

VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS

Giedrė VABOLIENĖ

**FOSFORO IR AZOTO
BIOLOGINIO ŠALINIMO IŠ
NUOTEKŲ TYRIMAI IR
VERTINIMAS**

Daktaro disertacija

Technologijos mokslai, Aplinkos inžinerija ir kraštotvarka (04T)

Vilnius, 2008

Disertacija rengta 2004–2008 metais Vilniaus Gedimino technikos universitete.

Darbo mokslinis vadovas

doc. dr. Algirdas Bronislovas Matuzevičius (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, technologijos mokslai, aplinkos inžinerija ir kraštovaizdis – 04T).

<http://leidykla.vgtu.lt>

VGTU leidyklos TECHNIKA 1470-M mokslo literatūros knyga

ISBN 978-9955-28-261-7

© Vabolienė, G. 2008

© VGTU leidykla TECHNIKA, 2008

Reziümė

Disertacijoje analizuojami fosforo ir azoto biologinio šalinimo iš nuotekų ypatumai. Pagrindinis tyrimų objektas yra šių biogeninių medžiagų biologinis šalinimas iš nuotekų Lietuvos klimato sąlygomis. Šis objektas yra svarbus eutrofikacijos mažinimo vandens telkiniuose aspektu. Pagrindinis disertacijos tikslas nustatyti ir ištirti veiksnius, trukdančius efektyviai šalinti fosforą ir azotą biologiniu būdu iš nuotekų Lietuvos klimato sąlygomis. Pateikti pasiūlymus kaip keičiant technologinius parametrus išvengti šių veiksnių įtakos arba ją sumažinti.

Darbe sprendžiami keli pagrindiniai uždaviniai: biologinio fosforo šalinimo sutrikimo šiltuoju metų laiku priežasčių nustatymas, bei azoto šalinimo įtakos fosforo šalinimui nustatymas.

Disertaciją sudaro septyni skyriai, iš kurių paskutinis – rezultatų apibendrinimas.

Pirmajame skyriuje nagrinėjamas problemos aktualumas, formuluojamas darbo tikslas bei uždaviniai, aprašomas mokslinis darbo naujumas, pristatomi autorės pranešimai ir publikacijos, disertacijos struktūra.

Antrasis skyrius skirtas literatūros apžvalgai. Skyriuje analizuojama biogeninių medžiagų šalinimo iš nuotekų reikšmė, principai, technologijos. Aptariami veiksniai, turintys įtakos biologiniam fosforo ir azoto šalinimui. Didžiausias dėmesys skiriamas temperatūros įtakai biologiniam fosforo šalinimui. Skyriaus pabaigoje formuluojamos išvados ir konkretizuojami disertacijos uždaviniai.

Trečiajame skyriuje aprašomi analitiniai metodai, naudoti biologinio fosforo ir azoto šalinimo įrenginių darbo analizei. Pateikiamos parametrų, charakterizuojančių nuotekų valymo įrenginių darbą, apskaičiavimo metodikos, veikliojo dumblo mikroskopavimo bei glikogeno koncentracijos nustatymo metodikos.

Ketvirtajame skyriuje pateikiama penkių Lietuvos miestų nuotekų valyklų duomenų analizė. Nustatyti valomų nuotekų temperatūros kitimo dėsningumai. Vertintas fosforo šalinimo priklausomumas nuo valomų nuotekų temperatūros bei nuotekų sudėties.

Penktajame skyriuje nagrinėta azoto šalinimo įtaka fosforo šalinimui. Palyginta aeracijos įtaka fosfatų išsiskirimui į nuotekas šiltuoju ir šaltuoju metų laiku. Nustatyta denitrifikacijos greičio priklausomybė nuo nuotekų temperatūros. Nustatytos optimalios aeracijos trukmės efektyviam biologiniam azoto šalinimui, naudojant simultaninės nitrifikacijos denitrifikacijos (SND) technologiją.

Šeštajame skyriuje ištirti laikotarpiai, kai fosforo šalinimo efektyvumas smarkiai sumažėja šiltuoju metu bei nustatytos priemonės kaip su šia problema kovoti arba jos išvengti. Siekiant kompleksiskai įvertinti veiksnių įtaką biologiniam fosforo šalinimui, atliktas statistinis modeliavimas.

Disertacijos tema perskaityti 9 pranešimai Lietuvos bei kitų šalių konferencijose, paskelbta 14 straipsnių: trys – mokslo žurnaluose, įtrauktuose į Thomson ISI Master Journal List sąrašą, vienas – konferencijų medžiagoje, referuotoje Thomson ISI Proccedings duomenų bazėje, du – žurnale, cituojamame *Inspec* duomenų bazėje, vienas – recenzuojamoje tarptautinės konferencijos medžiagoje, penki – kitų konferencijų medžiagose, du – kituose leidiniuose.

Abstract

In the dissertation there are analysed the peculiarities of biological phosphorus and nitrogen removal from the wastewater. The main subject of investigation is the biological removal of abovementioned nutrients under conditions of Lithuanian climate. This is important in the respect of the reduction of eutrophication at water bodies. The main object of the dissertation is to determine and investigate the factors that disturb the efficient biological phosphorus and nitrogen removal from wastewater under conditions of Lithuanian climate and to give the proposals how to avoid or reduce the effects of these factors changing the technological parameters.

In the work there are being solved several problems: the determination of causes of malfunction of biological phosphorus removal (BPR) at a warm period of a year and the determination the impact of nitrogen removal on biological phosphorus removal.

The dissertation is divided into seven chapters including the chapter of conclusions.

The first chapter is dedicated for an introduction to the problem and its topicality. There are also formulated purposes and tasks of the work. The used methods and novelty of solutions are described, author's publications and structure of the dissertation are presented.

The second chapter is devoted to the review of literature. In the chapter there is overviewed the meaning of the removal of nutrients from effluents, principles and technologies. There are discussed factors that have impact on the biological phosphorus and nitrogen removal. The greatest attention is devoted to the impact of temperature on the BPR. At the end of the chapter there are conclusions and specified problems of the dissertation.

In the third chapter the analytical methods that were used for the analysis of operation of the facilities for biological phosphorus and nitrogen removal are described. There are presented calculation methods of parameters that characterize the operation of wastewater treatment facilities, method of microscopy of activated sludge and method for determination of concentration of glycogen in the activated sludge.

In the fourth chapter there is presented data analysis of municipal wastewater treatment plants of five Lithuanian cities. There are determined regularities of change of wastewater temperature. There is evaluated dependency of phosphorus removal up on the temperature and composition of wastewater.

In the fifth chapter there is analysed the impact of nitrogen removal on the BPR. It is compared the influence of aeration to the phosphate release during a warm and cold period of a year. It is determined the relationship between the denitrification rate and the temperature of wastewater. There are determined

optimum durations of aeration for efficient biological nitrogen removal, using technology of simultaneous nitrification-denitrification.

In the sixth chapter there are analysed periods of time when the efficiency of phosphorus removal reduced considerably during a warm period of a year and there are determined means how to fight with this problem or avoid it. In order to evaluate the impact of factors on the BPR complexly the statistical modelling was carried out.

The results of dissertation were announced in 9 conferences that were held in Lithuania, Latvia and Poland. There were printed 14 articles: 3 of them are printed in scientific journals that are referred by Thomson ISI Master Journal List database, 1 of them is printed in conference proceedings that are referred by Thomson ISI Proceedings database, 2 of them are printed in scientific journal that is referred by Inspec database, 1 of them is printed in reviewed conference proceedings, 5 of them is printed in other conference proceedings and 2 of them are published in other publications.

Žymėjimai

Simboliai

A	veikliojo dumblo apkrova, mg/(gVDSM-d);
A_{670}	tirpalo adsorbcija, esant 670 nm šviesos bangos ilgiui;
a_{aer}	veikliojo dumblo koncentracija veikliojo dumblo reaktoriuje, gVDSM/l;
a_c	perteklinio veikliojo dumblo koncentracija, gVDSM/l;
α	kriterijaus reikšmingumo lygmuo;
c	Stjudento skirstinio kritinė reikšmė;
c_n	koeficientas, priklausantis nuo stebėjimų skaičiaus ir kriterijaus reikšmingumo lygmens;
C_i	skendinčių medžiagų koncentracija valomose nuotekose, mg/l;
C_t	skendinčių medžiagų koncentracija valytose nuotekose, mg/l;
d	lyginamasis dumblo prieaugis, g VDSM/ g pašalinto BDS ₇ ;
e_i	atsitiktinės paklaidos;
gly	glikogeno koncentracija tirpale, mg/l;
Gly	glikogeno koncentracija veikliajame dumble, mg gly/gVDSM;
F	Fišerio kriterijaus statistika;
k	nepriklausomų kintamųjų skaičius;
k_N	koeficientas, įvertinantis nitrifikacijos trukmę;
k_{DN}	koeficientas, įvertinantis denitrifikacijos trukmę;
K^+/P	kalio ir fosforo molinių masių santykis;
Mg^{2+}/P	magnio ir fosforo molinių masių santykis;
MS_R	vidutinė kvadratų suma, atitinkanti regresiją;
MS_E	vidutinė liekamųjų paklaidų kvadratų suma;
L_a	valomų nuotekų BDS ₇ , mg/l;
L_t	valytų nuotekų BDS ₇ , mg/l;
N_b	bendrasis azotas;
N_m	bendrojo azoto koncentracija nuotekose po pirminio valymo, mg/l;
N_b	bendrojo azoto koncentracija valytose nuotekose, mg/l;
N_s	azoto sunaudojimas biocheminiuose procesuose, mg/l;
N_P	pašalinamas azoto kiekis, mg/l;
n	rodiklio reikšmių skaičius;
NO_2	nitritai;
NO_3	nitratai;
N_{dumble}	bendrojo azoto koncentracija veikiajame dumble, mg/l;
$N-NH_4$	amonio azoto koncentracija veikliojo dumblo reaktoriuje, mg/l;
$N-NO_3$	nitratų koncentracija veikliojo dumblo reaktoriuje, mg/l;

$N-NO_2$	nitritų koncentracija veikliojo dumblo reaktoriuje, mg/l;
$N-NH_{4aer}$	amonio azoto koncentracija aeracinėje zonoje, mg/l;
$N-NO_{3an}$	nitratų koncentracija anaerobinėje zonoje, mg/l;
$N-NO_{3aer}$	nitratų koncentracija aeracinėje zonoje, mg/l;
O_2	ištirpusio deguonies koncentracija, mg/l;
Pr	P – reikšmė (<i>angl. p-value</i>), t.y. tikimybė gauti didesnę statistikos reikšmę negu yra stebėta alternatyvos kryptimi;
pH	vandenilinis rodiklis, apibūdinantis vandenilio jonų koncentraciją tirpale;
P_b	bendras fosforas;
P_m	bendrojo fosforo koncentracija nuotekose po pirminio valymo, mg/l;
P_b	bendrojo fosforo koncentracija valytose nuotekose, mg/l;
$P-PO_4$	fosfatų koncentracija veikliojo dumblo reaktoriuje, mg/l;
$P-PO_{4an}$	fosfatų koncentracija anaerobinėje zonoje, mg/l;
$P-PO_{4aer}$	fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje, mg/l;
R	koreliacijos koeficientas;
R^2	determinacijos koeficientas;
Q_d	valomų nuotekų paros debitas, m ³ /d;
Q_{hvid}	valomų nuotekų vidutinis valandos debitas, m ³ /d;
Q_p	perteklinio dumblo debitas, m ³ /d;
Θ	dumblo amžius, d;
S	veikliojo dumblo peleningumas;
s	rodiklio imties standartinis nuokrypis;
s^2	rodiklio imties dispersija;
SS_E	liekamųjų paklaidų kvadratų suma;
SS_R	kvadratų suma atitinkanti regresiją;
SS_T	pilna kvadratų suma;
SS/v	vidutinės kvadratų sumos;
$V_{N/D}$	nitifikacinės denitrifikacinės talpos tūris, m ³ ;
$\bar{x}$	rodiklio reikšmių aritmetinis vidurkis;
x_i	i - toji rodiklio reikšmė;
x_{max}	rodiklio maksimali reikšmė;
x_{min}	rodiklio minimali reikšmė;
ρ_{DN}	denitrifikacijos greitis, mg N/ (gVDBSM·h);
ρ_N	nitrifikacijos greitis, mg N/ (gVDBSM·h);
t	kriterijaus (testo) statistika;
τ	nuotekų temperatūra, C°;
t_α	Stjudento skirstinys;
t_D	suminė denitrifikacijos trukmė per parą, h;
t_N	suminė nitrifikacijos trukmė per parą, h;
T_a	aeracijos trukmė, min.;

T_s	sumažintos aeracijos trukmė, min.;
T_c	vieno ciklo (aeracijos ir sumažintos aeracijos) trukmė, min.;
Ψ	aklimatizacinis GAO laikotarpis, d.

Santrumpos

A/O	anaerobinės/aerobinės sąlygos;
AA/O	anaerobinės/anoksinės/aerobinės sąlygos;
ADC	aeravimo dalis cikle;
BDS	biocheminis deguonies sunaudojimas, mg/l;
BDS ₅	biocheminis deguonies sunaudojimas per 5 paras, mg/l;
BDS ₇	biocheminis deguonies sunaudojimas per 7 paras, mg/l;
BFŠ	biologinis fosforo šalinimas;
ChDS	cheminis deguonies sunaudojimas, mg/l;
GAO	glikogeną kaupiantys organizmai, <i>angl. – glycogen accumulating organisms</i> ;
GE	gyventojų ekvivalentas;
JHB	Johanesburgo technologinė schema;
LRR	lakiosios riebalų rūgštys;
LBS	lengvai biologiškai skaidomos;
NAD ⁺	dehidrogenazių kofermentas;
NADH	nikotinamidadenindinukleotidas;
NFŠ	nestabilus fosforo šalinimas;
NVĮ	nuotekų valymo įrenginiai;
PAO	polifosfatus kaupiantys organizmai, <i>angl. – polyphosphate accumulating organisms</i> ;
PHB	polihidroksibutiratas;
PHV	polihidroksivaleratas;
PHA	polihidroksirūgštys, <i>angl. – polyhydroxiacids</i> ;
SFŠ	stabilus fosforo šalinimas;
SND	simultaninė nitrifikacija denitrifikacija;
UCT	Keiptauno universitete sukurta technologinė schema;
VDSM	veikliojo dumblo sausosios medžiagos;
VDBSM	veikliojo dumblo bepelenės sausosios medžiagos.

Turinys

Reziumė	vii
Abstract	ix
Žymėjimai	v
1. Įvadas	1
1.1. Darbo aktualumas	1
1.2. Problemos formulavimas	2
1.3. Tyrimų objektas	2
1.4. Darbo tikslas	2
1.5. Darbo uždaviniai	2
1.6. Tyrimų metodai	3
1.7. Mokslinis darbo naujumas	3
1.8. Ginamieji disertacijos teiginiai	4
1.9. Darbo rezultatų aprobavimas	4
1.10. Disertacijos struktūra	5
1.11. Padėkos	5
2. Biologinio biogeninių medžiagų šalinimo iš nuotekų analizė	7
2.1. Eutrofikacijos problema vandens telkiniuose	7
2.2. Biologinio azoto šalinimo iš nuotekų principai	9
2.2.1. Nitrifikacija	9
2.2.2. Denitrifikacija	12
2.3. Biologinio fosforo šalinimo iš nuotekų principai	13
2.4. Biologinės azoto ir fosforo šalinimo iš nuotekų schemas	14
2.5. Veiksniai, turintys įtakos biologiniam fosforo šalinimui	18
2.5.1. Temperatūros įtaka biologiniam fosforo šalinimui	21
2.5.2. Glikogeną kaupiantys organizmai (GAO)	23

2.6. Biogeninių medžiagų šalinimo iš nuotekų Lietuvoje analizė.....	25
2.6.1. Valytų nuotekų užterštumo azotu ir fosforu normos.....	25
2.6.2. Nuotekų valyklų, priskiriamų I grupės aglomeracijoms su GE daugiau kaip 100000, analizė	26
2.6.3. Nuotekų valyklų, priskiriamų II grupės aglomeracijoms su GE nuo 10000 iki 100000, analizė	28
2.6.4. Biologinių azoto ir fosforo šalinimo iš nuotekų technologijų sugrupavimas	28
2.6.5. Pagrindinės biologinio azoto ir fosforo šalinimo iš nuotekų problemos Lietuvoje.....	29
2.7. Antrojo skyriaus apibendrinimas. Uždavinių formulavimas	30
3. Tyrimų metodikos.....	31
3.1. Analitiniai metodai.....	31
3.2. Parametrų, charakterizuojančių nuotekų valymo įrenginių darbą, skaičiavimo metodika	33
3.3. Biologinio azoto ir fosforo šalinimo iš nuotekų Utenos miesto nuotekų valymo įrenginiuose tyrimų metodikos	35
3.3.1. Tyrimo objekto – Utenos miesto nuotekų valymo įrenginių – apibūdinimas	35
3.3.2. Ėminių ėmimas ir analizės, nustatytos tyrimų metu	37
3.4. GAO mikroskopinės analizės metodika	38
3.5. Glikogeno nustatymo veikliajame dumble metodika	39
3.6. Statistinis duomenų apdorojimas.....	41
4. Temperatūros poveikio biologiniam fosforo šalinimui Lietuvoje tyrimas	43
4.1. Valomų nuotekų temperatūros kitimas Lietuvoje	43
4.2. Fosforo šalinimo iš nuotekų analizė.....	45
4.3. Ketvirtąjo skyriaus išvados	52
5. Biologinio azoto šalinimo įtakos fosforo šalinimui tyrimai.....	53
5.1. Nitrifikacijos procesų tyrimas	53
5.2. Nuotekų temperatūros įtakos denitrifikacijos greičiui vertinimas.....	60
5.3. Optimalios trukmės aeracijai nustatymas biologiškai šalinant azotą iš nuotekų	63
5.4. Penktojo skyriaus išvados	71
6. Glikogeną kaupiančių mikroorganizmų (GAO) įtakos biologiniam fosforo šalinimui tyrimai.....	73
6.1. Nestabilaus fosforo šalinimo laikotarpių tyrimas.....	73
6.2. Statistinis biologinio fosforo šalinimo modeliavimas	83
6.2.1. Modelio parinkimas pažingsninės regresijos analizės metodu.....	84

6.2.2. Statistinio modelio sudarymas ir rezultatai	90
6.3. GAO mikroskopinė analizė NFŠ ir SFŠ laikotarpiu	95
6.4. Glikogeno koncentracijos kitimas veikliajame dumble	100
6.5. Šeštojo skyriaus išvados	103
7. Rezultatų apibendrinimas	105
Literatūros sąrašas.....	109
Autorės publikacijų sąrašas disertacijos tema.....	124
A PRIEDAS	126
Statistinio modeliavimo duomenys ir modelio kodas.....	126

1.1. Darbo aktualumas

Biogeninių medžiagų perteklius paviršinio vandens telkiniuose sukelia eutrofikaciją – masinį fitoplanktono vystimąsi ir aukštesniųjų vandens augalų augimą. Dėl to pablogėja organoleptinės vandens savybės, nyksta kai kurios žuvys, mažėja biologinė įvairovė. Vandens telkinių eutrofikacijos galima išvengti iš nuotekų šalinant azotą bei fosforą. Lietuvoje 2005 metais į paviršinio vandens telkinius išleista 192,2 mln. m³ ūkio, buities ir gamybinių nuotekų. Iki leistinos taršos normų pagal BDS₇, N_b, ir P_b išvalyta 135,5 mln. m³, arba 70,5 % išleidžiamų nuotekų, o 56,7 mln. m³ išleista nepakankamai išvalytą [1]. Visų miestų nuotekos yra išleidžiamos į vidaus vandens telkinius (upes, ežerus, Kuršių marias), kurie svarbūs ir rekreaciniu požiūriu. Šioms biogeninėms medžiagoms iš nuotekų šalinti pasaulyje plačiai naudojamos biologinės nuotekų valymo technologijos, panaudojant specialius veikliojo dumblo mikroorganizmus, gebančius sukaupti bei suskaidyti azoto ir fosforo junginius. Tačiau yra eilė nuolat kintančių veiksnių, darančių įtaką biocheminiams procesams bei mikroorganizmų veiklai. Tai yra nuotekų sudėtis, aplinkos, technologiniai veiksniai. Daugelis veiksnių yra plačiai nagrinėti bei nustatyti jų kitimo dėsningumai. Nepaisant to, dažnai susiduriama su nepaaiškinama fosforo šalinimo efektyvumo sumažėjimo problema.

1.2. Problemos formulavimas

Pastarąjį dešimtmetį Lietuvoje buvo intensyviai rekonstruojami miestų buitinių nuotekų valymo įrenginiai, įdiegiant azoto bei fosforo šalinimą. Po rekonstrukcijos ne visos technologijos pasiteisino ir dirba patikimai, ypač biologinės. Daugelis įmonių susiduria su biologinių technologijų eksploatavimo sunkumais. Nepajėgiant užtikrinti reikiamo išvalymo laipsnio pagal bendrąjį fosforą biologiniu būdu, plačiai naudojamas cheminis būdas, kuris ženkliai padidina nuotekų išvalymo savikainą. Tuo tarpu, siekiant sumažinti eutrofikacijos problemą, keliama vis griežtesni reikalavimai azoto ir fosforo šalinimui. Todėl tikslinga ištirti visus veiksnius, trukdančius veiksmingai šalinti biogenines medžiagas iš nuotekų. Iki šiol Lietuvoje nebuvo nagrinėta kokią įtaką biologiniam fosforo šalinimui turi valomų nuotekų temperatūra. Biologinis fosforo šalinimas paprastai derinamas su azoto šalinimu. Pastarojo įtaka plačiau nagrinėta tik nitratų atžvilgiu. Todėl disertacijoje numatoma išanalizuoti minėtus klausimus bei nustatyti kaip tinkamai eksploatuoti įdiegtas technologijas Lietuvos klimato sąlygomis.

1.3. Tyrimų objektas

Tyrimų objektas yra fosforo ir azoto biologinis šalinimas iš nuotekų Lietuvos klimato sąlygomis.

1.4. Darbo tikslas

Šio darbo tikslas – nustatyti ir ištirti veiksnius, trukdančius efektyviai šalinti fosforą ir azotą biologiniu būdu iš nuotekų Lietuvos klimato sąlygomis. Pateikti pasiūlymus kaip, keičiant technologinius parametrus, išvengti arba sumažinti šių veiksnių įtaką.

1.5. Darbo uždaviniai

Darbo tikslui pasiekti reikia išspręsti šiuos uždavinius:

1. Atlikti Lietuvos didžiųjų miestų nuotekų valyklų darbo analizę, įvertinant fosforo šalinimą iš nuotekų. Nustatyti valomų nuotekų temperatūros kitimo ir fosforo šalinimo dėsnumus.
2. Atlikti azoto šalinimo poveikio fosforo šalinimui eksperimentinius tyrimus šiltuoju ir šaltuoju metų laikotarpiu. Nustatyti optimalias aeracijos ir

sumažintos aeracijos trukmes efektyviam azoto šalinimui užtikrinti, įvertinant nitrifikacijos ir denitrifikacijos greičius.

3. Ištirti laikotarpius, kai fosforo šalinimo efektyvumas smarkiai sumažėja. Atliekant eksperimentus gamybinėmis sąlygomis, nustatyti priemonės fosforo šalinimo efektyvumui atstatyti.
4. Atlikti statistinį modeliavimą, siekiant kompleksiskai įvertinti veiksnių, tokių kaip BDS_7/P_b santykio valomose nuotekose, valomų nuotekų temperatūros, dumblo amžiaus, valomų nuotekų užterštumo pagal BDS_7 bei glikogeną kaupiančių bakterijų (GAO) aklimatizacinio laikotarpio, įtaką biologiniam fosforo šalinimui.
5. Atlikti glikogeną kaupiančių organizmų mikroskopinę analizę. Parinkti glikogeno nustatymo metodiką, tinkančią veikliojo dumblo tyrimui. Nustatyti glikogeno koncentracijos veikliajame dumble kitimo, keičiantis valomų nuotekų temperatūrai, dėsningumus.
6. Remiantis tyrimų rezultatais bei jų analize, pateikti rekomendacijas veiksmingam fosforo ir azoto šalinimui iš nuotekų užtikrinti.

1.6. Tyrimų metodai

Pagrindinis darbo tyrimų metodas – eksperimentiniai tyrimai, atliekami gamybinėmis sąlygomis. Taip pat darbe panaudoti analitiniai bei matematinės statistikos analizės metodai. Taikyti veikliojo dumblo mikroskopavimo bei glikogeno nustatymo dumble metodai. Naudojant pažingsninės regresijos analizės metodą, parinktas modelis, kompleksiskai aprašantis veiksnių įtaką biologiniam fosforo šalinimui ir atliktas statistinis modeliavimas.

1.7. Mokslinis darbo naujumas

Rengiant disertaciją buvo gauti šie aplinkos inžinerijos mokslui nauji rezultatai:

1. Nustatytos fosforo šalinimo efektyvumo sumažėjimo šiltuoju metų laikotarpiu Lietuvos klimato sąlygomis priežastys.
2. Nustatytos priemonės, tokios kaip dumblo amžiaus ir BDS_7/P_b santykio valomose nuotekose kitimas, biologinio fosforo šalinimo efektyvumo atstatymui šiltuoju metų laiku.
3. Veikliojo dumblo tyrimams parinkta, pritaikyta ir įdiegta glikogeno nustatymo metodika.

1.8. Ginamieji disertacijos teiginiai

1. Biologinis fosforo šalinimas šiltuoju metų laikotarpiu Lietuvoje gali sutrikti dėl glikogeną kaupiančių bakterijų veiklos.
2. Azoto šalinimo įtaka fosforo šalinimui išryškėja tik šiltuoju metų laiku dėl glikogeną kaupiančių bakterijų veiklos.
3. Azoto šalinimui taikant SND technologiją, didžiausias azoto šalinimo efektyvumo pasiekiamas, kai aeracijos ir sumažintos aeracijos trukmės lygios po 150 min.
4. BFŠ efektyvumo sumažėjimą dėl GAO bakterijų veiklos galima atstatyti, sumažinus dumblo amžių iki 5 parų.
5. Kai veikliojo dumblo sistemoje dominuoja GAO, valomų nuotekų BDS₇/P_b santykis turi būti ne mažesnis nei 35.
6. Glikogeno nustatymo veikliajame dumble metodikos taikymas.

1.9. Darbo rezultatų aprobavimas

Disertacijos tematika yra atspausdinta 14 mokslinių straipsnių: trys – mokslo žurnaluose, įtrauktuose į Thomson ISI Master Journal List sąrašą [1A, 2A, 3A]; vienas – konferencijų medžiagoje, referuotoje Thomson ISI Proceedings duomenų bazėje [4A]; du – žurnale, cituojamame *Inspec* duomenų bazėje [5A, 6A]; vienas – recenzuojamoje tarptautinės konferencijos medžiagoje [7A]; 5 – kitų konferencijų medžiagose [9A, 10A, 11A, 12A]; du – kituose leidiniuose [A13, A14].

Darbo rezultatai buvo paskelbti devyniose mokslinėse konferencijose Lietuvoje bei užsienyje:

- Tarptautinėje konferencijoje „*Environmental Engineering*“ 2005 m., Vilniuje (Lietuva);
- Tarptautinėje konferencijoje „*Integrative Approaches Towards Sustainability*“ 2005 m., Jūrmaloje (Latvija);
- Tarptautinėje konferencijoje 60th „*Water In Landscape Engineering*“ 2006 m., Varšuvoje (Lenkija);
- Tarptautinėje konferencijoje „*11th EuCheMS International Conference on Chemistry and the Environment*“ 2007 m., Torunėje (Lenkija);
- Jaunųjų mokslininkų konferencijoje „*Mokslas – Lietuvos ateitis*“ Aplinkos apsaugos inžinerija 2006 ir 2007 m., Vilniuje;
- Konferencijoje „*Pastatų inžinerinės sistemos*“ 2005, 2006 ir 2007 m., Vilniuje.

1.10. Disertacijos struktūra

Disertaciją sudaro septyni skyriai, iš kurių pirmasis yra įvadas, o paskutinytis – rezultatų apibendrinimas bei priedas.

Darbo apimtis yra 125 puslapiai. Tekste panaudotos 34 numeruotos formulės, 65 paveikslai ir 33 lentelės. Rašant disertaciją buvo panaudotas 181 literatūros šaltinis.

1.11. Padėkos

Nuoširdžiai dėkoju visiems asmenims ir organizacijoms, padėjusiems rengti šį disertacinį darbą bei konsultavusiems darbo klausimais.

Ypatingai dėkoju darbo vadovui doc. dr. Algirdui Bronislovui Matuzevičiui už tyrimų tematikos suformulavimą, vadovavimą, išsamias konsultacijas bei visokeriopą pagalbą. Esu dėkinga Vilniaus universiteto Biochemijos ir biofizikos katedros vyresniajai mokslo darbuotojai Janinai Bražėnaitei už pagalbą, sprendžiant mikrobiologinius disertacijos klausimus. Dėkoju Vilniaus universiteto Matematinės statistikos katedros docentams Juliui Kruopiui bei Rūtai Levulienei už išsamias konsultacijas.

Taip pat dėkoju visam Vilniaus Gedimino technikos universiteto Vandentvarkos katedros kolektyvui už konsultacijas ir pagalbą bei asmeniškai konsultantei doc. dr. Marinai Valentukevičienei už pagalbą, dalyvaujant tarptautinėse konferencijose, išsamias konsultacijas, moralinį palaikymą.

Ypatingai esu dėkinga UAB „Utenos vandenys“ vadovybei už suteiktą galimybę rašyti šį darbą bei asmeniškai įmonės direktoriui Adolfui Juršiui už pastūmėjimą siekti užsibrėžto tikslo. Taip pat dėkoju UAB „Utenos vandenys“ nuotekų laboratorijos bei nuotekų ūkio kolektyvui.

Labiausiai norėčiau padėkoti savo šeimai už kantrybę, supratimą bei nuolatinį palaikymą, rengiant šį darbą.

Biologinio biogeninių medžiagų šalinimo iš nuotekų analizė

Skyriuje apžvelgiama biogeninių medžiagų šalinimo iš nuotekų reikšmė, principai, technologijos. Aptariami veiksniai, turintys įtakos biologiniam fosforo ir azoto šalinimui. Didžiausias dėmesys skiriamas temperatūros įtakai biologiniam fosforo šalinimui, kuri atskleidžia BFŠ efektyvumo sumažėjimo šiltuoju metu problemą, nagrinėjamą šioje disertacijoje.

Skyriaus tematika paskelbti trys autorės straipsniai [8A, 9A, 13A].

2.1. Eutrofikacijos problema vandens telkiniuose

Azotas ir fosforas yra vienos iš svarbiausių biogeninių medžiagų gyviesiems organizmams. Tačiau nevalytų nuotekų išleidimas į vandens telkinius pažeidžia natūralų gamtos balansą. Vandens telkiniuose biogeninės medžiagos sunaudojamos dumblių ir aukštesniųjų vandens augalų augimui.

Pastarųjų medžiagų perteklius sukelia eutrofikaciją – vandens telkinių biologinio produktyvumo didėjimą. Smarkiai dauginantis cianobakterijoms, vanduo įgauna melsvą, melsvai žalsvą ar rausvą atspalvį, vadinamą vandens „žydėjimu“ [2, 3, 5].

Sunaudojant 1g fosforo, 16 g azoto ir 106 g anglies, užauga 115 g dumblių, kuriems žuvus rudens–žiemos periodu oksiduoti reikia 115 g ištirpusio deguonies [3]. Dėl šios priežasties ištirpusio deguonies kiekis atviruose vandens telkiniuose

žymiai sumažėja. Be to, anaerobinėmis sąlygomis dugno nuosėdose susidaro sieros vandenilis. Netgi nesmarkus „žydėjimas“ gerokai pablogina organoleptines vandens savybes, nyksta kai kurios žuvys, mažėja biologinė įvairovė.



2.1 pav. *Eutrofikacijos procesai, vykstantys vandens telkinio pakrantėje*

Dumbliai vystosi, kai vandenyje yra anglies, maistinių druskų (fosfatų, nitritų), deguonies ir kitų mikroelementų. Fotosintezės metu biomasės prieaugis yra maistinių druskų kiekio funkcija. Tai galima išreikšti tokia lygtimi:



čia $\text{C}_{106}\text{H}_{263}\text{O}_{110}\text{N}_{16}\text{P}$ – dumblių cheminė sudėtis.

Iš dumblių biomasės sintezės lygties matyti, kad dumblių vystimuisi biogeninių elementų santykis turi būti C:N:P=106:16:1 [3, 4]. Pažeidus šį santykį, dumblių prieaugis yra ribojamas ta medžiaga, kurios koncentracija vandenyje yra minimali. Nustatyta, kad dumblių augimą riboja azoto koncentracija 0,3 mg/l, fosforo – 0,01–0,03 mg/l. Kai koncentracijos didesnės, jau galima eutrofikacija [6].

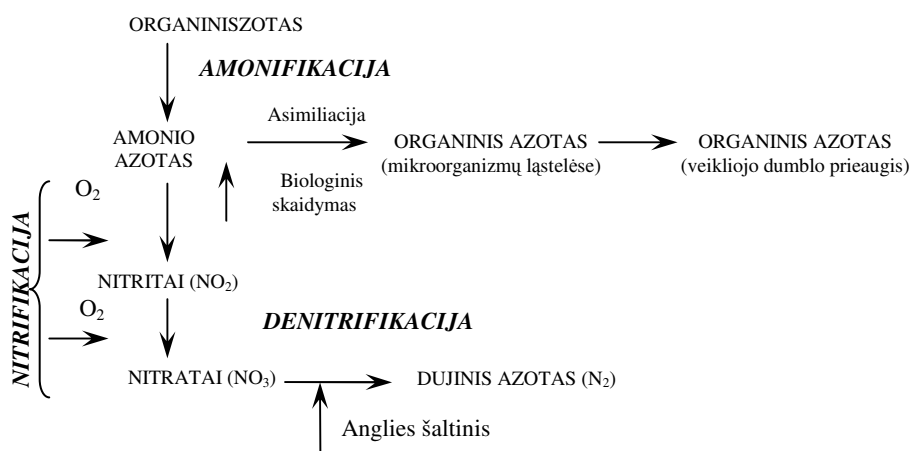
Tokiu būdu vandens telkinių eutrofikacijos galima išvengti iš nuotekų šalinant azotą bei fosforą.

Biogeninių medžiagų šaltiniai nuotekose yra žmogaus gyvybinės veiklos ir sintetinių priemonių produktai. Baltymai ir karbamidas $[(\text{NH}_2)_2\text{CO}]$ yra pagrindiniai azoto šaltiniai nuotekose, skalbimo milteliai, valymo priemonės ir kiti namų ūkio detergentai – fosforo šaltiniai nuotekose [7].

2.2. Biologinio azoto šalinimo iš nuotekų principai

Azotas nuotekose būna tirpioje ir netirpioje būsenoje, mineralinėje ir organinėje formose. Nevalytose nuotekose mineralinis azotas (amoniakas NH_3 ar amonio azotas NH_4) sudaro apie 75 % azoto. Amonio azotas sudaro 95 % mineralinio azoto nevalytose nuotekose, kurių pH 7–8,5 [8].

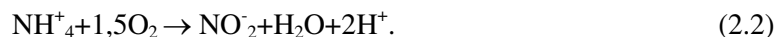
Biologinis azoto šalinimas iš nuotekų pagrįstas nitrifikacijos ir denitrifikacijos procesais (2.2 pav.)



2.2 pav. Biologinių azoto junginių skaidymo, vykstančio biologinio nuotekų valymo įrenginiuose, modelis [9]

2.2.1. Nitrifikacija

Nitrifikacija – tai biocheminis procesas, kurio metu amonio azotą NH_4 , susidariusį amonifikacijos procese, nitrifikuojančios bakterijos oksiduoja iki nitratų [5, 9, 10]. Nitrifikuojančios bakterijos skirstomos į dvi grupes [11, 12, 13]. Pirmos grupės bakterijos (*Nitrosomonas*, *nitrosospira*, *nitrosococcus*, *nitrosolobus* genčių) oksiduoja amonio azotą iki nitritų:



Antros grupės bakterijos (*Nitrobacter*, *Nitrospira*, *Nitrococcus* genčių) nitritus oksiduoja į nitratus:



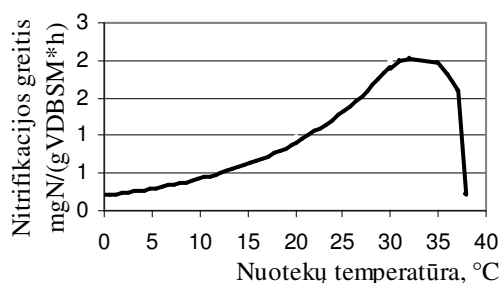
Abiejų nitrifikacijos stadijų metu išsiskiria energija, kurią nitrifikatoriai sunaudoja CO₂ asimiliacijai. Nitrifikuojančios bakterijos anglies atžvilgiu yra autotrofai. Tačiau energijos (adenozintrifosfato (ATP) pavidalu) išeiga maža, todėl pakankamam ATP kiekiui gauti šios bakterijos turi perdirbti didelius kiekius azoto junginių (1 molekulės CO₂ fiksacijai I-oje stadijoje dalyvaujančios bakterijos turi oksiduoti apie 35 molekules amonio azoto, antros stadijos bakterijos – apie 100 molekulių nitritų). Taigi, kad bakterijų populiacija galėtų augti, turi būti perdirbti dideli kiekiai azoto junginių. Net intensyviai vykstant nitrifikacijos procesui, nitrifikuojančios bakterijos auga daug lėčiau nei kitos bakterijos [2, 14, 15, 16].

Nitrifikacijai vystytis būtinos tokios sąlygos:

1) Dumblo amžius turi būti 8–10 parų. Kad pilnai vyktų nitrifikacija, nitrifikuojančių bakterijų augimo greitis turi būti didesnis nei heterotrofinių bakterijų augimo greitis [9, 10, 17, 18, 19].

2) Nuotekų temperatūra turi būti ne mažesnė nei 5 °C. Nukritus nuotekų temperatūrai žemiau 5 °C, nitrifikuojančios bakterijos tampa visiškai neaktyvios [9, 17, 20].

Esant mažai nuotekų temperatūrai nuo 0 iki 5 °C ir pastoviai deguonies koncentracijai (2 mg/l), nitrifikacijos greitis artimas 0. Kylant temperatūrai, nitrifikacijos greitis atitinkamai auga (2.3 pav.). Kai nuotekų temperatūra pasiekia 35 °C, nitrifikacijos greitis staigiai krenta ir ties 40 °C riba pasiekia 0.



2.3 pav. Nitrifikacijos greičio priklausomybė nuo nuotekų temperatūros [9]

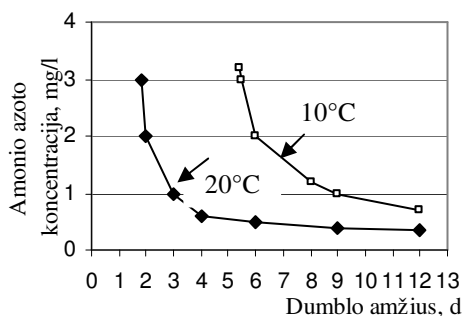
Nitrifikacijos greičio priklausomybę nuo nuotekų temperatūros galima išreikšti funkcija [9]:

$$\rho_N = 0,159 \cdot e^{(0,0908 \cdot \tau)}, \quad (2.4)$$

čia ρ_N – nitrifikacijos greitis mgN/gVDBSM·h; τ – nuotekų temperatūra, °C.

Dumblo amžiaus ir nuotekų temperatūros įtaką nitrifikacijos procesams vaizdžiai savo knygoje iliustruoja T. Casey (2.4 pav.). Kuo mažesnė nuotekų

temperatūra, tuo ilgesnį dumblo amžių būtina palaikyti, siekiant užtikrinti nitrifikacijos procesus [21].



2.4 pav. Ryšys tarp amonio azoto koncentracijos ir dumblo amžiaus, esant skirtingoms nuotekų temperatūroms [21]

3) Ištirpusio deguonies koncentracija nitrifikatoriuje turi būti daugiau kaip 2 mg/l [9, 15, 22, 23]. Kai kurie autoriai nurodo, kad nitrifikuojančių bakterijų *Nitrosomonas* augimo greitis sumažėja, kai deguonies koncentracija nukrinta žemiau 1 mg/l [21]. Tačiau nitrifikaciją galima vykdyti ir prie 0,5–1,0 mg/l ištirpusio deguonies koncentracijos, kai derinami du procesai vienoje talpoje. Nitrifikacija vyksta veikiojo dumblo dribsnio išoriniame sluoksnyje, o denitrifikacija – dribsnio viduje [24, 25, 26, 27]. Nustatyta, kad, simultaninės nitrifikacijos denitrifikacijos būdu net 30 % N_b pašalinama, palaikant mažą deguonies koncentraciją [28].

4) Valomų nuotekų išbuvimo aerobinėse sąlygose trukmė. Nustatyta, kad dumblo mišinio aerotanke išbuvimo aerobinėse sąlygose trukmė pilnai nitrifikacijai įvykti svyruoja nuo 2 iki 6 valandų, priklausomai nuo palaikomos deguonies koncentracijos aerotanke bei dumblo dribsnių, esančių aerotanke, dydžio [29]. Taivano mokslininkai nustatė, kad palaikant deguonies koncentraciją apie 2 mg/l, amonio azotas buvo pilnai suoksiduotas iki nitratų po 150–160 min., šalinant azotą pagal AOA technologinę schemą [30].

5) pH. *Nitrosomonas* ir *nitrobacter* genčių bakterijoms augti optimalus pH intervalas nuo 7,5 iki 8,5; Jei pH nukrinta žemiau 6, nitrifikacijos procesas nutrūksta [2, 21].

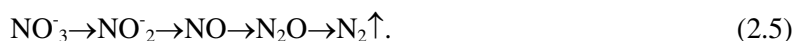
6) Organinių medžiagų koncentracija. Nitrifikacija vyksta intensyviau, kai BDS mažas. Esant didelei organinių medžiagų koncentracijai intensyviau vystosi heterotrofinės bakterijos, naudojančios deguonį, kurio gali pritrūkti nitrifikatoriams [2].

7) Toksinių medžiagų koncentracija turi būti mažesnė už leidžiamą biologiniam valymui. Nitrifikaciją stipriai slopina šie junginiai: cianidas, tiokarbamidas, fenolis, krezolis, anilinas, sunkieji metalai (Ag, Hg, Ni, Cr, Cu, Zn) [2].

2.2.2. Denitrifikacija

Azoto apytakos ratas gamtoje baigiasi jo grąžinimu į atmosferą – denitrifikacija. Tai vienas iš anaerobinio kvėpavimo variantų (nitratinis kvėpavimas), kai organinių medžiagų oksidacijai naudojami NO_3^- jonai, kaip galutinis elektronų akceptorius. Denitrifikacija – tai biocheminis procesas, kurio metu denitrifikuojančios bakterijos redukuoja nitratus iki dujinio azoto [31].

Denitrifikaciją vykdo heterotrofinės bakterijos: *Pseudomonas*, *Spirillum*, *Tiobacillus*, *Alkaligenes*, *Bacillus* genčių bakterijos [32]. Denitrifikacija vyksta pagal tokią schemą:



Pirmasis etapas – nitratų redukavimą iki nitritų, o antrasis – nitritų iki dujinio azoto. Nė vienas iš etapų neįvyks, kol sistemoje bus pakankamai ištirpusio deguonies [14, 15, 31, 34].

Denitrifikacijos procesui turi įtakos šie veiksniai:

1) Ištirpusio deguonies koncentracija. Ištirpęs deguonis slopina denitrifikacijoje dalyvaujantį fermentą nitrareduktazę, todėl šis procesas geriau vyksta anaerobinėmis sąlygomis. Vengrijos ir JAV mokslininkai nagrinėję deguonies, patenkančio į anokcinę zoną per dumblo mišinio paviršių (pvz. dirbant maišyklėms), įtaką denitrifikacijos procesui, nustatė, kad esant mažai veikia dumblo koncentracijai, sumažėjus nuotekų temperatūrai, reikšmingai padidėja deguonies kiekis atvirose anokcinėse zonose ir tai neigiamai veikia denitrifikacijos greitį. Tuo tarpu esant didesnei veikliojo dumblo koncentracijai, deguonies, patenkančio į anokcinę zoną per dumblo mišinio paviršių, neigiamas poveikis mažėja [34].

2) pH. Optimalus pH dydis 7–8,5. pH ne tik veikia proceso greitį, bet ir nusako nitratų susidarymo galutinius produktus. Esant mažesnei nei 7 pH reikšmei gali susidaryti N_2O [9].

3) Nuotekų temperatūra, optimali denitrifikacijos procesui, yra panaši kaip ir aerobiniam heterotrofiniam procesui nuo 35 °C iki 50 °C. Šis procesas vyksta ir mažesnėje temperatūroje (5–10 °C), bet daug lėčiau [9].

4) Organinės medžiagos. Kadangi denitrifikatoriai yra heterotrofai, jų gyvybinei veiklai reikalingas anglies šaltinis. Jeigu valomose nuotekose anglies šaltinis nepakankamas, kurį parodo BDS_5/N_b santykis mažesnis už 3,5, papildomai naudojamos tokios organinės medžiagos kaip acto rūgštis, citrinų rūgštis, metanolis, gliukozė. Šios medžiagos ženkliai padidina denitrifikacijos greitį [35, 36, 37, 38]. Tačiau iš valomų nuotekų anglis pasisavinama lengviau nei iš papildomų šaltinių, ypač metanolio. Pavyzdžiui alaus daryklų nuotekose yra pakankamas lengvai oksiduojamų medžiagų kiekis [9]. Čekijos mokslininkai

nustatė, kad ir pirminis dumblas gali būti naudojamas kaip papildomas anglies šaltinis [39].

Denitrifikacijos greičio priklausomybę nuo temperatūros, kai nevalytos nuotekos naudojamos kaip anglies šaltinis, galima išreikšti funkcija [9]:

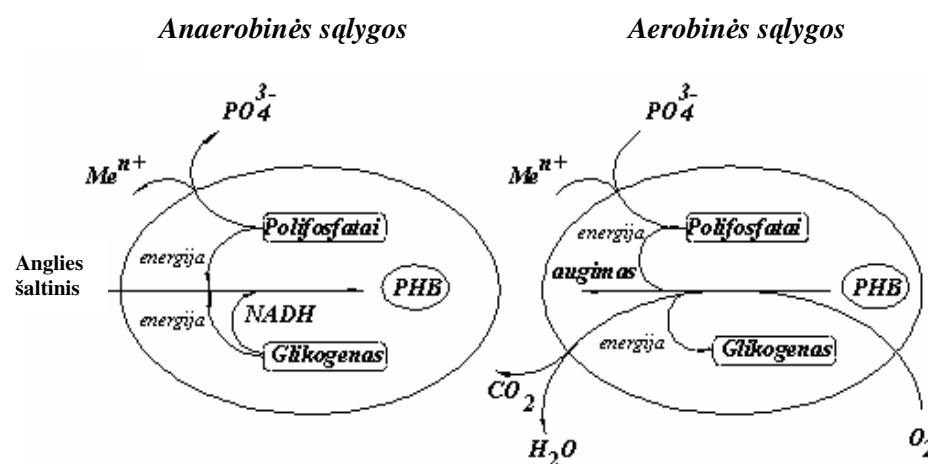
$$\rho_{DN} = 0,2 \cdot e^{(0,136 \cdot \tau)}, \quad (2.6)$$

čia ρ_{DN} – denitrifikacijos greitis mgN/gVDBSM·h; τ – nuotekų temperatūra, °C.

5) Toksinės medžiagos slopina denitrifikacijos procesus. Tai sunkiųjų metalų jonai, cianidai.

2.3. Biologinio fosforo šalinimo iš nuotekų principai

Biologinis fosforo šalinimas pagrįstas bakterijų, bendrai vadinamų polifosfatus kaupiančiais organizmais (PAO), veikla. PAO geba tam tikromis sąlygomis sukaupti fosforo daugiau nei jo reikia ląstelių sintezei, todėl fosforas anaerobinių/aerobinių sąlygų kaitos metu sukaupiamas dumble ir pašalinamas iš sistemos su pertekliniu veikliuoju dumbly.



2.5 pav. PAO veiklos BFŠ procese scheminis aprašymas [41]

Daugelis autorių biologinio fosforo šalinimo mechanizmą aprašo taip [9, 10, 40, 41, 42, 43]: anaerobinėmis sąlygomis PAO iš nuotekų pasisavina lakiąsias riebalų rūgštis ir kaupia jas polihidroksibutirato (PHB) pavidale. Energija, būtina angliai įsisavinti ir kaupti, gaunama iš polifosfatų ir glikogeno. Vykstant polifosfatų hidrolizei atsiskiria laisvieji ortofosfatai ir suteikiama energija.

Osmosiniam slėgiui ląstelėje palaikyti, ortofosfatai iš ląstelės išskiriami į skystį, todėl jų koncentracija anaerobinėje zonoje padidėja. Kartu su ortofosfatais išskiriami ir katijonai (kalis, magnis), jonų balansui ląstelėje išlaikyti. Aerobinėmis sąlygomis PAO metabolizuoja polihidroksibutirata, pasisavindami ortofosfatus sintetinus į polifosfatus. Šis ciklas kartojasi tol, kol po aeracinės zonos PAO sukaupti polifosfatai pašalinami su pertekliniu veikliuoju dumbliu.

Literatūroje nurodoma, kad veikliajame dumble kaip polifosfatus kaupiančios bakterijos randamos *Acinetobacter*, *Pseudomonas*, *Moraxella*, *Aerobacter*, *Mycobacterium*, *Beggiotoa* bei *Klebsiella* genčių bakterijos [44, 45, 46]. Daugelis šių tyrėjų *Acinetobacter* bakterijų rūšį įvardina kaip vieną iš pagrindinių PAO bakterijos rūšių. Tačiau yra paskelbtų ir kontraversiškų tyrimų rezultatų. *Pseudomonas cecilaris* bakterijos gali sukaupti daugiau polifosfatų nei *Acinetobacter* bakterijos [47]. *Acinetobacter* bakterijos sudaro tik 7–11 % visų PAO bakterijų [48, 49]. Be to *acinetobacter* bakterijų kiekis nekoreliuoja su fosforo šalinimo greičiu [50].

2.4. Biologinės azoto ir fosforo šalinimo iš nuotekų schemos

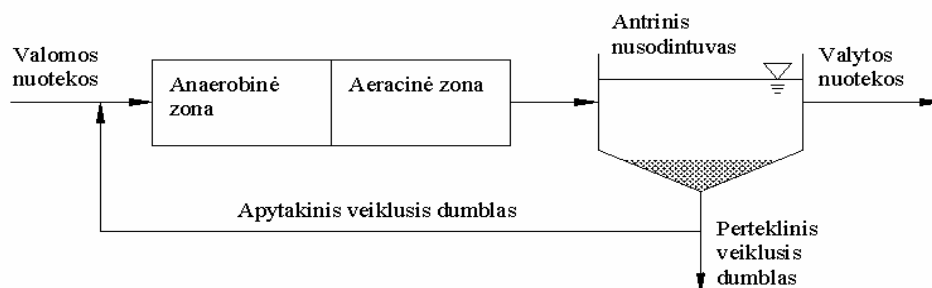
Biologinis azoto ir fosforo šalinimas gali būti vykdomas veikliojo dumblo reaktoriuose. Biologiškai šalinant azotą, nuotekos prateka pro aeracinę (aerobinės sąlygos) ir anonsinę zonas, kur atitinkamai vyksta nitrifikacija ir denitrifikacija. Biologiškai šalinant fosforą, fosfatai sukonzentruojami veikliajame dumble jam pratekant pro anaerobinę ir aeracinę zonas. Šis fosfatų prisotintas veiklusis dumblas nusodinamas antriniuose nusodintuvuose ir dalis jo pašalinama iš sistemos kaip perteklinis dumblas. Sausų medžiagų kiekio atžvilgiu jame susikaupia 4–10 % fosforo [14, 51].

Dažniausiai fosforo šalinimas derinamas su azoto šalinimu. Pagrindinės biologinės biogenų šalinimo technologijos yra A/O ir AA/O, Phoredox, UCT, Bionidipho, Johanesburgo, simultaniškos nitrifikacijos denitrifikacijos (SND) [43, 52, 53].

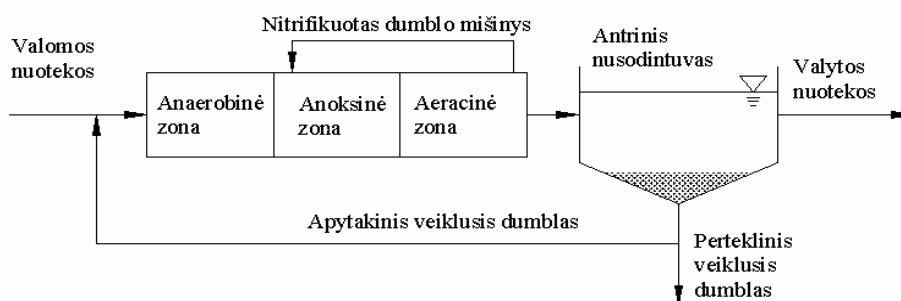
A/O ir AA/O technologijos

A/O technologija yra viena iš paprasčiausių BM šalinimo technologijų. Apytakinis veiklusis dumblas maišomas su įtekančiomis buitinėmis nuotekomis. Šis mišinys pirmiausiai patenka į anaerobinę zoną, po to į aeracinę (2.6 pav.). Fosforas sukaupiamas dumble ir šalinamas kartu su pertekliniu veikliuoju dumbliu. Ši technologija naudojama, kai veikliojo dumblo apkrova yra didelė.

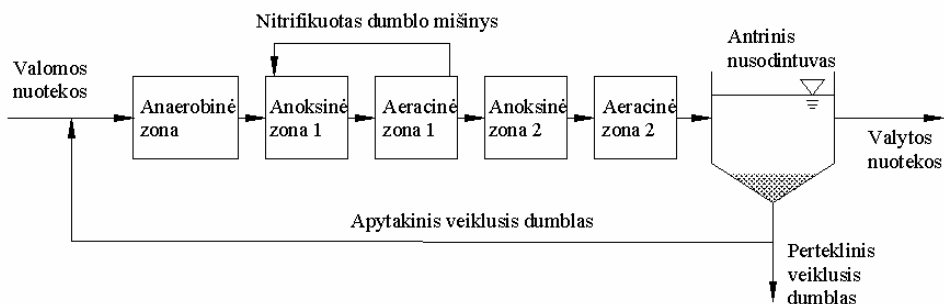
Esant mažoms veikliojo dumblo apkrovoms, tarp anaerobinės ir aeracinės zonos įterpiama anoksinė zona, skirta denitrifikacijai (AA/O technologija pavaizduota 2.7 paveiksle). Taip sumažinamas kenksmingas nitratų poveikis [43].



2.6 pav. A/O technologinė schema



2.7 pav. AA/O technologinė schema



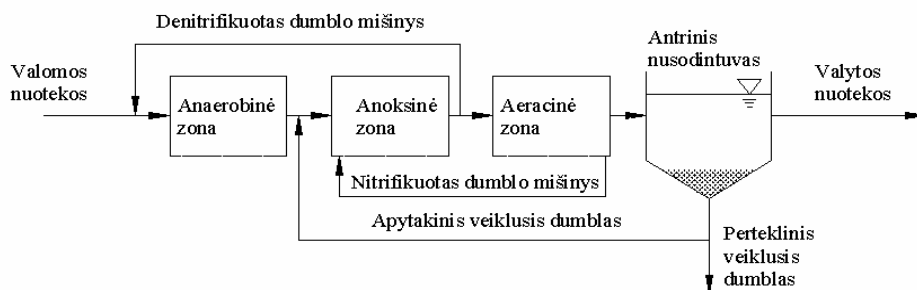
2.8 pav. Phoredox technologinė schema

Phoredox technologija

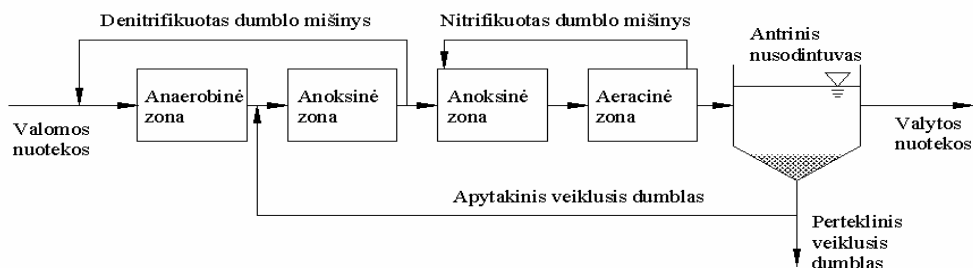
Phoredox technologija taip pat susideda iš anaerobinės, anoksinės ir aeracinės zonų, tik pastarųjų yra po dvi. Dumblo mišinys tiekiamas iš pirmos aeracinės zonos į pirmą anoksinę zoną ir sudaro 400–500 % įtekio debito. Antros anoksinės zonos funkcija yra denitrifikuoti nitratus, patenkančius iš pirmos aeracinės zonos. Galutinė aeracijos zona skirta pagerinti dujinio azoto išsiskyrimą ir dumblo nusėdimą bei sumažinti fosforo išsiskyrimo į nuotekas nusodinimo fazėje galimybę (2.8 pav.).

UCT technologija

UCT technologija skirta sumažinti nitratų kiekį, patenkantį į anaerobinę zoną su apytakiniu veikliuoju dumbly [54, 55]. Apytakinis veiklusis dumblas grąžinamas į anoksinę zoną. Be recirkuliacijos tarp aeracinės ir anoksinės zonų taip pat yra recirkuliacija tarp anoksinės ir anaerobinės zonų (2.9 pav.). Nepalankus nitratų poveikis sumažinamas šios recirkuliacijos dėka. Ji apytiksliai yra 1–2 kartus didesnė už įtekio debitą. Dumblo mišinio recirkuliacija sudaro 100–200 % įtekio debito. Kartais anoksinė zona skirstoma į dvi dalis (modifikuota UCT technologija pavaizduota 2.10 paveiksle), nes esant ilgai nuotekų išbuvimo trukmei, susidarytų blogai sėdantis dumblas.



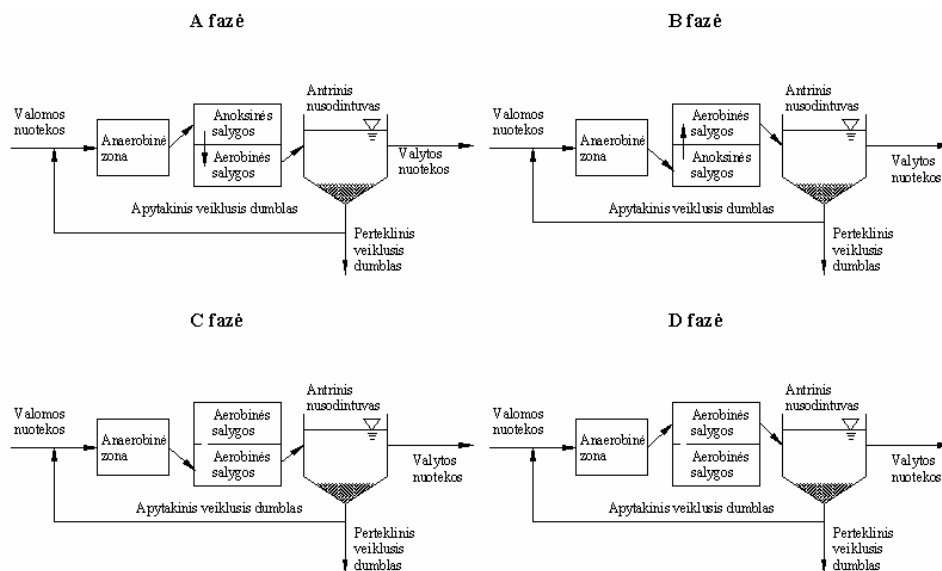
2.9 pav. UCT technologinė schema



2.10 pav. UCT modifikuota technologinė schema

Biodenipho technologija

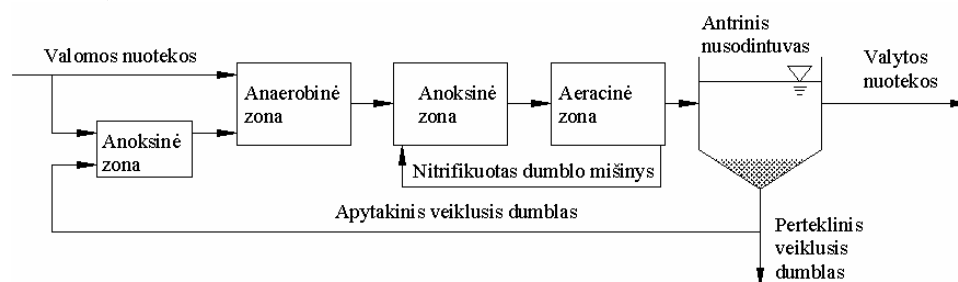
Biodenipho technologija pasižymi besikeičiančiu nuotekų tiekimu į vieną iš dviejų tarpusavyje sujungtų aeracinių talpų [56]. Šiose talpose pakaitomis vyksta nitrifikacija ir denitrifikacija. Vienas ciklas anoksinėje bei aeracinėje zonose susideda iš keturių atskirų fazių. Fazės A ir C yra pagrindinės, o B ir D tarpinės. Sakykime, jei vieno ciklo trukmė 4 valandos, tai A ir C fazės trunka po 1,5 valandos, o B ir D – po 0,5 valandos. Prieš aeracines talpas įrengiama anaerobinė zona, skirta pagerinti PAO augimą. Į anaerobinę zoną tiekiamos nevalytos nuotekos ir apytakinis veiklusis dumblas (2.11 pav.).



2.11 pav. Bardenpho technologijos veikimo principas

Johanesburgo (JHB) technologija

Ši technologija, kaip ir UCT, skirta sumažinti su apytakiniu veikliuoju dumblo į anaerobinę zoną patenkančių nitratų kiekį, kuriems denitrifikuoti įrengiama papildoma anoksinė zona prieš anaerobinę zoną [55]. Anglies šaltiniui užtikrinti į ją tiekiamas 10–15 % valomų nuotekų. Iš apytakinio dumblo denitrifikatoriaus dumblo mišinys patenka į anaerobines zonas, į kurias tiekiamas likusi nuotekų dalis (2.12 pav.). Iš anaerobinės zonos dumblo mišinys patenka į anoksinės, o po to į aeracinės zonas (analogiškai AA/O technologinei schemai).



2.12 pav. Johannesburgo technologinė schema

Simultinės nitrifikacijos/denitrifikacijos technologija (SND)

Fosforo šalinimas vyksta anaerobinėje zonoje. Azoto šalinimas vyksta simultinės nitrifikacijos ir denitrifikacijos būdu vienoje talpoje, deguonies

įterpimą valdant jutikliais. Nitrifikacijos ir denitrifikacijos fazės vyksta periodiškai, palaikant mažą deguonies koncentraciją (0,1–0,5 mg/l) denitrifikacijai įvykti ir didesnę deguonies koncentraciją (0,5–1 mg/l) nitrifikacijos procesams [57, 58]. Naudojant šią technologiją, labai svarbu tinkamai parinkti aeracijos T_A ir sumažintos aeracijos T_S trukmes. Šioms trukmėms įvertinti, naudojamas aeravimo dalies cikle kriterijus, nustatomas pagal formulę:

$$ADC = T_A/T_C, \quad (2.7)$$

čia ADC – aeravimo dalis cikle; T_A – aeravimo trukmė, min.; T_C – vieno ciklo trukmė, min.

Literatūroje nurodoma, kad didžiausias azoto šalinimo efektyvumas pasiektas, atlikus tyrimus laboratorinėmis sąlygomis, kai ADC kriterijus buvo 0,5 [59, 60, 61]. Kiti autoriai nurodo, kad azoto šalinimo efektyvumo sumažėja, kai ADC kriterijus didesnis nei 0,6, nes išauga nitratų kiekis ištekėjime [62].

Naudojant šią technologiją, sumažinamas deguonies įterpimas ir tuo pačiu sumažinamas skaidančios jėgos bei oksidacinis poveikis. Dėl to sistemoje gali apsigyventi padidintas nitrifikantų kiekis. Be to geresnis sukibimas dribsnyje neleidžia suardyti jų siūlinėmis bakterijomis. Taip sumažinama galimybė susidaryti nesėdančiam dumblui [63, 64].

Grupė Korėjos mokslininkų, atlikę eksperimentinius tyrimus, nustatė, kad azotui šalinti taikant SND technologiją, palaikant deguonies kiekį nuo 0 iki 0,5 mg/l, susidaro sąlygos anaerobinėms *archeae* bakterijoms vystytis. Kaip tik šios bakterijos padidina nitrifikacijos ir denitrifikacijos greičius [24].

2.5. Veiksniai, turintys įtakos biologiniam fosforo šalinimui

Aplinkos, technologiniai veiksniai bei valomų nuotekų sudėtis tai veiksniai, turintys įtakos BFŠ efektyvumui [53, 65].

Aplinkos veiksniai. Anaerobinės ir aerobinės fazės kaitaliojimasis yra būtina sąlyga biologiškai šalinant fosforą. Tam, kad organizmai optimaliai įsisavintų fosforą, turi būti pakankamas deguonies kiekis aeracinėje zonoje. Šį kiekį nurodo visiška arba beveik visiška nitrifikacija. Ištirpusio deguonies koncentracija aeracinėje zonoje turėtų būti 2–6 mg/l, ne mažesnė kaip 1 mg/l [53]. Trūkstant deguonies fosfatai iš PAO išsiskiria į nuotekas aeracinėje zonoje arba dumblo nusodinimo fazėje [66].

Optimali pH reikšmė anaerobinėje zonoje 6,8–7,8, aeracinėje – 6–8 [67, 68, 69]. Kai pH nukrinta žemiau 6,5, BFŠ efektyvumas smarkiai sumažėja [14, 70].

Anaerobinėmis sąlygomis kartu su fosfatais iš PAO išskiriami metalų katijonai, kurie aerobinėmis sąlygomis vėl pasisavinami. Ypač svarbūs kalio,

magnio katijonai [71]. Anaerobinėmis sąlygomis išskyrimo metu K^+/P ir Mg^{2+}/P molinių masių santykių reikšmės atitinkamai kinta nuo 0,23 iki 0,72 ir nuo 0,15 iki 0,41 [72]. Biologiniuose azoto ir fosforo šalinimo įrenginiuose kalio ir magnio pašalinama labai mažai: K^+ 6–9 %, Mg^{2+} 5–6 %. Šių metalų katijonų vaidmuo BFŠ nėra visiškai aiškus. Kalcio koncentracija fosfatų išskyrimo ir pasisavinimo metu nekinta, tačiau nustatyta, kad esant didelėms kalcio koncentracijoms valomose nuotekose, fosfatų išskirimas sumažėja [73]. Nuotekų temperatūros įtaka fosforo šalinimui nagrinėjama atskirai 2.5.1. poskyryje.

Technologiniai veiksniai. Dumblo apkrova ir dumblo amžius turi įtakos BFŠ, tačiau tai netiesioginiai veiksniai [74, 75, 76, 77]. Tiesioginis veiksnys yra nitratų koncentracija. Didelė dumblo apkrova ar trumpas dumblo amžius reiškia mažą nitrifikacijos laipsnį. Tačiau palaikant ilgą dumblo amžių (daugiau kaip 25 paros) BFŠ efektyvumas mažėja [78]. Kuo ilgesnis dumblo amžius ir mažesnis procentinis fosforo kiekis veikliajame dumble, tuo daugiau reikia BDS vienetų, norint pašalinti fosforo vienetą [53, 79]. Literatūroje nurodoma, kad palaikant dumblo amžių nuo 3 iki 68 parų galima pasiekti pakankamą fosforo šalinimą [80, 81, 82, 83]. Tačiau optimalus dumblo amžius BFŠ, rekomenduojamas daugelio autorių, yra 10–24 paros [84, 85, 86].

Optimalus hidraulinis išbuvimo laikas anaerobinėje zonoje turi būti 1,5–2 val., priklausomai nuo $ChDS/P_b$ santykio valomose nuotekose [87]. Kai $ChDS/P_b$ santykis valomose nuotekose 48–68, pakankamas hidraulinis išbuvimo laikas anaerobinėje zonoje 0,5 valandos, kai $ChDS/P_b$ 20–40 – 2,7 valandos [80, 88, 89]. Toks laikas reikalingas tam, kad lengvai biologiškai skaidomos medžiagos būtų fermentuojamos į LRR, o PAO spėtų jas pasisavinti. Tačiau nuotekoms išbūnant anaerobinėse sąlygose daugiau kaip 3 valandas, prasideda „antrinis“ fosforo išsiskyrimas. Fosforas išskiriamas į skystį, nepasisavinant LRR [90]. Taip pat labai svarbus ir nuotekų išbuvimo aerobinėse sąlygose laikas, kuris turi būti pakankamas, kad PAO pasisavintų tirpų fosforą. Biologinio azoto ir fosforo šalinimo įrenginiuose aeracinės zonos talpa projektuojama nitrifikacijai ir organinių teršalų oksidacijai užtikrinti. Todėl hidraulinis išbuvimo laikas aeracinėje zonoje būna nuo 4 iki 10 valandų [86, 90]. Nepakankamą hidraulinio išbuvimo laiką aeracinėje zonoje parodo dalinė nitrifikacija, kai amonio azoto koncentracija viršija 1 mg/l [91]. Tačiau fosfatų išskyrimas gali įvykti ir esant visiškoms aerobinėms sąlygoms, jei aerobinės fazės trukmė prailginta. Priežastis galėtų būti ta, kad anglies atsargos ląstelėse tampa išeikvotos dar dumblui nepasiekus aeracinės zonos pabaigos ir todėl, skaidant polifosfatus, pradedamos kaupti anglies atsargos [53, 89, 92].

Nuotekų sudėtis. Vienas iš svarbiausių veiksnių, turinčių įtakos BFŠ, yra nuotekų sudėtis. Daugelis tyrėjų nurodo, kad LRR kiekis anaerobinėje zonoje, priklausantis nuo lengvai biologiškai skaidomi organinių teršalų valomose nuotekose, yra esminis parametras BFŠ procese [80, 90, 93, 94]. LRR yra pagrindinis maistinių medžiagų šaltinis PAO organizmams. Kuo daugiau yra

LRR anaerobinėje zonoje, tuo didesnis fosforo išskyrimas. Šias rūgštis, iš ištėkyje esančių organinių junginių, gamina fermentuojančios bakterijos. PAO fermentacijos produktus anaerobinėje zonoje įsisavina taip greitai kaip jie yra pagaminami, dėl to turimose nuotekose neįmanoma tiesiogiai išmatuoti fermentacijos substrato. Tačiau yra keletas būdų įvertinti ar PAO organizmams pakaks LRR efektyviam fosforo šalinimui. Šio atžvilgiu informatyvios tokios valomų nuotekų charakteristikos kaip lengvai biologiškai skaidoma ChDS dalis bei BDS_5/P_b santykis valomose nuotekose.

Mechaniškai valytose nuotekose LBS substratas sudaro 10–20 % nuotekų ChDS, o LRR sudaro 2–10 % nuotekų ChDS [95]. LRR ir LBS substratas sudaro LBS organinius teršalus, kurie apibūdinami kaip tirpi LBS ChDS dalis. Nustatyta, kad 1 mg P_b pašalinti sunaudojama 34 mg LBS ChDS dalies [89]. Pagrindinė taisyklė yra ta, kad BFŠ procesas prasideda tik esant ne mažesnei kaip 25 mg/l LBS ChDS daliai anaerobinėje zonoje [80, 96].

Kitas parametras, charakterizuojantis LBS organinių teršalų kiekį valomose nuotekose, yra BDS_5/P_b arba $ChDS/P_b$ santykis. Tyrimais nustatyta, kad nuo BDS_5/P_b santykio ištėkyje priklauso tirpaus fosforo koncentracija ištėkyje [65, 90, 97, 98]. Taikant skirtingas technologijas, šis santykis skiriasi. Kuo šis santykis didesnis, tuo efektyvesnis fosforo šalinimo procesas. Nustatyta, kad minėtam santykiui svyruojant 20–30 intervale, esant trumpam dumblo amžiui, tirpaus fosforo koncentracija ištėkyje neviršija 1 mg/l [17, 65, 91, 99]. Esant mažesniame nei 20 BDS_5/P_b santykiui, galima į anaerobinę zoną įterpti LBS organinių teršalų arba naudoti papildomą cheminį fosforo šalinimą.

Pasaulyje atlikta daugybė mokslinių tyrimų, įrodančių, kad papildomas LBS organinių teršalų įterpimas žymiai pagerina tiek azoto, tiek fosforo šalinimą [100, 101, 102, 103, 104, 105]. Dažniausiai naudojamos medžiagos yra metanolis, acetatas, propionatas, butiratas, valeratas, gliukozė [9, 106]. Pastaroji mažiausiai efektyvi [103], be to fosforo šalinimui turi pašalinį neigiamą poveikį (žiūr. 2.5.2 skyrių).

LBS organinių teršalų anaerobinėje zonoje gali ženkliai sumažėti, jei su apytakiniu veikliuoju dumblo į ją pateks nitratai. Nitrato denitrifikavimui bus sunaudota dalis LBS organinių medžiagų, kurias įsisavintų PAO bakterijos [91, 107, 108]. Literatūroje nurodoma kad, 6,6 g LBS ChDS dalies sunaudojama 1 g nitrato denitrifikuoti [90]. Todėl sumažėjus LBS organinių medžiagų anaerobinėje zonoje, sumažės ir fosforo šalinimas. Jei LBS koncentracija yra pakankamai didelė, fosforo šalinimas ir denitrifikacija gali vykti vienu metu. Kuo mažesnis BDS_5/P_b santykis valomose nuotekose, tuo mažesnė nitrato koncentracija leistina anaerobinėje zonoje [109].

Nustatyta, kad fosforo šalinimas vyksta pakankamai efektyviai, kai nitrato koncentracija anaerobinėje zonoje neviršija 2 mg/l [110]. Kiti šaltiniai pateikia mažesnę maksimalią nitrato koncentraciją anaerobinėje zonoje (1 mg/l), siekiant užtikrinti 1,5 mg/l P_b koncentraciją valytose nuotekose [89, 90].

2.5.1. Temperatūros įtaka biologiniam fosforo šalinimui

Pastarąjį dešimtmetį pasaulio mokslininkai plačiai nagrinėjo temperatūros įtaką BFŠ procesams. Ilgą laiką tyrimų rezultatai buvo gana kontraversiški.

Vieni mokslininkai nustatė, kad biologiškai fosforas šalinamas efektyviau aukštesnėje temperatūroje. Jones M. ir Stephenson T. 1996 metais atlikę tyrimus, palaikant 5 °C ir 40 °C nuotekų temperatūras nustatė, kad BFŠ efektyvesnis, kai nuotekų temperatūra 40 °C, o kai – 5 °C, BFŠ efektyvumas ženkliai sumažėja [111]. Brdjanovič 1997 metais, naudodamas periodinio veikimo aerotanką, atliko eksperimentus, palaikant 5 °C, 10 °C, 20 °C ir 30 °C nuotekų temperatūras. Tyrimų rezultatai parodė, kad optimali temperatūra fosforo šalinimui yra 20 °C [112]. Choi 1998 metais atliko tyrimus su laboratoriniu UCT technologijos modeliu, palaikant skirtingas temperatūras 20 °C ir 5 °C. Jis nustatė, kad denitrifikacijos greitis, esant 5 °C nuotekų temperatūrai, yra 10 kartų mažesnis nei esant 10 °C, o fosforo šalinimas, nukritus temperatūrai nuo 20 °C iki 5 °C, smarkiai sumažėjo [113].

Kiti mokslininkai parodė teigiamą žemesnės temperatūros įtaką biologiniam fosforo šalinimui. Jonsson 1996 metais pristatė tyrimų rezultatus, kurie parodė, kad biologiškai šalinant fosforą veikiančiuose valymo įrenginiuose (UCT technologija) žemesnėje nei 10 °C nuotekų temperatūroje, pasiekama P_b koncentracija valytose nuotekose mažiau nei 0,3 mg/l [114]. Brdjanovič 1998 metais nustatė, kad BFŠ efektyvesnis, kai dumblo amžius buvo 16 parų, nei 8 paros, esant 10 °C nuotekų temperatūrai. Taip pat buvo nustatytas aukštas BFŠ efektyvumas, kai nuotekų temperatūra 5 °C, o dumblo amžius – 32 paros [115]. F.Garcia Usach atliko tyrimus (UCT technologija) metų laikotarpyje ir nagrinėjo fosforo šalinimą, esant skirtingoms nuotekų temperatūroms: 13 °C, 20 °C, 24,5 °C. Tyrimų rezultatai parodė, kad didžiausias BFŠ efektyvumas buvo pasiektas, esant 13 °C nuotekų temperatūrai [116]. Dar keletas mokslininkų taip pat nustatė, kad BFŠ efektyvesnis, kai nuotekų temperatūra svyruoja intervale 5–15 °C [117, 118].

Šių tyrimų kontraversiški rezultatai paskatino pasaulio mokslininkus mikrobiologus tyrinėti mikroorganizmus, dalyvaujančius BFŠ procese [119]. 1975 metais Fuhs ir Chen [120] pirmieji identifikavo bei mikroskopiškai užfiksavo specialius mikroorganizmus, kurie gali aerobinėmis sąlygomis sukaupti daugiau polifosfatų, nei jų reikia medžiagų apykaitai bei ląstelių sintezei. Šie mikroorganizmai buvo pavadinti polifosfatus kaupiančiais organizmais (PAO).

Daug vėliau, apie 1990–1997 metus, analizuojant mikroorganizmus fosforo šalinimo veikliojo dumblo sistemoje, buvo nustatyta kita grupė bakterijų. Šios bakterijos anaerobinėmis sąlygomis konkuruoja dėl lakiųjų riebalų rūgščių (pvz. acetato) su PAO bakterijomis ir aerobinėmis sąlygomis nekaupia

polifosfatų, o kaip energijos šaltinį naudoja glikogeną [119, 121, 122, 123]. Todėl šios bakterijos buvo pavadintos – glikogeną kaupiančiais organizmais (GAO) [124].

2.1 lentelė. *Procesai, vykstantys biologiškai šalinant fosforą, kai veikliojo dumblo sistemoje yra PAO ir GAO [125, 126, 127]*

PAO	GAO
Anaerobinėmis sąlygomis	
PAO ir GAO konkuruoja dėl LRR	
PAO iš nuotekų pasisavina lakiąsias riebalų rūgštis ir kaupia jas polihidroksibutirato (PHB) 90 % ir polihidroksivalerato (PHV) iki 10 % pavidale.	GAO iš nuotekų pasisavina lakiąsias riebalų rūgštis ir kaupia jas polihidroksibutirato (PHB) 75 % ir polihidroksivalerato (PHV) 25 % pavidale.
Vykstant polifosfatų hidrolizei atsiskiria laisvieji ortofosfatai ir suteikiama energija	Vyksta glikogeno skaidymas ir suteikiama energija
Aerobinėmis sąlygomis	
PAO metabolizuoja organinius polimerus (PHB ir PHV), pasisavindami ortofosfatus, sintetindami į polifosfatus	GAO metabolizuoja organinius polimerus (PHB ir PHV), tačiau ortofosfatų nekaupia, o energiją gauna iš glikogeno.
Fosforo šalinimas efektyvus	Fosforo šalinimas neefektyvus

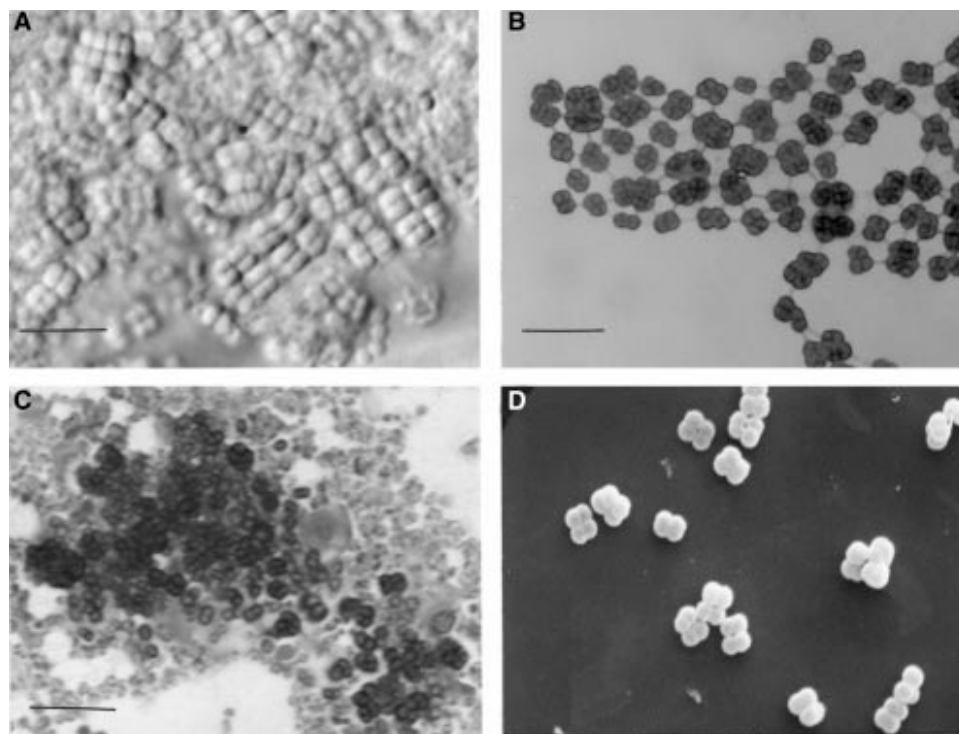
Kai sistemoje dominuoja GAO, anaerobinėmis sąlygomis mažiau išskiriama ortofosfatų, nes trūksta anglies šaltinio, kurio dalį sunaudoja GAO bakterijos. Aerobinėmis sąlygomis PAO saugomus PHB ir PHV metabolizuoja, pasisavindami ortofosfatus. Tačiau, kai ortofosfatų nėra daug, mažėja PHB ir PHV skaidymo greitis. Tuo tarpu GAO nejaučia energijos trūkumo dėl pakankamo glikogeno kiekio, kadangi tiek PAO, tiek GAO gamina energiją, sukaupiamą glikogeno formoje [127, 128, 129].

Kadangi GAO bakterijos aerobinėmis sąlygomis sukaupia perteklinę energiją glikogeno formoje daug didesniais kiekiais nei PAO, glikogeno koncentracija veikiamame dumble ženkliai padidėja. Literatūroje nurodoma, kad didelis glikogeno kiekis dumble yra vienas iš svarbiausių indikatorių, nurodančių GAO dominavimą veikliojo dumblo sistemoje [130, 131, 132].

Taigi, BFS procesas sutrinka, kai veikliojo dumblo sistemoje GAO bakterijų populiacija per tam tikrą laikotarpį išauga ir tampa dominuojanti, lyginant su PAO, t. y. nusistovi neigiamas biologinis fosforo šalinimas GAO ir PAO bakterijų santykis.

2.5.2. Glikogeną kaupiantys organizmai (GAO)

Naujausioje mikrobiologijos literatūroje nurodoma, kad veikliajame dumble kaip glikogeną kaupiančios bakterijos randamos *Alphaproteobacteria* (*Amaricoccus*, *Defluviicoccus vanus*), *Betaproteobacteria* (*Quadracoccus*), *Grammaproteobacteria*, *Actinobacteria* (*Tetrasphaera*, *Micropruina glycogenica*, *Kineosphaera limosa*) genčių bakterijos [131, 133–139]. Daugelis autorių nurodo, kad GAO bakterijos – tai 0,8–2,5 μm skersmens kokai, sulipę į tetradas, išsidėstčiusias didelėmis rutulio formos sankauptomis (2.13 pav.) [140, 141, 142]. Kai kurie autoriai GAO bakterijoms įvardinti naudoja terminą „tetradas formuojantys organizmai“ [138, 143].



2.13 pav. Įvairios GAO bakterijos, užfiksuotos šviesaus lauko mikroskopavimo būdu: A) ir B) *Amaricoccus tamworthensis*, 10 μm C) GAO bakterijos dažytos *Neisserio* dažais, 10 μm , D) *Micrococcus lylae*, 4 μm [142]

Veiksniai, turintys įtakos GAO išaugimui bei GAO ir PAO santykiui fosforo šalinimo veikliuoju dumbliu sistemoje, nėra gerai išnagrinėti. Pagal literatūroje paskelbtus tyrimų rezultatus galima padaryti šiuos apibendrinimus:

1. GAO yra mezofiliniai mikroorganizmai. Optimali jų augimo temperatūra yra 20–38 °C [144]. Tuo tarpu PAO yra psichrofiliniai mikroorganizmai [145, 146]. Todėl, sezoniškai mažėjant nuotekų temperatūrai, GAO mažėja ir BFŠ efektyvumas išauga. Šis faktas paaiškina, kodėl šiltuoju metų laikotarpiu buvo nustatytas BFŠ efektyvumo sumažėjimas [147, 148]. Be to pastebėta, kad esant aukštesnei nei 20 °C nuotekų temperatūrai, GAO pasisavina acetatą greičiau nei PAO [148].

2. Gliukozės kiekis valomose nuotekose skatina GAO populiacijos didėjimą, nes gliukozė yra pagrindinis energijos šaltinis šių bakterijų augimui [102, 103, 114, 148].

3. Ilgas dumblo amžius šiltuoju metų laikotarpiu sudaro palankias sąlygas GAO populiacijai augti [118]. Nustatyta, kai nuotekų temperatūra yra 20 °C, efektyvus BFŠ vyksta, palaikant 10 parų dumblo amžių. Keletas atliktų tyrimų rezultatų rodo, kad trumpas dumblo amžius skatino PAO augimą, o GAO mažėjimą [148, 149]. Laboratorinėmis sąlygomis atliktų tyrimų metu nustatyta, kad fosforo šalinimas pagerėjo tik sumažinus dumblo amžių iki 3 parų, kadangi sumažėjo GAO bakterijų veikliojo dumblo sistemoje [148]. Tačiau nėra atlikta tyrimų gamybinėmis sąlygomis.

4. Mažas BDS_7/P_b santykis valomose nuotekose skatina GAO populiacijos išaugimą [114, 122, 132]. Kadangi trūkstant LBS organinių teršalų PAO mažėja, tuo tarpu GAO bakterijos gauna energiją iš glikogeno [150]. Tačiau yra paskelbtų ir priešingų tyrimų rezultatų. Mino nurodo, kad aukštas $ChDS/P_b$ santykis (>50) palankus GAO augimui [125].

5. Nustatyta, kad GAO bakterijoms augti palanki rūgštesnė terpė, kurios pH 7,25 ir mažiau [151, 152, 153]. Tuo tarpu, kai pH 8, GAO bakterijų populiacija žymiai mažesnė lyginant su PAO [102].

6. Nustatyta, kad ištirpusio deguonies koncentracija turi įtakos GAO ir PAO santykiui veikliojo dumblo sistemoje. Griffiths atliktų tyrimų metu penkiuose nuotekų valymo įrenginiuose nustatyta, kad esant didelei ištirpusio deguonies koncentracijai aeracinėje zonoje (4,5–5 mg/l), GAO bakterijų populiacija žymiai didesnė nei esant mažai ištirpusio deguonies koncentracijai (2,5–3 mg/l) [153]. Tuo tarpu Lemaire nustatė, kai ištirpusio deguonies koncentracija aeracinėje zonoje labai maža (apie 0,5 mg/l), PAO bakterijų sumažėjo, o GAO populiacija išaugo [154]. Kaip vieną tinkamiausių šiuo atžvilgiu technologijų rekomenduojama SND technologija, kadangi aeracijos metu palaikoma nuo 0,5 iki 1,5 mg/l ištirpusio deguonies koncentracija [150].

GAO bakterijų populiacijai išaugti, reikalingas laikas adaptuotis prie aplinkos sąlygų, tokių kaip pH, temperatūra, valomų nuotekų sudėtis [155]. Šis periodas vadinamas aklimatizaciniu. Nustatyta, kad aklimatizacijos laikotarpis skiriasi priklausomai nuo temperatūros. Kai nuotekų temperatūra 19 °C nustatytas aklimatizacijos laikotarpis – 52 dienos [156]. Praktiškai naudojamas

parametras – trys dumblo amžiai – yra pakankamas aklimatizacinis laikotarpis, nustatytas laboratoriniuose modeliuose ir veikiančiuose valymo įrenginiuose.

Taigi keičiantis sezonui bei didėjant nuotekų temperatūrai, per tam tikrą aklimatizacinį laikotarpį, išauga GAO bakterijų populiacija, kuri gali tapti dominuojanti sistemoje ir sutrikdyti BFŠ procesą.

2.6. Biogeninių medžiagų šalinimo iš nuotekų Lietuvoje analizė

Iki 1996 metų galiojusiuose Lietuvos SSRS normatyvuose [157], išleidžiamų biogeninių medžiagų kiekis į vandens telkinius nebuvo ribojamas. Todėl Lietuvoje nuotekų valymo įrenginiuose nebuvo šalinamas azotas ir fosforas.

Tuo tarpu Vakarų Europoje šia problema imta domėtis jau prieš tris dešimtmečius, vis daugiau dėmesio skiriant biogeninių medžiagų patekimo į paviršinio vandens telkinius, mažinimui ir ribojimui. Tuometinėse Europos Ekonominės komisijos šalyse buvo atliekami įvairūs tyrimai, kurie parodė kaip smarkiai pažeistos vandens ekosistemos [158].

Šiuo metu Europos sąjungos šalyse miestų nuotekų surinkimą ir valymą reglamentuoja Europos Sąjungos miestų nuotekų valymo direktyva „91/271/EER dėl miesto nuotekų valymo“. Pagal Lietuvos stojimo į Europos Sąjungą sutartį, Lietuva įsipareigojo įgyvendinti šią direktyvą. Lietuvai buvo suteiktas pereinamasis laikotarpis. Pagal direktyvos reikalavimus šalys narės, vadovaujantis pateiktomis rekomendacijomis, turėjo nustatyti eutrofikacijai jautrias zonas, kuriose nuotekoms išleisti taikomi griežtesni reikalavimai. Visa Lietuva buvo priskirta jautriai zonai. Visose aglomeracijose, kurių dydis viršija 10000 GE, nuotekos turi būti valomos tretiniu valymu (t. y. biologiniu su azoto ir fosforo šalinimu) [159].

Direktyvos reikalavimai teisę buvo perkelti į Lietuvos respublikos norminius teisės aktus [160, 161, 162, 163]. Todėl pastaruosius dešimt metų Lietuvoje buvo rekonstruojami miestų nuotekų valymo įrenginiai, įdiegiant įvairias technologijas su azoto ir fosforo šalinimu. Tačiau nemažai valymo įrenginių dar nėra pritaikyti azoto bei fosforo šalinimui, dažniausiai dėl finansinių problemų.

2.6.1. Valytų nuotekų užterštumo azotu ir fosforu normos

Pagal šiuo metu Lietuvoje galiojantį normatyvinį dokumentą nuotekų tvarkymo sistemose, kurios aptarnauja 10000 ar didesnę ekvivalentinę gyventojų skaičių (GE) turinčias aglomeracijas, būtina šalinti azotą ir fosforą iš nuotekų iki nustatytų normų (2.2 lentelė) [163]. Kai kuriais atvejais turi būti vertinamas ir yra normuojamas nuotekų išvalymas pagal valytų nuotekų įtaką paviršinio vandens kokybei.

2.2 lentelė. Išleidžiamų į gamtinę aplinką nuotekų užterštumo normos

Parametrai	Koncentracija	Minimalus išvalymo procentas
Bendras fosforas	2 mg/l (10000–100000 GE) 1 mg/l (≥ 100000 GE)	80
Bendras azotas	15 mg/l (10000–100000 GE) 10 mg/l (≥ 100000 GE)	70–80

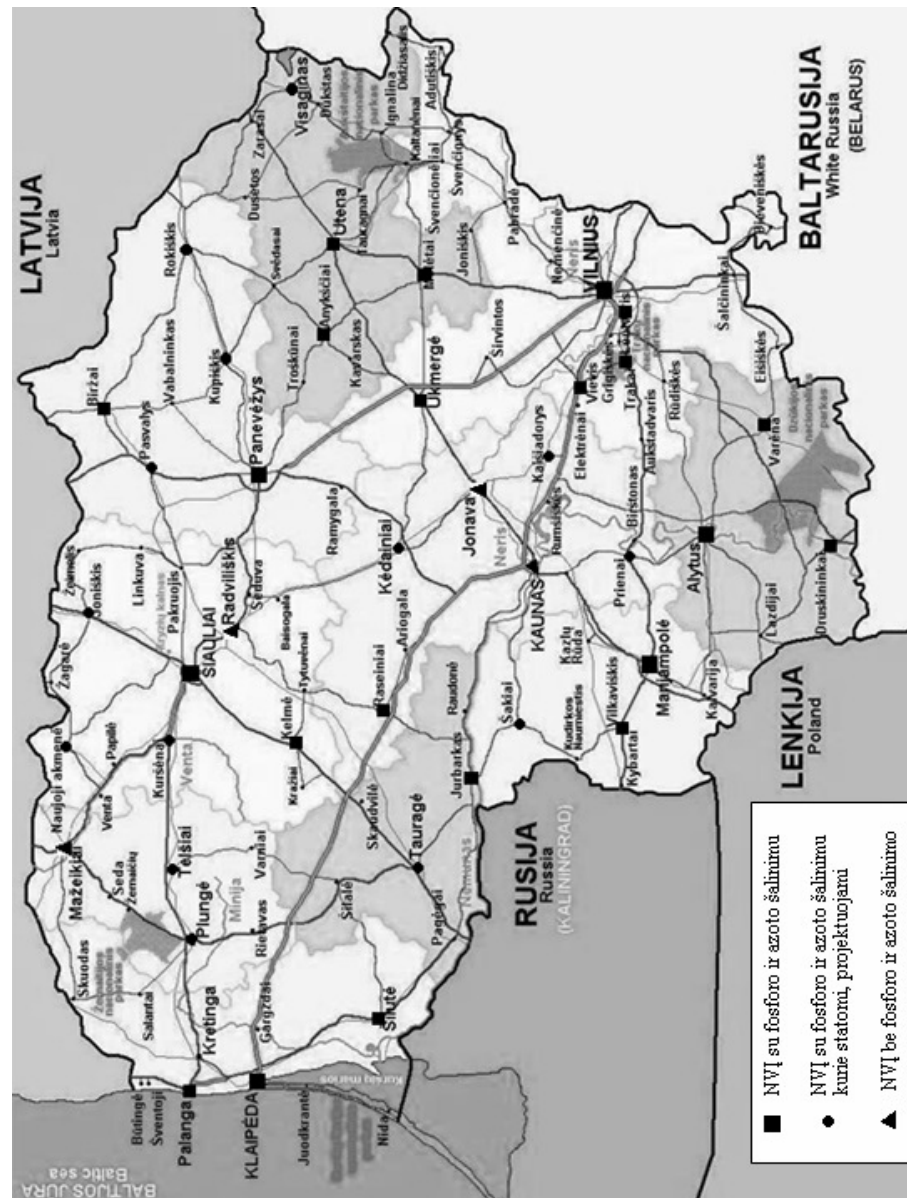
Pagal gyventojų ekvivalentą Lietuvos miestai suskirstyti į grupes. I grupės aglomeracijoms su ekvivalentiniu gyventojų skaičiumi daugiau kaip 100000 priskiriami 6 miestai, II grupės aglomeracijoms su GE nuo 10000 iki 100000 – 39 miestai (2.14 pav.) [164].

2.6.2. Nuotekų valyklų, priskiriamų I grupės aglomeracijoms su GE daugiau kaip 100000, analizė

I grupės aglomeracijoms su GE daugiau kaip 100000 priskiriami didieji Lietuvos miestai: Vilnius, Kaunas, Klaipėda, Panevėžys, Šiauliai, Alytus. Šių miestų nuotekų valymo įrenginiai išvalo apie 100 mln. m³ nuotekų per metus. Vidutinis valomų nuotekų užterštumas 2005 metais šiuose miestuose pagal BDS₇ svyravo nuo 257 iki 469 mg/l, pagal skendinčias medžiagas – nuo 284 iki 522 mg/l, pagal bendrąjį azotą – nuo 55 iki 69 mg/l, o pagal bendrąjį fosforą – nuo 8 iki 12 mg/l. Azoto ir fosforo šalinimas įdiegtas Vilniuje, Klaipėdoje, Šiauliuose bei Alytuje. Panevėžyje azoto ir fosforo šalinimas įdiegtas 2007 metais, šiuo metu vyksta derinimo darbai. Iki tol nuotekos buvo valomos biologiškai ir 2005 metų duomenimis vidutinė N_b koncentracija valytose nuotekose buvo 31 mg/l, o P_b – 2 mg/l. Kauno miesto nuotekos valomos tik mechanškai, teršalų nusėdimo intensyvinimui naudojant reagentus. 2005 metų duomenimis vidutinė N_b koncentracija valytose buvo 29 mg/l, o P_b – 2,3 mg/l. Vilniaus ir Alytaus miestų nuotekų valyklose biogenų šalinimui iš nuotekų biologiniu būdu naudojama Johanesburgo technologija su apytakinio dumblo denitrifikatoriumi ir selektoriumi (2.12 pav.).

Klaipėdos ir Šiaulių nuotekų valyklose azoto ir fosforo šalinimui iš nuotekų biologiniu būdu naudojama UCT technologija. Šiauliuose ji įdiegta 2005 metais, Klaipėdoje – 2003 metais. Prieš tai Klaipėdoje buvo naudojama AA/O technologija. UCT technologija leidžia žymiai sumažinti su apytakiniu dumblo į anaerobinę zoną patenkantį nitratų kiekį (2.9 pav.).

Naudojant minėtas technologines schemas, vidutinis 2005 metų išleidžiamų nuotekų užterštumas pagal N_b svyravo nuo 7,9 iki 11 mg/l, o pagal P_b – nuo 0,6 iki 1,0 mg/l.



2.14 pav. NVĮ su azoto ir fosforo šalinimu Lietuvos miestuose 2005 metais

2.6.3. Nuotekų valyklų, priskiriamų II grupės aglomeracijoms su GE nuo 10000 iki 100000, analizė

II grupės aglomeracijoms su GE nuo 10000 iki 100000 priskiriami 39 Lietuvos miestai. Šių miestų nuotekų valymo įrenginiai išvalo apie 60 mln. m³ nuotekų per metus. Azotas ir fosforas nešalinami net iš 18 II grupei priskirtų miestų nuotekų, trijose valylose vyksta rekonstrukcijos darbai. Šiose valylose išleidžiamose nuotekose bendrojo azoto koncentracija svyruoja nuo 5,3 iki 40 mg/l, o fosforo – 2,1–7,0 mg/l. Taip pat labai svarbus ir normuojamas nuotekų išvalymas pagal valytų nuotekų įtaką paviršinio vandens kokybei.

Verta pažymėti, kad nuotekos išleidžiamos į mažas upes arba upelius, kurių sausiausio mėnesio 95 % tikimybės vidutinis debitas svyruoja nuo 0,001 iki 0,027 m³/s, todėl eutrofikacijos procesai neišvengiami, išskyrus kelis miestus, kurių nuotekos išleidžiamos į tokius priimtuvus, kaip Nemunas ar Nevėžis. Daugelį valyklų planuojama pradėti rekonstruoti per artimiausius 2–4 metus, yra numatyti terminai, ruošiami projektai.

Grupei Lietuvos mokslininkų, išnagrinėjus išleidžiamų nuotekų įtaką paviršinių vandenų kokybei, paaiškėjo keletas svarbių faktų [165]. Lietuvos upių kokybės neatitikčiai Gėlavandenių žuvų direktyvos reikalavimams pagal amonio azotą turi įtakos 8 miestai: Vilnius, Šiauliai, Biržai, Joniškis, Radviliškis, Rokiškis, Šakiai ir Šalčininkai. Matematinio modeliavimo rezultatai parodė, kad privalomieji gėlavandenių žuvų direktyvos reikalavimai upėse žemiau minėtų miestų išleistuvų būtų tenkinami, jei amonio azoto koncentracija išleidžiamose nuotekose neviršytų 1 mg/l, išskyrus Vilnių – 5,8 mg/l, Biržus – 4,2 mg/l, Šakius – 3 mg/l. Įvertinus kokia turi būti fosfatų koncentracija išleidžiamose nuotekose, kad upė žemiau miesto valymo įrenginių išleistuvo tenkintų gėlavandenių žuvų direktyvos reikalavimus, nustatyta, kad Radviliškio Šiaulių, Panevėžio ir Rokiškio miestų nuotekoms turi būti taikomi griežtesni reikalavimai fosfatams šalinti. Iš šių miestų valyklų išleidžiamose nuotekose fosfatų koncentracija turėtų neviršyti 0,5 mg/l. Taip pat nustatyta, kad reikėtų įdiegti fosforo junginių šalinimą ir mažesniame nei 10000 GE mieste – Šalčininkuose [165]. Azoto ir fosforo šalinimas įdiegtas arba šiuo metu diegiamas 24 iš 39 II grupei priskirtų miestų nuotekų valyklų (2.14 pav.). Jose dažnai taikoma AA/O technologinė schema (2.7 pav.). 2005 metais II grupės miestų valymo įrenginiuose vidutinis išleidžiamų nuotekų užterštumas pagal N_b svyravo nuo 3,3 iki 11 mg/l, pagal P_b – nuo 0,24 iki 1,2 mg/l. Tačiau daugelyje valyklų papildomai naudojamas cheminis fosforo šalinimas, kadangi BFŠ neužtikrina reikiamo išvalymo efektyvumo.

2.6.4. Biologinių azoto ir fosforo šalinimo iš nuotekų technologijų sugrupavimas

Lietuvoje taikomas biogeninių medžiagų šalinimo technologines schemas

galima sugrupuoti pagal apytakinio dumblo tiekimą į anaerobinę zoną:

1. be apytakinio dumblo denitrifikacijos – AA/O, OCO, SND schemas (Biržai, Jurbarkas, Pakruojis, Raseiniai, Ukmergė, Palanga, Vilkaviškis, Kelmė, Lentvaris, Utena, Druskininkai, Varėna);
2. su apytakinio dumblo denitrifikacija – UCT, JHB schemas (Marijampolė, Anykščiai, Šilutė bei didieji miestai: Vilnius, Alytus, Klaipėda, Šiauliai).

Didžiuosiuose Lietuvos miestuose valytoms nuotekoms keliami griežtesni reikalavimai (2.2 lentelė), todėl jų nuotekų biologiniam valymui turėtų būti pasirenkamos technologinės schemas su apytakinio dumblo denitrifikacija. Akivaizdus pavyzdys – Klaipėdos nuotekų valykla: taikant AA/O technologiją, nebuvo tenkinami reikalavimai pagal P_b valytose nuotekose, o pertvarkius į UCT technologiją, padėtis pagerėjo. Tuo tarpu miestų, kurių GE neviršija 10000, gali būti taikomos ir technologinės schemas be apytakinio dumblo denitrifikacijos.

2.6.5. Pagrindinės biologinio azoto ir fosforo šalinimo iš nuotekų problemos Lietuvoje

Pagrindinės problemos biologiškai šalinant azotą:

1. Žema dumblo mišinio temperatūra, kuri žiemos laikotarpiu nukrinta žemiau 5 °C. Su šia problema susiduria daugelis II grupės nuotekų valyklų, nes valomų nuotekų kiekiai yra nedideli, dalis nuotekų valyklų pastatytos toli nuo miesto. Palangos ir Anykščių valyklose nuotekų temperatūrai įtakos turi sezoninis nuotekų pritekėjimo netolygumas.
2. Mažas BDS_5/N_b santykis valomose nuotekose. Lietuvos valyklose BDS_5/N_b santykis svyruoja nuo 1,6 iki 18,9. Kai $BDS_5/N_b < 3,5$, turi būti naudojamas papildomas anglies šaltinis. Tačiau Lietuvoje tokios praktikos nėra.
3. Dumblo amžius. Šalinant azotą, ilgesnis nuotekų išbuvimo laikas aeracinėje zonoje būtinas dėl lėto nitrifikuojančių bakterijų augimo. Tuo tarpu fosforas sukauptas veikliajame dumble turi būti kuo greičiau pašalintas iš sistemos, nes ilgainiui vėl pradeda išsiskirti į nuotekas [90, 91].

Pagrindinės problemos biologiškai šalinant fosforą:

1. Nepakankamas LBS organinių teršalų kiekis nuotekose. Vidutinis valomų nuotekų BDS_7/P_b santykis Lietuvos valyklose svyruoja nuo 13 iki 48. Problemų sprendimą apsunkina teršalų pritekėjimo netolygumai. Dalis valyklų perteklinio dumblo tankinimui naudoja gravitacinius dumblo tankintuvus, kuriuose fosforas sukauptas dumble vėl išsiskiria į nuotekas. Gražinant tokias nuotekas į valymo įrenginių pradžią, dar sumažinamas BDS_7/P_b santykis valomose nuotekose.
2. Fosforo šalinimo efektyvumo sumažėjimas šiltuoju metų laikotarpiu. Ši problema Lietuvoje nėra išnagrinėta, todėl valyklose nesprenžžiama.

2.7. Antrojo skyriaus apibendrinimas. Uždavinių formulavimas

1. Biologinis azoto ir fosforo šalinimas iš nuotekų yra ekologiškas bei ekonomiškai būdas, pagrįstas specifinių mikroorganizmų veikla. Tačiau šiems procesams turi įtakos daug veiksnių. Daugelis jų yra plačiai nagrinėti, nustatyti jų kitimo dėsningumai. Nepaisant to, daugelis valyklų susiduria su BFŠ efektyvumo sumažėjimo šiltuoju metų laikotarpiu problema. Šiltesnio klimato šalyse BFŠ efektyvumas ženkliai sumažėja dėl glikogeną kaupiančių organizmų veiklos. Todėl reikia atlikti Lietuvos nuotekų valyklų darbo analizę, įvertinant fosforo šalinimą iš nuotekų bei valomų nuotekų temperatūros kitimo dėsningumus.

2. Šalinant azotą ir fosforą kombinuotoje technologijoje, fosforo šalinimui gali turėti įtakos azoto junginiai. Tiek nitrifikacijos, tiek denitrifikacijos procesai priklauso nuo dumblo mišinio temperatūros. Todėl šiltuoju metų laikotarpiu azoto šalinimo įtaka fosforo šalinimui gali skirtis, lyginant su šaltuoju metu, dėl susidarančios dalinės nitrifikacijos pasekmių. Tačiau įtakos minėtam skirtumui gali turėti ir glikogeną kaupiantys organizmai. Atsižvelgiant į tai, tikslinga atlikti azoto šalinimo poveikio fosforo šalinimui eksperimentinius tyrimus šiltuoju ir šaltuoju metų laikotarpiu. Nustatyti optimalias aeracijos ir sumažintos aeracijos trukmes efektyviam azoto šalinimui užtikrinti, įvertinant nitrifikacijos ir denitrifikacijos greičius.

3. BFŠ efektyvumas priklauso nuo GAO ir PAO santykio fosforo šalinimo veikliojo dumblo sistemoje. Veiksniai, turintys įtakos GAO populiacijos padidėjimui, tokie kaip aukšta nuotekų temperatūra, ilgas dumblo amžius, gliukozės kiekis, žemas BDS_7/P_b santykis valomose nuotekose, aukšta arba labai žema deguonies koncentracija, rūgštesnė terpė, nėra pilnai išnagrinėti. Atliekant tyrimus laboratorinėmis sąlygomis neigiamos GAO įtakos BFŠ pavyko išvengti, sumažinus jų kiekį veikliajame dumble. Taigi, viena iš technologinių priemonių, reguliuoti GAO ir PAO santykį, gali būti dumblo amžius. Todėl reikia atlikti tyrimus gamybinėmis sąlygomis šiltuoju metų laiku, kai fosforo šalinimo efektyvumas sumažėja. Nustatyti ir išbandyti priemones fosforo šalinimo efektyvumui atstatyti. Atlikti GAO mikroorganizmų mikroskopinę analizę.

4. Didelis glikogeno kiekis dumble yra vienas iš svarbiausių indikatorių, įrodančių GAO dominavimą veikliojo dumblo sistemoje. Todėl glikogeno nustatymo veikliajame dumble tyrimai, suteiktų informacijos apie GAO populiacijos dydį. Dėl to reikia parinkti ir įdiegti glikogeno nustatymo metodiką, tinkančią veikliojo dumblo tyrimui bei nustatyti glikogeno koncentracijos veikliajame dumble kitimo, keičiantis valomų nuotekų temperatūrai, dėsningumus.

Tyrimų metodikos

Skyriuje aprašomi analitiniai metodai, naudoti įrenginių su azoto ir fosforo biologiniu šalinimu darbo analizei. Pateikiamos parametrų, charakterizuojančių nuotekų valymo įrenginių darbą, apskaičiavimo metodikos, veikiojo dumblo mikroskopavimo bei glikogeno koncentracijos nustatymo metodikos.

3.1. Analitiniai metodai

Įrenginių su biologiniu azoto ir fosforo šalinimu darbo analizei reikalingi duomenys apie valomų nuotekų sudėtį, išvalymo laipsnį, veikiojo dumblo kokybę bei kiekybę. Todėl pagal šiame skyriuje pateiktas metodikas [166–171], tyrimų metu buvo nustatomos įvairios analitės ir parametrai nuotekoms bei dumblui apibūdinti skirtingose nuotekų valymo stadijose.

BDS₇ – biocheminis deguonies suvartojimas per septynias paras (mg/l). Tai deguonies kiekis, reikalingas organinėms medžiagoms, esančioms vandenyje, suoksiduoti biochemiškai per septynias paras. Nustatomas ištirpusio deguonies koncentracijos sumažėjimas praskiestame skiedimo vandeniui tiriamo vandens mėginyje, laikomame specialiaame hermetiškame inde tamsoje, 20 °C temperatūroje septynias paras. Skiedimo vanduo gaminamas distiliuotą vandenį prisotinus deguonies 20 °C temperatūroje ir įpylus fosfatų buferinio tirpalo, magnio sulfato, geležies trichlorido ir kalcio chlorido tirpalo.

N_b – bendrojo azoto koncentracija (mg/l). Apskaičiuojama kaip Keldalio azoto, nitrātų ir nitritų koncentracijų suma.

Keldalio azotas – tai organinis azotas ir amonio azotas (mg/l). Kaitinant azoto organines medžiagas su koncentruotos sieros rūgšties ir kalio sulfato mišiniu, dalyvaujant katalizatoriui (vario sulfatui), azoto organinės medžiagos skyla, organinis azotas virsta amonio sulfatu. Laisvas amoniakas ir amonio azotas, esant tokioms sąlygoms, taip pat pereina į amonio sulfatą. Pašarinius gautą tirpalą, išsiskyręs amoniakas nudistiliuojamas, surišamas boro rūgštimi ir nustatomas titruojant.

$N-NH_4$ – amonio azoto koncentracija (mg/l). Stipriai šarminėje aplinkoje amoniakas reaguoja su hipochloritu, sudarydamas monochloraminą, kuris, dalyvaujant katalizatoriui nitroprusido jonams, su fenoliu sudaro mėlynos spalvos indofenolio dažą. Tirpalas praskiedžiamas beamoniakiu vandeniu, mėlynos spalvos junginio kolorimetrinis matavimas atliekamas, esant šviesos bangos ilgiui 655 nm.

$N-NO_3$ – nitrātų koncentracija (mg/l). Nitrato reakcijoje su 2,6-dimetilfenoliu, esant sieros ir fosforo rūgštims, susidaro 4-nitro-2,6-dimetilfenolis. Išmatuojama susidariusio junginio absorbcija spektrometru, esant 324 nm bangos ilgiui.

$N-NO_2$ – nitritų koncentracija (mg/l). Nitritai rūgščioje terpėje virsta nitritine rūgštimi, kuri diazotina sulfanilo rūgštį. Diazotinis sulfanilo junginys reaguoja su α -naftilaminu, sudarydamas avietės spalvos azodažą. Spektrometru išmatuojamas tirpalo adsorbcijos intensyvumas, esant 540 nm bangos ilgiui.

N_{dumble} – bendrojo azoto koncentracija dumble (mg/gVDSM). Analizuojamas dumbas maišomas su kombinuotu katalizatoriumi ir užpilamas 40 ml. koncentruotos sieros rūgšties. Mėginys paliekamas traukos spintoje 12 val. Po to mėginys kaitinamas mineralizacijos bloke, esant temperatūrai 420 °C apie 1 valandą, kol cilindras nuskaidrėja. Atvėsęs mėginys iš kaitinimo cilindro perpilamas į 250 ml talpos matavimo kolbą, į kurią įpilamas 25–30 ml distiliuoto vandens. Tirpalas kolboje įkaista, leidžiama tirpalui atvėsti, tada mėginys praskiedžiamas distiliuotu vandeniu. Taip paruoštas tirpalas toliau naudojamas bendram azotui dumble nustatyti Kjeldalio metodu.

P_b – bendrojo fosforo koncentracija (mg/l). Fosforo junginiai, esantys vandenyje, rūgščioje terpėje oksiduojant kalio peroksodisulfatu, pervedami į tirpų ortofosfatą, kurio koncentracija nustatoma molibdatu, redukuojant askorbinine rūgštimi, kai dalyvauja stibio (III) jonai. Junginio šviesos adsorbcijos intensyvumas išmatuojamas spektrometru, esant 880 nm bangos ilgiui.

$P-PO_4$ – fosfatų koncentracija (mg/l). Pirmiausiai 15 min laikotarpyje atskiriamas dumbas nuo skysčio. Fosfatai nustatomi skystyje. Ortofosfatui reaguojant su molibdatu rūgščioje terpėje, susidaro heteropolirūgštis. Redukavus ją askorbinine rūgštimi, kai dalyvauja stibio druska, gaunamas mėlynos spalvos

fosforo ir molibdeno kompleksinis junginys, kurio šviesos adsorbcijos intensyvumas išmatuojamas spektrometru, esant 880 nm bangos ilgiui.

a – veikiojo dumblo koncentracija (g/l). Nustatoma svoriniu metodu. Homogenizuoto dumblo porcija filtruojama žinomo svorio membraniniu filtru su 0,85–0,95 μm skersmens poromis. Filtras su dumblu išdžiovinamas 105 °C temperatūroje iki stabilaus svorio, apskaičiuojama filtro sulaikytų veikiojo dumblo sausųjų medžiagų masė.

C_t – skendinčių medžiagų koncentracija (mg/l). Išmaišyto vandens porcija filtruojama žinomo svorio membraniniu filtru su 0,85–0,95 μm skersmens poromis. Filtras su netirpiomis medžiagomis išdžiovinamas 105 °C temperatūroje iki stabilaus svorio, apskaičiuojama filtro sulaikytų nuosėdų masė.

O_2 – deguonies kiekis (mg/l) matuojamas oksimetru Danfoss EvitaTM. Jutiklio tipas – OXY 1100. Jutiklio parodymai fiksuojami nuolatos, pateikiant vidutinę 6 min. laikotarpio reikšmę monitoriuje. pH ir temperatūra matuojama taip pat pH-metru 171 TechnoLine.

3.2. Parametrų, charakterizuojančių nuotekų valymo įrenginių darbą, skaičiavimo metodika

Atsižvelgiant į nagrinėjamą technologiją, buvo apskaičiuoti tokie parametrai, charakterizuojantys nuotekų valymo įrenginių darbą:

A – veikiojo dumblo apkrova, kuri rodo teršalų kiekį, tenkantį vienam gramui veikiojo dumblo sausųjų medžiagų per parą, apskaičiuojama pagal formulę:

$$A = \frac{L_a \cdot Q_d}{a_{aer} \cdot V_{N/D}}, \text{mgBDS}_7/(\text{gVDSM} \cdot \text{d}), \quad (3.1)$$

čia L_a – valomų nuotekų po pirminio valymo BDS_7 , mg/l;

Q_d – valomų nuotekų paros vidutinis debitas, m^3/d ;

a_{aer} – veikiojo dumblo koncentracija veikiojo dumblo reaktoriuje, g/l;

$V_{N/D}$ – nitrifikacinės denitrifikacinės dalies tūris, m^3 .

Θ – dumblo amžius – veikiojo dumblo atsinaujinimo trukmė, apskaičiuojama pagal priklausomybę:

$$\Theta = \frac{1000 \cdot a_{aer} \cdot V_{N/D}}{d \cdot (L_a - L_t) \cdot Q_d}, \text{d}, \quad (3.2)$$

čia L_t – valytų nuotekų BDS_7 , mg/l;

d – lyginamasis dumblo prieaugis, gVDSM/g pašalinto BDS_7 , kuris apskaičiuojamas pagal formulę:

$$d = \frac{(a_c \cdot Q_p + c_t \cdot Q_d) \cdot 1000}{(L_a - L_t) \cdot Q_d}, \text{gVDSM/g pašalinto BDS}_7, \quad (3.3)$$

čia a_c – iš sistemos šalinamo veikliojo dumblo koncentracija, g/l;
 Q_p – iš sistemos šalinamo veikliojo dumblo kiekis, m³/d;
 C_t – skendinčių medžiagų koncentracija valytose nuotekose, mg/l;
 Q_d – valomų nuotekų paros vidutinis debitas, m³/d;
 L_a – valomų nuotekų po pirminio valymo BDS₇, mg/l;
 L_t – valytų nuotekų BDS₇, mg/l.

ρ_N – nitrifikacijos greitis apskaičiuojamas pagal formulę, įvertinant tai, kad azotas šalinamas simultaninės nitrifikacijos/denitrifikacijos būdu:

$$\rho_N = \frac{N_P \cdot Q_{hvid}}{a_{aer} (1 - S) \cdot V_{N/D} \cdot k_N}, \text{mg N/ (gVDBSM} \cdot \text{h)}, \quad (3.4)$$

ρ_{DN} – denitrifikacijos greitis apskaičiuojamas pagal formulę:

$$\rho_{DN} = \frac{N_P \cdot Q_{hvid}}{a_{aer} (1 - S) \cdot V_{N/D} \cdot k_{DN}}, \text{mg N/ (gVDBSM} \cdot \text{h)}, \quad (3.5)$$

čia N_P – pašalinamas azoto kiekis, mg/l;
 Q_{hvid} – vidutinis nuotekų debitas per valandą, m³/h;
 a_{aer} – veikliojo dumblo koncentracija veikiojo dumblo reaktoriuje, g/l;
 S – veikliojo dumblo peleningumas;
 $V_{N/D}$ – nitrifikacinės denitrifikacinės dalies tūris, m³;
 k_N, k_{DN} – koeficientai, įvertinantys nitrifikacijos ir denitrifikacijos trukmes.

N_P – pašalinamas azoto kiekis apskaičiuojamas pagal formulę:

$$N_P = N_m - N_s - N_b, \text{mg/l}, \quad (3.6)$$

čia N_m – bendrojo azoto koncentracija nuotekose po pirminio valymo, mg/l;
 N_s – azoto sunaudojimas biocheminiams procesams, mg/l;
 N_b – bendrojo azoto koncentracija valytose nuotekose, mg/l.

N_s – azoto sunaudojimas biocheminiams procesams buvo apskaičiuotas pagal formulę:

$$N_s = (0,006 \cdot A + 2,4) \cdot L_a / 100, \text{mg/l} \quad (3.7)$$

čia A – veikliojo dumblo apkrova, mgBDS₅/ gVDSM·d;

L_a – valomų nuotekų po pirminio valymo užterštumas pagal BDS_5 .

Kadangi tyrimų metu buvo nustatoma BDS_7 analizės, tai BDS_5 apskaičiuojamas pagal priklausomybę: $BDS_5 \cdot 1,15 = BDS_7$.

k_N, k_{DN} – koeficientai, įvertinantys nitrifikacijos ir denitrifikacijos trukmes apskaičiuojami pagal formules atitinkamai:

$$k_N = t_N/24, \quad (3.8)$$

$$k_{DN} = t_{DN}/24, \quad (3.9)$$

čia t_N – suminės nitrifikacijos trukmės per parą, h; t_{DN} – suminės denitrifikacijos trukmės per parą, h.

3.3. Biologinio azoto ir fosforo šalinimo iš nuotekų Utenos miesto nuotekų valymo įrenginiuose tyrimų metodikos

3.3.1. Tyrimo objekto – Utenos miesto nuotekų valymo įrenginių – apibūdinimas

Tyrimai buvo atliekami Utenos miesto nuotekų valymo įrenginiuose su azoto ir fosforo šalinimu (3.1 pav.).



3.1 pav. Utenos miesto nuotekų valymo įrenginiai

Biologiškai azotas ir fosforas šalinamas dviejose veikliojo dumblo reaktoriaus sekcijose. Įtekamoji dalis kiekviename iš jų naudojama kaip anaerobinė zona biologiniam fosforo šalinimui užtikrinti (3.2 pav.). Likusi dalis naudojama kaip nitrifikacinė denitrifikacinė zona, kurioje atliekamas organinių teršalų, azoto ir fosforo šalinimas (3.3 pav.)

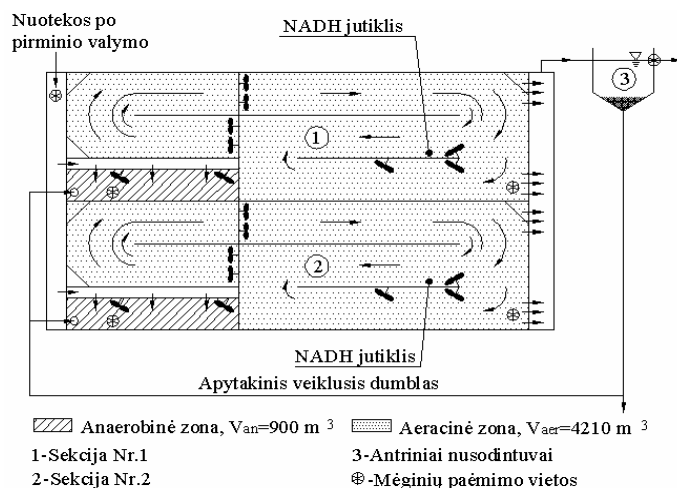


3.2 pav. Anaerobinė zona



3.3 pav. Nitrifikacinė denitrifikacinė zona

Anaerobinėje zonoje sudaromos palankios sąlygos PAO mikroorganizmams, galintiems sukaupti didelius kiekius fosfatų savo ląstelėse. Azoto šalinimas, pagal „Biobalance Symbio“ technologiją, vyksta simultinės nitrifikacijos ir denitrifikacijos būdu, deguonies įterpimą valdant NADH jutikliu pagal dumblo aktyvumą. Kiekvienoje veikliojo dumblo reaktoriaus sekcijoje sumontuota po vieną NADH jutiklį ir oksimetą (3.4 pav.).



3.4 pav. Principinė biologinio nuotekų valymo schema

Dažniausiai sutinkami kofermentai, funkcionuojantys kaip vandenilio ir elektronų pernešėjai, yra nikotinamidadeninukleotidas NAD^+ ir jo fosforizuotas junginio darinys NADP^+ . Redukuota NAD(P)H forma, kvėpavimo grandinėje susidarant ATP, gali vėl būti oksiduota. Medžiagų apykaitos procesuose visuose mikroorganizmuose gaminami kofermentai NADH ir NADPH.

Mikroorganizmuose pagaminamų NAD(P)H kiekis priklauso nuo jų aktyvumo. Šis aktyvumas savo ruožtu priklauso nuo esamų dumblo apkrovų, patenkančių maistinių medžiagų formoje. Esant pastoviai veikliojo dumblo apkrovai bei dumblo aktyvumui, pagaminamo NAD(P)H kiekis liks pastovus. Didėjant dumblo apkrovai, dėl intensyvesnio maistinių medžiagų patekimo, tolygiai auga dumblo aktyvumas ir tuo pačiu NAD(P)H produkcija. Ir atvirkščiai – NAD(P)H produkcija mažėja, mažėjant maistinių medžiagų patekimui. Tyrimais yra nustatyta, kad šios priklausomybės yra tiesinės [172].

Šiuo pagrindu remiasi BioBalance matavimo prietaisas – NADH jutiklis. Jis fiksuoja tik NADH, kuris teikia informaciją apie tai, kiek energijos turi mikroorganizmai. Informacija apie energiją apibūdinama kaip biologinio potencialo aktyvumas. Stebint biologinio potencialo aktyvumą, galima kontroliuoti biologinius procesus. NADH jutiklis valdo denitrifikacijos ir nitrifikacijos procesus pagal veikliojo dumblo aktyvumą. Amonio azotas suoksiduojamas iki nitratų nitrifikuojančių bakterijų nitrifikacijos fazėje, o nitratai redukuojami iki dujinio azoto denitrifikuojančių bakterijų pagalba denitrifikacijos fazėje. Šie procesai vyksta periodiškai. Tuo pačiu metu suskaidomi organiniai teršalai ir specialių mikroorganizmų sukaupiamas fosforas.

Tyrimų metu veikliojo dumblo reaktoriuje periodiškai buvo palaikoma maža deguonies koncentracija 0,1–0,5 mg/l denitrifikacijai įvykti ir didesnė deguonies koncentracija 0,5–1 mg/l nitrifikacijos procesams. Sąlygos vykti nitrifikacijai buvo palaikomos apie 2–4 valandas, po to apie 2–3,5 valandos – denitrifikacijai vykti. Nitrifikacijos ir denitrifikacijos trukmė buvo keičiama, priklausomai nuo amonio azoto ir nitratų koncentracijos aeracinėje zonoje, remiantis tyrimais bei NADH jutiklio fiksuojamais biologinio potencialo aktyvumo pakitimais.

3.3.2. Ėminių ėmimas ir analitės, nustatytos tyrimų metu

Tyrimų metu buvo analizuojama:

1. Valomų nuotekų sudėtis, tiriant nuotekas, pasemtas iš latako po pirminio valymo įrenginių. Nustatomi parametrai: pH, nuotekų temperatūra, BDS_7 , skendinčių medžiagų (C_i), fosfatų, P_b , N_b koncentracijos. Apskaičiuojami parametrai: BDS_7/P_b , BDS_7/N_b . Fiksuojamas vidutinis valandos valomų nuotekų debitas (Q_d) automatinio debitomačiu.

2. Veikliojo dumblo reaktoriaus darbas, tiriant dumblo ir nuotekų mišinį, pasemtą iš anaerobinės ir aeracinės zonų. Nustatomi parametrai: nuotekų

temperatūra aerotanke (τ), fosfatų koncentracija anaerobinėje zonoje $P-PO_{4an}$, fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje $P-PO_{4aer}$, nitratų koncentracija anaerobinėje zonoje $N-NO_{3an}$, nitratų koncentracija aerobinėje zonoje $N-NO_{3aer}$, amonio azoto koncentracija aeracinėje zonoje $N-NH_{4aer}$, veikliojo dumblo koncentracija veikliojo dumblo reaktoriuje (a_{aer}), veikliojo dumblo peleningumas (S). Apskaičiuojami parametrai: veikliojo dumblo apkrova (A), dumblo amžius (θ), lyginamasis dumblo prieaugis (d). Fiksuojamas pašalinamo perteklinio dumblo kiekis per parą Q_p .

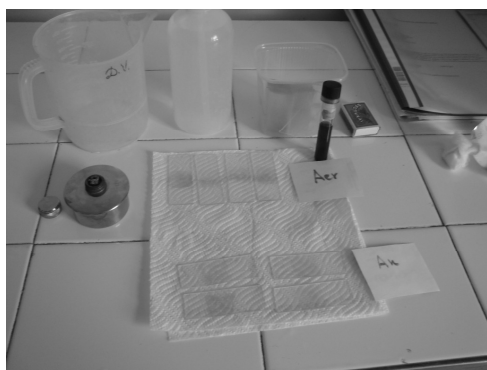
3. Biogeninių medžiagų šalinimo efektyvumas, tiriant nuotekas, pasemtas iš latako po pirminio valymo įrenginių ir po antrinių nusodintuvų. Nustatomi parametrai: BDS_7 , skendinčių medžiagų (C_t), fosfatų, P_b , N_b koncentracijos.

Visos analizės buvo nustatomos metodais aprašytais 3.1 poskyryje „Analitiniai metodai“. Gauti rezultatai buvo apdoroti statistiškai pagal 3.6 poskyryje pateiktas formules. Iš gautų statistiškai patikimų analizių reikšmių, buvo apskaičiuota veikliojo dumblo apkrova, dumblo amžius, lyginamasis dumblo prieaugis, azoto ir fosforo šalinimo efektyvumas, nitrifikacijos ir denitrifikacijos greičiai.

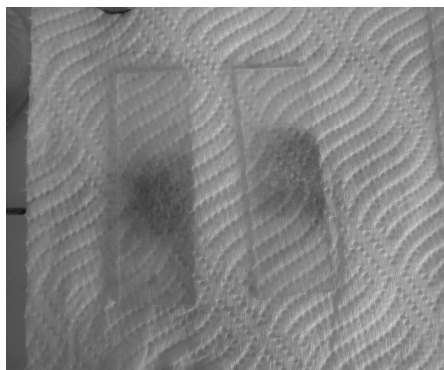
3.4. GAO mikroskopinės analizės metodika

Iš veikliojo dumblo mėginių tuoj pat ruošiami preparatai mikroskopavimui arba mėginiai konservuojami, užšaldant $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ šaldiklyje.

Preparatų paruošimas: ant švaraus, truputį pašildyto, objektinio stiklelio paviršiaus Pastero pipete užnešama $20\mu\text{l}$ tolygiai išmaišytos dumblo suspensijos ir dengiamuoju stikleliu suspensija paskleidžiama $24\times 24\text{ mm}$ plote (3.5 pav.).



3.5 pav. Užkonservuoti preparatai paruošti dažymui



3.6 pav. Dažomi preparatai su metileno mėliu

Palaukiama, kol pagamintas tepinėlis nudžiūs, po to jį galima fiksuoti. Fiksuojama sausu karščiu. Stiklelis, preparatą nukreipus į viršų, 3–4 kartus greitu judesiu pertraukiamas per spiritinės lemputės liepsną ir patikrinama stiklėlio temperatūra, prigludžiant jį prie rankos. Kad mikrobai neprarastų formos, preparato negalima stipriai įkaitinti, tik tiek, kiek pakenčia rankos oda.

Ant fiksuoto tepinėlio pipete užlašinami dažai ir laikoma 3 min. (3.6 pav.). Praslinkus nurodytam laikui, dažų tirpalas vandens čiurkšle nuplaunamas. Lieka tik tie dažai, kuriuos absorbavo bakterijų sienelės. Preparatas nudžiovinamas ir atsargiai nusausinamas filtriniu popieriumi, kad ant jo neliktų vandens lašelių [173]. Ant tepinėlio dedamas imersinio aliejaus lašas ir, įmerkus į jį objektą, mikroskopuojama.

Mikroskopavimas buvo atliktas Olympus AX70 stačiuoju mikroskopu. Preparatai stebėti šviesiame lauke, padidinus vaizdą 1000 kartų. Mikroskopavimo vaizdai buvo fiksuojami skaitmeniniu būdu. Tyrimų metu buvo naudota nespalvinė skaitmeniniam vaizdavimui mikroskope įmontuota Orca C4742-95 kamera, su kuria galima gauti juodai baltus vaizdus. Vaizdų pagavimui, apdorojimui ir išsaugojimui buvo naudota „MicroImage 4.0“ programa. Ši programa apdoroja vaizdus ir išsaugo skaitmeniniu formatu. Mikroskopavimo rezultatai vertinti balais nuo 0 iki 6 subjektyviai, įvertinant GAO populiacijos gausumą pagal Jenkins [174].

3.5. Glikogeno nustatymo veikliajame dumble metodika

Glikogeno koncentracijos veikliojo dumblo mėginiuose nustatymui naudotas antrono – $C_6H_4(CO)(CH_2)C_6H_4$ – reagentas [175].

Metodas remiasi tuo, kad angliavandeniai, paveikti sieros rūgštimi, virsta furfurolo dariniais, kurie su antronu sukelia spalvinę reakciją. Iš spalvos intensyvumo galima spręsti apie angliavandenių kiekį.

Į užsukamus centrifuginius mėgintuvėlius įpilama 3 ml 30 % (svoris/tūris) kalio šarmo (KOH) ir 1 ml veikliojo dumblo ir nuotekų mišinio iš veikliojo dumblo reaktoriaus aeracinės zonos galo. Mėgintuvėliai užsukami ir verdami vandens vonelėje 1 valandą, ląstelių suardymui ir glikogeno ištirpinimui. Po to atšaldomi. Į mėgintuvėlius įpilama 4 ml distiliuoto vandens ir užsukti mėgintuvėliai centrifuguojami 15 min 3000 aps./min. greičiu.

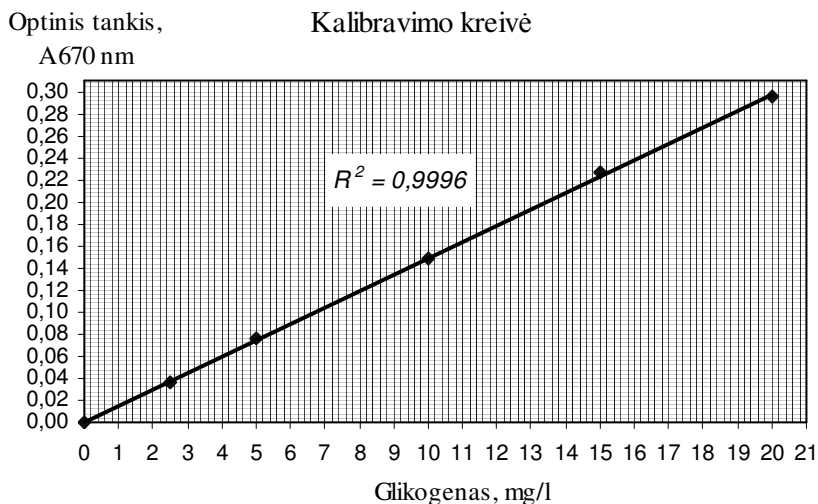
Po centrifugavimo iš mėgintuvėlių nupilamas tirpalas, kuriame ir nustatoma glikogeno koncentracija. Glikogeno nustatymui į stiklinius (20 ml) mėgintuvėlius pilama 1,5 ml centrifuguoto tirpalo (jei reikia skiedžiama distiliuotu vandeniu). Mėgintuvėlis dedamas į vandens ir ledo mišinį, į kurį pridėta 50 g druskos, kad šaldomo mišinio temperatūra būtų apie $-5^{\circ}C$ laipsnių. Į mėgintuvėlį lėtai

pamaišant sulašinama 3 ml antrono reagento. Antrono reagentas paruošiamas, sumaišant 100 mg antrono miltelių su 50 ml koncentruotos 95 % sieros rūgšties.

Sulašinus reagentą, mėgintuvėlis dar kartą supurtomas, kad tirpalai gerai susimaišytų ir verdamas vandens vonelėje 10 min. Verdant mėgintuvėliai uždengiami stikliniais dangteliais.

Po 10 min. virimo mėgintuvėliai tuoj pat atšaldomi vandens ir ledo mišinyje, o po to laikomi kambario temperatūroje. Į spektrofotometro kiuvetę pilama 4 ml gauto tirpalo ir matuojama tirpalo absorbcija, esant 670 nm bangos ilgiui. Siekiant, kad duomenys būtų statistiškai patikimi, kiekvienas tiriamo tirpalo mėginio tyrimas buvo kartojamas 4 kartus.

Pirmiausiai sudaryta kalibravimo kreivė (3.7 pav.). Metodus labai jautrus, todėl, sudarant kalibravimo kreivę, buvo imama po 7 mėginius tos pačios koncentracijos glikogeno (0, 2,5, 5, 10, 15, 20 mg/l).



3.7 pav. Kalibravimo kreivė glikogeno veikliajama dumblyje nustatymui

Gauta kalibravimo kreivės lygtis, kurios statistinis patikimumas $R^2 = 0,9996$:

$$A_{670} = 0,0149 \cdot gly, \quad (3.10)$$

čia A_{670} – tirpalo absorbcija, esant 670 nm šviesos bangos ilgiui; gly – glikogeno koncentracija tiriamajame tirpale, mg/l.

Išmatuotas glikogenas pateikiamas kaip mg glikogeno/gVDSM. Tam tikslui nustatoma tiriamo veikliojo dumblo ir nuotekų mišinio sausų medžiagų koncentracija.

3.6. Statistinis duomenų apdorojimas

Užterštumo rodiklių reikšmės ir debilai yra atsitiktiniai dydžiai, todėl jomis naudojantis reikia laikytis tokių reikalavimų: 1) užterštumo rodiklio ir debito negali apibūdinti viena kuri jo reikšmė; 2) pagrindiniais užterštumo rodiklio ir debito parametrais laikytini reikšmių aritmetinis vidurkis ir imties standartinis nuokrypis (vidutinė kvadratinė nuokrypa); 3) aritmetinis vidurkis taip pat yra atsitiktinis dydis, todėl turi būti nurodomos jo pasikliovimo ribos; 4) atliekant statistinę analizę, atmetami nepatikimi duomenys (grubios klaidos); 5) nepatikimų reikšmių turi būti nepaisoma.

Todėl vertinant tyrimų rezultatus buvo apskaičiuotos pagrindinės atsitiktinių dydžių skaitinės charakteristikos: aritmetiniai duomenų vidurkiai $\bar{x}$, mediana, amplitudė, dispersija s^2 , standartinis nuokrypis s , maksimali reikšmė x_{max} , minimali reikšmė x_{min} .

Rodiklio reikšmių aritmetinis vidurkis ir imties standartinis nuokrypis apskaičiuojami atitinkamai pagal formules:

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n}, \quad (3.11)$$

$$s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}}, \quad (3.12)$$

čia $\bar{x}$ – rodiklio reikšmių aritmetinis vidurkis; x_i – i-toji rodiklio reikšmė; n – rodiklio reikšmių skaičius; s – rodiklio imties standartinis nuokrypis.

Pagal apskaičiuotuosius parametrus tikrinamas duomenų patikimumas. Patikimais laikomi tie duomenys x_i , kurie tenkina sąlygą:

$$|x_i - \bar{x}| < c_n \cdot s, \quad (3.13)$$

čia x_i – i-tojo rodiklio reikšmių skaičius; $\bar{x}$ – rodiklio reikšmių aritmetinis vidurkis; s – rodiklio imties standartinis nuokrypis; c_n – koeficientas, priklausantis nuo stebėjimų skaičiaus n ir nuo kriterijaus reikšmingumo lygmens α (paprastai imamas $\alpha = 0,05$), apskaičiuojamas pagal formulę:

$$c_n = c \sqrt{\frac{n-1}{n-2+c^2}}, \quad (3.14)$$

čia $c = t_{\alpha}(n-2)$ – Stjudento skirstinio su $(n-1)$ laisvės laipsniais α lygmens kritinė reikšmė. Parametro dydis priklauso nuo pasikliaujamo intervalo tikimybės ir duomenų skaičiaus [176].

Šios sąlygos netenkinančios rodiklio reikšmės atmetamos, nes yra už 95 % patikimumo pasikliaunamojo intervalo ribų. Atmetus nepatikimas reikšmes, rodiklio reikšmių aritmetinis vidurkis bei imties standartinis nuokrypis skaičiuojami iš naujo ir vėl tikrinama (3.13) sąlyga. Tai kartojama kol lieka tik šią sąlygą tenkinančios rodiklio reikšmės [177].

Statistinis biologinio fosforo šalinimo modeliavimas atliekamas pažingsninės regresijos analizės metodu, parenkant tinkamiausią modelį, kompleksiškai aprašantį nagrinėjamų parametrų įtaką fosfatų koncentracijai veikliojo dumblo reaktoriuje [178, 179]. Statistinis modeliavimas atliekamas kompiuterine programa „SAS 9.1. Statistinės duomenų analizės sistema“ [180, 181].

Temperatūros poveikio biologiniam fosforo šalinimui Lietuvoje tyrimas

Skyriuje pateikiama penkių Lietuvos miestų nuotekų valyklų duomenų analizė. Nustatyti valomų nuotekų temperatūros kitimo dėsningumai. Vertintas fosforo šalinimo priklausomumas nuo valomų nuotekų temperatūros bei nuotekų sudėties. Gauti rezultatai panaudoti tolimesniems tyrimams.

Skyriaus tematika paskelbti trys autorės straipsniai [2A, 11A, 14A].

4.1. Valomų nuotekų temperatūros kitimas Lietuvoje

Lietuvoje oro temperatūra vasaros laikotarpiu dienos metu svyruoja tarp 16–35 °C. Sušilus orams, pakyla ir valomų nuotekų temperatūra valyklose.

Kadangi literatūroje nurodoma, kad aukštesnė valomų nuotekų temperatūra netiesiogiai daro įtaką biologinio fosforo šalinimo procesams, pirmiausiai buvo analizuojami duomenys apie nuotekų temperatūros kitimą metų laikotarpyje didžiųjų Lietuvos miestų: Vilniaus, Klaipėdos, Alytaus, Šiaulių bei Utenos valyklose. Kadangi analizuojami duomenys yra atsitiktiniai dydžiai, pirmiausia jie buvo apdoroti statistiniais metodais.

Pagal statistikos formules, pateiktas 3.6 poskyryje, parinkus 95 % patikimumo intervalą, iš duomenų imties atmetos į šį intervalą nepatenkančios reikšmės. Iš tyrimų duomenų statistinio apdorojimo rezultatų, pateiktų 4.1

lentelėje, matyti, kad nuotekų valyklose, temperatūra Lietuvoje metų laikotarpyje svyruoja nuo 6 iki 24 °C. Analizuojamose valyklose aukščiausia vidutinė metinė nuotekų temperatūra užfiksuota Utenoje (17,7 °C), žemiausia – Šiauliuose (12,8 °C), ir skiriasi net 27 %.

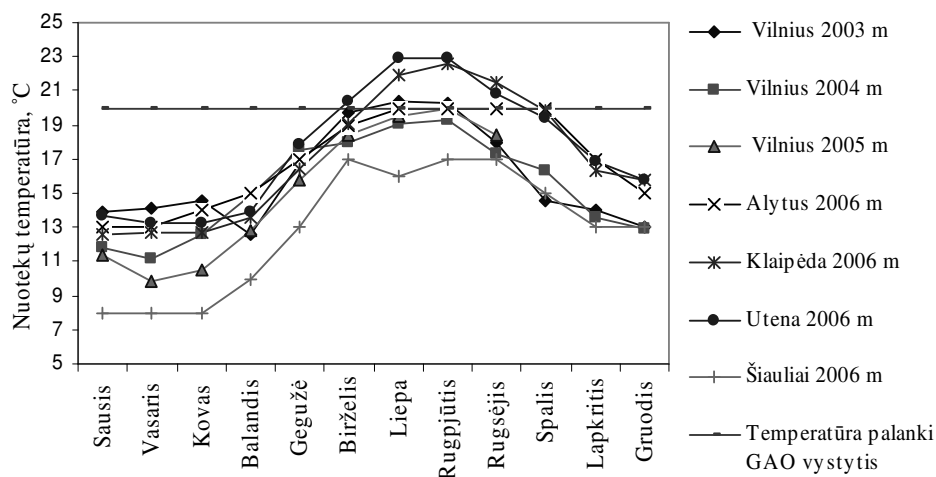
4.1 lentelė. *Valomų nuotekų temperatūros Lietuvos valyklose duomenų statistinio apdorojimo rezultatai*

Miesto valymo įrenginiai	Vilnius	Vilnius	Vilnius	Klaipėda	Alytus	Šiauliai	Utena
Metai	2003	2004	2005	2006	2006	2006	2006
Rodiklio imties dydis, <i>n</i>	243	259	257	365	47	25	140
Valomų nuotekų temperatūra, °C							
Maksimali reikšmė	21,0	22,0	21,0	23,2	24,0	17,5	23,5
Minimali reikšmė	10,0	10,0	7,0	10,6	10,0	6,0	11,6
Aritmetinis vidurkis	16,0	15,5	15,1	17,1	16,6	12,8	17,7
Mediana	15,0	16,0	15,0	16,5	16,0	13,0	17,6
Amplitudė	11,0	12,0	14,0	12,6	14,0	11,5	11,9
Dispersija	9,2	8,9	16,7	13,8	13,9	12,8	12,8
Standartinis nuokrypis	3,0	3,0	4,1	3,7	3,7	3,6	3,6

Vilniaus valykloje nuotekų temperatūra 2003–2005 metų laikotarpyje kito nuo 7 iki 22 °C. Keičiantis sezonams, aukštesnė nei 20 °C nuotekų temperatūra pakilo birželio, liepos mėnesiais ir išsilaikė 3–4 mėnesius, priklausomai nuo oro temperatūros. Šiuo laikotarpiu nuotekų temperatūros sumažėjimas pastebimas liūčių metu.

Klaipėdos valykloje 2006 metais nuotekų temperatūra svyravo nuo 10 iki 23 °C. Tiek Klaipėdos, tiek Alytaus valykloje nuotekų temperatūra pasiekė 20 °C liepos mėnesį ir išsilaikė 4 mėnesius iki lapkričio mėnesio pradžios.

Tuo tarpu Šiaulių nuotekos, atitekančios į valymo įrenginius, šiltuoju metų laikotarpiu nepasiekė 20 °C temperatūros ir svyravo nuo 6 iki 17,5 °C metų laikotarpyje. Utenos valykloje nuotekų temperatūra pasiekė 20 °C jau birželio mėnesį ir išsilaikė iki spalio pabaigos (4.1 pav.).



4.1 pav. Nuotekų, valomų Vilniaus, Alytaus, Klaipėdos, Šiaulių, Utenos nuotekų valymo įrenginiuose, temperatūros kitimo dinamika

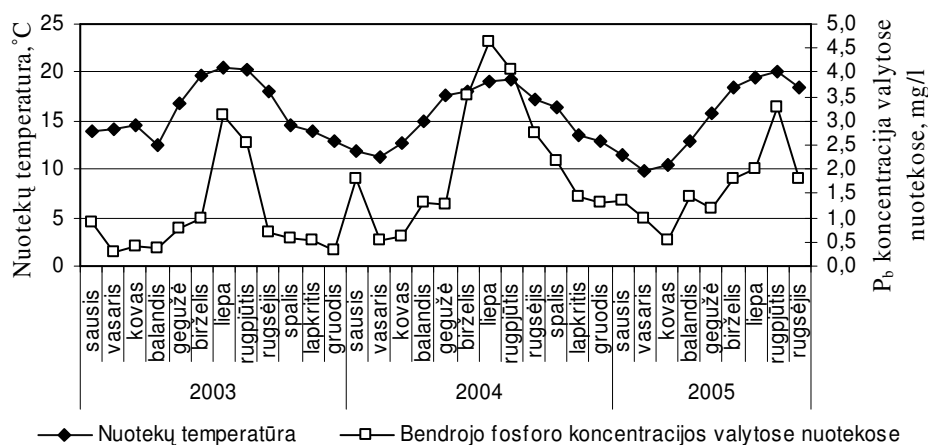
Taigi galima teigti, kad šiltuoju metų laikotarpiu Vilniaus, Klaipėdos, Alytaus bei Utenos valyklose susidaro palankios sąlygos GAO bakterijoms augti, kadangi aukštesnė nei 20 °C nuotekų temperatūra išsilaiko nuo 3 iki 4 mėnesių: birželio, liepos, rugpjūčio, rugsėjo ir spalio mėnesiais. Tuo tarpu vidutinis dumblo amžius analizuojamose valyklose palaikomas nuo 16 iki 30 parų, t. y. pakankamas GAO vystytis. Vadinasi, keičiantis sezonui bei kylant valomų nuotekų temperatūrai Lietuvoje, per tam tikrą aklimatizacinį laikotarpį, gali išaugti GAO populiacija, tapti dominuojanti sistemoje ir sutrikdyti fosforo šalinimo procesą.

4.2. Fosforo šalinimo iš nuotekų analizė

Pastarajai prielaidai ištirti, atliekama P_b šalinimo analizė minėtuose valymo įrenginiuose. Pagal statistikos formules, parinkus 95 % patikimumo intervalą, iš kiekvienos analizuojamos miesto nuotekų valyklos duomenų – P_b koncentracijos valytose nuotekose – imties atmestos į šį intervalą nepatenkančios reikšmės. Tyrimų duomenų statistinio apdorojimo rezultatai pateikti 4.2 lentelėje.

Analizuojant Vilniaus nuotekų valyklos 2003–2005 metų technologinius darbo parametrus pastebėta, kad P_b koncentracija valytose nuotekose padidėja būtent šiltuoju metų laikotarpiu. Iš 4.2 paveikslo matyti, kad 2003 metais liepos, rugpjūčio bei dalį rugsėjo mėnesio P_b koncentracijos valytose nuotekose buvo

didesnės lyginant su kitais mėnesiais, tuo metu valomų nuotekų temperatūra svyravo virš 20 °C. Ta pati tendencija matoma ir 2004 metais birželio, liepos, rugpjūčio, rugsėjo, spalio bei 2005 metais liepos rugpjūčio, rugsėjo mėnesiais.

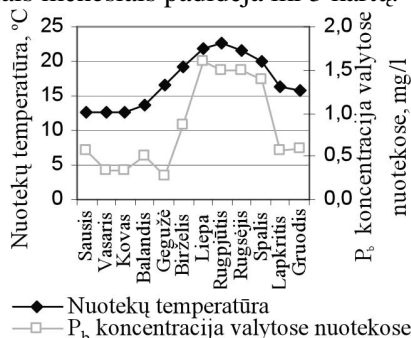


4.2 pav. Nuotekų temperatūros ir P_b koncentracijos valytose nuotekose kitimas Vilniaus valykloje 2003 - 2005 metais

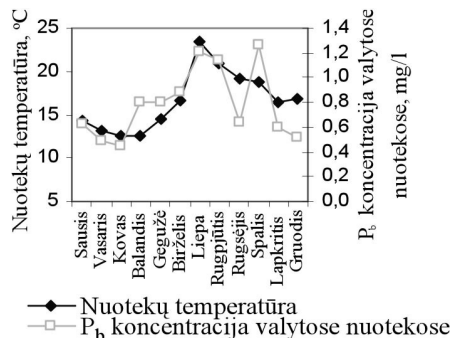
4.2 lentelė. Valytų nuotekų užterštumo pagal P_b koncentraciją duomenų statistinio apdorojimo rezultatai

Miesto valymo įrenginiai	Vilnius	Vilnius	Vilnius	Klaipėda	Alytus	Šiauliai	Utena
Metai	2003	2004	2005	2006	2006	2006	2006
Rodiklio imties dydis, n	243	246	170	324	46	24	49
Valytų nuotekų užterštumas pagal P_b , mg/l							
Maksimali reikšmė	3,8	6,8	5,3	2,8	2,3	1,5	1,6
Minimali reikšmė	0,10	0,28	0,26	0,07	0,36	0,10	0,25
Aritmetinis vidurkis	0,93	1,97	1,59	0,69	0,79	0,56	0,83
Mediana	0,45	1,40	1,40	0,37	0,68	0,27	0,79
Amplitudė	3,70	6,52	5,04	2,73	1,97	1,37	1,35
Dispersija	0,96	2,27	1,37	0,50	0,18	0,23	0,08
Standartinis nuokrypis	0,98	1,51	1,17	0,70	0,42	0,48	0,28

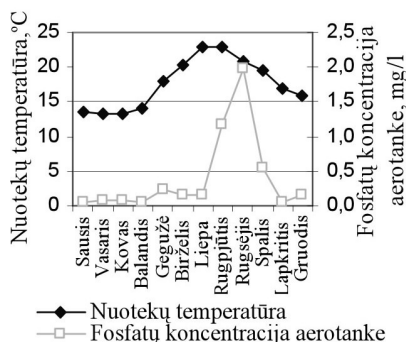
Analizuojant Klaipėdos nuotekų valyklos 2006 metų technologinius darbo parametrus matyti, kad P_b koncentracija valytose nuotekose padidėja taip pat šiltuoju metų laikotarpiu (4.3 pav.). Būtent liepos, rugpjūčio, rugsėjo bei spalio mėnesiais vidutinės mėnesio P_b koncentracijos valytose nuotekose lyginant su kitais mėnesiais padidėja iki 3 kartų.



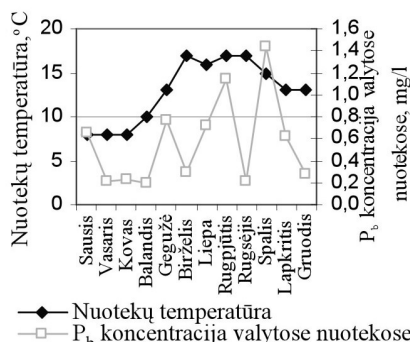
4.3 pav. Nuotekų temperatūros ir P_b koncentracijos valytose nuotekose kitimas Klaipėdos valykloje 2006 m



4.4 pav. Nuotekų temperatūros ir P_b koncentracijos valytose nuotekose kitimas Alytaus valykloje 2006 m



4.5 pav. Nuotekų temperatūros ir fosfatų koncentracijos aerotanke kitimas Utenos valykloje 2006 m



4.6 pav. Nuotekų temperatūros ir P_b koncentracijos valytose nuotekose kitimas Šiaulių valykloje 2006 m

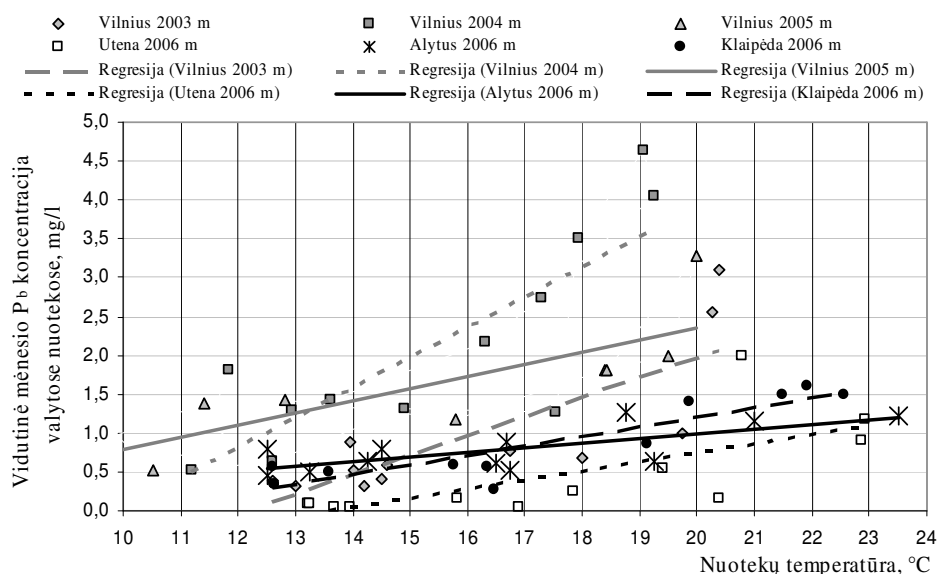
Alytaus miesto nuotekų valykloje P_b koncentracijos padidėjimas valytose nuotekose užfiksuojamas liepos, rugpjūčio, spalio mėnesiais. Tuo tarpu rugsėjo mėnesį ši tendencija neišryškėja (4.4 pav.). Utenos nuotekų valymo įrenginiuose vertintas fosforo šalinimas veikliojo dumblo reaktoriuje pagal fosfatų koncentraciją. Šioje valykloje 2006 metais fosfatų koncentracijos padidėjimas užfiksuotas rugpjūčio, rugsėjo mėnesiais (4.5 pav.). Šiaulių valymo įrenginiuose P_b koncentracijos padidėjimas 2006 metais valytose nuotekose šiltuoju metų laikotarpiu neužfiksuotas. Verta pažymėti, kad aukščiausia valomų nuotekų temperatūra šioje valykloje tesiekia 17,5 °C (4.6 pav.). Nors biologiniam

fosforo šalinimui gali turėti įtakos eilė kitų veiksnių, tačiau analizuojamuose valymo įrenginiuose neabejotinai ryški ir temperatūros įtaka.

Siekiant nustatyti biologinio fosforo šalinimo efektyvumo priklausomybę nuo valomų nuotekų temperatūros, atlikta kiekvienos nagrinėjamos valyklos statistškai patikimų duomenų – P_b koncentracijos valytose nuotekose ir valomų nuotekų temperatūros koreliacinė regresinė analizė.

Vilniaus valyklos aukščiau minėtų statistškai patikimų duomenų koreliacinė regresinė analizė buvo atlikta atskirai 2003, 2004, 2005 metams, kadangi nuotekų temperatūra nėra tiesioginis veiksnys, galintis turėti įtakos biologiniam fosforo šalinimui, tačiau gali skatinti GAO augimą. Tuo tarpu, esant tai pačiai nuotekų temperatūrai, GAO skaičius sistemoje gali smarkiai skirtis, priklausomai nuo palaikomo dumblo amžiaus, dumblo koncentracijos, GAO aklimatizacinio laikotarpio, valomų nuotekų sudėties. Būtent dėl šios priežasties tikslinga analizuoti kiekvienų metų duomenis atskirai.

Nuotekų temperatūros ir P_b koncentracijos valytose nuotekose koreliacinė regresinė analizė rodo, kad tarp pastarųjų parametrų egzistuoja vidutinis koreliacinis ryšys (4.7 pav.).



4.7 pav. Valomų nuotekų temperatūros bei P_b (arba fosfatų) koncentracijos valytose nuotekose ryšys Lietuvos didžiųjų miestų valyklose

Analizuojamų parametrų tarpusavio ryšį geriausiai nusako tiesinės regresijos modelis, parinktas pagal didžiausius determinacijos koeficientus (R^2). Determinacijos koeficientas svyruoja nuo 0,5 iki 0,83. Bendroji regresijos lygties išraiška:

$$P_b = \alpha + \beta \cdot \tau, \text{mg/l}, \quad (4.1)$$

čia P_b – bendrojo fosforo koncentracija valytose nuotekose, mg/l; τ – valomų nuotekų temperatūra, °C; α ir β – koeficientai.

Koeficientų α ir β bei koreliacijos ir determinacijos koeficientų reikšmės pateikiamos 4.3 lentelėje.

4.3 lentelė. *Koreliacijos, determinacijos bei α ir β koeficientų reikšmės*

NVĮ	Metai	Koeficientai		Koreliacijos koeficientas R	Determinacijos koeficientas R ²
		α	β		
Vilnius	2003	-3,04	0,25	0,797	0,635
Vilnius	2004	-3,83	0,39	0,829	0,688
Vilnius	2005	-0,75	0,15	0,806	0,650
Klaipėda	2006	-1,27	0,12	0,911	0,831
Alytus	2006	-0,19	0,06	0,709	0,503
Utena	2006	-1,61	0,12	0,714	0,510
Šiauliai	2006	0,03	0,04	0,374	0,140

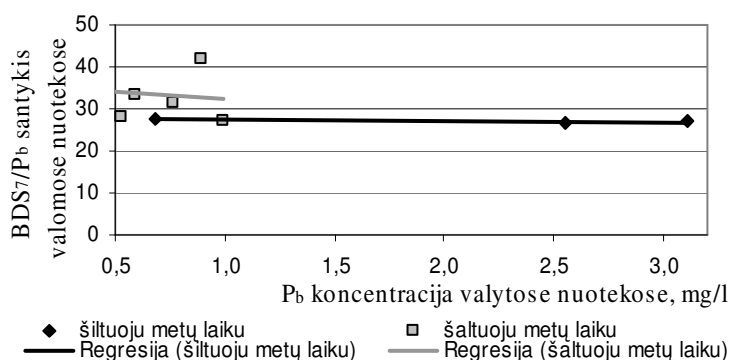
Regresinės analizės metu didžiausias determinacijos koeficientas R² – 0,831 gautas Klaipėdos valykloje. Vadinasi 83,1 % P_b reikšmių paaiškinama τ reikšmių įtaka. Aukštas koreliacijos koeficientas – 0,91 rodo, kad yra pakankamai stiprus koreliacinis ryšys tarp analizuojamų parametrų. Kitose valyklose nustatytas mažesnis procentas P_b reikšmių, įtakojamų τ reikšmės (50,3–68,8 %). Tuo tarpu Šiaulių valyklos duomenų regresinė analizė parodė labai silpną koreliacinį ryšį tarp analizuojamų parametrų, koreliacijos koeficientas 0,37. Tai paaiškinama, tuo, kad aukščiausia valomų nuotekų temperatūra šioje valykloje (17,5 °C) nesiekia 20 °C (4.3 lentelė), t.y. nesusidaro palankios sąlygos GAO vystytis.

Nustatytas tik vidutinis koreliacinis ryšys tarp valomų nuotekų temperatūros ir P_b koncentracijos valytose nuotekose, leidžia teigti, kad biologiniam fosforo šalinimui, analizuojamose valyklose, galėjo turėti įtakos eilė kitų veiksnių, kurie nebuvo vertinti šioje analizėje. Šie veiksniai yra: buitinių nuotekų sudėtis, deguonies tiekimas, dumblo apkrova/dumblo amžius bei nitratų koncentracija.

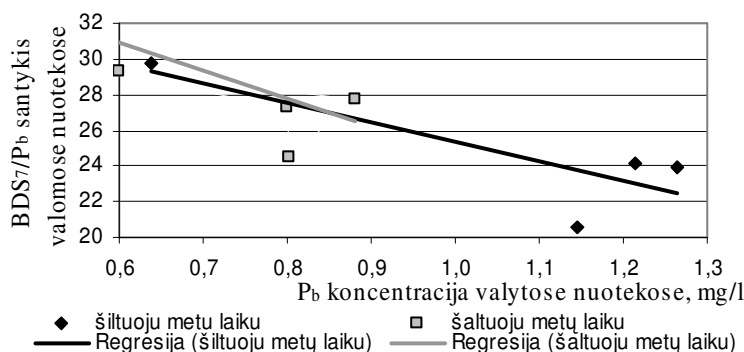
Nuotekų sudėtis vaidina svarbų vaidmenį biologinio fosforo šalinimo procese, ypač organinės fermentacijos produktai, kurie ir yra maistinė medžiaga fosforą kaupiantiems organizmams. Kuo daugiau lakiųjų riebalų rūgščių yra anaerobinėje zonoje, tuo didesnis fosforo išskyrimas. Šias rūgštis iš organinių junginių, esančių įtėkyje, gamina fermentuojančios bakterijos. Todėl biologiniam fosforo šalinimui yra labai svarbi tokia valomų nuotekų charakteristika kaip BDS₇/ P_b santykis, o ypač šiltuoju metų laikotarpiu, kai susidaro sąlygos vystytis GAO bakterijoms, kurios sparčiai dauginasi ir naudoja LRR, sudarydamos

konkurenciją PAO bakterijoms. Taigi galima daryti prielaidą, kad jeigu LRR yra pakankamai, fosforo šalinimas gali nesutrikti, nors ir sistemoje dominuoja GAO bakterijos. Todėl šiltuoju metų laikotarpiu, jeigu sistemoje dominuoja GAO bakterijos, P_b koncentraciją valytose nuotekose būtų galima prognozuoti pagal BDS_7/P_b santykį valomose nuotekose. Šiai prielaidai patikrinti, P_b koncentracijos valytose nuotekose ir BDS_7/P_b santykio valomose nuotekose statistiškai patikimi Vilniaus, Klaipėdos bei Alytaus valyklų duomenys suskirstyti į dvi grupes: šiltojo ir šaltojo metų laikotarpių bei apskaičiuotos vidutinės mėnesio reikšmės. Iš gautų analizuojamų parametru duomenų atliekama koreliacinė regresinė analizė. Šiaulių valyklos pastarųjų duomenų analizė netikslinga dėl sąlygų, GAO bakterijoms vystytis, nesusidarymo.

Koreliacinės regresinės analizės rezultatai rodo, kad tarp P_b koncentracijos valytose nuotekose ir BDS_7/P_b santykio valomose nuotekose egzistuoja vidutinis koreliacinis ryšys tik šiltuoju metu laikotarpiu analizuojamose Vilniaus bei Alytaus valyklose (4.8, 4.9 pav.).



4.8 pav. Ryšys tarp P_b koncentracijos valytose nuotekose ir BDS_7/P_b santykio valomose nuotekose Vilnius valykloje 2003 metais



4.9 pav. Ryšys tarp P_b koncentracijos valytose nuotekose ir BDS_7/P_b santykio valomose nuotekose Alytaus valykloje 2006 metais

Analizuojamų parametų šiltuoju metu tarpusavio ryšį geriausiai nusako tiesinės regresijos modelis, parinktas pagal determinacijos koeficientus (R^2). Determinacijos koeficientas tiek Vilniaus, tiek Alytaus atveju gana didelis – 0,69. Bendroji regresijos lygties išraiška:

$$BDS_7/P_b = \chi + \delta \cdot P_b, \quad (4.2)$$

čia P_b – bendrojo fosforo koncentracija valytose nuotekose, mg/l; BDS_7/P_b – santykis valomose nuotekose; χ ir δ – koeficientai.

Koeficientų χ ir δ bei koreliacijos ir determinacijos koeficientų reikšmės pateikiamos 4.4 lentelėje.

4.4 lentelė. *Koreliacijos, determinacijos bei χ ir δ koeficientų reikšmės*

NVĮ	Metai	Koeficientai		Koreliacijos koeficientas R	Determinacijos koeficientas R^2
		χ	δ		
Vilnius	2003	27,95	-0,39	0,83	0,69
Alytus	2006	36,20	-10,9	0,83	0,69

Tuo tarpu šaltuoju metų laikotarpiu minėta priklausomybė nenustatyta. Vilniaus valykloje, determinacijos koeficientas svyruoja apie 0,02 (4.8 pav.). Alytaus valykloje šaltuoju metų laikotarpiu nustatytas silpnas ryšys, determinacijos koeficientas svyruoja apie 0,39 (4.9 pav.).

Klaipėdos valykloje nei šiltuoju, nei šaltuoju metų laikotarpiu ryšio tarp analizuojamų parametų nenustatyta. Tai galima paaiškinti tuo, kad BDS_7/P_b santykis valomose nuotekose šioje valykloje yra gana pastovus ir šiltuoju metu svyruoja apie 20, o šaltuoju apie 24.

P_b koncentracijos valytose nuotekose ir BDS_7/P_b santykio valomose nuotekose regresinės analizės rezultatai paaiškina, kodėl Alytaus miesto nuotekų valykloje P_b koncentracijos padidėjimas valytose nuotekose užfiksuotas liepos, rugpjūčio, spalio mėnesiais, o rugsėjo mėnesį ši tendencija neįžvelgiama. Vidutinis rugsėjo mėnesio BDS_7/P_b santykis valomose nuotekose svyravo virš 30, tuo tarpu liepos, rugpjūčio, spalio mėnesiais atitinkamai 24, 21, 24.

Ši analizė leidžia daryti išvadą, kad šiltuoju metų laikotarpiu, jei sistemoje dominuoja GAO bakterijos, valomų nuotekų BDS_7/P_b santykis turėtų būti daugiau kaip 30, siekiant užtikrinti biologinio fosforo šalinimo procesus, t. y. kad LRR užtektų tiek PAO, tiek GAO.

Tikslesnei analizei atlikti, reikalingas didesnis duomenų skaičius, kadangi analizuojamose valyklose BDS_7/P_b santykis valomose nuotekose nustatomas

vidutiniškai kartą per savaitę, ne visose valyklose pavyko nustatyti minėtų dėsningumų dėl duomenų trūkumo.

4.3. Ketvirtojo skyriaus išvados

1. Šiltuoju metų laikotarpiu Lietuvoje valomų nuotekų temperatūra valyklose pasiekia ir viršija 20 °C. Tokia temperatūra išsilaiko nuo 3 iki 4 mėnesių, o palaikomas dumblo amžius svyruoja nuo 16 iki 30 parų, todėl susidaro palankios sąlygos glikogeną kaupiančių mikroorganizmų populiacijai augti.

2. Lietuvos didžiųjų miestų nuotekų valyklose šiltuoju metų laikotarpiu padidėja bendrojo fosforo koncentracija valytose nuotekose, išskyrus Šiaulių valyklą, kurioje aukščiausia nuotekų temperatūra nesiekia 18 °C. Tarp bendrojo fosforo koncentracijos valytose nuotekose ir valomų nuotekų temperatūros nustatytas stiprus koreliacinis ryšys. Koreliacijos koeficientas svyruoja nuo 0,71 iki 0,91 analizuotose valyklose, kur azotas ir fosforas šalinamas skirtingomis technologijomis.

Tarp bendrojo fosforo koncentracijos valytose nuotekose ir BDS_7/P_b santykio valomose nuotekose nustatytas vidutinis koreliacinis ryšys šiltuoju metų laikotarpiu. Tuo tarpu šaltuoju metu toks ryšys nenustatytas. Tai patvirtina, kad glikogeną kaupiančios bakterijos gali turėti įtakos biologiniam fosforo šalinimui. Tačiau bendrojo fosforo koncentraciją valytose nuotekose galima prognozuoti pagal BDS_7/P_b santykį valomose nuotekose šiltuoju metų laikotarpiu tik tuo atveju, kai BDS_7/P_b santykis didesnis kaip 30.

Biologinio azoto šalinimo įtakos fosforo šalinimui tyrimai

Vienas iš veiksnių, turintis įtakos BFŠ, yra azoto junginiai, kadangi dažniausiai BFŠ derinamas su azoto šalinimu. Šiame skyriuje analizuojama azoto šalinimo įtaka fosforo šalinimui. Vertinama aeracijos įtaka fosfatų išsiskirimui į nuotekas, lyginant tyrimų, atliktų šiltuoju ir šaltuoju metų laiku, rezultatus. Nustatyta denitrifikacijos greičio priklausomybė nuo nuotekų temperatūros. Nustatytos optimalios aeracijos trukmės efektyviam biologiniam azoto šalinimui, naudojant SND technologiją.

Skyriaus medžiaga publikuota šešiuose autorės straipsniuose [1A, 3A, 4A, 5A, 6A, 10A].

5.1. Nitrifikacijos procesų tyrimas

Siekiant išnagrinėti nitrifikacijos procesų pokyčius šaltuoju ir šiltuoju metų laiku, atlikti eksperimentiniai tyrimai veikliojo dumblo reaktoriuje Utenos miesto nuotekų valymo įrenginiuose 2005 metų sausio–birželio bei liepos–spalio mėnesiais. Dvi veikliojo dumblo reaktoriaus sekcijos dirbo lygiagrečiai, tačiau jose skyrėsi aeravimo režimas paros laikotarpyje. Todėl analizuojami abiejų sekcijų duomenys. Tiriamų nuotekų po pirminio valymo pH beveik nekito ir

svyravo mažame intervale nuo 7,4 iki 7,5. Valomų nuotekų sudėtis tiek šaltuoju, tiek šiltuoju metų laiku kito nežymiai (5.1 lentelė).

5.1 lentelė. 2005 metų laikotarpio nuotekų prieš biologinį valymą ir valytų nuotekų užterštumo duomenų statistinio apdorojimo rezultatai ($n = 53$)

Statistinės duomenų charakteristikos	Nuotekų prieš biologinį valymą užterštumo rodikliai, mg/l			Valytų nuotekų užterštumo rodikliai, mg/l			Biologinio valymo efektyvumas pagal užterštumo rodiklius, %		
	BDS ₇	N _m	P _m	BDS ₇	N _b	P _b	BDS ₇	N _b	P _b
Maksimali reikšmė	212	56	12,4	11,3	10,2	1,2	96,9	94	99
Minimali reikšmė	177	33	6,6	3,9	2,7	0,1	95,7	77	88
Aritmetinis vidurkis	195	45	9,5	7,6	6,4	0,6	96,3	85	94
Mediana	200	45	9,7	7,2	6,5	0,6	96,3	86	11
Amplitudė	35	23	6	7	8	1,0	1,2	17	94
Dispersija	79	33	2,1	3,4	3,6	0,1	0,1	19	9,7
Standartinis nuokrypis	9	6	1,5	1,8	1,9	0,3	0,3	4,4	3,1

Pirmieji tyrimai buvo atlikti šaltuoju metų laiku, kai tiriamų valomų nuotekų temperatūra svyravo nuo 12,4 iki 17 °C, vidutinė – 14 °C. Vėlesni tyrimai buvo atliekami šiltuoju metų laiku, kai valomų nuotekų temperatūra svyravo nuo 17,7 iki 20,8 °C, vidutinė – 19,4 °C.

Tyrimų metu veikliojo dumblo reaktoriuje buvo palaikoma maža veikliojo dumblo apkrova 45–55 mgBDS₇/(gVDSM·d). Veikliojo dumblo koncentracija svyravo nuo 3,4 iki 4,6 g/l: šiltuoju laikotarpiu – apie 3,6 g/l, šaltuoju – apie 4,3 g/l. Veikliojo dumblo amžius svyravo nuo 11 iki 20 parų. Tyrimai buvo kartojami stebint biologinio potencialo aktyvumo pakitimus, fiksuojamus NADH jutiklio, deguonies koncentraciją aeracijos ir sumažintos aeracijos metu. Paaiškęs, kad aeracinėje zonoje įvykusi tik dalinė nitrifikacija (nustatytas didelis amonio azoto kiekis aeracinėje zonoje), aeracijos trukmė buvo pratęsiama. Nustačius dalinę denitrifikaciją (didelį kiekį nitratų aeracinėje zonoje) buvo prailginamas sumažintos aeracijos laikas ir tyrimas kartojamas.

Tyrimų, atliktų šiltuoju metų laikotarpiu, rezultatai išryškino fosfatų išaugimo aeracinėje zonoje tendenciją, kai pilnai neįvykus nitrifikacijos procesui aeracinėje zonoje, nustatytos išaugusios amonio azoto koncentracijos. Statistiškai patikimi šio tyrimo duomenys (be nitratų įtakos) bei šių duomenų statistinio apdorojimo rezultatai pateikiami 5.2 ir 5.3 lentelėse.

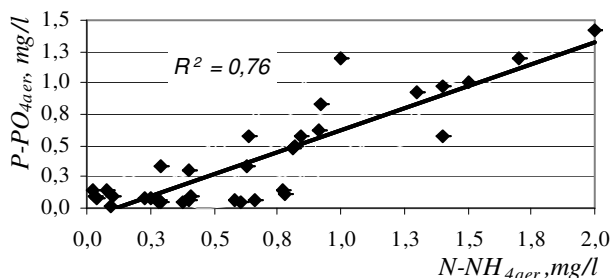
5.2 lentelė. Tyrimų, atliktų šiltnaminiuose (2005 metų liepos–spalio mėnesiais) duomenys (be nitratų įtakos)

Tyrimo atlikimo data 2005 metais	Veikliojo dumblo reaktoriaus pirmąją sekciją						Veikliojo dumblo reaktoriaus antrąją sekciją					
	Anaerobinė zona			Aeracinė zona			Anaerobinė zona			Aeracinė zona		
	$P-PO_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l	$P-PO_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l	$N-NH_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l	$P-PO_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l	$P-PO_4$, mg/l	$N-NH_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l
07 18 (9 val.)	57	0,34	0,57	0,62	0,54	0,62	72	0,25	-	-	0,47	0,47
07 18 (15 val.)	54	0,70	0,07	0,54	0,78	0,86	64	0,51	0,57	0,84	0,68	0,68
07 19 (9 val.)	61	0,91	0,11	0,78	0,86	0,91	59	0,78	0,62	0,91	0,31	0,31
08 05 (9 val.)	87	0,11	0,98	0,23	0,23	0,23	78	0,48	0,14	0,77	0,62	0,62
08 08 (9 val.)	41	0,11	4,10	0,08	0,08	0,08	35	0,35	0,15	0,08	0,57	0,57
08 08 (15 val.)	50	0,24	2,38	0,13	0,13	0,13	42	0,74	0,08	0,04	0,91	0,91
08 07 (9 val.)	56	0,38	0,34	0,63	0,63	0,63	56	0,84	0,01	0,09	0,54	0,54
08 09 (9 val.)	45	0,32	0,05	0,61	0,61	0,61	47	0,78	0,04	0,29	1,05	1,05
08 31 (9 val.)	54	0,28	0,50	0,82	0,82	0,82	52	0,36	0,48	0,81	1,05	1,05
09 01 (9 val.)	48	0,31	0,08	0,25	0,25	0,25	49	0,31	0,09	0,03	0,84	0,84
09 07 (9 val.)	49	0,09	1,42	0,81	0,81	0,81	46	0,41	0,83	0,92	0,64	0,64
09 08 (9 val.)	51	0,47	0,06	0,69	0,69	0,69	52	0,05	0,92	1,30	0,38	0,38
09 08 (15 val.)	50	0,35	0,07	0,62	0,62	0,62	49	0,25	0,09	0,41	0,63	0,63
09 12 (9 val.)	42	0,18	1,00	1,20	1,20	1,20	44	0,28	0,05	0,28	0,71	0,71
09 13 (9 val.)	36	0,59	0,58	2,00	2,00	2,00	38	0,57	0,06	0,28	0,95	0,95
09 13 (15 val.)	51	0,12	0,08	0,47	0,47	0,47	51	0,11	-	-	0,54	0,54
09 14 (9 val.)	48	0,29	1,20	0,58	0,58	0,58	51	0,23	0,04	0,38	0,62	0,62
09 15 (9 val.)	27	0,52	0,30	0,71	0,71	0,71	27	0,48	0,33	0,29	0,84	0,84
10 19 (15 val.)	44	0,59	1,20	6,10	6,10	6,10	47	0,58	0,14	0,02	1,20	1,20

5.3 lentelė. Tyrimų, atliktų šiltuoju metų laikotarpiu (2005 metų liepos–spalio mėnesiais) duomenų (be nitratų įtakos) statistinio apdorojimo rezultatai ($n = 44$)

Statistinės duomenų charakteristikos	Veikliojo dumblo reaktoriaus pirma sekcija				Veikliojo dumblo reaktoriaus antra sekcija			
	Anaerobinė zona		Aeracinė zona		Anaerobinė zona		Aeracinė zona	
	$P-PO_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l	$P-PO_4$, mg/l	$N-NH_4$, mg/l	$P-PO_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l	$P-PO_4$, mg/l	$N-NH_4$, mg/l
Maksimali reikšmė	58,5	0,64	1,61	2,17	60,5	1,01	0,96	1,30
Minimali reikšmė	39,5	0,00	0,00	0,00	34,2	0,00	0,00	0,00
Aritmetinis vidurkis	49,0	0,31	0,59	1,01	47,4	0,48	0,30	0,47
Mediana	18,9	0,65	2,05	2,31	26,3	1,01	0,96	1,65
Amplitudė	50,0	0,31	0,50	0,82	48,0	0,48	0,14	0,29
Dispersija	22,4	0,03	0,26	0,33	43,2	0,07	0,11	0,17
Standartinis nuokrypis	4,7	0,16	0,51	0,58	6,6	0,26	0,33	0,41

Tais atvejais, kai buvo nustatyta dalinė nitrifikacija aeracinėje zonoje, deguonies koncentracija aeravimo fazės metu neviršijo 0,7 mg/l, o minimali reikšmė dažnai svyravo apie 0,2 mg/l. Tuo metu nustatytas biologinio potencialo aktyvumo padidėjimas nuo 5 iki 14 %. Sąlygos, kai aeracinėje zonoje vyksta nepilna nitrifikacija, gali paskatinti fosfatų išsiskirimą į nuotekas. Šiam teiginiui patikrinti, ieškoma priklausomybės tarp fosfatų ir amonio azoto koncentracijos aeracinėje zonoje. Tačiau yra daug papildomų veiksnių, galinčių turėti neigiamos įtakos BFŠ. Siekiant įvertinti tik dalinės nitrifikacijos įtaką, buvo atmestos tos analizės, kai nepakankamas organinių junginių kiekis valomose nuotekose (BDS_7/P_b santykis buvo mažesnis už 15) galėjo turėti įtakos fosfatų išaugimą aeracinėje zonoje. Tai pat atmestos analizės, kai nitratų kiekis anaerobinėje zonoje viršijo 1 mg/l. Kadangi tyrimų metu buvo palaikoma maža veikliojo dumblo apkrova (45–55 mgBDS₇/(gVDSM·d)) bei optimalus dumblo amžius (nuo 11 iki 20 parų) neigiama šių veiksnių įtaka atmesta. Analizuojamu laikotarpiu valomų nuotekų hidraulinis išbuvimo laikas anaerobinėje zonoje buvo optimalus (nuo 1,2 iki 2,25 valandos). Siekiant nustatyti priklausomybę tarp fosfatų ir amonio azoto koncentracijos aeracinėje zonoje buvo atlikta tyrimo rezultatų (5.2 lentelė), kuriuose neigiamo poveikio negalėjo turėti aukščiau minėti veiksniai, regresinė koreliacinė analizė. Iš gautų rezultatų nustatyta fosfatų ir amonio azoto koncentracijos aeracinėje zonoje priklausomybė: didėjant amonio azoto koncentracijai, fosfatų koncentracija taip pat didėja (5.1 pav.).



5.1 pav. Ryšys tarp fosfatų ir amonio azoto aeracinėje zonoje šiltuoju metu

Šiam ryšiui išreikšti tinkamas tiesinės regresijos modelis:

$$P-PO_{4aer} = 0,7 \cdot N-NH_{4aer} - 0,07, \quad (5.1)$$

čia $P-PO_{4aer}$ – fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje, mg/l; $N-NH_{4aer}$ – amonio azoto aeracinėje zonoje, mg/l.

Modelio determinacijos koeficientas $R^2 = 0,76$ ir aukštas koreliacijos koeficientas $R = 0,87$ rodo stiprą analizuojamų parametrų tarpusavio ryšį. Amonio azoto koncentracijai viršijant 1 mg/l, P_b koncentracija išleidžiamose nuotekose dažnai viršijo 1,0 mg/l.

Dar vienas svarbus veiksnys, turintis įtakos BFŠ, yra nitratų koncentracija anaerobinėje zonoje. Atliekant tyrimus šiltuoju metų laikotarpiu, nustatčius, kad aeracinėje zonoje pilnai neįvyko nitrifikacija, aeracijos laikotarpis buvo prailginamas. Pakartojus tyrimus kitą dieną paaiškėjo, kad amonio azoto koncentracijai sumažėjus, atitinkamai sumažėjo ir fosfatų kiekis. Tačiau ir po to tęsiant aeraciją, išaugo nitratų kiekis anaerobinėje zonoje. Tuo metu aeracinėje zonoje padaugėjo fosfatų. Tyrimų rezultatai, kai nitratų koncentracija anaerobinėje zonoje viršijo 1 mg/l šiltuoju metų laikotarpiu, bei šių duomenų statistinio apdorojimo rezultatai pateikiami 5.4 ir 5.5 lentelėse.

5.4 lentelė. Tyrimo duomenys, kai nitratų koncentracija anaerobinėje zonoje viršijo 1 mg/l šiltuoju metų laikotarpiu (reikšmės nurodytos mg/l)

Tyrimo atlikimo data 2005 metais	Anaerobinė zona		Aeracinė zona		
	<i>P-PO₄</i>	<i>N-NO₃</i>	<i>P-PO₄</i>	<i>N-NH₄</i>	<i>N-NO₃</i>
08 25 (II sekcija)	67	3,20	4,10	0,18	3,60
08 26 (I sekcija)	61	2,00	2,40	0,29	13,0
08 26 (II sekcija)	50	2,20	2,80	0,01	17,0
08 29 (I sekcija)	39	2,60	3,50	0,18	6,60
08 29 (II sekcija)	35	2,10	2,70	0,00	5,40
08 30 (I sekcija)	42	1,60	1,41	1,30	4,80
08 30 (II sekcija)	40	1,04	1,01	1,17	2,89
10 19 (I sekcija 9 val.)	50	1,80	1,90	1,80	4,30
10 19 (II sekcija 9 val.)	40	1,50	2,00	2,10	9,80
10 19 (II sekcija 11 val.)	37	2,20	3,50	0,89	7,50
10 20 (II sekcija)	45	2,40	3,40	1,20	9,30
10 21 (I sekcija)	50	1,20	1,10	1,10	4,90

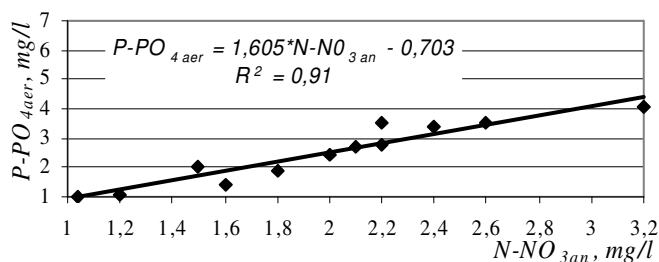
5.5 lentelė. Tyrimo duomenų, kai nitratų koncentracija anaerobinėje zonoje viršijo 1 mg/l šiltuoju metų laikotarpiu statistinio apdorojimo rezultatai ($n = 12$)

Statistinės duomenų charakteristikos	Anaerobinė zona		Aeracinė zona		
	<i>P-PO₄</i>	<i>N-NO₃</i>	<i>P-PO₄</i>	<i>N-NH₄</i>	<i>N-NO₃</i>
Maksimali reikšmė	54,1	3,20	4,53	2,30	10,58
Minimali reikšmė	31,5	0,77	0,44	0,00	1,23
Aritmetinis vidurkis	42,8	1,99	2,49	0,82	5,91
Mediana	22,5	3,20	4,53	2,96	9,35
Amplitudė	41,0	2,05	2,55	0,89	5,15
Dispersija	31,7	0,37	1,04	0,55	5,47
Standartinis nuokrypis	5,6	0,61	1,02	0,74	2,34

Siekiant nustatyti priklausomybę tarp fosfatų aeracinėje zonoje ir nitratų koncentracijos anaerobinėje zonoje buvo atlikta tyrimo rezultatų, kuriuose

neigiamą poveikį galėjo turėti nitratai, regresinė koreliacinė analizė (5.4 lentelė). Nitratų kiekis svyravo nuo 1 iki 3,4 mg/l.

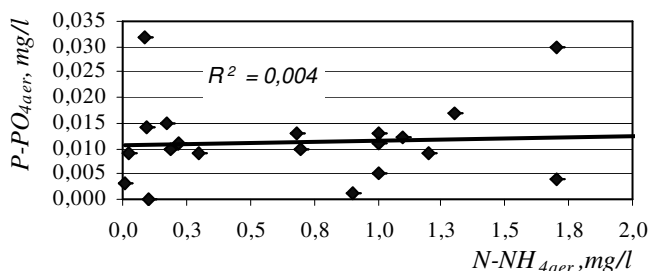
Atlikus koreliacinę regresinę 12 duomenų analizę, nustatytas fosfatų koncentracijos aeracinėje zonoje priklausomumas nuo nitratų koncentracijos anaerobinėje zonoje. Analizuojamų parametrų ryšį nusako tiesinės regresijos modelis, pagal kurį net 91 % fosfatų koncentracijos reikšmių galima paaiškinti nitratų įtaka (5.2 pav.).



5.2 pav. Ryšys tarp fosfatų aeracinėje zonoje ir nitratų anaerobinėje zonoje šiltuoju metu

Išaugus nitratų kiekiui anaerobinėje zonoje nuo 1 mg/l iki 3,2 mg/l, padidėjo fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje ir kartu pablogėjo išvalymo efektas pagal P_b . Tuo metu P_b koncentracija išleidžiamose nuotekose viršijo 1,8 mg/l.

Analizuojant tyrimų, atliktų šaltuoju metu laikotarpiu, rezultatus nepastebėta fosfatų išaugimo tendencijos aeracinėje zonoje. Tuomet P_b koncentracija valytose nuotekose neviršijo 0,71 mg/l. Amonio azoto koncentracijai pasiekus net 2,2 mg/l, fosfatų aeracinėje zonoje padidėjimas nenustatytas. Ši pastebėjimą patvirtino ir atlikta koreliacinė regresinė 22 duomenų (5.3 pav) analizė.



5.3 pav. Fosfatų ir amonio azoto aeracinėje zonoje šaltuoju metu kitimas

Fosfatų koncentracijos aeracinėje zonoje priklausomumas nuo amonio azoto koncentracijos šaltuoju metu laikotarpiu nenustatytas. Tokiam rezultatų skirtumui tarp tyrimų, atliktų šiltuoju ir šaltuoju laikotarpiu, įtakos galėjo turėti būtent glikogeną kaupiančių organizmų dominavimas šiltuoju metu. Literatūroje nurodoma, kad kai ištirpusio deguonies koncentracija aeracinėje zonoje labai

maža (apie 0,5 mg/l), PAO bakterijų sumažėjo, o GAO populiacija išaugo [154]. Tuo tarpu dalinė nitrifikacija aeracinėje zonoje parodo, kad deguonies kiekis buvo nepakankamas tiek nitrifikacijos procesams, tiek fosforo šalinimui.

Nitratų anaerobinėje zonoje neigiamas poveikis fosfatų šalinimui nepasireiškė, kadangi neviršijo 1,1 mg/l. Todėl fosfatų koncentracijos aeracinėje zonoje priklausomybė nuo nitratų koncentracijos anaerobinėje zonoje nenustatyta.

5.2. Nuotekų temperatūros įtakos denitrifikacijos greičiui vertinimas

Tyrimai buvo atliekami Utenos miesto nuotekų valymo įrenginiuose 2002–2004 metų laikotarpyje. Nitrifikacijos ir denitrifikacijos trukmės metų laikotarpyje buvo keičiamos, priklausomai nuo amonio azoto ir nitratų koncentracijos veikliojo dumblo reaktoriuje. Kartą per savaitę buvo nustatomi parametrai, reikalingi denitrifikacijos greičiui apskaičiuoti bei fiksuojama nuotekų temperatūra. Visos analizės buvo nustatomos standartiniais metodais aprašytais 3.1 skyriuje. Gauti rezultatai buvo apdoroti statistiniais metodais. Iš gautų statistiškai patikimų analizių reikšmių apskaičiuoti denitrifikacijos greičiai pagal 3.5 formulę.

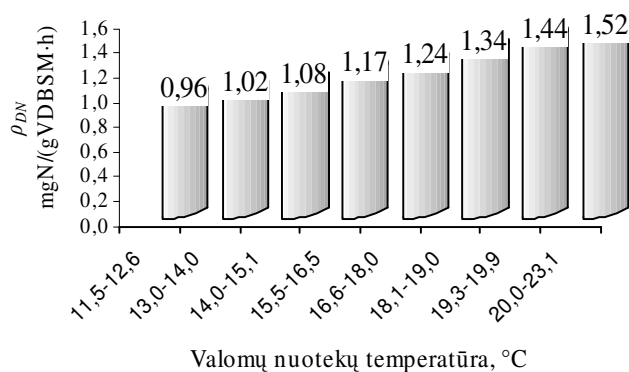
Nuotekų temperatūra buvo suskirstyta į intervalus: keturis – šiltuoju metų laiku ir keturis – šaltuoju. Pagal juos paskaičiuoti aritmetiniai denitrifikacijos greičių vidurkiai, pateikti 5.6 lentelėje.

5.6 lentelė. Denitrifikacijos greičių vidutinės reikšmės prie tam tikrų temperatūros intervalų ($n = 148$)

$\tau, ^\circ\text{C}$	$\rho_{DN},$ mgN/ (gVDBSM·h)	$Q_h,$ m ³ /h	$N_p,$ mg/l	$N_m,$ mg/l	$N_b,$ mg/l	$N_s,$ mg/l	t_{DN}, h
Šaltuoju metų laikotarpiu							
11,5–12,6	0,96	497	24,5	33,2	4,7	4,0	12,7
13,0–14,0	1,02	412	30,2	40,4	5,7	4,5	12,4
14,1–15,1	1,08	413	30,6	40,4	5,1	4,8	11,8
15,5–16,5	1,17	428	29,0	39,8	5,6	5,2	11,7
Šiltuoju metų laikotarpiu							
16,6–18,0	1,24	423	32,6	42,8	5,2	5,0	11,7
18,1–19,0	1,34	408	35,6	44,5	4,7	4,3	11,4
19,3–19,9	1,44	432	32,5	41,6	5,1	4,1	10,1
20,0–23,1	1,52	430	26,8	35,3	4,8	3,8	8,3

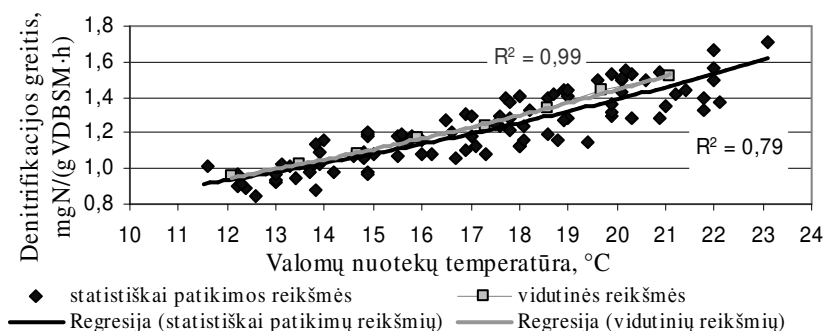
Šaltojo sezono laikotarpiu (nuo lapkričio iki gegužės mėnesio) nuotekų temperatūrai veikliojo dumblo reaktoriuje svyruojant tarp 11,5 ir 16,5 °C, denitrifikacijos greitis svyravo nuo 0,96 iki 1,17 mgN/(gVDBSM·h), vidutinis - 1,06 mgN/(gVDBSM·h). Tuo metu denitrifikacijos ciklai per parą sudarė nuo 11,7 iki 12,7 valandų. Šiltuoju laikotarpiu (nuo gegužės iki lapkričio mėnesio) prie 16,6–23,1 °C nuotekų temperatūros, denitrifikacijos greitis svyravo tarp 1,24 ir 1,52 mgN/(gVDBSM·h), vidutinis – 1,39 mgN/(gVDBSM·h), o denitrifikacijai įvykti pakako nuo 8,3 iki 11,7 valandų per parą (5.6 lentelė).

Iš gautų rezultatų matyti, kad didėjant nuotekų temperatūrai metų laikotarpyje, didėjo ir denitrifikacijos greitis (5.4 pav.). Vidutinis denitrifikacijos greitis šiltuoju metų laikotarpiu nustatytas 24 % didesnis nei šaltuoju metų laiku.



5.4 pav. Denitrifikacijos greičių reikšmės, esant skirtingoms valomų nuotekų temperatūroms

Atlikus koreliacinę regresinę 148 duomenų analizę, nustatytas denitrifikacijos greičio priklausomumas nuo nuotekų temperatūros (5.5 pav.). Denitrifikacijos greičių prognozei pagal nuotekų temperatūrą, tinkamiausias eksponentinis regresijos modelis, determinacijos koeficientas $R^2 = 0,79$.



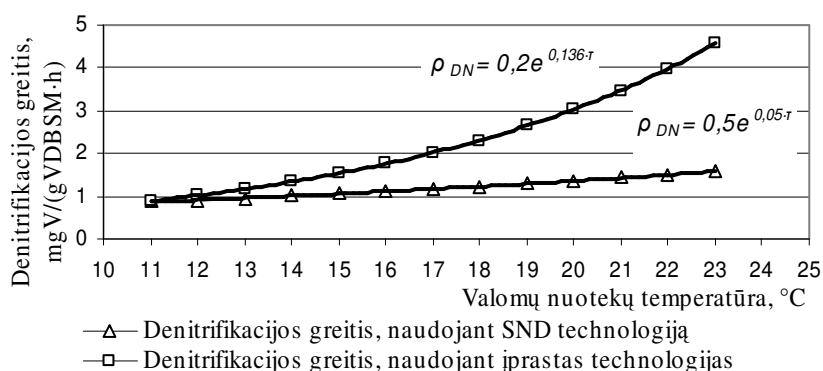
5.5 pav. Ryšys tarp denitrifikacijos greičio ir nuotekų temperatūros

Analizuojant vidutines nustatytų temperatūros diapazonų reikšmes, nustatytas ryšys tarp denitrifikacijos greičio ir nuotekų temperatūros, kurio determinacijos koeficientas $R^2 = 0,99$ (pav. 5.5). Gautas eksponentinis regresijos modelis:

$$\rho_{DN} = 0,5 \cdot e^{0,05 \cdot \tau}, \quad (5.2)$$

čia ρ_{DN} – denitrifikacijos greitis, mgN/(gVDBSM·h); τ – nuotekų temperatūra, °C.

Literatūroje nurodoma, kad biologiniam azoto šalinimui naudojant įprastas technologijas, kai veikia dumblo maitinimo šaltinis yra nevalytos nuotekos, denitrifikacijos greitį galima apskaičiuoti pagal priklausomybę, tinkančią temperatūros diapazonui 5–25 °C: $\rho_{DN} = 0,2 \cdot e^{0,136 \cdot \tau}$. Lyginant denitrifikacijos greičius, apskaičiuotus pagal pastarąją formulę ir pagal 5.2 formulę, naudojant SND technologiją, išryškėjo skirtumai pavaizduoti 5.6 paveiksle.



5.6 pav. Denitrifikacijos greičių palyginimas azoto šalinimui naudojant SND ir įprastas technologijas

Denitrifikacijos greičiai, naudojant SND technologiją, kinta mažesniame intervale ir kylant dumblo mišinio temperatūrai, kyla ne taip ženkliai kaip naudojant įprastas technologijas. Tačiau šį skirtumą galima paaiškinti tuo, kad naudojant SND technologiją, denitrifikacija intensyviai vyksta ne tik sumažintos aeracijos metu, kai sudaromos sąlygos denitrifikacijai vyksti, bet ir nitrifikacijos metu, todėl lengvai pasiekama maža bendrojo azoto koncentracija valytose nuotekose (3–10 mg/l). Gauta formulė (5.2) įvertina tik denitrifikacijos greičius denitrifikacijos metu, tuo tarpu prasidėjus aeracijos fazei dar kurį laiką vyksta denitrifikacija dribsnių vidiniuose sluoksniuose, kur nėra deguonies. Išmatuoti nitrifikacijos metu vykstančios denitrifikacijos greičio negalime, nes abu procesai vyksta vienu metu. Gautą formulę (5.2) galima naudoti projektuojant SND technologijos įrenginius.

5.3. Optimalios trukmės aeracijai nustatymas biologiškai šalinant azotą iš nuotekų

Pastarojo tyrimo rezultatai parodė, kaip svarbu užtikrinti pakankamą aeracijos režimą veikliojo dumblo reaktoriuje su azoto ir fosforo šalinimu šiltuoju metų laikotarpiu. Tai pasiekti labai paprasta, įrengus pakankamai galingą aeracinę sistemą. Tačiau daugeliu atveju, tai bus neekonomiška, kadangi reikalingas deguonies kiekis mikroorganizmams yra nepastovus dydis, priklausantis nuo daugelio veiksnių. Valymo procese deguonis turi būti tiekiamas taip, kad jo pakaktų teršalams oksiduoti ir koncentracija nebūtų per didelė, nes didinant koncentraciją, teršalų oksidavimo greitis didėja nežymiai, tuo tarpu elektros energijos sąnaudos aeravimui išauga kelis kartus.

Siekiant užtikrinti optimalų deguonies tiekimą, viena iš tinkamiausių azoto šalinimo technologijų yra SND technologija. Tačiau eksploatuojant šias technologijas, labai svarbu nustatyti optimalias aeracijos ir sumažintos aeracijos trukmes, įvertinant nitrifikacijos ir denitrifikacijos greičius.

Tikslui pasiekti penkių bandymų metu buvo atlikti tyrimai Utenos miesto nuotekų valymo įrenginiuose šiltuoju metu 2005 metų birželio–lapkričio mėnesiais. Sąlygos vykti nitrifikacijai buvo palaikomos nuo 120 iki 180 minučių, o denitrifikacijai – nuo 120 iki 180 minučių (5.7 lentelė).

Tyrimo metu amonio azoto bei nitratų koncentracija aeracinėje zonoje buvo nustatoma aeracijos ciklo pradžioje ir aeracijos ciklo pabaigoje. N_b koncentracija valomose nuotekose po pirminio valymo svyravo nuo 37 iki 52 mg/l, vidutiniškai apie 44 mg/l.

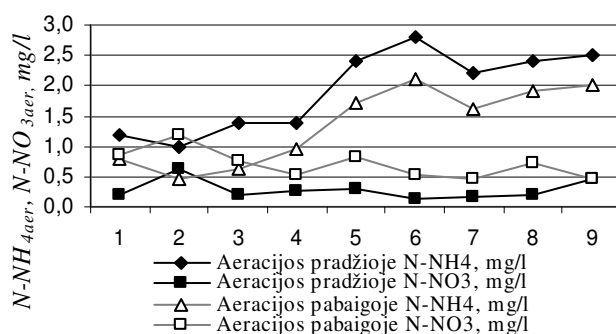
5.7 lentelė. Aeracijos ir sumažintos aeracijos trukmės bandymų metu

Bandymo Eil. Nr.	Aeracijos trukmė	Sumažintos aeracijos trukmė	Vieno ciklo trukmė	Aeravimo dalis cikle, $ADC=T_A/T_C$	Matavimų skaičius bandymo metu
	T_A , min	T_S , min	T_C , min	ADC	
1	150	150	300	0,50	9
2	180	150	330	0,55	8
3	180	120	300	0,60	5
	120	120	240	0,50	2
4	120	180	300	0,50	7
5	150	180	330	0,45	7

I bandymas

Pirmojo bandymo metu, kuris tęsėsi 21 dieną (liepos 19 d.–rugpjūčio 8d. laikotarpyje), azoto šalinimo efektyvumas svyravo nuo 87–91 %, vidutinis – 88 %. Bandymo pradžioje amonio azoto koncentracija aeracijos proceso

pradžioje svyravo nuo 1,0 iki 1,4 mg/l, aeracijos pabaigoje nuo 0,47 iki 0,78 mg/l (5.7 pav.).



5.7 pav. Amonio azoto ir nitratų kitimas aeracijos pradžioje ir pabaigoje, kai aeracijos ir sumažintos aeracijos trukmės po 150 min

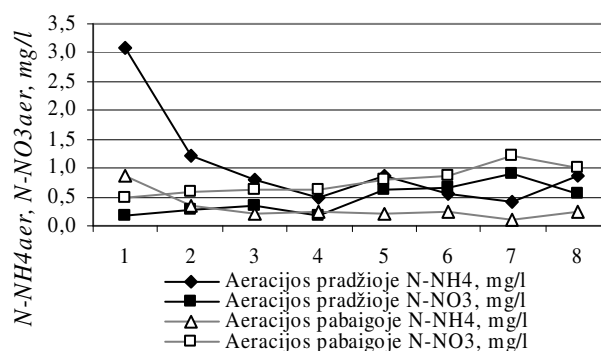
Tačiau penkioliktą bandymo dieną aeracijos pabaigoje buvo nustatyta padidėjusi amonio azoto koncentracija iki 1,7 mg/l. Deguonies kiekis buvo nepakankamas tiek pilnam organinės anglies oksidavimui, tiek nitrifikacijai.

Iki bandymo pabaigos amonio azoto koncentracija aeracijos pabaigoje tik augo nuo 1,7 iki 2,0 mg/l. Tai patvirtino, kad aeracijos trukmė nepakankama. Azoto šalinimo efektyvumas sumažėjo nuo 91 % bandymo pradžioje iki 87 % tolesnėje bandymo eigoje. Tuo tarpu nitratų kiekis viso bandymo metu mažai keitėsi. Aeracijos pradžioje kito 0,21–0,62 mg/l intervale ir 0,45–1,2 mg/l intervale aeracijos pabaigoje. Mažas nitratų kiekis rodė, kad 150 min. sumažintos aeracijos trukmė pakankama pilnai denitrifikacijai.

II bandymas

Kadangi išaugusi amonio azoto koncentracija parodė, kad aeracija yra nepakankama pilnai nitrifikacijai vykti, susidariusios sąlygos galėjo iššaukti fosforo šalinimo pablogėjimą. Taigi pirmojo bandymo rezultatai padiktavo sąlygas antrajam bandymui, kurio metu 11 dienų (rugpjūčio 9 d.–rugpjūčio 19 d. laikotarpyje) sąlygos vykti nitrifikacijai buvo palaikomos 180 minučių, o denitrifikacijai vykti – 150 minučių. Dirbant tokiu aeravimo režimu azoto šalinimo efektyvumas svyravo nuo 83 iki 89 %, vidutiniškai – 85 %.

Per dvi antrojo bandymo dienas amonio azoto koncentracija aeracijos pradžioje sumažėjo nuo 3,1 iki 0,81 mg/l (5.8 pav.). Tuo tarpu aeracijos pabaigoje amonio azoto koncentracija nukrito nuo 2 iki 0,88 mg/l jau pirmąją dieną, pratęsus aeracijos laiką nuo 150 iki 180 minučių. Nitrifikacijos procesas vyko pilnai, tuo pačiu buvo pakanka aeracija fosforo šalinimui.

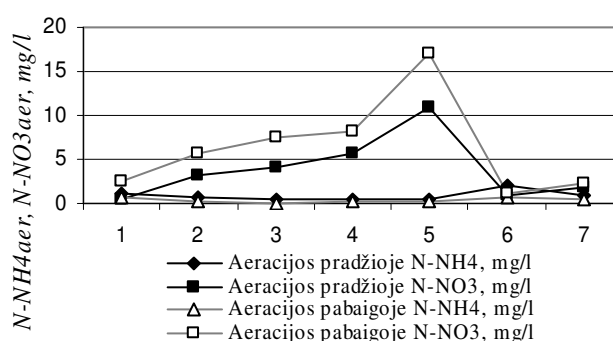


5.8 pav. Amonio azoto ir nitratų kitimas aeracijos pradžioje ir pabaigoje, kai aeracijos trukmė 180 min, o sumažintos aeracijos –150 min

Analizuojant nitratų kiekį antrojo bandymo metu aeracijos pradžioje ir pabaigoje, pastebėti didesni svyravimai nei pirmojo bandymo metu. Nitratų kiekis aeracijos pabaigoje keletą kartų viršijo 1 mg/l. Todėl azoto šalinimo efektyvumas sumažėjo nuo 89 % bandymo pradžioje iki 83 % bandymo pabaigoje.

III bandymas

Trečiasis bandymas buvo atliekamas 7 dienas (rugpjūčio 22 d. – rugpjūčio 28 d.). Pirmąsias 5 dienas veikiojo dumblo reaktorius dirbo 180 min. aeracijos ir 120 min. sumažintos aeracijos režimu, po to režimas buvo pakeistas į 120 min. aeracijos ir 120 min. sumažintos aeracijos režimą. Dirbant pirmuoju režimu, aeracijos pabaigoje nustatyta maža amonio azoto koncentracija (0,1–0,71 mg/l), nors aeracijos proceso pradžioje svyravo nuo 2,0 iki 0,37 mg/l (5.9 pav.).

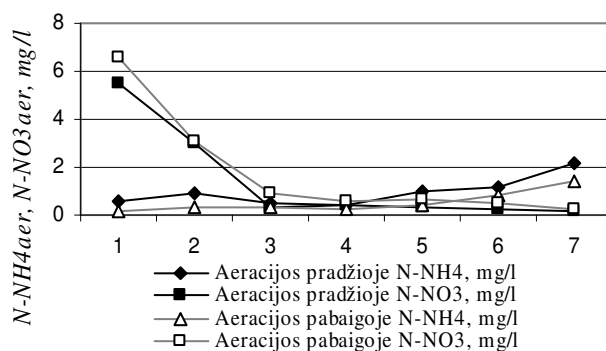


5.9 pav. Amonio azoto ir nitratų kitimas aeracijos pradžioje ir pabaigoje, kai aeracijos trukmė 180 ir 120 min, o sumažintos aeracijos –120 min

Tačiau išaugo nitratų kiekis. Jau aeracijos pradžioje nustatytas didelis nitratų kiekis 0,52–11 mg/l, o aeracijos pabaigoje net 17 mg/l. Esant tokioms aukštoms nitratų koncentracijoms aeracijos pabaigoje, su apytakiniu veikliuoju dumbly į anaerobinę zoną patekę nitratai denitrifikuojami, naudojant lengvai biologiškai skaidomus organinius teršalus, kuriuos galėtų pasisavinti PAO organizmai. Kai trūksta maistinių medžiagų, šie organizmai sukaupia mažiau nei palankiomis sąlygomis polifosfatų, todėl fosforo pašalinama mažiau. Vadinasi, šis režimas netinkamas dėl BFŠ efektyvumo sumažėjimo. Dėl nepakankamos sumažintos aeracijos trukmės pilnai denitrifikacijai įvykti sumažėjo azoto šalinimo efektyvumo iki 73 %. Tuomet buvo pakeistas aeravimo režimas ir paskutines dvi eksperimento dienas veikliojo dumblo reaktorių dirbo kitu režimu, siekiant sumažinti nitratų kiekį. Sumažinus aeravimo trukmę nuo 180 iki 120 min, nitratų kiekis per dvi bandymo dienas sumažėjo iki 0,88 mg/l aeracijos pradžioje ir iki 1,2 mg/l aeracijos pabaigoje. Azoto šalinimo efektyvumas padidėjo iki 86 %.

IV bandymas

Šis bandymas buvo atliekamas kardinaliai keičiant aeravimo režimą. Aeracijos laikotarpis paliktas 120 min., o sumažintos aeracijos trukmė nuo 120 min. prailgintas iki 180 min., sudarant sąlygas pilnai denitrifikacijai. Ketvirtasis bandymas vyko 7 dienas (rugpjūčio 29 d.–rugsėjo 4 d.). Dirbant tokiu režimu, nitrifikacija vyko pilnai pirmas 5 dienas. Amonio azoto koncentracija aeracijos proceso pradžioje svyravo nuo 0,31 iki 1,2 mg/l, o aeracijos pabaigoje sumažėjo ir svyravo nuo 0,18 iki 0,87 mg/l (5.10 pav.). Tačiau paskutiniąją bandymo dieną amonio azoto koncentracija tiek aeracijos pradžioje, tiek pabaigoje išaugo. Vyko tik dalinė nitrifikacija dėl nepakankamos aeracijos trukmės.



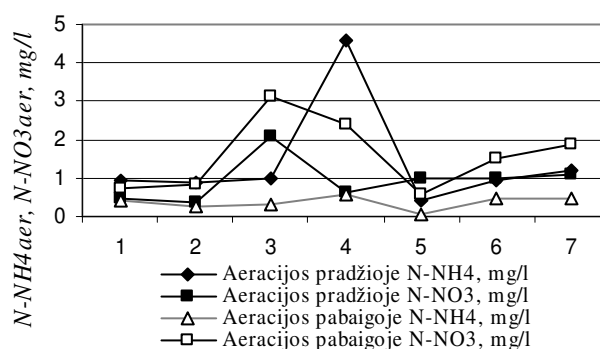
5.10 pav. Amonio azoto ir nitratų kitimas aeracijos pradžioje ir pabaigoje, kai aeracijos trukmė 120 min, o sumažintos aeracijos – 180 min

Tuo tarpu nitratų kiekis mažėjo palaipsniui ir trečią bandymo dieną sumažėjo iki 0,32 mg/l aeracijos pradžioje ir iki 0,89 mg/l aeracijos pabaigoje. Dėl pakankamos sumažintos aeracijos trukmės, denitrifikacijai vykti, azoto

šalinimo efektyvumas padidėjo iki 88 %, paskui efektyvumas sumažėjo iki 82 %. Dirbant šiuo aeravimo režimu, azoto šalinimo efektyvumas svyravo nuo 73–88 %, vidutinis – 83 %.

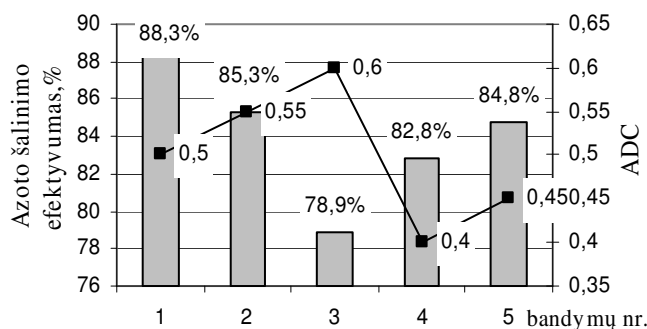
V bandymas

Penktojo bandymo metu 74 dienas (rugsėjo 5 d.–lapkričio 18 d. laikotarpyje) sąlygos vykti nitrifikacijai buvo palaikomos 150 minučių, o denitrifikacijai – 180 minučių. Sprendžiant pagal amonio azoto koncentraciją aeracijos proceso pradžioje (0,44–4,6 mg/l) ir aeracijos pabaigoje (0,06–0,56 mg/l) nitrifikacijos procesas vyko pilnai (5.11 pav.). Tačiau išaugęs nitratų kiekis (iki 3,1 mg/l aeracijos pabaigoje) rodė nepilnai įvykusį denitrifikacijos procesą. Azoto šalinimo efektyvumas sumažėjo nuo 89 % bandymo pradžioje iki 80 % tolesnėje bandymo eigoje.



5.11 pav. Amonio azoto ir nitratų kitimas aeracijos pradžioje ir pabaigoje, kai aeracijos trukmė 150 min, o sumažintos aeracijos – 180 min

Azoto šalinimo efektyvumas, dirbant skirtingais aeravimo režimais, penkių bandymų metu svyravo nuo 73 iki 91 %. 5.12 paveiksle pavaizduotos vidutinės kiekvieno bandymo azoto šalinimo efektyvumo reikšmės.



5.12 pav. Azoto šalinimo efektyvumas dirbant veikliojo dumblo reaktoriui skirtingais aeravimo režimais

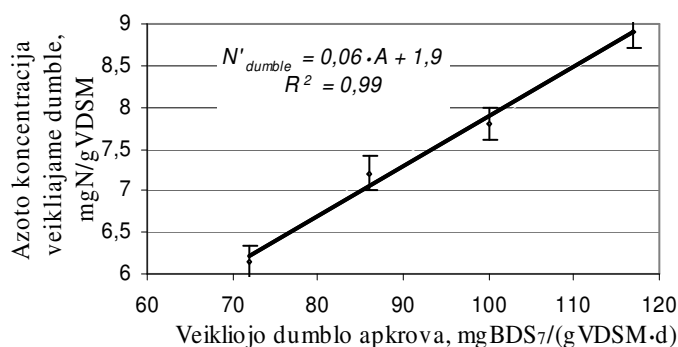
Didžiausias azoto šalinimo efektyvumo pasiektas, kai aeracijos ir sumažintos aeracijos trukmės lygios po 150 min.

Aeracijos ir sumažintos aeracijos trukmėms įvertinti, naudojamas aeravimo dalies cikle kriterijus (ADC), nustatomas pagal 2.7 formulę, pateiktą 2.4 poskyryje. Iš 5.12 paveikslą matyti, kad vidutinis azoto šalinimo efektyvumas buvo didžiausias (88,3 %), kai aeravimo dalis cikle (ADC) buvo 0,5. Tuo tarpu, kai ADC kriterijus buvo 0,45 ir 0,55, vidutinis azoto šalinimo efektyvumas sumažėjo apie 3 % (iki 85 %). Panašus sumažėjimas apie 2 % (iki 83 %) nustatytas, kai ADC kriterijus buvo 0,4. Tačiau, kai ADC kriterijus buvo 0,6, vidutinis azoto šalinimo efektyvumas sumažėjo apie 4 % (iki 78,9 %). Šie rezultatai sutampa su literatūroje pateiktais tyrimų rezultatais, gautais, atlikus tyrimus laboratorinėmis sąlygomis, bei patvirtina, kaip svarbu tiksliai nustatyti aeravimo režimą.

Viso tyrimo metu N_b koncentracija nuotekose po biologinio valymo svyravo nuo 3,9 iki 12 mgN/l.

Nitrifikacijos ir denitrifikacijos procesų vertinimui buvo apskaičiuoti nitrifikacijos ir denitrifikacijos greičiai pagal 3 skyriuje pateiktas 3.4, 3.5 formules, papildomai įvertinant azoto kiekį dumble. Tokiu būdu iš dalies įvertinant denitrifikaciją, vykstančią nitrifikacijos metu ir atvirkščiai.

Siekiant įvertinti azoto pašalinimą biocheminiuose procesuose veikliojo dumblo reaktoriuje nitrifikacijos denitrifikacijos metu, pagal metodiką pateiktą 3.1 poskyryje, buvo nustatyta azoto koncentracija veikliajame dumble, veikliojo dumblo reaktoriui dirbant skirtingomis veikliojo dumblo apkrovomis. Gauti rezultatai parodė, kad azoto koncentracija veikliajame dumble priklauso nuo veikliojo dumblo apkrovos (5.13 pav.).



5.13 pav. Azoto koncentracijos veikliajame dumble priklausomybė nuo veikliojo dumblo apkrovos

Pasinaudojus gauta priklausomybe, apskaičiuota azoto koncentracija konkrečiame dumblo kiekyje veikliojo dumblo reaktoriuje pagal formulę:

$$N_{dumble} = N'_{dumble} \cdot a_{aer}, \text{mgN/l}, \quad (5.3)$$

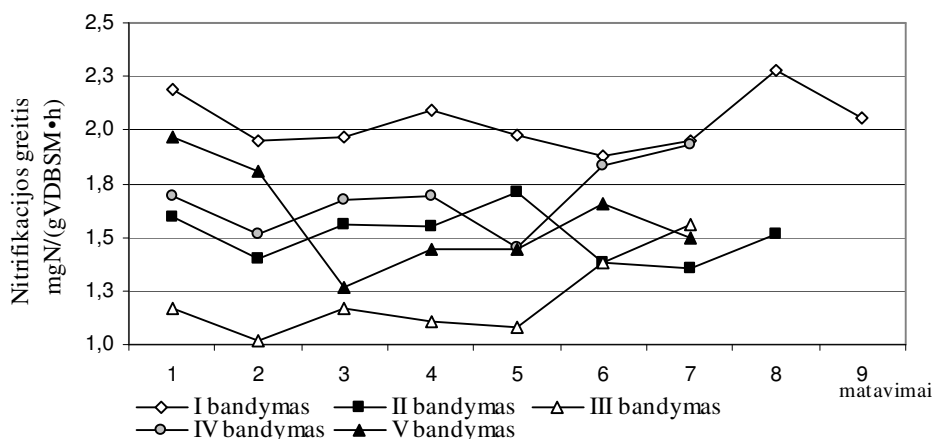
čia N_{dumble} – azoto koncentracija dumble, mg/l; a_{aer} – veikliojo dumblo koncentracija veikliojo dumblo reaktoriuje, g/l; N'_{dumble} – azoto koncentracija dumble, mgN/gVDSM, apskaičiuojama pagal priklausomybę, tarp azoto koncentracijos veikliajame dumblyje ir veikliojo dumblo apkrovos, rastą atlikus natūrinius tyrimus:

$$N'_{dumble} = 0,006 \cdot A + 1,9, \text{mgN/gVDSM}, \quad (5.4)$$

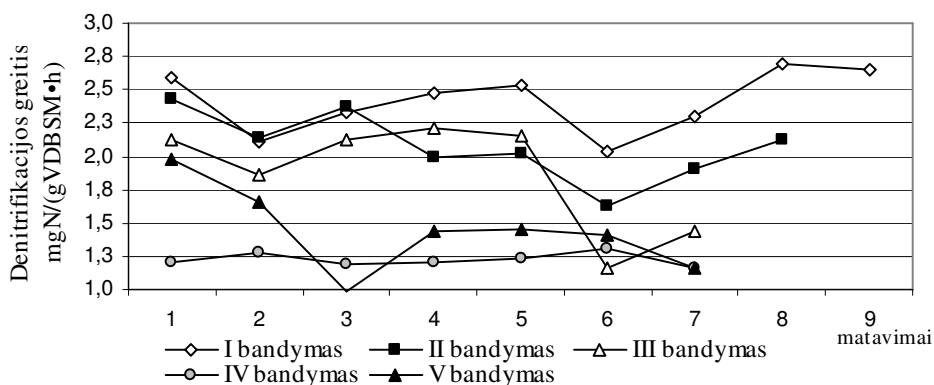
čia A – veikliojo dumblo apkrova, mgBDS₇/(gVDSM·d).

Skaičiuojant pašalintą azoto kiekį pagal 3.6 formulę, įvertinamas azoto kiekis dumblyje, traktuojant jį kaip pašalintą. Tokiu būdu apskaičiuojant nitrifikacijos ir denitrifikacijos greičius, įvertinama tai, kad denitrifikacija intensyviai vyksta ir aeracijos metu, kai sudaromos sąlygos nitrifikacijai vykti, o nitrifikacija vyksta ir sumažintos aeracijos metu, kai sudaromos sąlygos denitrifikacijai vykti.

Penkių tyrimų metu, dirbant skirtingais aeravimo režimais, nitrifikacijos greičiai kito nuo 1,02 iki 2,3 mgN/(gVDBSM·h), denitrifikacijos greičiai nuo 1,0 iki 2,7 mgN/(gVDBSM·h). Tuo metu nuotekų temperatūra svyravo 16,5–20,1 °C intervale. Nitrifikacijos ir denitrifikacijos greičių kitimo dinamika visų penkių bandymų metu pavaizduota 5.14, 5.15 pav.



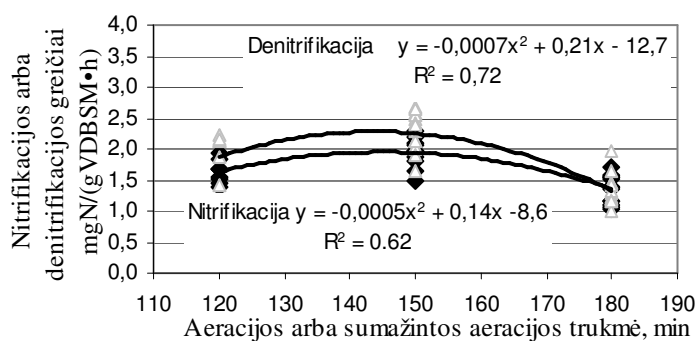
5.14 pav. Nitrifikacijos greičio kitimas penkių bandymų metu



5.15 pav. Denitrifikacijos greičio kitimas penkių bandymų metu

Didžiausia vidutinė nitrifikacijos greičių reikšmė (2,04 mgN/(gVDBSM·h)) nustatyta I bandymo metu, kai aeracijos trukmė buvo 150 min., mažiausia (1,21 mgN/(gVDBSM·h)) – III bandymo metu, kai aeracijos trukmė buvo 180 min. Didžiausia vidutinė denitrifikacijos greičių reikšmė (2,41 mgN/(gVDBSM·h)) nustatyta taip pat I bandymo metu, kai sumažintos aeracijos trukmė – denitrifikacijos laikas – buvo 150 min. Mažiausias denitrifikacijos greičių vidurkis (1,22 ir 1,44 mgN/(gVDBSM·h)) nustatytas ketvirtojo bei penktojo bandymo metu, kai sumažintos aeracijos trukmė 180 min.

Atlikus koreliacinę regresinę analizuojamų parametru analizę, nustatytas nitrifikacijos ir denitrifikacijos greičių priklausomumas nuo aeravimo režimo (5.16 pav.).



5.16 pav. Nitrifikacijos ir denitrifikacijos greičių priklausomybė nuo aeravimo režimo

Taigi, kai aeracijos ir sumažintos aeracijos trukmės lygios po 150 min., nustatyti didžiausi nitrifikacijos ir denitrifikacijos greičiai bei pasiektas didžiausias azoto šalinimo efektyvumas.

5.4. Penktojo skyriaus išvados

1. Šiltuoju metu laiku tarp fosfatų koncentracijos ir amonio azoto koncentracijos aeracinėje zonoje nustatyta priklausomybė. Kai amonio azoto koncentracija viršijo 1 mg/l, bendrojo fosforo koncentracija valytose nuotekose viršijo 1,0 mg/l. Taip pat nustatyta fosfatų koncentracijos aeracinėje zonoje priklausomybė nuo nitratų koncentracijos anaerobinėje zonoje. Išaugus nitratų kiekiui anaerobinėje zonoje virš 1 mg/l, padidėjo fosfatų išsiskirimas aeracinėje zonoje ir bendrojo fosforo koncentracija valytose nuotekose viršijo 1,8 mg/l. Tačiau šaltuoju metų laiku tarp minėtų parametų priklausomybė nerasta. Tokiam rezultatų skirtumui tarp tyrimų, atliktų šiltuoju ir šaltuoju metų laikotarpiu, įtakos galėjo turėti būtent glikogeną kaupiantys organizmai.

2. Azoto šalinimui taikant simultanineės nitrifikacijos denitrifikacijos technologiją šiltuoju metų laiku, nustatytas didesnis vidutinis denitrifikacijos greitis (1,39 mgN/(gVDBSM·h)) nei šaltuoju metų laiku (1,06 mgN/(gVDBSM·h)). Todėl denitrifikacijos ciklų trukmė per parą šiltuoju metų laiku sutrumpėja vidutiniškai 1,8 valandos, lyginant su šaltuoju metu. Didėjant nuotekų temperatūrai, denitrifikacijos greitis didėja pagal eksponentinį regresijos modelį $q_{DN} = 0,5 \cdot e^{0,05\tau}$. Tačiau ne taip ženkliai kaip naudojant įprastas technologijas, kadangi denitrifikacija intensyviai vyksta ne tik sumažintos aeracijos metu, kai sudaromos sąlygos denitrifikacijai vyksti, bet ir nitrifikacijos metu dėl mažesnės ištirpusio deguonies koncentracijos, lyginant su kitomis technologijomis.

3. Azoto šalinimui taikant simultanineės nitrifikacijos denitrifikacijos technologiją šiltuoju metų laiku, labai svarbu teisingai nustatyti aeracijos ir sumažintos aeracijos trukmes. Didžiausias azoto šalinimo efektyvumas pasiektas, kai aeracijos ir sumažintos aeracijos trukmės lygios po 150 min. Tuo metu nustatyti didžiausi nitrifikacijos ir denitrifikacijos greičiai. Kai aeracijos trukmė 120 min., o sumažintos aeracijos trukmė 180 min., netrukus pastebimas amonio azoto išaugimas, t.y. dalinės nitrifikacijos pasekmė. Tačiau šį režimą galima naudoti, kai užfiksuojamas nitratų koncentracijos padidėjimas, t. y. dalinės denitrifikacijos pasekmė.

Glikogeną kaupiančių mikroorganizmų (GAO) įtakos biologiniam fosforo šalinimui tyrimai

Paaiškėjus, kad šiltuoju metų laikotarpiu BFŠ ženkliai pablogėja daugelyje didžiųjų Lietuvos miestų nuotekų valyklose, o azoto šalinimo įtaka BFŠ šiltuoju ir šaltuoju metų laikotarpiu skiriasi, galima teigti, kad BFŠ Lietuvoje susiduria su GAO bakterijų populiacijos padidėjimo veikliajame dumble problema. Todėl šiame skyriuje aprašomi ištirti laikotarpiai, kai fosforo šalinimo efektyvumas smarkiai sumažėja šiltuoju metu bei nustatytos priemonės kaip su šia problema kovoti arba jos išvengti.

Skyriaus medžiaga publikuota trijuose autorės straipsniuose [2A, 11A, 12A].

6.1. Nestabilaus fosforo šalinimo laikotarpių tyrimas

Tyrimai buvo atliekami tris metus: 2004, 2005 ir 2006 metais vasaros–rudens laikotarpiu. Mėginiai buvo pradėti imti, kai nuotekų temperatūra veikliojo dumblo reaktoriuje pasiekdavo 20 °C ir tęsiami iki tol, kol nuotekų temperatūra, keičiantis sezonui, palaipsniui sumažėdavo iki 17 °C. Tyrimų metu vidutinis paros valomų nuotekų kiekis svyravo apie 10000 m³/d, veikliojo

dumblo apkrova – apie 60 mg BDS₇/(gVDSM·d). Valomų nuotekų pH praktiškai nesvyravo (nuo 7,4 iki 7,5).

Gauti rezultatai apdoroti statistiškai bei pateikti 6.2–6.9 lentelėse. Vertinant gautus rezultatus išryškėjo nestabilaus fosforo šalinimo (NFŠ) laikotarpiai: 2004 metais – du, 2005 ir 2006 metais – po vieną. Nestabilaus fosforo šalinimo laikotarpių susidarymą šiltuoju metu galima būtų paaiškinti GAO bakterijų veikla. Kai GAO bakterijų veikliajame dumble nedaug, jos nesudaro reikšmingos konkurencijos PAO bakterijoms. Tačiau, esant palankiai nuotekų temperatūrai ir pakankamam dumblo amžiui, GAO pradeda sparčiai daugintis. BFŠ sutrinka, kai GAO bakterijų populiacija išauga ir pradeda konkuruoti su PAO bakterijomis. Pasiekiamas neigiamas biologiniam fosforo šalinimui GAO ir PAO bakterijų santykis veikliajame dumble. GAO bakterijų populiacijai išaugti iki neigiamo biologiniam fosforo šalinimui GAO ir PAO santykio, reikalingas laikas, per kurį jos adaptuojasi prie aplinkos sąlygų t. y. temperatūros pasikeitimo. Taigi priimame, kad tai aklimatizacinis laikotarpis, kuris prasideda, kai valomų nuotekų temperatūra pasiekia 20 °C ir baigiasi, kai nustatoma NFŠ laikotarpio pradžia (6.1 lentelė).

6.1 lentelė. GAO aklimatizacinių ir NFŠ laikotarpių trukmės

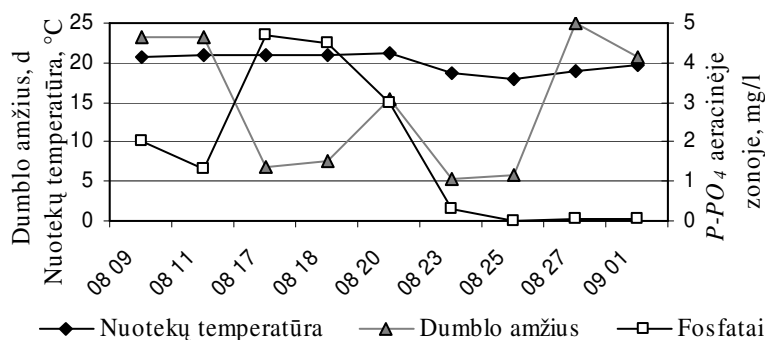
Metai	GAO aklimatizacinio laikotarpio trukmė, d	GAO aklimatizacinio laikotarpio trukmė, dumblo amžiais	Nestabilaus fosforo šalinimo laikotarpio trukmė, d
2004	35	3	12
2004	58	3,4	16
2005	40	3,1	64
2006	72	3,4	50

2004 metais nuo liepos 5 d., kai valomų nuotekų temperatūra pasiekė 20 °C, prasidėjo pirmasis aklimatizacinis laikotarpis, kuris tęsėsi iki rugpjūčio 8 d. Šiuo laikotarpiu BFŠ vyko efektyviai, vidutinis išvalymo efektas pagal fosfatus veikliojo dumblo reaktoriuje siekė 95,6 %, vidutinė fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje siekė 0,47 mg/l, vidutinė amonio azoto koncentracija – 1,13 mg/l, vidutinė nitratų koncentracija – 0,82 mg/l (6.2 lentelė). Šiuo laikotarpiu nuotekų temperatūra svyravo apie 20 °C, vidutinis dumblo amžius buvo palaikomas apie 12 parų. Taigi pirmasis 2004 metais aklimatizacinis laikotarpis truko 35 paras arba 3 dumblo amžius. Šie rezultatai sutampa su mokslininko S. McClintock tyrimų rezultatais [156].

2004 metais nuo rugpjūčio 9 d. prasidėjo NFŠ laikotarpis, kuris tęsėsi 12 parų. Fosforas buvo šalinimas, papildomai naudojant cheminį fosforo šalinimą metodą. Šiuo laikotarpiu BFŠ vyko nepakankamai efektyviai, vidutinis išvalymo efektas pagal fosfatus veikliojo dumblo reaktoriuje siekė 75,3 %, vidutinė fosfatų

koncentracija aeracinėje zonoje siekė 3,1 mg/l, vidutinė amonio azoto koncentracija – 0,33 mg/l, vidutinė nitratų koncentracija – 0,45 mg/l. Maža amonio azoto koncentracija rodo, kad veikliojo dumblo reaktoriuje vyko pilna nitrifikacija, todėl aeracijos trukmė buvo pakankama ir fosforo šalinimui įtakos neturėjo. Maža nitratų koncentracija taip pat negalėjo turėti neigiamo poveikio fosforo šalinimui. Nuotekų sudėtis, deguonies tiekimas, dumblo apkrova, hidraulinis išbuvimo laikas anaerobinėje zonoje tenkino jiems keliamus reikalavimus. Šiuo laikotarpiu nuotekų temperatūra svyravo apie 21 °C, vidutinis dumblo amžius buvo palaikomas apie 15 parų (6.3 lentelė).

Kadangi fosforo nešalinimo priežastis galėjo būti susidaręs neigiamas bioginiam fosforo šalinimui GAO ir PAO santykis veikliajame dumble, reikėjo kuo skubiau sumažinti GAO populiaciją. Todėl dumblo koncentracija veikliojo dumblo reaktoriuje buvo sumažinta nuo 3,6 iki 3,1 g/l, t.y. dumblo amžius buvo sumažintas iki 7 parų, tačiau BFŠ efektyvumas nepadidėjo. NFŠ laikotarpis baigėsi rugpjūčio 23 d., staiga sumažinus dumblo amžių nuo 15 iki 5 parų. Dumblo koncentracija sumažėjo nuo 3,4 iki 2,8 g/l. Nuotekų temperatūra svyravo 18–21 °C intervale (6.1 pav.). Šie rezultatai artimi mokslininkų Whang ir Park tyrimų, atliktų laboratorinėmis sąlygomis, rezultatams [130].



6.1 pav. Dumblo amžiaus ir fosfatų aeracinėje zonoje kitimo dinamika 2004 metais pirmuoju NFŠ laikotarpiu

Kadangi nuotekų temperatūra ir toliau svyravo apie 19 °C, po 58 parų, vėl užfiksuotas NFŠ laikotarpis. Priiame, kad tai buvo antrasis aklimatizacinis laikotarpis, per kurį GAO bakterijų populiacija vėl išaugo iki neigiamo biologiniam fosforo šalinimui GAO ir PAO santykio. Šiuo laikotarpiu BFŠ vyko efektyviai, vidutinis išvalymo efektas pagal fosfatus veikliojo dumblo reaktoriuje siekė 97,1 %, vidutinė fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje siekė 0,22 mg/l, vidutinė amonio azoto koncentracija – 0,32 mg/l, vidutinė nitratų koncentracija – 2,07 mg/l. Šiuo laikotarpiu vidutinis dumblo amžius buvo palaikomas apie 17 parų (6.4 lentelė). Antrasis 2004 metais aklimatizacinis laikotarpis truko 58 paras arba 3,4 dumblo amžius.

6.2 lentelė. 2004 metų pirmojo aklimatizacinio laikotarpio tyrimo duomenų statistinio apdorojimo rezultatai ($n = 15$)

Statistinės duomenų charakteristikos	τ , °C	Anaerobinė zona			Aeracinė zona			ϑ , d	d , gVDSM/ g pašalinto BDS ₇
		$P-PO_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l		$P-PO_4$, mg/l	$N-NH_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l		
Maksimali reikšmė	20,4	95,0	0,51		0,70	3,00	2,10	16	1,8
Minimali reikšmė	19,7	30,0	0,21		0,07	0,19	0,07	10	0,9
Aritmetinis vidurkis	20,0	54,6	0,30		0,47	1,13	0,82	12	1,4
Mediana	20,0	48,0	0,29		0,57	0,81	0,44	12	1,5
Amplitudė	0,7	65,0	0,30		0,63	2,81	2,03	6	0,9
Dispersija	0,0	405,4	0,01		0,05	0,74	0,56	5	0,1
Standartinis nuokrypis	0,2	20,1	0,08		0,22	0,86	0,75	2	0,3

6.3 lentelė. 2004 metų pirmojo NFS laikotarpio tyrimo duomenų statistinio apdorojimo rezultatai ($n = 5$)

Statistinės duomenų charakteristikos	τ , °C	Anaerobinė zona			Aeracinė zona			ϑ , d	d , gVDSM/ g pašalinto BDS ₇
		$P-PO_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l		$P-PO_4$, mg/l	$N-NH_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l		
Maksimali reikšmė	21,2	62,0	0,41		4,70	1,00	1,10	23	2,2
Minimali reikšmė	20,6	29,0	0,24		1,30	0,07	0,41	7	0,5
Aritmetinis vidurkis	20,9	44,8	0,33		3,10	0,45	0,82	15	1,2
Mediana	21,0	44,0	0,31		3,00	0,40	0,88	15	0,7
Amplitudė	0,6	33,0	0,17		3,40	0,93	0,69	16	1,6
Dispersija	0,0	172,7	0,01		2,25	0,12	0,08	64	0,5
Standartinis nuokrypis	0,2	13,1	0,07		1,50	0,35	0,29	8	0,7

6.4 lentelė. 2004 metų antrojo aklimatizacinio laikotarpio tyrimo duomenų statistinio apdorojimo rezultatai ($n = 19$)

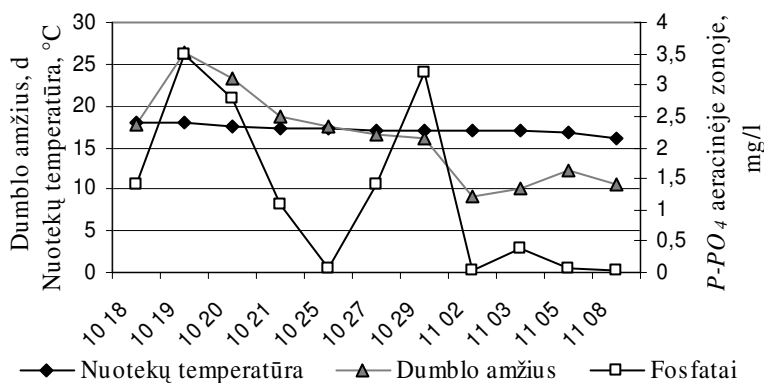
Statistinės duomenų charakteristikos	τ , °C	Anaerobinė zona		Aeracinė zona		θ , d	d , g VDSM/ g pašalinto BDS ₇
		$P-PO_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l	$P-PO_4$, mg/l	$N-NH_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l	
Maksimali reikšmė	19,6	60,0	0,64	0,68	1,20	3,61	2,2
Minimali reikšmė	17,6	23,0	0,21	0,02	0,02	0,45	0,4
Aritmetinis vidurkis	18,7	42,5	0,35	0,22	0,32	2,07	1,2
Mediana	18,7	42,0	0,33	0,09	0,24	2,15	1,3
Amplitudė	2,0	37,0	0,43	0,66	1,18	3,16	1,8
Dispersija	0,2	95,5	0,01	0,05	0,11	1,14	0,2
Standartinis nuokrypis	0,5	9,8	0,11	0,22	0,34	1,07	0,5

6.5 lentelė. 2004 metų antrojo NFŠ laikotarpio tyrimo duomenų statistinio apdorojimo rezultatai ($n = 7$)

Statistinės duomenų charakteristikos	τ , °C	Anaerobinė zona		Aeracinė zona		θ , d	d , g VDSM/ g pašalinto BDS ₇
		$P-PO_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l	$P-PO_4$, mg/l	$N-NH_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l	
Maksimali reikšmė	18,0	65,0	0,36	3,50	1,10	3,10	1,2
Minimali reikšmė	17,0	22,0	0,21	0,06	0,18	0,74	0,6
Aritmetinis vidurkis	17,4	46,7	0,29	1,92	0,63	1,83	0,9
Mediana	17,4	46,0	0,28	1,40	0,53	1,89	0,9
Amplitudė	1,0	43,0	0,15	3,45	0,92	2,36	0,6
Dispersija	0,2	187,9	0,00	1,60	0,12	0,71	0,1
Standartinis nuokrypis	0,4	13,7	0,06	1,26	0,35	0,84	0,2

2004 metais nuo spalio 18 d. prasidėjo antrasis NFŠ laikotarpis, kuris tęsėsi 16 parų. Šiuo laikotarpiu BFŠ efektyvumas ženkliai sumažėjo, vidutinis išvalymo efektas pagal fosfatus veikliojo dumblo reaktoriuje siekė 75,9 %, vidutinė fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje siekė 3,1 mg/l vidutinė amonio azoto koncentracija buvo maža 0,45 mg/l, vidutinė nitratų koncentracija – 1,10 mg/l. Nuotekų temperatūra palaipsniui mažėjo nuo 18 iki 17 °C. Dumblo amžius buvo palaikomas apie 19 parų (6.5 lentelė).

NFŠ laikotarpis baigėsi sumažinus dumblo amžių nuo 16 iki 9 parų, kai nuotekų temperatūra sumažėjo iki 17 °C. Nuo lapkričio 2 dienos BFŠ stabilizavosi ir aukštas fosforo šalinimo efektyvumas išsilaikė iki 2005 metų rugpjūčio 16 dienos.



6.2 pav. 2004 metų antrojo NFŠ laikotarpio dumblo amžiaus ir fosfatų aeracinėje zonoje kitimo dinamika

2005 metais nuotekų temperatūra veikliojo dumblo reaktoriuje pasiekė 20 °C liepos 7 dieną. Aklimatizacinis laikotarpis tęsėsi 40 parų arba 3,1 dumblo amžius iki rugpjūčio 16 d. Vidutinis išvalymo efektas pagal fosfatus veikliojo dumblo reaktoriuje siekė 96,5 %. Nepaisant to, kad vidutinė amonio azoto koncentracija siekė 1,45 mg/l, vidutinė fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje buvo maža (0,27 mg/l) (6.6 lentelė). Nuotekų temperatūra svyravo apie 20 °C, vidutinis dumblo amžius buvo palaikomas apie 13 parų.

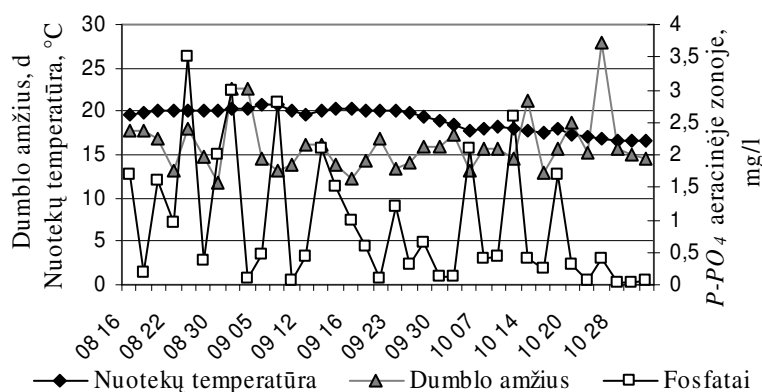
Nuo rugpjūčio 16 d. prasidėjo NFŠ laikotarpis, kuris tęsėsi 64 paras. Analizuojamas laikotarpis buvo gana ilgas, kurio metu nustatytas ryškus BFŠ efektyvumo svyravimas.

Šiuo laikotarpiu pasitaikė gana daug atvejų, kai BFŠ vyko pakankamai efektyviai ir staiga efektyvumas sumažėdavo. Tokiais atvejais fosforas buvo šalinimas, papildomai naudojant cheminį fosforo šalinimo metodą. Šiuo laikotarpiu vidutinis išvalymo efektas pagal fosfatus veikliojo dumblo reaktoriuje

siekė 76,9 %, vidutinė fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje siekė 1,09 mg/l. Nors vidutinė nitratų koncentracija aeracinėje zonoje nustatyta gana aukšta (3,16 mg/l), tačiau fosforo šalinimo efektyvumo sumažėjimui negalėjo turėti įtakos, nes nitratai anaerobinėje zonoje neviršijo 1 mg/l. Nuotekų temperatūra svyravo apie 20 °C, vidutinis dumblo amžius buvo palaikomas apie 16 parų (6.7 lentelė).

NFŠ laikotarpis baigėsi, kai nuotekų temperatūra nukrito iki 17 °C (6.3 pav.). Tai galima būtų paaiškinti tuo, kad sezoniškai mažėjant nuotekų temperatūrai, glikogeną kaupiančių bakterijų mažėja ir biologinio fosforo šalinimo efektyvumas išauga.

Kadangi dumblo amžius buvo palaikomas gana ilgas nuo 23 iki 12 parų, GAO bakterijų populiacija sumažėjo tik sumažėjus nuotekų temperatūrai. Po to aukštas fosforo šalinimo efektyvumas (apie 97 %) išsilaikė iki 2006 metų rugpjūčio 23 dienos.



6.3 pav. 2005 metų NFŠ laikotarpio dumblo amžiaus ir fosfatų aeracinėje zonoje kitimo dinamika

2006 metais nuotekų temperatūra veikliojo dumblo reaktoriuje pasiekė 20 °C gana anksti lyginant su ankstesniais metais – birželio 12 dieną. Siekiant ištirti dumblo amžiaus įtaką GAO išaugimui, šiuo laikotarpiu buvo palaikomas ilgas dumblo amžius – vidutinis 21 parų. Aklimatizacinis laikotarpis tęsėsi iki rugpjūčio 22 d. ir truko 3,4 dumblo amžius.

Aukštas BFŠ efektyvumas išsilaikė 72 paras. Išvalymo efektas pagal fosfatus siekė 98,2 %. Maža vidutinė fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje (0,22 mg/l) rodė, kad dar nepasiektas neigiamas biologiniam fosforo šalinimui GAO ir PAO santykis veikliajame dumble. Vidutinė amonio azoto koncentracija siekė 0,86 mg/l, vidutinė nitratų koncentracija – 1,80 mg/l. (6.8 lentelė). Šiuo laikotarpiu nuotekų temperatūra svyravo apie 23 °C.

6.6 lentelė. 2005 metų aklimatizacinio laikotarpio tyrimo duomenų statistinio apdorojimo rezultatai ($n = 19$)

Statistinės duomenų charakteristikos	τ , °C	Anaerobinė zona		Aeracinė zona			Θ , d	d , g VDSM/ g pašalinto BDS ₇
		$P-PO_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l	$P-PO_4$, mg/l	$N-NH_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l		
Maksimali reikšmė	20,2	95,0	0,41	0,69	3,10	0,46	16	2,1
Minimali reikšmė	19,8	33,0	0,19	0,01	0,24	0,28	10	0,9
Aritmetinis vidurkis	20,0	62,4	0,27	0,27	1,45	0,35	13	1,5
Mediana	20,0	57,0	0,25	0,26	1,40	0,35	13	1,4
Amplitudė	0,4	62,0	0,22	0,68	2,86	0,18	6	1,2
Dispersija	0,0	300,0	0,01	0,03	0,66	0,00	2	0,1
Standartinis nuokrypis	0,1	17,3	0,09	0,17	0,81	0,06	2	0,3

6.7 lentelė. 2005 metų NFS laikotarpio tyrimo duomenų statistinio apdorojimo rezultatai ($n = 30$)

Statistinės duomenų charakteristikos	τ , °C	Anaerobinė zona		Aeracinė zona			Θ , d	d , g VDSM/ g pašalinto BDS ₇
		$P-PO_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l	$P-PO_4$, mg/l	$N-NH_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l		
Maksimali reikšmė	20,8	61,0	1,00	3,50	2,00	7,70	23	1,6
Minimali reikšmė	17,6	19,0	0,19	0,06	0,00	0,32	12	0,5
Aritmetinis vidurkis	19,5	43,6	0,53	1,09	0,77	3,16	16	1,2
Mediana	20,0	48,0	0,53	0,61	0,72	2,80	16	1,2
Amplitudė	3,2	42,0	0,81	3,44	2,00	7,38	11	1,1
Dispersija	0,9	138,5	0,06	1,00	0,30	4,46	8	0,1
Standartinis nuokrypis	1,0	11,8	0,25	1,00	0,54	2,11	3	0,3

6.8 lentelė. 2006 metų aklimatizacinio laikotarpio tyrimo duomenų statistinio apdorojimo rezultatai ($n = 27$)

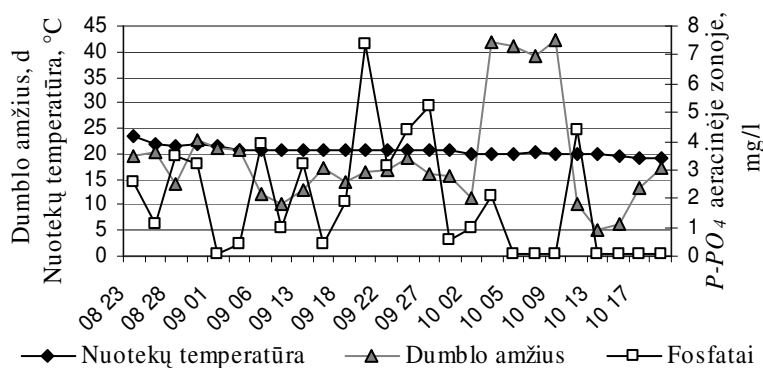
Statistinės duomenų charakteristikos	t, °C	Anaerobinė zona			Aeracinė zona			θ, d	d, gVDSM/ g pašalinto BDS ₇
		P-PO ₄ , mg/l	N-NO ₃ , mg/l		P-PO ₄ , mg/l	N-NH ₄ , mg/l	N-NO ₃ , mg/l		
Maksimali reikšmė	23,5	84,0	0,52		0,78	2,70	4,10	30	1,5
Minimali reikšmė	19,7	45,0	0,14		0,02	0,06	0,18	13	0,6
Aritmetinis vidurkis	22,5	62,7	0,27		0,22	0,86	1,80	21	0,9
Mediana	23,0	64,0	0,25		0,14	0,69	1,60	21	0,9
Amplitudė	3,8	39,0	0,38		0,76	2,64	3,92	17	0,9
Dispersija	1,2	116,3	0,01		0,05	0,42	1,51	27	0,1
Standartinis nuokrypis	1,1	10,8	0,09		0,23	0,65	1,23	5	0,3

6.9 lentelė. 2006 metų antrojo NFŠ laikotarpio tyrimo duomenų statistinio apdorojimo rezultatai ($n = 22$)

Statistinės duomenų charakteristikos	t, °C	Anaerobinė zona			Aeracinė zona			θ, d	d, gVDSM/ g pašalinto BDS ₇
		P-PO ₄ , mg/l	N-NO ₃ , mg/l		P-PO ₄ , mg/l	N-NH ₄ , mg/l	N-NO ₃ , mg/l		
Maksimali reikšmė	23,3	81,0	0,44		7,40	2,40	6,20	42	1,9
Minimali reikšmė	19,8	22,0	0,14		0,07	0,17	0,27	10	0,2
Aritmetinis vidurkis	20,8	46,8	0,24		2,26	0,70	1,63	21	0,9
Mediana	20,7	49,5	0,24		2,00	0,48	0,99	17	0,9
Amplitudė	3,5	59,0	0,30		7,33	2,23	5,93	32	1,7
Dispersija	0,7	197,5	0,01		4,02	0,29	2,34	110	0,2
Standartinis nuokrypis	0,8	14,1	0,08		2,01	0,54	1,53	10	0,5

Nuo rugpjūčio 23 d. prasidėjo NFS laikotarpis, kuris tęsėsi 50 parų. Analizuojamas laikotarpis taip pat kaip ir 2005 metais buvo gana ilgas, kurio metu nustatytas ženklaus fosforo šalinimo efektyvumo svyravimas. Šiuo laikotarpiu vidutinis išvalymo efektas pagal fosfatus veikliojo dumblo reaktoriuje siekė 76,1 %. Nustatyta didelė vidutinė fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje (2,26 mg/l), nors ir vidutinė amonio azoto koncentracija (0,7 mg/l), ir vidutinė nitratų koncentracija (1,63 mg/l) aeracinėje zonoje buvo mažos. Šiuo laikotarpiu nuotekų temperatūra svyravo apie 21 °C (6.9 lentelė)

NFS laikotarpis baigėsi staigiai sumažinus dumblo amžių iki 5 parų, nors nuotekų temperatūra svyravo apie 19–20 °C (6.4 pav.).



6.4 pav. 2006 metų NFS laikotarpio dumblo amžiaus ir fosfatų aeracinėje zonoje kitimo dinamika

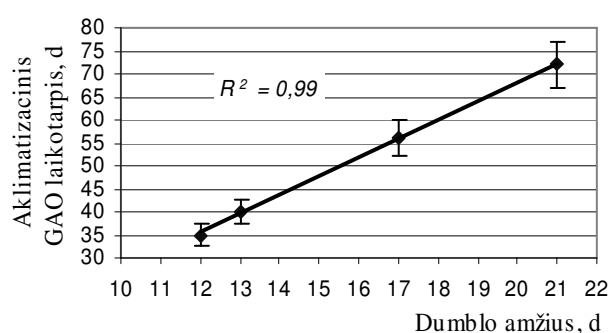
Visų keturių GAO aklimatizacinių laikotarpių tyrimo duomenų statistinio apdorojimo rezultatai (6.2, 6.3, 6.4, 6.5 lentelės) rodo, kad BFŠ vyko efektyviai, nors nuotekų temperatūra svyravo intervale 18,8–24,1 °C. Tuo tarpu NFS laikotarpiais, nuotekų temperatūrai svyruojant intervale 17–22 °C, fosforo šalinimas vyko nepakankamai efektyviai. Tai patvirtina, kad GAO populiacijai išaugti šiltuoju metų laikotarpiu, kad taptų dominuojanti PAO atžvilgiu veikliojo dumblo sistemoje, reikalingas tam tikras laikas.

Literatūroje minima, kad aklimatizacinio laikotarpio trukmė priklauso nuo palaikomo dumblo amžiaus, tačiau nėra nustatytos reikšmės ir tyrimuose priimama, kad aklimatizacinis laikotarpis trunka apie tris dumblo amžius. Tačiau šių tyrimų rezultatai parodė, kad aklimatizacinis laikotarpis gali trukti nuo 3 iki 3,4 dumblo amžių. Todėl siekiant efektyvaus BFŠ veikliojo dumblo sistemoje šiltuoju metų laikotarpiu labai svarbu nustatyti aklimatizacinio laikotarpio trukmės priklausomumą nuo palaikomo dumblo amžiaus. Tam tikslui atlikta duomenų – palaikomo dumblo amžiaus ir aklimatizacinio laikotarpio trukmės –

koreliacinė regresinė analizė. Modelis parinktas pagal didžiausią determinacijos koeficientą. Aklimatizacinio laikotarpio trukmės priklausomumui nuo palaikomo dumblo amžiaus išreikšti tinkamas tiesinės regresijos modelis:

$$\Psi = 4,1 \cdot \Theta - 13,4, \quad (6.1)$$

čia Ψ – GAO aklimatizacinis laikotarpis, d; Θ – dumblo amžius, d.



6.5 pav. *Ryšys tarp aklimatizacinio GAO laikotarpio trukmės ir dumblo amžiaus veikliojo dumblo sistemoje*

Koreliacijos koeficientas rodo stiprų koreliacinį ryšį tarp analizuojamų parametru. Taigi GAO aklimatizacinį laikotarpį galima prognozuoti, taikant gautą regresijos lygtį (6.1). Didėjant dumblo amžiui GAO aklimatizacinio laikotarpio trukmė taip pat didėja (6.5 pav.). Šie analizės rezultatai charakterizuoja tik tuos atvejus, kai dumblo amžius aklimatizacinio laikotarpio metu palaikomas nuo 12 iki 21 paros.

6.2. Statistinis biologinio fosforo šalinimo modeliavimas

NFŠ laikotarpių tyrimai parodė, kad biologiniam fosforo šalinimui šiltuoju metų laiku, kai susidaro sąlygos vystyti GAO, gali turėti įtakos keletas veiksnių. NFŠ laikotarpiais pasitaikė gana daug atvejų, kai fosforo šalinimas vyko pakankamai efektyviai (6.1, 6.2, 6.3, 6.4 pav.). To priežastis buvo valomų nuotekų sudėtis, charakterizuojama kaip BDS_7/P_b santykis. Šiltuoju metų laikotarpiu GAO bakterijos gali sparčiai daugintis ir naudojamos LRR, sudaryti konkurenciją PAO bakterijoms. Tačiau, esant pakankamai organinių medžiagų valomose nuotekose, susidaro pakankamai daug LRR, todėl BFŠ gali nesutrikti,

nors ir sistemoje dominuos GAO bakterijos. Taigi, verta kompleksiškai įvertinti veiksnių – BDS₇/P_b santykio valomose nuotekose, valomų nuotekų temperatūros, dumblo amžiaus, valomų nuotekų užterštumo pagal BDS₇ bei GAO aklimatizacinio laikotarpio – įtaką biologiniam fosforo šalinimui.

Šiam tikslui pasiekti, atliekamas 2005–2006 metų NFS laikotarpių metu atliktų tyrimų duomenų statistinis modeliavimas kompiuterine programa „SAS 9.1. Statistinės duomenų analizės sistema“.

6.2.1. Modelio parinkimas pažingsninės regresijos analizės metodu

Pirmiausiai pažingsninės regresijos analizės metodu parenkamas tinkamiausias modelis, kompleksiškai aprašantis nagrinėjamų parametru įtaką fosfatų koncentracijai veikliojo dumblo reaktoriuje. Modelio parinkimas atliekamas 2005, 2006 ir bendriems 2005–2006 metų duomenims.

Tarkime, kad Y (fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje) yra priklausomas kintamasis, kurio reikšmę Y_i norime prognozuoti, esant fiksuotoms (neatsitiktinėms) kintamųjų reikšmėms:

$$X_1 = x_{1i}, \dots, X_k = x_{ki}, \quad (6.2)$$

čia x_1 – BDS₇/P_b santykis valomose nuotekose; x_2 – valomų nuotekų temperatūra; x_3 – dumblo amžiaus; x_4 – valomų nuotekų užterštumas pagal BDS₇; x_5 – aklimatizacinis GAO laikotarpis.

Tuomet tiesinės pažingsninės regresijos modelis yra:

$$Y_i = a + b_1 x_{1i} + b_2 x_{2i} + b_3 x_{3i} + b_4 x_{4i} + b_5 x_{5i} + e_i, \quad (6.3)$$

čia e_i – atsitiktinės paklaidos. Modelio koeficientai $a, b_1, b_2, b_3, b_4, b_5$ – nežinomi.

Modelio prielaidos: 1) e_i – normaliai pasiskirstę atsitiktiniai dydžiai; 2) visų e_i vidurkiai lygūs 0; 3) visų e_i dispersijos lygios nežinomam skaičiui; 4) visi e_i nepriklausomi.

Tikslas: rasti parametru $a, b_1, b_2, b_3, b_4, b_5$ įverčius $\hat{a}, \hat{b}_1, \dots, \hat{b}_5$ tokius, kad funkcijos $\hat{y}(\mathbf{x}) = \hat{y}(x_1, \dots, x_k) = \hat{a} + \hat{b}_1 x_1 + \hat{b}_2 x_2 + \dots + \hat{b}_5 x_5$ reikšmės taškuose

$(x_{1i}, x_{2i}, \dots, x_{5i})$ kiek galima mažiau skirtųsi nuo y_i , t.y. visi skirtumai (liekamosios paklaidos) būtų kiek galima mažesni $\hat{e}_i = y_i - \hat{y}(\mathbf{x}_i) = y_i - (\hat{a} + \hat{b}_1 x_{1i} + \hat{b}_2 x_{2i} + \dots + \hat{b}_5 x_{5i})$, $i = 1, 2, \dots, n$. Tokie parametrai randami mažiausių kvadratų metodu, t.y. parenkami taip, kad liekamųjų paklaidų kvadratų suma $SS_E = \sum_{i=1}^n \hat{e}_i^2$ būtų mažiausia. Liekamosios paklaidos padeda nustatyti išskirtis bei pagal jų grafikus įvertinti ar modelis tinka. Hipotezė: $H_0 : b_1 = b_2 = \dots b_5 = 0$ (t.y. regresijos modelis netinka) su alternatyva $H_1 : \text{bent vienas } b_j \neq 0$. Kriterijaus statistika: $F = \frac{MS_R}{MS_E}$, jei

hipotezė teisinga, turi Fišerio skirstinį su k ir $n-k-1$ laisvės laipsnių.

Tikrinsime hipotezes: $H_0 : b_j = 0$ su alternatyva $H_1 : b_j \neq 0$. Apskaičiuojame regresijos modelio, kuriame X_j yra priklausomas kintamasis, o $X_1, \dots, X_{j-1}, X_{j+1}, \dots, X_5$ nepriklausomi kintamieji, liekamųjų paklaidų kvadratų sumą. Pažymint ją $SS_{E,j}$. Kriterijaus statistika: $t = \frac{\hat{b}_j}{\sqrt{MS_E / SS_{E,j}}}$, jei hipotezė

teisinga turi Stjudento skirstinį su $n-k-1$ laisvės laipsniu. Koeficientas $\hat{b}_j$ parodo, kiek padidėja (sumažėja) $\hat{y}(\mathbf{x})$ reikšmė, vienu vienetu padidėjus x_j , kai likusieji $x_1, \dots, x_{j-1}, x_{j+1}, \dots, x_5$ yra fiksuoti (6.10 lentelė).

6.10 lentelė. Dispersinės analizės lentelė

	SS	ν	SS/ν	F
Regresijos	$SS_R = \sum_{i=1}^n (\hat{y}(\mathbf{x}_i) - \bar{y})^2$	k	MS_R	$F = \frac{MS_R}{MS_E}$
Paklaidų	$SS_E = \sum_{i=1}^n \hat{e}_i^2$	$n-k-1$	MS_E	
Pilna	$SS_T = \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2 = SS_R + SS_E$	$n-1$		

Norint tarpusavyje palyginti kintamuosius X_j ir nustatyti jų santykinę svarbą prognozuojant Y reikšmes, randame standartizuotąją regresijos funkciją, t. y. regresijos funkciją skaičiuojame visų kintamųjų z reikšmėms.

Stebėjimai $(y_i, x_{1i}, \dots, x_{5i})$ keičiami $(z_{yi}, z_{1i}, \dots, z_{5i})$, $i = 1, 2, \dots, n$, čia $z_{ji} = (x_{ji} - \bar{x}_j) / s_j$, $z_{yi} = (y_i - \bar{y}_y) / s_y$, čia s_j yra X_j empirinis standartinis nuokrypis, o s_y yra Y empirinis standartinis nuokrypis. Šioms reikšmėms randami regresijos modelio

$$z_y = \alpha + \beta_1 z_1 + \beta_2 z_2 + \dots + \beta_5 z_5 + e, \quad (6.4)$$

koeficientų $\alpha, \beta_1, \beta_2, \dots, \beta_5$ įverčiai $\hat{\alpha}, \hat{\beta}_1, \hat{\beta}_2, \dots, \hat{\beta}_5$, Fišerio skirstinį su k ir $n-k-1$ laisvės laipsnių.

Standartizuotosios ir nestandartizuotosios regresijos funkcijų koeficientus sieja priklausomybė $\hat{b}_j s_j = \hat{\beta}_j s_y$. Standartizuotieji koeficientai β_j naudojami, nustatant santykinę nepriklausomų kintamųjų įtaką prognozuojamam kintamajam. Absoliučiu didumu didesni $\hat{\beta}_j$ rodo didesnę Y priklausomybę nuo X_j . Taip pat apskaičiuojamas determinacijos koeficientas: $R^2 = \frac{SS_R}{SS_T}$, kuris

parodo modelio tinkamumą.

Kadangi tyrimų duomenys pasiskirstę asimetriškai, todėl jie logaritmuojami (pateikiami priede). 2005, 2006 ir 2005–2006 metų duomenų dispersinės analizės rezultatai pateikiami 6.11 lentelėje.

6.11 lentelė. 2005, 2006 ir 2005–2006 metų duomenų dispersinės analizės rezultatai

SS	ν (laisvės laipsniai)			SS/ ν			$Pr > F$
	2005	2006	2005–2006	2005	2006	2005–2006	
SS_R	2	2	4	14,27	21,37	17,44	$< 0,001$
SS_E	27	19	47	0,496	0,264	0,517	
SS_T	29	21	51				
SS	F						
	2005		2006		2005–2006		
SS_R	28,76		81,06		33,70		

Parinkti tiesinės pažingsninės regresijos modeliai pagal 2005, 2006 ir 2005–2006 metų duomenis bei modelių parametrų įverčiai pateikiami 6.11, 6.12 6.13 lentelėse.

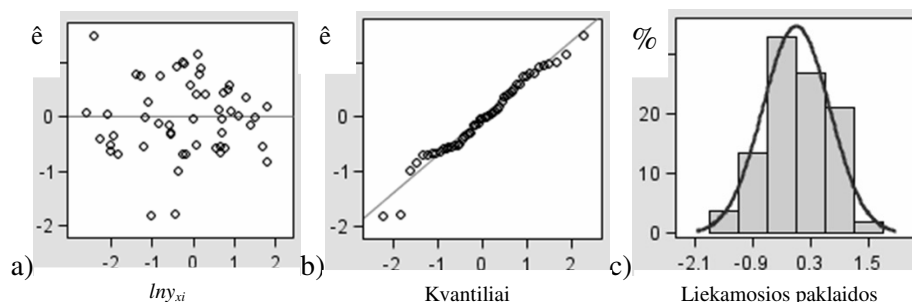
6.12 lentelė. 2005–2006 metų duomenų tiesinės pažingsninės regresijos modelio parametrų įverčiai)

Kintamieji	Parametrų įverčiai	Standartinis nuokrypis	Liekamųjų paklaidų kvadratų suma $SS_{E,j}$	F	$Pr > F$	Standartizuoti parametrų įverčiai
2005–2006 metų duomenų						
Laisvas narys (a)	-7,47760	2,02391	7,06363	13,65	0,0006	0
$X_1, (\beta_1)$	-0,17228	0,01754	49,91161	96,45	<0,0001	-0,78746
$X_2, (\beta_2)$	0,49892	0,09449	14,42659	27,88	<0,0001	0,41836
$X_3, (\beta_3)$	-0,03580	0,01513	2,89690	5,60	0,0222	-0,19629
$X_4, (\beta_4)$			Iškrinta, kaip nereikšmingas kintamasis			
$X_5, (\beta_5)$	0,01761	0,00563	5,05565	9,77	0,0030	0,25697
Parinktas modelis	$lny = -7,4776 - 0,17228 \cdot x_1 + 0,4989 \cdot x_2 - 0,0358 \cdot x_3 + 0,0176 \cdot x_5$ Modelio tinkamumo rodiklis $R^2 = 0,7415$					

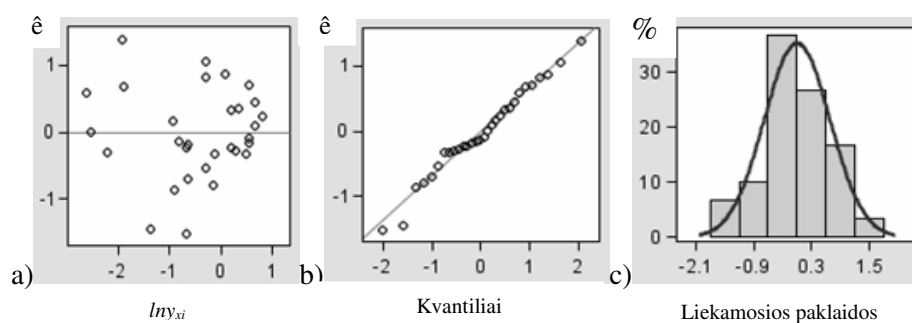
6.13 lentelė. 2005 ir 2006 metų duomenų tiesinės pažingsninės regresijos modelio parametrų įverčiai

Kintamieji	Parametrų įverčiai	Standartinis nuokrypis	Liekamųjų paklaidų kvadratų suma $SS_{E,j}$	F	$Pr > F$
2005 metų duomenų					
Laisvas narys (a)	-2,06049	2,62001	0,30681	0,62	0,4385
$X_1, (\beta_1)$	-0,21654	0,02864	28,34741	57,15	<0,0001
$X_2, (\beta_2)$	0,30159	0,13756	2,38446	4,81	0,0371
$X_3, (\beta_3), X_4, (\beta_4), X_5, (\beta_5)$	Iškrinta, kaip nereikšmingi kintamieji				
Parinktas modelis	$lny = -2,0605 - 0,2165 \cdot x_1 + 0,30159 \cdot x_2$, Modelio tinkamumo rodiklis $R^2 = 0,6806$				
2006 metų duomenų					
Laisvas narys (a)	4,57216	0,36653	41,03088	155,60	<0,0001
$X_1, (\beta_1)$	-0,15310	0,01565	25,22641	95,67	<0,0001
$X_3, (\beta_3)$	-0,04794	0,01144	4,62918	17,56	0,0005
$X_2, (\beta_2), X_4, (\beta_4), X_5, (\beta_5)$	Iškrinta, kaip nereikšmingi kintamieji				
Parinktas modelis	$lny = 4,5722 - 0,1531 \cdot x_1 + 0,0479 \cdot x_3$, Modelio tinkamumo rodiklis $R^2 = 0,8951$				

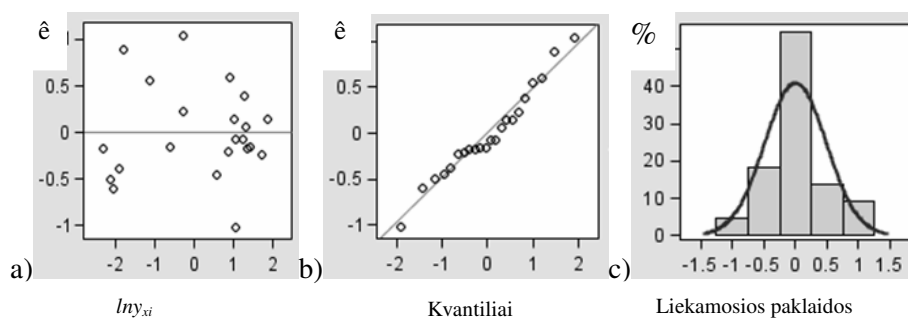
Tikrinamos parinktų modelių prielaidos (6.6, 6.7, 6.8 pav.). Iš kintamojo $\ln y$ ir liekamųjų paklaidų sklaidos diagramų (6.6a, 6.7a, 6.8a pav.) parinktiems modeliams matyti, kad liekamųjų paklaidų reikšmės nedidelės, išsidėstę arti nulio, jokios tendencijos nematyti. Vadinasi, liekamosios paklaidos nepriklausomos ir dispersijos lygios.



6.6 pav. Pagal 2005–2006 metų duomenis parinkto modelio kintamojo $\ln y$ ir liekamųjų paklaidų sklaidos diagramos



6.7 pav. Pagal 2005 metų duomenis parinkto modelio kintamojo $\ln y$ ir liekamųjų paklaidų sklaidos diagramos



6.8 pav. Pagal 2006 metų duomenis parinkto modelio kintamojo $\ln y$ ir liekamųjų paklaidų sklaidos diagramos

Tikimybinės tiesės grafikuose (6.6b, 6.7b, 6.8b) matyti, kad taškai išsidėstę apie tiesę. Liekamųjų paklaidų skirstinys normalusis. Liekamųjų paklaidų histogramos su normaliojo skirstinio tankio funkcijos kreive (6.6c, 6.7c, 6.8c) patvirtina, kad e_i normaliai pasiskirstę atsitiktiniai dydžiai.

Visų trijų modelių determinacijos koeficientas gauti gana didelis. Gautame modelyje, analizuojant 2005–2006 metų duomenis, reikšmingi keturi kintamieji: BDS_7/P_b santykis valomose nuotekose, valomų nuotekų temperatūra, dumblo amžiaus, aklimatizacinis GAO laikotarpis. Pagal standartizuotus parametrų įverčius matyti, kad svarbiausias kintamasis prognozuojant Y reikšmes yra BDS_7/P_b santykis valomose nuotekose, standartizuoto parametro įvertis $\beta_1 = 0,787$. Antras pagal svarbą kintamasis – valomų nuotekų temperatūra ($\beta_2 = 0,418$). Mažiau svarbūs dumblo amžius ($\beta_3 = 0,196$) ir aklimatizacinis GAO laikotarpis ($\beta_5 = 0,257$). Tuo tarpu nagrinėjant atskirai 2005 ir 2006 metų duomenis, pažingsninės regresijos modelyje išryškėjo tik du reikšmingi kintamieji: 2005 metais – BDS_7/P_b santykis valomose nuotekose ir valomų nuotekų temperatūra, 2006 metais – BDS_7/P_b santykis valomose nuotekose ir dumblo amžiaus.

Vadinasi, siekiant kuo tiksliau įvertinti kintamuosius, reikalingi kelių metų duomenys, leidžiantys nustatyti dėsningumus, kurie išryškėja, analizuojant ilgesnius laikotarpius. Kadangi atlikti ilgalaikius tyrimus įvairiomis sąlygomis nuotekų valymo įrenginiuose gana sudėtinga, sudaromas statistinis modelis.

6.2.2. Statistinio modelio sudarymas ir rezultatai

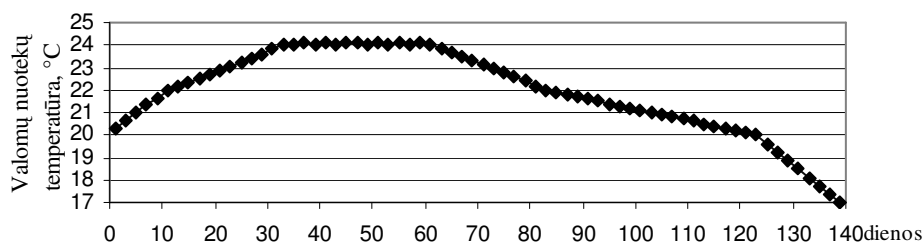
Statistinio modelio sudarymui pasirenkamas tiesinis pažingsninės regresijos modelis (6.5 formulė), aprašantis $P-PO_{4aer}$ kitimą, priklausomai nuo BDS_7/P_b santykio valomose nuotekose, valomų nuotekų temperatūros, dumblo amžiaus ir aklimatizacinio GAO laikotarpio, pagal kurį net 74 % fosfatų koncentracijos aeracinėje zonoje reikšmių paaiškinama minėtų kintamųjų įtaka.

$$\ln y = -7,4776 - 0,17228 \cdot x_1 + 0,498 \cdot x_2 - 0,0358 \cdot x_3 + 0,0176 \cdot x_5, \quad (6.5)$$

Pagal 6.5 formulę kintamieji parametrai modeliuojami taip:

x_1 – BDS_7/P_b santykis valomose nuotekose kompiuterinė programa parenkamas atsitiktinai, pagal parinktus parametrus penkiais atvejais $x_1 = N(\bar{x}, (\sigma^2))$: I – $x_1 = N(15, (4.67^2))$, II – $x_1 = N(20, (4.67^2))$, III – $x_1 = N(30, (4.67^2))$, IV – $x_1 = N(35, (4.67^2))$, V – $x_1 = N(40, (4.67^2))$. x_2 – valomų nuotekų temperatūra modeliuojama, remiantis ankstesnių tyrimų metu nustatytais dėsningumais. Aukštesnė nei 20 °C nuotekų temperatūra Lietuvoje išsilaiko apie 4 mėnesius. Vasaros metu nuotekų temperatūra pasiekia 20 °C, palaipsniui kyla

iki 24 °C ir vasaros viduryje svyruoja apie 24 °C. Rudenėjant temperatūra palaipsniui mažėja iki 17 °C (6.9 pav.). x_3 – dumblo amžius parenkamas keturiais atvejais 10, 15, 20, 25 parų. x_5 – aklimatizacinis GAO laikotarpis parenkamas atitinkamai pagal dumblo amžių pagal 6.1 formulę.



6.9 pav. Modeliuojamas nuotekų temperatūros kitimas per 140 dienų

Kiekvieno atvejo iteracijų kartojama po 10000 kartų. Modelis sudaromas taip, kad gautas rezultatas būtų pateikiamas kiek kartų iš 10000 sumodeliuotų atvejų, fosfatų koncentracija veikliojo dumblo reaktoriuje viršys 1 mg/l. Tokia fosfatų koncentracija parodo, kad fosforo šalinimas yra nepakankamas, siekiant užtikrinti 1 mg/l P_b koncentraciją išleidžiamose nuotekose. Modeliavimo rezultatai pateikiami 6.14, 6.15, 6.16, 6.17 lentelėse.

6.14 lentelė. Statistinio modeliavimo rezultatai, kai dumblo amžius 10 parų

Vidutinis BDS_7/P_b		15	20	25	30	35	40
d	τ , °C	Fosfatų koncentracijos aukštesnės nei 1 mg/l aeracinėje zonoje dažnis, %					
1	20,3	Aklimatizacinis GAO laikotarpis 28 d					
10	21,7						
20	22,7						
30	23,6	99,0	89,4	57,0	17,8	2,3	0,1
40	24,0	99,4	92,8	65,4	25,6	3,8	0,2
50	24,0	99,5	93,1	65,9	25,6	4,3	0,2
60	24,1	99,6	93,6	68,0	27,0	5,0	0,3
70	23,3	98,6	84,2	48,8	13,9	0,1	0,0
80	22,4	94,0	68,7	27,2	4,6	0,0	0,0
90	21,7	86,7	51,9	14,8	2,0	0,0	0,0
100	21,2	79,1	39,2	9,3	0,8	0,0	0,0
110	20,7	69,3	29,0	4,8	0,2	0,0	0,0
120	20,2	57,5	18,3	2,5	0,2	0,0	0,0
130	18,9	26,4	4,7	0,2	0,0	0,0	0,0
140	17,0	3,5	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0

6.15 lentelė. Statistinio modeliavimo rezultatai, kai dumblo amžius 15 parų

Vidutinis BDS ₇ /P _b		15	20	25	30	35	40
d	τ, °C	Fosfatų koncentracijos aukštesnės nei 1 mg/l aeracinėje zonoje dažnis, %					
1	20,3	Aklimatizacinis GAO laikotarpis 48 d					
10	21,7						
20	22,7						
30	23,6						
40	24,0						
50	24,0	99,7	95,5	72,7	31,8	6,1	0,6
60	24,1	99,8	96,1	76,0	34,5	6,9	0,7
70	23,3	98,9	89,3	56,8	18,3	2,3	0,2
80	22,4	95,9	75,2	35,4	6,9	0,1	0,0
90	21,7	90,9	60,6	20,4	3,2	0,0	0,0
100	21,2	84,4	46,9	12,6	1,6	0,0	0,0
110	20,7	76,8	36,1	7,9	0,6	0,0	0,0
120	20,2	65,2	25,0	4,2	0,2	0,0	0,0
130	18,9	33,8	6,4	0,5	0,0	0,0	0,0
140	17,0	5,5	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0

6.16 lentelė. Statistinio modeliavimo rezultatai, kai dumblo amžius 20 parų

Vidutinis BDS ₇ /P _b		15	20	25	30	35	40
d	τ, °C	Fosfatų koncentracijos aukštesnės nei 1 mg/l aeracinėje zonoje dažnis, %					
1	20,3	Aklimatizacinis GAO laikotarpis 69 d					
10	21,7						
20	22,7						
30	23,6						
40	24,0						
50	24,0						
60	24,1						
70	23,3	99,4	93,3	64,7	24,9	4,5	0,3
80	22,4	97,8	82,5	43,6	11,0	1,1	0,0
90	21,7	94,4	68,7	28,4	4,9	0,4	0,0
100	21,2	89,8	57,4	19,2	2,4	0,1	0,0
110	20,7	82,7	45,5	12,5	1,4	0,1	0,0
120	20,2	74,0	34,1	7,1	0,6	0,0	0,0
130	18,9	41,7	10,0	0,9	0,1	0,0	0,0
140	17,0	9,1	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0

6.17 lentelė. Statistinio modeliavimo rezultatai, kai dumblo amžius 25 parų

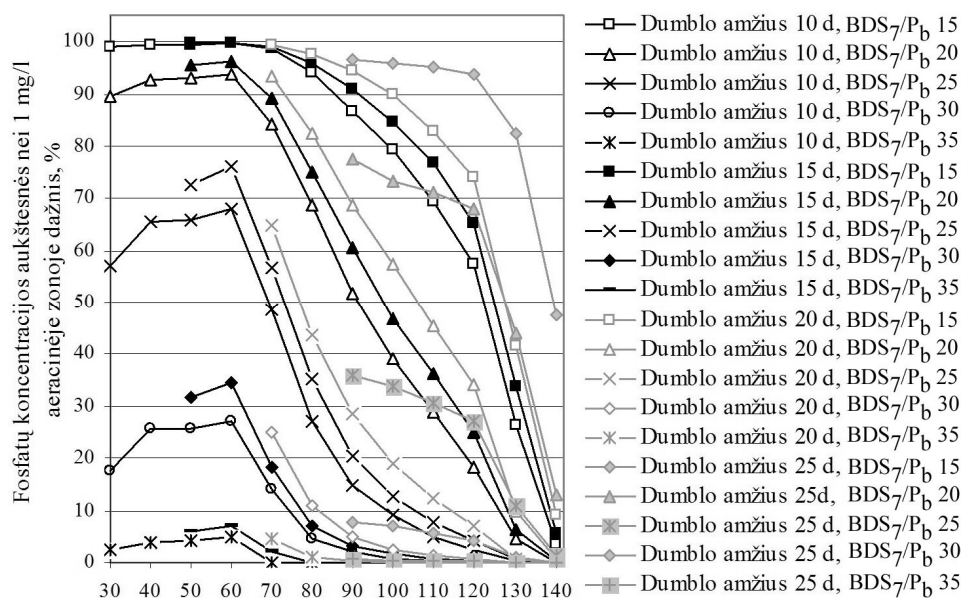
Vidutinis BDS ₇ /P _b		15	20	25	30	35	40
d	τ, °C	Fosfatų koncentracijos aukštesnės nei 1 mg/l aeracinėje zonoje dažnis, %					
1	20,3	Aklimatizacinis GAO laikotarpis 89 d					
10	21,7						
20	22,7						
30	23,6						
40	24,0						
50	24,0						
60	24,1						
70	23,3						
80	22,4						
90	21,7	96,7	77,4	36,1	7,9	0,7	0,0
100	21,2	95,7	73,4	34,0	6,9	0,5	0,0
110	20,7	95,0	71,2	30,8	5,8	0,4	0,0
120	20,2	93,7	68,1	27,3	4,2	0,3	0,0
130	18,9	82,4	44,2	10,9	1,1	0,0	0,0
140	17,0	47,7	13,2	1,4	0,0	0,0	0,0

Iš modeliavimo rezultatų matyti, kad dažniausiai, aukštesnė nei 1 mg/l fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje, gali pasitaikyti praėjus 60 dienų, kai nuotekų temperatūra pasieks 20 °C, palaikant trumpą dumblo amžių (10–15 parų). Palaikant ilgesnį dumblo amžių, praėjus aklimatizaciniam GAO laikotarpiui, aukštesnės nei 1 mg/l fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje gali pasitaikyti dažniau nei palaikant trumpą dumblo amžių (pav. 6.10).

Kai palaikomas trumpas dumblo amžius (10 parų), aukštesnė nei 1 mg/l fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje pasitaikys dažniausiai nuo 30 iki 70 dienos, t. y. nuo 99,6 % iki 13,9 % dažnumu, priklausomai nuo BDS₇/P_b santykio valomose nuotekose. Vėliau nepakankamo fosforo šalinimo atvejų dažnumas mažėja. Tuo tarpu, palaikant ilgą dumblo amžių (25 paros), pailgėja aklimatizacinis GAO laikotarpis ir NFŠ laikotarpis prasideda tik praėjus 90 dienų. Tuo metu tikimybė, kad nuotekų temperatūra bus aukštesnė nei 24 °C mažėja, todėl aukštesnė nei 1 mg/l fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje gali pasitaikyti rečiau. Tačiau nuo 90 iki 120 dienos nepakankamo fosforo šalinimo atvejų dažnis gana aukštas, priklausomai nuo BDS₇/P_b santykio valomose nuotekose.

Sezoniškai mažėjant nuotekų temperatūrai, mažėja ir nepakankamo fosforo šalinimo atvejų. Palaikant trumpą dumblo amžių (10 parų), sumažėjus nuotekų temperatūrai iki 17 °C, aukštesnė nei 1 mg/l fosfatų koncentracija aeracinėje

zonoje pasitaikys gana retai, tikimybė tik 3,5 %, esant mažiausiam BDS_7/P_b santykiui valomose nuotekose 15. Tuo tarpu palaikant ilgą dumblo amžių minėto įvykio tikimybė aprašytu atveju padidėja iki 47,7 %.

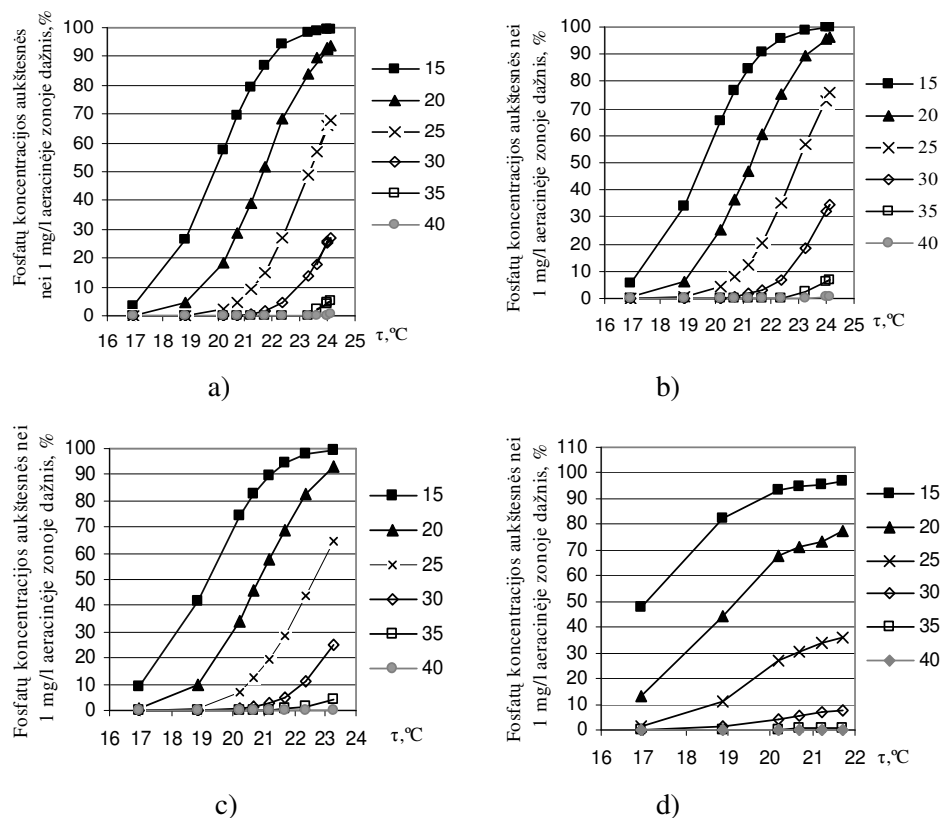


6.10 pav. Fosfatų koncentracijos aukštesnės nei 1 mg/l aeracinėje zonoje dažnis skirtingais atvejais

Analizuojant BDS_7/P_b santykio valomose nuotekose įtaką nepakankamo fosforo šalinimo atvejų pasitaikymo dažnumui, išryškėjo tendencijos pavaizduotos 6.11 paveikslą grafikuose. Esant žemam BDS_7/P_b santykiui valomose nuotekose, kai vidutinė reikšmė 15 nepakankamas fosforo šalinimas pasitaikys dažniausiai (beveik 100 %), kai valomų nuotekų temperatūra bus aukščiausia. BDS_7/P_b santykiui valomose nuotekose didėjant, nepakankamo fosforo šalinimo atvejų pasitaikymo dažnumas mažėja.

Statistinio modeliavimo rezultatai rodo, kad esant BDS_7/P_b santykiui valomose nuotekose 30, tikimybė, kad pasitaikys aukštesnė nei 1 mg/l fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje sumažėja iki 27 % ir 34,5 %, atitinkamai palaikant dumblo amžių 10, 15 parų, kai valomų nuotekų temperatūra aukščiausia – 24,1 °C. Valant nuotekas, su BDS_7/P_b santykiu 40, nepakankamo fosforo šalinimo atvejų praktiškai galima išvengti.

Palaikant ilgesnį dumblo amžių 20, 25 parų, nepakankamo fosforo šalinimo atvejų pasitaikys labai retai, kai BDS_7/P_b santykis valomose nuotekose – 35, kadangi šiuo atveju sezoniškai mažėja nuotekų temperatūra.



6.11 pav. Fosfatų koncentracijos aukštesnės nei 1 mg/l aeracinėje zonoje dažnis, kai BDS_7/P_b santykis svyruoja nuo 15 iki 40, palaikant dumblo amžių: a) 10 parų, b) 15 parų, c) 20 parų, d) 25 parų,

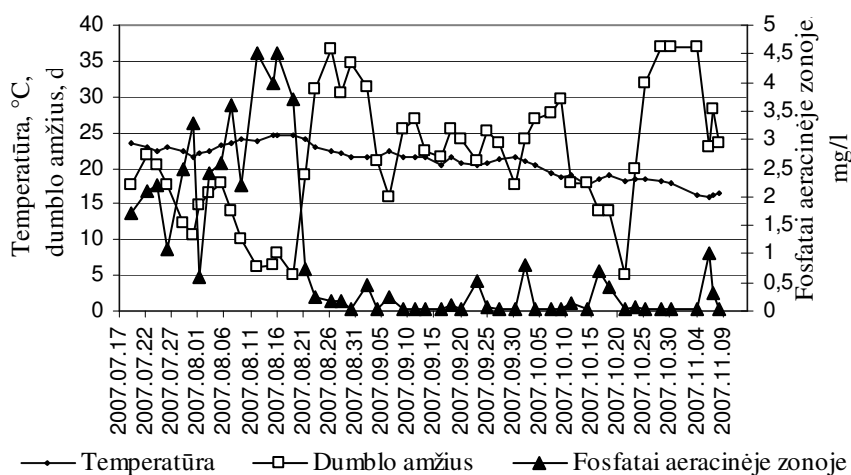
6.3. GAO mikroskopinė analizė NFŠ ir SFŠ laikotarpiu

Siekiant patikrinti prielaidą, kad šiltuoju metų laiku Lietuvoje BFŠ sutrikdo GAO bakterijos, bei ankstesniuose skyriuose išdėstytų tyrimų rezultatų išvadas, 2007 metų rugpjūčio–rugsėjo mėnesiais atlikti veikliojo dumblo mišinio iš veikliojo dumblo reaktoriaus mikroskopavimo tyrimai.

Dumblo mišinys buvo imamas iš Utenos miesto nuotekų valymo įrenginių dviem etapais, t. y. nestabilaus fosforo šalinimo (NFŠ) ir stabilaus fosforo šalinimo (SFŠ) laikotarpiais. Dumblo mėginiai buvo tuoj pat užkonservuoti ir nudažyti metileno mėliu pagal metodiką aprašytą 3.4 poskyryje.

2007 metais NFŠ laikotarpis prasidėjo liepos 20 d. ir tęsėsi iki rugpjūčio 20 dienos (6.12 pav.). BFŠ efektyvumas veikliojo dumblo reaktoriuje smarkiai

sumažėjo. Vidutinė fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje siekė 2,73 mg/l, vidutinė amonio azoto koncentracija aeracinėje zonoje – 0,64 mg/l, nitratų – 1,39 mg/l. Nitratų koncentracija anaerobinėje zonoje taip pat buvo maža, todėl įtakos PAO veiklai neturėjo. Nuotekų temperatūra svyravo nuo 21,6 iki 24,5 °C, vidutinis dumblo amžius buvo palaikomas apie 13 parų (6.18 lentelė).



6.12 pav. Fosfatų aeracinėje zonoje dumblo amžiaus ir nuotekų temperatūros kitimas tyrimų laikotarpiu

6.18 lentelė. 2007 metų NFŠ laikotarpio tyrimo duomenų statistinio apdorojimo rezultatai ($n = 15$)

Statistinės duomenų charakteristikos	τ , °C	Anaerobinė zona		Aeracinė zona			Θ , d
		$P-PO_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l	$P-PO_4$, mg/l	$N-NH_4$, mg/l	$N-NO_3$, mg/l	
Maksimali reikšmė	24,5	125	0,43	4,5	1,60	4,9	22
Minimali reikšmė	21,6	46	0,03	0,58	0,25	0,36	5
Aritmetinis vidurkis	23,2	65	0,23	2,73	0,64	1,39	13
Mediana	23,2	62	0,21	2,5	0,55	0,91	14
Amplitudė	2,9	79	0,40	3,92	1,35	4,54	17
Dispersija	0,9	349	0,02	1,38	0,14	1,58	29
Standartinis nuokrypis	0,95	19	0,14	1,18	0,37	1,26	5,4

Šiuo laikotarpiu iš aeracinės ir anaerobinės zonos buvo paimta ir paruošta mikroskopavimui iš viso 18 preparatų (6.19 lentelė).

6.19 lentelė. *Nestabilaus fosforo šalinimo laikotarpio dumblo preparatai*

Tyrimo atlikimo data 2007 metais	Nestabilaus fosforo šalinimo laikotarpis			
	Aeracinė zona		Anaerobinė zona	
	Paimta mėginių, vnt.	$P-PO_4$, mg/l	Paimta mėginių, vnt.	$P-PO_4$, mg/l
08 09	2	3,6	-	62
08 10	2	2,2	2	49
08 13	2	4,5	2	61
08 16	2	4	2	69
08 17	2	4,5	2	48

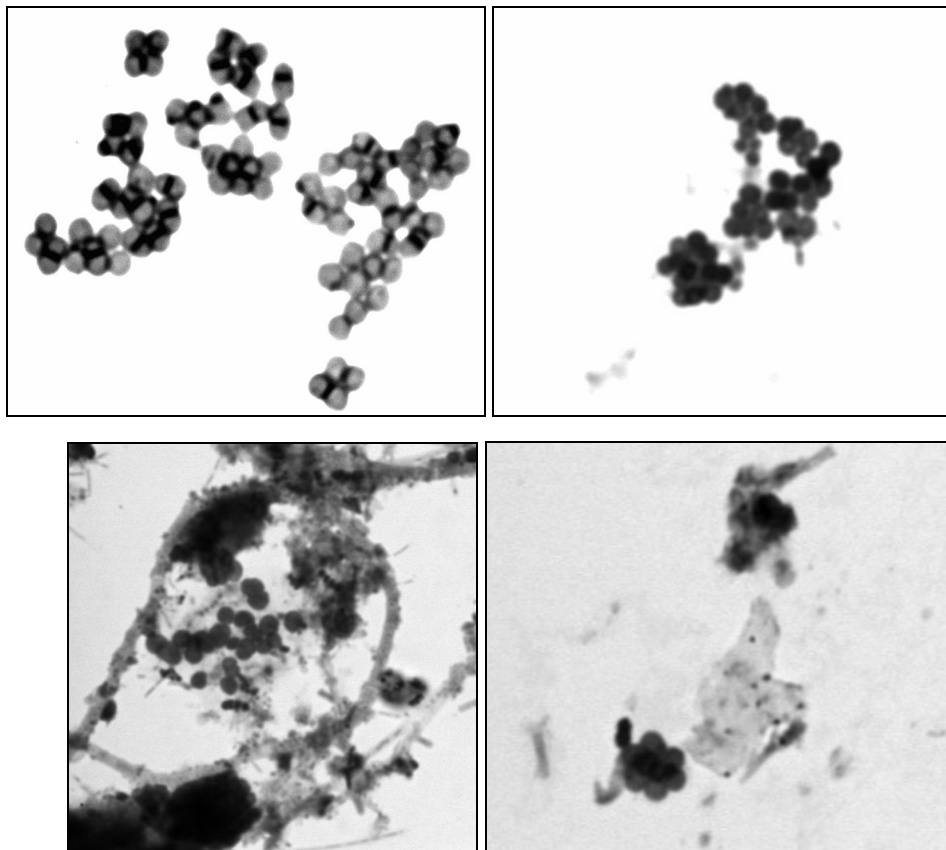
Siekiant atstatyti BFŠ efektyvumą, buvo pradėtas mažinti dumblo amžius. Kai dumblo amžius buvo sumažintas iki 5 parų, BFŠ efektyvumas išaugo. Sumažinus dumblo amžių, buvo sumažintas ir GAO bakterijų kiekis veikliajame dumble. Tai patvirtino mikroskopinė analizė. Po to dumblo amžius išaugo iki 20 parų, bet BFŠ išliko efektyvus (97 %).

Kai NFŠ laikotarpis baigėsi, iš aeracinės ir anaerobinės zonos buvo paimta dar 16 preparatų ir paruošta taip pat mikroskopavimui (6.20 lentelė).

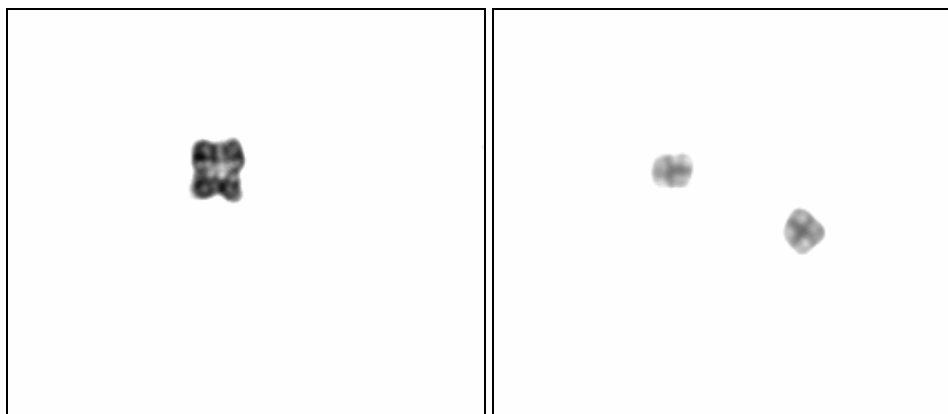
6.20 lentelė. *Stabilaus fosforo šalinimo laikotarpio dumblo preparatai*

Tyrimo atlikimo data 2007 metais	Stabilaus fosforo šalinimo laikotarpis			
	Aeracinė zona		Anaerobinė zona	
	Paimta mėginių, vnt.	$P-PO_4$, mg/l	Paimta mėginių, vnt.	$P-PO_4$, mg/l
09 03	2	0,04	2	29
09 05	2	0,04	2	44
09 07	2	0,2	2	49
09 14	2	0,02	2	41

Mikroskopuojant paruoštus preparatus, pirmiausiai buvo ieškota GAO bakterijų, kurių forma aprašyta literatūroje. Tiek NFŠ, tiek SFŠ laikotarpio preparatuose aptiktos tetradų formos bakterijos, literatūroje identifikuojamos kaip GAO, kurios buvo užfiksuotos nuotraukose (6.13, 6.14 pav.).

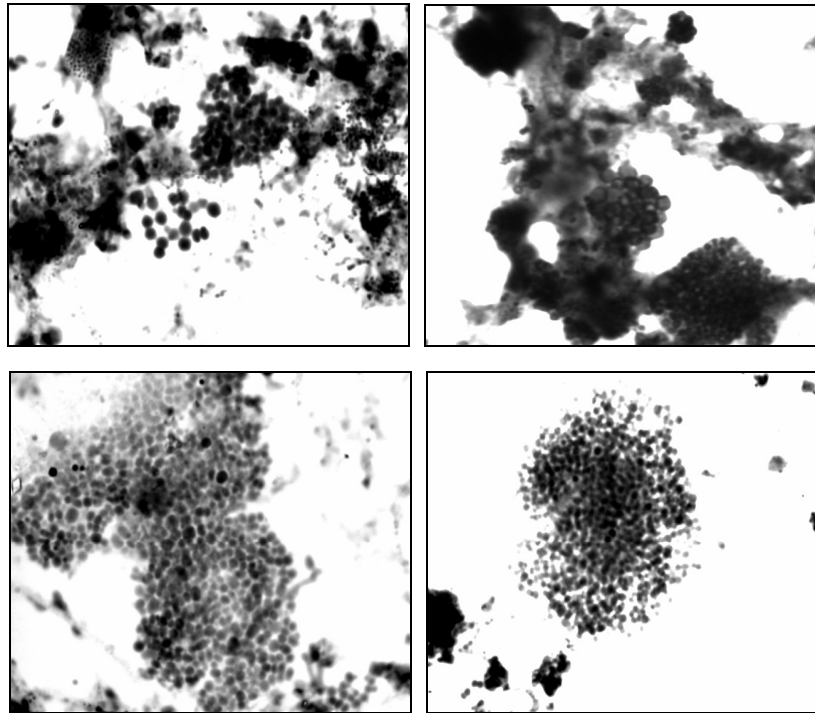


6.13 pav. GAO bakterijos užfiksuotos nuotraukose

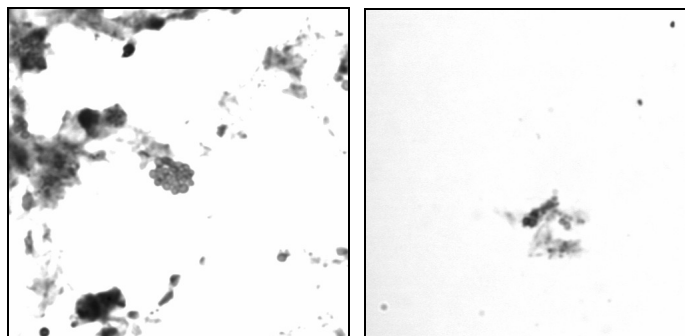


6.14 pav. Pavienės GAO bakterijos tetrados

Mikroskopuojant NFŠ laikotarpio preparatus, kiekviename tetradų formos GAO bakterijų aptikta labai gausiai. Tiek anaerobinio, tiek aeracinio dumblo preparatuose vizualiai tetradų gausumas nesiskyrė. Bakterijos buvo išsidėstę rutulio formos gausiomis sankaupomis (6.15 pav.).

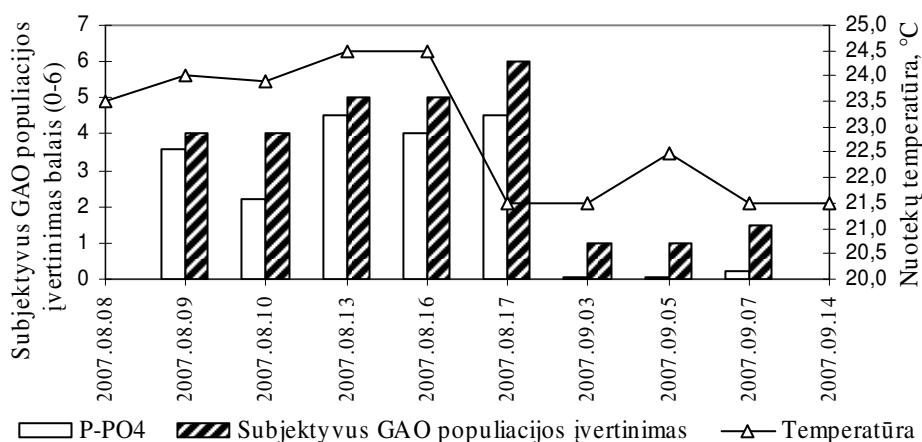


6.15 pav. NFŠ laikotarpio preparatuose aptiktų GAO bakterijų sankaupų nuotraukos



6.16 pav. SFŠ laikotarpio preparatuose aptiktų GAO bakterijų sankaupų nuotraukos

Mikroskopuojant SFŠ laikotarpio preparatus, GAO tetradų formos bakterijų aptikta žymiai mažiau. Be to aptiktos GAO bakterijos buvo išsidėstę mažesnėmis grupelėmis arba visai pavienės (6.16 pav.). Mikroskopuojant paruoštus dumblo preparatus, GAO bakterijų populiacijos gausa kiekviename jų buvo vertinama balais nuo 0 iki 6. Kuo daugiau aptikta GAO bakterijų preparate, tuo aukštesniu balu įvertinama GAO bakterijų populiacijos gausa. Šio vertinimo metodo rezultatai, pateikti 6.17 paveiksle, rodo, kad NFŠ laikotarpiu veikliajame dumble aptiktų GAO bakterijų populiacijos gausa buvo įvertinta nuo 4 iki 6 balų. Tuo tarpu SFŠ laikotarpiu nuo 1 iki 1,5 balo.



6.17 pav. GAO bakterijų populiacijos palyginimas NFŠ ir SFŠ laikotarpių metu veikliajame dumble

6.4. Glikogeno koncentracijos kitimas veikliajame dumble

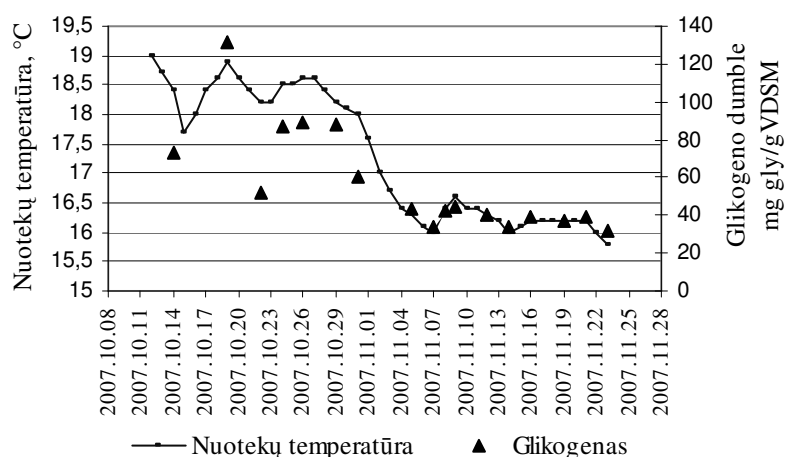
Ankstesnių tyrimų rezultatai parodė, kad NFŠ laikotarpis baigiasi, kai valomų nuotekų temperatūra sumažėja iki 17 °C. Tai paaiškinama tuo, kad GAO yra mezofiliniai mikroorganizmai. Vadinasi, sezoniškai mažėjant valomų nuotekų temperatūrai, GAO populiacija mažėja.

Vienas iš GAO populiacijos dydžio veikliajame dumble indikatorių yra glikogeno kiekis dumble. Kuo didesnis kiekis glikogeno, tuo didesnė GAO populiacija. Todėl nustatius glikogeno koncentraciją dumble, galima būtų daryti išvadas apie GAO populiacijos dydį. Literatūroje aprašyti keli glikogeno nustatymo metodai [112, 114, 130, 173]. Siekiant atrinkti tinkamiausią, pagrindiniai kriterijai buvo prieinamumas ir jautrumas: metodas turėjo būti nesunkiai įsisavinamas ir nereikalaujantis sudėtingos laboratorinės technikos bei

brangiai kainuojančių cheminių medžiagų; antra vertus, jis turėjo būti pakankamai jautrus. Įvertinus žinomus glikogeno nustatymo metodus pagal šiuos kriterijus, bendradarbiaujant su Vilniaus Universiteto Biochemijos ir biofizikos katedros vyresniąja mokslo darbuotoja Janina Braženaite, buvo atrinktas, mūsų manymu, tinkamiausias glikogeno nustatymo metodas, naudojant antrono – $C_6H_4(CO)(CH_2)C_6H_4$ – reagentą. Šis metodas buvo modifikuotas ir pritaikytas veikliojo dumblo tyrimams.

Glikogeno nustatymo veikiajame dumblyje tyrimai buvo atliekami 2007 metų rudenį, sezoniškai mažėjant nuotekų temperatūrai nuo 18,9 °C iki 15,8 °C. Tyrimų pradžioje nustatyta glikogeno koncentracija siekė 72,7 mg gly/gVDSM. Tačiau kitas tyrimas, atliktas praėjus penkioms paroms parodė, kad glikogeno kiekis smarkiai padidėjo ir siekė 131,2 mg gly/gVDSM. Tuo tarpu fosfatų koncentracija veikliojo dumblo reaktoriuje taip pat padidėjo (0,82 mg/l). Nuotekų sudėtis, nitratų kiekis anaerobinėje zonoje, nuotekų išbuvimas anaerobinėje, aeracinėje zonose, deguonies koncentracija aeracinėje zonoje, veikliojo dumblo apkrova bei dumblo amžius neviršijo jiems keliamų reikalavimų, todėl negalėjo turėti neigiamos įtakos fosfatų išaugimui. Tai patvirtina prielaidą, kad fosforo šalinimas galėjo pablogėti dėl GAO gausos veikiajame dumblyje.

Atsižvelgiant į tai, dumblo amžius buvo sumažintas iki 5 parų. Tyrimai parodė, kad glikogeno koncentracija sumažėjo 2,5 karto. Verta pažymėti, kad valomų nuotekų temperatūra vis dar svyravo 18,9–18,2 °C intervale. Po dviejų parų, išaugus dumblo amžiui iki 20 parų, glikogeno kiekis vėl padidėjo ir sekančių penkių parų laikotarpyje svyravo apie 88 mg gly/gVDSM. Tačiau fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje buvo maža ir svyravo nuo 0,024 iki 0,054 mg/l. Sumažėjus nuotekų temperatūrai iki 18 °C, glikogeno koncentracija sumažėjo iki 60,5 mg gly/gVDSM (6.18 pav.)



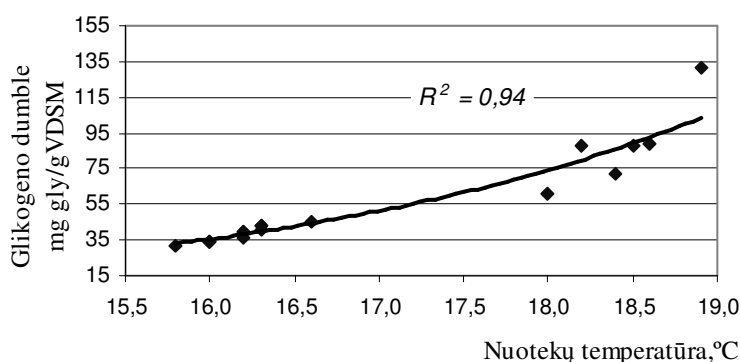
6.18 pav. Nuotekų temperatūros ir glikogeno koncentracijos veikiajame dumblyje kitimas

Dar ryškesnis glikogeno koncentracijos sumažėjimas (iki 43 mg *gly*/gVDSM) nustatytas nuotekų temperatūrai sumažėjus iki 16,3 °C (6.18 pav.). Toliau nuotekų temperatūrai svyruojant 16,6–15,8 °C intervale, palaipsniui mažėjo ir glikogeno koncentracija dumble.

Siekiant nustatyti glikogeno koncentracijos veikliajame dumble priklausomumą nuo valomų nuotekų temperatūros, atlikta koreliacinė regresinė 16 duomenų analizė. Tyrimas, kai dumblo amžius buvo sumažintas iki 5 parų, į analizę neįtrauktas, nes glikogeno sumažėjimui šiuo atveju galėjo turėti įtakos ne nuotekų temperatūra, o dumblo amžiaus sumažėjimas. Analizuojamų parametų tarpusavio ryšį geriausiai nusako eksponentinės regresijos modelis, parinktas pagal didžiausią determinacijos koeficientą (R^2). Aukštas determinacijos koeficientas rodo, kad net 94 % glikogeno koncentracijos veikliajame dumble reikšmių galima paaiškinti valomų nuotekų temperatūros įtaka pagal eksponentinės regresijos lygtį:

$$Gly = 0,1 \cdot e^{0,37 \cdot \tau}, \text{ mg } gly/g \text{ VDSM}, \quad (6.4)$$

čia *Gly* – glikogeno koncentracija veikliajame dumble, mg*gly*/gVDSM; τ – valomų nuotekų temperatūra, °C.



6.19 pav. Ryšys tarp glikogeno koncentracijos dumble ir valomų nuotekų temperatūros (15,8–18,9 °C temperatūros diapazonui)

Iš 6.19 paveiksle pateiktos regresinės kreivės matyti, kad mažėjant valomų nuotekų temperatūrai, glikogeno koncentracija veikliajame dumble taip pat mažėja.

Glikogeno koncentracijos sumažėjimas, kartu su mikroskopinės analizės duomenimis, leidžia manyti, kad sumažėja ir GAO populiacija. Dėl to sudaromos geresnės sąlygos PAO vystimuisi, ir fosforo šalinimo efektyvumas ženkliai padidėja.

6.5. Šeštojo skyriaus išvados

1. Nustatyta, kad biologinis fosforo šalinimo efektyvumas sumažėja vasarą, kai valomų nuotekų temperatūra pasiekia 20 °C, tačiau ne iškart, o praėjus nuo 35 iki 72 dienų laikotarpiui t. y. nuo 3 iki 4 dumblo amžių. Per šį laikotarpį, kurį galima vadinti glikogeną kaupiančių bakterijų aklimatizaciniu laikotarpiu, susidaro neigiamas biologiniam fosforo šalinimui glikogeną kaupiančių ir polifosfatus kaupiančių bakterijų santykis veikliojo dumblo sistemoje, todėl sutrinka biologinio fosforo šalinimo procesas.

2. Aklimatizacinio glikogeną kaupiančių bakterijų laikotarpio trukmę galima prognozuoti pagal palaikomą dumblo amžių, naudojant tiesinės regresijos lygtį: $\Psi = 4,1 \cdot \Theta - 13,4$, kai dumblo amžius aklimatizacinio glikogeną kaupiančių bakterijų laikotarpio metu palaikomas nuo 12 iki 21 parų.

3. Šiltuoju metų laikotarpiu nestabilaus fosforo šalinimo laikotarpį galima nutraukti sumažinus dumblo amžių iki 5 parų. Jeigu dumblo amžius nebus sumažinamas iki 5 parų, fosforo šalinimo efektyvumas atsistatys tik keičiantis sezonams, sumažėjus nuotekų temperatūrai žemiau 17 °C.

4. Statistinio modeliavimo rezultatai parodė, kad siekiant užtikrinti pakankamą fosforo šalinimą šiltuoju metų laikotarpiu, būtina užtikrinti, kad BDS_7/P_b santykis valomose nuotekose būtų ne mažesnis nei 40, palaikant trumpą dumblo amžių (10, 15 parų) ir ne mažesnis nei 35, palaikant ilgą dumblo amžių (20, 25 parų), kadangi pastaruoju atveju sezoniškai mažėja nuotekų temperatūra.

5. Dumblo mėginių, paimtų nestabilaus ir stabilaus fosforo šalinimo laikotarpių metu, mikroskopavimo rezultatai, parodė, kad glikogeną kaupiančių bakterijų gausa būdinga nestabilaus fosforo šalinimo laikotarpio dumblo mėginiams. Tuo tarpu, kai fosforo šalinimo efektyvumas aukštas, užfiksuotos tik pavienės glikogeną kaupiančios bakterijos veikliajame dumble.

6. Nustatytos glikogeno veikliajame dumble koncentracijos svyravo nuo 32,3 iki 131,2 mg g/y/gVDSM. Tarp glikogeno koncentracijos veikliajame dumble ir valomų nuotekų temperatūros nustatytas priklausomumas: mažėjant nuotekų temperatūrai, glikogeno koncentracija mažėja.

Rezultatų apibendrinimas

Biologinis fosforo ir azoto šalinimas iš nuotekų yra ekonomiškai ir ekologiškai būdas, pagrįstas specialių veikliojo dumblo mikroorganizmų veikla, gebančių sukaupti bei suskaidyti fosforo ir azoto junginius. Tačiau yra daug veiksnių, darančių įtaką biocheminiams procesams bei mikroorganizmų veiklai.

Disertacijoje buvo siekiama nustatyti ir ištirti biologinio fosforo šalinimo sutrikimo šiltuoju metų laiku priežastis.

Apžvelgus literatūrą, įsitikinta, kad šiems sutrikimams įtakos gali turėti du veiksniai: azoto šalinimas, dažniausiai derinamas su fosforo šalinimu, ir specialūs veikliojo dumblo mikroorganizmai – glikogeną kaupiantys organizmai – GAO.

Atlikus eilę eksperimentinių tyrimų ir išnagrinėjus gautus rezultatus, suformuluotos išvados:

1. Nustatyta, kad šiltuoju metų laikotarpiu Lietuvoje nuotekų valyklose susidaro palankios sąlygos glikogeną kaupiantiems organizmams augti. Tuo metu Lietuvos didžiųjų miestų nuotekų valyklose padidėja bendrojo fosforo koncentracija valytose nuotekose.

2. Atlikus tyrimus gauta, kad nepilnai įvykus nitrifikacijos arba denitrifikacijos procesams šiltuoju metų laiku, bendrojo fosforo koncentracija valytose nuotekose viršijo 1 mg/l. Tačiau šaltuoju metų laiku ši tendencija nenustatyta. Tokių rezultatų skirtumą galima paaiškinti glikogeną kaupiančių bakterijų įtaka, nes maža deguonies koncentracija (0,5 mg/l) t. y. dalinė nitrifikacija skatina jų augimą.

3. Nustatyta, kad azoto šalinimui taikant simultaninės nitrifikacijos denitrifikacijos technologiją, didėjant nuotekų temperatūrai nuo 11,5 iki 23,1 °C, denitrifikacijos greitis didėja pagal eksponentinį regresijos modelį: $q_{DN} = 0,5 \cdot e^{0,05 \cdot \tau}$. Didžiausias azoto šalinimo efektyvumas pasiektas, kai aeracijos ir sumažintos aeracijos trukmės buvo lygios po 150 min. Tuo metu nustatyti didžiausi nitrifikacijos ir denitrifikacijos greičiai.

4. Nustatyta, kad biologinio fosforo šalinimo efektyvumas sumažėja vasarą, kai valomų nuotekų temperatūra pasiekia 20 °C, tačiau ne iškart, o praėjus nuo 3 iki 4 dumblo amžių. Per šį laikotarpį, kurį galima vadinti glikogeną kaupiančių organizmų aklimatizaciniu laikotarpiu, susidaro neigiamas biologiniam fosforo šalinimui glikogeną kaupiančių ir polifosfatus kaupiančių organizmų santykis veikliajame dumble, todėl sutrinka biologinio fosforo šalinimo procesas.

5. Nustatyta, kad glikogeną kaupiančių bakterijų gausa būdinga nestabilaus fosforo šalinimo laikotarpio dumblo mėginiais. Tuo tarpu, kai fosforo šalinimo efektyvumas aukštas, užfiksuotos tik pavienės glikogeną kaupiančios bakterijos veikliajame dumble.

6. Veikliojo dumblo tyrimams parinkta, pritaikyta bei įdiegta glikogeno nustatymo metodika, kurioje pasiūlyta naudoti antrono reagentą.

7. Nustatyta, kad mažėjant valomų nuotekų temperatūrai, glikogeno koncentracija dumble mažėja pagal eksponentinį modelį: $Gly = 0,1 \cdot e^{0,37 \cdot \tau}$, mažėjant valomų nuotekų temperatūrai nuo 18,9 iki 15,8 °C. Tai rodo, kad glikogeną kaupiančių bakterijų populiacija sumažėja. Tokiu būdu, susidarius geresnėms sąlygoms polifosfatus kaupiantiems organizmams vystytis, pasiekiamas pakankamas fosforo šalinimo efektyvumas.

Analizuojant tyrimų rezultatus paaiškėjo, kad biologinis fosforo šalinimas Lietuvos klimato sąlygomis šiltuoju metų laikotarpiu gali sutrikti dėl glikogeną kaupiančių bakterijų veiklos, todėl pateikiamos penkios rekomendacijos kaip išvengti arba sumažinti neigiamą glikogeną kaupiančių bakterijų įtaką biologiniam fosforo šalinimui:

1. Rekomenduojama užtikrinti sąlygas pilnai nitrifikacijai ir denitrifikacijai įvykti, t. y. amonio azoto koncentracija aeracinėje zonoje bei nitratų koncentracija anaerobinėje zonoje neturi viršyti 1 mg/l.

2. Azoto šalinimui taikant simultaninės nitrifikacijos denitrifikacijos technologiją, rekomenduojama naudoti aeracijos režimą, kai aeracijos ir sumažintos aeracijos trukmės lygios po 150 min., kadangi tyrimų metu, naudojant šį režimą, buvo pasiektas didžiausias azoto šalinimo efektyvumas.

3. Kai valomų nuotekų temperatūra pasiekia 20 °C, rekomenduojama palaikyti dumblo amžių iki 10 parų bei užtikrinti ne mažesnę kaip 35 valomų

nuotekų BDS_7/P_b santykį. Jei palaikomas ilgesnis dumblo amžius, būtina užtikrinti ne mažesnę kaip 40 valomų nuotekų BDS_7/P_b santykį.

4. Sumažėjus fosforo šalinimo efektyvumui šiltuoju metų laiku, rekomenduojama sumažinti dumblo amžių iki 5 parų, taip pakankamai sumažinant glikogeną kaupiančių bakterijų kiekį veikliajame dumble.

5. Rekomenduojama, taikant pasiūlytą glikogeno nustatymo veikliajame dumble metodiką, sekti glikogeno koncentraciją, kas leistų pastebėti glikogeno koncentracijos kitimo metų laikotarpyje dėsningumus bei prognozuoti glikogeną kaupiančių organizmų populiacijos dydį veikliojo dumblo sistemoje.

Literatūros sąrašas

- [1] Aplinkos apsaugos agentūros ataskaita. Nuotekų ir dumblo tvarkymas. <http://aaa.am.lt/VI/files/0,118164001153461097.doc>.
- [2] Beržinskienė, J. Vandens mikrobiologija. Mokomoji knyga. Vilnius: Technika. 1999, 144 p.
- [3] Roques, H. Chemical Water Treatment. Principles and Practice, VCH Publishers. 1996, 482 p.
- [4] Leonardos, N.; Geider, R. J.; Effect of nitrate : phosphate supply ratio and irradiance on the C:N:P stoichiometry of *Chaetoceros muelleri*. *Europe Journal Physiology*. Vol. 39, 2004, p. 173–180.
- [5] Harrison, R. M. Pollution: Causes, Effects, and Control. Royal Society of Chemistry, the Royal Society of Chemistry. 1993, 283 p.
- [6] Чурбанова, И. Н. Микробиология, Москва. Высшая школа. 1987, 239 p.
- [7] Rybicki, S. Phosphorus removal from wastewater. Royal Institute of Technology, Stockholm. 1997, 106 p.
- [8] Jetten, M. S. M.; Horn, S. J.; Van Loosdrecht, M. C. M. Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system. *Water Science & Technology*. Vol. 35, 1997, p. 171–180.
- [9] Henze, M. P.; Harremoes, J. la C.; Jansen, E. Arvin. Wastewater Treatment. Biological and chemical processes. 3 rd edition, Springer Verlag, Berlin, 2001, 678 p.

- [10] Bitton. G. Wastewater microbiology. New-York: Wiley-Liss. 1994, 478 p.
- [11] Bock, E.; Stueven, R.; Zart, D. Nitrogen loss caused by denitrifying *Nitrosomonas* cells using ammonium or hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor. *Arch. Microbiology*. Vol. 163, 1995, p. 16–20.
- [12] Van Loosdrecht, M. C. M.; Jetten, M. Microbiological conversions in nitrogen removal. *Water Science & Technology*. Vol. 38(1), 1998, p. 1–7.
- [13] Wagner, M.; Rath, G.; Koops, H.; Flodd, J.; Amann, R. In situ analysis of nitrifying bacteria in sewage treatment plants. *Water Science & Technology*. Vol. 34, 1996, p. 237–244.
- [14] Bilitewski, B.; Hardtle, G.; Marek, K. Wastewater Management. Springer Verlag Berlin Heidelberg. 1994, 412 p.
- [15] Droste, R. L. Theory and practice of water and wastewater treatment. 1997, 471 p.
- [16] Chrzanowska, M.; Kowalska, E.; Hupka, J. Determination and pathways of nitrogen during wastewater treatment. Monographic Nr. 27. Pathways of pollutions and migration strategies of their impact on the ecosystems, Lublin. 2004, p. 201–209.
- [17] Matuzevičius, A. B. Rekomendacijos biologinio valymo įrenginiam projektuoti. Vilnius: Technika. 1999, 28 p.
- [18] Hatziconstantinou, G. J.; Andreadakis, A. Differences in nitrification potential between fully aerobic and nitrogen removal activated sludge systems. *Water Science & Technology*. Vol. 46(1/2), 2002, p. 297–189.
- [19] Pollice, A.; Tandoi, W.; Lestingi, C. Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate. *Water Research*. Vol. 36, 2002, p. 2541–2546.
- [20] Mahvi, A. H.; Mesdaghinia, A. R.; Karakani, F. Nitrogen Removal from Wastewater in a Continuous Flow Sequencing Batch Reactor. *Pakistan Journal of Biological Sciences*. Vol. 7 (11), 2004, p. 1880–1883.
- [21] Casey, T. Unit Treatment Processes in Water And Wastewater Engineering. John Wiley & Sons Ltd. 1997, 420 p.
- [22] Johansen, N. H.; Andersen, J. S.; Jansen, J. L. Optimum operation of a small sequencing batch reactor from BOD and nitrogen removal based on on-line our-calculation. *Water Science & Technology*. Vol. 35, 1997, p. 29–36.
- [23] Ferrer, J.; Rodrigo, M. A.; Seco, A.; Penya-Roja, J. M. Energy saving in the aeration process by fuzzy logic control. *Water Science & Technology*. Vol. 38, 1998, p. 209–217.
- [24] Jun, H. B.; Park, S. M.; Park, N. B.; Lee, S. H. Nitrogen removal and sludge reduction in a symbiotic activated sludge system between anaerobic arhaea and bacteria. *Water Science & Technology*. Vol. 50(6), 2004, p. 189–197.

- [25] Khin, T.; Annachhatre, A. P. Nitrogen removal in a fluidized bed bioreactor by using mixed culture under oxygen-limited conditions“, *Water Science & Technology*. Vol. 50(6), 2004, p. 312–321.
- [26] Klapwijk, A.; Brouwer, H.; Vrolijk, E.; Kujawa, K. Control of intermittently aerated nitrogen removal plants by detection endpoints of nitrification and denitrification using respirometry only. *Water Research*. Vol. 32(5), 1998, p. 1700–1703.
- [27] Li, X.; Zen, G.; Rosenwinkel, K. H.; Kunst, S.; Weichgrebe, D.; Cornelius, A.; Yang, Q. Start up of deammonification process in one single SBR system. *Water Science & Technology*. Vol. 50(6), 2004, p. 1–8.
- [28] Park, H. D.; Regan, J. M.; Noguera, D. R. Molecular analysis of ammonia oxidizing bacterial populations in aerated-anoxic Orbal processes. *Water Science & Technology*. Vol. 46(1/2), 2002, p. 273–280.
- [29] Valve, M. Nitrogen removal from municipal wastewater. TemaNord, Copenhagen. 1995, 261 p.
- [30] Chang, H. Y.; Ouyang, C. F. Step feeding for enhancing nitrogen and phosphorus removal in AOA process. *Journal of Environmental Science and Health*. Vol. 36(4), 2001, p. 578–598.
- [31] Einsle, O.; Kroneck, P. M. H. Structural basis of denitrification. *Biology Chemic*. Vol. 385, 2004, p. 875–883.
- [32] Schlegel, H. G. Allgemeine Mikrobiologie. G. Thieme Verlag Stuttgart, New York. 1992, 497 p.
- [33] Heinrich, D.; Hergt, M. Ekologijos atlasas. Alma litera, 2000, 365 p.
- [34] Plosz, B. G.; Jobbagy, P. A.; Leslie, C. P.; Grady, J. Factors influencing deterioration of denitrification by oxygen entering an anoxic reactor through the surface. *Water Research*. Vol. 37, 2003 p. 853–863.
- [35] Isaacs, S. H.; Henze, M.; Soeberg, H.; Kummel, M. External carbon source addition as a means to control an activated sludge nutrient removal process. *Water Research*. Vol. 28, 1994, p. 511–520.
- [36] Tam, N. F. Y.; Leung, G. L. W.; Wong, Y. S. The effects of external carbon loading on nitrogen removal in sequencing batch reactors. *Water Science & Technology*. Vol. 30, 1994, p. 73–81.
- [37] Zeghal, S.; Puznova, N.; Subra, J. P.; Sauvegrain, P.; Vignoles, C. Methanol dosing feedback control of denitrification. Part 1. BNR 3 Conference Biological Nutrient Removals, Convention Centre, Brisbane, AWA Australia, 1997, p. 313–320.
- [38] Cappai, G.; Carucci, A.; Onnis, A. Use of industrial wastewaters for the optimization and control of nitrogen removal processes. *Water Science & Technology*. Vol. 50(6), 2004, p. 17–24.
- [39] Jenicek, P.; Svehla, P.; Zabranska, J.; Dohanyos, M. Factors affecting nitrogen removal by nitrification/denitrification. *Water Science & Technology*. Vol. 49(5/6), 2004, p. 73–79.

- [40] Van Loosdrecht, M. C. M.; Smolders, G. J.; Kuba, T.; Heijnen, J. J. Metabolism of micro-organisms responsible for enhanced biological phosphorus removal from wastewater. *Antonie van Leeuwenhouek*. Vol. 71, 1997, p. 109–116.
- [41] Christensson, M. Enhanced biological phosphorus removal: carbon sources, nitrate as electron acceptor, and characterization of the sludge community. Department of Biotechnology, Lund University, Sweden, 1997, 79 p.
- [42] Ywang, Y.; Peng, Y. Z.; Li, T. W.; Ozaki, M.; Takigawa, A.; Wang, S. Y. Phosphorus removal under anoxic conditions in a continuous flow A_2N two-sludge process. *Water Science & Technology*. Vol. 50(6), 2004, p. 37–44.
- [43] Dauknys, R.; Matuzevičius, A. B. Fosforo iš nuotekų šalinimo galimybės. Antrosios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos “Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities”, įvykusios Vilniuje 1999 m. vasario 25 d., pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika, 1999, p. 87–96.
- [44] Kong, Y.; Nielsen, J. L.; Nielsen, P. H. Identity and ecophysiology of uncultured actinobacterial polyphosphate accumulating organisms in full-scale enhanced biological phosphorus removal plants. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 71(7), 2005, p. 4076–4085.
- [45] Crocetti, G. R.; Hugenholtz, P.; Bond, P. L.; Schuler, A. Identification of polyphosphate accumulating organisms and design of 16S rRNA – directed probes for their detection and quantization. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 66(3), 2000, p. 1910–1916.
- [46] Okunuki, S.; Kawaharasaki, M.; Tanaka, H.; Kanagawa, T. Changes in phosphorus removing performance and bacterial community structure in an enhanced biological phosphorus removal reactor. *Water Research*. Vol. 38, 2004, p. 2433–2439.
- [47] Lin, C. K.; Katayama, Y.; Hosomi, M.; Murakami, A.; Okada, M. The characteristics of the bacterial community structure and population dynamics for phosphorus removal in SBR activated sludge processes. *Water Research*. Vol. 37, 2003, p. 2944–1952.
- [48] Cloete, T. E.; Theron, J. Microbial population dynamics in enhanced biological phosphorus removing activated sludge systems. *Journal of Environmental Engineering Science*. Vol. 2, 2003, p. 273–280.
- [49] Mudaly, D. D.; Atkinson, B. W.; Bux, F. Microbial community profile of a biological excess phosphorus removal activated sludge system using a cultivation independent approach. *Water SA*. Vol. 26(3), 2000, p. 343–352.
- [50] Melasniemi, H.; Hernesma, A.; Pauli, A. L.; Rantanen, P.; Salkinoja-Salonen, M. Comparative analysis of biological phosphate removal (BPR) and non – BPR activated sludge bacterial communities with particular reference to *Acinetobacter*. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*. Vol. 21, 1998, p. 300–306.

- [51] Bond, P. L.; Keller, J.; Blackall, L. L. Anaerobic phosphate release from activated sludge with enhanced biological phosphorus removal. A possible mechanism of intracellular pH control. *Biotechnology Bioengineering*. Vol. 63(5), 1999, p. 507–515.
- [52] Oldham, W. K.; Rabinowitz, B. Development of biological nutrient removal technology in Western Canada. *Journal of Environmental Engineering Science*. Vol. 1, 2002, p. 33–43.
- [53] Pauli, A. The role of *Acinetobacter* sp. in biological phosphorus removal from forest industry wastewaters. National board of waters and the environment, Finland, 1994, 83 p.
- [54] Kuba, T.; van Loosdrecht, M. C. M.; Brandse, F. A.; Heijnen, J. J. Occurrence of denitrifying phosphorus removing bacteria in modified UCT – type wastewater treatment plants. *Water Research*. Vol. 31(4), 1997, p. 777–786.
- [55] van Loosdrecht, M. C. M.; Brandse, F. A.; De Vries, A. C. Environmental impacts of nutrient removal processes: case study. *Journal Environmental Engineering*. Vol. 123, 1997, p. 33–40.
- [56] Bundgard, E.; Andersen, K. L.; Petersen, G. Bio-Denitro and Bio-Denipho system – experiences and advanced model development: the Danish system for biological N and P removal. *Water Science & Technology*. Vol. 21, 1989, p. 1727–1730.
- [57] Bertaza, G. Simultaneous nitrification-denitrification process in extended aeration plants: pilot and real scale experiences. *Water Science & Technology*. Vol. 35(6), 1997, p. 53–61.
- [58] Sasaki, K.; Yamamoto, Y.; Tsumura, K.; Ouchi, S.; Mori, Y. Development of 2- reactor intermittent aeration activated sludge process for simultaneous removal of nitrogen and phosphorus. *Water Science & Technology*. Vol. 34(1-2), 1996, p. 111–118.
- [59] Hanhan, O.; Artan, N.; Orhon, D.; Ozgur Yagci, N.; Insel, G. Mechanism and design of intermittent aeration activated sludge process for nitrogen removal, IWA Specialized Conference „Nutrient management in wastewater treatment processes and recycle streams“, 2005, Lemtech Konsulting, Krakow, p. 69–78.
- [60] Batchelor, B. Kinetic analysis of alternative configurations for single-sludge nitrification/denitrification. *Journal Water Pollution Control Fed.* Vol. 54(11), 1982 p. 1493–1504.
- [61] Ip, S. Y.; Bridger, J. S.; Mills, N. F. Effect of alternating aerobic and anaerobic conditions on the economics of the activated sludge system. *Water Science & Technology*. Vol. 19(5/6), 1987, p. 911–918.
- [62] Orhon, D.; Artan, N.; Yagci, N. A unified basis of the kinetic description of sequencing batch reactor for nutrient removal. IWA Specialized Conference

- „Nutrient management in wastewater treatment processes and recycle streams“, 2005, Lemtech Konsulting, Krakow, p. 791–803.
- [63] Littleton, H. X.; Daigger, G. T.; Strom, P. F.; Cowan, R. M. Evaluation of autotrophic denitrification, heterotrophic nitrification, and PAOs in full scale simultaneous biological nutrient removal systems. *Water Science & Technology*. Vol. 46(1/2), 2002, p. 305–312.
- [64] Norgard, P.; Helmo, K.; Sorensen, E. Purification process for nitrogen removal controlled by NADH. *Van dog Jord*. Vol. 3. 1996. p. 126–129.
- [65] Dauknys, R.; Matuzevičius, A. B. Veiksnių, turinčių įtakos biologiniam fosforo šalinimui iš nuotekų, eksperimentiniai tyrimai. *Aplinkos inžinerija*. Vol. 8(3), 2000, p. 155–166.
- [66] Koster, J.; Londong, J. Phosphorus recovery from EBPR excess sludge. IWA Specialized Conference „Nutrient management in wastewater treatment processes and recycle streams“, 2005, Lemtech Konsulting, Krakow, p. 541–546.
- [67] Liu, W. T.; Mino, T.; Matsuo, T.; Nakamura, K. Biological phosphorus removal processes – effect of on anaerobic substrate metabolism. *Water Science & Technology*. Vol. 34, 1997, p. 25–32.
- [68] Jeon, C. O.; Lee, D. S.; Lee, M. W.; Park, J. M. Enhanced biological phosphorus removal in an anaerobic-aerobic sequencing batch reactor: effect of pH. *Water Environmental Research*. Vol. 73, 2001, p. 301–306.
- [69] Serralta, J.; Borrás, L.; Blanco, C.; Barat, R.; Seco, A. Monitoring pH and electric conductivity in an EBPR sequencing batch reactor. *Water Science & Technology*. Vol. 50(10), 2004, p. 145–152.
- [70] Schuler, A. J.; Jenkins, D. Effects of pH on enhanced biological phosphorus removal metabolisms. *Water Science & Technology*. Vol. 46(4-5), 2002, p. 171–180.
- [71] Pattarkine, V. M.; Randall, C. W. The requirement of metal cations for enhanced biological phosphorus removal by activated sludge. *Water Science & Technology*. Vol. 40, 1999, p. 159–165.
- [72] Tykesson, E.; Jansen, J. C. The role of potassium and magnesium in enhanced biological phosphorus removal. Specialized Conference „Nutrient management in wastewater treatment processes and recycle streams“, 2005, Lemtech Konsulting, Krakow, p. 33–42.
- [73] Barat, R.; Mantoya, L.; Borrás, S.; Seco, A.; Ferrer, J. Calcium effect on enhanced biological phosphorus removal. Specialized Conference „Nutrient management in wastewater treatment processes and recycle streams“, 2005, Lemtech Konsulting, Krakow, p. 59–68.
- [74] Pai, P.; Dielmann, D.; Shephard, W.; Leveque, E.; Semenza, S.; Clyburn, M.; Narayanan, B. Operational strategies and treatment technologies for meeting very low total phosphorus limits. WEFTEC 77th Annual Technical Exhibition and Conference October 2–6, 2004, New Orleans, p. 1478–1480.

- [75] Jonsson, K.; Johansson, P.; Cristensson, M.; Lee, N.; Lie, E.; Welander, T. Operational factors affecting enhanced at the wastewater treatment plant in Helsingborg, Sweden. *Water Science & Technology*. Vol. 34(1-2), 1996, p. 67–75.
- [76] Rodrigo, M. A.; Seco, A.; Ferrer, J.; Peña-Roja, J. M. The effect of sludge age on the deterioration of the enhanced biological phosphorus removal process. *Environmental Technology*. Vol. 30, 1999, p. 1055–1063.
- [77] Merzouki, M.; Bernet, N.; Delgenes, J. P.; Moletta, R.; Benlemlih, M. Effect of operating parameters on anoxic biological phosphorus removal in anaerobic anoxic sequencing batch reactor. *Environmental Technology*. Vol. 22(4), 2001, p. 397–405.
- [78] Carrera, J.; Sarra, M.; LaFuente, F. J.; Vicent, T. Effect of different operational parameters in the enhanced biological phosphorus removal process. Experimental design and results. *Environmental Technology*. Vol. 22(4), 2001, p. 1439–1446.
- [79] Dauknys, R.; Matuzevičius, A. Aktyviojo dumblo apkrovos įtaka biologiniam fosforo šalinimui. Ketvirtoji tarptautinė konferencija „Aplinkos inžinerija“, 2000, Vilnius: Technika, p. 41–46.
- [80] Reddy, M. Biological and chemical systems for nutrient removal. WEF, Special publication, 1998, 259 p.
- [81] Wentzel, M. C.; Ekama, G. A.; Loewenthal, R. E.; Dold, P. L.; Marais, G. R. Enhanced polyphosphate organism cultures in activated sludge systems. Part II: Experimental behavior. *Water SA*. Vol. 15(2), 1989, p. 71–88.
- [82] Smolders, G. J. F.; Klop, J. M.; van Loosdrecht, M. C. M.; Heijnen, J. J. Ametabolic model of the biological phosphorus removal process; effect of sludge retention time. *Biotechnology Bioengineering*. Vol. 48, 1995, p. 222–233.
- [83] Chuang, S. H.; Ouyang, C. F.; Wang, Y. B. Kinetic competition between phosphorus release and denitrification on sludge under anoxic conditions. *Water Research*. Vol. 30(12), 1996, p. 2961–2968.
- [84] Hintze, M.; Pratt, S.; Shilton, A. Effect of sludge retention time on phosphorus removal in a full-scale EBPR wastewater treatment plant. Specialized Conference „Nutrient management in wastewater treatment processes and recycle streams“, 2005, Lemtech Konsulting, Krakow, p. 99–106.
- [85] Stephens, H. L.; Stensel, H. D. Effect of operating conditions on biological phosphorus removal. *Water Environment Research*. Vol. 70(3), 1998, p. 362–369.
- [86] Shao, Y. J.; Wada, F.; Abkian, V.; Crosse, J.; Horenstein, B.; Jenkins, D. Effects of MCRT on enhanced biological phosphorus removal. *Water Science & Technology*. Vol. 26, 1992, p. 967–975.

- [87] Fukase, T.; Shibata, M.; Miyaji, Y. The role of anaerobic stage on biological phosphorus removal. *Water Science & Technology*. Vol. 1, 1984, p. 69–80.
- [88] Randall, C. W.; Stansel, H. D.; Barnard, J. L. Design of activated sludge biological nutrient removal plants. In Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. Technomic Publishing Co. Inc., 1992, 574 p.
- [89] Dauknys, R.; Matuzevičius, A. B. Lengvai biologiškai skaidomų organinių teršalų sąnaudos ir nitratų įtaka biologiniam fosforo šalinimui iš Vilniaus nuotekų. *Aplinkos inžinerija*. Vol. 7(3), 1999, p. 157–164.
- [90] Tchobanoglous, G.; Franklin, L.; Burton, H.; Stensel, D. Wastewater Engineering – Treatment and Reuse, McGraw – Hill Professional, 2003, 1848 p.
- [91] Janssen, P. M. J.; Stowa, K.; Meinema, H. F.; van der Roes, T. Biological Phosphorus Removal Manual for design and operation. IWA Publishing, 2002, 224 p.
- [92] Brdjanović, D.; Slamet, A.; van Loosdrecht, M. C. M.; Hooijmans, C. M.; Alaerts, G. J.; Heijnen, J. J. Impact of excessive aeration on biological phosphorus removal from wastewater. *Water Research*. Vol. 32(1), 1998, p. 200–208.
- [93] Hood, C. R.; Randall, A. A. A biochemical hypothesis explaining the response of enhanced biological phosphorus removal biomass to organic substrates. *Water Research*. Vol. 35(11), 2001, p. 2758–2766.
- [94] Grady, C. P. L.; Daigger, G. T.; Lim, H. C. Biological Wastewater Treatment. Marcel Dekker Inc., New York, USA, 1999, 652 p.
- [95] Henze, M.; Gujer, T.; Mino, T.; Matsuo, T.; Wentzel, M. C.; Marais, G. v. R. Wastewater and biomass characterization for the activated sludge model no. 2: Biological phosphorus removal. *Water Science & Technology*. Vol. 31(2), 1995, p. 13–24.
- [96] Randall, C. W.; Chapin, R. W. Acetic acid inhibition of biological phosphorus removal. *Water Environmental Research*. Vol. 69(5), 1997, p. 955–960.
- [97] Punrattanasin, W., Randall, C. W. The effect of influent COD/P ratio upon the performance of biological nutrient removal processes. IAWQ 19th Biennial Conference, 1998, Vancouver, Canada, p. 451–455.
- [98] Panswad, T.; Tongkhammak, N.; Anotai, J. Estimation of intracellular phosphorus content of phosphorus accumulating organisms at different P:COD feeding ratios. Elsevier Ltd., 2006, 477 p.
- [99] Pana, A.; Chirila, E. The assessment of biological phosphorus removal possibilities at Constantza South municipal WWTP, Romania. *Ovidius University Annals of Chemistry*. Vol. 18(1), 2007, p. 60–66.

- [100] Rustrian, E.; Delgenes, J. P.; Moletta, R. Phosphorus release by pure cultures of *Acinetobacter* spp. Effect of the growth phase with cells cultivated on various carbon sources. *Appl. Microbiology*. Vol. 24, 1997, p. 144–148.
- [101] Satoh, H.; Ramaey, W. D.; Koch, F. A.; Oldham, W. K.; Mino, T.; Matsuo, T. Anaerobic substrate uptake by the enhanced biological phosphorus removal activated sludge treating real sewage. *Water Science & Technology*. Vol. 34(1-2), 1996, p. 9–16.
- [102] Jeon, C. O.; Park, J. M. Enhanced biological phosphorus removal in a SBR with glucose as a sole carbon source. *Water Research*. Vol. 34(7), 2000, p. 2160–2170.
- [103] Jeon, C. O.; Park, J. M. Morphological characteristics of microbial sludge performing enhanced biological phosphorus removal in a SBR fed with glucose as carbon source. *Water Science & Technology*. Vol. 41(12), 2000, p. 79–84.
- [104] Lemos, P. C.; Viana, C.; Salgueiro, E. N.; Ramos, A. M.; Crespo, J. P. S. G.; Reis, M. A. M. Effect of carbon source on the formation of polyhydroxyalkanoates (PHA) by a phosphate accumulating mixed culture. *Enzyme and Microbial Technology*. Vol. 22, 1998, p. 662–671.
- [105] Pijuan, M.; Saunders, A.; Guisasola, A.; Baeza, A.; Casas, C.; Blackall, L. Enhanced biological phosphorus removal in a SBR using propionate as the sole carbon source. *Biotechnology Bioengineering*. Vol. 85(1), 2004, p. 56–64.
- [106] Beccari, M.; Dionisi, D.; Giuliani, A.; Majone, M.; Ramodari, R. Effect of different carbon sources on aerobic storage by activated sludge. *Water Science & Technology*. Vol. 45(6), 2002, p. 157–168.
- [107] Barker, P. S.; Dold, P. L. Denitrification behavior in biological excess phosphorus removal activated sludge systems. *Water Research*. Vol. 30(4), 1996, p. 769–780.
- [108] Mara, D. d.; Horan, N. J. Handbook of Water and Wastewater Microbiology, Academic Press, 2003, 832 p.
- [109] He, S.; Gu, A. Z.; McMahon, K. D. Fine-scale differences between *Accumulibacter* – like bacteria in enhanced biological phosphorus removal activated sludge. *Water Science & Technology*. Vol. 54, 2006, p. 111–117.
- [110] Carucci, A.; Lindrea, K.; Majone, M.; Ramadori, R. Dynamic of the anaerobic utilization of organic substrates in an anaerobic/aerobic SBR. *Water Science & Technology*. Vol. 31(2), 1995, p. 35–43.
- [111] Jones, M.; Stephenson, T. The effect of temperature on enhanced biological phosphorus removal. *Environmental Technology*. Vol. 17, 1996, p. 965–976.
- [112] Brdjanović, D.; van Loodsdrecht, M. C. M.; Hooijmans, C. M.; Alaerts, G. J.; Heijnen, J. J. Temperature effects on physiology of biological

- phosphorus removal. *Journal of Environmental Engineering*. Vol. 123(2), 1997, p. 144–153.
- [113]Choi, E.; Rhu, D.; Yun, Z.; Lee, E. Temperature effects on biological nutrient removal system with municipal wastewater. *Water Science & Technology*. Vol. 37(9), 1998, p. 219–226.
- [114]Erdal, U. G. The effects of temperature on System Performance and Bacterial Community Structure in Biological Phosphorus Removal System. Ph.D. dissertation, Virginia, 2002;
- [115]Brdjanović, D.; Slamet, A.; van Loodsrecht, M. C. M.; Hooijmans, C. M.; Alaerts, G. J.; Heijnen, J. J. Influence of Temperature on BPR: Process and Molecular Ecological Studies. *Water Research*. Vol. 32 (4), 1998, p. 1035–1048.
- [116]Usach, F. G.; Ferrer, J.; Bauzas, A.; Seco, A. Simulation and calibration of ASM2d at different temperature in a phosphorus removal pilot plant. IWA Specialized Conference Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams, 2005, Krakow, Poland, p. 681–689.
- [117]Barnard, J. L.; Stevens, G. M.; Leslie, P. J. Design strategies for nutrient removal plant. *Water Science & Technology*. Vol. 17 (11/12), 1995, p. 233–242.
- [118]Erdal, U. G.; Erdal, Z. K.; Randall, C. W. The competition between PAO_s and GAO_s in EBPR systems at different temperatures and the effects on systems performance. *Water Science & Technology*. Vol. 47 (11), 2003, p. 1–8.
- [119]Oehmen, A. Lemos, P. C. Carvalho, G. Yuan, Z. Keller, J. Blackall, L. L. Reis, M. A. M. Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale. *Water Research*. Vol. 41, 2007, p. 2271–2300.
- [120]Fuhs, G. W.; Chen, M. Microbiological basis of phosphate removal in the activated sludge process for the treatment of wastewater. *Microbiology Ecology*. Vol. 2, 1975, p. 119–138.
- [121]Liu, W.; Mino, T.; Nakamura, K.; Matsuo, T. Glycogen accumulating population and its anaerobic substrate uptake in anaerobic-aerobic activated sludge without biological phosphorus removal. *Water Research*. Vol. 30 (1), 1996, p. 75–82.
- [122]Liu, W.; Nakamura, K.; Matsuo, T.; Mino, T. Internal energy-based competition between polyphosphate-and glycogen-accumulating bacteria in biological phosphorus removal reactors-effect of P/C feeding rate. *Water Research*. Vol. 31 (6), 1997, p. 1430–1438.
- [123]Pereira, H.; Lemos, P. C.; Reis, M. A. M.; Crespo, J. P. S. G.; Carrondo, M. J. T.; Santos, H. Model for carbon metabolism in biological phosphorus removal processes based on in vivo ¹³C-NMR labeling experiments. *Water Research*. Vol. 30(9), 1996, p. 2128–2138.

- [124]Mino, T.; Liu, W. T.; Kurisu, F.; Matsuo, T. Modeling glycogen storage and denitrification capability of microorganisms in enhanced biological phosphate removal processes. *Water Science & Technology*. Vol. 31 (2), 1995, p. 25–34.
- [125]Mino, T.; Van Loosdrecht, M. C. M.; Heijnen, J. J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. *Water Research*. Vol. 32 (11), 1998, p. 3193–3207.
- [126]Filipe, C. D. M.; Daigger, G. T.; Grady, C. P. L. A metabolic model for acetate uptake under anaerobic conditions by glycogen accumulating organisms: stoichiometry, kinetics, and the effect of pH. *Biotechnology Bioengineering*. Vol. 76 (1), 2001, p. 17–31.
- [127]Zeng, R. J.; van Loosdrecht, M. C. M.; Yuan, Z. G., Keller, J. Metabolic model for glycogen-accumulating organisms in anaerobic/aerobic activated sludge systems. *Biotechnology Bioengineering*. Vol. 81(1), 2003, p. 92–105.
- [128]Zeng, R. J.; Lemaire, R.; Yuan, Z.; Keller, J. Simultaneous Nitrification and denitrification and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor. *Biotechnology Bioengineering*. Vol. 84(2), 2002, p. 170–178.
- [129]Zeng, R. J.; Yuan, Z.; Keller, J. Improved understanding of the interactions and complexities of biological nitrogen and phosphorus removal processes. *Reviews in Environmental Science & Bio/Technology*. Vol. 3, 2004, p. 265–272.
- [130]Whang, L. M.; Park, J. K. Competition between Polyphosphate and Glycogen Accumulating Organisms in Enhanced Biological Phosphorus Removal Systems: Effect of Temperature and Sludge Age. *Water Environmental Research*. Vol. 78, 2006, p. 1–4.
- [131]Bond, P. L.; Erhart, R.; Wagner, M.; Keller, J.; Blackall, L. L. Identification of some of the major groups of bacteria in efficient and no efficient biological phosphorus removal activated sludge systems. *Applied and Environmental Microbiology*. Vol. 65(9), 1999, p. 4077–4084.
- [132]Saunders, A. M.; Oehmen, A.; Blackall, L. L.; Yuan, Z.; Keller, J. The effect of GAOs (glycogen accumulating organisms) on anaerobic carbon requirements in full-scale Australian EBPR (enhanced biological phosphorus removal) plants. *Water Science & Technology*. Vol. 47 (11), 2003, p. 37–43.
- [133]Maszenan, A. M.; Seviour, R. J.; Patel, B. K. C.; Rees, G. N.; McDougall, B. M. *Amaricoccus* gen. nov, a gram-negative coccus occurring in regular packages or tetrads, isolated from activated sludge biomass, and descriptions of *Amaricoccus veronensis* sp. nov, *Amaricoccus tamworthensis* sp. nov, *Amaricoccus macauensis* sp. nov, and *Amaricoccus kaplicensis* sp. nov. *Int. J. Syst. Bacteriology*. Vol. 47 (3), 1997, p. 727–734.

- [134]Shintani, T.; Liu, W. T.; Hanada, S.; Kamagata, Y.; Miyaoka, S.; Suzuki, T.; Nakamira, K. *Micropruina glycogenica* gen. Nov., sp. Nov., a new Gram-positive glycogen accumulating bacterium isolated from activated sludge. *Int. Journal System Evaluation Microbiology*. Vol. 50, 2000, p. 201–207.
- [135]Kong, Y. H.; Beer, M.; Seviour, R. J.; Lindrea, K. C.; Rees, G. N. Structure and functional analysis of the microbial community in an aerobic: anaerobic sequencing batch reactor (SBR) with no phosphorus removal. *Syst. Appl. Microbiology*. Vol. 24 (4), 2001, p. 597–609.
- [136]Liu, W. T.; Hanada, S.; Marsh, T. L.; Kamagata, Y.; Nakamura, K. *Kineosphaera limosa* gen. nov., sp. nov., a novel Grampositive polyhydroxyalkanoate-accumulating coccus isolated from activated sludge. *Int. J. Syst. Evol. Microbiology*. Vol. 52, 2002, p. 1845–1849.
- [137]Crocetti, G. R.; Banfield, J. F.; Keller, J.; Bond, P. L.; Blackall, L. L. Glycogen accumulating organisms in laboratory-scale and full-scale wastewater treatment processes. *Microbiology*. Vol. 148, (2002), p. 3353–3364.
- [138]Wong, M. T.; Tan, F. M.; Ng, W. J.; Liu, W. T. Identification and occurrence of tetrad-forming *Alphaproteobacteria* in anaerobic-aerobic activated sludge processes. *Microbiology*. Vol. 150, (2004), p. 3741–3748.
- [139]Beer, M.; Kongt, Y. H.; Seviour, R. J. Are some putative glycogen accumulating organisms (GAO) in anaerobic: aerobic activated sludge systems members of the α -Proteobacteria? *Microbiology*. Vol. 150, 2004, p. 2267–2275.
- [140]Maszenan, A. M.; Seviour, R. J.; Patel, B. K. C.; Rees, G. N.; McDougall, B. M. The hunt for the G-bacterial in activated sludge biomass. *Water Science & Technology*. Vol. 37 (4-5), 1998, p. 65–69.
- [141]Liu, W. T.; Mino, T.; Nakamura, K.; Matsuo, T. Glycogen accumulating population and its anaerobic substrate uptake in anaerobic-aerobic activated sludge without biological phosphorus removal. *Water Research*. Vol. 30, 1996, p. 75–82.
- [142]Seviour, R. T.; Maszenan, A. M.; Soddell, J. A.; Tandoi, V.; Patel, B. K. C.; Kong, Y. H.; Schumann, P. Microbiology of the “G-bacteria” in activated sludge. *Environmental Microbiology*. Vol. 2 (6), 2000, p. 581–593.
- [143]Tsai, C. S.; Liu, W. T. Phylogenetic and physiological diversity of tetrad-forming organisms in deteriorated biological phosphorus removal systems. *Water Science & Technology*. Vol. 46 (1-2), 2002, p. 179–184.
- [144]Vazquez, M. C. L.; Song, Y.; Hooijmans, C. M.; Brdjanovič, D.; Moussa, M. S.; Gijzen, H. J.; van Loosdrecht, M. M. C. Short-term temperature effects on the anaerobic metabolism of glycogen accumulating organisms. *Biotechnology Bioengineering*. Vol. 97, 2007, p. 483–495.

- [145] Helmer, C.; Kunst, S. Low temperature effects on phosphorus release and uptake by microorganisms in EBPR plants. *Water Science & Technology*. Vol. 37 (4-5), 1997, p. 531–539.
- [146] Jobbagy, A.; Literathy, B.; Tardy, G. Implementation of glycogen accumulating bacteria in treating nutrient-deficient wastewater. *Water Science & Technology*. Vol. 46 (1-2), 2002, p. 185–190.
- [147] Panswad, T.; Dounghai, A.; Anotai, J. Temperature effect on microbial community of enhanced biological phosphorus removal system. *Water Research*. Vol. 37 (2), 2003, p. 409–415.
- [148] Whang, L. M.; Park, J. K. Competition between polyphosphate and glycogen accumulating organisms in biological phosphorus removal systems – effect of temperature. *Water Science & Technology*. Vol. 46, 2002, p. 191–194.
- [149] Rodrigo, M. A.; Seco, A.; Ferrer, J.; Peña-Roja, J. M. The effect of sludge age on the deterioration of the enhanced biological phosphorus removal process. *Environmental Technology*. Vol. 20 (10), 1999, p. 1055–1063.
- [150] Oehmen, A.; Zeng, R. J.; Saunders, A. M.; Blackall, L. L.; Keller, J.; Yuan, Z. Anaerobic and aerobic metabolism of glycogen accumulating organisms selected with propionate as the sole carbon source. *Microbiology*, Vol. 152, 2006, p. 2767–2778.
- [151] Filipe, C. D. M.; Daigger, G. T.; Jr, C. P. L. pH as a key factor in the competition between glycogen accumulating organisms and polyphosphate accumulating organisms. *Water Environmental Research*. Vol. 73(2), 2001, p. 223–232.
- [152] Cokgor, E. U.; Yagci, N. O.; Randall, C. W.; Artan, N.; Orhon, D. Effects of pH and Substrate on the Competition between Glycogen and Phosphorus Accumulating Organisms. *Journal of Environmental Science and Health-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*. Vol. A39 (7), 2004, p. 1695–1704.
- [153] Griffiths, P. C.; Stratton, H. M.; Seviour, R. J. Environmental factors contributing to the “G bacteria” population in full-scale EBPR plants. *Water Science & Technology*. Vol. 46 (4-5), 2002, p. 185–192.
- [154] Lemaire, R.; Meyer, R.; Taske, A.; Crocetti, G. R.; Keller, J.; Yuan, Z. G. Identifying causes for N₂O accumulation in a lab scale sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal. *J. Biotechnology*. Vol. 122 (1), 2006, p. 62–72.
- [155] Brock, T. D. The study of microorganism in situ: progress and problems. Symp. Society for General Microbiology, Cambridge University Press, Cambridge, 1987, 41, p. 1–17.
- [156] McClintock, S., Randall, C. W. and Pattarkine, V. The effects of temperature and mean cell residence time on enhanced biological phosphorus removal. *Environmental Engineering, the Proceeding of the*

- 1991 Specialty Conference on Environmental Engineering, ASCE. p. 319–324.
- [157]Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами Минводхоз, СССР, 1975, 33 p.
- [158]Lundin, L. C. Water use and Management. Sustainable Water Management in the Baltic Sea Basin. The Baltic University Programme – Uppsala University. 2000, 239 p.
- [159]Aplinkos apsaugos agentūros ataskaita. Nuotekų valymas Lietuvoje: ataskaita pagal miesto nuotekų valymo direktyvos (91/271/EEB) 16 straipsnį, 2006, <http://aaa.am.lt/VI/files/0.118164001153461097.doc>.
- [160]LAND 10–96. Nuotekų užterštumo normos. Lietuvos Respublikos aplinkos apsaugos normatyvinis dokumentas. Vilnius, 1997, 12 p.
- [161]Aplinkosaugos reikalavimai nuotekoms tvarkyti. Lietuvos Respublikos aplinkos apsaugos normatyvinis dokumentas. Vilnius, 2001, 16 p.
- [162]Nuotekų tvarkymo reglamentas. Normatyvinis dokumentas patvirtintas LR aplinkos ministro 2006 m. gegužės 17 d. įsakymu Nr. D1–236. Leidykla „Rekona“, 2006, 16 p.
- [163]Nuotekų tvarkymo reglamentas. Normatyvinis dokumentas patvirtintas LR aplinkos ministro 2007 m. spalio 8 d. įsakymu Nr. D1–515.
- [164]LR aplinkos apsaugos ministro 1997 m. sausio 23 d. įsakymo Nr. 17 „Dėl Gamtos išteklių naudojimo leidimų išdavimo ir Helsinkio komisijos rekomendacijų taikymo“ 3 priedo „Lietuvos miestų paskirstymas į grupes pagal ekvivalentinį gyventojų skaičių“ nauja redakcija patvirtinta LR aplinkos apsaugos ministro 2002 m. gegužės 22 d. įsakymu Nr. 267, Valstybės žinios Nr. 8-160, 1997.
- [165]Sakalauskienė, G.; Valatka, S.; Virbickas, T. Nuotekų įtaka paviršinių vandenų kokybei bei upių klasifikacija į „lašišinių“ ir „karpinių“ vandenį. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba*. Nr. 2(20), 2002, p. 3–10.
- [166]Unifikuotų nuotekų ir paviršinių vandenų kokybės tyrimų metodai. I dalis. Cheminiai analizės metodai / Aplinkos apsaugos ministerija. Vilnius, 1994. 224 p.
- [167]Standard methods for examination of water and wastewater, 17 th edition, USA, 1989, 64 p.
- [168]LAND 47–1:2002. Vandens kokybė. Biocheminis deguonies suvartojimas per N parų (BDSn) nustatymas. 1 dalis. Skiedimo ir sėjimo, pridėjus alitiokarbamido, metodas (ISO 5815:1989), modifikuotas. Aplinkos apsaugos ministerija. 2002, 17 p.
- [169]LAND 32–2000. Vandens kokybė. Amonio kiekio nustatymas. Rankinis spektrometrinis metodas. Aplinkos apsaugos ministerija. 2000, 10 p.
- [170]LAND 66–2005. Vandens kokybė. Nitratų kiekio nustatymas. Spektrometriniu metodu, vartojant 2,6-dimetilfenolį metodas. Aplinkos apsaugos ministerija. 2005, 7 p.

- [171]LAND 58:2003. Vandens kokybė. Fosforo nustatymas. Spektrometrinis metodu, vartojant amonio molibdata. Aplinkos apsaugos ministerija. 2005, 24 p.
- [172]BioBalance. On-line contact with biological processes. Wastewater purification. 1999. 14 p.
- [173]Lindrea, K., Seviour, E. M., Seviour, R. J. Blackall, L. L. and Soddell, J. A. Practical methods for the examination and characterization of activated sludge. *The Microbiology of Activated Sludge*. 1999, R. J. Seviour and L. L. Blackall (Eds.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands: p. 257–300.
- [174]Jenkins, D.; Richard, M. G.; Daigger, G. T. Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming. 2 edn, Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 147 p.
- [175]Северина, С. Е.; Соловьева, Г. А.. Практикум по биохимии, Учеб. Пособие. Москва: Изд-во МГУ, 1989, 201 p.
- [176]Большев Л. Н., Смирнов Н. В. Таблицы математической статистики. Изд-во ВЦАН СССР, 1968, 521 p.
- [177]J. Kruopis. Matematinė statistika. Mokslo ir enciklopedijų leidykla, 1993, 411 p.
- [178]Weisberg, S. Applied linear regression. Third Edition, John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, 2005, 330 p.
- [179]Chatterjee, S.; Hadi, Ah S. Regression analysis by example. Fourth Edition, John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, 2006, 365 p.
- [180]Der, G.; Everitt, B. S. A Handbook of Statistical Analyses using SAS. Boca Raton London New York Washington, Chapman & Hall/CRC, 2002, 351 p.
- [181]Delwiche, L. D.; Slaughter, S. J. The Little SAS Book: A Primer, Third Edition, SAS Institute Inc., Cary, NC, USA, 2003, 354 p.

Autorės publikacijų sąrašas disertacijos tema

Straipsniai Mokslinės informacijos instituto pagrindinio sąrašo
(*Thomson ISI Master Journal List*) leidiniuose

- [1A] G. Vabolienė, A. B. Matuzevičius, M. Valentukevičienė. Effect of nitrogen on phosphate reduction in biological phosphorus removal from wastewater. *Ecologia*, ISSN 0235-7224. 2007, Nr. 1(53), p. 80–88.
- [2A] G. Vabolienė, A. B. Matuzevičius, R. Dauknys. Impact of temperature on biological phosphorus removal in Lithuania. *Ecologia*, ISSN 0235-7224. 2007, Nr. 4(53), p. 95–101.
- [3A] G. Vabolienė. Investigation for biological nitrogen removal from the wastewater using simultanion nitrification/denitrification technology. *Annals of Warsaw Agricultural University, Land Reclamation*. ISSN 0208-5771. 2006, Nr. 37, p. 111–121.

Straipsniai Mokslinės informacijos instituto duomenų bazėse
referuojamuose leidiniuose (*Thomson ISI Proceedings*)

- [4A] A. B. Matuzevičius, G. Vabolienė. The research of biological nitrogen removal from the wastewater using “BioBalance” technology: denitrification rate dependency on the temperature. *The 6th International Conference “Environmental Engineering”. May 26–27, 2005, Vilnius, Lithuania: proceedings*. ISBN 9986-05-858-9. Vilnius: Technika, 2005, p. 392–398.

Straipsniai *INSPEC* tarptautinėje duomenų bazėje
referuojamuose leidiniuose

- [5A] G. Vabolienė, A. B. Matuzevičius. Investigation into biological nutrient removal from wastewater. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. ISSN 1648-6897. 2005, Nr. 4(13), p. 177–181.
- [6A] G. Vabolienė, A. B. Matuzevičius. Nitrifikacijos ir denitrifikacijos greičių vertinimas biologiškai šalinant azotą iš nuotekų. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. ISSN 1648-6897. 2007, Nr. 2(15), p. 77–84.

Straipsniai tarptautinių ir kitų konferencijų medžiagose

- [7A] G. Vabolienė, A. B. Matuzevičius. The research for biological phosphorus and nitrogen removal from the wastewater using new wastewater treatment technology. *The 2th International Conference on Integrative Approaches towards Sustainability. Sustainable Development in the Baltic and Beyond*.

- May 11–14, 2005. Latvia. ISBN 3-631-55282-3. Frankfurt am Main, Peter Lang GmbH Europaischer Verlag Wissenschaften 2006, p. 419–432.*
- [8A] G. Vabolienė. Naujos nuotekų valymo technologijos įvertinimas. *Mokslinės konferencijos „Pastatų inžinerinės sistemos“, įvykusios Vilniuje 2005 m. kovo 24–25 d., medžiaga: Pastatų inžinerinės sistemos.* ISBN 9986-05-830-9. Vilnius, Technika, 2005, p. 134–140.
- [9A] G. Vabolienė, A. B. Matuzevičius, R. Dauknys. Azoto ir fosforo šalinimas iš nuotekų Lietuvoje. *Mokslinės konferencijos „Pastatų inžinerinės sistemos“, įvykusios Vilniuje 2006 m. balandžio 27–28 d., medžiaga: Pastatų inžinerinės sistemos.* ISBN 9986-05-971-2. Vilnius, Technika, 2006, p. 193–202.
- [10A] G. Vabolienė. Aeracijos režimo įtaka biologiniam azoto šalinimui iš nuotekų. *9-osios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“, įvykusios Vilniuje 2006 m. kovo 30 d., medžiaga: Aplinkos apsaugos inžinerija.* ISBN 9955-28-037-9. Vilnius: Technika, 2006, p. 206–211.
- [11A] G. Vabolienė. Temperatūros įtaka biologiniam fosforo šalinimui. *10-osios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“, įvykusios Vilniuje 2007 m. kovo 29 d., medžiaga: Aplinkos apsaugos inžinerija.* ISBN 978-9955-28-162-7. Vilnius: Technika, 2007, p. 163–171.
- [12A] J. Provlovskij, G. Vabolienė, R. Dauknys. Lengvai biologiškai skaidomų organinių teršalų koncentracijos Utenos nuotekose tyrimai. *Mokslinės konferencijos „Pastatų inžinerinės sistemos“, įvykusios Vilniuje 2007 m. balandžio 26–27 d., medžiaga: Pastatų inžinerinės sistemos.* ISBN 978-9988-28-119-1. Vilnius, Technika, 2007, p. 73–83.
- Straipsniai kituose leidiniuose
- [13A] G. Vabolienė. Fosforo ir azoto šalinimas iš nuotekų Lietuvoje. *Vandentvarka. Lietuvos vandens tiekėjų asociacijos žurnalas.* ISSN 1392-6950, Nr. 25, 2006, p. 3–6.
- [14A] G. Vabolienė. Temperatūros įtaka biologiniam fosforo šalinimui iš nuotekų. *Vandentvarka. Lietuvos vandens tiekėjų asociacijos žurnalas.* ISSN 1392-6950, Nr. 31, 2007, p. 3–5.

A PRIEDAS

Statistinio modeliavimo duomenys ir modelio kodas

1 lentelė. 2005–2006 metų tyrimų, atliktų vasaros–rudens laikotarpiu, duomenys ($n = 52$) modelio parinkimui pažingsninės regresijos analizės metodu

Nr.	Metai	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	y	$\ln y$
1	2005	16,9	19,6	18	152	47	1,70	0,530628
2	2005	22,3	19,8	18	201	48	0,17	-1,77196
3	2005	15,9	20,0	17	222	50	1,60	0,470004
4	2005	17,6	20,1	13	141	53	0,96	-0,04082
5	2005	15,9	20,0	18	222	55	3,50	1,252763
6	2005	22,2	20,0	15	311	56	0,38	-0,96758
7	2005	17,0	20,1	12	204	61	2,00	0,693147
8	2005	15,6	20,2	23	250	62	3,00	1,098612
9	2005	29,2	20,4	23	292	63	0,08	-2,52573
10	2005	23,7	20,7	15	213	65	0,47	-0,75502
11	2005	15,8	20,8	13	174	68	2,80	1,029619
12	2005	24,8	20,0	14	297	70	0,06	-2,81341
13	2005	21,0	19,7	16	147	72	0,43	-0,84397
14	2005	15,4	20,0	16	154	75	2,10	0,741937
15	2005	16,1	20,2	14	177	77	1,50	0,405465
16	2005	17,4	20,2	12	174	78	1,00	0,000000
17	2005	27,3	20,0	14	191	79	0,58	-0,54473
18	2005	30,1	20,0	17	301	82	0,08	-2,52573

1 lentelės tęsinys.

19	2005	16,1	20,0	13	145	84	1,20	0,182322
20	2005	26,9	19,8	14	188	86	0,30	-1,20397
21	2005	18,0	19,3	16	144	89	0,64	-0,44629
22	2005	20,2	19,0	16	242	91	0,11	-2,20727
23	2005	28,4	18,5	17	199	93	0,13	-2,04022
24	2005	16,8	17,8	13	201	96	2,10	0,741937
25	2005	18,7	18,0	16	187	97	0,41	-0,8916
26	2005	17,3	18,2	16	121	100	0,43	-0,84397
27	2005	15,2	18,0	15	152	102	2,60	0,955511
28	2005	16,0	17,8	21	224	104	0,39	-0,94161
29	2005	18,0	17,6	13	108	107	0,26	-1,34707
30	2005	17,0	18,0	16	187	109	1,70	0,530628
31	2006	17,2	23,3	19	241	72	2,60	0,955511
32	2006	20,1	22,0	20	241	74	1,10	0,09531
33	2006	16,3	21,7	14	196	77	3,50	1,252763
34	2006	14,0	22,0	23	196	80	3,20	1,163151
35	2006	38,7	21,7	21	348	81	0,08	-2,52573
36	2006	35,2	20,8	21	348	84	0,40	-0,91629
37	2006	17,7	20,6	12	230	86	3,90	1,360977
38	2006	20,1	20,7	10	201	91	1,00	0,000000
39	2006	19,2	20,7	13	230	92	3,20	1,163151
40	2006	28,8	20,6	17	345	94	0,45	-0,79851
41	2006	20,0	20,8	14	200	97	1,90	0,641854
42	2006	12,5	20,6	17	200	99	7,40	2,00148
43	2006	16,7	20,6	17	200	101	3,10	1,131402
44	2006	18,2	20,7	19	200	104	4,40	1,481605
45	2006	16,7	20,7	16	200	106	5,20	1,648659
46	2006	32,4	20,7	16	389	108	0,55	-0,59784
47	2006	28,3	20,0	11	283	111	0,95	-0,05129
48	2006	18,7	19,9	42	187	113	2,10	0,741937
49	2006	31,2	20,1	41	374	114	0,07	-2,65926
50	2006	31,2	20,4	39	374	115	0,07	-2,65926
51	2006	29,3	20,0	42	252	118	0,10	-2,30259
52	2006	15,6	19,8	10	187	120	4,40	1,481605

Pažymėjimas: y – fosfatų koncentracija aeracinėje zonoje, x_1 – BDS_7/P_b santykis valomose nuotekose, x_2 – valomų nuotekų temperatūra, x_3 – dumblo amžiaus, x_4 – valomų nuotekų užterštumo pagal BDS_7 , x_5 – aklimatizacinis laikotarpis.

Modelio, sudaryto kompiuterine programa „SAS 9.1. Statistinės duomenų analizės sistema“, kodas

Statistinio modelio SAS kodas:

```

/*****/
%let n=70; /* tasku skaicius - atitinka 140 dienu */
%let n_did=10000; /* iteraciju skaicius */
%let std=4.67;
/*****/
data temperatura;
input taskai X2 @@;
datalines;
 1 20.33 2 20.66 3 20.99 4 21.32 5 21.65 6 21.98 7 22.18 8 22.36 9
22.54
10 22.72 11 22.90 12 23.08 13 23.26 14 23.44 15 23.62 16 23.80 17 23.98 18
24.00
19 24.10 20 24.00 21 24.10 22 24.00 23 24.10 24 24.10 25 24.00 26 24.10 27
24.00
28 24.10 29 24.00 30 24.10 31 24.00 32 23.82 33 23.64 34 23.46 35 23.28 36
23.10
37 22.92 38 22.74 39 22.56 40 22.38 41 22.20 42 22.02 43 21.90 44 21.80 45
21.70
46 21.60 47 21.50 48 21.40 49 21.30 50 21.20 51 21.10 52 21.00 53 20.90 54
20.80
55 20.70 56 20.60 57 20.50 58 20.40 59 20.30 60 20.20 61 20.10 62 20.00 63
19.62
64 19.24 65 18.86 66 18.48 67 18.10 68 17.72 69 17.34 70 16.96;
run;
/*****/
/* I variantas */
/* X1 variantai: N(15, 4.67); N(20, 4.67); N(25, 4.67); N(30, 4.67); N(35,
4.67); N(40, 4.67) */
/* X3=10; adaptacinis X5=28; temperatura kinta nuo 15-tojo 1 lenteles
tasko */
/*****/
%let vid=30;
data modeliavimas;
set temperatura;
if _N_<15 then delete;
run;
data modeliavimas;
set modeliavimas;
X3=10; X5=28; X1=&vid+&std*normal(0);
lny=-7.4776-0.17228*x1+0.49892*x2-0.0358*x3+0.01761*x5;
y=exp(lny);
run;
proc print data=modeliavimas;
run;
/*****/
data rezultatas_1;
array t(15:70) temperat15-temperat70;
x3=10; X5=28; vid_X1=40; /* parametrai */
t(15)=23.62; t(16)=23.80; t(17)=23.98; t(18)=24.00; t(19)=24.10;
t(20)=24.00;
t(21)=24.10; t(22)=24.00; t(23)=24.10; t(24)=24.10; t(25)=24.00;
t(26)=24.10;

```

```

t(27)=24.00; t(28)=24.10; t(29)=24.00; t(30)=24.10; t(31)=24.00;
t(32)=23.82;
t(33)=23.64; t(34)=23.46; t(35)=23.28; t(36)=23.10; t(37)=22.92;
t(38)=22.74;
t(39)=22.56; t(40)=22.38; t(41)=22.20; t(42)=22.02; t(43)=21.90;
t(44)=21.80;
t(45)=21.70; t(46)=21.60; t(47)=21.50; t(48)=21.40; t(49)=21.30;
t(50)=21.20;
t(51)=21.10; t(52)=21.00; t(53)=20.90; t(54)=20.80; t(55)=20.70;
t(56)=20.60;
t(57)=20.50; t(58)=20.40; t(59)=20.30; t(60)=20.20; t(61)=20.10;
t(62)=20.00;
t(63)=19.62; t(64)=19.24; t(65)=18.86; t(66)=18.48; t(67)=18.10;
t(68)=17.72;
t(69)=17.34; t(70)=16.96;

suma_15=0; suma_20=0; suma_25=0; suma_30=0; suma_35=0; suma_40=0;
suma_45=0;
suma_50=0; suma_55=0; suma_60=0; suma_65=0; suma_70=0;
do j=1 to &n_did;
do i=15 to 70;
  X1=vid_X1+std*normal(0);
  lny=-7.4776-0.17228*x1+0.49892*t(i)-0.0358*x3+0.01761*x5;
  Y=exp(lny);
  if (i=15) and (Y>1) then suma_15=suma_15+1;
  if (i=20) and (Y>1) then suma_20=suma_20+1;
  if (i=25) and (Y>1) then suma_25=suma_25+1;
  if (i=30) and (Y>1) then suma_30=suma_30+1;
  if (i=35) and (Y>1) then suma_35=suma_35+1;
  if (i=40) and (Y>1) then suma_40=suma_40+1;
  if (i=45) and (Y>1) then suma_45=suma_45+1;
  if (i=50) and (Y>1) then suma_50=suma_50+1;
  if (i=55) and (Y>1) then suma_55=suma_55+1;
  if (i=60) and (Y>1) then suma_60=suma_60+1;
  if (i=65) and (Y>1) then suma_65=suma_65+1;
  if (i=70) and (Y>1) then suma_70=suma_70+1;
/* output;*/
end;
end;
keep suma_15 suma_20 suma_25 suma_30 suma_35 suma_40 suma_45
suma_50 suma_55 suma_60 suma_65 suma_70;
run;
proc print data=rezultatas_1;
run;
/*****
/*****
/*****      II variantas *****/
/*****
*****/
/* II variantas */
/* X1 variantai: N(15, 4.67); N(20, 4.67); N(25, 4.67); N(30, 4.67); N(35,
4.67); N(40, 4.67)*/
/* X3=15; adaptacinis X5=48; temperatura kinta nuo 25-tojo 1 lenteles
tasko */
/*****
%let vid=30;
data modeliavimas;
set temperatura;
if _N_<25 then delete;

```

```

run;
data modeliavimas;
set modeliavimas;
X3=15; X5=48; X1=&vid+&std*normal(0);
lny=-7.4776-0.17228*x1+0.49892*x2-0.0358*x3+0.01761*x5;
y=exp(lny);
run;
proc print data=modeliavimas;
run;
/*****/
data rezultatas_2;
array t(25:70) temperat25-temperat70;
x3=15; x5=48; vid_X1=40; /* parametrai */
t(25)=24.00; t(26)=24.10;
t(27)=24.00; t(28)=24.10; t(29)=24.00; t(30)=24.10; t(31)=24.00;
t(32)=23.82;
t(33)=23.64; t(34)=23.46; t(35)=23.28; t(36)=23.10; t(37)=22.92;
t(38)=22.74;
t(39)=22.56; t(40)=22.38; t(41)=22.20; t(42)=22.02; t(43)=21.90;
t(44)=21.80;
t(45)=21.70; t(46)=21.60; t(47)=21.50; t(48)=21.40; t(49)=21.30;
t(50)=21.20;
t(51)=21.10; t(52)=21.00; t(53)=20.90; t(54)=20.80; t(55)=20.70;
t(56)=20.60;
t(57)=20.50; t(58)=20.40; t(59)=20.30; t(60)=20.20; t(61)=20.10;
t(62)=20.00;
t(63)=19.62; t(64)=19.24; t(65)=18.86; t(66)=18.48; t(67)=18.10;
t(68)=17.72;
t(69)=17.34; t(70)=16.96;
suma_25=0; suma_30=0; suma_35=0; suma_40=0; suma_45=0;
suma_50=0; suma_55=0; suma_60=0; suma_65=0; suma_70=0;
do j=1 to &n_did;
do i=25 to 70;
X1=vid_X1+&std*normal(0);
lny=-7.4776-0.17228*x1+0.49892*t(i)-0.0358*x3+0.01761*x5;
Y=exp(lny);
if (i=25) and (Y>1) then suma_25=suma_25+1;
if (i=30) and (Y>1) then suma_30=suma_30+1;
if (i=35) and (Y>1) then suma_35=suma_35+1;
if (i=40) and (Y>1) then suma_40=suma_40+1;
if (i=45) and (Y>1) then suma_45=suma_45+1;
if (i=50) and (Y>1) then suma_50=suma_50+1;
if (i=55) and (Y>1) then suma_55=suma_55+1;
if (i=60) and (Y>1) then suma_60=suma_60+1;
if (i=65) and (Y>1) then suma_65=suma_65+1;
if (i=70) and (Y>1) then suma_70=suma_70+1;
/* output;*/
end;
end;
keep suma_25 suma_30 suma_35 suma_40 suma_45
suma_50 suma_55 suma_60 suma_65 suma_70;
run;
proc print data=rezultatas_2;
run;
/*****/
/*****/
/*****/ III variantas /*****/
/*****/
*****/

```

```

/* III variantas */
/* X1 variantai: N(15, 4.67); N(20, 4.67); N(25, 4.67); N(30, 4.67); N(35,
4.67); N(40, 4.67)*/
/* X3=20; adaptacinis X5=69; temperatura kinta nuo 35-tojo 1 lenteles
tasko */
/*****
%let vid=30;
data modeliavimas;
set temperatura;
if _N_<35 then delete;
run;
data modeliavimas;
set modeliavimas;
X3=20; X5=69; X1=&vid+&std*normal(0);
lny=-7.4776-0.17228*x1+0.49892*x2-0.0358*x3+0.01761*x5;
y=exp(lny);
run;
proc print data=modeliavimas;
run;
*****/
data rezultatas_3;
array t(35:70) temperat35-temperat70;
x3=20; X5=69; vid_X1=40; /* parametrai */
t(35)=23.28; t(36)=23.10; t(37)=22.92; t(38)=22.74;
t(39)=22.56; t(40)=22.38; t(41)=22.20; t(42)=22.02; t(43)=21.90;
t(44)=21.80;
t(45)=21.70; t(46)=21.60; t(47)=21.50; t(48)=21.40; t(49)=21.30;
t(50)=21.20;
t(51)=21.10; t(52)=21.00; t(53)=20.90; t(54)=20.80; t(55)=20.70;
t(56)=20.60;
t(57)=20.50; t(58)=20.40; t(59)=20.30; t(60)=20.20; t(61)=20.10;
t(62)=20.00;
t(63)=19.62; t(64)=19.24; t(65)=18.86; t(66)=18.48; t(67)=18.10;
t(68)=17.72;
t(69)=17.34; t(70)=16.96;
suma_35=0; suma_40=0; suma_45=0;
suma_50=0; suma_55=0; suma_60=0; suma_65=0; suma_70=0;
do j=1 to &n_did;
do i=35 to 70;
X1=vid_X1+&std*normal(0);
lny=-7.4776-0.17228*x1+0.49892*t(i)-0.0358*x3+0.01761*x5;
Y=exp(lny);
if (i=35) and (Y>1) then suma_35=suma_35+1;
if (i=40) and (Y>1) then suma_40=suma_40+1;
if (i=45) and (Y>1) then suma_45=suma_45+1;
if (i=50) and (Y>1) then suma_50=suma_50+1;
if (i=55) and (Y>1) then suma_55=suma_55+1;
if (i=60) and (Y>1) then suma_60=suma_60+1;
if (i=65) and (Y>1) then suma_65=suma_65+1;
if (i=70) and (Y>1) then suma_70=suma_70+1;
end;
end;
keep suma_35 suma_40 suma_45 suma_50 suma_55 suma_60 suma_65 suma_70;
run;
proc print data=rezultatas_3;
run;
*****/

```

```

/*****      IV variantas *****/
/*****
*****/
/* IV variantas */
/* X1 variantai: N(15, 4.67); N(20, 4.67); N(25, 4.67); N(30, 4.67); N(35,
4.67); N(40, 4.67)*/
/* X3=25; adaptacinis X5=89; temperatura kinta nuo 45-tojo 1 lenteles
tasko */
/*****/
%let vid=30;
data modeliavimas;
set temperatura;
if _N_<45 then delete;
run;
data modeliavimas;
set modeliavimas;
X3=25; X5=89; X1=&vid+&std*normal(0);
lny=-7.4776-0.17228*x1+0.49892*x2-0.0358*x3+0.01761*x5;
y=exp(lny);
run;
proc print data=modeliavimas;
run;
/*****/
data rezultatas_4;
array t(45:70) temperat45-temperat70;
x3=25; X5=89; vid_X1=40; /* parametrai */
t(45)=21.70; t(46)=21.60; t(47)=21.50; t(48)=21.40; t(49)=21.30;
t(50)=21.20;
t(51)=21.10; t(52)=21.00; t(53)=20.90; t(54)=20.80; t(55)=20.70;
t(56)=20.60;
t(57)=20.50; t(58)=20.40; t(59)=20.30; t(60)=20.20; t(61)=20.10;
t(62)=20.00;
t(63)=19.62; t(64)=19.24; t(65)=18.86; t(66)=18.48; t(67)=18.10;
t(68)=17.72;
t(69)=17.34; t(70)=16.96;
suma_45=0; suma_50=0; suma_55=0; suma_60=0; suma_65=0; suma_70=0;
do j=1 to &n_did;
do i=45 to 70;
X1=vid_X1+&std*normal(0);
lny=-7.4776-0.17228*x1+0.49892*t(i)-0.0358*x3+0.01761*x5;
Y=exp(lny);
if (i=45) and (Y>1) then suma_45=suma_45+1;
if (i=50) and (Y>1) then suma_50=suma_50+1;
if (i=55) and (Y>1) then suma_55=suma_55+1;
if (i=60) and (Y>1) then suma_60=suma_60+1;
if (i=65) and (Y>1) then suma_65=suma_65+1;
if (i=70) and (Y>1) then suma_70=suma_70+1;
/* output;*/
end;
end;
keep suma_45 suma_50 suma_55 suma_60 suma_65 suma_70;
run;
proc print data=rezultatas_4;
run;

```

Giedrė Vabolienė

RESEARCH AND EVALUATION
OF THE BIOLOGICAL PHOSPHORUS AND NITROGEN REMOVAL
FROM WASTEWATER

Doctoral Dissertation
Technological Sciences,
Environmental Engineering and Landscape Management (04T)

Giedrė Vabolienė

FOSFORO IR AZOTO BIOLOGINIO ŠALINIMO IŠ NUOTEKŲ
TYRIMAI IR VERTINIMAS

Daktaro disertacija
Technologijos mokslai, aplinkos inžinerija ir kraštotvarka (04T)

2008 04 22. 9 sp. 1. Tiražas 20 egz.

Vilniaus Gedimino technikos universiteto leidykla „Technika“,
Saulėtekio al. 11, LT-10223 Vilnius, <http://leidykla.vgtu.lt>
Spausdino UAB „Baltijos kopija“, Kareivių g. 13B, 09109 Vilnius,
<http://www.kopija.lt>