

KINTANČIOS KONCENTRACIJOS VEIKLIOJO DUMBLO PROCESAI: CHARAKTERISTIKA IR ANALIZĖ

Julita Šarko¹, Romuald Kaladiun², Aušra Mažeikienė³

*Vilniaus Gedimino technikos universitetas, Aplinkos inžinerijos fakultetas,
Aplinkos apsaugos ir vandens inžinerijos katedra*

El. p. ¹julita.starenko@vilniustech.lt; ²romuald.kaladiun@vilniustech.lt; ³ausra.mazeikiene@vilniustech.lt

Anotacija. Nuotekų valymo įrenginių veikliojo dumblo darbas gali būti projektuojamas, optimizuojamas ir vertinamas taikant matematinį modeliavimą. Šio darbo tikslas – ištirti ilgalaikius (10 mėn. trukmės) mažo individualaus NVĮ darbo duomenis, rasti priklausomybes tarp parametru ir patikrinti, ar yra galimybė optimizuoti vykstančius nuotekų valymo procesus taikant įprastus ASM (angl. *Activated Sludge Model*) modelius. Modeliuojant svarbiausi yra trys kinetiniai ir stochiometriniai kalibravimo parametrai: maksimalus heterotrofinis mikroorganizmų augimo greitis, aerobinis endogeninis heterotrofinės biomasės kvėpavimas ir aerobinis heterotrofinės biomasės prieaugis. Tarp šių parametru turi būti dinaminė pusiausvyra, veikliojo dumblo koncentracija įrenginyje turi būti pastovi ir optimali. Išanalizavus gautus duomenis paaiškėjo, kad mažo našumo NVĮ-102 aeracinėje kameroje išmatuota veikliojo dumblo koncentracija nėra pastovus dydis. Tyrimo metu ši koncentracija kito nuo 3 iki 6,9 g/l. Kintant veikliojo dumblo koncentracijai, kinta jo apkrova organinėmis medžiagomis (g BDS₅/g dumblo sausosios medžiagos), tūrinė apkrova, grąžinamojo veikliojo dumblo debitas (m³/d.), grąžinamojo veikliojo dumblo koncentracija, grąžinamojo veikliojo dumblo procentinis kiekis, deguonies poreikis. Apibendrinus galima teigti, kad mažojo NVĮ darbui optimizuoti įprasti ASM modeliai nėra pritaikyti.

Reikšminiai žodžiai: nuotekos, biologinis valymas, veiklusis dumblas, biomasė, sausosios medžiagos koncentracija.

Įvadas

Buitinės nuotekos gali būti valomos fiziniiais, cheminiais ir biologiniais metodais. Nuolat augant reikalavimams išvalytų nuotekų kokybei, biologiniams metodams skiriama vis daugiau dėmesio (Gonzalez-Martinez et al., 2015; Bhave et al., 2020). Veikliojo dumblo (VD) pagrindu vykdomas biologinis nuotekų valymas laikomas efektyviu ir saugiu aplinkai, todėl taikomas tiek didelėse, tiek mažose viename namų ūkiui skirtose nuotekų valyklose (Elawwad et al., 2017; Mažeikienė ir Vaiškūnaitė, 2018). Šiuo būdu biologiškai skaidomos organinės ir maistinės medžiagos yra suvartojamos naudojant suspenduotus mikroorganizmus ir tiksliai laikantis įrenginių eksploatavimo sąlygų. Įprasta manyti, kad mažo našumo (individualūs) nuotekų valymo įrenginiai (NVĮ) nedirba taip efektyviai kaip dideli. Individualių nuotekų valymo įrenginių darbą yra sunkiau kontroliuoti, nes labiau keičiasi nuotekų debitas ir sudėtis, nuotekų savybės (temperatūra, pH), nepalaikoma pastovi veikliojo dumblo koncentracija, netolygus aeravimas (Nasr ir Mikhaeil,

2013). Besikeičiančios valomų nuotekų charakteristikos daro tiesioginę įtaką veikliojo dumblo eksploatacinėms savybėms, todėl gaunama blogesnė (palyginti su standartu) išvalytų nuotekų kokybė. Iš mažųjų įrenginių perteklinis dumblas paprastai šalinamas 2–3 kartus per metus (Gelažiūtė ir Mažeikienė, 2019). Iš tokių įrenginių pašalinus dalį VD (perteklinį dumblą), jo koncentracija staiga sumažėja, paskui vėl auga. Keičiantis veikliojo dumblo koncentracijai, keičiasi VD apkrova nuotekų teršalais, tenkanti 1 g dumblo. Didėjant mikroorganizmų biomasei, pradeda trūkti vandenyje ištirpusio deguonies, kuris reikalingas vyksti oksidaciniams procesams. Stambiose miestų nuotekų valyklose tarp nuotekų valymo parametru nusistovi dinaminė pusiausvyra: iš aerotankų pašalinama tiek veikliojo dumblo, kiek jo priauga. Tokiu būdu VD koncentracija aeruojamuose įrenginiuose išlieka pastovi. Kai dumblo koncentracija yra optimali ir pastovi, lengviau valdyti nuotekų valymo procesą. Tarp nuotekų valymo parametru nusistovėjęs dinaminė pusiausvyrai, įmanomas procesų modeliavimas (Nga et al., 2020). Kad

būtų galima lengviau ir giliau suprasti nuotekų valymo VD sistemos procesus, IWA užduočių grupė sukūrė keletą veikliojo dumblo modelių (Ayoub, 2018). Matematiniai modeliai taikomi projektuojant, optimizuojant ir vykdamt veikliojo dumblo sistemų įvertinimą; siekiant sumažinti skirtumus tarp modeliavimo išvesties rezultatų ir realių nuotekų valymo rezultatų (Soliman et al., 2015). Veikliojo dumblo modelis ASM (angl. *Activated Sludge Model*) yra gerai žinomas šios srities modelis. Juo modeliuojama dinaminė organinių medžiagų degradacija, nitrifikacijos ir denitrifikacijos procesai. Nelsonas ir Sidhu 2009 m. analizavo veikliojo dumblo proceso, vykstančio bioreaktoriuje, modelį. Bioreaktoriuje vykstantiems biocheminiams procesams pavaizduoti buvo taikomas veikliojo dumblo modelis (ASM1), kurį sukūrė Henze'as et al. Šiame modelyje aprašomas azoto ir cheminio deguonies suvartojimo poreikis sustabdyto augimo (angl. *suspended growth*) apdorojimo procesuose, įskaitant nitrifikacijos ir denitrifikacijos mechanizmus. ASM1 modelis apima aštuonis pagrindinius veikliojo dumblo procesus: aerobinis ir anoksinis heterotrofinės biomasės augimas, heterotrofinės biomasės žūtis, aerobinis autotrofinės biomasės augimas, autotrofinės biomasės irimas, tirpaus organinio azoto amonifikavimas ir tiek sulaikytų kietųjų dalelių organinių medžiagų, tiek sulaikyto organinio azoto hidrolizė. Kituose tyrimuose modelis buvo tiriamas naudojant tik tiesioginį lygčių integravimą. Toks būdas atima daug laiko, nes dominančias parametrų vertes galima nustatyti tik atliekant daug sunkių ir pasikartojančių modeliavimų (Nelson ir Sidhu, 2009).

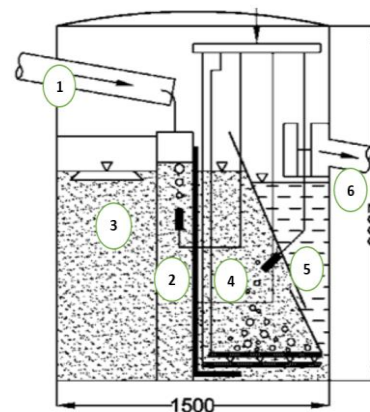
Turint tikslą sumodeliuoti biologinį fosforo šalinimą buvo sukurti ASM2 ir ASM2d modeliai. ASM2d skiriasi nuo ASM2 tuo, kad įvertinami denitrifikuojantys fosforą kaupiantys organizmai ir priklausomybės nuo temperatūros (Elawwad et al., 2017; Ayoub, 2018). Dažniausiai naudojama programinė įranga yra GPS-X, WEST, SIMBA, „BioWin“, STOAT (Gao et al., 2016). Modeliuojant svarbiausi yra trys kinetiniai ir stochiometriniai kalibravimo parametrai: maksimalus heterotrofinis mikroorganizmų augimo greitis, aerobinis endogeninis heterotrofinės biomasės kvėpavimas ir aerobinis heterotrofinės biomasės prieaugis. Geroji modeliavimo praktika susideda iš šių nuoseklių žingsnių: projekto apibrėžimas, duomenų surinkimas, NVĮ modelio nustatymas, modeliavimas, kalibravimas ir patvirtinimas bei rezultatų analizė ir vertinimas (Elawwad et al., 2017). Surenkami duomenys apie valomų nuotekų savybes, sudėtį ir šiuos eksploatacinius parametrus: aeravimo periodo trukmė, dumblo amžius, VD koncentracija, VD ir nuotekų mišinio lakiųjų suspenduotųjų medžiagų kon-

centracija, apkrova organinėmis medžiagomis (g BDS₅/g dumblo sausosios medžiagos), tūrinė apkrova, grąžinamojo veikliojo dumblo debitas (m³/d.), grąžinamojo veikliojo dumblo koncentracija, grąžinamojo veikliojo dumblo procentinis kiekis, perteklinio veikliojo dumblo debitas (m³/d.), pagaminta biomasė (kg/d.).

Šio darbo tikslas – ištirti ilgalaikius (10 mėn. trukmės) mažo našumo individualaus NVĮ darbo duomenis, rasti priklausomybes tarp parametrų ir patikrinti, ar yra galimybė taikyti įprastus ASM modelius.

Metodika

Darbe analizuojamas individualaus biologinio valymo įrenginio NVĮ-102 darbas. Mažo našumo NVĮ (hidraulinė apkrova 0,9 m³/parą) darbo protokolai gauti iš jo gamintojų. NVĮ-102 brėžinys pateiktas 1 pav. NVĮ-102 susideda iš anaerobinės priėmimo kameros su grotelėmis nešmenims sulaikyti; anoksinės kameros, į kurią tiekiamas nitrifikuotas dumblas; aeruojamos kameros; nusodintuvo. Visas nuotekų valymo procesas vyksta vienoje polipropileno talpoje, naudojant veikliojo dumblo suspensiją. Valymo technologija apima visus pailginto aeravimo veikliojo dumblo procesus, įskaitant nitrifikaciją, denitrifikaciją, fosforo šalinimą, dumblo tankinimą ir filtravimą per skendintįjį sluoksnį. Reaktoriuje visos zonos yra tarpusavyje susietos apatinio ir viršutinio persipylimo angomis bei vidinės recirkuliacijos sistema. Veikliojo dumblo ir valomų nuotekų maišymasis, cirkuliacija vyksta dėl orapūtės tiekiamo oro.



1 paveikslas. NVĮ-102 brėžinys: 1 – įtekėjimas; 2 – anaerobinė kamera; 3 – anoksinė kamera; 4 – aeracinė kamera; 5 – nusodintuvas; 6 – ištekėjimas

NVĮ-102 buvo išbandytas Lietuvos statybos produkcijos sertifikavimo centro Nuotekų valymo įrenginių laboratorijoje. Įrenginio išbandymas vyko 10 mėnesių. Į įrenginį buvo tiekiamos įprastinės buitinės nuotekos.

Nuotekų užterštumas prieš biologinį valymą ir po jo buvo vertinamas paimant nuotekų mėginius kas 1–2 savaites. Valomų ir išvalytų nuotekų mėginiai buvo tiriami Lietuvos Nacionalinėje visuomenės sveikatos priežiūros laboratorijoje. Vietoje buvo matuojama aplinkos oro, atitekančių ir ištekančių nuotekų temperatūra, taip pat aeruojamoje kameroje esančio veikliojo dumblo bei nuotekų mišinio temperatūra, pH, ištirpusio deguonies kiekis. VD sausųjų medžiagų koncentracija (g/l) buvo išmatuota žinomą tūrį (20–25 ml ar daugiau) gerai išmaišyto dumblo nufiltravus per popierinį filtrą (išdžiovintą iki pastovios masės); surinktą ant filtro dumblą kartu su filtru išdžiovinus 105 °C temperatūroje iki pastovios masės (2 val.); tuomet, atėmus filtro masę, gaunama VD sausoji masė. Sausąją masę padalijus iš nufiltruoto dumblo tūrio gaunama sausųjų medžiagų koncentracija. Nacionalinėje visuomenės sveikatos priežiūros laboratorijoje buvo matuojami valomų ir išvalytų nuotekų užterštumo rodikliai (ChDS, BDS₅, SM, N_b, P_b), temperatūra ir pH. Užterštumo rodikliai nustatyti taikant tokius matavimo metodus: BDS₅ (LST EN 1899-1:2000, LST EN 1899-2:2000, LST EN ISO 5 815-1:2019); ChDS (LST ISO 6060); SM (LST EN 872); N_b (LST EN 25663:2000, LST ISO 7150-

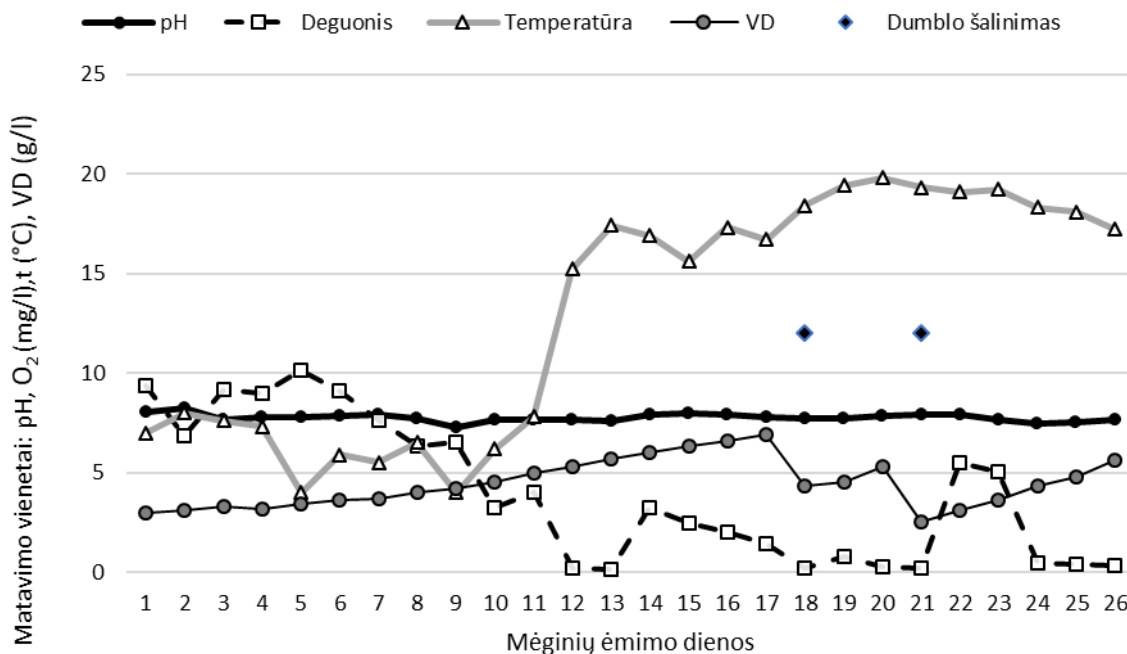
1, ISO 7890-3: 998, EN 26777:1999); P_b (LST EN ISO 6878).

Nuotekų valymo įrenginių laboratorijos atliktų bandymų protokolų duomenys buvo analizuojami, ieškoma priklausomybių tarp parametrų ir sąsajų taikyti veikliojo dumblo modelius.

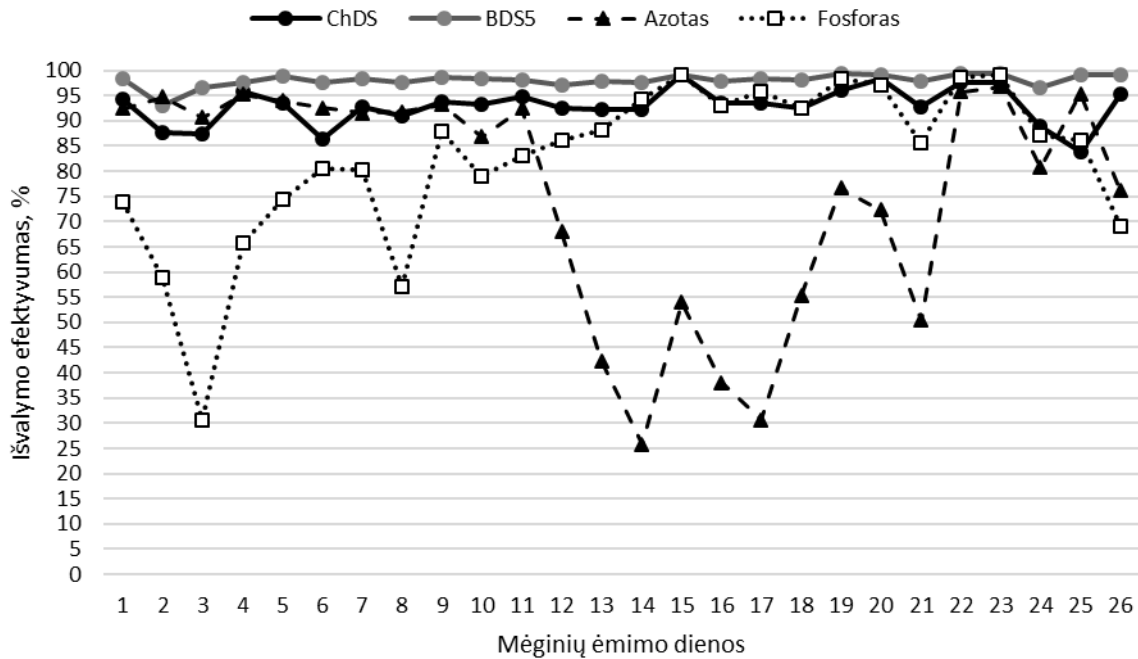
Rezultatai ir analizė

Apibendrinti 10 mėn. tyrimo rezultatai pateikti 2 ir 3 pav.

Iš 2 pav. pateiktų duomenų matyti, kad tiriamojo NVĮ aeracinėje kameroje nuotekų ir VD mišinio pH svyravo nedaug – kito nuo 7,25 iki 8,23 ir atitiko tinkamas biologiniam valymui sąlygas. Temperatūra nuo 1 iki 11 tyrimo dienos buvo mažesnė nei 10 °C. Tai siejama su žiemą atvėsusiu oru, nes įrenginį imta bandyti gruodžio mėnesį. Mažesnė nei 12 °C temperatūra aeracinėje zonoje laikoma nepalankia nuotekų valymui (Fontenot et al., 2007; Wang et al., 2009; Bandara et al., 2012). Iš 2 pav. matyti, kad VD koncentracija nuo pirmos tyrimo dienos didėjo, nes augo mikroorganizmų biomasė, o dumblas nebuvo šalinamas iš įrenginio. Tyrimo metu ši koncentracija kito nuo 3 iki 6,9 g/l.



2 paveikslas. Kintanti VD koncentracija ir aplinkos sąlygos (ištirpusio deguonies koncentracija, temperatūra, pH) NVĮ aeracinėje kameroje



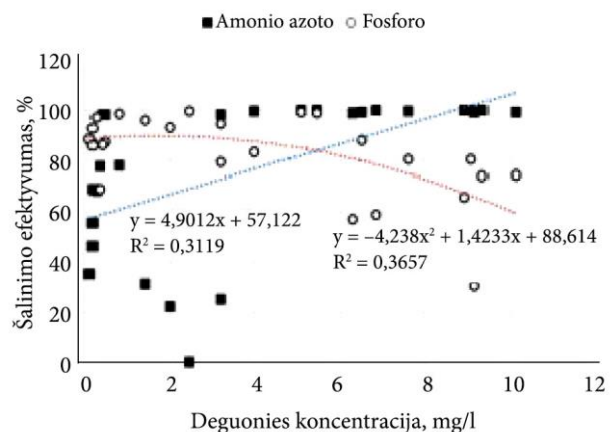
3 paveikslas. Nuotekų teršalų (ChDS, BDS₅, N_{Kj}, P_b) išvalymo įrenginyje efektyvumas

VD koncentracija sumažėdavo po perteklinio dumblo nusiurbimo (2 kartus), paskui vėl augo (2 pav.). Perteklinis dumblas buvo nusiurbiamas (po 1100–1400 l) iš aeracinės kameros. Nusiurbus VD koncentracija sumažėdavo 1,5–2 kartus. Pastebėta, kad, vasarą atšilus orams, temperatūra NVĮ aeracinėje kameroje pakilo, todėl mikroorganizmų biomasė augo greičiau. Orapūtei dirbant tuo pačiu režimu, dėl padidėjusios temperatūros ir padidėjusios VD koncentracijos, deguonies koncentracija aeracinės kameros vandens terpėje sumažėjo iki <2 mg/l. Tokia maža deguonies koncentracija laikoma nepakankama aerobiniams biologiniams procesams vykti (Wang et al., 2009).

Iš 3 pav. pateiktų duomenų matyti, kad nuotekų valymas pagal ChDS ir BDS₅ rodiklius buvo labai efektyvus ir siekė 84–99 %. Mažesnis efektyvumas pasiektas šalinant iš nuotekų bendrąjį fosforą (31–99 %) ir Kjeldalio azotą (26–97 %).

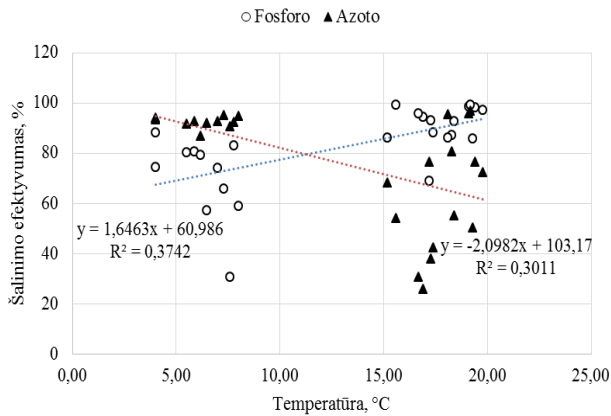
Yra žinoma, kad biologiniu būdu bendrasis azotas iš nuotekų šalinamas nitrifikacijos ir denitrifikacijos procesuose (Wang et al., 2009). Šiems procesams vykti reikalingos atitinkamos sąlygos, čia ypač svarbi temperatūra, pH, vandenyje ištirpusio deguonies kiekis, nuotekose esantis C/N santykis (Bengtsson et al., 2003; Nguyen et al., 2018). NVĮ-102 išbandymo laikotarpiu pH dydis beveik nekito, todėl plačiau nenagrinėjamas. Amonio azoto šalinimo efektyvumo priklausomybė nuo deguonies koncentracijos (aeracinėje kameroje) parodyta 4 pav. Tarp parametų pastebėta vidutinė tiesinė korelia-

cija, kurios koeficientas $i = 0,558$, determinacijos koeficientas $R^2 = 0,3119$. Nitrifikacijos procesui (amoniui oksiduoti) deguonis yra reikalingas, tačiau stipraus ryšio tarp parametų 4 pav. nematyti. Tarp deguonies koncentracijos ir fosforo šalinimo efektyvumo taip pat pastebėtas vidutinio stiprumo ryšys, polinominė priklausomybė, kurios $R^2 = 0,3657$.



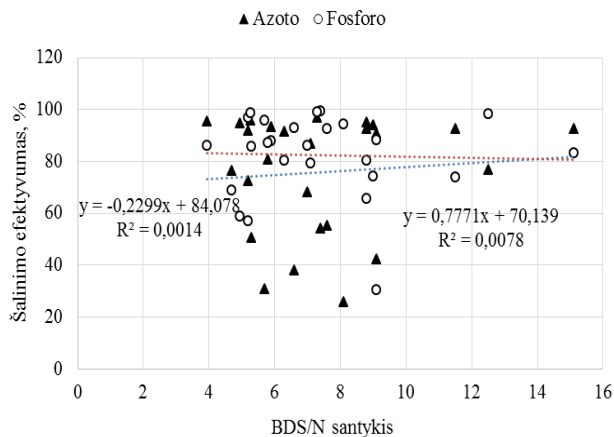
4 paveikslas. Amonio azoto ir fosforo šalinimo efektyvumo priklausomybė nuo deguonies koncentracijos aeracinėje kameroje

Kjeldalio azoto ir fosforo šalinimo efektyvumo priklausomybės nuo temperatūros aeracinėje kameroje bei nuo atitekančių nuotekų BDS₅/N_{Kj} santykio parodytos 5–6 pav.



5 paveikslas. Azoto ir fosforo šalinimo efektyvumo priklausomybė nuo temperatūros aeracinėje kameroje

Iš 5 pav. matyti, kad tarp temperatūros aeracinėje kameroje ir azoto šalinimo efektyvumo yra vidutinio stiprumo ryšys, determinacijos koeficientas $R^2 = 0,3011$, didėjant temperatūrai azoto šalinimo efektyvumas mažėja. Tačiau yra žinoma, kad paprastai 15–20 °C temperatūroje azotas iš nuotekų šalinamas efektyviau, nei esant 4–7 °C (Wang et al., 2009). Gautus rezultatus galima paaiškinti kitų parametru įtaka: kai temperatūra žiemą buvo žemesnė, aeracinėje kameroje vandenyje ištirpdavo daugiau deguonies. Tarp temperatūros aeracinėje kameroje ir fosforo šalinimo efektyvumo yra vidutinio stiprumo ryšys, determinacijos koeficientas $R^2 = 0,3742$.



6 paveikslas. Azoto ir fosforo šalinimo efektyvumo priklausomybė nuo atitekančių nuotekų BDS_5/N_{Kj} santykio

Iš 6 pav. matyti, kad tarp azoto šalinimo efektyvumo ir atitekančių nuotekų BDS_5/N_{Kj} santykio yra labai silpnas ryšys – $R = 0,09$. Statistiškai patikimos priklausomybės tarp Kjeldalio azoto šalinimo efektyvumo ir atitekančių nuotekų BDS_5/N_{Kj} santykio nenustatyta. Tarp fosforo

šalinimo efektyvumo ir BDS_5/N_{Kj} santykio yra labai silpnas ryšys: $R = 0,04$; $R^2 = 0,0014$. Teoriškai biologinis nuotekų valymas efektyviai vyksta, kai santykis $BDS_5: N: P$ yra lygus 100: 5: 1 (Wang et al., 2009). Šio tyrimo atveju minėtas santykis keitėsi, tačiau didelės įtakos N ir P šalinimo efektyvumui nepastebėta

Iš 2 pav. matyti, kad nuolat kinta VD masė ir koncentracija, todėl galima teigti, kad tarp parametru aeracinėje kameroje dinaminė pusiausvyra nėra nusistovėjusi. Nuolat kinta maksimalus heterotrofinis mikroorganizmų augimo greitis, aerobinis endogeninis heterotrofinės biomasės kvėpavimas ir aerobinis heterotrofinės biomasės prieaugis. Šie trys kinetiniai ir stochiometriniai kalibravimo parametrai yra svarbiausi taikant ASM modelius. Kintant VD koncentracijai, kinta apkrova organinėmis medžiagomis (g BDS_5 /g dumblo sausosios medžiagos), tūrinė apkrova, grąžinamojo veikliojo dumblo debitas ($m^3/d.$), grąžinamojo veikliojo dumblo koncentracija, grąžinamojo veikliojo dumblo procentinis kiekis, pagaminta biomasė (kg/d.). Pavyzdžiui, Ayoubas (2018), taikdamas ASM2d modelį Ghazl El-Mahalla nuotekų valyklai (debitas 50 000 $m^3/d.$), numatė tokius projektaavimo kriterijus:

- dumblo amžius: 15 parų;
- veikliojo dumblo apkrova: 0,2–0,4 kg BDS_5 /kg VDSM;
- grąžinamojo veikliojo dumblo koncentracija: 8517 mg/l;
- šalinamo perteklinio dumblo debitas: 571,3 $m^3/d.$;
- pagamintos biomasės kiekis: 4866 kg/d.

Išvardyti kriterijai yra pastovieji dydžiai. Nuolat kintant VD koncentracijai mažo našumo įrenginiuose, šie kriterijai nebus pastovūs.

Apibendrinus galima teigti, kad mažo našumo NVĮ darbui optimizuoti įprasti ASM modeliai nėra pritaikyti. Analizuojamas NVĮ-102 skiriasi nuo didelių miestų nuotekų valyklų ne tik dydžiu, bet ir daugeliu kitų parametru. Šie parametrai priklauso nuo kintančios VD koncentracijos, o VD koncentracija auga, nes perteklinis dumblas šalinamas retai (du kartus per metus), o miestų valyklose perteklinis dumblas šalinamas kasdien. Įdomu tai, kad, esant didesnei VD koncentracijai ir ilgesniam dumblo amžiui, pasiekiamas aukštas organinių medžiagų (pagal ChDS, BDS_5 rodiklius) šalinimo efektyvumas. Nuotekoms tekant ratu iš vienos kameros į kitą, užtenka laiko įvykti hidrolizės reakcijoms, kurios svarbios biogeninių medžiagų šalinimui iš nuotekų (Dauknys et al., 2019; Yuan

et al., 2016). Remiantis ChDS ir BDS₅ šalinimo efektyvumas NVĮ-102 prilygsta nuotekų valyklai, kurios ekvivalen-
tas >10 000 GE (LR nuotekų tvarkymo reglamentas) (Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2019). Mažieji NVĮ šiandien įrengiami ten, kur jungimasis prie centralizuoto nuotekų tinklo neįmanomas arba labai brangiai kainuoja. Aplinkosaugos tikslais tokie įrenginiai yra reikalingi ir jų darbas turi būti kontroliuojamas.

Išvados

1. Per išbandymo laikotarpį perteklinis dumblas iš įrenginio aeracinės kameros buvo nusiurbtas du kartus (po 1100–1400 l), nusiurbus VD koncentracija sumažėdavo 1,5–2 kartus.

2. Nuotekų valymas pagal ChDS ir BDS₅ rodiklius buvo labai efektyvus ir siekė 84–99 %.

3. Bendrasis fosforas iš nuotekų buvo šalinamas 31–99 % efektyvumu, o Kjeldalio azotas – 26–97 % efektyvumu.

4. Pastebėta, kad tarp deguonies koncentracijos aeracinėje kameroje ir amonio azoto šalinimo efektyvumo yra vidutinė tiesinė koreliacija, kurios koeficientas $R = 0,558$, determinacijos koeficientas $R^2 = 0,3119$.

5. Pastebėta, kad tarp temperatūros aeracinėje kameroje ir azoto šalinimo efektyvumo yra vidutinio stiprumo ryšys, determinacijos koeficientas $R^2 = 0,3011$, o tarp temperatūros aeracinėje kameroje ir fosforo šalinimo efektyvumo yra vidutinio stiprumo ryšys, determinacijos koeficientas $R^2 = 0,3742$.

Literatūra

Ayoub, M. (2018). Performance evaluation for the proposed upgrade of a wastewater treatment plant using ASM2d application. *International Journal of Current Engineering and Technology*, 8(5), 1303–1309.
https://www.researchgate.net/publication/329336309_Performance_evaluation_for_the_proposed_upgrade_of_a_wastewater_treatment_plant_using_ASM2d_application

Bandara, W. M. K. R. T., Kindaichi, T., Satoh, H., Sasaki, M., Nakahara, Y., Takahashi, M., & Okabe, S. (2012). Anaerobic treatment of municipal wastewater at ambient temperature: Analysis of archaeal community structure and recovery of dissolved methane. *Water Research*, 46(17), 5756–5764.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.061>

Bengtsson, G., Bengtson, P., & Månsson, K. F. (2003). Gross nitrogen mineralization-, immobilization-, and nitrification rates as a function of soil C/N ratio and microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(1), 143–154.
[https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00248-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00248-1)

Bhave, P. P., Naik, S., & Salunkhe, S. D. (2020). Performance evaluation of wastewater treatment plant. *Water Conservation Science and Engineering*, 5, 23–29.
<https://doi.org/10.1007/s41101-020-00081-x>

Dauknys, R., Haluza, A., & Mažeikienė, A. (2019). Laboratory research of hydrolysis-acidogenesis process of primary sludge. *Journal of Environmental Engineering*. Reston: American Society of Civil Engineers (ASCE), 145(11), 1–6.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001600](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001600)

Elawwad, A., Zaghoul, M., & Abdel-Halim, H. (2017). Simulation of municipal-industrial full scale WWTP in an arid climate by application of ASM3. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 7(1), 37–44.
<https://doi.org/10.2166/wrd.2016.154>

Fontenot, Q., Bonvillain, C., Kilgen, M., & Boopathy, R. (2007). Effects of temperature, salinity, and carbon: Nitrogen ratio on sequencing batch reactor treating shrimp aquaculture wastewater. *Bioresource Technology*, 98(9), 1700–1703.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.031>

Gao, Y. N., Liu, X. Z., Zhang, R. X., Shan, J. J., Sun, M. Q., Zong, Z. X., Li, C. W., & Wang, X. Z. (2016). Operation and management of Liaoning wastewater treatment plants by STOAT simulation. *MATEC Web of Conferences*, 63, 04019.
<https://doi.org/10.1051/mateconf/20166304019>

Gelažiūtė, G. ir Mažeikienė, A. (2019). Mažų buitinių nuotekų kiekių valymo tyrimai ir analizė. Iš 22-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencija „Mokslas – Lietuvos ateitis“ teminė konferencija „Aplinkos apsaugos inžinerija“ (p. 40–45), 2019 m. kovo 20 d. Vilnius. Technika.
<https://doi.org/10.3846/aainz.2019.004>

Gonzalez-Martinez, A., Rodriguez-Sanchez, A., Muñoz-Palazon, B., Garcia-Ruiz, M. J., Osorio, F., Van Loosdrecht, M. C. M., & Gonzalez-Lopez, J. (2015). Microbial community analysis of a full-scale DEMON bioreactor. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 38, 499–508.
<https://doi.org/10.1007/s00449-014-1289-z>

Yuan, Y., Liu, J., Ma, B., Liu, Y., Wang, B., & Peng, Y. (2016). Improving municipal wastewater nitrogen and phosphorous removal by feeding sludge fermentation products to sequencing batch reactor (SBR). *Bioresource Technology*, 222, 326–334.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.09.103>

Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija. (2019). Lietuvos Respublikos aplinkos ministro įsakymas dėl 2006 m. gegužės 17 d. įsakymo Nr. D1-236 „Dėl nuotekų tvarkymo reglamento patvirtinimo“ pakeitimo 2007 m. spalio 8 d. Nr. D1-515. Vilnius. *Valstybės žinios*, 2007-10-25, Nr. 110-4522.

Mažeikienė, A., & Vaiškūnaitė, R. (2018). Analysis and assessment of biological treatment processes in a small-scale wastewater treatment plant. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27(4), 1629–1637.
<https://doi.org/10.15244/pjoes/77955>

Nasr, F. A., & Mikhaeil, B. (2013). Treatment of domestic wastewater using conventional and baffled septic tanks. *Environmental Technology*, 34(16), 2337–2343.
<https://doi.org/10.1080/09593330.2013.767285>

Nelson, M. I., & Sidhu, H. S. (2009). Analysis of the activated sludge model (number 1). *Applied Mathematics Letters*, 22(5), 629–635.
<https://doi.org/10.1016/j.aml.2008.05.003>

Nga, D. T., Hiep, N. T., & Hung, N. T. Q. (2020). Kinetic modeling of organic and nitrogen removal from domestic wastewater in a down-flow hanging sponge bioreactor. *Environmental Engineering Research*, 25(2), 243–250.
<https://doi.org/10.4491/eer.2018.390>

Nguyen, T. N. P., Chao, Sh. J., Chen, P. Ch., & Huang, Ch. (2018). Effects of C/N ratio on nitrate removal and floc morphology of autohydrogenotrophic bacteria in a nitrate-

containing wastewater treatment process. *Journal of Environmental Sciences*, 69, 52–60.

<https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.04.002>

Soliman, M. F., Dardear, M. S., Ali, N. A., Gutub, S. A., Bassyouni, M., & Soltan, M. A. (2015). Evaluation and optimizing the operating system of aeration tanks. In *International Conference on Chemical, Environmental and Biological Sciences (CEBS-2015)* 18–19 March, Dubai, U.A.E. (pp. 72–76).

<https://iicbe.org/upload/2820C0315093.pdf>

Wang, L. K., Pereira, N. C., Hung, Y. T., & Shammas, N. K. (Eds.). (2009). Biological treatment processes. In *Biological treatment processes. Handbook of environmental engineering series*. Vol. 8. Humana Press.

VARIABLE CONCENTRATION ACTIVATED SLUDGE PROCESSES: CHARACTERIZATION AND ANALYSIS

J. Šarko, R. Kaladiun, A. Mažeikienė

Summary

The activated sludge process of waste-water treatment equipment can be designed, optimized and evaluated with the use of mathematical modelling. The aim of this work is to analyse long-term (10 months duration) performance data of a small

individual waste-water treatment equipment in order to identify its parameter dependencies and test whether there is a possibility to optimize its waste-water treatment processes using conventional ASM (Activated Sludge Model) models. Three kinetic and stoichiometric calibration parameters are important in the process of modelling: maximum heterotrophic growth rate of micro-organisms, aerobic endogenous heterotrophic biomass respiration and aerobic heterotrophic biomass growth. A dynamic balance between these parameters is necessary and the concentration of activated sludge in the waste-water treatment equipment must be constant and optimal. Analysis of the obtained data revealed, that the concentration of activated sludge measured in the aeration chamber of the low-capacity waste-water treatment equipment “NVĮ-102” is not constant. During the study, the concentration ranged from 3 to 6.9 g/l. As the concentration of activated sludge changes, its load with organic matter (g BOD₅/g sludge dry matter), volume load, returned activated sludge flow rate (m³/day), concentration of returned activated sludge, percentage of returned activated sludge, as well as oxygen demand, also change with it. In summary, it can be stated that conventional ASM models are not suitable to optimize the performance of small waste-water treatment equipment.

Keywords: wastewater, biological treatment, activated sludge, biomass, dry matter concentration.