و همکاران (۱۹۸۷) گزارش شده است. واکنش استوکیومتری مطرح شده به قرار زیر است.



در عین حال این پدیده تا آنجایی که ما اطلاع داریم هنوز مورد تأیید قرار نگرفته است. در ثانی، واکنش بی‌هوازی بین امونیوم و نیترات به N₂، بر طبق واکنش بیوشیمیایی



جدول ۵- معیارهای مربوط به تصفیه فاضلاب

| معیار | تصفیه | بی‌هوازی |
|-----------------------------|-------|----------|
| آبهایی که می‌توان تصفیه کرد | A | A |
| ثبات و کنترل فرایند | A | A |
| بار حجمی | A | A |
| انرژی مورد نیاز | A | A |
| تولید لجن اضافی | A | A |
| درصد حذف BOD | A | A |
| درصد حذف COD | A | A |
| درصد حذف P و N | A | A |

*** برتر بودن در مقایسه با روش دیگر

اخيراً بوسیله وان دی‌گراف و همکاران (۱۹۹۰) گزارش شده است. باکتری مسبب این مکانیسم هنوز شناخته نشده است. اینگونه فرایندها احتمالاً می‌توانند نقص ناشی از حذف پائین آمونیوم در تصفیه بی‌هوازی را از بین برده و کاربرد تصفیه بی‌هوازی را برای مواردی که استانداردهای فاضلاب خروجی خاص نیتروژن اعمال می‌شود جاذب‌تر کند.

آستانه بالای سوبستره باکتریهای متان‌زا همیشه باعث ضعف عملکرد فرایند بی‌هوازی می‌شود. رهیافتی که در آن زدایش مقدماتی بار آلی به حداکثر رسانده شده و مواد آلی تغلیظ شده حذف شده هضم شوند ممکن است بر تصفیه‌ای که کلاً به طور بی‌هوازی انجام شود ترجیح داده شود.

پس از ته‌نشین اولیه فاضلاب خانگی، مواد آلی محلول را می‌توان بوسیله صافی چکنده حذف نمود. امکان دیگر ترکیب مستقیمی از راکتور حاوی لایه لجن بی‌هوازی که بعد از آن صافی چکنده قرار دارد می‌باشد. یک پروژه آزمایشی انجام شده در ژاپن از سیستم ترکیبی مذکور استفاده نمود که در آغاز یک راکتور جامدات معلق اضافی را حذف می‌نمود و راکتور دومی تقلیل کامل BOD و جامدات معلق نهایی را ممکن می‌ساخت.

کاوشهای جدید در مورد جریان الکترون در لایه‌های بیولوژیکی هوازی (نظیر آنچه در صافیهای چکنده موجود است) نشانگر آن است که قسمت اعظمی از کل جریان انرژی توسط میکروارگانیسم‌های بی‌هوازی صورت می‌گیرد. در واقع با توجه به این که نفوذ اکسیژن به داخل لایه بیولوژیکی فقط تا عمق $150-100 \mu m$ رخ می‌دهد لایه‌های بیولوژیکی ضخیم (۲-۴mm) دارای یک لایه خارجی نازک هوا داده شده و یک لایه داخلی ضخیم بی‌هوازی می‌باشند. این حقیقت که در صافیهای چکنده با بیوفیلم ضخیم، قسمت عمده جریان الکترون بوسیله

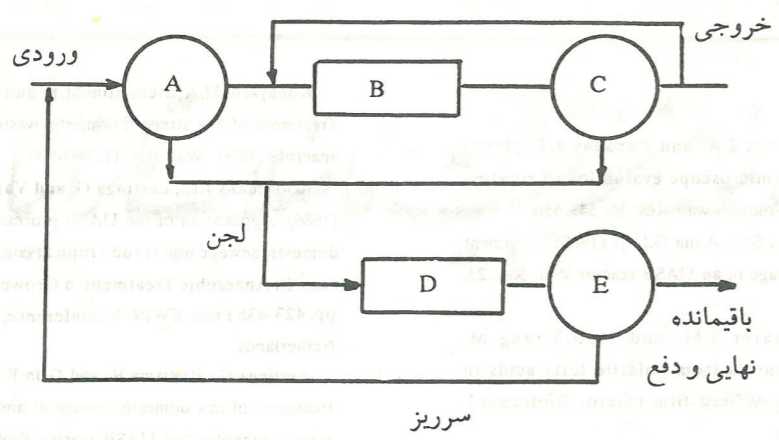
میکروارگانیسمهای بی‌هوازی مصرف می‌شود با این تجربه عملی منطبق است که در این گونه صافیهای چکنده تولید کلی لجن اضافی ثانوی کمتر از مقدار تولید شده در سیستمهای لجن فعال می‌باشد (جدول ۶). در واقع، دامنه Y_{BOD} دانه‌ای $0.5-0.3$ برای صافیهای چکنده و $0.9-0.7$ گرم وزن خشک برای هر گرم BOD حذف شده برای لجن فعال دارند. فرضیه عنوان شده این است که بر مبنای سیکل سولفور که در ناحیه بی‌هوازی سولفات به سولفید احیا شده و مجدداً در منطقه هوا داده شده به سولفور یا سولفات تبدیل می‌گردد، بین لایه‌های بیوفیلم هوازی و بی‌هوازی جریان الکترون رخ می‌دهد. احتمالاً مقداری باکتریهای دی‌نیتریفایر، تخمیرکننده، و متانزا نیز در جریان الکترون سهیم می‌باشند.

بنابراین، صافیهای چکنده ترکیب قابل توجهی از بیوتکنوژی بی‌هوازی و هوازی می‌باشند. مهمترین نکته این است که چنین ترکیب پیچیده همزیستی بی‌هوازی - هوازی نه فقط در دانه وسیعی از دما قابل بهره‌برداری است بلکه نیل به راندمانهای بالا، غلظتهای باقیمانده پائینی از آلاینده‌ها و هزینه کل نسبتاً پائین از دیگر ویژگیهای آن می‌باشد. خصوصاً در رابطه با دما، داده‌های موجود نشان دهنده این است که در مقایسه با لجن فعال سیستمهای صافی چکنده حساسیت بیشتری نسبت به دماهای پایین‌تر دارند ولی در مجموع، عملکرد خوبی در سرعت باردهی $BOD 0.5/Kg$ در هر مترمکعب حجم راکتور در روز در دامنه دمای $15C-5C$ گزارش شده است.

حذف نیتروژن بوسیله صافی چکنده نیز گزارش شده است. در قشر خارجی لایه بیولوژیکی، نیتریفیکاسیون می‌تواند رخ دهد. آمونیوم در لایه هوازی به نترات اکسید می‌شود. نترات تشکیل شده سپس در اثر دی‌نیتریفیکاسیون در لایه داخلی حذف

جدول ۶- مقایسه تولید لجن فرایند لجن فعال و صافی چکنده

| لجن اولیه | تولید سرانه لجن در روز | |
|------------------|------------------------|------------|
| | لجن فعال | صافی چکنده |
| لجن اولیه | ۵۴ | ۵۴ |
| لجن ثانوی | ۳۱ | ۱۳ |
| کل لجن | ۸۵ | ۶۷ |
| کل لجن پس از هضم | ۵۵ | ۴۳ |



شکل ۳- طراحی فرایند برای فاضلاب شهری با هدف به حداکثر رساندن جریان الکترون بی‌هوازی.

A- سرریز مقدماتی یا هضم کننده با جریان بطرف بالا
 B- صافی چکنده متعارف یا فیلتر غوطه‌ور هوا داده شده
 C- سرریز ثانوی
 D- هضم کننده اختلاط کامل متعارف برای تبدیل لجن اولیه و ثانوی
 E- تغلیظ کننده لجن هضم شده

می‌شود. مجموع نیتریفیکاسیون در لایه خارجی و دی‌نیتریفیکاسیون در لایه داخلی باعث کاهش کلی نیتروژن موجود در فاضلاب می‌شود.

در عین حال، بایستی توجه داشت که در حال حاضر اطلاعات کمی در مورد رخداد اینگونه ترکیب نیتریفیکاسیون - دی‌نیتریفیکاسیون در لایه‌های بیولوژیکی ضخیم وجود دارد و روشهای بدست آوردن، حفظ، و کنترل این گونه لایه‌های میکروبی هوازی - بی‌هوازی در حال توسعه می‌باشد.

برای به حداکثر رساندن جریان الکترونیهای حاصل از متابولیسم بی‌هوازی آلاینده‌های فاضلاب بایستی تحولی در فرایند صافی چکنده یا فیلتر غوطه‌ور هوا داده شده ایجاد نمود (شکل ۳). پس از حذف مقدماتی اجزاء آلی نامحلول فاضلاب،

این لجن به طور غیرهوازی هضم می‌شود. فاضلاب خروجی از این فرایند مقدماتی بوسیله صافی چکنده تصفیه می‌شود. کفاب لجن هضم شده را نیز می‌توان به همین روش تصفیه کرد. قسمتی از فاضلاب خروجی صافی چکنده واگردانی شده تا الزامات سرعت بار سطحی هیدرولیکی برآورده شود. مقدار واگردانی می‌تواند بسته به تغییرات غلظت و دبی فاضلاب تغییر داده شود.

این ترکیب، به علت راندمان بالا و تولید لجن پائین، در صورتی که نگرش سیستمی به فرایندها ادامه پیدا کند از اهمیت خاصی برخوردار است. تحقیقات بیشتری در مورد جوانبی چون کنترل عملکرد لایه بیولوژیکی در صافی چکنده نسبت به پیش تصفیه و موازنه کلی ورودی - خروجی مواد مغذی در رابطه با مصرف انرژی و ابعاد مقیاس ضروری می‌باشد.

- 1- Substrate
- 2- Threshold Value
- 3- Methan osarcina
- 4- Methanothrix
- 5- Volatile fatty Acids
- 6- Sulfate-Reducing Bacteria
- 7- Methane-Producing Bacteria
- 8- Upflow Anaerobic Sludge Blanket

References

- Alleman J.E. Veil J.A. and Canaday J.T. (1982) Scanning electron microscope evaluation of rotating biological contactor biofilm. *Wat. Res.* 16, 543-550.
- Barbosa R.A. and Sant Anna G.L. jr (1989) Treatment of raw domestic sewage in an UASB reactor. *Wat. Res.* 23, 1483-1490.
- Bhada A. Scharer J.M. and Moo-Young M. (1987) Methanogenesis from volatile fatty acids in downflow stationary fixed-film reactor. *Biotechnol. Bioengng* 30, 314-319.
- Bishop P.L. and Kinner N.E. (1986) Aerobic fixed-film process. *Biotechnology* 8, 113-116.
- Buisman C, Wit B. and Lettinga G. (1989) Biotechnological sulfide removal in three polyurethane carrier reactors stirred reactor, biorotor reactor and upflow reactor. *Wat. Res.* 24, 245-251.
- Cappenbera Th. E. (1974) Interrelation between sulfate reducing bacteria and methane-producing bacteria in bottom deposits of a freshwater lake. II Field observations. *Antonie van Leeuwenhoek* 40, 285-295.
- Chen Y. and Bungay H. (1981). Microelectrode studies of oxygen transfer in trickling filter slimes. *Biotechnol. Bioengng* 23, 781-792.
- De Baere L. and Verstraete W. (1982) Can the recent innovations in anaerobic digestion of wastewater be implemented in anaerobic sludge stabilization? In *Recycling International-Recovery of Energy and Material from Residues and Wastes*. PP. 390-394. Berlin.
- Derycke D. and Verstraete W. (1986) Anaerobic treatment of domestic wastewater in a lab and a pilot scale polyurethane carrier reactor. In *Anaerobic Treatment: a Grown-up Technology* pp. 437-450 EWPCA Conference. Sept. 1986. Industrial Presentations. Schiedam, The Netherlands.
- Fukuzaki S., Nishio N. and Negai S. (1990) Kinetics of the methanogenic fermentation of acetate. *Appl enuir. Microbilo.* 56, 3158-3163.
- Genung R.K., Hancher C.W. Rivera A.L. and Harris M.T. (1982) Energy conservation and methane production in municipal wastewater treatment using fixed film anaerobic bioreactors. *Biotechnol, Bioengng Symp.* 12, 365-380.
- Gomes C.S. (1990) Sanepar. a year of experience with full scale anaerobic upflow treatment plants in the state of Parana. Brazil. *Anaerobic Digestion Congress*. Sao Paulo 1991.
- Hanaki K., Matsuo T. and Nagassa M. (1981) Mechanism of inhibition caused by long-chain fatty acids in anaerobic digestion process. *Biotechnol. Bioengng* 23, 1591-1610.
- Kobayashi H.A, Stenstrom M.K. and Nah R.A. (1983) Treatment of low strength domestic wastewaters using the anaerobic filter. *Wat. Res* 17, 903-909.
- Kooijmans J.L., Lettinga G. and Van Velsen A.F.M. (1986). Application of the UASB process for treatment of domestic sewage under sub-tropical conditions. The Cali case. In *Anaerobic Treatment: a Grown-up Technology*, pp. 423-436 Proc. EWPCA Conference, Amsterdam, The Netherlands.
- Lettinga G., Roersma R. and Grin P. (1983) Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperature using a granular bed UASB reactor. *Biotechnol. Bioengng* 25, 1701-1723.
- Lettinga G., Van Velsen L., De Zeeuw W. and Hobma S.W. (1979) The application of anaerobic digestion to industrial pollution treatment. In *Proc. 1st Int. Symp. Anaerobic Digestion*. Cardiff, PP. 167-186.
- Lettinga G., De Zeeuw W., Hulstffol Pol L., Wiegant W. and Rinzema A. (1985) Anaerobic wastewater treatment based on biomass retention with emphasis on thr UASB process. In *proc. 4th Int. Symp. on Anaerobic Digestion*. Guangzhou. China. PP. 279-302.
- Maas J.A. W., Draaijer H., Schaapman J. and Khan A. (1990) Design aspects of a 14mld upflow anaerobic sludge blanket (UASB) treatment plant for treatment of municipal wastewater in Mirzapur, India. Preprint *Anaerobic digestion Congress*. Sao Paulo, 1991.
- Masuda S., Watanabe Y. and Ishiguro M. (1987) Bacteriological properties of biofilm attached to rotating biological contactors. *J.Jap. Swge Wks Ass.* 278, 19-31.
- Monroy O., Noyola A., Ramirez F. and Guiot J.P. (1988). Anaerobic digestion of waterhyacinth as a highly efficient treatment process for developing countries. In *5th Int. Symp. on Anaerobic Digestion*, 22-26 May 1988. Bologna, Italy, pp. 747-757.
- Nishidome K. and Kusuda T. (1991) Mechanism and simulation of biofilm formation in a rotating biological contactor. In *International Symposium Environmental Biotechnology*, 22-25 April, Ostend, Belgium, pp. 347-351.
- Noyola A., Capdeville B. and Roques H. (1988) Anaerobic treatment of domestic sewage with a rotating stationary fixed-film reactor. *Wat. Res.* 22, 1585-1592.
- Okey R.W. and Albertson O.I. (1989) Diffusion's role in regulating rate and marking temperature effects in fixed film nitrification. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 61, 500-509.
- Olthof M. and Oleszkiewicz J. (1982) Anaerobic treatment of industrial wastewater. *Chem. Engng* 15, 121-126.
- Schellinkhout A., Jakma F. and Forero G. (1988) Sewage treatment: the anaerobic way is advancing in Colombia. In *5th Int. Symp. on Anaerobic Digestion*, Bologna, Italy, pp. 771-776.