واحد نمونه استخر تثبیت فاضلاب تانزانیا

ترجمه: اسدالله ذهب صنیعی

چکیده

گفته می‌شود برکه‌های تثبیت فاضلاب در عین کارآیی خوب و مقرون به صرفه بودن، از نظر سادگی تکنیکی نیز روش مناسبی برای تصفیه فاضلاب درکشورهای در حال توسعه می‌باشد. در این مقاله با توجه به تجارب منفی بدست آمده در تانزانیا نتیجه‌گیری می‌شود که استخرهای تثبیت فاضلاب مبتنی بر معیارهای طراحی غربی، همیشه نمی‌تواند بدون ارائه حداقل آموزش به افراد اپراتور و بودجه مورد نیاز بهره‌برداری و نگهداری به نتیجه مطلوب برسد. به علاوه، در این مطالعه عملکرد چند طرح استخرهای تثبیت فاضلاب در دارالسلام تانزانیا مورد بررسی قرار می‌گیرد. راندمانهای حذف مقدار پرمنگنات (PV)، میزان اکسیژن بیوشیمیایی (BOD_5)، مواد جامد معلق (SS) و نیتروژن آمونیاکی در حد خوبی است. مقدار BOD_5 همربطی خوبی با (PV) دارد. اگر چه میزان حذف کلیفرم‌های مدفوعی چشمگیر است ولی میانگین بقای آنها بطور متوسط بالا است. در عین این که مقدار اکسیژن محلول به طور مشخص با افزایش عمق استخر تغییر می‌کند، درجه حرارت با عمق حوض چندان تغییر ندارد. با توجه به نتایج حاصل از این بررسی، به نظر می‌رسد که پتانسیل خوبی برای بهبود رهیافتهای مکانیسمی و تحلیلی حاصل از تحقیقات مربوط به برکه‌های تثبیت فاضلاب وجود دارد.

مقدمه

افزایش روزافزون شهرنشینی در تانزانیا موجب تنزل کیفیت زیست محیطی گشته است و این مسئله‌ای است که تا بیست سال پیش کاملاً ناشناخته بود. تخمین زده می‌شود که اکنون ۷۰ تا ۸۰ درصد جمعیت شهرنشین درکوچه پس کوچه‌ها و محله‌های کثیف متمرکز شده‌اند. ظهور چنین مناطقی از نتایج اجتناب ناپذیر فشار جمعیت در شهرهایی است که قادر به اسکان جمعیت فزاینده‌ای که شامل مهاجرین از روستاها به شهر نیز می‌باشد نیستند (Yhdego سال ۱۹۸۵). مسائل ناشی از تراکم جمعیت، عدم وجود منابع کافی آب و بهداشت، عدم جمع‌آوری به موقع زباله‌ها، سیستم ضعیف زهکشی و شبکه ناتوان جاده‌ها و حمل و نقل در تمام نقاط شهری تانزانیا همچون بیشتر کشورهای دیگر افریقا و ممالک در حال توسعه به چشم می‌خورد.

اهداف

این مقاله وضعیت موجود تکنولوژیهای تصفیه فاضلاب، بویژه استخرهای تثبیت فاضلاب (که اختصاراً از آن با WSP نام خواهیم برد) در دارالسلام و همچنین مطالعات واحد پایلوت WSP در انستیتوی Ardhi در تانزانیا را مورد بحث قرار می‌دهد. هدف این تحقیق بررسی عملکرد استخرهای WSP و راندمان آنها در ارتباط

* کارشناس آب منطقه‌ای اصفهان

با پارامترهای شیمی فیزیکی و باکتریولوژیکی تصفیه فاضلاب چند خوابگاه دانشجویی می‌باشد. این بررسی به منظور ارزیابی میزان حذف پارامترهای (BOD_5)، نیتروژن آمونیاکی (NH_3-N)، فسفر (P)، مواد جامد معلق و کلیفرمهای مدفوعی در مقیاس واحد نمونهٔ WSP انجام شده است. درجه حرارت و غلظت اکسیژن محلول نیز برای تعیین تغییرات آنها در ارتباط با افزایش عمق استخرها اندازه‌گیری می‌شود.

استخرهای منطقه دارالسلام

شهر دارالسلام در کنارهٔ اقیانوس هند واقع شده و عمده‌ترین مرکز صنعتی، تجارتی و دانشگاهی تانزانیا بشمار می‌رود. ۱۱ درصد از کسانی که از شبکه فاضلاب استفاده نمی‌کنند دارای تان سپتیک هستند در حالی که ۷۶ درصد بقیه از چاههای فاضلاب استفاده می‌کند.

از اواسط دهه ۱۹۶۰ تا اوائل دهه ۱۹۷۰ جهت تصفیه فاضلابهای مناطق نیمه مسکونی، صنایع و انستیتوهای عمومی استخرهایی احداث شد. تعداد این استخرها در شهر دارالسلام اکنون به ۹ و در سایر مناطق شهری کشور به ۱۱ مورد می‌رسد (Yhdego سال ۱۹۸۹).

در قسمت شمالی تانزانیا، شهر Moshi نمونه بارزی از این فعالیتها است. در سال ۱۹۶۶ یک حوض ته‌نشینی و فیلتر چکنده جهت تصفیه فاضلاب شهری و صنعتی توسط شهرداری در این شهر بنا گردید. این تاسیسات از سال ۱۹۷۵ با مشکلاتی در زمینه بهره‌برداری و تعمیر و نگهداری دست بگریبان بوده است. مشکلات اصلی ناشی از وسایل مکانیکی و دشواریهای تعویض و خرید قطعات یدکی به علت کمبود ارز خارجی بوده است. یک کارخانه کاغذ و خمیرسازی دارالسلام نیز با مشکلات مشابهی در زمینه فیلترهای چکنده مواجه بوده است. این یکی از مشاهداتی بود که مهندسین آب و فاضلاب و مشاورین مسائل شهری را واداشت تا توجه خود را به تکنولوژیهای غیر متعارف نظیر روشهای WSP معطوف کنند.

در تانزانیا و سایر ممالک در حال توسعه، اغلب از روشهای WSP استفاده می‌شود زیرا از لحاظ اقتصادی (سرمایه‌گذاری، بهره‌برداری و نگهداری) کم هزینه (Mara سال ۱۹۷۷)، به لحاظ حذف پاتوژنها بسیار مؤثر (Oragni سال ۱۹۸۷)، و از نظر بهره‌برداری و نگهداری بسیار ساده است (Arthur سال ۱۹۸۴). ولی در عین حال سیستم WSP در مقایسه با بسیاری از روشهای تصفیه فاضلاب احتیاج به زمین بیشتری دارد و در نواحی شهری کشورهای در حال توسعه این یک عامل محدود کننده برای این روش می‌باشد.

یک بررسی (Yhdego سال ۱۹۸۹) بر روی چند ناحیه شهری تانزانیا در طی سه سال (۸۸ ـ ۱۹۸۵) نشان داد که اکثر سیستمهای استخری موجود در کشور یا کلاً از کار افتاده و یا دارای عملکردی ضعیف و ناقص بودند. دلایل این امر عبارت بودند از:

ـ در طراحی این سیستمها روشهای استاندارد بدون توجه به شرایط زیست محیطی محلی استفاده شده بود و در نتیجه استخرها به شکل شایسته‌ای طرح نشده بودند. طرح این استخرها بوسیله شرکتهای مهندسی خارجی ارائه شده بود. مبنای طراحی، رهیافتها و روشهای مورد استفاده یک شرکت با شرکت دیگر متفاوت بوده است.

ـ فقدان عملیات نگهداری و دفع لجن تاثیر منفی بر عمل استخرها گذاشته و آنها را تبدیل به محل تخم‌گذاری و تولید پشه‌ها کرده بود.

ـ کمبود بودجه و مشاورین عملیاتی ماهر نیز مشهود بود

اطلاعات موجود در مقالات علمی نشان می‌دهد که در مورد استخرهای تثبیت فاضلاب این تصور غلط شایع است که طراحی، بهره‌برداری و نگهداری این استخرها ساده می‌باشد. در کشورهای در حال توسعه اگر زمین کافی در اختیار نبوده و توان بهره‌برداری در دسترس نباشد و یا اگر از روشهای معمول طراحی و بدون عنایت به شرایط خاص منطقه‌ای استفاده گردد، سیستم استخرهای تثبیت مناسب‌ترین راه تصفیه فاضلاب نیستند. همچنین اگر لازم بود خروجی فاضلاب فاقد میکربهای بیماریزا باشد، و یا اگر سطح دانش و تاسیسات فنی مناسب در اختیار نباشد، باز سیستم استخری انتخاب بجایی نیست.

در مباحث بالا گفتیم که مناسب بودن سیستمهای WSP (از نظر طرح، بهره‌برداری و نگهداری) بستگی به شرایط زیست محیطی محلی و کیفیت نهایی مورد نظر برای پساب تصفیه دارد. لذا، مبانی طراحی با تغییر آب و هوا تغییر می‌کند، و طرز عمل استخرها لازم

است به صورت تجربی تعیین شود تا مبانی طراحی، روش ساخت، و شرایط عمل مناسب مشخص شود. آزمایشات انستیتو Ardhi برای کمک به یافتن پاسخ بعضی از این سوالات انجام گرفته است.

مواد و روشها

استخرهای تثبیت فاضلاب در مقیاس بزرگ و برای کشورهای مناطق گرمسیر به روشهای زیر طراحی می‌شوند:

(۱) روش کاملاً تجربی و بر اساس میزان بار مواد آلی، (۲) معادلات تجربی مبتنی بر سیستمهای WSP موجود و مطالعات آزمایشگاهی در مناطق سردسیر، و (۳) معادلات ریاضی که با بکارگیری نظریه جنبشی راکتورهای شیمیایی برای عملکرد سیستمهای WSP مدلی ارائه می‌دهد. سیستمهای WSP دارالسلام بر اساس یک یا تلفیقی از معادلات طراحی شده‌اند و به علاوه بر اصول مدلهای "جریان مداوم" و اختلاط کامل استوار می‌باشند. طراحی و کار دستگاه نمونه سیستمهای WSP از این جهت با مدل واقعی متفاوت است که در اینجا برای تعیین پارامترها، مدل جریان " قالبی نیمه مداوم" بکار می‌رود و عمق استخر نیز به طور دلخواهی انتخاب شده است.

استخرهای سیستم WSP در انستیتو Ardhi حدود ۳۹ متر بالای سطح دریا واقع شده‌اند. متوسط ماهیانه درجه حرارت در دارالسلام از ۲۰C تا ۲۳C متغیر است. که این دامنه برای سیستم WSP مناسب می‌باشد. در این تحقیق از دو حوض هوازی بی‌هوازی (F_1 و F_2)، یک حوض تصفیه تکمیلی (MP) و یک حوض پرورش ماهی (FP) استفاده به عمل آمد که در شکل ۱ نشان داده شده و ابعاد آنها در جدول شماره ۱ آمده است.

غلظت کلیفرمهای مدفوعی با استفاده از روش صافی غشایی اندازه‌گیری شده است. در این روش نمونه‌هایی که به اندازه مناسب رقیق شده بودند از صافیهای کاغذی استریل شده که قطر منافذ آنها ۰/۴۵μm می‌باشد عبور و سپس در محیط کشت MFC قرار داده می‌شوند. شمارش کلیفرمها بعد از ۲۴ ساعت کشت در دمای ۴۴/۵C انجام گردید.

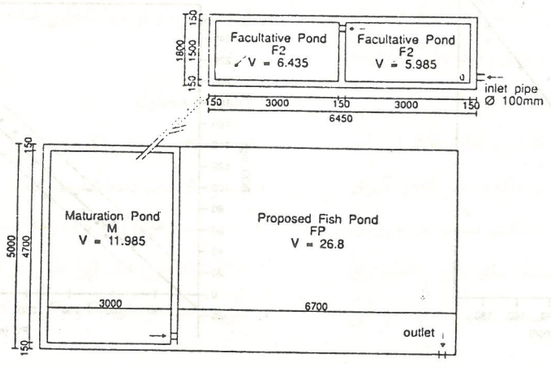
تغییرات میزان اکسیژن محلول در استخر و درجه حرارت در خود محل اندازه‌گیری شد. نمونه‌ها از ورودی و خروجی‌های استخرهای F_1، F_2، MP و FP جمع‌آوری گشت.

نتایج بدست آمده با استفاده از روش خطی و دگرسیون حداقل مجذورات[1]، ضریب همربطی[2] و خطای استاندارد تخمین[3] مورد تحلیل قرار گرفتند.

نتایج و بحث

بطور کلی مقدار کلیه پارامترهای مورد بررسی در استخرها کاهش یافتند. میانگین و درصد حذف میزان پرمنگنات (PV)، BOD_5، مواد جامد معلق (SS)، نیتروژن آمونیاکی (NH_3 - N)، فسفات (PO_4^{-3})، PH و کلیفرمهای مدفوعی در ورودی و خروجی در جدول شماره (۲) قید شده است.

بازده کل حذف BOD_5 و PV به ترتیب ٪۷۵/۱ و ٪۶۸/۹ می‌باشد. بازده حذف BOD_5 در محدودهٔ مورد انتظار برای فاضلاب شهری (تا میزان ۹۰ درصد) می‌باشد (Arceivala سال ۱۹۸۱).



شکل ۱ واحد نمونه استخرهای تثبیت در انستیتوی Ardhi

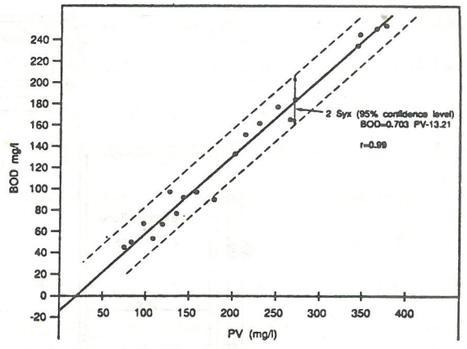
جدول ۱ـ مشخصات هیدرولیکی دستگاه نمونه استخر تثبیت فاضلاب

(۱)	(۲)	(۳)	(۴)	(۵)
	حوض‌دوزیستی‌اول	حوض‌دوزیستی	حوض تصفیه تکمیلی	استخرپرورش ماهی
حجم (مترمکعب)	۶/۴۳۵	۵/۹۸۵	۱۱/۹۸۵	۲۶/۸
عمق آب (متر)	۱/۴۳	۱/۳۳	۰/۸۵	۰/۸
دبی متوسط (m^3/d)	۱/۵	۱/۵	۱/۵	۱/۵
زمان ماند	۴/۲۶	۴/۰	۷/۹۹	۱۷/۸۷

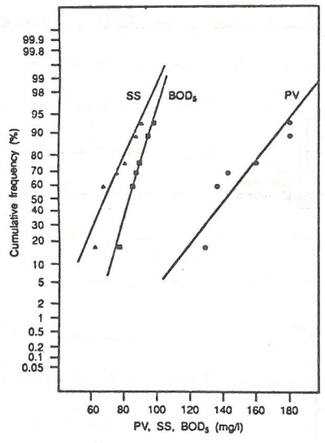
جدول ۲ـ مقادیر متوسط غلظت مواد تشکیل دهنده فاضلاب و درصد حذف هرکدام

(۱)	(۲)	(۳)	(۴)	(۵)	(۶)
کمیت	فاضلاب تصفیه‌شده	حوض‌دوزیستی‌اول	حوض‌دوزیستی‌دوم	استخرپرورش‌ماهی	میزان‌حذف‌کلی
مقدار پرمنگنات (mg/l)	۳۳۸/۷	۲۳۸/۷	۱۵۰/۰	۱۰۵/۰	۶۸/۹
مقدار BOD (mg/l)	۲۳۹/۰	۱۵۵/۰	۸۷/۸	۵۹/۵	۷۵/۱
ذرات جامد معلق (mg/l)	۱۸۶/۴	۶۲۳/۴	۸۲/۷	۵۸/۳	۷۱/۴
نیتروژن آمونیاکی (mg/l)	۰/۴۸۹	۰/۲۲۰	۰/۱۳۹	۰/۰۵۳	۸۹/۲
فسفات (mg/l)	۰/۳۲۷	۰/۰۵۷	–	–	–
pH	۷/۳۲	۷/۹۶	۸/۴۲	۸/۷	–
کلیفرمهای مدفوعی (no/100ml)	۲۹/۷×۱۰۶	۵۹/۸۶×۱۰۴	۱۳/۸۶×۱۰۴	۱۲۷×۱۰۲	۹۹/۹۵۷۲

برای تعیین همبربطی آماری بین BOD_5 و PV، از روش تحلیلی دگرسیون استفاده شد که معادله تعیین شده در شکل ۲ نشان داده شده است. معادله‌ای که به دست آمد عبارت بود از : $BOD_5=0.703PV-3.2$ و ضریب همبربطی برابر ۰/۹۹ بود که نشاندهنده همبربطی خوبی بین BOD_5 و PV می‌باشد شکل (۳) توزیع آماری مقادیر PV، BOD_5 و SS را در خروجی استخر F_2 نشان می‌دهد. این شکل نشاندهنده آن است که در ۹۰ درصد از مواقع غلظتهای خروجی از ۱۷۳ mg/L (برای PV)، ۹۶ mg/L (برای BOD_5)، و ۸۷ mg/L (برای SS) زیادتر نبوده است. بدینطریق زمان ماند دو استخر F_1 و F_2، احتمالاً برای رسیدن به استاندارد ۳۰mg/L برای BOD_5 ، SS و PV در خروجی کافی نخواهد بود.



شکل ۲ ـ دگرسیون خطی BOD_5 در مقابل PV.



شکل ۳ ـ توزیع آماری PV، BOD_5 و SS در خروجی F_2

جامدات معلق

مواد جامد معلق اکثراً در استخرهای F_1 و F_2 حذف شدند. بازده حذف این مواد در کل برابر ۷۱/۳۹ درصد بوده است. در حوض دوم بازده حذف به دلیل وجود مقدار زیاد جلبک[۴] کاهش می‌یابد. انحراف معیار غلظت SS در ورودی ۵۱/۴۹٪ بود در حالی که این مقدار در خروجی به ۴/۰۴٪ رسیده است و این امر نشاندهنده نوسان زیاد غلظت مواد جامد معلق ورودی در مقایسه با خروجی است. نوسانات کم غلظت مواد جامد معلق خروجی ناشی از رشد سلولهای جلبکی است که دارای تغییر غلظت ناچیزی می‌باشند.

مواد مغذی

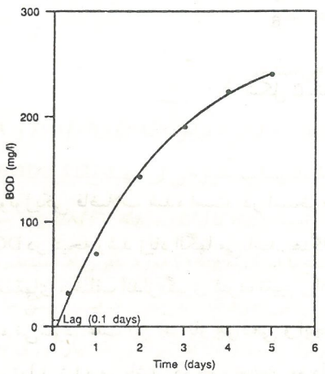
در این بررسی بازده حذف نیتروژن آمونیاکی معادل ۸۹/۱۶ درصد بود. این مقدار تا حدی زیاد است و علت آن رشد جلبکها در استخر است که در نتیجه آن مقادیر زیادی گاز CO_2 در طول روز استفاده شده و pH افزایش می‌یابد. افزایش pH اتلاف مقدار نیتروژن آمونیاکی از طریق تبخیر را افزایش می‌دهد. طبق گفته Arceivala کل امونیاک غیرآلی موجود در فاضلاب به دو شکل آمونیاک (NH_3) و آمونیوم (NH_4) توزیع می‌شود. با افزایش pH غلظت NH_3 افزایش می‌یابد و تبخیر رخ می‌دهد. غلظت پائین نیتروژن آمونیاکی در خروجی با مطالعات دیگری که بین تغییرات غلظت نیتروژن با فصول مختلف همبربطی نشان داده‌اند مطابقت داشت (Santos و همکارانش ـ سال ۱۹۸۷) .

آقای Schleypen (نقل از مقاله سال ۱۹۸۷ آقای Bucksteeg) افزایشی در غلظت آمونیاک در جریان خروجی در فصلهای سرد در اروپای مرکزی مشاهده می‌شود ولی در آب و هوای گرمسیری به دلیل وجود دمای بالا و شرایط مناسب برای رشد جلبکها، بازده حذف نیتروژن در استخرها خوب است.

بعد از استخر F_2 دیگر فسفر دیده نشده و شاید علت این امر آن بوده که مقدار فسفر کمتر از مقداری بوده که وسایل اندازه‌گیری بتوانند به وجود آن پی برند. بهرحال غلظت فسفر در ورودی ۰/۳۲۷ میلی‌گرم در لیتر بوده، لذا در استخرهای F_1 و F_2 مقداری فسفر حذف شده است. فسفر وقتی حذف شده که فسفر آلی موجود در سلولهای باکتریایی و جلبکی از خروجی حذف گشته و فسفاتها هم در pH بالا در دو استخر آخری رسوب کرده‌اند.

ثابت سرعت واکنش BOD

میزان BOD مصرفی بر حسب زمان برای فاضلاب تصفیه نشده در شکل ۴ رسم شده است. با رسم بهترین خط منطبق بر کل داده‌ها معلوم می‌شود که اکسیژن‌گیری پس از گذشت زمان ۰/۱ روز شروع می‌شود. لذا در قرائت زمانهایی که BOD آن بررسی می‌شود باید مقدار تصحیح ۰/۱ روز را در نظر بگیریم. مقدار کمیت $\frac{1}{3}$(t/BOD) بر حسب زمان (t) در شکل ۵ رسم شده است. مقدار R به دست آمده از مقادیر نوعی آن کوچکتر است.



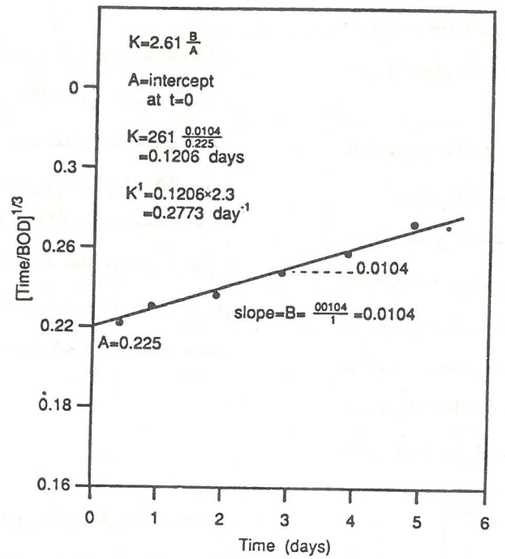
شکل ۴ ـ نمودار تغییرات BOD بر حسب زمان

مقدارکم R ممکن است به دلیل تعدادکم نمونه‌های مورد آزمایش و یا ماهیت فاضلاب باشد که عمدتاً از فاضلاب حمامها، مراکز لباسشویی، و توالتها تشکیل شده بود.

اکسیژن محلول

تغییرات نوعی اکسیژن محلول (DO) با عمق استخر در شکل شماره ۶ نشان داده شده است.

استخرهای F_1 و F_2 در مقایسه با استخر M غلظت پائین‌تری از DO نشان می‌دهند. این تغییر در مقدار DO ناشی از زیاد بودن بار آلی در استخرهای F_1 و F_2 بوده که منجر به زوال اکسیژن در ضمن

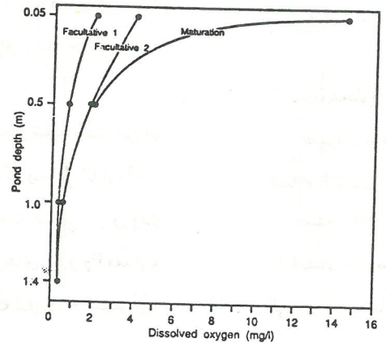


شکل ۵ ـ تعیین ثابت سرعت واکنش به روش نموداری BOD

تجزیه بیولوژیکی فاضلاب شده است. در استخر M بالا بودن غلظت DO در نتیجه رشد زیاد الگها می‌باشد. هنگامی که مقدار DO در عمقهای مختلف اندازه‌گیری شود، تغییر زیادی در غلظت DO دیده می‌شود. علت این امر باز هوادهی و ایجاد اکسیژن از جلبکهای تولید شده می‌باشد. در کف استخر به دلیل فعالیتهای میکربی در رسوبات موجود، غلظت DO پائین است. تغییرات روزانه DOکه در شکل ۷ نشانداده شده است حاکی از آن است که در هنگام نمیروز، DO بیشترین غلظت خود را دارد، در حالی که شب هنگام غلظت به زیر ۱ میلی‌گرم در لیتر می‌رسد. این تغییرات شبانه‌روزی به خاطر آن که در شب عمل فتوسنتز انجام نمی‌شود قابل انتظار می‌باشد و شب هنگام هم باکتریها و هم جلبکها از اکسیژن موجود برای سوخت و ساز خود استفاده می‌کنند. مقدار DO با تابش خورشید شروع به افزایش می‌کند.

درجه حرارت

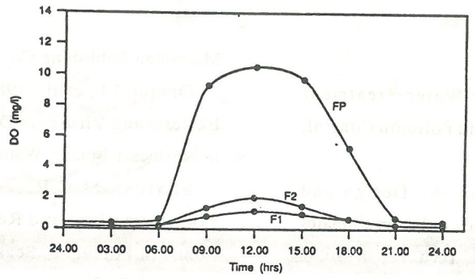
تغییرات درجه حرارت در امتداد عمق استخر ناچیز است. حداکثر درجه حرارت که در عمق ۰/۵ متر ثبت شده ۳۰C و حداقل آن ۲۴/۷ C بوده است.



شکل ۶ـ تغییرات اکسیژن محلول با عمق در استخرهای نمونه

کلیفرمهای مدفوعی

بازده کل حذف باکتریهای کلیفرمهای مدفوعی (FC)که در این بررسی به دست آمده برابر ۹۹/۹ درصد بوده است، و مقدار باقیمانده آن در خروجی معادل (۱۲۷×۱۰۲ FC/100ml) شمارش شده است. بازده حذف FC در استخر F_1 در مقایسه با دو استخر دیگر بیشتر است. بازده حذف FC فقط در صورتی زیاد خواهد شد که سیستم به شرایط جریان قالبی برسد (Metcalf سال ۱۹۷۹). اگر چه عدد پراکندگی[5] برای این استخر تعیین نشد، ولی بازده حذف به احتمال زیاد به نوع جریان در سیستم بستگی دارد. از این گذشته، سایر عواملی که تاکنون شناسایی نشده‌اند. نیز ممکن است در رسیدن به یک بازده حذف حد بالا دخالت داشته باشند. Silva و همکارانش (۱۹۸۷). دریافتند که درصد حذف کلیفرمهای مدفوعی در استخرهای بی‌هوازی بیشتر از استخرهای دو زیستی و حوضهای تصفیه تکمیلی می‌باشد.



شکل ۷ ـ تغییرات روزانه اکسیژن محلول در لایه‌های سطحی استخر

خلاصه و نتیجه‌گیری

درکشور تانزانیا، استخرهای تثبیت فاضلاب به وفور در تصفیه فاضلابهای خانگی و صنعتی مورد استفاده قرار گرفته‌اند. تقریباً ۲۰ استخر تثبیت در مراکز شهری کشور وجود دارد. گفته می‌شود که استخرهای تثبیت فاضلاب در مقایسه با سایر تکنولوژیهای مرسوم یک تکنولوژی با کارآیی خوب ،مؤثر، مقرون به صرفه، و مناسب برای تصفیه فاضلاب است. معیارهای طراحی و روشهای ساختمانی استخرهای تثبیت فاضلاب درکشور بوسیله شرکتهای مهندسی مشاور خارجی انجام شده است. تجربه‌ای که از دارالسلام به دست آمد نشان می‌دهد که استخرهای تثبیت فاضلاب در صورت عدم تکافوی نیروی انسانی ماهر در محل و کمبود بودجه و ضعف مدیریت برای طراحی، بهره‌برداری و نگهداری آن نهایتاً از کار خواهند افتاد.

مطالعاتی بر روی یک دستگاه نمونه استخرهای تثبیت فاضلاب دز دارالسلام تانزانیا انجام شد که نتایج زیر به دست آمده است:

۱ـ بازده حذف برای میزان پرمنگنات ، اکسیژن بیوشیمیایی، و ذرات جامد معلق به ترتیب برابر ۶۸/۹٪، ۷۱/۰۵٪ و ۷۱/۳۹٪ بوده است. کیفیت پساب خروجی از جهت مقدار BOD_5 و ذرات جامد معلق به ترتیب ۵۹/۵ mg/L و ۵۸/۳۳ mg/L بوده است. این مقادیر در مقایسه با میزان ۳۰mg/L مورد نظر زیاد هستند. تجزیه و تحلیل نتایج مشخص نمود که همبطی خوبی بین مقادیر BOD و PV برقرار است و لذا در مواقعی که نیاز فوری به داشتن نتایج داشته باشیم با داشتن مقدار PV امکان تخمین زدن غلظت BOD_5 وجود دارد.

۲ـ بازده حذف کلیفرمهای مدفوعی برابر ۹۹/۹٪ بوده و متوسط مقدار باقیمانده آنها در خروجی برابر ۱۲۷×۱۰۲FC/100ml می‌باشد. برای دستیابی به مقادیر کمتر FC خروجی عملیات بیشتر تصفیه لازم است.

۳ـ بازده حذف نیتروژن آمونیاکی ۸۹/۱۶٪ در مقایسه با مقدار مورد انتظار برای استخرها بالا است.

۴ـ مشاهده شد که مقدار اکسیژن محلول با افزایش عمق کاهش می‌یابد و دلیل این امر مصرف اکسیژن در واکنشهای کف استخر، هوادهی مجدد، و تولید اکسیژن از جلبکها در سطح استخر می‌باشد. به علاوه مشاهده شد که در شب غلظت اکسیژن محلول کمتر از ۱mg/l می‌شود. در مورد درجه حرارت تغییرات زیادی نسبت به تغییر عمق استخر مشاهده نشد.

داده‌های بهره‌برداری تجربی مربوط به دستگاه نمونه استخرهای تثبیت حاکی از آن است که نیاز بالقوه‌ای جهت انجام اصلاحاتی در زمینه روشهای مکانیسمی و آنالیتیکی که بعضاً این روزها در طراحی و تلاشهای تحقیقاتی مربوط به سیستم استخرهای تثبیت بکار می‌روند وجود دارد. یک رهیافت اساسی جدید در زمینه طراحی تکنولوژی استخرهای تثبیت که از تحقیق سیستماتیک دهه گذشته در زمینه مدل سازی دینامیکی فرایندهای تصفیه فاضلاب نشأت گرفته پیشنهاد شده است. این رهیافت قادر است بینش لازم را در بهبود طراحی محلی ایجاد نماید.

REFERENCES

Arceivala, S.J. (1981). " Waste Water Treatment Disposal." Engineering and Ecology in Polluion Control, New York, N.Y.

Arthur, J.P. (1984). "Notes on the Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates of Developing Countries." Urban Dev. Tech. Paper. No. 6, The World Bank, United Nations.

Bucksteeg, K. (1987). "German Experiences with Sewage Treatment Ponds." Water Sci. Technol., 19(12).

Gloyna, E.F. (1976). "Facultative Waste Stabilization Pond Design." Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Water Resources Symposium No. 9, University of Texas, Austin, Tex.

Mara, D.D. (1977). Sewage Treatment in Hot Climates, John Wiley & Sons, London, U.K.

McGarry, M.C., and Pescod, M.B.(1970) "Stabilization Pond Design Criteria for Tropical Asia." Proc. 2nd Int. Symp. for Waste Treatment Lagoons, Kansas City, Mo., June.

Metcalf and Eddy, Inc. (1979). Waste Water Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. McGraw-Hill Book Co., New York, N.Y.

Middelbrooks, E.J., et al. (1982). Wastewater Stabilization Lagoon Design, Performance and Upgrading. Macmillan Publishing Co. Inc., New York, N.Y.

Oragui, J.I., et al. (1987). "The Removal of Excreted Bacteria and Viruses in Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil." Water Sci. Technol., 19(3/4).

Santos, M.C.R., et al. (1987). "Nitrogen Transformations and Removal in Waste Stabilization Ponds in Portugal : Seasonal Variations." Water Sci. Technol., 19(12).

Silva, S.A., et al. (1987). "The Performance of a Series of Five Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil." Water Sci. Technol., 19(12).

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1980). 15 th Ed. American Public Health Association, Washington, D.C.

Yhdego, M. (1985). Physical Infrastructure Improvement for Squatter Upgrading in Tanzania. Ardhi Inst., Dar es Salaam, Tanzania.

Yhdego, M. (1988). "Urban Solid Waste Management in Tanzania." Waste Mgmt. Res., 6(4).

Yhdego, M. (1989_s). "Malaria Control in Tanzania." Envir. Pollut., (6).

Yhdego , M. (1989_b). "Waste Stabilization Ponds in Tanzania." Waterlines, 8(1).

Yhdego, M. (1991). "Urban Environmental Degradation in Tanzania." Urbanization and Envir.