



KAUNO TECHNOLOGIJOS UNIVERSITETAS
CHEMINĖS TECHNOLOGIJOS FAKULTETAS

Paulius Zinevičius

ŠLAPIO VEIKIMO ELEKTROSTATINIO FILTRO
NUOTEKŲ VALYMAS IR ANTRINIS VANDENS
PANAUDOJIMAS

Baigiamasis magistro projektas

Vadovė

doc. Dalia Jankūnaitė

KAUNAS, 2018

KAUNO TECHNOLOGIJOS UNIVERSITETAS
CHEMINĖS TECHNOLOGIJOS FAKULTETAS

ŠLAPIO VEIKIMO ELEKTROSTATINIO FILTRO
NUOTEKŲ VALYMAS IR ANTRINIS VANDENS
PANAUDOJIMAS

Baigiamasis magistro projektas

Aplinkosaugos inžinerija (621H17001)

Vadovė

doc. Dalia Jankūnaitė
2018-06-07

Recenzentas

j.m.d . V. Abromaitis
2018-06-07

Projektą atliko

Paulius Zinevičius
2018-06-07

KAUNAS, 2018



KAUNO TECHNOLOGIJOS UNIVERSITETAS
CHEMINĖS TECHNOLOGIJOS FAKULTETAS

Paulius Zinevičius

Aplinkosaugos inžinerija (621H17001)

„Šlapio veikimo elektrostatinio filtro nuotekų valymas ir antrinis vandens panaudojimas“

AKADEMINIO SAŽININGUMO DEKLARACIJA

2018 m. birželio 7 d.

Kaunas

Patvirtinu, kad mano, Pauliaus Zinevičiaus, baigiamasis projektas tema „Šlapio veikimo elektrostatinio filtro nuotekų valymas ir antrinis vandens panaudojimas“ yra parašytas visiškai savarankiškai ir visi pateikti duomenys ar tyrimų rezultatai yra teisingi ir gauti sąžiningai. Šiame darbe nei viena dalis nėra plagijuota nuo jokių spausdintinių ar internetinių šaltinių, visos kitų šaltinių tiesioginės ir netiesioginės citatos nurodytos literatūros nuorodose. Įstatymų nenumatytų piniginių sumų už šį darbą niekam nesu mokėjęs.

Aš suprantu, kad išaiškėjus nesąžiningumo faktui, man bus taikomos nuobaudos, remiantis Kauno technologijos universitete galiojančia tvarka.

(vardą ir pavardę įrašyti ranka)

(parašas)

TURINYS

| | |
|--|-----------|
| ĮVADAS | 10 |
| 1. PRAMONINĖS NUOTEKOS..... | 11 |
| 1.1 Pramoninių nuotekų užterštumas | 11 |
| 1.2 Pramoninių nuotekų valymo būdai | 13 |
| 1.3 Medienos pramonės nuotekų analizė | 15 |
| 2. SKENDINČIŲ MEDŽIAGŲ VANDENYJE ŠALINIMO METODAI | 19 |
| 2.1 Elektrokoaguliacija | 19 |
| 2.2 Koaguliacija ir flokuliacija | 24 |
| 2.2.1 Koaguliacija | 24 |
| 2.2.2 Flokuliacija..... | 25 |
| 2.3 Literatūros apžvalgos apibendrinimas | 27 |
| 3.TYRIMO METODIKA | 30 |
| 3.1 Nuotekų parametrų analizė | 31 |
| 3.2 NaOH naudojimas pH korekcijai..... | 32 |
| 3.3 Flokuliacijos proceso parametrai | 33 |
| 3.4 Koaguliacijos proceso parametrai ir dozės nustatymas | 34 |
| 3.5 Flokulianto parinkimas ir dozės nustatymas..... | 34 |
| 4. TYRIMO REZULTATAI IR JŲ APTARIMAS | 36 |
| 4.1 Nuotekų parametrų analizė | 36 |
| 4.2 NaOH tūrio nustatymas pH korekcijai..... | 37 |
| 4.3 Koaguliacijos procesas..... | 39 |
| 4.4 Flokulianto parinkimas | 41 |
| 4.5 Flokulianto dozės parinkimas | 44 |
| 5. NUOTEKŲ VALYMO METODŲ IR ANTRINIO PANAUDOJIMO ĮVERTINIMAS..... | 47 |
| IŠVADOS..... | 49 |
| LITERATŪRA | 50 |

PAVEIKSLŲ SĄRAŠAS

| | |
|---|----|
| 1 pav. Mechaniniai, cheminiai ir biologiniai nuotekų valymo metodai..... | 14 |
| 2 pav. Medinių grindų gamybos proceso metu susidarančių nuotekų charakteristika (Laohaprapanon et. al., 2012)..... | 15 |
| 3 pav. Nuotekų mėginiai iš įvairių popieriaus ir kartono gamybos procesų (Kamali et. al., 2015).. | 16 |
| 4 pav. Šlapio veikimo elektrostatinio filtro schema..... | 17 |
| 5 pav. Pagrindinė elektrokoaguliacijos schema (Moussa et. al., 2017) | 19 |
| 6 pav. Vertikali ir horizontali elektrokoaguliacijos celė bei vienkanalis ir daugiakanalis vandens tiekimas per elektrodų plokšteles (Butler, 2011)..... | 22 |
| 7 pav. Koaguliacijos ir flokuliacijos procesų schema (Pillai, 1997)..... | 24 |
| 8 pav. Flokuliacijos proceso schema (Ebeling et, al., 2005)..... | 26 |
| 9 pav. Elektrokoaguliacijos ir cheminės koaguliacijos efektyvumo palyginimas (Chafi et. al. 2011).. | 28 |
| 10 pav. Elektrokoaguliacijos ir cheminės koaguliacijos ekonominis palyginimas (Merzouk et. al., 2011)..... | 28 |
| 11 pav. Flokuliantų kilogramo kaina ir proceso kaina nuotekų m ³ išvalyti (Wong et. al., 2006)..... | 29 |
| 12 pav. Tyrimo etapai | 30 |
| 13 pav. Vandens pH ir savito elektrinio laidumo matuokilis - <i>Waterproof Portable pH/mV Meter with CAL Check HI9126</i> (šaltinis: https://hannainst.com/media/catalog/product/cache/1/image/9df78eab33525d08d6e5fb8d27136e95/w/a/waterproof-portable-ph-mv-meter-with-cal-check-hi9126.jpg) | 31 |
| 14 pav. Vandens drumstumo matuoklis - <i>Mi415 Turbidity Meter</i> (šaltinis: http://www.milwaukeeinst.com/site/db/img/Mi415_big.jpg) | 32 |
| 15 pav. Flokuliacijos įrenginių blokas „Kemwater flocculator 2000“ | 33 |
| 16 pav. Pradinių nuotekų mėginių pH ir savitasis elektrinis laidumas | 36 |
| 17 pav. Pradinis nuotekų drumstumas mėginiuose | 36 |
| 18 pav. Pradinė skendinčių medžiagų koncentracija nuotekų mėginiuose | 37 |
| 19 pav. Kalibracinė kreivė NaOH tūriui nustatyti | 38 |
| 20 pav. Gautos pH vertės tiriamuose nuotekose | 38 |
| 21 pav. Nuotekų išvalymo efektyvumas pagal drumstumo rodiklį. Pradinis nuotekų drumstumas buvo matuojamas po 40 minučių nusodinimo. Išvalymo efektyvumui panaudotos vidutinės nuotekų drumstumo reikšmės | 39 |
| 22 pav. Po 40 min nusodinimo susidaręs dumblo tūris procentais esant skirtingoms koagulianto koncentracijoms..... | 40 |
| 23 pav. Nustatytas vidutinis nuotekų drumstumas, naudojant skirtingas koagulianto (Fe ³⁺) dozes. 40 | |

| | |
|--|----|
| 24 pav. Koaguliacijos proceso nuotekų išvalymo efektyvumas esant skirtingoms koagulianto dozėms..... | 41 |
| 25 pav. Mėginių drumstumas po nusodinimo. 1 – mėginys be flokulianto, 2 – mėginys su SP74 flokuliantu, 3 – mėginys su SP8543 flokuliantu, 4 – mėginys su SP73A flokuliantu, 5 – mėginys su SM92A flokuliantu..... | 42 |
| 26 pav. Po 40 minučių išsodinimo susidaręs dumblo tūris procentais. Dumblo tūris procentais išskaičiuotas iš vidutiniškai mėginiuose susidariusio dumblo aukščio | 43 |
| 27 pav. Flokulantų pasiektas išvalymo efektyvumas po 40 minučių nusodinimo..... | 43 |
| 28 pav. Drumstumo koeficiento priklausomybė nuo flokulianto dozės mėginyje | 44 |
| 29 pav. Dumblo tūrio procentais kitimo tendencija skaičiuojama nuo vidutiniškai mėginiuose susidariusio dumblo aukščio..... | 45 |
| 30 pav. Išvalymo efektyvumas procentais, pasiektas esant skirtingoms flokulianto dozėms..... | 46 |

LENTELIŲ SĄRAŠAS

| | |
|--|----|
| 1 lentelė. Pramonės nuotekose susidarančių nuotekų kilmė ir charakteristika (Angadi, 2010) | 12 |
| 2 lentelė. Elektrokoaguliacijos faktorių aprašymas (Butler, 2011) | 21 |
| 3 lentelė. Elektrokoaguliacijos metodo privalumai ir trūkumai (Moussa et. al., 2017) | 23 |
| 4 lentelė. Koaguliacijos proceso efektingumą nulemiantys faktoriai. | 25 |
| 5 lentelė. Flokuliacijos proceso efektyvumą lemiantys veiksniai (Pillai et. al., 1997). | 27 |

Paulius Zinevičius. Šlapio veikimo elektrostatinio filtro nuotekų valymas ir antrinis vandens panaudojimas. Magistro baigiamasis projektas / vadovė doc. Dalia Jankūnaitė; Kauno technologijos universitetas, Cheminės technologijos fakultetas.

Studijų kryptis ir sritis (studijų krypčių grupė): Aplinkos inžinerija (E03), Inžinerijos mokslai (E).

Reikšminiai žodžiai: Flokuliacija, koaguliacija, pramoninės nuotekos.

Kaunas, 2018. 52 p.

SANTRAUKA

Medienos plokščių gamyba užsiimanti įmonė naudoja šlapio veikimo elektrostatinį filtrą, kuriame susidaro nuotekos ($15 \text{ m}^3 / \text{diena}$). Nuotekos surenkamos į specialias talpas ir išvežamos apdoroti. Atsižvelgiant į įmonės žiedinės ekonomikos politiką, norima iš nuotekų atskirti vandenį nuo esančių skendinčių medžiagų (dumblo) ir panaudoti jį kitiems procesams. Darbo tikslas – parinkti medienos drožlių plokščių bei baldų gamybos įmonės šlapio veikimo elektrostatinio filtro nuotekų valymo metodą.

Darbo metu nustatyta, kad naudojant flokuliacijos metodą (esant $1,67 \text{ mg/l}$ koncentracijos SP73A flokuliantą) pasiekiamas $99,7 \%$ nuotekų išvalymo efektyvumas. Susidarantis dumblo tūris yra $19,4 \%$. Naudojant koaguliacijos metodą (esant 600 mg/l geležies (III) chlorido koncentracijai) pasiekiamas $96,9 \%$ nuotekų išvalymo efektyvumas. Susidarantis dublo tūris yra $12,3 \%$.

Naudojant flokuliacijos metodą ir įvertinus sunaudojamų reagentų kiekį pH korekcijai nuotekų valymui, 1 m^3 išvalymas kainuotų $0,34 \text{ Eur/m}^3$ nuotekų, o naudojant koaguliacijos metodą su nuotekų pH korekcija 1 m^3 išvalymas kainuotų $2,42 \text{ €/m}^3$ nuotekų, tad taikant flokuliacijos metodą nuotekoms valyti yra sutaupoma 7 kartus. Taip pat flokuliacijos metodas sunaudoja mažiau aplinkai kenksmingų cheminių medžiagų.

Nuotekos iš šlapio veikimo elektrostatinio filtro gali būti panaudojamos klijų gamybai. Naudojant flokuliacijos metodą, vandens antriniam panaudojimui, būtų galima gražinti $4409,2 \text{ m}^3$, o naudojant koaguliacijos metodą vandens antriniam panaudojimui, būtų galima gražinti $4799,75 \text{ m}^3$.

Paulius Zinevičius. Treatment and reuse of wastewater from the wet-type electrostatic precipitator. Master's Final Degree Project / supervisor assoc. prof. Dalia Jankūnaitė; Faculty of Chemical Technology, Kaunas University of Technology.

Study field and area (study field group): Environmental Engineering (E03), Engineering Sciences (E).

Keywords: Flocculation, coagulation, industrial wastewater.

Kaunas, 2018. 52 pages.

SUMMARY

The wood-based manufacturing company uses a wet electrostatic precipitator, which produces wastewater (15 m³/day). Wastewater is collected in special containers and exported to be treated. Depending on the company's circular economy policy, it is desirable to separate water from existing sediment materials (sludge) from waste water and use it for other processes. The purpose of the study is to modify the process of cleaning the wet electrostatic precipitator from the chipboard and furniture manufacturing company.

The study showed that the effluent treatment efficiency of 99.7 % was achieved using the flocculation method (at 1.67 mg/l SP73A flocculant concentration). The volume of sludge is 19.4%. Using a coagulation method (600 mg/l for iron (III) chloride concentration) wastewater cleaning efficiency is 96.9 % . The volume of sludge is 12.3 %.

The flocculation method costs 0.34 Eur/m³ of wastewater and the coagulation method costs 2.42 Eur/m³ of wastewater, which means that the flocculation method saves 7 times its cost to clean up the wastewater. The flocculation method also uses less environmentally harmful chemical compounds.

Wastewater from a wet electrostatic precipitator can be used for adhesives manufacturing. Using the flocculation method, 4409,2 m³ of water can be recycled for secondary reuse, and using a coagulation method, 4799,75 m³ of water can be reuse.

IVADAS

Kiekvienoje pramoninėje veikloje naudojamas vanduo. Daugelyje gamybos procesų vanduo naudojamas kaip vienas iš komponentų, dėl to susidarančių nuotekų kiekis yra pakankamai didelis. Jei pramoninė veikla nenaudoja jokių darnaus vartojimo principų (uždaro ciklo/daugkartinio vandens panaudojimo), tai nuotekų kiekis prilyginamas vandens suvartojimo kiekiui. Vanduo taip pat vartojamas ir tose pramoninėse veiklose, kuriuose į gaminio sudėtį jis nėra įtrauktas, tačiau panaudojamas buitiniams reikmėms, patalpų valymui, įrangoms praplauti ir kitiems tikslams. Kiekvienoje iš pramonės veiklų nuotekų sudėtis yra skirtinga, todėl vienas ar kitas nuotekų valymo metodas netinka dėl mažo efektyvumo. Siekiant didesnio efektyvumo taikomi kombinuoti nuotekų valymo metodai, kurie išvalo daugiau skirtingų medžiagų, tačiau jų įrengimas ir priežiūra dažniausiai kainuoja brangiau. Pramoninės veiklos vykdytojai suinteresuoti kuo mažesnėmis išlaidoms, susijusioms su nuotekų valymo įrenginių priežiūra, todėl metodas, kuriam nereikia didelių investicijų priežiūrai šiuo metu būtų itin naudingas. Dėl nuolatos besiplečiančios pramonės vandens yra suvartojama vis daugiau, taigi, siekiant kad pramonė vystytųsi darniai ir naudotų kuo mažiau resursų, reikalingos pažangios ir efektyvios nuotekų valymo technologijos.

Darbo tikslas – parinkti medienos drožlių plokščių bei baldų gamybos įmonės šlapio veikimo elektrostatinio filtro nuotekų valymo metodą.

Darbo uždaviniai:

1. apžvelgti pramonėje susidarančių nuotekų specifikaciją, jų valymo metodus;
2. išanalizuoti elektrokoaguliacijos, koaguliacijos ir flokuliacijos metodų veikimo principą, pagrindinius parametrus, privalumus ir trūkumus bei juos palyginti;
3. charakterizuoti nuotekų užterštumo parametrus (pH, savitąjį elektrinį laidumą, drumstumą, skendinčių dalelių koncentraciją) ir jų kitimą;
4. įvertinti koaguliacijos ir flokuliacijos metodų efektyvumą pagal pasiekiamą išvalymo efektyvumą, dumblo savybes ir išlaidas reagentams;
5. įvertinti apvalytų nuotekų antrinio panaudojimo galimybes įmonėje.

1. PRAMONINĖS NUOTEKOS

1.1 Pramoninių nuotekų užterštumas

Siekiant plačiau išsiaiškinti pramoninių nuotekų valymo metodus, svarbu suprasti, kuo pramoninės nuotekos skiriasi nuo kasdieninių (buitinių) nuotekų, ir kodėl šioms nuotekoms negalima taikyti bendrų valymo metodų.

Pats žodis „buitinės“ leidžia suprasti, kad šios nuotekos susidaro iš žmonių gyvenamosios vietos, atliekant tam tikrus buitines darbus: paviršių plovimo, prausimosi, skalbimo ir kitų namų apyvokos procesų, todėl buitinių nuotekų sudėtį daugiausiai sudaro organinės medžiagos (apie 90 %). Didžioji dalis organinių medžiagų yra baltymai ir angliavandeniai, kurie į buitines nuotekas patenka su įvairiais plovikliais, higienos priemonėmis, maisto atliekomis ar fiziologinėmis išskyromis. Likusi buitinių nuotekų dalis turi neorganinių priemaišų, t. y. azoto, fosforo, sieros, chloro junginiai. Dėl tokios didelės organinės dalies buitiniams nuotekoms valyti plačiai naudojamas biologinis valymas, kuris yra paremtas mikroorganizmų veikla, kurio metu bakterijos maitinasi organiniais ir neorganiniais junginiais taip išvalydamos vandenį (Račys, 2012).

Pramoninės nuotekos, skirtingai nei buitinės, susidaro įvairių produktų gamybos proceso metu. Prie pramoninių nuotekų priskiriamos ir žemės ūkyje susidaranti nuotekos, kurios taip pat laikomos kaip gamybos proceso metu susidaranti nuotekos. Siekiant įvertinti pramoninių nuotekų susidarymo mastą, reikėtų analizuoti veikiančias pramonės šakas, kuriose įvairiems procesams naudojamas vanduo. Paprastai suprantami nuotekų skirtumai tarp buitinių ir pramoninių nuotekų yra kiekis ir sudėtis. Buitinių nuotekų sudėtis gali nežymiai skirtis (kartais gali būti daugiau / mažiau organinės dalies ar neorganinės dalies) nuo tam tikrų veiksmų, tačiau pramoninių nuotekų sudėtis priklauso nuo gamybos proceso ir yra skirstomos pagal pramonės šaką: metalurgijos pramonės nuotekos (turės sudėtyje daugiau metalo dalelių), chemijos pramonės nuotekos (sudėtyje bus cheminių junginių), žemės ūkio pramonės nuotekos (sudėtyje bus itin daug organinių medžiagų), energetikos pramonės nuotekos (gali pasitaikyti ir radioaktyvių dalelių) ir kitų pramonės šakų nuotekos (Račys, 2012) (1 lentelė).

1 lentelė. Pramonės nuotekose susidarantių nuotekų kilmė ir charakteristika (Angadi, 2010)

| Pramonė | Pagrindinė nuotekų kilmė | Pagrindinė nuotekų charakteristika |
|--------------------------------|---|--|
| Odos pramonė | Muilavimas, mirkymas, minkštinimas | Žemas pH, didelė skendinčių dalelių koncentracija, aukštas BDS ₇ |
| Tekstilės pramonė | Pluošto plovimas, dažymas, audinio plovimas | Aukštas pH, dažų priemaišos, didelė skendinčių dalelių koncentracija |
| Pieno pramonė | Produkto skiedimas, sviesto gamyba, pieno produktų atskyrimas | Didelis organinių medžiagų, riebalų, proteino kiekis |
| Metalo ir jų padengimo pramonė | Metalų valymas, oksidų nuėmimas, aušinimas | Priklausomai nuo metalų aukštas/žemas pH, rūgštys, metalų jonai, vidutinė skendinčių dalelių koncentracija |
| Naftos perdirbimo pramonė | Gręžimas, kuro rafinavimas, alyvos ir rūgščių gamyba | Aukštas BDS ₇ , didelė skendinčių medžiagų koncentracija |

Pagal Lietuvos Respublikos statybos ir urbanistikos ministerijos ir Lietuvos Respublikos aplinkos apsaugos departamento įsakymą „Vandens vartojimo normos rsn 26-90“ visų kategorijų miestų ir miestelių gyvenamuosiuose rajonuose su vandens kolonėlėmis arba tik su vandentiekiu nuotekų vidutinė norma 30 l/d/gyv. Tai reiškia, kad vienas gyventojas per metus sugeneruoja apie 11 m³ buitinių nuotekų. Siekiant parodyti pramoninių nuotekų susidarymo mastą analizuojama viena iš gyvulininkystės pramonės šaka (kiaulienos skerdykla), kurioje susidaro apie 0,6 m³ /gyvuliui pramoninių nuotekų, tad jei per metus apdorojama tūkstančiai gyvulių tai nuotekų kiekis susidaro itin didelis. Atlikti moksliniai tyrimai (Cristian, 2010) rodo, kad maisto pramonėje neapdorotos gyvulininkystės nuotekos yra 9 kartus švaresnės (lyginant gauta skendinčių dalelių koncentracija mg/l) nei pieno gamyboje. Mėsos gamybos įmonėje susidarantių skendinčių dalelių koncentracija siekia 640,2 mg/l koncentracija, o pieno pramonėje – 5802,6 mg/l.

Kita pramonės šaka, kurioje susidaro įvairių nuotekų – tekstilės pramonė. Tekstilės pramonės nuotekose dėl skirtingų vykdomų procesų (pluošto plovimo, dažymo, audinio plovimo) itin skiriasi susidarantių nuotekų parametrai. Pluošto plovimo metu susidarantiuose nuotekose

skendinčių medžiagų koncentracija siekia 1040 mg/l, audinių dažymo metu susidarančiose nuotekose skendinčių dalelių koncentracija yra 300 mg/l, o audinio plovimo metu susidarančiose nuotekose skendinčių dalelių koncentracija nesiekia 75 mg/l (Judd, 1994).

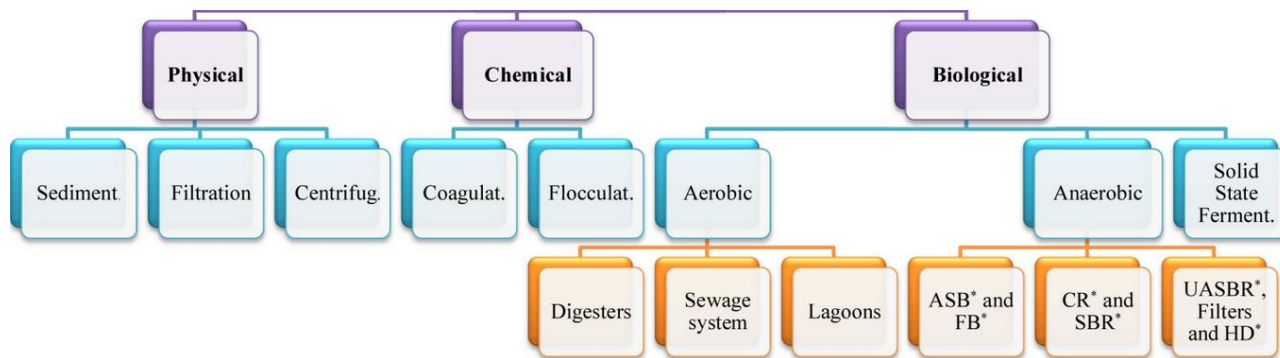
Dar viena pramonės šaka, kurioje yra itin intensyvus vandens naudojimas, yra metalų apdirbimo ir metalo gaminių pramonė. Priklausomai nuo paties metalo cheminių savybių skiriasi ir susidarančių nuotekų parametrai. Pavyzdžiui, apdirbinėjant metalus variu susidarančiose nuotekose skendinčių dalelių koncentracija yra 1923 mg/l, pH – 2,1, o apdirbinėjant metalus nikeliu susidarančiose nuotekose skendinčių dalelių koncentracija yra 10 266 mg/l, pH – 1,26. Tačiau, dėl metalo pramonės nuotekose esančių metalų jonų, reikalingi sudėtingi nuotekų apdirbimo metodai (Kadirvelu, et. al., 2001).

Visoms pramonės šakoms Europos Sąjunga yra nustatiusi geriausiai prieinamos gamybos būdus (GPGB), kuriuose yra nurodymai gamybai, susidarančių nuotekų tvarkymui, susidarančių atliekų tvarkymui ir oro teršalų tvarkymui. Todėl kiekviena pramonės šaka turi atskirus metodus tvarkyti susidarančias nuotekas, priklausomai nuo jų charakteristikos parametrų ir susidarančių nuotekų kiekio.

1.2 Pramoninių nuotekų valymo būdai

Nuotekų valymo technologijos šiuo metu itin įvairios, todėl buitiniams ir pramoniniams nuotekoms gali būti taikomi tokie pat arba visiškai skirtingi technologiniai sprendimai. Pagrindinės nuotekų valymo technologijos skirstomos į tris pagrindines grupes: mechaninis (fizinis) valymas, cheminis valymas, biologinis valymas. Kiekvienas iš šių valymo metodų paremtas skirtingomis technologijomis (Moussa et. al. 2017) (žr. 1 pav.):

- mechaninis (fizinis) nuotekų valymas – filtravimas, nusodinimas, siojimas, centrifugavimas;
- cheminis nuotekų valymas – jonų mainų metodas, absorbcija / adsorbcija, chlorinimas, koaguliacija / flokuliacija;
- biologinis nuotekų valymas – drėkinimo filtrai, valymas aktyviuoju dumbliu, besisukantys biologiniai kontaktoriai.



1 pav. Mechaniniai, cheminiai ir biologiniai nuotekų valymo metodai.

(<https://www.intechopen.com/source/html/46863/media/image19.png>)

Kiekviena iš šių valymo technologijų turi savų privalumų ir trūkumų, kurie pastebimi šias technologijas siekiant pritaikyti pramoninių nuotekų valyme. Mechaninis (fizikinis) nuotekų valymas veiksmingas naudojant sugaudyti itin dideles daleles esančias nuotekose, tačiau neveiksmingas bandant išvalyti iš vandens mažas daleles; cheminis nuotekų valymas pasireiškia dideliu efektyvumu išvalant tam tikrus cheminius junginius esančius nuotekose, tačiau taikant šią technologiją vienos cheminės medžiagos yra keičiamos kitomis; biologinis nuotekų valymas itin veiksmingas valant nuotekas, kuriose organinių medžiagų koncentracija yra didelė, tačiau proceso metu būtinos tinkamos sąlygos mikroorganizmų gyvybingumo palaikymui. Dažniausiai šie metodai naudojami juos kombinuojant tarpusavyje ir taikant kaip vieną nuotekų valymo technologiją, siekiant kuo didesnio efektyvumo (Moussa et. al. 2017).

Per pastaruosius du dešimtmečius išpopuliarėjo dar viena kombinuota nuotekų valymo technologija - elektrocheminis nuotekų valymas. Technologija vertinama kaip vienas aplinkai draugiškiausių nuotekų valymo metodų, kurio metu nenaudojami cheminiai priedai ir sugeneruojama mažiausiai dumblo. Šiuo metu elektrocheminės technologijos pasiekė tokį lygmenį, kuriame gali dirbti vienos, o ne kombinuotame įrenginyje. Pagrindiniai elektrochemijos nuotekų valymo metodai yra elektrokoaguliacija, elektroflotacija ir elektrooksidacija (Chen, 2004).

Elektroflotacija (EF) - tai procesas, kurio metu iš vandens gautų deguonies dujų, susidarant dujų burbulams teršalai yra iškeliami į vandens paviršių. Šį metodą pirmasis pasiūlė Elmore 1904, kuris flotacijai naudingų mineralinių medžiagų išgavo iš metalų rudos. Dabar šis metodas plačiai naudojamas kasybos pramonėje kaip vienas iš geriausių nuotekų valymo būdų. Metodas itin kompaktiškas ir lengvai kontroliuojamas automatinio būdu (Chen, 2004).

Elektrooksidacija (EO) - procesas, kurio metu oksidantai gaminami in situ tiesiogiai ant elektrodų paviršiaus arba netiesiogiai per cheminius junginius apdorojamame vandenyje. Elektrooksidacija yra veiksmingas metodas valant pramonines nuotekas, kuriuose gali pasitaikyti dažų, aliejų, celiulozės darinių. Taip pat metodas plačiai naudojamas geriamo vandens dezinfekcijai. EO metodo efektyvumas priklauso nuo elemento konfigūracijos, elektrodo,

elektrocelių kompozicijos, srovės tankio, išvalyto vandens temperatūros. Metodo pranašumas, išskiriantis jį iš kitų elektrocheminių nuotekų valymo metodų, yra mineralizuoti neorganinius junginius (Sarkka et. al. 2015).

1.3 Medienos pramonės nuotekų analizė

Skirtingai nei plaušienos ir popieriaus gamyklose, medienos pramonėje (medinių grindų ar baldų gamyboje) vanduo nėra tiesiogiai naudojamas produkto gamyboje, tačiau net tokiuose sausuose gamybos procesuose yra neišvengiamas vandens vartojimas. Nedidelis vandens kiekis medienos pramonėje sunaudojamas valant gamybos patalpas, plaunant mechaninius įrenginius (įvairias stakles), buitiniams reikmėms.

Mokslininkų (Laohaprapanon et. al., 2012) atliktas tyrimas parodė medinių grindų gamybos proceso metu susidarančių nuotekų charakteristiką plaunant peilius ir plaunant patalpų grindis (žr. 2 pav.).

| Parameter | Floor cleaning wastewater | Blade cleaning wastewater |
|--|---------------------------|---------------------------|
| pH | 7.3 ± 0.062 | 11.0 ± 0.2 |
| Conductivity (mS cm ⁻¹) | 8 ± 0.03 | 6.0 ± 0.02 |
| COD (mg L ⁻¹) | 4380 ± 94 | 3,690 ± 52 |
| TOC (mg L ⁻¹) | 1376 ± 62 | 1,491 ± 22 |
| Phenol (mg L ⁻¹) | 0.58 ± 0.04 | 0.05 ± 0.01 |
| TP (mg L ⁻¹) | 8.4 ± 0.7 | 0.2 ± 0.02 |
| NH ₄ N (mg L ⁻¹) | 16.4 ± 0.8 | 4.6 ± 0.5 |
| Anionic surfactants (mg L ⁻¹) | 10.0 ± 0.3 | 8.3 ± 1.2 |
| Cationic surfactants (mg L ⁻¹) | 8.6 ± 1.2 | 3.6 ± 0.7 |
| TPHs (mg L ⁻¹) | 5.3 | 5.4 |
| Metals content (µg L⁻¹) | | |
| Cr | 87 | 5.1 |
| Ni | 210 | 71 |
| Co | 72 | 190 |
| Cu | 240 | 500 |
| Zn | 25,000 | 380 |

2 pav. Medinių grindų gamybos proceso metu susidarančių nuotekų charakteristika (Laohaprapanon et. al., 2012)

Lyginant su Lietuvos aplinkos apsaugos ministro įsakymo: „Dėl Nuotekų tvarkymo reglamento patvirtinimo“ pateiktomis į aplinką išleidžiamomis nuotekų užterštumo normomis, cheminis deguonies suvartojimas (COD) medinių grindų gamybos proceso nuotekose didesnis 35 kartus. (ChDS įsakyme 125 mg/l vidutinio paros mėginio DLK). Biocheminio deguonies suvartojimo koncentracija (TOC) didesnė 51 kartą, nes įsakyme nurodoma BDS₇ vidutinio paros mėginio didžiausia leistina koncentracija yra 29 mg/l.

Taip pat įstatyme nurodyta, kad iš gamybos patenkančių pavojingų ir kitų kontroliuojamų medžiagų didžiausios leidžiamos koncentracijos negali būti viršijamos. Pavyzdžiui, cinko (Zn) koncentracija grindų gamybos nuotekose siekia 25 mg/l, nors pagal įstatymą į nuotekų surinkimo sistemas cinko koncentracija negali būti didesnė nei 3 mg/l (viršijama 8,3 karto), o į aplinką

išleidžiamo cinko koncentracija negali būti didesnė nei 0,4 mg/l. Santykis tarp ChDS ir BDS₇ pagal bendruosius reikalavimus gamybinėms nuotekoms, kurios yra išleidžiamos į nuotakyną yra <3. Išleidžiamų nuotekų iš medienos grindų gamybos santykis tarp ChDS ir BDS₇ siekia 3,18, tad nuotekas būtina apdoroti prieš išleidžiant jas į nuotekų valymo įrenginius.

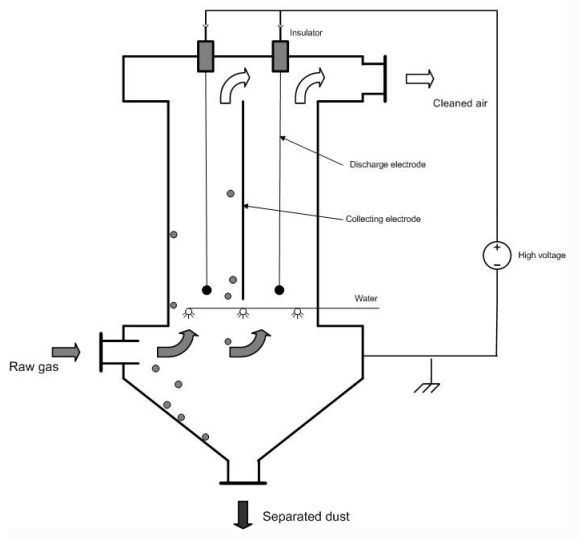
Mokslininkų (Kamali et. al., 2015) paimti nuotekų mėginiai iš įvairių popieriaus ir kartono gamybos procesų pavaizduoti 3 paveiksle. Didžiausia viso gamybos ciklo problema susidaro plaušinimo procese, po kurio nuotekose ChDS koncentracija siekia 9065 mg/l, o BDS₅ koncentracija yra 2440 mg/l.

| Unit operations | pH | COD (mg/L) | BOD ₅ (mg/L) | BOD ₅ /COD | TSS (mg/L) | Reference |
|---|---------|------------|-------------------------|-----------------------|------------|--------------------------|
| Wood yard and chipping ^a | 7 | 1275 | 556 | - | 7150 | Avsar and Demirel (2008) |
| Thermo-mechanical pulping | 4.0-4.2 | 3343-4250 | - | - | 330-510 | Qu et al.(2012) |
| Chemical thermo-mechanical pulping ^b | 7.43 | 7521 | 3000 | - | 350 | Liu et al. (2011) |
| Kraft cooking section | 13.5 | 1669.7 | 460 | 0.27 | 40 | Wang et al. (2007) |
| Pulping process operations ^c | 5.5 | 9065 | 2440 | - | 1309 | Avsar and Demirel (2008) |
| Bleaching ^d | 8.2 | 3680 | 352 | - | 950 | Kansal et al. (2008) |
| Paper machine | 6.5 | 1116 | 641 | - | 645 | Avsar and Demirel (2008) |
| Integrated pulp and paper mill | 6.5 | 3791 | 1197 | - | 1241 | Avsar and Demirel (2008) |
| Recycled paper mill | 6.2-7.8 | 3380-4930 | 1650-2565 | 0.488-0.52 | 1900-3138 | Zwain et al. (2013) |

3 pav. Nuotekų mėginiai iš įvairių popieriaus ir kartono gamybos procesų (Kamali et. al., 2015)

Pramonėje, kurioje susidaro kenksmingi aerozoliai arba lakieji junginiai, turi būti įdiegta teršalų, išmetamų į aplinkos orą, mažinimo sistema. Priklausomai nuo teršalų pobūdžio tai gali būti paprasti oro filtrai, rankoviniai filtrai, ciklonai ir šlapio veikimo elektrostatiniai filtrai. Sudarantis mažiausiai atliekų ir turintis didžiausią efektyvumą yra šlapio veikimo elektrostatinis filtras, todėl įmonės, kurios atsižvelgia į žiedinės ekonomikos puoselėjimą dažniausiai renkasi būtent šiuos filtrus.

Šlapio veikimo elektrostatinio filtro veikimo principas panašus į sauso veikimo elektrostatinio filtro veikimą, bet buvo specialiai sukurtas dėl vandenyje tirpių aerozolių (žr. 4 pav.).



4 pav. Šlapio veikimo elektrostatinio filtro schema
(šaltinis: <https://emis.vito.be/en/techniefiche/wet-electro-filter>)

Naudojant šlapio veikimo elektrostatinį filtrą kamera iškart užpildoma valomu oru. Surinktos dulkės yra pašalinamos skalavimo skysčiu (dažniausiai vandeniui). Tai galima atlikti nuolat purškiant skalavimo skystį arba kaupiant garo lašelius, nes abiem atvejais skysčių lašeliai elektrinio lauko įtakoje perkelia į kolektoriaus elektrodą taip, kad elektrodas sukuria žemutinę skysčio plėvelę. Ši problema išspręsta dulkių šalinimo metu purškiant vandenį, taigi ji naudojama reguliariau. Šio metodo trūkumas yra tas, kad, purškiant vandenį, yra pakankamai didelių lašelių - net jei naudojamas vandens purkštuvai, jie gali būti 30 - 200 μm dydžio. Dėl šios priežasties, lyginant su sausu elektrostatiu filtru, naudojama įtampa turi būti sumažinta 20-25%, kad elektrinis laukas visiškai išnyktų dėl stiprių elektros iškrovų. Todėl drėgnuose elektrostatiuose filtruose purškimas beveik visada vyksta periodiškai, arba papildomi filtrai išdėstomi nuosekliai. Nepertraukiamai purškiant, atskirto dalelių keikis sumažės periodiškai. Vienas iš filtro privalumų yra didelis efektyvumas (priklausomai nuo dalelių dydžio išvalymo efektyvumas yra 97 - 99 %), tačiau didžiausias filtro trūkumas - periodiškai susidarančios nuotekos. (Shah ir Caine, n. d.).

Didesnėje medienos pramonėje, ypač medienos plokščių gamyboje, vanduo naudojamas klijų gamyboje. Pagal darbo objekto taršos integruotos prevencijos ir kontrolės leidimą, įmonė naudoja vandenį klijų gamyboje, šlapio veikimo elektrostatiu filtru ir katilinėje. Vanduo gali būti naudojamas tiesiogiai (dedant į produktą) arba netiesiogiai (aušinant klijų gamybos sistemos dalis). Naudojant vandenį, kaip įrenginių aušinimo priemonę, nebūtina vandens parametrų korekcija, tačiau naudojant vandenį tiesiogiai klijų gamybai vanduo turi atitikti reikiamas normas. Sudėtyje negali būti didelė skendinčių medžiagų koncentracija ir $\text{pH} \sim 7$ (Dunky, 2003). Remiantis mokslininkų (Wilson, 2009) atliktais tyrimais yra žinoma, kad 1 kg medienos klijų (lipalo) gamybai sunaudojama 33 g (0,033 ml) vandens. Pagal darbo objekto pateiktą paraišką: „Taršos integruotos

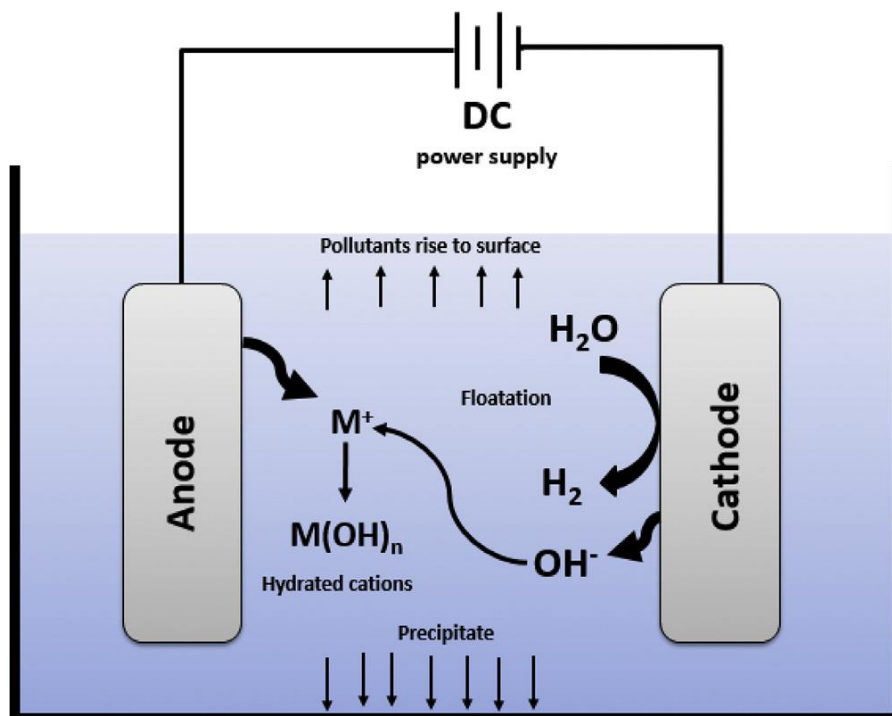
prevencijos ir kontrolės leidimui gauti“ yra žinoma, kad įmone per metus planuoja sunaudoti 240 tonų klijų, vadinasi per metus klijų gamybai reikalinga 7920 l vandens.

Mokslininkų (Nanyuan, 2014) atlikti tyrimai rodo, kad nuotekos susidarancios šlapio veikimo elektrostatiniame filtre gali būti cirkuliuojamos. Priklausomai nuo šlapio veikimo elektrostatinio filtro našumo, apdorotas nuotekų vanduo gali būti gražinamas atgal į filtrą. Prie šlapio veikimo elektrostatinio filtro reikalinga papildoma įranga: cirkuliacinį vandens rezervuarą, cirkuliacinį siurblį, papildomą vandens rezervuarą, papildomo vandens siurblį, išleidimo baką, nutekėjimo siurblį, bako bazę, bazinį dozavimo siurblį. Toks šlapio veikimo elektrostatinio filtro modifikavimas yra pranašesnis, nes cirkuliacinio vandens sistemos eksploatacijos išlaidos nedidelės ir tinka naudoti didelės apkrovos šlapio veikimo elektrostatiniams filtrams.

2. SKENDINČIŲ MEDŽIAGŲ VANDENYJE ŠALINIMO METODAI

2.1 Elektrokoaguliacija

Elektrokoaguliacija (EC) tai procesas, kurio metu yra sugeneruojami koagulantai *in situ* elektros pagalba ir išsiskiria aliuminio ar geležies jonai nuo atitinkamai aliuminio ir geležies elektrodų. Geležies jonų generacija vyksta ant anodo, tuo tarpu vandenilio dujos susidaro prie katodo. Pagrindinės EC dalys: celė (angl. electrolytic cell), metalinis katodas (angl. cathode) ir anodas (angl. anode), prijungti prie elektros šaltinio (DC) ir yra įmerkti į tiriamąjį tirpalą (žr. 5 pav.). Geležies ir aliuminio elektrodai plačiausiai naudojami nuo tada kai pasidarė lengvai prieinami, ir buvo įrodyta jog yra netoksiniai ir patikimi (Moussa et. al., 2017).

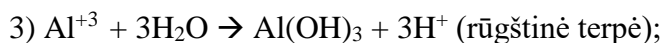
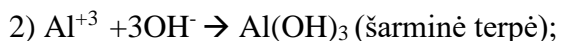
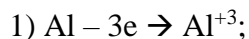


5 pav. Pagrindinė elektrokoaguliacijos schema (Moussa et. al., 2017)

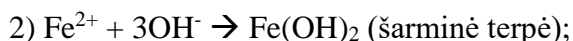
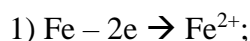
Kalbant apie elektrokoaguliacijos metodą pirmiausia reikėtų išsiaiškinti kas yra koloidinė sistema, jos stabilumą ir destabilizaciją. Koloidinės dalelės yra mikroskopinės, dažniausiai nuo 1 nm iki 2 μ m dydžio, kurios egzistuoja tiek natūralioje sistemoje, tiek inžinerinėje sistemoje. Koloidinių dalelių stabilumas dažniausiai paaiškinamas esamos elektros įkrovos ant dalelių paviršiaus. Taip pat stabilumas gali būti paaiškinamas per sąveikos jėgas tarp dalelių. Kai atstumenčioji jėga yra dominuojanti, sistema lieka dispersinėje būsenoje. Priešingu atveju, kai dominuoja sąveikos jėga, dalelės koaguluos / flakuluos ir suspensija gali destabilizuotis (Moussa et. al., 2017).

Kadangi elektrokoaguliacijai dažniausiai naudojami du pagrindiniai elektrodai (aliuminis ir geležinis), galima pavaizduoti pagrindines chemines reakcijų lygtis, kurios vyksta prie katodo ir anodo (Chen, 2004):

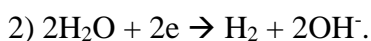
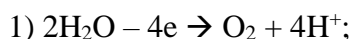
- Reakcijos prie aliuminio (Al) anodo:



- Reakcijos prie geležies (Fe) anodo:



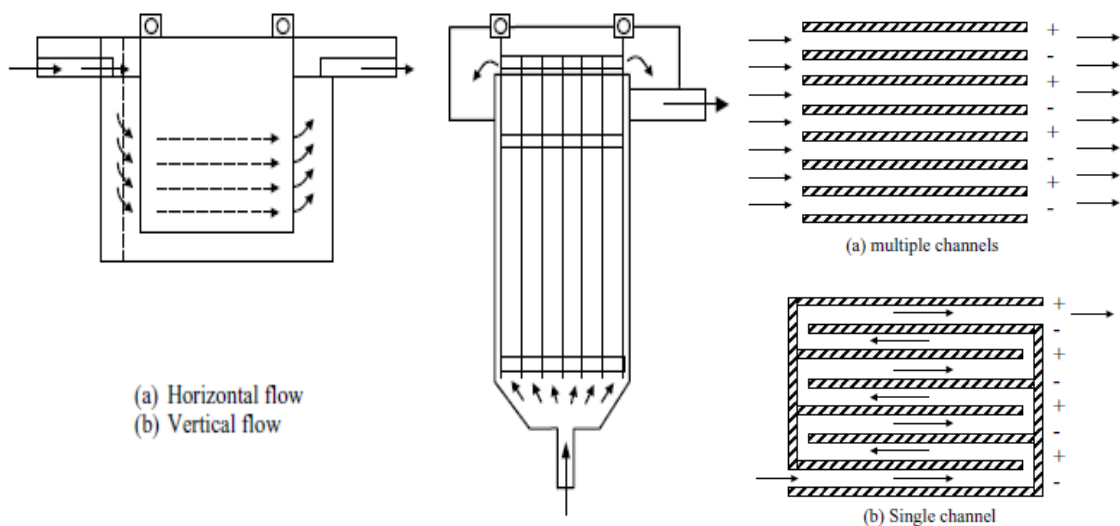
- Evoliucinė deguonies reakcija prie katodo:



Su elektrokoaguliacijos veikimo principu yra susiję faktoriai, kurie nulemia metodo efektyvumą ir padeda nustatyti teisingus jų parametrus tiriant tam tikros rūšies nuotekas. Pagrindiniai faktoriai turintys įtakos efektyvumui: srovės tankis, druskų buvimas, pH, temperatūra, elektros energijos tiekimas, elektrodo medžiaga, elektrocelės dizainas. Kiekvienas faktorius aprašytas 1 lentelėje (Hakizimana et. al. 2017).

2 lentelė. Elektrokoaguliacijos faktorių aprašymas (Butler, 2011)

| Faktoriai | Aprašymas |
|------------------------|---|
| Srovės tankis | Srovės tiekimą elektrokoaguliacijai apibrėžia išsiskyres jonų (Al^{+3} ir Fe^{2+}) kiekis iš elektrodų. Aliuminiui jis yra 335,6 mg/(Ah), geležiai – 1041 mg/(Ah). Naudojant per didelę srovę yra tikimybė užvirinti vandenį ir taip išseikvoti energiją, todėl patariama naudoti įtampa yra – 20 iki 25 A/m ² . |
| Druskų buvimas tirpale | Druskos nuotekų valyme paprastai naudojamos vandens laidumo didinimui. Tai buvo įrodyta naudojant chlorido jonus, kurie reikšmingai sumažino kitų jonų (HCO_3 , SO_4) poveikį. Todėl siūloma, kad vandenyje būtų apie 20 % Cl^- jonų, kad būtų užtikrintas efektingas elektrokoaguliacijos procesas. |
| pH | Terpės (pH) pasikeitimas vandenyje, nuotekose elektrokoaguliacijos metodui pasireiškia per srovės efektyvumą. Nustatyta, kad esant aliuminio elektrodai, srovės efektyvumas didesnis, kai tirpalas yra parūgštintas ar pašarminas, nei natūralaus pH tirpale. |
| Temperatūra | Nustatyta, kad esant 60 °C temperatūrai yra didžiausias srovės efektyvumas (aliuminio atžvilgiu). Esant per aukštai temperatūrai susitraukia didelės $Al(OH)_3$ poros, dėl to susidaro daugiau dribsnių, kurie nusėda ant elektrodo paviršiaus. Esant 35 °C suvartojama labai daug energijos. |
| Elektrodo medžiaga | Nuotekų valyme dažniausiai naudojama geležis, nes ji - pigesnė, o aliuminis naudojamas vandens valymui. Kai vandenyje yra didelis kiekis Ca^{2+} ir Mg^{2+} jonų, patartina naudoti nerūdijančio plieno katodus. |
| Elektrocelės dizainas* | Elektrokoaguliacijos celė gali būti vertikali arba horizontali, tačiau siekiant išlaikyti proceso efektyvumą, elektrodo plokštelės dažniausiai sujungiamos bipoliariniu būdu. Per elektrodų plokšteles vanduo gali būti tiekiamas per vieną kanalą arba per daugiau kanalų (žr. 6 pav.). |



6 pav. Vertikali ir horizontali elektrokoaguliacijos celė bei vienkanalis ir daugiakanalis vandens tiekimas per elektrodų plokšteles (Butler, 2011)

Taikant elektrokoaguliacijos metodą galima valyti įvairių pramonės šakų nuotekas. Yra pagrindinės pramonės šakos, kurių nuotekoms tinka valyti elektrokoaguliacijos metodas (Moussa et. al., 2017):

- pramonės šakos, kurių nuotekose yra sunkiųjų metalų, susiduria su sunkumais, kylančiais dėl nebiodegrazuojančių ar toksiškų (cadmis, chromas, cinkas, gyvsidabris) sunkiųjų metalų. Valant metalus, esančius nuotekose, didžiausias efektyvumas pasiektas, kai srovės tankis neviršijo 4 mA/cm^2 , pH – 9,56, temperatūra buvo $\sim 27 \text{ }^\circ\text{C}$, proceso laikas – 45 min., naudotas metalo elektrodas (Al-Shannag et. al. 2015);
- odų ir tekstilės pramonėje, kurių nuotekose yra didelis kiekis organinės dalies, chromo junginių ir dažų. Valant tekstilės pramonės nuotekas taikomi tokie parametrai: srovės tankis, naudojant aliuminio elektrodą 150 A/m^2 , geležies elektrodą – $80\text{-}100 \text{ A/m}^2$. Temperatūra $25 \text{ }^\circ\text{C}$, aliuminio elektrodai pH <6, o geležies elektrodai pH 6-9. Proceso laikas 35 min. (Kobyta et. al., 2003);
- maisto pramonėje, kurioje nuotekas sudaro didelė dalis biodegrazuojančių junginių, suspenduotų kietųjų dalelių, aliejų ir kitų riebalų. Valant maisto pramonės nuotekas taikyti elektrokoaguliacijos metodo parametrai: srovės tankis 70 A/m^2 , aliuminio elektrodai pH – 6,5, geležies elektrodai pH – 7, metodo trukmė – 50 min., temperatūra – $20 \text{ }^\circ\text{C}$ (Kobyta et. al. 2008);
- popieriaus pramonėje, kurios nuotekose gali būti arseno dalelių, didelė dalis organinių junginių, lignino, suspenduotų kietųjų dalelių. Valant popieriaus pramonės nuotekas taikyti elektrokoaguliacijos metodo parametrai: srovės tankis - 14 mA/cm^2 , aliuminio elektrodai pH – 7, metodo trukmė – 50 min., kambario temperatūra (Zaied et. al. 2009);

- naftos apdirbimo pramonėje, kurios nuotekos susidaro iš naftos perdirbimo ir naftos chemijos pramonės. Pasitaiko itin didelės koncentracijos aromatinių ir alifatinių angliavandenilių, įvairių chemikalų, ištirpusių kietųjų dalelių. Valant naftos perdirbimo pramonės nuotekos taikyti elektrokoaguliacijos metodo parametrai buvo: srovės tankis - 13 mA/cm², aliuminio elektrodui pH – 8, metodo trukmė – 60 min., temperatūra – 25 °C (El-Naas et. al. 2009).

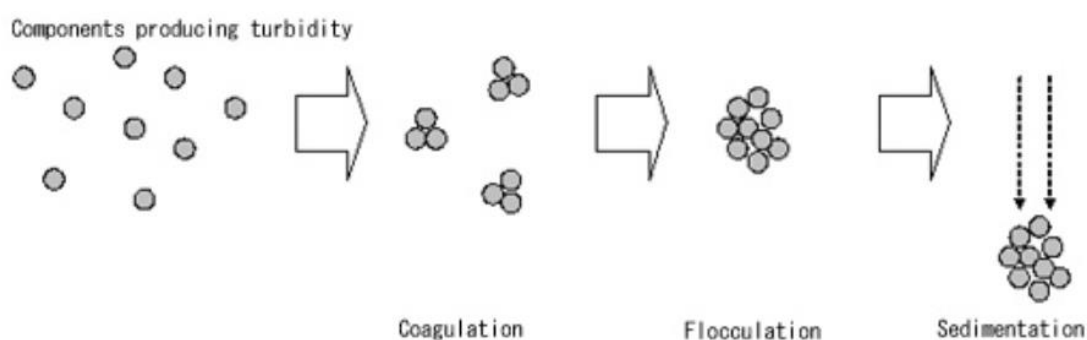
Atlikus elektrokoaguliacijos metodo veikimo principo, pagrindinių efektyvumo parametru analizę, pastebimi šio metodo privalumai ir trūkumai (3 lentelė) (Moussa et. al., 2017):

3 lentelė. Elektrokoaguliacijos metodo privalumai ir trūkumai (Moussa et. al., 2017)

| Privalumai | Trūkumai |
|---|--|
| Dėl įrangos paprastumo ir lengvo metodo valdymo galimas visiškai metodo automatizavimas. | Gali atsirasti katodinis pasyvumas, kuris mažina elektrokoaguliacijos proceso efektyvumą. |
| Nuotekų vanduo po išvalymo lieka bekvapis, bespalvis, švarus. | Vietose, kuriose atsiranda elektros energijos trūkumas, gali padidinti visas elektrokoaguliacijos metodo sąnaudas. |
| Susidaro mažas dumblo kiekis, kuris yra stabilus ir netoksiškas. | Reikalingas anodo pakeitimas proceso metu. |
| Pačios mažiausios koloidinės dalelės yra pašalinamos, nes taikoma elektros srovė pagreitina susidūrimą ir palengvina koaguliacijos procesą. | |
| Dėl susidariusių dujų burbulų, teršalai yra iškeliami į paviršių ir lengvai surenkami. | |

2.2 Koaguliacija ir flokuliacija

Koaguliacija ir flokuliacija yra naudojamos atskirti suspenduotas daleles, esančias vandenyje. Nors pati sąvoka naudojama išvien, vis dėlto koaguliacija ir flokuliacija yra du skirtingi procesai (žr. 7 pav.), kurie vyksta vienas po kito. Koaguliacijos proceso metu smulkios dalelės, esančios vandenyje, koaguluoja ir sudaro dideles daleles, kitaip dar vadinamas flokulėmis (Lee ir Robinson ir Chong, 2014). Flokuliacijos proceso metu, papildomai maišant vandenį, flokulės yra sutraukiamos į bendrą visumą. Flokuliacijos procese naudojamos papildomos cheminės medžiagos - flokuliantai. Pasibaigus procesams suformuotos didelės flokulės pradeda sėsti. Po nusodinimo daleles galima lengvai atskirti nuo vandens (Pillai, 1997).



7 pav. Koaguliacijos ir flokuliacijos procesų schema (Pillai, 1997)

2.2.1 Koaguliacija

Koaguliacijos procesas priklauso nuo vandens šaltinio ir suspenduotų, koloidinių, ištirpusių organinių dalių. Koaguliacija papildoma cheminėmis medžiagomis, tokiomis kaip aliuminio/geležies druskomis ir/arba organiniais polimerais, apima:

- mažų suspenduotų ir koloidinių kietųjų dalelių distabilizavimą;
- koloidinių ir ištirpintų NOM (angl. Natural organic matter – natūralios organinės medžiagos) dalelių adsorbiciją ir/arba reakciją į daleles (Amuda ir Amoo, 2007).

Kruopščiai hidrolizuojami koagulantai, tokie kaip aliuminio sulfatas, geležies chloridas ir geležies sulfatas, yra maišomi su apdorojamu vandeniu. Kadangi šie chemikalai yra hidrolizuojami, jie sudaro netirpias nuosėdas, kurios destabilizuoja daleles adsorbudamos į dalelių paviršių ir neutralizuoja įkrovą (taip sumažinant atbaidančias jėgas) (Matileinen ir Vepsalainen ir Sillanpaa, 2010). Natūralūs arba sintetiniai organiniai polielektrolitai (polimerai su daugkartinėmis funkcinėmis grupėmis) taip pat naudojami dalelių destabilizavimui. Dėl daugelio konkuruojančių reakcijų cheminės koaguliacijos teorija yra sudėtinga (Bourke, et. al., 2002).

Koagulianto dozės ir tipo pasirinkimas priklauso nuo koagulianto charakteristikos, dalelių tipo ir koncentracijos, NOM charakteristikos ir koncentracijos, vandens temperatūros, vandens kokybės. Šiuo metu šių penkių parametru tarpusavio priklausomybė yra suprantama tik kokybiškai, o optimalaus koagulianto derinio prognozavimas nuo dalelių savybių ir vandens kokybės dar nėra įmanomas, todėl koagulianto dozės nustatinėjamos eksperimentiniu būdu. Faktoriai turintys įtakos koaguliacijos proceso efektyvumui aprašyti 4 lentelėje (Davis, 2010).

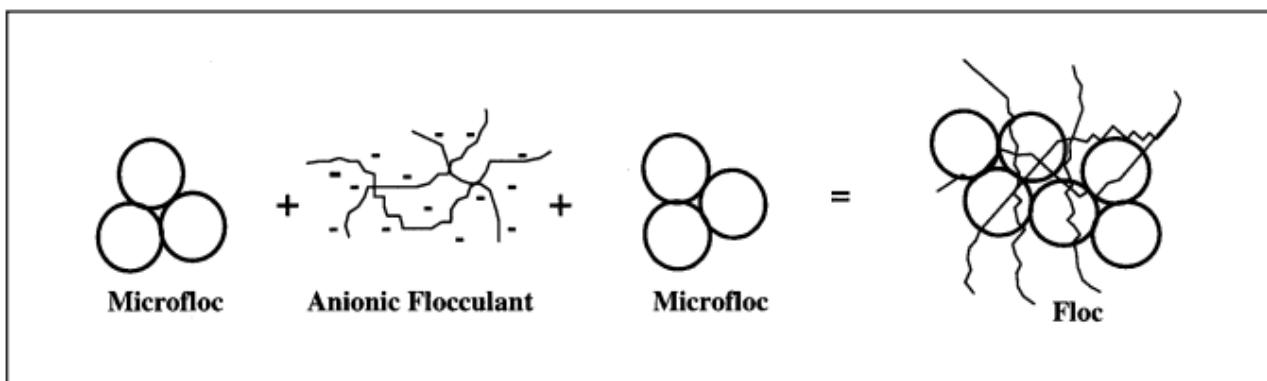
4 lentelė. Koaguliacijos proceso efektingumą nulemiantys faktoriai.

| Faktorius | Aprašymas |
|------------------|--|
| pH | Remiantis tyrimais nustatyta, kad esant pH - 9, koaguliacijos procesas pasiekia didžiausią išvalymo efektyvumą. Didėjant pH nuo 7 iki 9 išvalymo efektyvumas didėja, o nuo pH - 9 efektyvumas pradeda mažėti (Amuda ir Amoo , 2007). |
| Maišymo greitis | Kiekvieno tyrimo metu maišymosi greitis nustatomas atsižvelgiant į vandens užterštumą, koagulianto dozę, vandens pH, tačiau tyrimais nustatyta, kad optimaliausias maišymosi greitis atliekant koaguliacijos procesą yra nuo 100 -300 aps/min (Saritha et. al., 2017). |
| Koagulianto dozė | Efektyvus koaguliacijos procesas priklauso nuo tiriamo vandens sudėties ir pasirinkto koagulianto, pavyzdžiui, geležies chlorido koncentracija, pramoninių nuotekų valymui, efektyviausia yra nuo 300 – 700 mg/l. Tokioje koncentracijoje pasiekiamas didžiausias išvalymo efektyvumas, o didinant koncentraciją efektyvumas palaipsniui mažėja. |

2.2.2 Flokuliacija

Flokuliacija yra fizinis ir cheminis procesas, naudojamas matomoms nuosėdoms/medžiagoms šalinti iš vandens, sudarantis koloidinį tirpalą. Procesas gali būti atliktas maišant arba pridėdant flokuliacijos agentą (flokuliantą). Koloidinis tirpalas yra nevienalytė sistema, kurioje koloidinės dalelės negali būti matomos plika akimi ir gali pereiti per filtravimo popierių (Elbeling et, al., 2005).

Flokuliacijos proceso funkcija yra sutraukti koaguluotas daleles į dar didesnius junginius ir juos nusodinti (žr. 8 pav.). Tipiniai flokuliantai yra ilgios angliavandenių grandinės. Šie polimerai susideda iš keleto besikartojančių vienetų ir jų molekulinė masė svyruoja nuo 5 iki 20 mln. g/mol. Priklausomai nuo flokulianto cheminės sudėties, flokuliantai gali būti anijoniniai, katijoniniai ir neutralūs, tačiau dažniausiai sutinkami yra neutralūs ir anijoniniai flokuliantai. Anijoniniai flokuliantai turi neigiamą krūvį, todėl taikomi sutraukti mineralines daleles, o katijoniniai flokuliantai turi teigiamą krūvį ir naudojami organinių dalelių sutraukimui (Ebeling et, al., 2005).



8 pav. Flokuliacijos proceso schema (Ebeling et, al., 2005)

Pagrindiniai faktoriai, turintys įtakos flokuliacijos proceso efektyvumui, yra vandens pH, polimerų tipas, jonų stiprumas, kietųjų dalelių suspensija, taip pat flokulianto stiprumas, atskiedimo laipsnis, molekulinė masė ir paties proceso sąlygos (5 lentelė). Kiekvienas šių faktorių individualiai ir kolektyviai turi įtakos kiekvieno tipo flokulantams, užtikrinant optimalią dozę ir prijungimo taškus (Li et. al., 2006).

5 lentelė. Flokuliacijos proceso efektyvumą lemiantys veiksniai (Pillai et. al., 1997).

| Faktorius | Aprašymas |
|-----------------------|--|
| Polimero tipas | Naudojami akrilamido kopolimerai ir natrio akrilatas. Kiekvienas iš polimerų skirtingai reaguoja į skirtingas sistemas. Akrilamido kopolimerai ir natrio akrilatas yra efektyvesni nei nejoniniai akrilamido polimerai, nepaisant to, kad dalelės turi neigiamą krūvį. |
| pH | Vandens pH turi reikšmingos įtakos flokulianto pasirinkimui. Keičiantis vandens pH nuo 0 iki 14, keičiasi flokulantai nuo nejoninių iki stipriai anijoninių. Esant pH < 4 efektyviausi yra nejoniniai polimerai, nes amido grupės pakeičiamos karboksilato grupėmis, kurios sumažina vandenilinių ryšių skaičių flokulianto grandinėje. Didėjant pH didėja ir anijoninių polimerų efektyvumas. Esant pH > 9,5 aukšto anijoniškumo flokulantai. |
| Vandens dalelės | Kai į vandenį įtrauktas visiškai aktyvuotas flokuliantas, adsorbicija vyksta greitai, tačiau yra svarbu, kad flokuliantas tinkamai ištirptų vandenyje. Taigi, dalelių dydis ir koncentracija veikia flokulianto pasiskirstymą tirpale, esant didelei koncentracijai ir mažoms dalelėms didėja flokulianto tirpumas. |
| Flokulianto skiedimas | Skiedžiant flokuliantą, jo pasiskirstymas vandenyje didėja, dėl to jo veikimas tampa efektyvesnis. Tačiau skiedimo laipsnis paprastai priklauso nuo praskiedimo sistemos pajėgumo ribų. |
| Molekulinė masė | Dauguma naudojamų tirštiklių yra didesnės molekulinės masės. Paprastai didelės molekulinės masės flokulantai yra klampūs, todėl sunkiau pasiskirsto vandenyje. Didėjant molekulinei masei mažėja polimerų grandinių skaičius svorio vienetui, todėl polimerinių molekulių nebeužtenka suflokuliuoti visas kietąsias daleles. |

2.3 Literatūros apžvalgos apibendrinimas

Elektrokoaguliacijos ir cheminės koaguliacijos metodai tinka pramoninių nuotekų valymui. Chafi et. al. (2011) atliktas tyrimas, kuris palygina šiuos metodus valant tekstilės pramonėje susidarančius itin tirpius rūgštinius dažus. Eksperimento metu elektrokoaguliacijos parametrai: aliuminio ir geležies elektrodai, srovės tankis 15,5 mA/cm². Cheminiai koaguliacijai naudoti aliuminio sulfatas (Al₂(SO₄)₃) ir geležies chloridas (FeCl₃). Analizės metu lyginama: spalvos pašalinimo efektyvumas (Y), susidarančio dumblo kiekis po valymo (m_s) ir galutinio nuotekų pH (žr. 9 pav.).

| | EC ($j = 15.5 \text{ mA/cm}^2$) | | CC | |
|-----------|-----------------------------------|-----------------|------------------------------|-----------------|
| | Al | Fe | $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ | FeCl_3 |
| Y (%) | 87.5 ± 0.5 | 90.7 ± 0.5 | 24 ± 1 | [0] |
| Final pH | 7.5 ± 0.1 | 9.4 ± 0.1 | 4.0 ± 0.2 | 2.0 ± 0.1 |
| m_s (g) | 0.10 ± 0.02 | 0.13 ± 0.02 | 0.34 ± 0.05 | [0] |

9 pav. Elektrokoagulacijos ir cheminės koaguliacijos efektyvumo palyginimas (Chafi et. al. 2011)

Po atliktos analizės pastebėta, kad spalvos pašalinimo efektyvumas su elektrokoaguliacijos metodu siekia ~90 %, kai su cheminės koaguliacijos metodu tik ~24 %. Naudojant aliuminio elektrodą elektrokoaguliacijos metodo metu nuotekų pH buvo neutralus, o naudojant cheminės koaguliacijos metodą galutinis nuotekų pH – 4. Dėl šių rodiklių būtų reikalingas papildomas apdirbimas prieš išleidžiant nuotekas į valymo įrenginius. Naudojant FeCl_3 koagulantą cheminės koaguliacijos metu dumblas nesusidarė. Tyrimas parodė, kad elektrokoaguliacija turi didesnę efektyvumą nei cheminė koaguliacija valant tekstilės pramonės nuotekas.

Atliekant ekonominį metodų palyginimą nustatyta, kad elektrokoaguliacijos metodas išvalo nuotekas per trumpesnę laiko tarpą (CC - 40 min, o EC - 14 min), tačiau sunaudoja daugiau energijos (CC - 0 \$/kg dažų, o EC – 0,21 \$/kg dažų). Cheminei koaguliacijai sunaudojama – 40 mg/l aliuminio junginių, kai elektrokoaguliacijos proceso metu aliuminio anodo nusidėvėjimas yra toks nežymus, kad neparodoma skaičiavimuose, tačiau viso proceso vykdymo kaina elektrokoaguliacijos yra brangesnė (0,52 \$/kg dažų) nei cheminė koaguliacijos (0,32 \$/kg dažų) (Merzouk et. al., 2011). Išsamesnis palyginimas pavaizduotas 10 paveiksle.

| | CC | EC |
|----------------------------|------|------|
| κ (mS/cm) | 2.4 | 2.4 |
| t or τ (min) | 40 | 14 |
| j (mA/cm ²) | – | 31.0 |
| Alum (mg/L) | 40 | – |
| NaCl (g/L) | – | 0 |
| NaCl (\$/kg dye) | – | 0 |
| Energy cost (\$/kg dye) | – | 0.21 |
| Al cost (\$/kg dye) | – | 0.31 |
| Y_{COL} (%) | 87 | 95 |
| Al released (mg/L) | 3.2 | 16 |
| Operating cost (\$/kg dye) | 0.32 | 0.52 |

10 pav. Elektrokoaguliacijos ir cheminės koaguliacijos ekonominis palyginimas (Merzouk et. al., 2011)

Taigi, cheminės koaguliacijos metodas pramoninėms nuotekoms valyti išlieka dažniausiai taikomas dėl mažos įrangos kainos, tačiau elektrokogauliacijos metodas, kuriam reikalingos didelės įrengimo išlaidos, reikalauja mažiau medžiagų suvartojimo, sudaro mažiau dumblo ir turi didesnę efektyvumą.

Remiantis mokslininkų (Wong et. al., 2006) atliktai tyrimais galima palyginti ir trečią nuotekų valymo metodą - flokuliaciją. Tyrimas buvo atliekamas popieriaus ir celiuliozės pramonės gamykloje. Tyrimo metu buvo naudojami organiniai ir neorganiniai flokuliantai, kurių efektyvumas nustatytas matuojant pH vertės pokytį ir nuotekų drumstumą. Gautos ekonominės flokuliacijos tyrimo išraiškos pavaizduotos 11 paveiksle.

| | Cost/kg | Cost per metric tonne of wastewater |
|----------------|----------|-------------------------------------|
| Organopol 5415 | US\$3.80 | US\$0.019 |
| Organopol 5020 | US\$4.50 | US\$0.045 |
| Organopol 5450 | US\$4.00 | US\$0.060 |
| Organopol 5470 | US\$4.25 | US\$0.064 |
| Organopol 5540 | US\$3.45 | US\$0.035 |
| Chemfloc 1515C | US\$4.50 | US\$0.045 |
| Chemfloc 430A | US\$3.80 | US\$0.019 |
| AN913 | US\$2.80 | US\$0.028 |
| AN913 SH | US\$2.80 | US\$0.028 |

11 pav. Flokuliantų kilogramo kaina ir proceso kaina nuotekų m³ išvalyti (Wong et. al., 2006)

Iš gautų duomenų pastebima, kad flokuliantų kainos nepriklauso nuo to, ar flokuliantas pagamintas cheminiu, ar organiniu pagrindu. Kainų skirtumą lemia flokuliantų molekulinė masė ir katijoniškumo stiprumas. Mažiausia išvalymo kaina (0,019 €) vienam kubui nuotekų buvo pasiekta su organiniu ir cheminiu flokuliantais, tačiau didžiausia flokulianto kaina vienam kubui nuotekų išvalyti nesiekia net 0,07 €. Tyrimo autorių teigimu, pasiekti efektyvų nuotekų išvalymą galima ir naudojant vien flokuliacijos procesą, prieš tai nenaudojant koaguliacijos metodo žaliavų, kurios didina viso koaguliacijos – flokuliacijos metodo kainą.

3.TYRIMO METODIKA

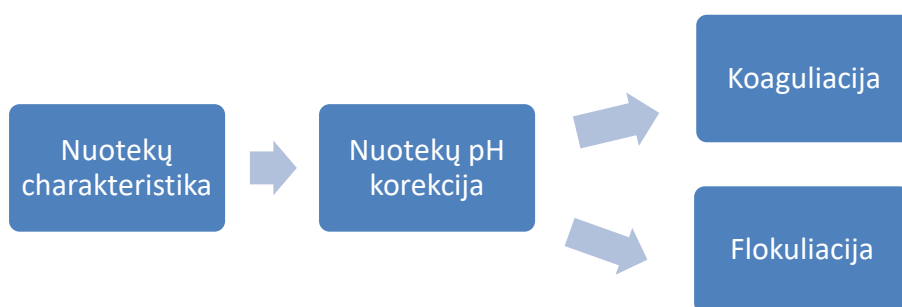
Tyrimas atliekamas su medienos drožlių plokščių bei baldų gamybos įmonės nuotekomis. Įmonėje ūkinės veiklos metu susidaro buitinės ir gamybinės nuotekos. Visas nuotekų debitas sudaro 4 437 m³/dieną, iš kurių ~98,6 % sudaro paviršinės (lietaus) nuotekos. Technologinio proceso metu susidaranti nuotekos sudaro 0,43 % visų nuotekų. Paviršinės nuotekos, kurios surenkamos nuo asfaltuotos įmonės teritorijos, pastatų stogų, yra išleidžiamos į UAB „Regedma“ (lietaus nuotekų valymo įrenginius), buitines nuotekas įmonė išleidžia į miesto kanalizacijos tinklus. Vienintelės techninio proceso metu susidaranti nuotekos (iš šlapio veikimo elektrostatinio filtro) nėra pakankamai apdorojamos, kad būtų galima jas išleisti į miesto nuotekų tinklus, todėl įmonė jas kaupia 1m³ specialiuose plastikiniuose konteineriuose ir periodiškai išveža į specializuotus nuotekų valymo įrenginius.

Technologinio proceso metu nuotekos susidaro:

1. Šlapio veikimo elektrostatiame filtre plovimo metu (15 m³/dieną arba 0,36 tūkst. m³/metus);
2. Biofiltre, kurio nuotekose yra nedidelis kiekis perteklinio vandens (4,2 m³/ dieną arba 1 tūkst. m³/ metus) išleidžiamas į buitinės kanalizacijos tinklus.

Nors nuotekos, susidaranti šlapio veikimo elektrostatiame filtre, atitinka leistino priimtovo apkrovą UAB „Kauno vandenys“, tačiau įmonė norėtų, kad nuotekos būtų pakankamai apdorotos įmonės teritorijoje ir susidariusį vandenį gražinti į tam tikrus procesus.

Paimti nuotekų mėginiai iš įmonės buvo tiriami Kauno Technologijos universitete, Chemijos fakultete, vandenvals tyrimų laboratorijoje. Bendrinė tyrimo eiga pavaizduota 12 paveiksle.



12 pav. Tyrimo etapai

Iš pradžių nuotekos charakterizuojamos siekiant sužinoti jų cheminę sudėtį. Iš 5 nuotekų mėginių nuspręsta pasirinkti 3 išskirtines nuotekas (nustatinėjant pagal tiriamų rodiklių reikšmes pasirinkti nuotekas turinčias mažiausias, vidutines ir aukščiausias reikšmes). Tokiu būdu buvo

siekiami užtikrinti metodo veikimo efektyvumą prie ekstremalių verčių, įvertinant gamybos nepastovumo tendenciją. Remiantis išanalizuota literatūra buvo nustatinėjami flokuliacijos proceso parametrai. Nustatyti parametrai naudojami ir koaguliacijos procesui. Kito etapo metu iš 4 turimų flokulantų buvo parenkamas efektyviausias. Pagal tiriamus nuotekų parametrus, išrinkus vieną iš 4 flokulantų, buvo nustatoma optimaliausia jo dozė. Paskutiniame tyrimo etape buvo atliekama tiriamų nuotekų pH korekcija.

3.1 Nuotekų parametrų analizė

Gautos nuotekos iš tyrimo objekto charakterizuojamos pagal kelis rodiklius (pH, laidumą, drumstumą, skendinčių medžiagų kiekį). Nustatinėjant kiekvieną iš rodiklių buvo daromi du pakartojimai. Tiriami penki nuotekų mėginiai paimti iš to paties šlapio elektrostatinio filtro, tačiau skirtingomis dienomis.

Laidumui ir pH nustatyti naudojamas tas pats prietaisas - *Waterproof Portable pH/mV Meter with CAL Check* (žr. 13 pav.), kurio pagalba buvo matuojami kiekvieno gerai išmaišyto mėginio, supilto į kūginę kolbą, pH ir laidumas.



13 pav. Vandens pH ir savito elektrinio laidumo matuokilis - *Waterproof Portable pH/mV Meter with CAL Check* HI9126 (šaltinis:

<https://hannainst.com/media/catalog/product/cache/1/image/9df78eab33525d08d6e5fb8d27136e95/w/a/waterproof-portable-ph-mv-meter-with-cal-check-hi9126.jpg>)

Mėginių drumstumas buvo nustatomas naudojant - Mi415 Turbidity Meter (žr. 14 pav.) drumstumo matuoklį, paimant gerai suplakto mėginio 10ml ir praskiedžiant jį distiliuotu vandeniu (5 kartus). Gautas mišinys buvo supiltas į 10 ml specialų prietaiso buteliuką. Prieš kiekvieną mėginio matavimą naudojamas buteliukas su distiliuotu vandeniu kaip 0 mėginys.



14 pav. Vandens drumstumo matuoklis - Mi415 Turbidity Meter (šaltinis: http://www.milwaukeeinst.com/site/db/img/Mi415_big.jpg)

Mėginio drumstumas po flokuliacijos (nusodinimo stadijos) buvo matuojamas imant mėginį iš vidurio talpos, nesudrumsčiant viso mišinio.

Skendinčių medžiagų nustatymas paremtas pagal LR Aplinkos Ministro įsakymą „Dėl Lietuvos Respublikos aplinkos apsaugos normatyvinio dokumento land 46-2007 „vandens kokybė. skendinčių medžiagų nustatymas. košimo pro stiklo pluošto koštuvą metodas“ patvirtinimo.

Atliekant tyrimą naudojamos nuotekos buvo gerai suplakamos ir neleidžiant nusistovėti 50 ml nuotekų supilama į plastmasinius buteliukus. Ruošiami filtrai (porų dydis 7-9 μm , storis 290 μm) išdžiovinami krosnelėje (105 ± 2 °C temperatūroje) kartu su specialiai sunumeruotais aliumininiais indeliais. Filtrai kartu su indeliais buvo sveriami 0,0001 g tikslumo svarstyklėmis. 50 ml nuotekų mėginiai filtruojami per išdžiovintus filtrus vakuuminio filtravimo metodu. Likusios nuosėdos ant filtrinio popieriaus buvo sudedamos atgal į atitinkamus aliuminio indelius (kartu su filtrais) ir dedamos į krosnelę (105 ± 2 °C temperatūroje). Po 12 valandų indeliai kartu su filtrais pasveriami, gautas svoris atimamas iš prieš tai pasvertų išdžiovintų tik filtrų ir indelių, taip gauta skendinčių medžiagų masė gramais.

3.2 NaOH naudojimas pH korekcijai

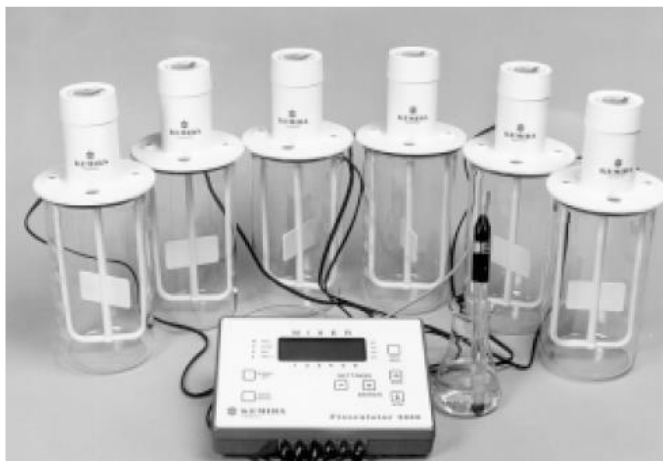
Atsižvelgiant, kad pagal Lietuvos Respublikos aplinkos ministro įsakymą „Dėl nuotekų tvarkymo reglamento patvirtinimo“ gamybinių nuotekų išleidžiamų į nuotekyna pH vertė galima nuo 6,5-9,5 (išskirtiniais atvejais nuo 6-10, jei nuotekos leidžiamos ne ilgiau 6 min.) įmonėje susidaranti nuotekos šios ribos neviršija, tačiau įmonėje egzistuojanti žiedinės ekonomikos politika skatina susidaranti nuotekas sutvarkyti taip, kad būtų galima vandenį panaudoti antrą kartą. Tokiu atveju reikalinga pH korekcija susidarantioms nuotekoms.

Atliekant pH korekciją tyrimo metu sudarinėjama kalibracinė kreivė. Į nuotekas pilama po vieną mililitrą NaOH (1 %) tirpalo, kol nuotekų pH vertė pasikeis nuo pradinės (kiekvienų nuotekų skirtingos) iki ~8. Kalibracinės kreivės sudarymui naudotas NaOH tūris yra intervale nuo 0-25 ml.

Tokių atvejų kalibracinės kreivės pagalba buvo nustatytas tinkamas NaOH tūris flokuliacijos procesui. Naudoti flokuliantai buvo neutralaus pH ir nepakeitė pradinių nuotekų pH. Kitokia sutacija buvo su koaguliacijos procesu, kuriame naudojamas šiek tiek rūgštinis geležies (III) chloridas ir turėjo įtakos pradinių nuotekų pH. Todėl skirtingoms koaguliato koncentracijoms naudotas skirtingas NaOH tūris.

3.3 Flokuliacijos proceso parametrai

Atliekant flokuliacijos procesą buvo naudojamas - Kemwater flocculator 2000 flokuliacijos blokas (žr. 15 pav.), kuris turi 6 maišytuvus (kamboras). Flokuliacijos proceso reakcijos kamera susideda iš maišytuvo, turinčio maksimalų ir laipsniškai keičiamą mažesnę maišymo greičius ir laboratorinės 1 litro talpos stiklinės. Didesnis maišytuvo greitis buvo skirtas intensyviai koaguliato maišymui (destabilizacijai), mažesnis - dribsnių augimui. Taip pat kiekvienam iš procesų buvo naudojamas laikmatis, todėl prieš pradėdant tyrimo darbus buvo sudarinėjami optimalūs parametrai: greito maišymo greitis ir laikas, lėto maišymo greitis ir laikas, nusodinimo laikas. Flokuliacijos įrenginių blokas - tai automatizuota laboratorinė įranga, skirta atlikti didelį flokuliacijos arba koaguliacijos tyrimų kiekį. Naudojant tokią įrangą, priklausimai nuo flokuliacijos reakcijos kamerų skaičiaus, vienu metu galima atlikti net iki 20 tyrimų. Flokuliantų arba koaguliantų dozavimas atliekamas rankiniu būdu, o tolesni greito maišymo, flokuliacijos (koaguliacijos) ir sedimentacijos procesų etapai atliekami automatiškai.



15 pav. Flokuliacijos įrenginių blokas „Kemwater flocculator 2000“

Remiantis nagrinėta literatūra (Mackenzie, 2010) nustatyti optimalūs flotacijos bloko parametrai:

- greitas maišymas – 20 s, 300 aps/min;
- lėtas maišymas – 20 min, 20 aps/min;
- nusodinimas – 40 min.

Rekomenduojama nuotekų dozė flokuliacijos metu buvo nuo 800 – 1000 ml, tačiau taupant nuotekų mėginius, dėl gausos eksperimentų naudojamas 600 ml nuotekų mėginys. Flotacijos bloko parametrai nekeičiami viso tyrimo metu.

3.4 Koaguliacijos proceso parametrai ir dozės nustatymas

Koaguliacijos procesas buvo vykdomas nustatytais flokuliacijos proceso sąlygomis, t.y., greitas maišymas – 20 s (300 aps/min), lėtas maišymas – 20 min (20 aps/min), nusodinimas – 40 min. Kadangi koaguliacijos procesui naudojamas geležies (III) chloridas yra rūgštiniu pagrindu, o pradinių nuotekų pH nesiekia optimalios pH – 7 vertės, tyrimo metu į nuotekų mėginius pridedamas NaOH (1 %) tirpalas. Viso bandymo metu NaOH tirpalo tūris buvo naudojamas iš nustatytos kalibracinės kreivės. Tik koaguliacijos proceso eksperimento metu naudotos visos 5 turimos nuotekos, dėl to, kad buvo dirbama tik su vienu turimu koaguliantu (FeCl_3). Remiantis moklininkų (Teh et. al., 2016) atliktais tyrimais, nustatytos koagulianto FeCl_3 dozės: 200 mg/L, 400 mg/L, 600 mg/L, 800 mg/L, 1000 mg/L. Atliekant nuotekų pH korekciją tiriamoms nuotekoms buvo naudojamas NaOH (1 %) tirpalas, kurio tūris priklausė nuo naudojamos koagulianto koncentracijos (atitinkamai 37 ml, 63 ml, 88 ml, 114 ml, 140 ml).

3.5 Flokulianto parinkimas ir dozės nustatymas

Flokuliantas buvo parenkamas iš keturių skirtingų flokuliantų, kurie sertifikuoti įmonės UAB „Ekotakas“ gaminiai:

- Poliflock SP74 – vidutinės molekulinės masės, vidutinio katijoniškumo flokuliantas nuotekų valymui ir dumblo apdorojimui (miltelių formos poliakrilamidų mišinys).
- Poliflock SP8543 – vidutinės molekulinės masės, aukšto katijoniškumo flokuliantas nuotekų valymui ir dumblo apdorojimui (miltelių formos poliakrilamidų mišinys).
- Poliflock SP73A – vidutinės molekulinės masės, žemo katijoniškumo flokuliantas nuotekų valymui ir dumblo apdorojimui (miltelių formos poliakrilamidų mišinys).
- Poliflock SM92A – vidutinės molekulinės masės, labai aukšto katijoniškumo flokuliantas nuotekų valymui ir dumblo apdorojimui (miltelių formos poliakrilamidų mišinys).

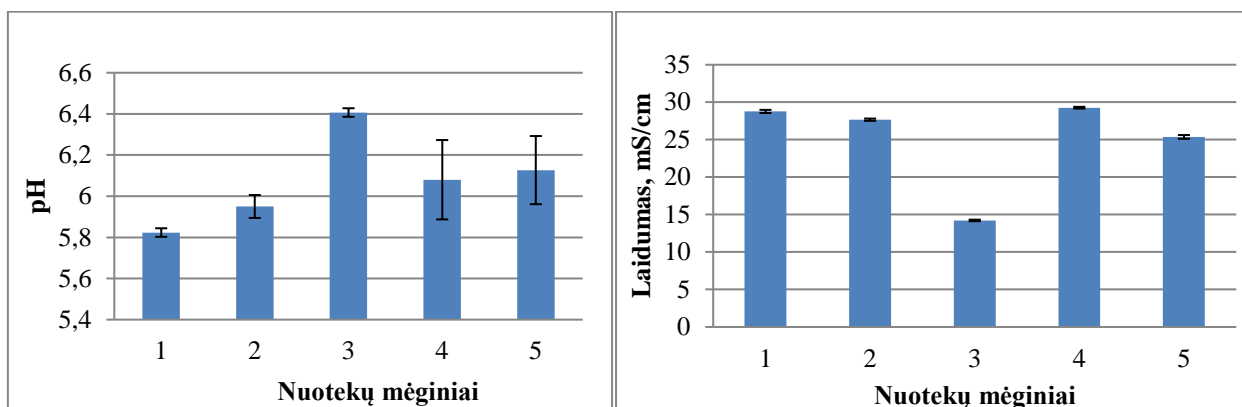
Į kiekvieną iš nuotekų mėginių buvo įleidžiami po 1 ml skirtingo flokulianto (0,1% koncentracijos), išskyrus į pirmąją talpą nebuvo pilamas flokuliantas tolimesniems tyrimo tikslams. Siekta nustatyti, kuris iš skirtingų flokuliantų efektyviausiai sutraukia daleles į flokules. Tyrimo pabaigoje matuotas pH, laidumas, drumstumas, dumblo aukštis.

Tyrimo metu naudojamos rekomenduojamos įmonės UAB „Ekotakas“ flokulantų koncentracijos: pirminio tirpalo koncentracija – 0,25 % - 0,5 %, dozuojamo tirpalo koncentracija – 0,05 % - 0,1 %. Viso tyrimo metu visiems flokulantams pasirinkta naudoti 0,1% koncentraciją. Remiantis nagrinėta literatūra (Yang Teh, et. al., 2016) nustatytos flokulianto ribos – 1 iki 5 ml (800-1000ml nuotekų mėginiui). Eksperimento metu naudojami flokulantų kiekiai: 0,5, 1, 2, 3 ml (atitinkamos flokulianto dozės – 0,83 mg/l, 1,67 mg/l, 3,33 mg/l, 5 mg/l). Nustatinėjant efektyviausią flokulianto dozę, tyrimo pabaigoje matuoti mėginio pH, savitas elektrinis laidumas, drumstumas, dumblo aukštis.

4. TYRIMO REZULTATAI IR JŲ APTARIMAS

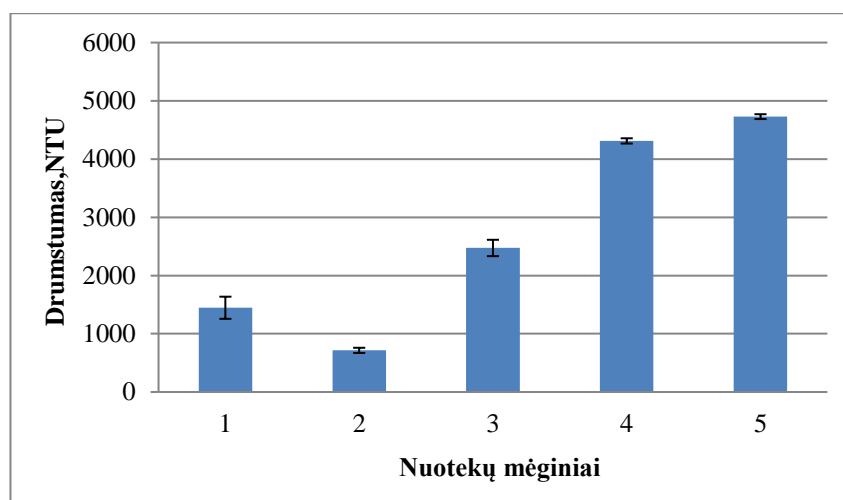
4.1 Nuotekų parametrų analizė

Tiriant nuotekų pH gauta, kad visi nuotekų mėginiai yra šiek tiek rūgštiniai, nes pH svyravo nuo 5,8 iki 6,4. Nuotekų laidumas neviršijo 30 mS/cm, mažiausia vertė buvo trečiame mėginyje – 14,21 mS/cm (žr. 16 pav.).



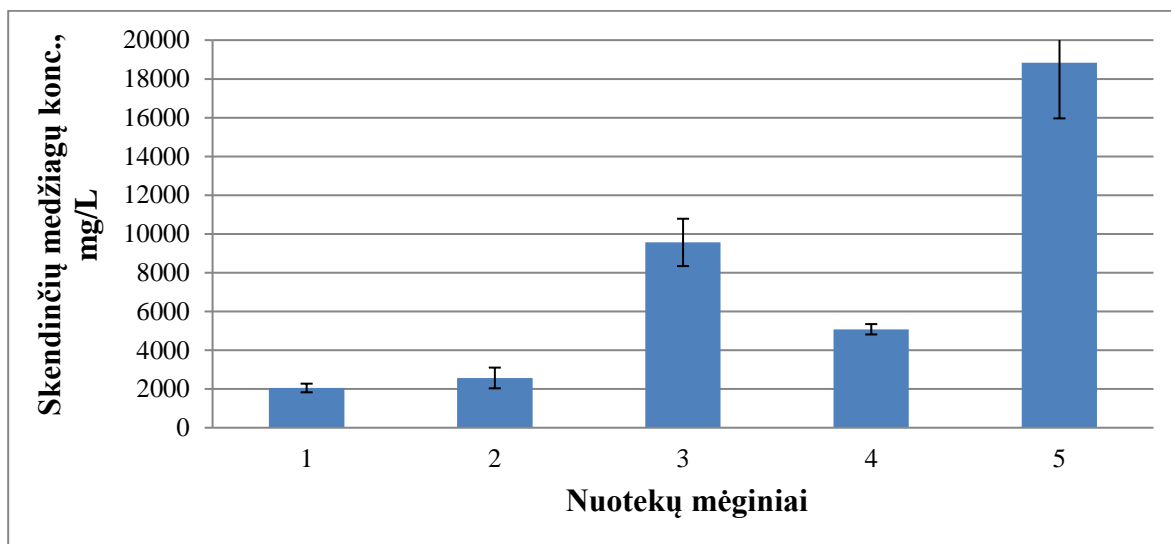
16 pav. Pradinių nuotekų mėginių pH ir savitasis elektrinis laidumas

Matuojant pradinį nuotekų drumstumą mėginiai buvo skiedžiami 5 kartus. Gautas drumstumo reikšmes padauginus iš 5 buvo gauta pradinių nuotekų drumstumo reikšmė neskiedžiant (žr. 17 pav.). Drumstumas yra vandens suspenduotų kietųjų medžiagų (SS) koncentracija; šios SS yra didelės medžiagos (smulkus smėlis) ir mikroskopiniai koloidai. Visa tai sudarė nevienalytę terpę: suspensija (atvirkščiai, tirpalas turėjo ištirpusias molekules ir jonus, nebuvo drumstas, bet galėjo būti spalvotas). Palyginimui geriamo vandens drumstumas yra nuo <1 iki 5 NTU (Nephelometric Turbidity Unit) (Bukhari, 2008).



17 pav. Pradinis nuotekų drumstumas mėginiuose

Gauti rezultatai, matuojant skendinčių dalelių masę, turėjo sąsają su drumstumo matavimais, nes didžiausias kiekis skendinčių medžiagų rastas penktame mėginyje (~0,94 g), o mažiausias antrame mėginyje (~0,07 g). Perskaičiuotos skendinčių medžiagų koncentracijos skirtinguose mėginiuose pateiktos 18 paveiksle. Naudoti trijų pakartojimų vidurkiai.

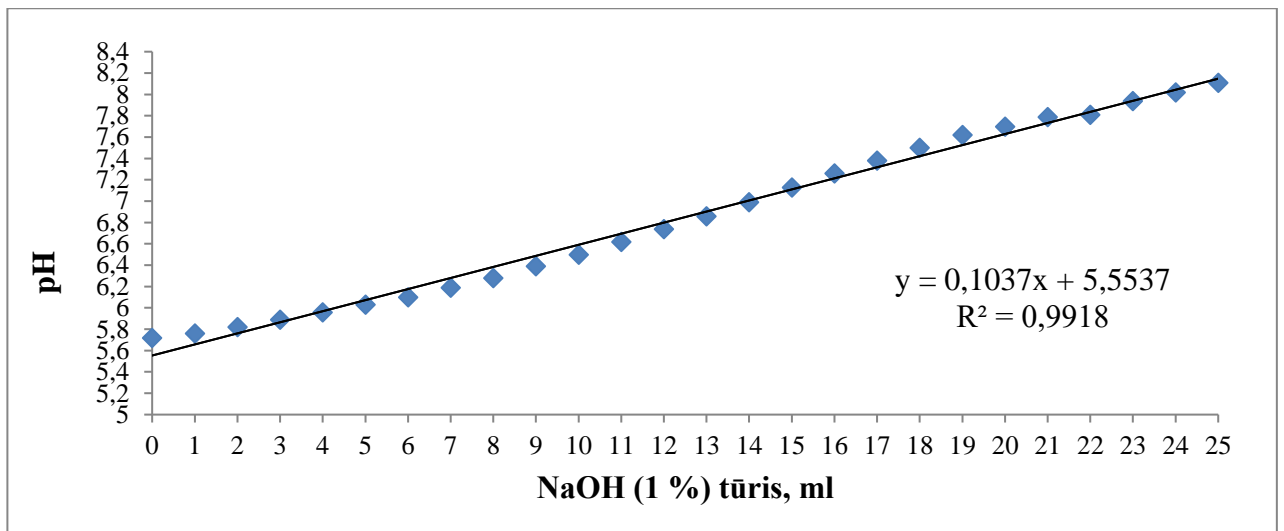


18 pav. Pradinė skendinčių medžiagų koncentracija nuotekų mėginiuose

Atlikta bendra nuotekų charakteristika leido pasirinkti nuotekas tolimesniems tyrimams. Iš gautų rezultatų nuspręsta pasirinkti 1, 3 ir 5 nuotekų mėginius, kaip turinčius mažiausias, vidutines ir aukščiausias rodiklių reikšmes. Remiantis vandens drumstumo ir skendinčių medžiagų koncentracijos nustatymo tyrimais 2 nuotekų mėginys atmetas kaip mažiausios reikšmės, nes galimai buvo praskiestas imant mėginius iš įmonės.

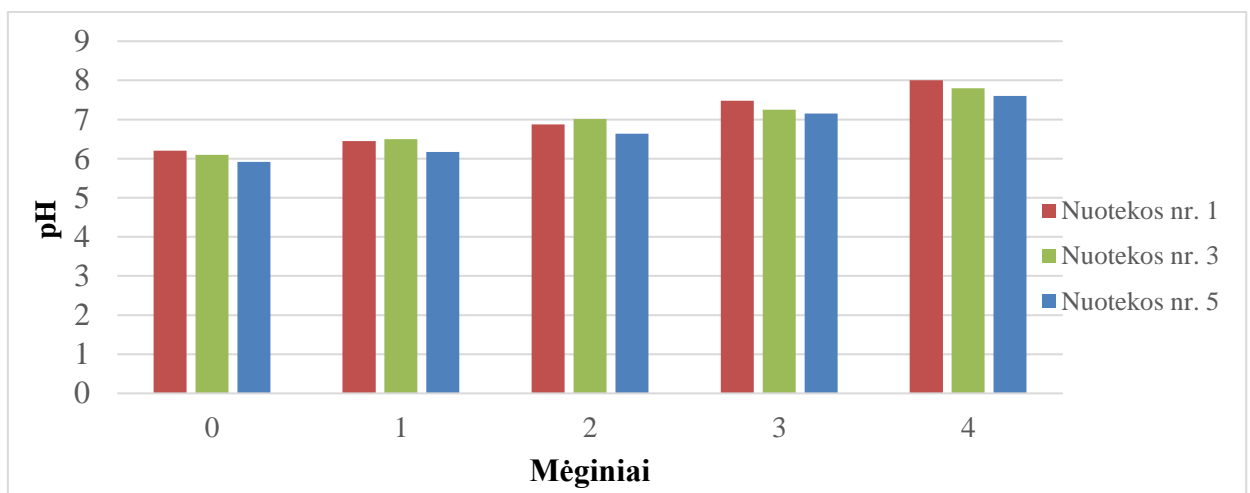
4.2 NaOH tūrio nustatymas pH korekcijai

Tyrimo metu buvo vykdoma tirpalų pH korekcija naudojant NaOH (1%) tirpalą. Gauta kalibracinė kreivė nurodyta 19 paveiksle. Iš gautos tiesinės lygties išskaičiuojami keturi pagrindiniai NaOH tūriai: 4,3 ml, 9,1 ml, 13,95 ml, 18,8 ml. Naudojant šiuos NaOH tūrius buvo siekta, kad tirpale būtų optimalus pH - 7.



19 pav. Kalibracinė kreivė NaOH tūriui nustatyti

Atlikus tyrimą pastebėta, kad nepaisant pradinių nuotekų pH, optimaliausias NaOH tūris buvo 13,95 ml. Nuotekose Nr. 3 buvo gautas pH – 7,01 buvo arčiausiai norimos pasiekti pH vertės, tačiau su kitomis nuotekomis, esant NaOH tūriui 9,1 ml, pH – 7 vertė buvo nepasiekta (žr. 20 pav.).

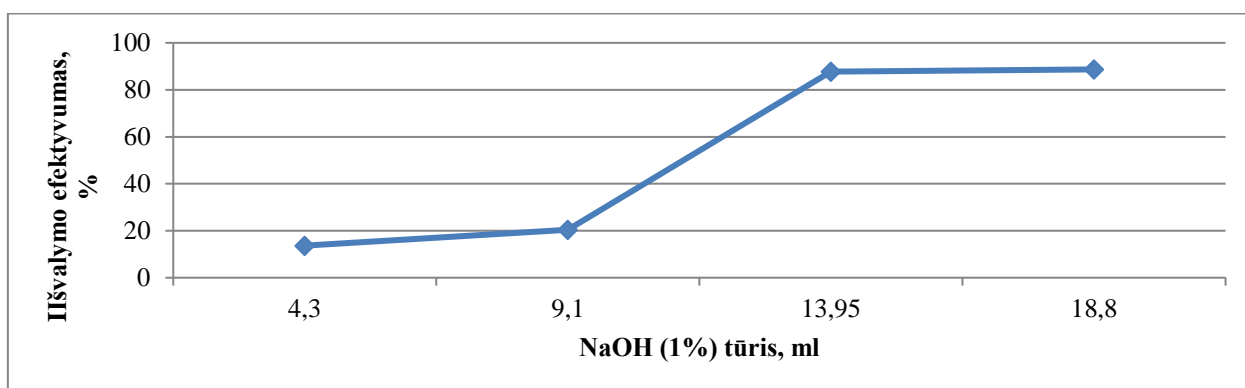


20 pav. Gautos pH vertės tiriamuose nuotekose

Atliekant pH korekciją buvo matuojamas susidariusio dumblo kiekis ir nuotekų drumstumas. Pastebėta, kad nuotekų drumstumas esant NaOH tūriui 4,3 ml ir 9,1 ml nedaug skyrėsi nuo pradinio tiriamojo tirpalo, tačiau esant NaOH 13,95 ml ir 18,8 ml tūriui nuotekų drumstumas skyrėsi ženkliai (žr. 21 pav.):

- nuotekos Nr. 1 - esant 13,95 ml NaOH nuotekų drumstumas buvo 66 NTU (~6 kartus mažesnis nuo pradinio 395 NTU), o esant 18,8 ml NaOH tūriui nuotekų drumstumas buvo 69 NTU (~5,7 karto mažesnis nei pradinis);

- nuotekos Nr. 3 - esant 13,95 ml NaOH nuotekų drumstumas buvo 43,81 NTU (~11,4 kartus mažesnis nuo pradinio 498 NTU), o esant 18,8 ml NaOH tūriui nuotekų drumstumas buvo 51 NTU (~9,8 karto mažesnis nei pradinis);
- nuotekos Nr. 5 - esant 13,95 ml NaOH nuotekų drumstumas buvo 22,97 NTU (~10,8 kartus mažesnis nuo pradinio 250 NTU), o esant 18,8 ml NaOH tūriui nuotekų drumstumas buvo 23,45 NTU (~10,6 karto mažesnis nei pradinis).

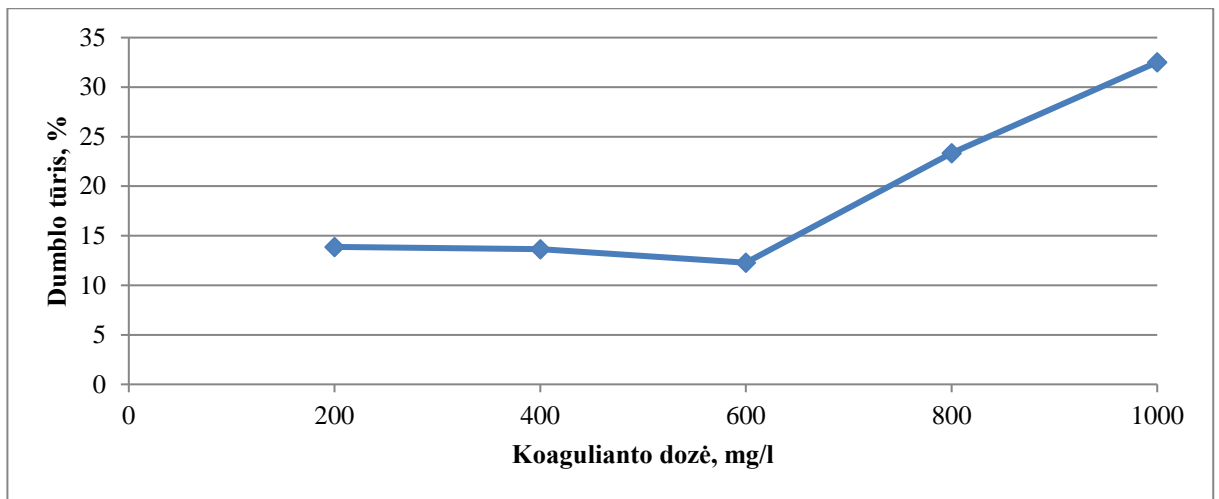


21 pav. Nuotekų išvalymo efektyvumas pagal drumstumo rodiklį. Pradinis nuotekų drumstumas buvo matuojamas po 40 minučių nusodinimo. Išvalymo efektyvumui panaudotos vidutinės nuotekų drumtumo reikšmės

Tyrimo metu pastebėta, kad naudojant NaOH tirpalą nuotekų pH korekcijai buvo pasiektas ~89 % išvalymo efektyvumas. Manoma, kad keičiant NaOH tūrį nuotekose, kai NaOH svyruoja intervale nuo 13-14 ml, galima pasiekti reikiamą pH – 7 vertę, nepriklausomai nuo pradinių nuotekų pH vertės.

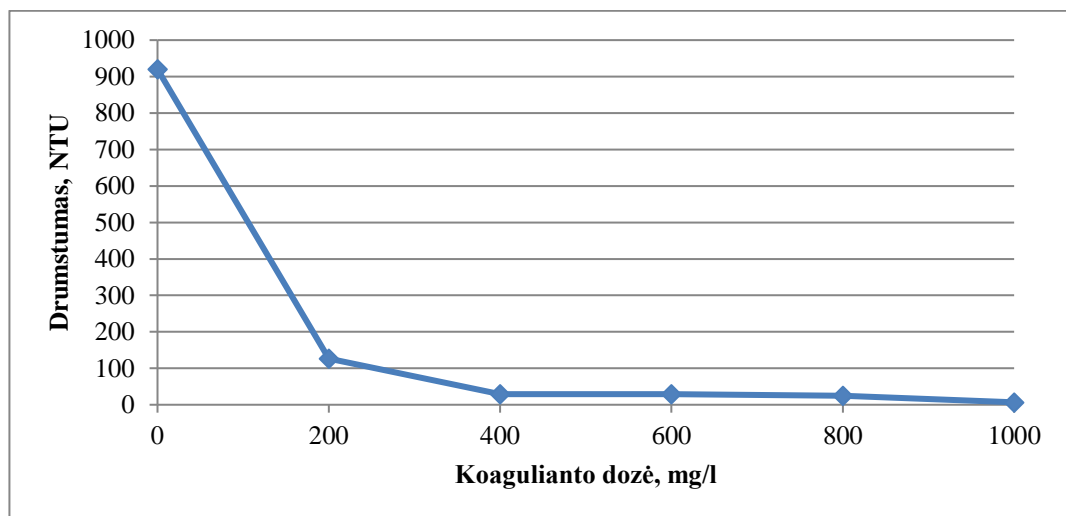
4.3 Koaguliacijos procesas

Tyrimo metu buvo skaičiuojamas susidariusio dumblo tūris procentais siekiant įvertinti veiksmingą koagulianto dozę (200 mg/l, 400 mg/l, 600 mg/l, 800 mg/l, 1000 mg/l). Gauti rezultatai pavaizduoti 22 paveiksle. Iš gautų rezultatų matoma, kad susidaręs dumblo tūris esant koagulianto koncentracijoms nuo 200 mg/l iki 600 mg/l skiriasi nežymiai, tačiau esant koncentracijoms 800 mg/l ir 1000 mg/l susidaręs dumblo tūris buvo ženkliai didesnis. Mažiausias dumblo tūris susidarė esant 600 mg/l (12,28 %) koagulianto koncentracijai, o esant 1000 mg/l susidarė 32,5 %.



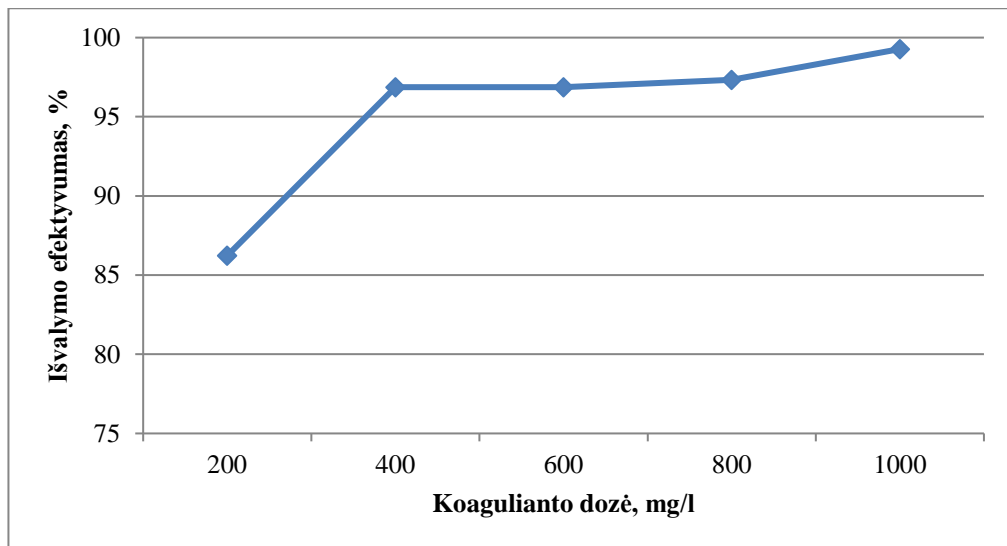
22 pav. Po 40 min nusodinimo susidaręs dumblo tūris procentais esant skirtingoms koagulianto koncentracijoms

Nustatinėjant nuotekų drumstumą koaguliacijos metodu buvo naudojamos tos pačios koncentracijos (200 mg/l, 400 mg/l, 600 mg/l, 800 mg/l, 1000 mg/l), kaip ir nustatinėjant dumblo tūrį. Gautos reikšmės palygintos su pradiniame tirpale esančiu drumstumu po nusodinimo, kuriame nebuvo naudojamas koaguliantas (žr. 23 pav.).



23 pav. Nustatytas vidutinis nuotekų drumstumas, naudojant skirtingas koagulianto (Fe^{3+}) dozes

Iš gautų rezultatų galima teigti, kad didėjant koagulianto koncentracijai pasiekiamas vis mažesnis nuotekų drumstumas. Lyginant su pradiniu nuotekų drumstumu, panaudojus 200 mg/L koagulianto koncentraciją, nuotekų drumstumas sumažėjo ~7,5 karto (nuo 960 NTU iki 126,6 NTU), o naudojant 1000 mg/L koncentraciją nuotekų drumstumas sumažėjo ~137 kartus (nuo 960 NTU iki 6,67 NTU). Pagal gautus nuotekų drumstumo rodiklius skaičiuotas koaguliacijos metodo išvalymo efektyvumas (žr. 24 pav.).



24 pav. Koaguliacijos proceso nuotekų išvalymo efektyvumas esant skirtingoms koagulianto dozėms

Skaiciuojant nuotekų efektyvumą pastebėta, kad naudojant koagulianto dozes nuo 400 mg/l iki 1000 mg/l išvalymo efektyvumas pasiekiamas virš 96 %, tačiau panaudojus 200 mg/l koagulianto koncentraciją nuotekų išvalymo efektyvumas yra tik 86 %. Didžiausias nuotekų išvalymo efektyvumas (99,3 %) pasiektas esant 1000 mg/l koagulianto koncentracijai.

Tolimesnei analizei nuspręsta naudoti 600 mg/l koagulianto koncentraciją dėl to, kad nuotekose susidarė mažiausias dumblo tūris (~15 %), nuotekų tirpale drumstumas nesiekė 29 NTU, tačiau buvo pasiektas 96,6 %.

4.4 Flokulianto parinkimas

Iš keturių galimų flokulantų pasirenkant vieną buvo matuojami parametrai: pH, savitasis elektrinis laidumas, drumstumas, dumblo aukštis. Kadangi į nuotekų mėginius buvo dedami flokuliantai po 1 ml (1,67 mg/l koncentracijos) ir jokių kitų cheminių medžiagų nebuvo dėta, mėginių pH ir laidumas reikšmingo skirtumo nuo pradinių mėginių neturėjo, todėl flokulianto parinkimo analizės reikšmė sprendžiama iš mėginių drumstumo ir dumblo kiekio po nusodinimo.

Su flokuliantais SP74 ir SP73A buvo mažiausias mėginių drumstumas po nusodinimo. Lyginant su kontroliniu mėginiu (288 NTU) nuotekų Nr 1:

- SP74 drumstumas buvo ~ 7 kartais mažesnis (40,55 NTU);
- SP73A drumstumas buvo ~ 14 kartų mažesnis (20,95 NTU).

Lyginant su kontroliniu mėginiu (102 NTU) nuotekų Nr 3:

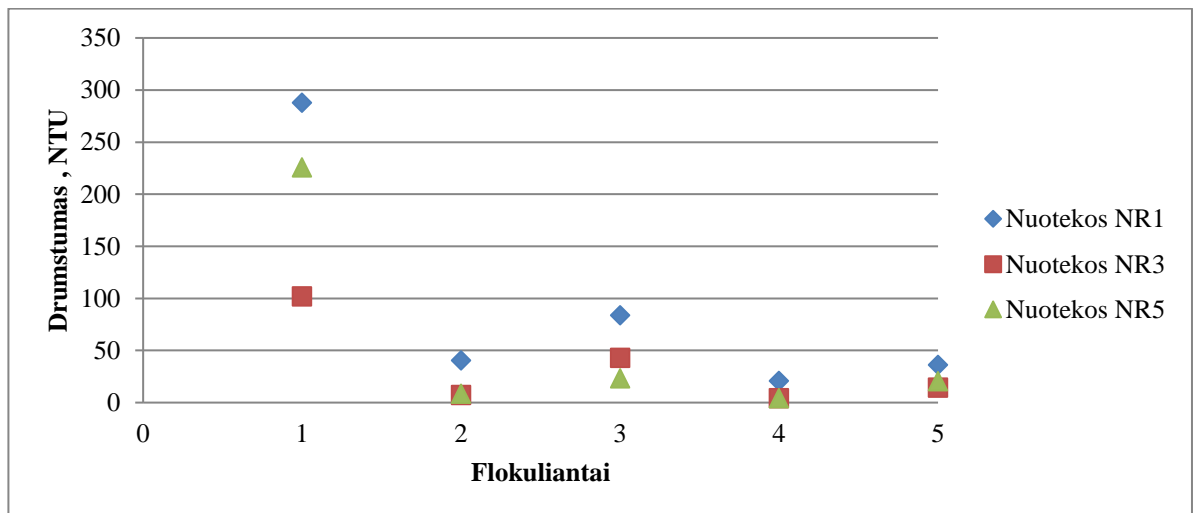
- SP74 drumstumas buvo ~ 13,6 karto mažesnis (7,49 NTU);
- SP73A drumstumas buvo ~ 22,7 karo mažesnis (4,49 NTU).

Lyginant su kontroliniu mėginiu (226 NTU) nuotekų Nr 5:

- SP74 drumstumas buvo ~ 26 kartus mažesnis (8,86 NTU);
- SP73A drumstumas buvo ~ 51,7 karto mažesnis (4,37 NTU) (žr. 25 pav.).

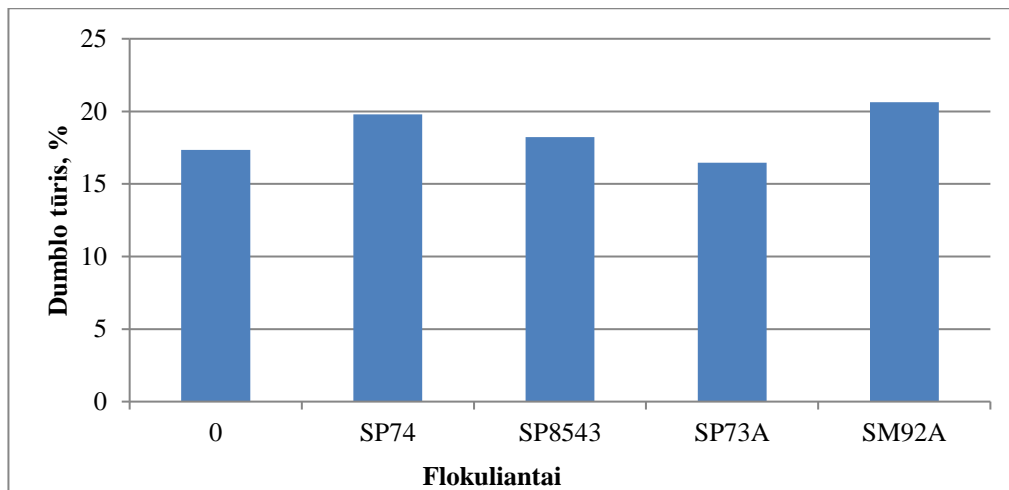
Su kitais dviem flokulantais (SP8543 ir SM92A) po nusodinimo buvo pasiektas taip pat nedidelės drumstumo reikšmės:

- Nuotekos Nr. 1 – SP8453 84 NTU, SM92A 36,33 NTU;
- Nuotekos Nr. 3 – SP8453 23,54 NTU, SM92A 20,52 NTU;
- Nuotekos Nr. 5– SP8453 43,11NTU, SM92A 14,44 NTU.



25 pav. Mėginių drumstumas po nusodinimo. 1 – mėginys be flokulianto, 2 – mėginys su SP74 flokuliantu, 3 – mėginys su SP8543 flokuliantu, 4 – mėginys su SP73A flokuliantu, 5 – mėginys su SM92A flokuliantu

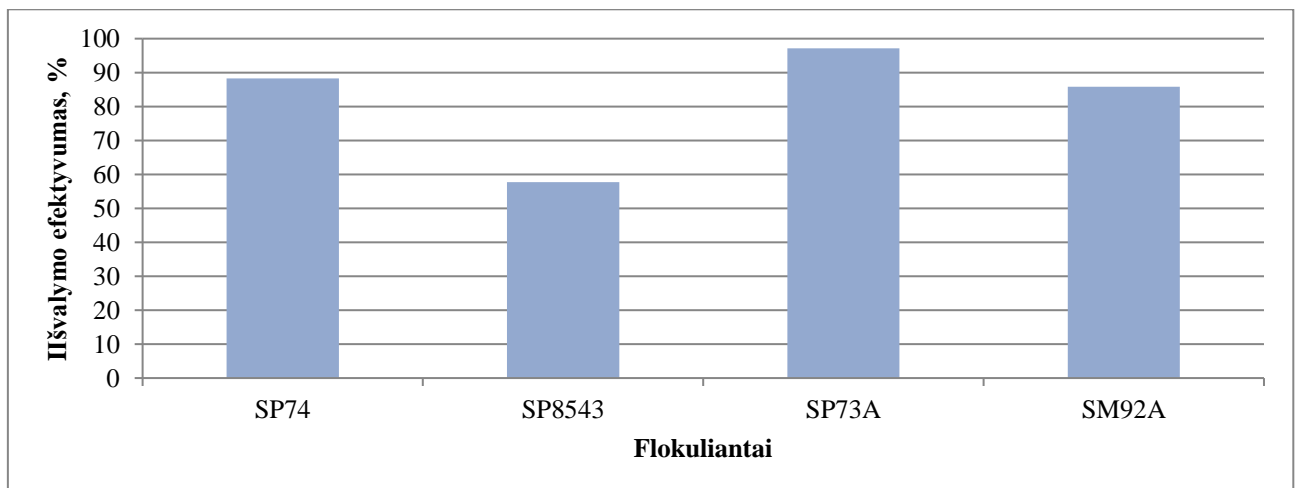
Eksperimento metu buvo matuojamas dumblo aukštis po nusodinimo. Dumblo tūrio kitimo tendencija pateikiama 26 paveiksle. Išmatavus dumblo aukštį reikšmingos priklausomybės tarp skirtingų flokulantų nepastebėta. Matoma, kad mėginyje su SP8543 visais atvejais susidarė mažiausias dumblo aukštis lyginant su kontroliniu mėginiu, o su flokuliantais SP74 ir SM92A didžiausias dumblo aukštis lyginant su kontroliniu mėginiu. Skaičiuojamas dumblo kiekis remiantis ritinio tūrio formule ($V = \pi r^2 \cdot h$, kur V – tirpalo tūris, r – pagrindo spindulys, h – aukštis), giti rezultatai išskaičiuoti į procentinę išraišką.



26 pav. Po 40 minučių išsodinimo susidaręs dumblo tūris procentais. Dumblo tūris procentais išskaičiuotas iš vidutiniškai mėginiuose susidariusio dumblo aukščio

Remiantis gautais duomenimis nustatyta, kad mėginyje su flokuliantu SP73A susidarė mažesnis dumblo tūris nuo pradinio tirpalo. Visuose kituose mėginiuose su flokuliantais dumblo tūris susidarė didesnis lyginant su pradiniu mėginiu. Mažiausias susidaręs dumblo tūris buvo 16,46 % (su flokuliantu SP73A), o didžiausias – 20,63 % (su flokuliantu SM92A).

Skaičiuojant išvalymo efektyvumą pagal nuotekų drumstumą po nusodinimo nustatyta, kad flokuliantas SP73A pasiekė didžiausią efektyvumą - ~97,1 % (žr. 27 pav.). Efektyvumas skaičiuojamas matuojant nuotekų drumstumą po 40 minučių nusodinimo.



27 pav. Flokuliantų pasiektas išvalymo efektyvumas po 40 minučių nusodinimo

Mažiausias išvalymo efektyvumas pasiektas su flokuliantu SP8543 (57,7 %). Nuotekų išvalymo efektyvumo skirtumas tarp flokulianto SP74 (88,2 %) ir SM92A (85,8 %) yra 3 %. Didžiausias (97,1 %) nuotekų išvalymo efektyvumas pasiektas su flokuliantu SP73A.

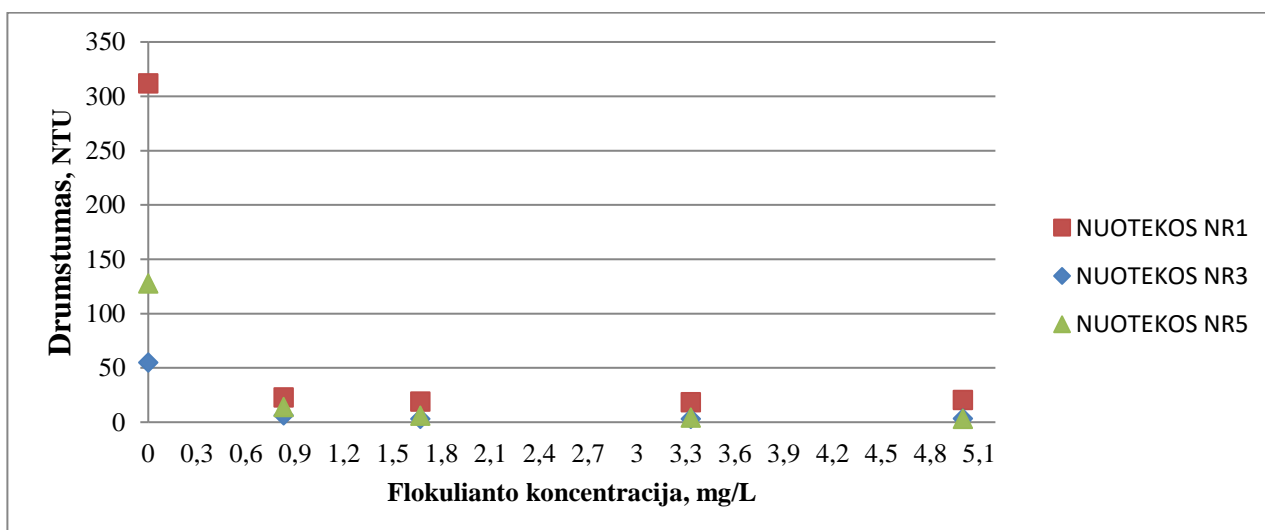
Eksperimento metu taip pat pastebėta, kad su flokuliantais, kurie yra vidutinės molekulinės masės ir vidutinio (SP74) bei žemo (SP73A) katijoniškumo, iškrenta itin stambios ir stambios

nuosėdos, o su vidutinės molekulinės masės bei aukšto (SP8543) ir labai aukšto (SM92A) katijoniškumo flokulantais iškrenta atitinkamai smulkios ir labai smulkios nuosėdos. Renkantis vieną iš keturių flokulantų nuspręsta naudoti vidutinės molekulinės masės, žemo katijoniškumo flokulantą SP73A dėl mažiausios drumstumo reikšmės po nusodinimo ir stambių, tačiau ne itin stambių flokulių susidarymo. Dėl tam tikros suardymo būklės padidėjusios flokulės yra dėl padidėjusio flokulės stiprumo, nes flokulės dydis yra jos augimo ir sulaužymo pusiausvyra (Zhe Zhu et. al., 2006).

4.5 Flokulianto dozės parinkimas

Atliekant tolimesnį tyrimą su pasirinktu flokuliantu (SP73A) pasirinktos 4 flokulianto dozės (0,83 mg/l, 1,67mg/l, 3,33 mg/l, 5 mg/l), siekiant nustatyti prie kokio flokulianto kiekio gaunasi mažiausios nuotekų drumstumo reikšmės ir dumblo tūris. Optimalios flokulianto dozės pasirinktos remiantis mokslininkų (Wang et. al., 2009) atliktais tyrimais. Kadangi į nuotekų mėginius buvo dedamos tik skirtingos flokulianto dozės ir jokios kitos cheminės medžiagos, galinčios keisti nuotekų pH ar laidumą, mėginių pH ir laidumas reikšmingo skirtumo nuo pradinių mėginių neturėjo, todėl flokulianto parinkimo analizės reikšmė sprendžiama iš mėginių drumstumo ir dumblo tūrio susidarymo po nusodinimo.

Analizuojant nuotekų drumstumą po nusodinimo gauta, kad įleidžiant 0,5 ml flokulianto (0,83 mg/l koncentracijos) gauname ženkliai mažesnę drumstumą nei kontroliniame mėginyje (žr. 28 pav.).



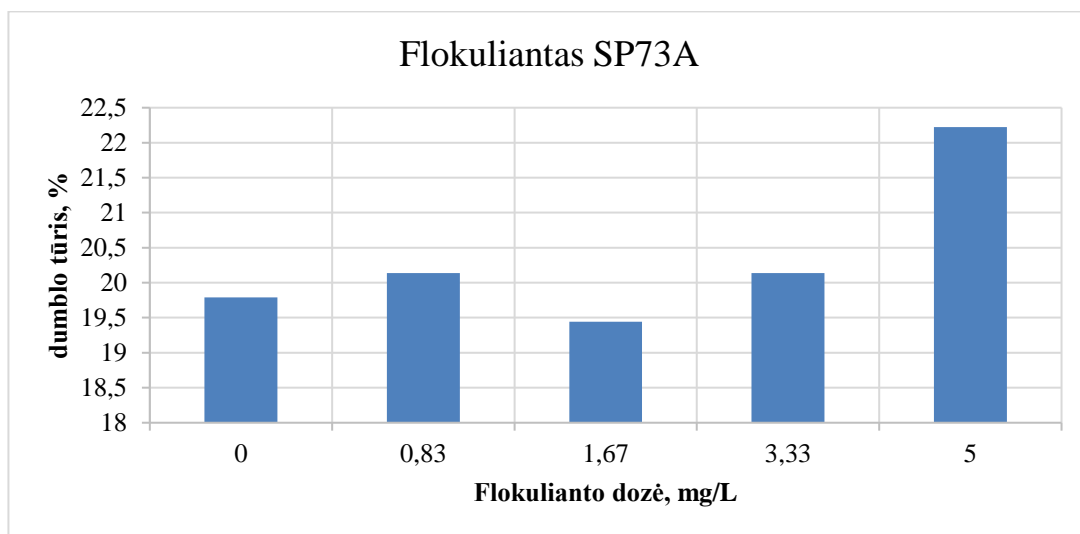
28 pav. Drumstumo koeficiento priklausomybė nuo flokulianto dozės mėginyje

Remiantis gautais duomenimis pastebėta, kad drumstumo koeficientas tirtuose nuotekų mėginiuose mažėja didėjant flokulianto tūriui, lyginant su kontroliniu mėginiu, tačiau mažiausias drumstumo koeficientas pasiektas esant skirtingai flokulianto koncentracijai. Pirmose nuotekose

mažiausias drumstumo koeficientas pasiektas esant 3,33 mg/l flokulianto dozei (18,58 NTU), trečiose nuotekose mažiausias drumstumo koeficientas pasiektas esant 1,67 mg/l flokulianto dozei (3,14 NTU), o penktose nuotekose mažiausias drumstumo koeficientas pasiektas esant 5 mg/l flokulianto dozei (3,34 NTU). Remiantis tokiais rezultatais, galima teigti, kad optimaliausia flokulianto dozė yra nuo 1,67 – 3,33 mg/l koncentracijos.

Skaičiuojant susidariusio dumblo tūrį po nusodinimo pastebėta, kad nuotekose Nr. 1 susidarė nedidelis dumblo aukštis (nuo 0,3 iki 0,6 cm), o esant 2 ir 3 ml flokulianto kiekiui flokulės susidarė per didelės ir iškilo į paviršių. Nuotekose Nr. 3 matuojant susidariusio dumblo aukštį po nusodinimo gauta, kad dumblo aukštis svyruoja nuo 2,1 cm iki 2,6 cm. Tik esant flokulianto tūriui nuo 2 iki 3 ml susidaro itin didelės flokulės. Nuotekose Nr. 5 dumblo aukštis po nusodinimo svyruoja nuo 2,8 cm (esant 1 ml flokulianto) iki 4 cm (esant 3 ml flokulianto). Esant 2 ir 3 ml flokulianto flokulės buvo itin didelės.

Tiesioginė priklausomybė tarp dumblo aukščio ir flokulianto kiekio didėjimo nepastebima. Skaičiuojamas dumblo kiekis remiantis ritinio tūrio formule ($V=\pi r^2 \cdot h$, kur V – tirpalo tūris, r – pagrindo spindulys, h – aukštis), gauti rezultatai išskaičiuoti į procentinę išraišką. Dumblo kiekio kitimo tendencija, atliekant tyrimą, flokulianto dozės nustatymui pavaizduota 29 paveiksle.

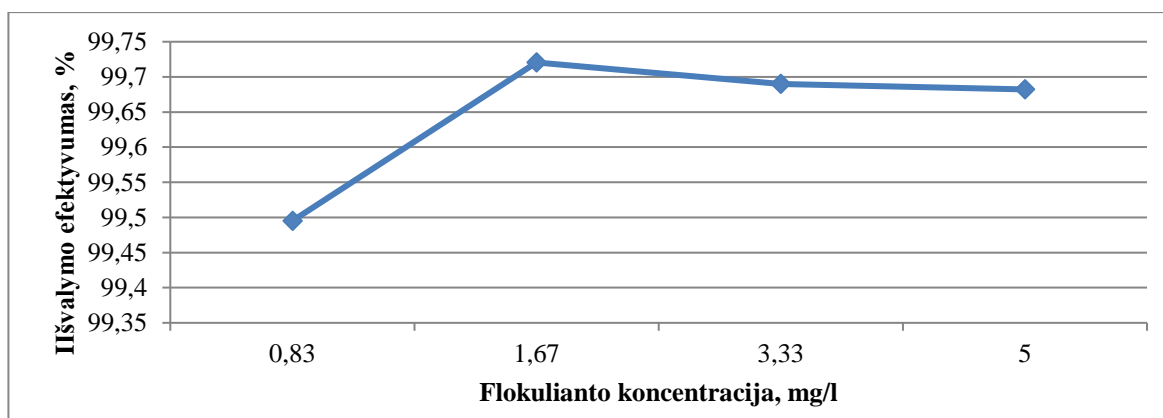


29 pav. Dumblo tūrio procentais kitimo tendencija skaičiuojama nuo vidutiniškai mėginiuose susidariusio dumblo aukščio

Iš gautų rezultatų matoma, kad efektyviausia flokulianto dozė yra 1,67 mg/l, nes susidarė mažiausias (19,44 %) dumblo tūris, lyginant su pradiniame mėginyje susidariusio dumblo tūriu (19,79 %). Didžiausias dumblo tūris (22,23 %) susidarė esant 5 mg/l flokulianto koncentracijai. Likusiuose mėginiuose susidaręs dumblo tūris taip pat didesnis lyginant su pradiniu mėginiu. Ekperimento metu pastebėta, kad nuotekose Nr. 1 esant 3,33 iki 5 mg/l flokulianto koncentracijai,

dumblas nesusidarė ir susidariusios smulkios flokulės iškilo į paviršių, todėl į skaičiavimus vidutinės dumblo aukščio reikšmės nebuvo įtrauktos.

Skaičiuojant procentinį išvalymo efektyvumą pagal drumstumo rodiklį, nustatyta, kad flokuliantas SP73A pasiekė didžiausią efektyvumą (99,7 %) esant 1,67 mg/l koncentracijai (žr. 30 pav.). Kaip ir nustatinėjant išvalymo efektyvumą, buvo matuojamas nuotekų drumstumas po 40 minučių nusodinimo. Naudojant flokuliantą SP73A, nepriklausomai nuo jo koncentracijos, išvalymo efektyvumas buvo virš 99 %.



30 pav. Išvalymo efektyvumas procentais, pasiektas esant skirtingoms flokulianto dozėms

Remiantis atliktais tyrimais (nuotekų drumstumo ir dumblo aukščio analize) nustatčius tinkamiausią flokulianto dozę galima teigti, kad flokulianto dozė kitiems tyrimams turėtų būti nuo 0,83 iki 1,67 mg/l dėl sąlyginai nedidelio susidarančio dumblo kiekio, flokulių dydžio ir pasiekiamo mažo drumstumo koeficiento.

5. NUOTEKŲ VALYMO METODŲ IR ANTRINIO PANAUDOJIMO ĮVERTINIMAS

Atlikus koaguliacijos ir flokuliacijos tyrimus su nuotekomis, išsiaiškinus kiekvieno iš valymo metodų efektyvumą ir proceso metu susidarančio dumblo tūrį, būtina apskaičiuoti:

- kiekvieno metodo kainą vienam kubiam metrui nuotekų išvalyti;
- susidarančio dumblo kiekį po valymo metodo (skaičiuojant pagal dumblo tūrio susidarymą ir kiekvieną dieną įmonėje susidarančio dumblo tūrį).

Žaliavų kainos paremtos šiuo metu rinkoje egzistuojančiomis kainomis. Natrio šarmo (NaOH) vieno kilogramo kaina yra 3 Eur (kaina nurodo UAB „Margūnas“), trivalentės geležies chlorido (FeCl₃), kaip koagulianto, vieno kilogramo kaina yra 0,55 Eur (kaina nurodo UAB „Margūnas“), flokulantų kainos vienodos ir yra 5 Eur/kg (kaina nurodo UAB „Ekotakas“). Lyginant žaliavų kainas pastebima, kad flokuliacijos procesas yra brangesnis, tačiau vykdant metodą skiriasi cheminių medžiagų sunaudojimas, dėl kurio kinta metodo kaina.

Koagulianto kaina yra 0,55 Eur/kg, tačiau naudojant 600 mg/l koncentracijos koagulantą nuotekoms valyti gaunama, kad vienam kubiniam metrui nuotekų išvalyti reikia 0,6 kg koagulianto, todėl vieno kubinio metro nuotekų valymo kaina - 0,33 Eur. Žinant, kad koaguliacijos procesui sunaudojama daug NaOH (1%) tirpalo (esant 600 mg/l koagulianto koncentracijai sunaudojama 88 ml šarmo), gaunama, kad pH korekcijos atlikimui vienam kubiniam metrui nuotekų reikia 1,76 kg NaOH (šarmo kaina vienam kubiniam metrui nuotekų 2,09 Eur.). Taigi, naudojant koaguliacijos metodą ir pH korekciją su NaOH, metodo kaina išauga iki 2,42 Eur/ m³ nuotekų.

Flokulantų kaina yra 5 Eur/kg, tačiau naudojant 1,67 mg/l flokulianto koncentraciją gaunama, kad metodo kaina vienam kubiniam metrui nuotekų išvalyti yra 0,01 Eur. Nuotekų pH korekcijai sunaudojamo NaOH (1%) tirpalo tūris yra 14 ml, dėl to iš viso natrio šarmo kaina yra 0,33 Eur/m³. Taigi, galutinė flokuliacijos ir pH korekcijos metodo kaina, vienam kubiniam metrui nuotekų išvalyti, yra 0,34 Eur.

Žinant, kad įmonėje per diena susidaro 15 m³ nuotekų, koaguliacijos ir pH korekcijos metodas įmonei per dieną kainuotų 36,3 Eur, o flokuliacijos ir pH korekcijos metodas kainuotų – 5,1 Eur/dieną. Per metus koaguliacijos metodo kaina išauga iki 13,2 tūkst. eurų, o flokuliacijos - 1,86 tūkst. eurų, todėl naudojant flokuliacijos metodą nuotekoms valyti įmonė sutaupytų 7,09 karto.

Aplinkosauginiu požiūriu, taikant flokuliacijos metodą sunaudojama mažiau aplinkai pavojingų cheminių medžiagų nei koaguliacijos metodu. Flokuliacijos metodu sunaudojama 1,67 l/m³ flokulianto, o koaguliacijos metodu 19 kartų daugiau koagulianto (31,67 l/m³). Taip pat nuotekų pH korekcijai NaOH tirpalo koaguliacijos metodu sunaudojama 6 kartus daugiau. Flokuliacijos metodo pH korekcijai sunaudojama 23,24 l/m³ nuotekų, o koaguliacijos metodo pH

korekcijai NaOH (1%) sunaudojama 146,67 l/m³ nuotekų. Apdorojant įmonės nuotekas flokuliacijos metodu (su pH korekcija) sunaudojama cheminių medžiagų - 24,91 l/m³ nuotekų, koaguliacijos metodu (su pH korekcija) - 178,34 l/m³ nuotekų.

Apdorojant įmonėje susidarantį nuotekas - neišvengiamas dumblo susidarymas, tačiau naudojant skirtingus metodus susidaro skirtingas dumblo kiekis. Naudojant koaguliacijos metodą (kai koagulianto koncentracija 600 mg/l) susidarantio dumblo tūris sudaro 12,3 % (nuo kasdien susidarantių 15 m³ nuotekų lieka 1,85 m³ dumblo, o per metus susidaro 673 m³ dumblo). Naudojant flokuliacijos metodą (kai flokulianto dozė 1,67 mg/l) susidarantio dumblo tūris yra 19,44 %, tad nuo kasdieninių 15 m³ nuotekų lieka 2,92 m³ dumblo, o per metus susidaro 1066 m³ dumblo. Lyginat su koaguliacijos metodu, flokuliacijos metodas sugeneruoja 1,6 karto daugiau dumblo.

Naudojant abu metodus galimas antrinis vandens panaudojimas, tačiau naudojant koaguliacijos metodą (nuo kasdien susidarantių 15 m³ nuotekų) galima būtų gražinti 13,15 m³ vandens, o naudojant flokuliacijos metodą – 12,08 m³ vandens. Šlapio veikimo elektrostatinis filtras per metus sunaudoja 5475 m³ vandens, todėl cirkuliuojant filtro nuotekų vandenį (prieš tai nuotekas apdirbus flokuliacijos metodu) per metus galima sutaupyti 4409,2 m³, o naudojant koaguliacijos metodą vandens antriniam panaudojimui, būtų galima gražinti 4799,75 m³. Taip pat žinoma, kad įmonė per metus sunaudoja 7920 l vandens medienos klijų (lipalo) gamybai, todėl naudojant flokuliacijos metodą sunaudojamo vandens kiekį galima sumažinti iki 3510,8 l, o naudojant koaguliacijos metodą sunaudojamo vandens kiekį galima sumažinti iki 3120,25 l.

Taigi, nors koaguliacijos metodas įmonės nuotekoms valyti yra brangesnis nei flokuliacijos metodas, jį taikant susidarantio dumblo kiekis yra mažesnis. Skirtumas tarp taikytų metodų metu sugeneruoto dumblo yra nedidelis, todėl jo išvežimo kaina skirtųsi nežymiai. Atsižvelgiant į įmonės žiedinės ekonomikos politiką, siūloma įmonei pasirinkti flokuliacijos metodą elektrostatinio filtro nuotekų apdirbimui.

IŠVADOS

1. Atlikus nuotekų parametrų analizę, pagal pasirinktus vandens parametrus (pH, savitąjį elektrinį laidumą, drumstumą, skendinčių dalelių koncentraciją) nustatyta, kad pradinių nuotekų pH yra rūgštinis (nuo 5,82 iki 6,4), didelis savitas elektrinis laidis (nuo 14,21 iki 29,3 mS/cm), drumstumas svyruoja nuo 289 NTU iki 945 NTU ir skendinčių medžiagų koncentracija kinta nuo 2,05 g/l iki 18,83g/l.
2. Naudojant 600 mg/l koncentracijos koagulianto dozę pasiektas 96,9 % išvalymo efektyvumas, susidarė 12,3 % dumblo tūris ir buvo pasiektas 28,89 NTU drumstumas. Iš keturių turimų flokulantų pasirinkta naudoti SP73A, dėl po 40 minučių nusodinimo pasiekto mažiausio drumstumo (~4,5 NTU), didžiausio efektyvumo (99,7 %) ir susidariusio mažiausio dumblo tūrio (19,4 %).
3. Ekonominiu požiūriu įmonė, naudodama flokuliacijos metodą, sutaupytų apie 7 kartus, nes naudojant flokuliacijos metodą (su pH korekcija) yra 0,34 Eur/m³ nuotekų, o naudojant koaguliacijos metodą (su pH korekcija) 1 m³ nuotekų išvalymo kaina - 2,42 Eur/m³ nuotekų.
4. Flokuliacijos proceso metu cheminių medžiagų (flokulianto ir NaOH) sunaudojama 24,91 l/m³ nuotekų. Koaguliacijos proceso metu cheminių medžiagų (koagulianto ir NaOH) sunaudojama (178,34 l/m³ nuotekų).
5. Atsižvelgiant į įmonės vykdomą žiedinės ekonomikos politiką, siūloma pasirinkti flokuliacijos metodą dėl didelio išvalymo efektyvumo ir mažos eksploatacijos kainos. Nuotekos iš šlapio veikimo elektrostatinio filtro apdorojamos iki klijų gamybai tinkančių vandens parametrų taikant flokuliacijos metodą.

LITERATŪRA

1. AAA Taršos integruotos prevencijos ir kontrolės Leidimas Nr. T – M. 2-4/2015. UAB IKEA Industry Lietuva.
2. **Al-Shannag M., Al-Qodah Z., Bani-Melhem K., Qtaishat M. R., Alkasrawi M.** 2015. Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation: Kinetic study and process performance. *Chemical Engineering Journal*. Vol. 260 p. 749-756.
3. **Amuda O. S., Amoo I., A.,** 2007. Coagulation/flocculation process and sludge conditioning in beverage industrial wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 141. p. 778-783
4. **Amuda O. S., Amoo I., A.,** 2007. Coagulation/flocculation process and sludge conditioning in beverage industrial wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 141. p. 778-783.
5. **Bourke N., Carty G., Leary G., Crowe M., Page D.,** 2002. Coagulation, flocculation & clarification. *Water treatment manuals*. p. 1-104.
6. **Butler E., Hung Y., Yeh R. Y., Al Ahmad M. S.** 2011. Electrocoagulation in Wastewater Treatment. *Water*. Vol. 3. p. 495-525.
7. **Chafi M., Gourich B., Essadki A. H., Vial C., Fadregat A.** 2011. Comparison of electrocoagulation using iron and aluminium electrodes with chemical coagulation for the removal of a highly soluble acid dye. *Desalination*. Vol. 281. p. 285-292.
8. **Chen G.** 2004. Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*. Vol. 38. p. 11-41.
9. **Cristian O.** 2010. Characteristics of the untreated wastewater produced by food industry. *Analele Universității din Oradea, Fascicula: Protecția Mediului*. Vol. XV. p. 709-714.
10. **Davis M. L.,** 2010. *Water and Wastewater engineering. Design Principles and practice*. Michigan State University. 1301 p. ISBN: 978-0-07-171385-6.
11. **Dunky M.,** 2003. *Adhesives in the Wood Industry*. Dynea Austria GmbH, Krems, Austria. 1-71. DOI: 10.1201/9780203912225.ch47
12. **Elbeling J. M., Rishel K. L., Sibrell P. L.,** 2005. Screening and evaluation of polymers as flocculation aids for the treatment of aquacultural effluents. *Aquacultural Engineering*. Vol. 33. p. 235-249.
13. **El-Naas M. H., Al-Zuhair S., Al-Lobaney A., Makhoulf S.** 2009. Assessment of electrocoagulation for the treatment of petroleum refinery wastewater. *Journal of Environmental Management*. Vol. 91. p. 180-185.
14. **Hakizimana J. N., Gourich B., Chafi M., Stiriba Y., Vial C., Drogui P., Naja J.** 2017. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. *Desalination*. Vol. 404. p. 1-21.

15. **Judd S.**, 1994. Characterisation of textile wastewaters - a review. *Environmental Technology*. 15:10, 917-929. <http://dx.doi.org/10.1080/09593339409385500>
16. **Kadirvelu K., Thamaraiselvi K., Namasivayam C.**, 2001. Removal of heavy metals from industrial wastewaters by adsorption onto activated carbon prepared from an agricultural solid waste. *Bioresource Technology*. Vol. 76. p. 63-65.
17. **Kamali M., Khodaparast Z.** Review on recent developments on pulp and paper mill wastewater treatment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol. 114. p. 326-342.
18. **Koby M., Can T. O., Bayramoglu M.** 2003. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. B100. p. 163-178.
19. **Koby M., Delipinar S.** 2008. Treatment of the baker's yeast wastewater by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 154. p. 1133-1140.
20. **Laohaprapanon S., Kaczala F., Salomon P. S., Marques M., Hogland W.** 2012. Wastewater generated during cleaning/washing procedures in a wood-floor industry: toxicity on the microalgae *Desmodesmus subspicatus*. *Environmental Technology*. p. 2439-2446.
21. **Lee C. S., Robinson J., Chong M. F.**, 2014. A review on application of flocculants in wastewater treatment. *Process Safety and Environmental Protection*. Vol. 92. p. 489-508.
22. **Li T., Zhu Z., Wang D., Yao C., Tang H.**, 2006. Characterization of floc size, strength and structure under various coagulation mechanisms. *Powder Technology*. Vol. 168. p. 104-110.
23. LR Aplinkos Ministro įsakymas „dėl Lietuvos Respublikos aplinkos apsaugos normatyvinio dokumento land 46-2007 „vandens kokybė. skendinčių medžiagų nustatymas. košimo pro stiklo pluošto koštuvą metodas“.
24. **Mackenzie D.** 2010. Water and wastewater engineering. Design principles and practice. United States: Michigan State University.
25. **Matileinen A., Vepsalainen M., Sillanpaa M.**, 2010. Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. *Advances in Colloid and Interface Science*. Vol. 159. p. 189-197.
26. **Merzouk B., Gourich B., Madani K., Vial Ch., Sekki A.** 2011. Removal of a disperse red dye from synthetic wastewater by chemical coagulation and continuous electrocoagulation. A comparative study. *Desalination*. Vol. 272. p. 246-253.
27. **Moussa D.T., El-Naas M., Nasser M., Al-Marri M. J.** 2017. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*. Vol. 186. p. 24-41.
28. **Pillai J.** 1997. Flocculants and Coagulants: The Keys to Water and Waste Management in Aggregate Production. Nalco company.

29. **Pillai J.** 1997. Flocculants and Coagulants: The Keys to Water and Waste Management in Aggregate Production. *Stone Review*. p. 1-6.
30. **Račys V., Jankūnaitė D., Urniežaitė I.** *Pramoninių nuotekų valymas*. Vilnius: TEV, 2012.
31. **Saritha V., Srinivas N., Vuppala N., V., S.,** 2017. Analysis and optimization of coagulation and flocculation process. *Appl Water Sci*. Vol. 7. p. 451-460.
32. **Sarkka H., Bhatnagar A., Sillanpaa M.** 2015. Recent developments of electro-oxidation in water treatment—A review. *Journal of Electroanalytical Chemistry*. Vol. 754. p. 46-56.
33. **Shah G., H., Caine C., J.** (n. d.) Next Generation Wet Electrostatic Precipitators. [žiūrėta 2018-01-24]. Prieiga per internetą https://www.southernenvironmental.com/assets/membrane-wesp_rev4.pdf
34. **Teh C. Y., Budiman P. M., Shak K. P. Y., Wu T. Y.,** 2016. Recent Advancement of Coagulation–Flocculation and Its Application in Wastewater Treatment. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. Vol. 55. p. 4363-4389.
35. **Wang Y., Gao B., Xu X., Xu W., Xu G.,** 2009. Characterization of floc size, strength and structure in various aluminum coagulants treatment. *Journal of Colloid and Interface Science*. Vol. 332. p. 354-359.
36. **Wong S. S., Teng T. T., Ahmad A. L., Zuhairi A., Najafpour G.,** 2006. Treatment of pulp and paper mill wastewater by polyacrylamide (PAM) in polymer induced flocculation. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 135. p. 378-388.
37. **Zaied M., Bellakhal N.,** 2009. Electrocoagulation treatment of black liquor from paper industry. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 163. p. 995-1000.
38. **Zhejiang Nanyuan,** 2014. A wet electrostatic precipitator cleaning shower water circulation treatment system. [žiūrėta 2018-05-29]. Prieiga per internetą <https://patentimages.storage.googleapis.com/2a/46/d0/42de08751be615/CN104056723B.pdf>
39. **Wilson S. J.,** 2009. Life-cycle inventory of formaldehyde-based resins used in wood composites in terms of resources, emissions, energy and carbon. Department of Wood Science and Engineering. p. 125-143.