



KAUNO TECHNOLOGIJOS UNIVERSITETAS
CHEMINĖS TECHNOLOGIJOS FAKULTETAS

VESTA KIUDYTĖ

ELEKTROKOAGULIACIJOS PROCESO TAIKYMAS
BIOKURO KATILINIŲ KONDENSATO VALYMU

Baigiamasis magistro projektas

Darbo vadovas:
doc. dr. D. Jankūnaitė

KAUNAS, 2017

KAUNO TECHNOLOGIJOS UNIVERSITETAS
CHEMINĖS TECHNOLOGIJOS FAKULTETAS

ELEKTROKOAGULIACIJOS PROCESO TAIKYMAS
BIOKURO KATILINIŲ KONDENSATO VALYMU

Baigiamasis magistro projektas
Aplinkosaugos inžinerija (kodas 621H17001)

Konsultantas

M. Tichonovas

Vadovas

Doc. D. Jankūnaitė
2017.06.09

Recenzentas

Doc. V. Račys
2017.06.09

Projektą atliko

V. Kiudytė
2017.06.09

KAUNAS, 2017



KAUNO TECHNOLOGIJOS UNIVERSITETAS

Cheminės technologijos fakultetas

(Fakultetas)

Vesta Kiudytė

(Studento vardas, pavardė)

Aplinkosaugos inžinerija 621H17001

(Studijų programos pavadinimas, kodas)

„Elektrokoaguliacijos proceso taikymas biokuro katilinių kondensato valymui”

AKADEMINIO SAŽININGUMO DEKLARACIJA

20 17 m. birželio 09d.

Kaunas

Patvirtinu, kad mano, **Vestos Kiudytės**, baigiamasis projektas tema „Elektrokoaguliacijos proceso taikymas biokuro katilinių kondensato valymui” 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)

(paraša)

Kiudytė Vesta. Elektrokoaguliacijos proceso taikymas biokuro katilinių kondensato valymui. *Magistro* baigiamasis projektas / vadovas doc. Dalia Jankūnaitė; Kauno technologijos universitetas, Cheminės technologijos fakultetas, Aplinkosaugos technologijos katedra.

Mokslo kryptis ir sritis: bendroji inžinerija, technologijos mokslai

Raktiniai žodžiai: elektrokoaguliacija; kondensatas; biokuro katilinė

Kaunas, 2017. 63 psl.

Santrauka

Didėjantis pramoninių nuotekų kiekis ir jų sudėtis yra svarbi aplinkosauginė problema, kuri lėmė susirūpinimą išteklių tausojimu ir antrinio panaudojimo galimybėmis. Sprendžiant šią problemą svarbu įvertinti nuotekų užterštumo lygį ir parinkti tinkamą nuotekų valymo sistemą, kuri pasiektų kuo aukštesnį išvalymo efektyvumą. Biokuro katilinės kondensato sudėtyje yra daug suspenduotų dalelių, kurių valymui dažniausiai naudojamos cheminės medžiagos. Siekiant kuo daugiau sumažinti cheminių medžiagų suvartojimą, tiriamas elektrokoaguliacijos proceso pritaikymas katilinių kondensato valymui.

Tiriamajame darbe tirtam elektrokoaguliacijos proceso pritaikymui sukonstruotas trijų etapų elektrokoaguliacijos standas. Tyrimas susideda iš suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumo nustatymo, ChDS ir BDS₇ santykio nustatymo bei nuosėdų, susidariusių proceso metu, analizės. Elektrokoaguliacijos proceso tyrimas atliekamas aliuminio ir geležies elektrodų kombinacijomis. Atlikti sąnaudų skaičiavimai, kuriais remiantis išrinkti optimalūs proceso parametrai. Iš tyrimų rezultatų matyti, jog aukščiausias suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumas 79,7 % pasiektas valymui naudojant aliuminio elektrodus. Reglamentuojamas ChDS/BDS₇ santykis neviršija kritinės ribos, o atlikus nuosėdų analizę nustatyta, jog jų kiekis ir sandara kinta didinant srovės stiprį ir trukmę. Parinkus optimalias sąlygas nustatyta, jog procesas gali būti naudojamas kondensato valymui.

Vertinant išvalyto kondensato antrinį panaudojimą, nustatyta, jog jis gali būti panaudojamas šilumos tinklų termofikacinio vandens papildymui. Atlikus elektrokoaguliacijos ir cheminės koaguliacijos palyginimą pastebėta, jog elektrokoaguliacijos procesas kondensato valymui yra 35 % pigesnis nei cheminė koaguliacija, o cheminių medžiagų suvartojimas sumažėja 32 %.

PADĖKA. Noriu asmeniškai padėkoti doktorantui Martynui Tichonovui už pagalbą ir patarimus bei docentui Kęstučiui Buinevičiui už idėjų generavimą.

Kiudyte Vesta. Application of electrocoagulation process for treatment of condensate from biomass combustion plant. *Master thesis / supervisor doc.* Dalia Jankunaite; Kaunas University of Technology. Faculty of Chemical Technology. Environmental Technology Department.

Research area and field: technology sciences, general engineering.

Key works: electrocoagulation; condensate; biomass combustion plant.

Kaunas, 2017. 63 p.

Summary

One of the important environmental problem is amount and contamination of industrial wastewater that led to concerns about conservation of resources and secondary reuse. It is important to assess the level of wastewater contamination to solve this problem and select the appropriate system of wastewater to achieve the highest as possible efficiency of treatment. Large amounts of suspended particles contains condensate of biomass combustion plant are mostly treated by chemical materials. In order to reduce as much as possible consumption of chemicals, studied electrocoagulation process by condensate of biomass combustion plant.

Application of electrocoagulation process designed by three-stage equipment. The study consists determination of suspended solids treatment efficiency, determination of COD and BOD₇ ratio and analysis of sediment. Aluminum and iron electrode combinations used for investigation of electrocoagulation. Calculations of operational cost were performed on the basis to selection of process operational parameters. The results showed that the highest efficiency of treatment achieved 79,7% using aluminum electrodes. COD / BOD₇ ratio does not exceed the critical value. Analysis of sediment showed that the quantity and composition changes by increasing current strength and duration. Selection of the optimal conditions found that the electrocoagulation can be used for treatment of condensate.

Reuse of treated condensate was evaluated, it was found that it can be reuse for the heating water supplementation of district heating networks. Comparison between electrocoagulation and chemical coagulation showed that the electrocoagulation process is 35 % cheaper than the chemical coagulation and chemical consumption is less by 32 %.

Special thanks. I would like to thank PhD student Martynas Tichonovas and assoc. prof. Kęstutis Buinevičius for direct help, advices and generation of ideas.

Turinys

Paveikslų sąrašas	8
Lentelių sąrašas	10
Santrumpų sąrašas	11
Įvadas.....	12
1. Literatūros apžvalga.....	13
1.1. Pramoninių nuotekų valymo ir išleidimo reglamentavimas ir pagrindiniai teisės aktai.....	13
1.2. Pagrindinės nuotekų valymo technologijos	14
1.2.1 Tradicinės nuotekų valymo technologijos	15
1.2.2. Pažangiosios nuotekų valymo technologijos	16
1.3. Cheminė koaguliacija ir flokuliacija, jos veikimo principas	18
1.4 Elektrokoaguliacijos metodo taikymas nuotekų valymui.....	20
1.4.1. Elektrokoaguliacijos procesą sąlygojantys veiksniai.....	22
1.4.1.1. Srovės tankio (stiprio) įtaka proceso veikimui.....	22
1.4.1.2. Elektrokoaguliacijos celės ir elektrodų įtaka proceso veikimui	23
1.4.1.3. pH ir laidumo įtaka elektrokoaguliacijos veikimui	25
1.5. Literatūros apžvalgos apibendrinimas	27
2. Metodinė dalis.....	28
2.1. Tyrimo metodika	28
2.1.1. Elektrokoaguliacijos aparatūros veikimo principas	29
2.1.2. Tyrimo eiga	30
2.2. Parametrų nustatymo metodologija	31
2.2.1. Suspenduotų dalelių nustatymo metodika.....	31
2.2.2. Laidumo, pH ir temperatūros nustatymo metodika.....	32
2.2.3. ChDS ir BDS ₇ nustatymo metodika	33
2.2.4. Geležies ir aliuminio nustatymo metodika.....	34
2.2.5. Nuosėdų tyrimo metodika	35
3. Tyrimo rezultatai.....	35
3.1. Pirminis kondensato įvertinimas.....	35
3.2. Srovės stiprio, proceso trukmės ir elektrodo tipo įtakos suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumui įvertinimas	37

3.3. Optimalių proceso parametrų nustatymas	38
3.4. ChDS ir BDS ₇ rodiklių nustatymas išvalytame kondensate	46
4. Išvalyto kondensato antrinio panaudojimo galimybių įvertinimas	47
5. Elektrokoaguliacijos eksploatacinių išlaidų skaičiavimas	49
6. Cheminės koaguliacijos ir elektrokoaguliacijos metodų palyginimas	50
Išvados	52
Literatūros sąrašas	54
Priedai	58

Paveikslų sąrašas

1.1 pav. Koagulantų ir flokulantų rūšys [11].....	19
1.2 pav. Cheminės koaguliacijos/flokuliacijos schema [13].....	19
1.3 pav. Sąveika tarp elektrokoaguliacijos mechanizmo procesų [8].....	20
1.4 pav. Elektrodo sujungimo būdai: a) monopolinis lygiagretusis b) monopolinis nuoseklusis c) bipolinis nuoseklusis [8].....	23
1.5 pav. Geležies koaguliacijos principinė schema [19].....	25
1.6 pav. Aliuminio koaguliacijos principinė schema [19].....	26
2.1 pav. Elektrokoaguliacijos stendo schema. 1- srovės šaltinis, 2 – stiklinė talpa, 3 – magnetinė maišyklė, 4 – elektrodai, 5 – sraigtinė maišyklė, 6 – nuosėdos.	29
2.2 pav. Spektrofotometras HACH DR 3900	32
2.3 pav. HACH HQ40d multimetras, skirtas laidumo, pH ir temperatūros matavimams	32
2.4 pav. Aliuminio ir geležies koncentracijų nustatymo priemonės	34
2.5 pav. Nuosėdų analizės prietaisai: rentgeno spindulių fluorescencijos spektrometras TIGER S 8 ir mikroskopas OPTIKA B – 500tiph.	35
3.1 pav. Nevalytas kondensatas	36
3.2 pav. SS išvalymo efektyvumo priklausomybė nuo srovės stiprio ir trukmės aliuminio elektrodais	37
3.3 pav. SS išvalymo efektyvumo priklausomybė nuo srovės stiprio ir trukmės geležies elektrodais...	38
3.4 pav. Išvalymo efektyvumo ir aliuminio elektrodo suvartojimo priklausomybė esant skirtingiems srovės stipriams	39
3.5 pav. Išvalymo efektyvumo ir geležies elektrodo suvartojimo priklausomybė esant skirtingiems srovės stipriams	40
3.6 pav. SS išvalymo efektyvumo ir elektros energijos sąnaudų priklausomybė aliuminio elektrodams	41
3.7 pav. SS išvalymo efektyvumo ir elektros energijos sąnaudų priklausomybė geležies elektrodams	41
3.8 pav. Išvalymo efektyvumo ir susidariusio dumblo sluoksnio storio priklausomybė valant aliuminio elektrodais	42
3.9 pav. Išvalymo efektyvumo ir susidariusio dumblo sluoksnio storio priklausomybė valant geležies elektrodais.....	43
3.10 pav. Nuosėdų morfologinė sandara valant aliuminio elektrodais.....	44
3.11 pav. Nuosėdų morfologinė sandara valant geležies elektrodais	44

3.12 pav. Aliuminio elektrodų veikimo metu susidariusių nuosėdų elementinė analizė.....	45
3.13 pav. Geležies elektrodų veikimo metu susidariusių nuosėdų elementinė analizė	45
4.1 pav. Antriniam panaudojimui skirto kondensato apdorojimo schema. 1 – siurblys, 2 – vakuuminis siurblys.....	48

Lentelių sąrašas

1.1 lentelė. Reikalavimai gamybinėms nuotekoms išleidžiamoms į nuotekų tinklus [2].....	13
1.2 lentelė. Bendrieji reikalavimai į gamtinę aplinką išleidžiamoms nuotekoms [2].....	14
1.3 lentelė. Nuotekų valymo įprastinių metodų privalumai ir trūkumai [5,6].....	16
1.4 lentelė. Pažangiosios oksidacijos metodų mechanizmai [10].....	17
1.5 lentelė. Pažangiųjų nuotekų valymo technologijų privalumai ir trūkumai [5,7,8,9,10].....	18
2.1 lentelė. Suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumo nustatymo tyrimas.....	30
2.2 lentelė. ChDS ir BDS ₇ nustatymo išvalytame kondensate tyrimas.....	31
3.1 lentelė. Prieš valymą paimto kondensato pirminis įvertinimas.....	36
3.2 lentelė. Išvalyto kondensato ChDS ir BDS ₇ tyrimu rezultatai.....	46
4.1 lentelė. Reikalavimai termofikacinio vandens pamaitinimo ir tinklo vandens kokybei [32].....	47
6.1 lentelė. Kondensato valymui sunaudojamų cheminių medžiagų kiekiai.....	50

Santrumpų sąrašas

BDS – biocheminis deguonies suvartojimas

ChDS - cheminis deguonies suvartojimas

SS – suspenduotos dalelės

Ivadas

Didelis vandens suvartojimas yra vienas iš svarbiausių aplinkosaugos aspektų, kuris lėmė ekonomiškų, efektyvių ir draugiškų aplinkai technologijų diegimą, kurios gebėtų apdoroti didelius vandens kiekius ir išvalytų nuotekas taip efektyviai, kad jos galėtų būti naudojamos pakartotinai. Pramonės įmonių nuotekos labai priklauso nuo įmonės veiklos specifikos - dažniausiai nuotekos būna užterštos labai mažomis suspenduotomis dalelėmis, ištirpusiomis dalelėmis, organinėmis bei neorganinėmis dalelėmis, metalais ir kitomis priemaišomis.

Biokuro katilinių kondensatas susidaro veikiant kondensaciniam ekonomizeriui. Kondensatas pasižymi aukštu laidumu ir drumstumu bei gan didele suspenduotų dalelių koncentracija, todėl labai svarbu parinkti tokį nuotekų valymo metodą, kuris efektyviai ir ekonomiškai išvalytų skirtingus teršalus vienu metu.

Nuotekų valymo būdai skirstomi į tris grupes: mechaniniai, cheminiai ir biologiniai nuotekų valymo būdai. Ieškant alternatyvų šiems valymo būdams išsiaiškinta, kad sujungus kelis būdus ir atlikus eksperimentus gali būti pritaikytos dar efektyvesnės ir sąnaudas taupančios technologijos [1].

Į kanalizacijos tinklus ar paviršinius vandenis išleidžiamos išvalytos nuotekos turi atitikti reikalavimus nustatytus nuotekų tvarkymo reglamente ir neviršyti leistinų ribų. Alternatyvūs nuotekų valymo metodai ne tik sumažina išleidžiamų nuotekų užterštumą, bet yra ir ekonomiškai patrauklesni.

Tikslas – ištirti ir įvertinti elektrokoaguliacijos proceso pritaikymo galimybes kondensato valymui biokuro katilinėse.

Uždaviniai:

1. Ištirti skirtingų veiksnių įtaką elektrokoaguliacijos proceso efektyvumui.
2. Nustatyti optimalius elektrokoaguliacinio biokuro katilinės kondensato valymo parametrus.
3. Įvertinti išvalyto kondensato antrinio panaudojimo galimybes.
4. Apskaičiuoti eksploatacines elektrokoaguliacijos išlaidas.
5. Atlikti cheminės koaguliacijos ir elektrokoaguliacijos metodų palyginimą.

1. Literatūros apžvalga

1.1. Pramoninių nuotekų valymo ir išleidimo reglamentavimas ir pagrindiniai teisės aktai

Lietuvoje nuotekų išleidimą reglamentuoja pagrindinis teisės aktas – nuotekų tvarkymo reglamentas. Pagalbiniai teisės aktai, išleidžiamoms į kanalizacijos tinklus ir paviršinius vandens telkinius nuotekoms tvarkyti, yra paviršinių nuotekų tvarkymo reglamentas ir nuotekų valymo įrenginių taikymo reglamentas. Reglamentuose yra nustatyti leistini teršalų kiekiai, kurie gali būti nuotekose išleidžiamose į kanalizacijos tinklus (žr. 1.1 lentelė) arba į paviršinius vandens telkinius (žr. 1.2 lentelė), taip pat pateikti tam tikri techniniai parametrai. [2,3,4].

1.1 lentelė. Reikalavimai gamybinėms nuotekoms išleidžiamoms į nuotekų tinklus [2]

Parametras	Matavimo vienetas	Ribinė vertė
Maksimali temperatūra	°C	45 ¹
pH ²		6,5 – 9,5 ²
ChDS/BDS ₇ santykis ³		<3
Riebalai	mg/l	100 ⁴
BDS ₇	mg/l	800 ⁴

Pastabos:

¹ Esant lakiosioms medžiagoms gali būti reikalaujama mažinti išleidžiamų nuotekų temperatūrą.

² Reikėtų stebėti ilgesnį laiką, pvz., 14 dienų. Kraštutinės momentinių verčių ribos pH 4 ir pH 10 leistinos, jeigu šios pH vertės trunka ne ilgiau kaip 6 min.

³ Jei ChDS/BDS₅ santykis yra => 3, veiklos vykdytojas privalo įvertinti, ar išleidžiamos į nuotekų tinklus nuotekos nėra toksiškos. Jeigu nustatoma, kad santykis yra didelis dėl mažo lengvai skaidomų organinių medžiagų kiekio (iki 150 mg/l pagal BDS₅), o ne dėl toksinių/kenksmingų medžiagų (ChDS), šio parametro viršijimas leidžiamas.

⁴ Koncentracija vidutiniame paros mėginyje.

1.2 lentelė. Bendrieji reikalavimai į gamtinę aplinką išleidžiamoms nuotekoms [2]

Parametras	Matavimo vienetas	Ribinė vertė ³
Maksimali temperatūra ¹	°C	<30
pH ²		6,5 – 8,5
Mineralizacija	8/l	<2
3 kartus praskiestų nuotekų kvapas	Balai	<2
3 kartus praskiestų nuotekų skaidrumas	cm	<20
Nuotekos negali būti toksiškos		

Pastabos:

¹ Jeigu dėl išleidžiamų nuotekų temperatūros bus pažeidžiami kitų teisės aktų reikalavimai ir/arba nuotekose yra lakiųjų medžiagų, gali būti reikalaujama išleisti žemesnės temperatūros nuotekas.

² Reikėtų stebėti ilgesnį laiką, pvz., 14 dienų. Krašutinės momentinių verčių ribos pH 4 ir pH 10 leistinos, jeigu šios pH vertės trunka ne ilgiau kaip 6 min.

³ Vertės, kurių reikia laikytis, jeigu kituose teisės aktuose nenustatyti griežtesni reikalavimai.

Nesilaikant nustatytų reglamentų įpareigojimų gali būti padaryta nepataisoma žala gamtinei aplinkai ir ekosistemoms, todėl būtina laikytis reglamento nuostatų, ir išgauti kuo didesnę technologinę ir ekonominę naudą. Biokuro katilinių kondensato kokybei keliami pagrindiniai reikalavimai dėl pH, ChDS/BDS₇ santykio, tačiau taip pat didelė problema yra suspenduotų dalelių koncentracija nuotekose, kuri, deja, nėra reglamentuojama.

1.2. Pagrindinės nuotekų valymo technologijos

Ištirpusios ir suspenduotos organinės dalelės nuotekose gali būti ir bioskaidžių ir neskaidžių formų. Nuotekų valymo metu dalelių ir priemaišų pašalinimas vyksta jas filtruojant, destrukūrizuojant, paverčiant organines priemaišas į mineralines, ar patvarias į lengvai išskiriamas medžiagas ir kt. Pirminio ir antrinio valymo metu pašalinama didžioji dalis BDS ir suspenduotų dalelių, tačiau ne visais atvejais. Pirminio ir antrinio valymo efektyvumas labai priklauso nuo nuotekų sudėties, pavyzdžiui, smulkios suspenduotos dalelės nebus išvalomos efektyviai, kadangi įrenginiai suprojektuoti kitokių apimčių teršalams valyti. Plėtojantis pramonei, pirminis ir antrinis

nuotekų valymas tapo neefektyvus ir nuotekoms valyti pradėti naudoti cheminiai junginiai. Išvalymo efektyvumas gana aukštas, tačiau kenksmingas aplinkai. Tam, kad atrasti optimalias nuotekų valymo sistemas buvo įvestos pažangiosios technologijos. Pažangiosios technologijos, sudarytos iš įprastinių valymo metodų kombinuotų su tam tikromis alternatyvomis, pavyzdžiui, elektra, ultravioletine šviesa, plazma, atvirkštiniu osmosu ir kt., pripažintos kaip alternatyva išteklių išsaugojimui ir aplinkos tvarumo palaikymui [5].

1.2.1 Tradicinės nuotekų valymo technologijos

Nuotekų valymo technologijos skirstomos į:

- Mechaninius valymo būdus;
- Biologinius valymo būdus;
- Cheminius nuotekų valymo būdus.

Mechaniniai nuotekų valymo būdai yra pirminis nuotekų apdorojimo būdas, kuomet groių, smėliagaudžių ir sėdintuvų pagalba pašalinamos stambiosios priemaišos. Nuotekų mechaninio valymo metu išskiriama apie 20 – 50 %, nuotekų teršalų. Likusių smulkesnių ir lengvesnių teršalų išskyrimui panaudojami mikroorganizmai. Jie naudoja mitybai likusius organinius teršalus. Vyksta nuotekų biologinis valymas.

Biologiniam nuotekų valymui naudojami aerobiniai ir anaerobiniai mikroorganizmai, kurių dauginimuisi sudaromos palankios sąlygos. Valymas vyksta aerotankuose, aerokanaluose, aerooksidatoriuose tiekiant į juos deguonį ir palaikant griežtą temperatūrą. Susidaro aktyvusis dumblas, kuris misdamas teršalais juos skaido į vandenį, nitratus, anglies dioksidą ir kt. Taip pat nuotekas galima valyti biofiltrais, kurie užpildyti stambiagrūde įkrova filtruoja teršalus ir susidarant bio-plėvelei juos prirakina prie filtruojančiosios įkrovos [5]. Biofiltrai ir biotvenkiniai yra ekstensyvūs valymo metodai ir priskiriami antrinio nuotekų valymo kategorijai.

Cheminiai nuotekų valymo metodai gali būti kaip dezinfekacija arba valymas, pagrįstas koaguliacijos bei flokuliacijos procesais. Cheminė dezinfekacija vykdoma dažniausiai po biologinio valymo, norint iki galo nukenksminti teršalus, o koaguliacijos ir flokuliacijos procesai taikomi platesniame valymo intervale.

Visi išvardinti metodai yra gana pigūs, elementarūs, tačiau tinka ne visų tipų nuotekoms. Metodų privalumai ir trūkumai išvardinti 1.3 lentelėje. Suspenduotų dalelių ir drumstumo efektyviam išvalymo laipsniui pasiekti, būtų tikslinga naudoti mechaninius ir cheminius nuotekų valymo būdus, o ChDS ir BDS sumažinimui galima naudoti biologinius valymo metodus. Skirtingų

metodų taikymas vienoms nuotekoms valyti yra galimas, tačiau ne itin efektyvus ir kompaktiškas, variantas. Išėitis - pažangūs kombinuoti metodai, kurių metu keli procesai vyksta vienu metu.

1.3 lentelė. Nuotekų valymo įprastinių metodų privalumai ir trūkumai [5,6]

Valymo metodas	Privalumai	Trūkumai
Mechaniniai valymo metodai	Paprasta konstrukcija ir veikimo principas; Nereikia palaikyti griežtų temperatūros reikalavimų;	Žemas išvalymo efektyvumas; Užima daug vietos; Stacionarūs, netransportuojami; Nesulaikomos labai mažos dalelės.
Biologiniai valymo metodai	Išvaloma didelė dalis (apie 70 %) organinių medžiagų;	Sulėtėjęs veikimas šaltuoju metų laiku; Griežta kontrolė; Stacionarūs;
Cheminiai valymo metodai	Gana aukštas išvalymo efektyvumas; Išvalomos labai mažos dalelės.	Galima antrinė aplinkos tarša; Susidarantys tarpiniai produktai;

1.2.2. Pažangiosios nuotekų valymo technologijos

Pažangiosios nuotekų valymo technologijos yra skirtos išgauti kiek įmanoma aukštesnį išvalymo laipsnį, kuris dažniausiai būna apie 99 %. Jos skirstomos į:

- Nudruskinimo technologijas;
- Fizikochemines technologijas;
- Pažangiosios oksidacijos technologijas.

Nudruskinimo technologijos gali būti paremtos atvirkštiniu osmosu, nanofiltracija ir jonų mainais. Vandens valymas atvirkštiniu osmosu paremtas slėgio skirtumu tarp pralaidžių membranų, pašalinant iš vandens druskas. Išvalyto vandens kokybė priklauso nuo slėgio, druskų koncentracijos ir membranų pralaidumo [5]. Nanofiltracija veikia panašiu principu kaip atvirkštinis osmosas, tik šituo atveju vyksta difuzija, o proceso pagrindinis elementas yra membrana. Membranos gali būti gaminamos iš daugelio medžiagų tokių kaip polimerai, neorganinės medžiagos, celiuliozė ir kt.

Membranos yra ypač atsparios pH pokyčiams, ilgaamžės, tačiau reikalauja išankstinio vandens paruošimo [7]. Jonų mainais valomi labai druskingi vandenys, pakeičiant jonus, esančius vandenyje, į pageidaujamus jonus praleidžiant vandenį per tam tikrą granuliuotą užpildą. Pavyzdžiui, kietumą vandeniui suteikiančius magnio ir kalcio jonus galima pašalinti, juos pakeičiant kitais jonais. Kuo didesnis valomo vandens užterštumas tuo dažniau reikia regeneruoti jonų mainų užpildą [5].

Fizikocheminiai valymo metodai sudaryti iš atskirų procesų kombinacijų: cheminės koaguliacijos, nusodinimo, elektrokoaguliacijos bei flotacijos. Svarbiausi fizikocheminių valymo metodų parametrai yra pH, koagulantų/flokulantų koncentracija, maišymo greitis ir laikas, temperatūra, išlaikymo laikas, koagulianto/flokulianto rūšis (cheminis junginys ar biopolimerai) ir srovės tankis [1,8,9]. Cheminė koaguliacija ir elektrokoaguliacija skiriasi tuo, kad cheminės koaguliacijos metu koaguliantas ir flokuliantas yra pridedami kaip cheminės medžiagos ir tuo pasiekiamas teršalų išsėdinimas, o elektrokoaguliacijos metu koaguliantas išgaunamas elektros srovės pagalba sąveikaujant su elektrodais [1]. Abiejų procesų metu teršalų kompleksus galima išskirti dviem būdais: nusodinimo ir flotacijos. Jie skiriasi tuo, kad nusodinant, teršalai, veikiami gravitacijos jėgos, nusėda į dugną, o flotacijos metu teršalai iškeliami į paviršių, susidariusio H₂ pagalba.

Pažangiosios oksidacijos metodai dažniausiai naudojami neskaidžius teršalus paversti bioskaidžiais tam tikrų oksidatorių pagalba. Jų principas yra –OH radikalų sudarymas, tačiau sudarymo procesai gali skirtis priklausomai nuo to, kokie oksidatoriai yra naudojami. Pagrindiniai oksidatoriai (ozonas, UV, H₂O₂) ir jų mechanizmų reakcijos pateikti 1.4 lentelėje [10].

1.4 lentelė. Pažangiosios oksidacijos metodų mechanizmai [10]

Procesas	Oksidatoriai ir mechanizmas
Ozonavimas	O ₃
Fentono ir foto-Fentono procesai	Fe ²⁺ + H ₂ O ₂ , Fe ²⁺ + H ₂ O ₂ + UV
UV fotolizė ir cheminės oksidacijos procesai	UV + O ₃ , UV + H ₂ O ₂ , UV + H ₂ O ₂ + O ₃
Fotokatalitinės reakcijos	Puslaidininkiai (TiO ₂ , ZnO)/ UV

Suspenduotų dalelių, drumstumo, BDS ir ChDS šalinimui iš nuotekų labiausiai tinkantys pažangiųjų technologijų metodai yra fizikocheminiai. Nudruskinimo technologijos naudojamos dažniausiai geriamajam vandeniui paruošti, o pažangiosios oksidacijos metodai – labai užterštoms

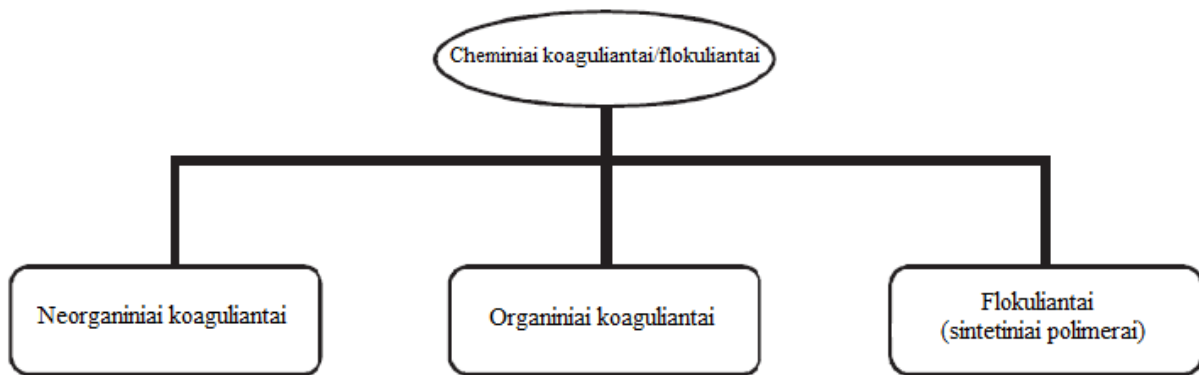
nuotekoms valyti. 1.5 lentelėje pateikti pažangiųjų nuotekų valymo metodų privalumai ir trūkumai valant biokuro kondensato nuotekas.

1.5 lentelė. Pažangiųjų nuotekų valymo technologijų privalumai ir trūkumai [5,7,8,9,10]

Valymo technologijos	Privalumai	Trūkumai
Nudruskinimo technologijos	Labai aukštas išvalymo efektyvumas	Dažnas membranų regeneravimas ir sistemos praplovimas, būtinas išankstinis vandens paruošimas
Fizikocheminės technologijos	Aukštas išvalymo efektyvumas Galima valyti labai daug tipų nuotekų Tuo pačiu metu išvalo daug rūšių teršalų	Esant labai užterštoms nuotekoms gali išaugti energijos sąnaudos ir kaina
Pažangiosios oksidacijos technologijos	Galima valyti net ir neskaidžiais teršalais užterštas nuotekas	Didelės energijos sąnaudos

1.3. Cheminė koaguliacija ir flokuliacija, jos veikimo principas

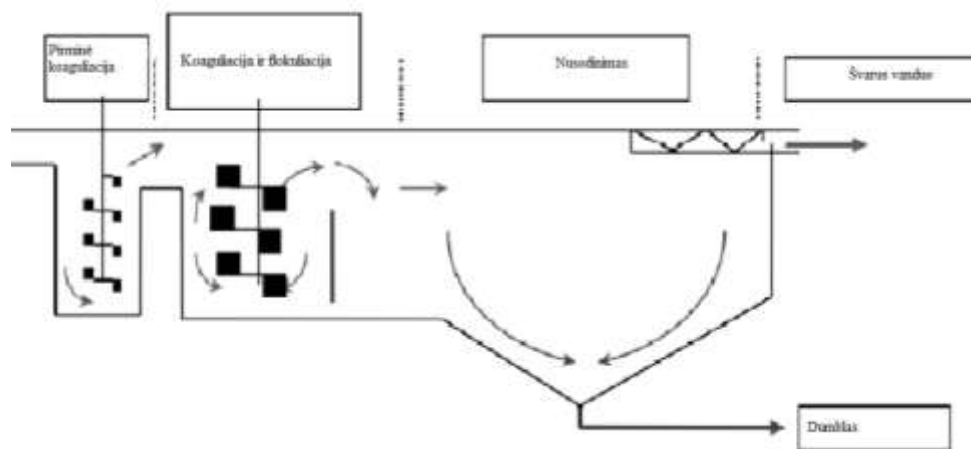
Cheminė koaguliacija yra kompleksinis procesas, kurio metu svarbi daugelio parametų įtaka koagulianto veikimui. Tai vienas iš dažniausiai naudojamų procesų suspenduotų dalelių, drumstumui bei spalvos pašalinimui iš nuotekų. Koaguliacija ir flokuliacija yra procesai, kurie gali pašalinti koloidines ar suspenduotas daleles, kai jų negalima pašalinti kitais fizikiniais metodais. Koaguliantai dažniausiai naudojami aliuminio ar geležies jonų pagrindu.



1.1 pav. Koagulantų ir flokuliantų rūšys [11]

1.1 pav. pavaizduotas koagulantų ir flokuliantų skirstymas. Neorganiniai koagulantai yra metalų druskos: geležies chloridai ar sulfatai (FeCl , FeSO_4), aliuminio chloridai (AlCl_3) ir sulfatai bei daugiau hidroksido grupių turintys polialiuminio chloridas (PACl), polialiuminio sulfatas (PAS), poligeležies chloridas (PFCl) ir sulfatas (PFS). Organiniai koagulantai gali būti poliaminai ir melaminai. Didesnis išvalymo efektyvumas gali būti pasiektas sumaišius organinius ir neorganinius koaguliantus, nei dozuojuant juos atskirai, o jų efektyvumas pagrįstas gebėjimu suformuoti kompleksus su aukšta adsorbcine geba [11,12]. Šie kompleksai reaguodami su teršalų dalelėmis destabilizuoja jų krūvį ir formuoja flokules. Veikiant *Van Der Valso* jėgoms prasideda pirminė koaguliacija ir neutralizuotų dalelių mikrokoaguliacija. Didėjant flokulėms prasideda flokuliacijos procesas, kurio metu mikro-dribsniai susijungia į didesnes flokules ir nusėda. Flokuliantai dažniausia būna sintetiniai polimerai: aminometilpoliakrilamidas, poliaminas, polietileniminas.

Klasikinė koaguliacijos/flokuliacijos schema susideda iš trijų etapų (žr. 1.2 pav.): pirminės koaguliacijos su greitu maišymu, koaguliacijos/flokuliacijos su lėtesniu maišymu ir nusodinimo.



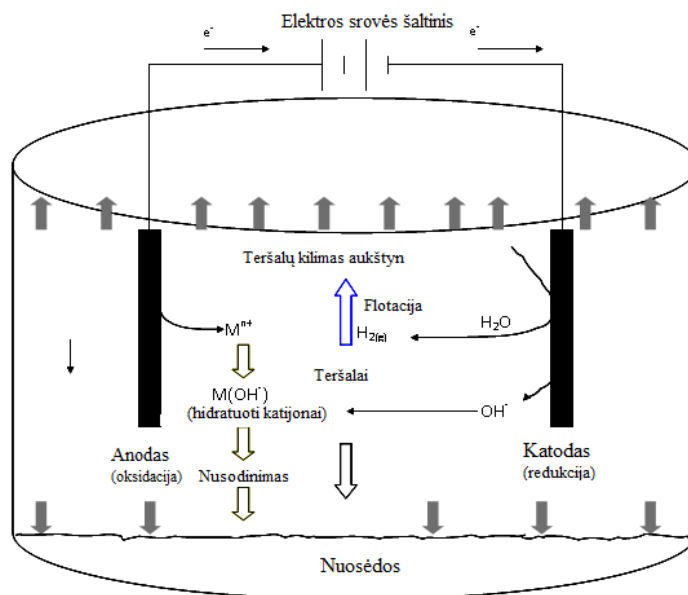
1.2 pav. Cheminės koaguliacijos/flokuliacijos schema [13]

Pirminės koaguliacijos metu vyksta koagulantų dozavimas ir intensyvus maišymas. Antrajame koaguliacijos ir flokuliacijos etape dozuojami flokuliantai ir vyksta lėtas maišymas bei dribsnių susidarymas. Nusodinimo etape vyksta dumblo atskyrimas iš vandens ir švaraus vandens ištekėjimas.

Cheminė koaguliacija yra gana efektyvus, tačiau brangokas ir daug sąnaudų reikalaujantis nuotekų valymo metodas, kuris šiais laikais naudojamas daugelyje pramonės įmonių. Pagrindinis šio metodo trūkumas – koagulantų ir flokulantų poveikis aplinkai. Alternatyvūs valymo metodai gali sumažinti ekonomines bei technologines sąnaudas ir būti draugiškesni aplinkai.

1.4 Elektrokoaguliacijos metodo taikymas nuotekų valymui

Elektrokoaguliacijos metodas yra sudarytas iš kombinuotų elektrocheminių (metalų tirpimas vandenyje ir redukcija, elektrooksidacija ir kt.), cheminių (rūgščių/šarmų pusiausvyra su pH pokyčiais, hidroksidų išsėdimas ir kt.) ir fizikinių (fizikinė absorbcija, koaguliacija, flotacija) procesų. Jie gali vykti paeiliui nuosekliai arba keli vienu metu. 1.3 pav. pavaizduotas ryšys tarp visų šių elektrokoaguliacijos mechanizmo procesų.



1.3 pav. Sąveika tarp elektrokoaguliacijos mechanizmo procesų [8]

Procesų veikimas pagrįstas koaguliacijos ir flokuliacijos veikimu, kai koaguliantas ir flokuliantas išgaunamas elektros srove, o ne pridamas kaip cheminis priedas. Elektrokoaguliacijos procesai priklauso vienas nuo kito, pavyzdžiui, kuo lėčiau vyks hidroksidų susidarymas, tuo lėtesnis

bus teršalų išskyrimas iš nuotekų. Todėl svarbu palaikyti tinkamas sąlygas daugelio procesų veikimui.

Elektrokoaguliacijos metu koaguliantas išgaunamas elektros srove, kuri tirpina anodą, dažniausiai aliuminį arba geležį, prijungtą prie srovės šaltinio. Ant anodo vyksta oksidacijos reakcija ir išskiriamas metalo katijonas:



Šioje lygtyje Z yra ištirpusių anodo jonų skaičius.



Metalo katijonas reaguodamas su vandeniu sudaro tam tikros rūšies metalo hidroksidą, kuris veikia kaip koaguliantas ir sukelia dribsniavimąsi, kurio metu teršalai iš vandens yra išsodinami arba flutuojami kartu su dribsniais. Tuo metu katodas išskiria vandenilį, dėl kurio vyksta flotacija, ir hidroksido radikalą, nuo kurio priklauso pH reikšmė.

Elektrokoaguliacijos metodo privalumai [12]:

- nereikia cheminių koagulantų, nes tie patys junginiai yra gaunami naudojant elektros srovę;
- elektrokoaguliacijos metodu galima pašalinti daugelį rūšių teršalų, kurių nepašalintų cheminė koaguliacija;
- susidaro mažiau dumblo, todėl sumažėja dumblo utilizavimo kaina;
- procesui nereikia pasiruošimo: įjungus elektros srovės šaltinį prasideda valymo procesas.

Elektrokoaguliacijos metodo trūkumai [14]:

- elektrodai turi būti periodiškai keičiami arba regeneruojami;
- elektrokoaguliacijos veikimui būtinas tam tikras valomų nuotekų laidumas: metodas netinka valyti nuotekoms, kurių laidumas yra labai mažas;
- nuotekose, kuriose vyrauja chloridai, gali susidaryti toksiški chloro organiniai junginiai;
- ilgainiui ant katodo gali susidaryti pasyvusis sluoksnis, kuris sumažina elektros srovės pralaidumą;
- esant labai užterštoms nuotekoms gali išaugti proceso kaina.

1.4.1. Elektrokoaguliacijos procesą sąlygojantys veiksniai

Parametrai, sąlygojantys elektrokoaguliacijos veikimą yra glaudžiai susiję su proceso veikimo sąlygomis [8]. Srovės stipris ir veikimo laikas, taip pat reaktoriaus konstrukcija gali stipriai daryti įtaką nuotekų pH, šarmingumui, laidumui ir daugeliui kitų veiksnių, todėl būtina įvertinti kiekvieno parametro poveikį proceso veikimui.

1.4.1.1. Srovės tankio (stiprio) įtaka proceso veikimui

Elektros srovė yra pagrindinis elektrokoaguliacijos proceso parametras. Dažniausiai srovė apibūdinama srovės tankiu, t. y. srovės stipriu tenkančiu tam tikram elektrodo plotui, kuris lemia metalo jonų kiekį, išsiskyrusį nuo elektrodų [8]. Metalo jonų disociacija yra tiesiogiai proporcinga srovės tankiui [1]. Tačiau kai srovės tankis yra per didelis, atsiranda galimybė švaistyti elektros energiją tuščiai. Tokiu atveju būtina parinkti optimalią srovės tankio vertę, kuria būtų pasiekiamas aukščiausias išvalymo efektyvumas esant mažiausiai trukmei, nesukeliant sistemoje žymių pokyčių.

Optimalios vertės parinkimas taip pat priklauso nuo tam tikrų veiksnių tokių kaip pH, temperatūra ar vandens debitas ir lemia koagulianto susidarymą, flotacijos intensyvumą ir dribsnių struktūrą [15]. Esant aukštomis elektros srovės vertėms prasideda antrinės reakcijos, kurios panaikina dalelių krūvį ir jas išsklaido taip sumažindamos elektrokoaguliacijos efektyvumą ir elektrodų tarnavimo laiką. Kita vertus, jeigu srovės tankis per mažas, proceso veikimas sulėtėja ir efektyvumas sumažėja.

Dar vienas svarbus aspektas yra elektros srovės tipas: pastovioji ir kintamoji elektros srovė. Mokslininkų atlikta švino ir cinko šalinimo analizė parodė, kad tekant kintamajai srovei išvalymo efektyvumas yra mažesnis nei tekant pastoviajai srovei [16]. Tačiau aliekant kadmio šalinimo iš vandens analizę pastebėta, jog kintamosios srovės poveikis išvalymo efektyvumui yra nežymiai didesnis [17]. Įvertinus kintamosios srovės veikimą dažų pramonės nuotekoms valyti, išsiaiškinta, jog pastaroji pasiekė geresnę išvalymo efektyvumą nei pastovioji srovė, o energijos sąnaudos taip pat yra mažesnės, už pastoviosios srovės sąnaudas [18].

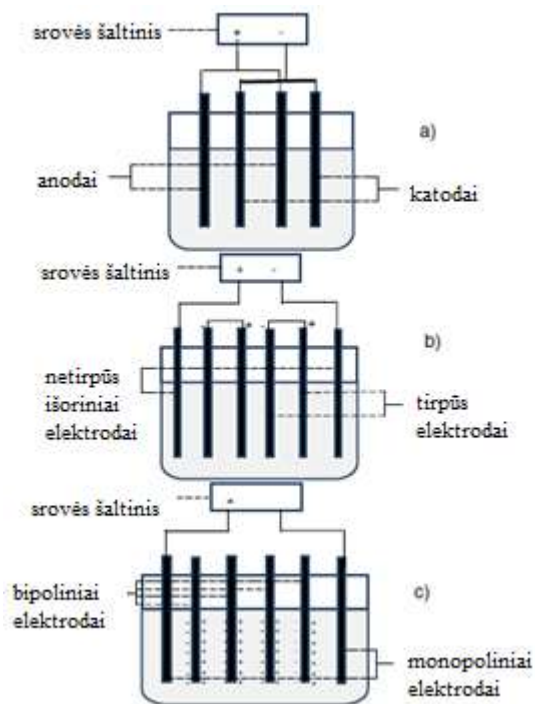
1.4.1.2. Elektrokoaguliacijos celės ir elektrodų įtaka proceso veikimui

Atstumas tarp elektrodų

Remiantis mokslininkų atliktais tyrimais, nustatyta, jog kuo mažesnis atstumas yra tarp elektrodų, tuo mažiau suvartojama elektros energijos. Esant mažesniam atstumui tarp elektrodų susidaro daugiau dujų burbuliukų, kurie padidina turbulenciją, todėl didėja masių pernaša ir greitėja reakcijos tarp išsiskyrusio koagulianto ir teršalų. Didesnis atstumas tarp elektrodų padidina pasyvaus sluoksnio susidarymą ant anodo ir mažina proceso efektyvumą [19].

Elektrodų sujungimo tipas

Elektrokoaguliacijos procesui didelę įtaką gali turėti elektrodų sujungimo būdas ir atstumas tarp vidinių elektrodų. Elektrodų sistema gali susidaryti tik iš dviejų elektrodų – katodo ir anodo – arba iš daugelio kompleksiškaai sujungtų elektrodų.



1.4 pav. Elektrodų sujungimo būdai: a) monopolinis lygiagretusis b) monopolinis nuoseklusis c) bipolinis nuoseklusis [8]

Kompleksinis elektrodų sujungimas gali būti skirstomas į monopolinius ir bipolinius elektrodus [8,20]:

- Monopoliniai lygiagrečiai sujungti elektrodai pavaizduoti 1.4 a pav. Elektrodų sistema susidaro iš katodų ir anodų, kur kiekviena pora sudaro mažą elektrolitinę celę, kuriose įtampa yra vienoda. Visas elektrokoaguliacijos reaktorius susideda iš elektrolitinių celių sujungtų lygiagrečiai.
- Monopoliniai elektrodai sujungti nuosekliai pavaizduoti 1.4 b pav. Vidiniai elektrodai sujungti poromis, neturi tiesioginio ryšio su išoriniais elektrodais. Šiuo atveju elektros srovė praeina pro elektrodus yra vienoda, o įtampa yra suminė.
- Bipoliniai elektrodai (žr. 1.4 c pav.) sujungti nuosekliai, kur išoriniai elektrodai prijungti prie pastoviosios srovės šaltinio, o vidiniai elektrodai neturi tiesioginės jungties.

Monopoliniams elektrodams reikia žemesnės įtampos ir didesnio srovės stiprio palyginus su bipoliniais elektrodais. Monopoliniai elektrodai dažniausiai yra tinkamesni kainos ir efektyvumo atžvilgiu, nes jie turi aukštą išvalymo efektyvumą ir mažesnę energijos suvartojimą [20, 21]. Bipoliniai elektrodai suvartoja gerokai daugiau elektros energijos, o jų išvalymo efektyvumas panašus kaip monopolinių elektrodų [22, 23].

Nuosekliai sujungti monopoliniai elektrodai suvartoja daugiau elektros energijos nei lygiagrečiojo sujungimo atveju. Taip yra todėl, kad ta pati srovė tenka kiekvienam sistemos komponentui, o lygiagrečiojo sujungimo atveju srovė yra padalijama visiems sistemos komponentams. Lygiagretusis sujungimas ekonominiu požiūriu yra optimaliausias variantas už nuoseklųjį sujungimo būdą.

Elektrokoaguliacinės celės konstrukcija

Celės konstrukcija veikia daug parametrų vienu metu tokių kaip debitas, dribsnių formavimasis, flotacijos/nusodinimo charakteristikas. Atlikus išsamią literatūros analizę, įvardijami trys pagrindiniai konstrukcijų bruožai [24]:

- nuolatinio ar periodinio veikimo celė. Būtina įvertinti technologijos eksploatacines galimybes ir tai, kokio tipo konstrukcija tinkamesnė kainos ir išvalymo efektyvumo atžvilgiu.
- dribsnių šalinimo iš nuotekų būdas. Šalinimo būdai gali būti du: flotacija ir nusodinimas. Flotacija vyksta, kai išsiskyrę vandenilio burbulai pagriebia dribsnius ir juos neša į paviršių, todėl esant tokiam procesui reikia įvertinti persipylimo kanalų diegimą į celės konstrukciją.

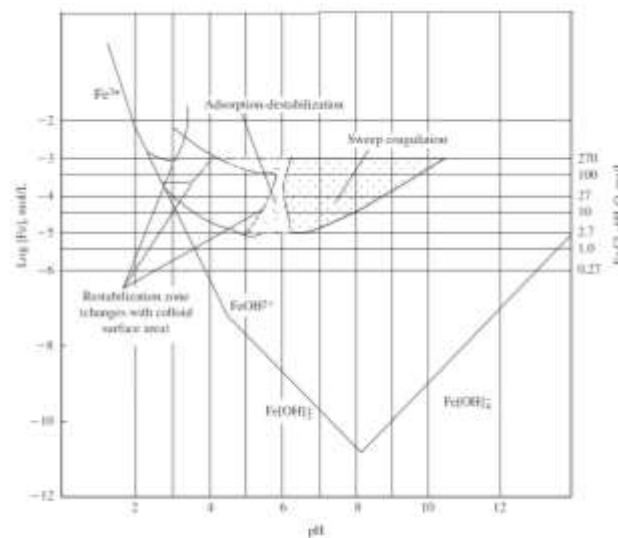
- elektrodų forma. Dažniausiai naudojami stačiakampio formos elektrodai, tačiau galima naudoti ir cilindro formos elektrodus. Jie padidina paviršiaus plotą, nuo kurio gali išsiskirti koagulianto jonai, tačiau atstumą tarp cilindro formos elektrodų nustatyti yra sudėtinga [8].

Elektros srovės tipas

Srovė, tiekama elektrokoaguliacijos celėje gali būti pastovioji arba kintamoji. Tekant pastoviai srovei atsiranda didelė tikimybė susidaryti pasyviajam sluoksniui, kuris sumažina elektrodo eksploatacijos laiką ir intensyvumą. Norint išvengti elektrodo pasyvacijos, galima į valomas nuotekas pridėti chlorido jonų arba tiesiog prijungti kintamąją srovę. Atlikti tyrimai parodė, jog kintamoji srovė pailgina elektrodų tarnavimo laiką, mažina energijos suvartojimą ir gerina išvalymo efektyvumą [1].

1.4.1.3. pH ir laidumo įtaka elektrokoaguliacijos veikimui

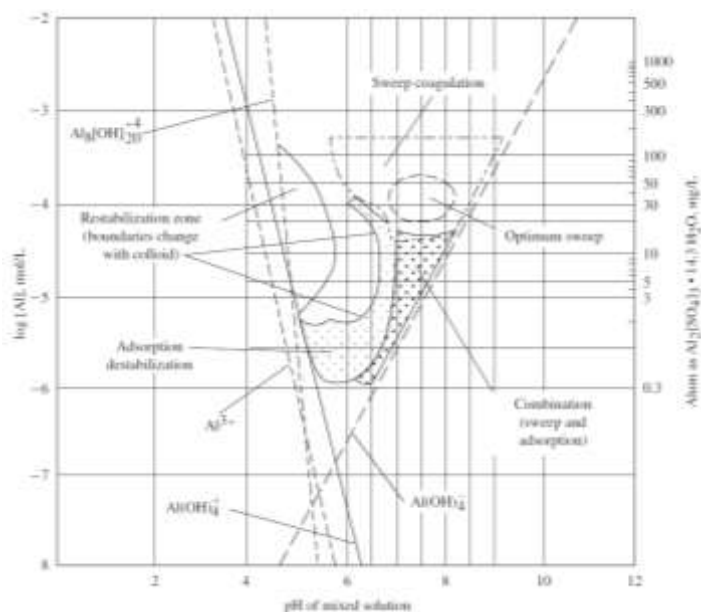
pH yra vienas iš svarbiausių faktorių, įtakančių elektrokoaguliacijos procesą dėl to, kad nuo pH priklauso kokie metalų hidroksidai susidarys proceso metu. Tai ypač svarbu koaguliacijos mechanizmui, kurio metu vyksta pagrindinis teršalų atskyrimas iš nuotekų [25]. 1.5 ir 1.6 paveiksluose pateiktos aliuminio ir geležies elektrodų principinės diagramos. Jose pavaizduotos pH ribos, kuriose vyksta atitinkamos reakcijos ir momentai, kuriuose susidaro vieni ar kiti junginiai. Būtina atsižvelgti į tai, kad elektrokoaguliacijos proceso metu pH nuolat kinta, dėl išsiskiriančio vandenilio [22,16].



1.5 pav. Geležies koaguliacijos principinė schema [19]

Elektrokoaguliacijos metu gali susidaryti divalenčiai ar trivalenčiai geležies hidroksidų jonai, kurie sudaro netirpius hidroksidus priklausomai nuo pH. Atlikus geležies junginių susidarymo analizę išsiaiškinta, kad geležies elektrolizė prasideda išsiskiriant Fe^{2+} jonams, o mažiausias pH, kuriame gali prasidėti reakcijų vyksmas yra $\sim \text{pH } 2,5$ [23]. Didėjant pH prasideda jonų krūvio destabilizavimas ir adsorbicija, kurių metu dalelės, praradusios krūvį, prilimpa prie ištirpusio koagulianto. Dėl esančio ištirpusio deguonies Fe^{2+} oksiduojasi ir virsta į Fe^{3+} , ko pasekoje hidrolizės metu susidaro netirpus geležies hidroksidas $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Pagrindinė geležies koaguliacija vyksta intervale tarp pH 6 ir 10, tačiau ištirpus tik tam tikram geležies kiekiui. Stipriai rūštinėje ar stipriai šarminėje pH aplinkoje elektrokoaguliacijos procesai vykti negali.

Atlikus vyraujančių aliuminio rūšių, esant skirtingiems pH, analizę paaiškėjo, jog esant pH mažesniau nei 3,5 daugiausia yra Al^{3+} jonų, o pH kintant nuo 4 iki 9,5 dominuoja $\text{Al}(\text{OH})_3$. Esant pH aukštesniau nei 10 susidaro $\text{Al}(\text{OH})_4^-$. Taip pat ištyrus pH įtaką ChDS šalinimui, nustatyta, kad geriausias išvalymo efektyvumas pasiekiamas kai pradinis pH vyrauja nuo 6 iki 8, o žemiausias efektyvumas – esant labai šarminai aplinkai kai pH 12. Šiais rezultatais galima pagrįsti, kad teršalus geriausiai suriša $\text{Al}(\text{OH})_3$, o $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ yra silpnas ir tirpus koaguliantas, kuris nepajėgia destabilizuoti ir surišti teršalų [26, 27].



1.6 pav. Aliuminio koaguliacijos principinė schema [19]

1.6 pav. matoma, kad optimalus pH intervalas aliuminio koaguliacijai yra gana nedidelis – nuo 7 iki 8 pH, tačiau koaguliacija gali vykti ir nuo 5,5 iki 9 pH, esant tam tikrai ištirpusiai aliuminio koncentracijai [28].

pH kitimas elektrokoaguliacijos metu

Elektrokoaguliacijos metu vyksta savaiminis pH kitimas, dėl susidarančių H^+ jonų. Atlikus mokslinės literatūros apžvalgą nustatyta, jog pH didėja ilgėjant elektrokoaguliacijos trukmei. Pradiniam pH esant mažiau už 9 jis didėjo, tačiau esant daugiau nei 9 – išliko gana pastovus [25]. pH kitimas apžvelgtas aliuminio hidroksidų susidarymu. Vykstant aliuminio hidroksidų išsėdimui yra sunaudojami hidroksido jonai, tačiau ne visi. Aliuminio katijonai gali hidrolizuotis į įvairias hidroksidų formas, tačiau dalis jų yra tirpios. Kai hidroksido jonų susidarymo norma viršija aliuminio hidroksidų išsėdimo normą, tai įtakoja hidroksido jonų perviršį ir didėjantį pH [29]. Antras paaiškinimas, kodėl gali padidėti pH, yra anglies dioksido susidarymas vykstant vandenilio burbuliukų išsiskyrimui. Taip pat mokslininkai nustatė, kad pH padidėjimas gali vykti dėl tam tikrų jonų (chloridų, sulfatų) pasikeitimo su hidroksido jonais ir kietų metalų druskų susidarymo, dėl ko padidėja hidroksido jonų koncentracija [30].

Remiantis mokslininkų atliktais tyrimais nustatyta, jog elektrokoaguliacijos metodas turi neutralizuojantį poveikį. Nustatyta, jog pradiniam pH esant žemiau 9, tirpalas tampa labiau šarminis, o daugiau 9 – rūgštinis [31].

Laidumo įtaka elektrokoaguliacijos veikimui

Efektyvus srovės stiprio veikimas priklauso nuo nuotekų laidumo. Srovės stiprio efektyvumas auga didėjant laidumui ir tuo pačiu mažėjant varžai. Laidumas mažėja didėjant proceso laikui, norint pasiekti maksimalų išvalymo efektyvumą. Dažnai laidumui padidinti naudojama NaCl druska, kuri taip pat veikia kaip inhibitorius. Cl^- jonai neleidžia susidaryti pasyviajam sluoksniui ant elektrodų ir taip prailgina efektyvųjį elektrokoaguliacijos laiką [8]. Esant aukštam elektros stipriui, Cl^- jonai gali oksiduotis į aktyvius chloro junginius, kurie gali suoksiduoti organinius teršalus bei dezinfekuoti nuotekas [32]. Normaliam elektrokoaguliacijos veikimui rekomenduojama, kad bent 20 % jonų sudarytų Cl^- anijonai.

1.5. Literatūros apžvalgos apibendrinimas

Atlikus literatūros apžvalgą nustatytos išleidžiamų teršalų ribinės vertės bei apžvelgti tradiciniai ir pažangieji nuotekų valymo metodai. Atsižvelgiant į kondensato sudėtį apžvelgti metodų privalumai ir trūkumai ir nustatyta, jog suspenduotų dalelių ir drumstumo efektyviam išvalymo laipsniui pasiekti, būtų tikslinga naudoti mechaninius ir cheminius nuotekų valymo būdus, o ChDS

ir BDS sumažinimui galima naudoti biologinius valymo metodus, tačiau siekiant alternatyvaus bei kombinuoto nuotekų valymo metodo, kurio metu būtų sunaudojama kaip įmanoma mažiau cheminių medžiagų, pasirinktas elektrokoaguliacijos metodas.

Elektrokoaguliacijos metodo principas yra panašus į dabar labai plačiai naudojamą cheminės koaguliacijos metodą, tik koaguliantas yra išgaunamas elektros srove, o ne pridedamas kaip cheminis priedas. Elektrokoaguliaciją sąlygoja daug veiksnių: elektros srovės stipris, elektrokoaguliacinės celės konstrukcija, kur labai svarbu elektrodų išsidėstymas, bei jų sujungimo tipas, taip pat pH ir laidumas, nuo kurių priklauso susidarantys junginiai ir proceso intensyvumas.

2. Metodinė dalis

2.1. Tyrimo metodika

Siekiant išsiaiškinti elektrokoaguliacijos metodo pritaikymo galimybes kondensato valymui atliekami eksperimentai, remiantis atliktais bandomaisiais tyrimais bei išsamia literatūros analize. Bandomųjų tyrimų ir literatūros apžvalgos metu pastebėta, jog proceso veikimas labai priklauso nuo kelių parametų. Tyrimas buvo suskirstytas į tris dalis:

1. Suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumo nustatymas;
2. ChDS ir BDS₇ nustatymas.
3. Mikroskopinis ir rentgeno fluorescencinės analizės nuosėdų tyrimas.

Nustatyta, jog svarbiausi parametrai veikiantys elektrokoaguliacijos procesą yra srovės stipris ir trukmė, todėl tyrimo metu nagrinėjama jų įtaka išvalymo efektyvumui. Taip pat svarbūs parametrai yra pH, elektrodų plotas, atstumas tarp jų, sujungimo tipas. Šie parametrai parinkti kaip nekintantys tyrimo metu. ChDS ir BDS₇ tyrimas atliktas norint išsiaiškinti ar metodas pasiteisintų pagal teisinį nuotekų tvarkymo reguliavimą.

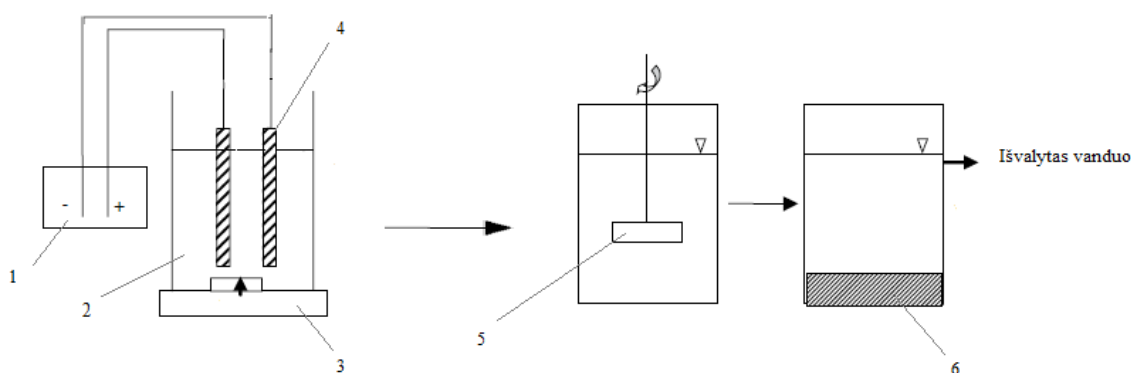
Tyrimo metu remiamasi šiomis metodikomis:

- Suspenduotų dalelių nustatymo metodika [33];
- Fizikinių dydžių (pH, laidumo, temperatūros) nustatymo metodika [34];
- ChDS ir BDS₇ nustatymo metodikos [35, 36];
- Nuosėdų analizės metodika (mikroskopinis morfologijos ir kiekybinis elementų įvertinimas).

2.1.1. Elektrokoaguliacijos aparatūros veikimo principas

Ekperimentui buvo sukonstruotas nuotekų valymo elektrokoaguliacijos stendas.

Aparatūros vaizdas pateikiamas 2.1 pav.



2.1 pav. Elektrokoaguliacijos stendo schema. 1- srovės šaltinis, 2 – stiklinė talpa, 3 – magnetinė maišyklė, 4 – elektrodai, 5 – sraigtinė maišyklė, 6 – nuosėdos.

Elektrokoaguliacijos procesas vykdomas trimis etapais:

- Elektrokoaguliacijos (pradinio dribsnių susidarymo);
- Flokuliacijos (dribsnių sulipimo į didesnius);
- Sedimentacijos (nuosėdų atskyrimo).

Elektrokoaguliacijos etapas susideda iš srovės šaltinio (1), stiklinės talpos (2), magnetinės maišyklės (3) ir pasirinktos rūšies elektrodų (4). Elektrodai, kurių bendras plotas 50 cm^2 , prijungiami prie srovės šaltinio 1,5 atstumu vienas nuo kito. Srovės pagalba metalo jonai atsiskiria nuo elektrodų sudarydami metalų hidroksidus, kurie adsorbuoja teršalus. Koaguliacijos procesui suaktyvinti nuotekos yra maišomos magnetine maišykle (5). Praėjus nustatytam laikui pereinama prie antrojo etapo – flokuliacijos. Jos metu nuotekos po elektrokoaguliacijos lėtai maišomos, norint pagerinti nuosėdų sukibimo efektyvumą ir palengvinti jų pašalinimą iš nuotekų. Paskutiniojo etapo – sedimentacijos – metu, nuosėdos (6) yra nusodinamos iš nuotekų, o švarus vanduo paimamas tolimesnei analizei.

2.1.2. Tyrimo eiga

Prieš pradėdant tyrimą reikalingas elektrokoaguliacijos stendo paruošimas. Stiklinė nuotekų talpa švariai išplaunama distiliuotu vandeniu ir išdžiovinama. Elektrodai įmerkiami į 3 M HCl tirpalą (pasyvacijos efektui sumažinti), palaikomi 3 minutes, nuplaunami distiliuotu vandeniu ir išdžiovinami. Tinkamai paruošti stendo indai užtikrina, kad proceso eigos nepaveiks nepageidaujamos priemonės.

Elektrokoaguliacijos mechanizmas vykdomas dviejų skirtingų tipų elektrodų kombinacijoms: pirmu atveju naudojami du aliuminio elektrodai, antru atveju – du geležies elektrodai. Kiekvienas elektrodas yra 25 cm² ploto, kurio išmatavimai yra 7 x 3,6 cm. 700 ml nuotekų įpilama į stiklinę talpą, o elektrodai į nuotekas panardinami 6 cm. Vienai elektrodų kombinacijai atliekama 16 eksperimentų esant keturiems skirtingiems 0,05, 0,1, 0,5 ir 1 A srovės stipriams. Kiekvienam srovės stipriui parinktos keturios skirtingos proceso trukmės nuo 10 iki 40 minučių, siekiant nustatyti optimalias srovės stiprio ir trukmės reikšmes su kuriomis būtų pasiekiamas maksimalus suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumas. Kondensato laidumas fiksuojamas siekiant įvertinti druskų koncentracijos kitimą priklausomai nuo srovės stiprio ir trukmės. Maišymo intensyvumas elektrokoaguliacijos reaktoriuje yra 400 aps/min. Flokuliacijos metu maišymo intensyvumas sumažinamas iki 100 aps/min ir tai trunka 10 minučių. 20 minučių vyksta kondensato nusodinimas. Tyrimo pastovūs ir kintamieji parametrai pateikti 2.1 lentelėje.

2.1 lentelė. Suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumo nustatymo tyrimas

I, A	T, min			pH	Tyrimo trukmė, min	Tiriamieji parametrai	Svarbiausi proceso parametrai	
	Koaguliacija	Flotacija	Nusėdimas				Pastovūs	Kintami
0,05	10	10	20	6-7	Suspenduotos dalelės Laidumas	Atstumas tarp elektrodų 1,5 cm	Elektrodų plotas 50 cm ²	Srovės stipris (tankis); Elektrodų rūšis; Trukmė.
	20							
	30							
	40							
0,1	10							
	20							
	30							
	40							
0,5	10							
	20							
	30							
	40							
1	10							
	20							
	30							
	40							
Suminis eksperimentų laikas: 580 min								
B viso eksperimentų: 16								

Šis tyrimas atliekamas dviems elektrodų kombinacijoms, todėl iš viso bus atlikti 32 eksperimentai, kurių metu nustatytas suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumas aliuminio ir geležies elektrodais prie tam tikrų sąlygų.

Žinant srovės stiprio, trukmės ir pH vertes, kurioms esant išvalymo efektyvumas yra didžiausias, atliekamas antrasis eksperimento etapas – ChDS ir BDS₇ nustatymas. Jų atlikimo metodikos yra skyrelyje 2.2.5. Kadangi ChDS ir BDS₇ santykis išvalytame kondensate negali būti didesnis nei 3, būtina įvertinti jų koncentracijas. Pastovūs ir kintami parametrai ChDS ir BDS₇ nustatymui pateikti 2.2 lentelėje.

2.2 lentelė. ChDS ir BDS₇ nustatymo išvalytame kondensate tyrimas

Pastovūs parametrai	T, min			Fiksuojami parametrai
	Koaguliacija	Flokuliacija	Nusėdimas	
Srovės stipris (tankis); Elektrodų rūšis; Trukmė; Maišymas 400 aps/min; Nuotekų tūris; Elektrodų plotas; Atstumas tarp elektrodų; Elektrodų sujungimo būdas; pH	(optimaliai nustatyta vertė)	10 (50 – 100 aps/min)	20	BDS ChDS

2.2. Parametrų nustatymo metodologija

2.2.1. Suspenduotų dalelių nustatymo metodika

Suspenduotų dalelių koncentraciją galima nustatyti dviem būdais: gravimetriniu ir fotometriniu. Gravimetrinio metodo esmė yra filtro popieriaus svėrimas prieš filtravimą ir po filtravimo. Gravimetriniam suspenduotų dalelių nustatymo metodui naudojama Biuchnerio kolba su pritaikytu Biuchnerio piltuvu. Biuchnerio kolboje yra atšaka, skirta prijungti vakuuminiam siurbliui. Vakuomo pagalba 200 ml kondensatas filtruojamas per Biuchnerio piltuvą, ant jo uždėjus filtro popierių. Perfiltravus kondensatą filtro popierius džiovinamas 105 °C temperatūros džiovinimo krosnyje.

Prieš eksperimentą ir po jo filtro popierius pasveriamas ir fiksuojama jo masė. Suspenduotų dalelių koncentraciją galima apskaičiuoti pagal lygtį:

$$x = \frac{(m_2 - m_1) \times 1000}{V} \quad (2.1)$$

Čia: m_2 – filtro popieriaus masė po džiovinimo; m_1 – filtro popieriaus masė prieš džiovinimą; V – filtruojamas tūris.

Antrasis metodas suspenduotų dalelių koncentracijai nustatyti yra fotometrinis. Tam naudojamas Spektrofotometras HACH DR 3900, kuris pavaizduotas 2.2 pav. 500 ml mėginio gerai sumaišoma ultragarsinėje vonelėje ir 10 ml įpilama į švarią kiuvetę. Nustatoma suspenduotų dalelių nustatymo programa ir po kelių sekundžių ekrane pasirodo suspenduotų dalelių koncentracija prieš tai atlikus matavimą su distiliuotu vandeniu. Tyrimas atliekamas 3 kartus.



2.2 pav. Spektrofotometras HACH DR 3900

2.2.2. Laidumo, pH ir temperatūros nustatymo metodika

Laidumas, pH ir temperatūra matuojami tiesioginiu metodu HACH HQ40d multimetru (2.3 pav.) su dviem skirtingais elektrodais.



2.3 pav. HACH HQ40d multimetras, skirtas laidumo, pH ir temperatūros matavimams

Laidumo matavimui naudojamas CDC401 elektrodas. Prieš pradėdant eksperimentą elektrodas nuplaunamas distiliuotu vandeniu ir patalpinamas į indą su tiriamuoju mėginiu. Tuomet 1 minutę lėtai maišant nustatinėjamas laidumas. pH matavimui naudojamas pH101 elektrodas. Jis

taip pat nuplaunamas distiliuotu vandeniu. Įdėjus elektrodą į indą su tiriamuoju mėginiu jis lėtai maišomas ir nustatinėjama pH reikšmė. Temperatūra fiksuojama abiem elektrodais.

2.2.3. ChDS ir BDS₇ nustatymo metodika

Cheminio deguonies (ChDS) ir biocheminio deguonies suvartojimo (BDS₇) nustatymas paremtas normatyviniais dokumentais ir standartais:

- LAND 83-2006 „Vandens kokybė. Cheminio deguonies suvartojimo nustatymas“
- LAND 47-2:2007 „Vandens kokybė. Biocheminio deguonies suvartojimo per n parų (BDS_n) nustatymas. 2 dalis. Neskiestų mėginių metodas“.
- LST EN 25813:1999 „Vandens kokybė. Ištirpusio deguonies nustatymas. Jodometrinis metodas“
- LST ISO 6060:2003 „Vandens kokybė. Cheminio deguonies suvartojimo nustatymas“.

Tyrimai atliekami po 2 ėminių kiekvienam mėginiui, siekiant užtikrinti tyrimų tikslumą. Mėginio ChDS vertė mgO₂/L nustatoma kaitinant mėginį dvi valandas su stipriu oksidatoriumi – kalio bichromatu. Oksiduojami organiniai junginiai reaguoja su bichromato jonais (Cr₂O₇²⁻) taip mažindami jų koncentraciją, vyksta chromo redukcija iki trivalenčio chromo (Cr₃₊) jonų. Pasibaigus reakcijai mėginys atšaldomas iki kambario temperatūros ir įlašinus 3 lašus feroino indikatoriaus titruojamas 0,12 M amonio-geležies (II) sulfato tirpalu. Mėginio BDS₇ vertė mgO₂/l nustatinėjama praėjus septynioms inkubacijos paroms. Šarminėje terpėje mangano (II) hidroksidas reaguoja su ištirpusiu mėginio deguonimi ir sudaro mangano (IV) hidroksidą, kuris nusėda rudų nuosėdų pavidalu. Parūgštinus mėginį nuosėdos ištirpsta, o išsiskyre mangano (III) jonai oksiduoja jodido jonus iki jodo. Išsiskyre jodo kiekis yra ekvivalentiškas ištirpusiam deguoniui ir titruojamas natrio tiosulfato tirpalu.

ChDS ir BDS₇ nustatomi po valymo, tam kad įsitikinti jog tiriamojo metodo metu gauti rezultatai neviršys kritinės ribos, reglamentuojamos teisės aktuose.

2.2.4. Geležies ir aliuminio nustatymo metodika

Geležies ir aliuminio koncentracijų kondensate nustatymas atliekamas pagal spektrofotometro gamintojo HACH sudarytą metodiką (žr. 1 ir 2 priedas), siekiant identifikuoti pradinį kondensato užterštumą bei koncentracijas po išvalymo. Tyrimui atlikti naudojamas spektrofotometras HACH DR3900 bei LCK 301 testinės kiuvetės ir reagentai.



2.4 pav. Aliuminio ir geležies koncentracijų nustatymo priemonės

Geležies nustatymo eiga

10 ml kondensato įpilama į kiuvetę ir ir suberiami reagentai. Kondensatas gerai išmaišomas ir paliekamas 5 minutėms kol pilnai įvyksta reakcija. Įvykus reakcijai, kiuvetė įstatoma į spektrofotometrą, nustatoma funkcija „FerroVer“ ir mėginys analizuojamas apie 3 minutes. Reikšmė, pasirodžiusi spektrofotometro ekrane, pateikiama mg/l.

Aliuminio nustatymo eiga

Į testinę aliuminio kiuvetę įlašinama 3 ml kondensato, 2 ml tirpalo A (pagal gamintojo metodą) ir įberiamas vienas šaukštas medžiagos B. Viskas gerai išmaišoma ir paliekama 25 minutėms, kad pilnai įvyktų reakcija. Praėjus reakcijos laikui kiuvetė dedama į spektrofotometrą ir parinkus funkciją „Aluminum“ matuojamas aliuminio kiekis mg/l.

2.2.5. Nuosėdų tyrimo metodika

Elektrokoaguliacijos metu susidariusios nuosėdos analizuojamos siekiant išsiaiškinti jų sandarą bei elementinę sudėtį, nuo kurios priklauso tolimesnis nuosėdų apdorojimo/šalinimo būdas. Morfologinė nuosėdų sandara analizuojama mikroskopu OPTIKA B-500tiph. Prietaisas susietas su kompiuterio programa, kuria galima reguliuoti mikroskopo parametrus bei užfiksuoti norimą morfologinį vaizdą.

Kiekybinė ir kokybinė nuosėdų analizė atlikta rentgeno spindulių fluorescencijos spektrometru TIGER S 8 pagal gamintojo nurodymus. Tai yra didelio efektyvumo ir aukšto tikslumo prietaisas, kurio veikimo principas paremtas rentgeno spindulių emisija iš medžiagų, kuri sužadinama apšviečiant medžiagas rentgeno ar gama spinduliais.



2.5 pav. Nuosėdų analizės prietaisai: rentgeno spindulių fluorescencijos spektrometras TIGER S 8 ir mikroskopas OPTIKA B – 500tiph.

3. Tyrimo rezultatai

3.1. Pirminis kondensato įvertinimas

Siekiant išsiaiškinti kondensato savybes ir užterštumo lygį atliktas pirminis nevalyto kondensato įvertinimas, kuris pateiktas 3.1 lentelėje. Kondensato tyrimams pasirinkta Kauno miesto katilinė. Kondensato mėginiai paimti iš vamzdyno, kuriuo teka kondensatas iš kondensacinio ekonomaizerio į kondensato valymo sistemą, ir laikomi 4° C temperatūroje iki tyrimų pradžios.

3.1 lentelė. Prieš valymą paimto kondensato pirminis įvertinimas

Parametras	Vertė	Matavimo vienetai	Tyrimo metodai
Suspenduotos dalelės	198 201	mg/l mg/l	Spektrofotometrinis Gravimetrinis
Laidumas	824	μS/cm	Tiesioginis
pH	6,2	-	Tiesioginis
Geležies kiekis	1,69	mg/l	Spektrofotometrinis
Aliuminio kiekis	0,122	mg/l	Spektrofotometrinis
Kietumas	2,4	mgekv/l	Titrimetrinis
BOA (bendroji organinė anglis)	neaptikta		BOA analizatorius
ChDS	17	mgO ₂ /l	
Temperatūra	35	°C	Tiesioginis

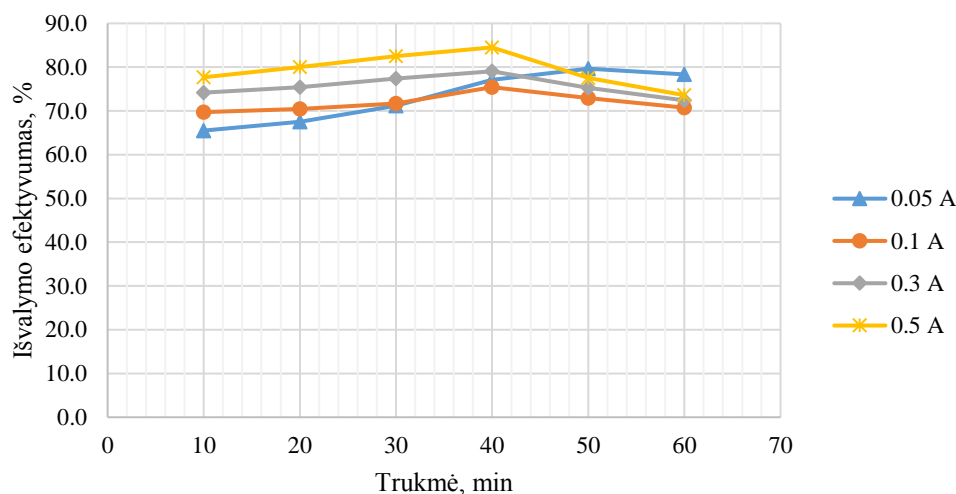
Nustatyta, kad nevalytas kondensatas turi gana aukštą suspenduotų dalelių (200 mg/l) ir geležies (1,69 mg/l) koncentraciją, o tai įrodo drumsta rusva kondensato spalva (žr. 3.1 pav.). Išmatavus kondensato laidumą nustatyta, kad vyrauja nemažos druskų koncentracijos, kurios atlieka laidininko funkcijas elektrokoaguliacijos metu. Organinių junginių kondensate neaptikta, todėl, kad technologinė vandens sistema yra uždara ir neturi sąlyčio su organinėmis medžiagomis užterštais paviršiais.



3.1 pav. Nevalytas kondensatas

3.2. Srovės stiprio, proceso trukmės ir elektrodo tipo įtakos suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumui įvertinimas

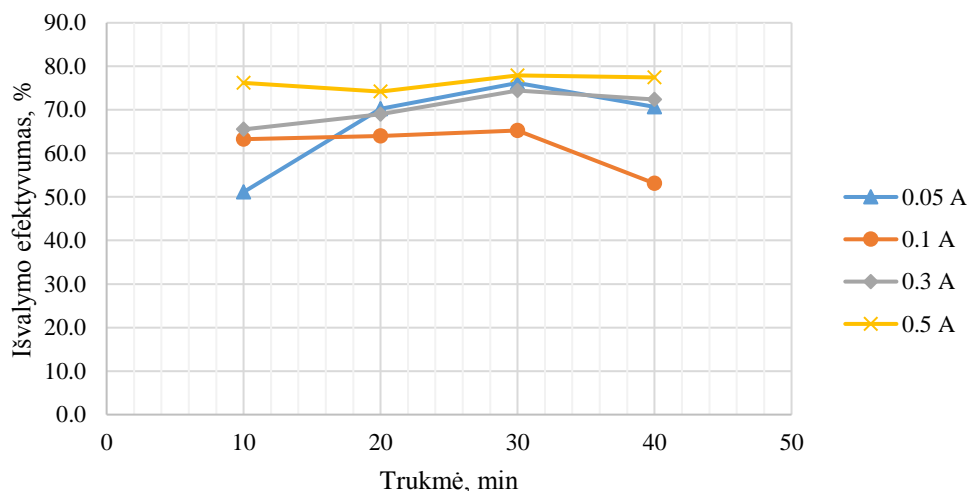
Suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumo tyrimas buvo atliktas esant dviejoms elektrodų kombinacijomis. Pirmuoju atveju, naudojant aliuminio elektrodus (3.2 pav.), aukščiausias nuotekų išvalymo efektyvumas 84,5 % buvo pasiektas tekant 0,5 A stiprio srovei 40 minučių, tačiau susidarė didelis kiekis nuosėdų, kuriose išsėdo daug aliuminio ir įvairių druskų. Puros, šviesios nuosėdos sudarė 5,5 cm storio sluoksnį, o tai yra beveik pusė tūrio nuotekų su kuriomis atliekamas bandymas. Panašus išvalymo efektyvumas 79,7% buvo pasiektas tekant 0,05 A stiprio srovei 50 minučių, tačiau šiuo atveju susidarė žymiai mažiau dumblo ir nusodintų suspenduotų dalelių sluoksnis yra proporcingas prieš tai buvusių skendinčių medžiagų kiekiui. Ilgėjant proceso trukmei išvalymo efektyvumas didėja iki tam tikros ribos, po kurios jis pradeda mažėti, dėl per didelių metalo dozių. [37] Dauguma atliktų analizių parodė, kad optimali proceso trukmė iki kurios gali didėti išvalymo efektyvumas yra 60 minučių, tuo metu kondensato valymo tyrimų rezultatai parodė kiek mažesnę – 30-40 minučių trukmę. [24]



3.2 pav. SS išvalymo efektyvumo priklausomybė nuo srovės stiprio ir trukmės aliuminio elektrodais

Antruoju atveju, naudojant geležies elektrodus, išvalymo efektyvumas yra mažesnis nei aliuminio atveju (3.3 pav.). Didžiausias išvalymo efektyvumas šiuo atveju pasiektas iki 77,9 % tekant 0,5 A stiprio srovei 30 minučių, tačiau naudojant geležies elektrodus vyksta šalutinės reakcijos ir susidaro geležies hidroksidai, kurie suteikia spalvą. Šių reakcijų vyksmas priklauso nuo nuotekų pH, kuris kinta priklausomai nuo susidarančių OH jonų. [37] Panašus išvalymo

efektyvumas 76,2 pasiektas 0,05 A stiprio srove per 30 minučių, tačiau šiuo atveju kondensatas taip pat įgavo spalvą.



3.3 pav. SS išvalymo efektyvumo priklausomybė nuo srovės stiprio ir trukmės geležies elektrodais

Valant odos apdirbimo nuotekas nustatyta, jog didesnis išvalymo efektyvumas, 86,2%, pasiekiamas geležies elektrodų kombinacija, o aliuminio elektrodais pasiekiamas panašus, tačiau kiek mažesnis – 85,5 % išvalymo efektyvumas, tačiau tuo metu maisto pramonėje elektrodų porą parinkus kaip geležies ir aliuminio kombinaciją išvalymo efektyvumas pasiektas 99,7% [1]. Maisto pramonėje suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumas pasiektas iki 99 % leidžiant mažo stiprio elektros srovę ir ilginant proceso trukmę, todėl galima teigti, jog norint gauti kuo didesnę suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumą reikia parinkti kuo mažesnio stiprio elektros srovės tam tikram laiko intervalui, tačiau tai negarantuoja, kad kitos rūšies teršalai bus išvalyti efektyviai [1,42]. Atlikus aliejaus išgavimo nuotekų valymą elektrokoaguliacija, gautas suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumas yra 99 %, tačiau ši vertė pasiekta valant nuotekas 60 minučių ir leidžiant 1,5 A stiprio srovę, o tai yra 3 kartus didesnė vertė už kondensato tyrimo metu tekančios srovės maksimalią vertę ir tai įrodo, kad išvalymo efektyvumas priklauso nuo nuotekų užterštumo lygio [38].

3.3. Optimalių proceso parametrų nustatymas

Optimalių proceso parametrų analizė padalinta į tris dalis: elektrodo suvartojimo, elektros energijos suvartojimo ir dumblo susidarymo skaičiavimus. Tai ypač svarbu modeliuojant kuo efektyvesnes technologijas.

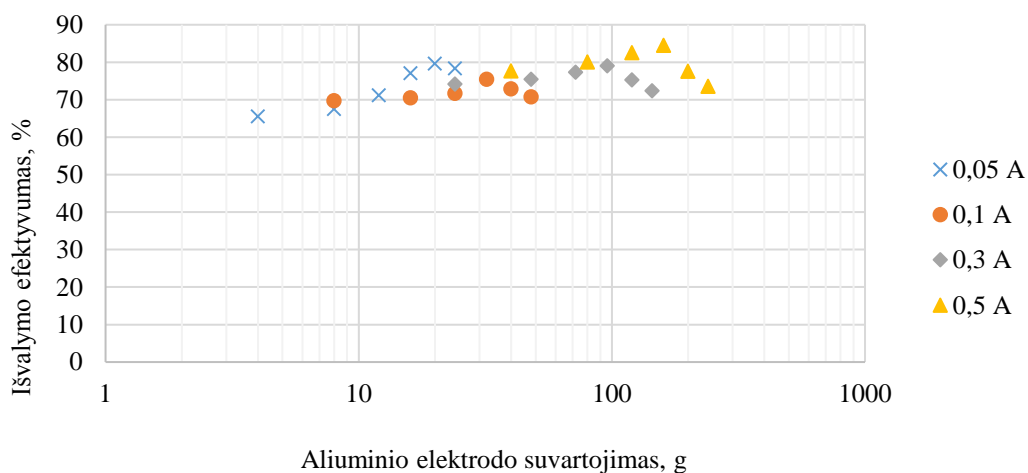
Elektrodo suvartojimo įtaka SS išvalymo efektyvumui

Elektrokoaguliacijos metu išsiskyręs metalo kiekis priklauso nuo srovės stiprio bei trukmės ir gali būti apskaičiuotas pagal Faradėjaus dėsnį:

$$w = \frac{itM}{ZnFV}, g/m^3 \quad (3.1)$$

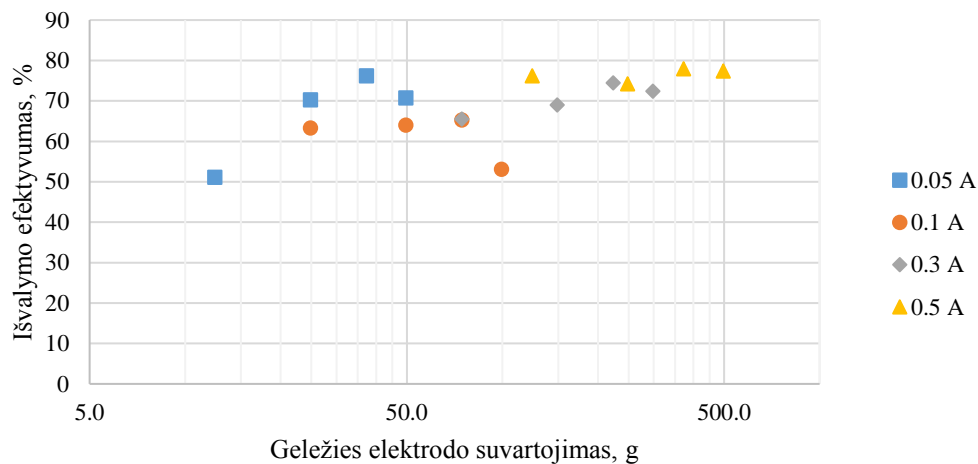
Čia: w – išsiskyręs metalo kiekis, g; i – srovės stipris, A; t – proceso trukmė, s; M – molekulinė masė; Z – elektronų skaičius; F – Faradėjaus konstanta, C/mol; V – nuotekų tūris, m^3 .

3.4 pav. pavaizduota suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumo ir elektrodo suvartojimo priklausomybė esant aliuminio elektrodams, iš kurios matoma, jog proceso pradžioje kylant išvalymo efektyvumui didėja ir išsiskiriančio metalo kiekis, tačiau iki tam tikros ribos. Pavyzdžiui, metalo kiekis $8 g/m^3$, išsiskyręs tekant 0,05 A stiprio srovei 20 minučių ir 0,1 A stiprio srovei 10 minučių yra vienodas, o šiuo atveju atitinkamai pasiekiami panašūs 67,5 % ir 69,7 % išvalymo efektyvumai. Tačiau visiškai skirtingi išvalymo efektyvumai pasiekiami, kai metalo kiekis kondensate yra $119,8 g/m^3$ tekant 0,3 A stiprio srovei 50 minučių ir 0,5 A stiprio srovei 30 minučių, kur išvalymo efektyvumai atitinkamai yra 75,3 % ir 82,5 %.



3.4 pav. Išvalymo efektyvumo ir aliuminio elektrodo suvartojimo priklausomybė esant skirtingiems srovės stipriams

Valant kondensatą geležies elektrodais metalo išsiskiria kur kas daugiau nei aliuminio elektrodų atveju (3.5 pav.). Tekant 0,05 A stiprio srovei 10 minučių ištirpęs aliuminis sudarė $4 g/m^3$, o tuo tarpu geležies išsiskyrė trigubai daugiau – $12,1 g/m^3$. 3.4 pav. matyti, kad kylant išvalymo efektyvumui didėja ir elektrodo suvartojimas iki tam tikros ribos. Daugiausiai aliuminio ($239,7 g/m^3$) ištirpo tekant 0,5 A stiprio srovei 60 minučių, o didžiausia ištirpusios geležies dalis – net $496,2 g/m^3$ – pasiektas tekant 0,5 A 40 minučių.



3.5 pav. Išvalymo efektyvumo ir geležies elektrodo suvartojimo priklausomybė esant skirtingiems srovės stipriams

Iš 3.4 ir 3.5 pav. pavaizduotų duomenų galima matyti, kad kylant srovės stipriui arba ilgėjant proceso trukmei smarkiai didėja metalo suvartojimas, o to priežastis greitesnis metalo jonų tirpimas nuo elektrodo. Tai įrodo tyrimas, atliktas tekstilės nuotekų valymui, kai geležies elektrodo suvartojimo diagramoje matomas staigus metalo suvartojimo kilimas didėjant elektros srovės stipriui ir trukmei. [39] Taip pat labai svarbus elektrodo suvartojimui parametras yra metalo, iš kurio pagamintas elektrodas, rūšis bei nuotekų laidumas. Mokslininkų atlikti tyrimai įrodė, jog didėjant nuotekų laidumui mažėja suvartojamo metalo bei elektros energijos kiekis. Taip pat kuo didesnė metalo molinė masė, tuo sparčiau jis tirps. [12]

Elektros energijos suvartojimo įtaka SS išvalymo efektyvumui

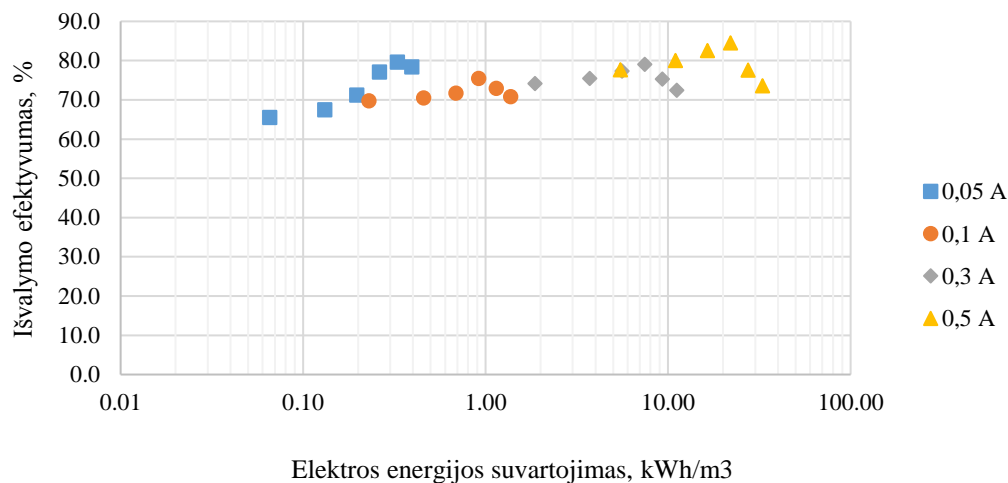
Elektros energijos suvartojimas nustatomas kWh/m³ kondensato išvalyti. Jis apskaičiuojamas pagal formulę:

$$E = \frac{UIt}{V}, kWh/m^3 \quad (3.2)$$

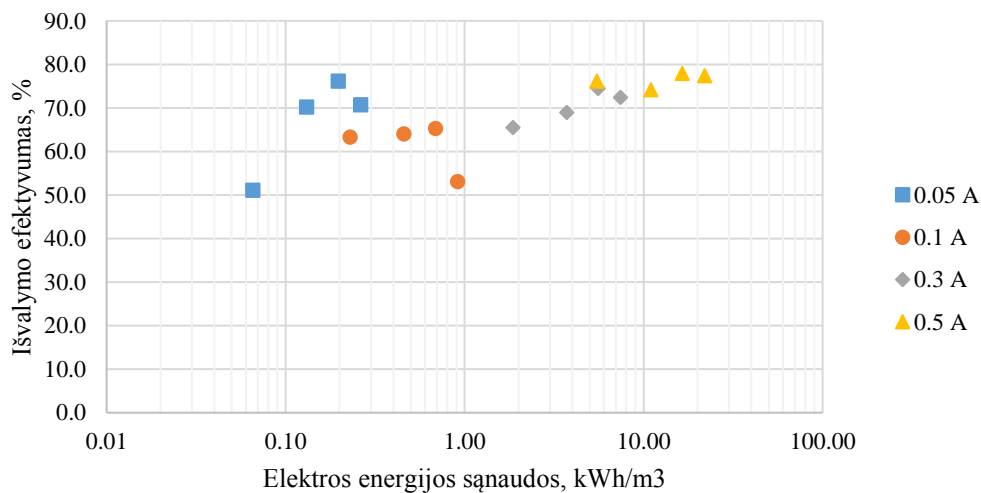
Čia: E – elektros energijos suvartojimas, kWh/m³; U – įtampa, V; I – srovės stipris, A; t – trukmė, min; V – nuotekų tūris, m³.

3.6 ir 3.7 pav. pavaizduota suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumo ir elektros energijos sąnaudų priklausomybė esant skirtingoms elektrodų kombinacijoms. Pats aukščiausias elektros energijos suvartojimas tyrimo metu buvo pasiektas iki 32,9 kWh/m³ kondensato išvalyti. Elektros energijos suvartojimo ir trukmės priklausomybė abiejoms elektrodų kombinacijoms yra vienoda, tačiau suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumas skiriasi esant vienodam elektros energijos

suvartojimui. Pavyzdžiui, tekant 0,05 A stiprio elektros srovei 10 minučių, aliuminio elektrodais pasiektas išvalymo efektyvumas yra 65,5 %, o geležies elektrodais – 51,1 %, tačiau abiem atvejais suvartota elektros energija siekia 0,07 kWh/m³. Išaugus elektros energijos sąnaudoms išvalymo efektyvumas abiem atvejais suvienodėja: suvartojus 5,48 kWh/m³ elektros energijos, išvalymo efektyvumas aliuminio elektrodais pasiektas 77,7 %, o geležies elektrodais – 76,2 %.



3.6 pav. SS išvalymo efektyvumo ir elektros energijos sąnaudų priklausomybė aliuminio elektrodams



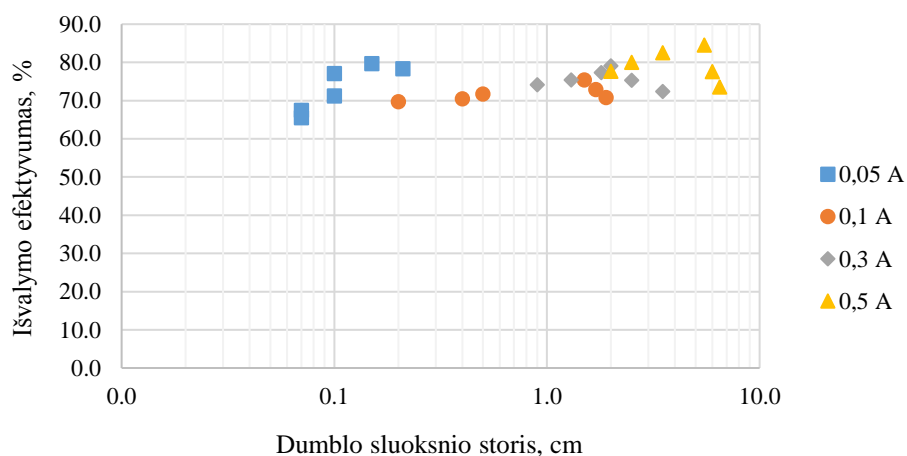
3.7 pav. SS išvalymo efektyvumo ir elektros energijos sąnaudų priklausomybė geležies elektrodams

Pagrindiniai parametrai, darantys įtaką elektros energijos suvartojimui yra įtampa, srovės stipris, proceso trukmė ir laidumas. Šiems parametrams didėjant, didėja ir elektros energijos suvartojimas [37]. Tačiau nustatyta, jog esant dideliame nuotekų laidumui elektros energijos sutaupoma kelis kartus daugiau, dėl to, kad išvengiama pasyviojo sluoksnio, ant katodo,

susidarymas [1]. Remiantis atliktais tyrimais, nustatyta, jog optimalus elektros energijos suvartojimas, valant maisto pramonės nuotekas, svyruoja nuo 0,83 iki 4,3 kWh/m³, o suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumas siekia 85 – 93 %. Suspenduotų dalelių išvalymui aliejaus gamybos nuotekose suvartojama 3,25 kWh/m³, tačiau išvalymo efektyvumas pasiekamas tik 48 % [38]. Kondensato valymo metu nustatyta optimali elektros energijos suvartojimo vertė pagal suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumą yra 0,33 kWh/m³, valant aliuminio elektrodais, o SS išvalymo efektyvumas yra 79,7 %, ir 0,2 kWh/m³, valant geležies elektrodais, o SS išvalymo efektyvumas yra 76,2 %.

Elektrokoaguliacijos metu susidariusio dumblo analizė

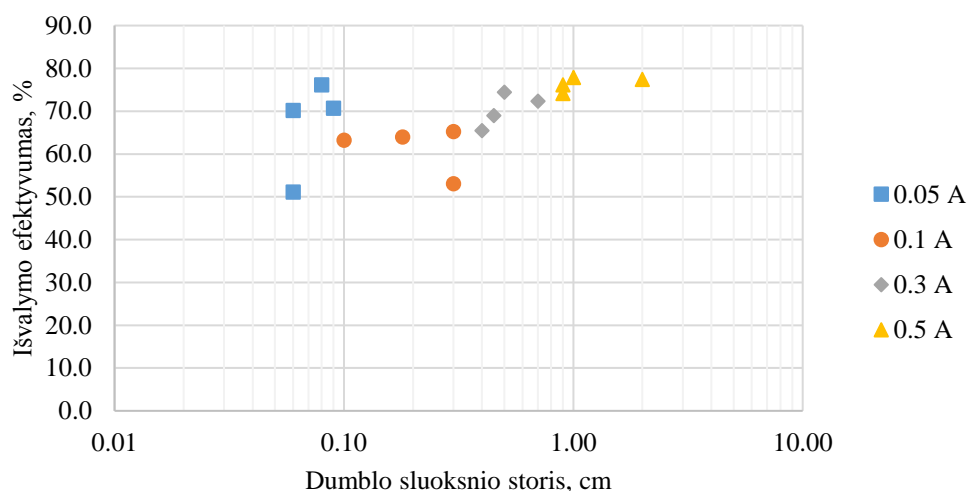
Kondensato nuosėdų susidarymas prasideda nuo pirminio išjudintų dalelių sukibimo. Šio proceso metu vyksta greitas didelių, porėtos stuktūros flokulų augimas, kuris po kurio laiko tampa dar intensyvesnis. Flokulų augimui didelę įtaką daro koagulianto koncentracija ir maišymas. Kuo didesnė koagulianto dozė, tuo flokulų dydis ir augimo greitis didėja, tačiau greitinant maišymo intensyvumą galima išskaidyti flokules, kurios turės kompaktiškesnę struktūrą ir užims mažiau tūrio [40].



3.8 pav. Išvalymo efektyvumo ir susidariusio dumblo sluoksnio storio priklausomybė valant aliuminio elektrodais

3.8 pav. pavaizduota išvalymo efektyvumo ir susidariusio dumblo sluoksnio storio priklausomybė valant aliuminio elektrodais. Iš diagramos matoma, jog didėjant išvalymo efektyvumui didėja ir susidarančio dumblo kiekis, kadangi suspenduotos dalelės išsėda taip sudarydamos dumblo sluoksnį. Pavyzdžiui, tekant 0,05 A stiprio srovei 20 minučių, išvalymo efektyvumas pasiekiamas 67,5 %, o po dar 20 minučių išvalymo efektyvumas išauga iki 77,1 %. Tačiau pasiekus tam tikrą pusiausvyrą, tirpdamas metalas ne tik adsorbuoja teršalus, bet pradeda

išsėsti druskų pavidalu, todėl sparčiai auga susidarančio dumblo sluoksnio storis bei mažėja suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumas. Tai priklauso nuo išsiskyrusio metalo kiekio ir srovės stiprio. [40] Tekant 0,5 A stiprio srovei 50 minučių susidarančio dumblo kiekis yra 0,2 cm, o išvalymo efektyvumas pasiekiamas iki 79, 7%. Beveik toks pat išvalymo efektyvumas (80 %) pasiekiamas tekant 0,5 A stiprio srovei 20 minučių, tačiau susidariusio dumblo sluoksnio storis yra gerokai didesnis – 2,5 cm.



3.9 pav. Išvalymo efektyvumo ir susidariusio dumblo sluoksnio storio priklausomybė valant geležies elektrodais

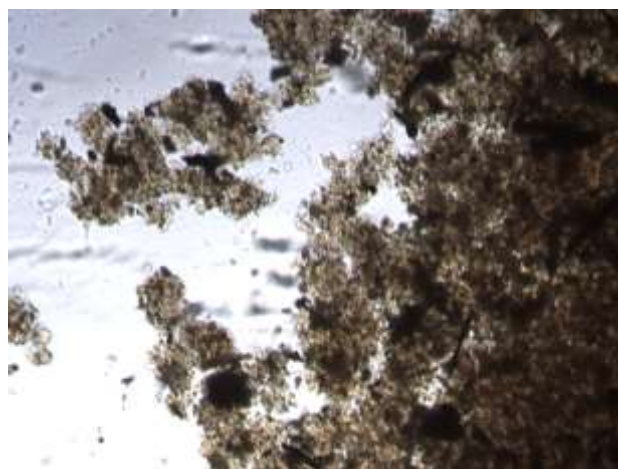
Išvalymo efektyvumo ir dumblo sluoksnio storio priklausomybė valant geležies elektrodais pavaizduota 3.9 pav. Susidaręs dumblo sluoksnis yra kelis kartus mažesnis nei valant aliuminio elektrodais. Pavyzdžiui, tekant 0,5 A stiprio srovei 40 minučių aliuminio elektrodų atveju susidariusio dumblo sluoksnio storis yra 5,5 cm, o tuo tarpu geležies elektrodų atveju - 2 cm. Kadangi geležies ištirpsta žymiai daugiau negu aliuminio, todėl išvalytas kondensatas yra žalsvos spalvos (dėl geležies oksidų susidarymo) ir susidaro mažiau dumblo [40].

Atlikus nuosėdų mikroskopinę analizę (3.10 ir 3.11 pav.) buvo nustatyta jų morfologinė sandara valant aliuminio ir geležies elektrodais. Iš mikroskopo nuotraukų matyti, jog valant kondensatą aliuminio elektrodais susidariusios nuosėdos yra amorfinės ir sudarytos iš smulkių flokulijų (3.10 pav.). Remiantis atliktais mokslininkų tyrimais galima teigti, jog kuo mažesnis yra flokulijų dydis, tuo sunkiau jas išardyti taip garantuojant, jog smulkios flokulės nesuirs į dar smulkesnes ir nesukels pakartotinės kondensato taršos [40]. Valant kondensatą aliuminio elektrodais susidarė smulkios, kompaktiškos, su daug oro tarpelių flokulės, kurių elementinė sudėtis pavaizduota 3.12 pav.



3.10 pav. Nuosėdų morfologinė sandara valant aliuminio elektrodais

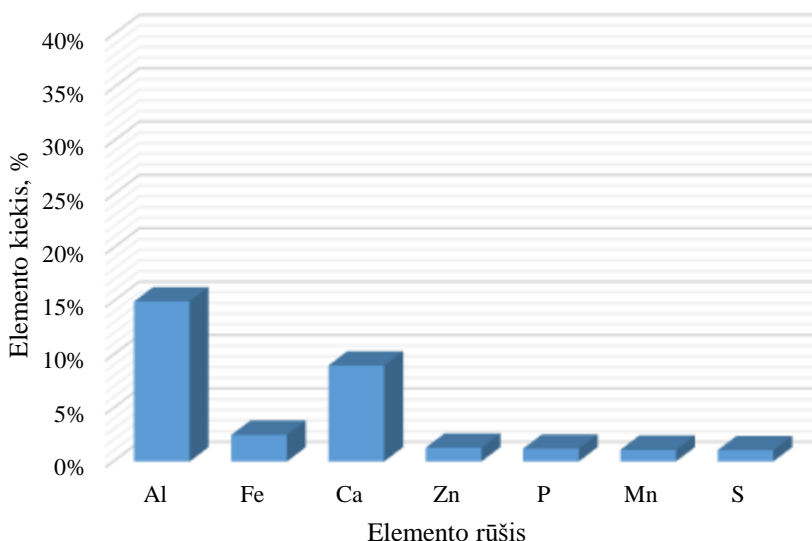
Susidariusių nuosėdų flokulės, valant geležies elektrodais, yra gerokai stambesnės, porėtos struktūros ir žymiai lengviau suardomos nei aliuminio elektrodais gautos nuosėdos (3.11 pav.). Atlikti tyrimai parodė, jog stambios flokulės, veikiant šlyties jėgoms, dažniausiai gali būti suardomos negrįžtamai [41].



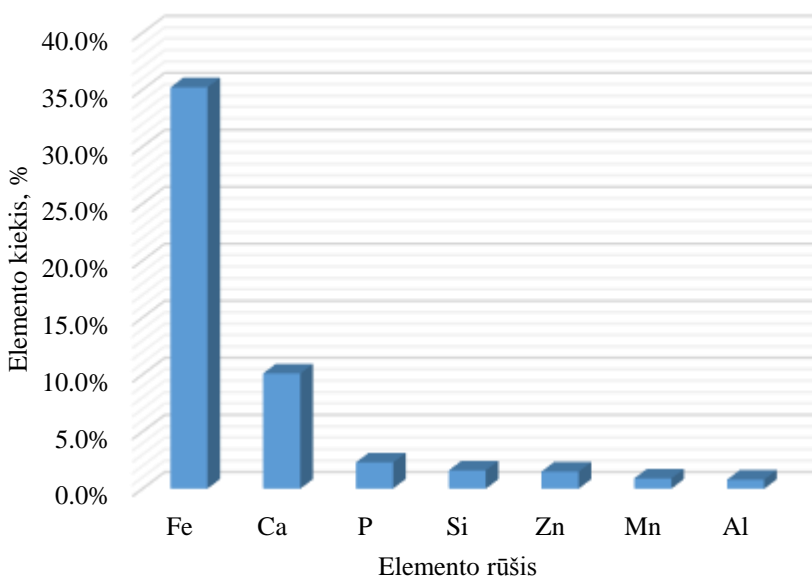
3.11 pav. Nuosėdų morfologinė sandara valant geležies elektrodais

Atlikus rentgeno spindulių fluorescencinę analizę, nustatyta nuosėdų elementinė sudėtis (žr. 3.12 ir 3.13 pav.). Diagramose matyti, kad didžiausią dalį nuosėdų sudaro tas elementas, iš kurio pagamintais elektrodais buvo valytas kondensatas, t.y. aliuminio elektrodų veikimo metu į nuosėdas iškrito daugiausia aliuminio junginių, o geležies elektrodų veikimo metu - daugiausia geležies junginių, tačiau jų kiekiai skiriasi - geležies kiekis nuosėdose yra kelis kartus didesnis nei aliuminio. Valant aliuminio elektrodais, susidariusiose nuosėdose, yra 15 % aliuminio ir 9 % kalcio, kuris į nuosėdas pateko vandens kietumo druskų pavidalu (žr. 3.12 pav.). Geležies elektrodų veikimo metu susidariusių nuosėdų sudėtyje yra 35,2 % geležies, o kalcio - 10,1 %, kuris taip pat

nusėdo kietumo druskų pavidalu (žr. 3.13 pav). Kietumo druskų išsėdimas taip pat užfiksuotas matuojant kondensato laidumą: didėjant srovės stipriui ir ilgėjant trukmei kondensato laidumas mažėja. (žr. 3 ir 4 PRIEDAS).



3.12 pav. Aliuminio elektrodų veikimo metu susidariusių nuosėdų elementinė analizė



3.13 pav. Geležies elektrodų veikimo metu susidariusių nuosėdų elementinė analizė

Kitų elementų vyravimas diagramose nurodo lakiųjų pelenų sudėtį, kurie susidaro deginant medieną ir į kondensatą patenka valant dūmus. Paprastai 0,05 – 0,3 μm dydžio lakiųjų pelenų sudėtyje yra randama nedidelė dalis sunkiųjų metalų, tokių kaip cinkas. Didesnio dydžio lakiuose pelenuose randama mangano, fosforo, sieros ir silicio. [42]

3.4. ChDS ir BDS₇ rodiklių nustatymas išvalytame kondensate

Norint išleisti kondensatą į nuotakyną, jis turi atitikti tam tikrus reikalavimus, o vienas iš jų – ChDS/BDS₇ santykis, kuris negali viršyti 3. BDS₇ ir ChDS tyrimai buvo atlikti geležies ir aliuminio elektrodais išvalytam kondensatui. Rezultatai pateikti 3.2 lentelėje.

Kondensatas	BDS ₇ , mgO ₂ /l	ChDS, mgO ₂ /l
Išvalytas aliuminio elektrodais	Nenustatyta	12,5
Išvalytas geležies elektrodais	Nenustatyta	17

3.2 lentelė. Išvalyto kondensato ChDS ir BDS₇ tyrimu rezultatai

Biocheminio deguonies suvartojimo (BDS₇) rodiklio išvalytame kondensate nustatyti nebuvo įmanoma, todėl, kad vienintelis šaltinis, iš kurio kondensate galėtų atsirasti organinių medžiagų, yra lakieji pelenai, tačiau organinių medžiagų dalis juose yra labai maža dėl degimo proceso. Atlikus kondensato pradinį įvertinimą (žr. 3.1 lentelė) bendrosios organinės anglies taip pat nebuvo aptikta, todėl tai įrodo, jog kondensatas nepasižymi organinių medžiagų vyravimu ir aukštu BDS₇.

Atlikus cheminio deguonies suvartojimo (ChDS) tyrimą po kondensato valymo, nustatyta, jog nevalyto ir išvalyto kondensato ChDS reikšmės yra panašios. Šiuo atveju, efektyviau išvalyta aliuminio elektrodais, nes cheminio deguonies suvartojimas sumažėjo 4,5 mgO₂/l, tačiau ši reikšmė visiškai nepakito geležies elektrodų atveju.

Nors kondensato valymo metu nebuvo įmanoma atlikti tikslios ChDS ir BDS₇ analizės dėl mažų jų verčių, tačiau, elektrokoaguliacijos procesas dažniausiai naudojamas kaip itin efektyvus valymo metodas ChDS ir BDS₇ šalinimui. Atlikti moksliniai tyrimai parodė, jog elektrokoaguliacijos metu galima itin efektyviai išvalyti odos, tekstilės, maisto ir popieriaus pramonės nuotekas, kurios pasižymi aukštu cheminiu ir biocheminiu deguonies suvartojimu [38]. Pavyzdžiui, tekstilės nuotekose yra daug organinių junginių, o ChDS ir BDS₇ reikšmės atitinkamai siekia 4100 – 6700 ir 630 – 975 mgO₂/l, tačiau parinkus geležies elektrodus ir tam tikrus proceso veikimo parametrus pasiektas ChDS išvalymo efektyvumas yra net 95 %, o BDS₇ – 96 % [12]. Galima teigti, kad elektrokoaguliacija yra efektyvus metodas aukštų koncentracijų organinėms medžiagoms šalinti, o šiuo atveju kondensatas nepasižymi dideliu organinių medžiagų kiekiu, todėl rezultatai pakito nežymiai, tačiau įvertinus išvalymo efektyvumą galima teigti, jog išvalytas kondensatas atitinka teisės aktų reglamentavimą ir yra tinkamas išleisti į nuotakyną.

4. Išvalyto kondensato antrinio panaudojimo galimybių įvertinimas

Katilinių eksploatavimo metu yra sunaudojami didžiuliai vandens kiekiai, o tuo metu susidaro daug nuotekų. Antrinis išvalytų nuotekų panaudojimas leidžia sumažinti „žalio“ vandens suvartojimą ir sutaupyti tam tikrą dalį išteklių. Yra žinoma, jog katilinėje susidaro 6 m³ kondensato per valandą, o tai sudaro 144 m³ per dieną. Dalis išvalyto kondensato gražinama į kondensacinį ekonomizerį dūmų valymui, o kita dalis, priklausomai nuo jo išvalymo efektyvumo, išleidžiama į lietaus arba fekalinę nuotekų sistemą, tačiau papildomai išvalius kondensatą, jį galima panaudoti termofikacinių vandens trasų papildymui.

Norint pakartotinai panaudoti išvalytą kondensatą termofikacinio vandens papildymui, jis turi atitikti termofikacinio vandens reikalavimus, kurie pateikti 4.1 lentelėje.

4.1 lentelė. Reikalavimai termofikacinio vandens pamaitinimo ir tinklo vandens kokybei [32]

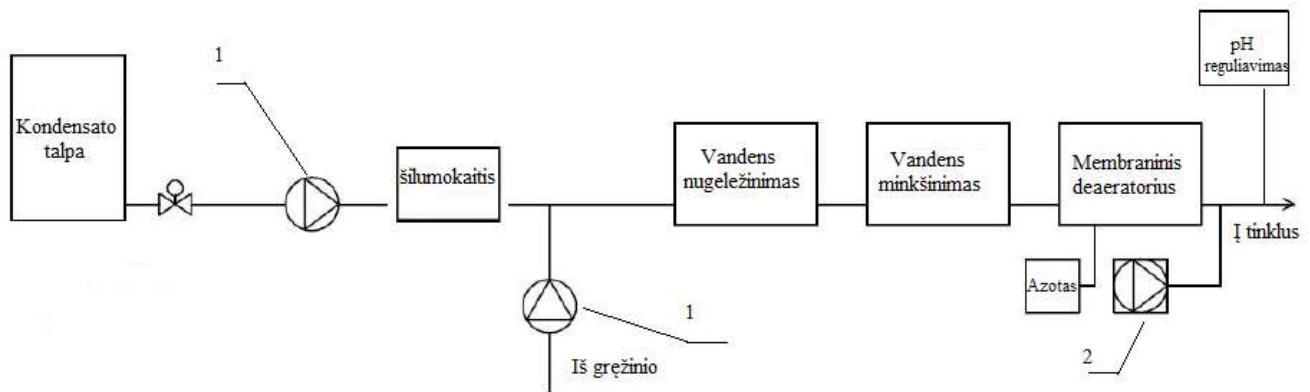
Parametras	Vertė	Matavimo vienetai
Laisvoji angliarūgštė	Neturi būti	
pH šilumos tiekimo sistemoje:		
atviroje	8,5 – 9,0	
uždaroje	8,5 – 9,5	
Ištirpęs deguonis	50	µg/dm ³
Suspenduotos medžiagos	5	mg/dm ³
Naftos produktai	1	mg/dm ³

Katilinės technologinis vanduo turi būti paruoštas taip, kad nevyktų korozija, nesusidarytų nuoviros ar dumblas šilumos tinkluose, vidiniuose katilų garo ir vandens vamzdynuose. Naudojant kondensatą šilumos tinklų papildymui reikia atsižvelgti ir į prietaisų gamintojo reikalavimus.

Elektrokoaguliacijos metu išvalytas kondensatas termofikacinio vandens papildymui tinka pagal suspenduotų medžiagų ir naftos produktų ribines vertes, tačiau norint pilnai paruošti kondensatą antriniam panaudojimui būtina papildomai jį apdoroti. Tam tikslui turėtų būti suprojektuota papildoma kondensato paruošimo sistema, arba kondensatas nukreiptas į technologinio vandens paruošimo sistemos pradžia, kur sumaišytas su gręžinio arba telkinio vandeniu būtų paruoštas kaip technologinis vanduo. Papildomo kondensato apdorojimo sistema turėtų susidaryti iš (žr. 4.1 pav.):

- šilumokaičio (kaloriferio), kurio veikimo metu kondensatas turėtų būti atvėsinamas iki 15 °C pagal gamintojo reikalavimus;

- vandens nugeležinimo įrangos, kur pašalinami geležies, mangano bei sieros junginiai;
- vandens minkštinimo įrangos, kuriai veikiant karbonatinis vandens kietumas yra pašalinamas filtruojant vandenį per katijonito dervą ir vyksta jonų mainų reakcijos;
- dujų šalinimo įrangos, šiuo atveju membraninio deaeratoriaus, kur deguonis bei kitos dujos pašalinamos siurblio ir azoto dujų pagalba. Vakuuminis siurblys sudarydamas vakuumą per membraninio kontaktoriaus skylutes išraukia vandenyje ištirpusias dujas;
- pH reguliavimo – tam, kad užtikrinti reikiamas pH vertes.



4.1 pav. Antriniam panaudojimui skirto kondensato apdorojimo schema. 1 – siurblys, 2 – vakuuminis siurblys.

Minkštinimo filtrų regeneracijai naudojama NaCl druska. Kuo minkštesnis yra vanduo, tuo rečiau vyks minkštinimo filtrų regeneracija. Nustatyta, jog gręžinio vandens kietumas yra 8,6 mgkv/l, o kondensato kietumas - 2 mgkv/l, t.y. kondensatas minkštesnis už gręžinio vandenį 76,7 %. Pagal turimus duomenis, filtro regeneracijai, prafiltravus 1 m³ gręžinio vandens, sunaudojama apie 0,97 kg NaCl, o tuo tarpu prafiltravus kondensatą būtų sutaupoma apie 700 g NaCl kas valandą. Priėmus, kad termofikacinio vandens papildymui reikia 4 m³ per valandą, numatyta, jog 2 m³ sudarys išvalytas kondensatas, o kitą dalį sudarys gręžinio vanduo.

Nustatyta, kad atskiros papildomo kondensato valymo sistemos nereikia, nes gręžinio vanduo, naudojamas šilumos trasoms, bet kokiu atveju turi būti atitinkamai apdorotas, todėl atvedus kondensatą į šios sistemos pradžią ir jį atvėsinus, galima sutaupyti vandens kiekį, pumpuojamą iš gręžinio bei druskos tirpalo kiekį vandens minkštinimo filtrų regeneracijai.

5. Elektrokoaguliacijos eksploatacinių išlaidų skaičiavimas

Ekonominių eksploatacinių išlaidų skaičiavimas yra svarbus pramoninių nuotekų rodiklis, kuris nusako technologijos ekonominę privalumą. Elektrokoaguliacijos eksploatacinių išlaidos skaičiuojamos įvertinant elektros energijos suvartojimą, elektrodo suvartojimą bei cheminių medžiagų suvartojimą (laidumo pastovumui ar pH stabilumui palaikyti). Eksploatacinių išlaidos EUR/m³ skaičiuojamos pagal formulę:

$$EK = (a \cdot EES) + (b \cdot ES) + (c \cdot CMS) + N \quad (5.1)$$

Čia: EK – eksploatacinių išlaidų kaina, EUR/m³; a – elektros energijos kaina, EUR/kWh; EES – elektros energijos suvartojimas, kWh/m³; b – elektrodų kaina, EUR/kg; ES – elektrodų suvartojimas, kg/m³; c – cheminių medžiagų kaina, EUR/kg; CMS – cheminių medžiagų suvartojimas kg/m³; N – įrenginių nusidėvėjimas, 0,0042 EUR/m³;

Ekonominis eksploatacinių išlaidų skaičiavimas atliekamas nustatant optimalias proceso veikimo sąlygas aliuminio ir geležies kombinacijoms. Optimalus elektros energijos suvartojimas aliuminio elektrodams yra 0,33 kWh/m³, o geležies elektrodams – 0,2 kWh/m³. Aliuminio elektrodo suvartojimas esant optimalioms sąlygoms yra 20 g/m³, o geležies elektrodo suvartojimas – 37,2 g/m³. Priimama, jog cheminių medžiagų suvartojimas pH stabilumui palaikyti elektrokoaguliacijos valymo metu bus 0,086 kg/m³, o vieno kilogramo cheminių medžiagų kaina pH reguliavimui yra 1,30 EUR. Pramonės įmonėms elektros energijos mokesčio tarifas skaičiuojamas apytiksliai 0,10 EUR/kWh. Aliuminio ir geležies kainos atitinkamai yra 1,8 EUR/kg ir 0,4 EUR/kg.

Eksploatacinių išlaidų skaičiavimas naudojant aliuminio elektrodus:

$$EK = (0,10 \cdot 0,33) + (1,8 \cdot 0,02) + (1,30 \cdot 0,086) + 0,0042 = 0,19 \text{ EUR/m}^3$$

Eksploatacinių išlaidų skaičiavimas naudojant geležies elektrodus:

$$EK = (0,10 \cdot 0,20) + (0,4 \cdot 0,04) + (1,30 \cdot 0,086) + 0,0042 = 0,15 \text{ EUR/m}^3$$

Iš apskaičiuotų rezultatų matoma, kad eksploatacinių sąlygų valant aliuminio ir geležies elektrodais nesiskiria: Valymas aliuminio elektrodais kainuoja 9 500 EUR/metus, o valymas geležies elektrodais kainuoja 7 500 EUR/metus.

6. Cheminės koaguliacijos ir elektrokoaguliacijos metodų palyginimas

Elektrokoaguliacija ir cheminė koaguliacija paremta tuo pačiu principu, kai koloidinėje sistemoje (nuotekose), įkrautos dalelės yra neutralizuojamos metalo hidroksidais ir sukimba į didesnes flokules, ko pasekoje nusėda arba iškyla į nuotekų paviršių. Pagrindinis elektrokoaguliacijos ir cheminės koaguliacijos skirtumas yra metalo hidroksidų susidarymas nuotekose: elektrokoaguliacijos metu metalo hidroksidai susidaro tirpinant anodą, prijungus prie jo srovės šaltinį, o cheminės koaguliacijos metu metalo hidroksidai susidaro pridedant cheminių reagentų – dažniausiai metalo druskų [6].

Pagal turimus biokuro katilinės duomenis kaip koaguliantas ir flokuliantas naudojami polialiuminio chloridas bei hidrintos naftos, polimero (riebalų izoalkoholio etoksipropoksilat) ir adipo rūgšties mišinys. pH koregavimui naudojami natrio hidroksidas ir organinių rūgščių mišinys. Metiniai suvartojamų cheminių medžiagų kiekiai pateikti 6.1 lentelėje.

6.1 lentelė. Kondensato valymui sunaudojamų cheminių medžiagų kiekiai

	Organinių rūgščių tirpalas (kg)	Natrio hidroksidas (kg)	Koaguliantas (kg)	Flokuliantas(kg)
Sausis	100	150	250	25
Vasaris	25	200	260	15
Kovas	0	175	225	10
Balandis	175	175	200	10
Gegužė	125	500	200	0
Birželis	75	50	75	0
Liepa	100	450	50	0
Rugpjūtis	25	725	50	0
Rugsėjis	0	50	50	1
Spalis	0	475	175	2
Lapkritis	25	175	200	10
Gruodis	0	700	225	18
Iš viso:	650	3825	1960	91

Per metus sunaudojamų cheminių medžiagų kiekiai yra gan dideli: natrio hidroksido pH reguliavimui sunaudojama net 3,8 t, o tai sudaro 4207,5 EUR. Organinių rūgščių mišinys katilinei kainuoja 1625 EUR per metus, koagulianto bei flokulianto išlaidos sudaro 4225 EUR per metus. Iš

viso katilinei cheminių medžiagų suvartojimas kainuoja 10060 EUR/metus. Priėmus, jog cheminės koaguliacijos metu yra sunaudojama 0,6 kWh/m³ elektros energijos, eksploatacinės išlaidos padidėja 30 %, o kondensato išvalymo kaina yra 0,26 EUR/m³. Lyginant su cheminės koaguliacijos eksploatacinėmis sąnaudomis, elektrokoaguliacija yra pigesnė: valant aliuminio elektrodais sutaupoma 3500 EUR/metus, o valant geležies elektrodais sutaupoma 5500 EUR/metus.

Cheminės koaguliacijos veikimo efektyvumas yra panašus į elektrokoaguliacijos. Nustatyta, jog valant geležies elektrodais 15 minučių suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumas pasiektas 83 %, valant aliuminio elektrodais 10 minučių, išvalymo efektyvumas pasiektas 80 %. Tuo metu cheminės koaguliacijos metu, naudojant skirtingus koagulantus per 25 minutes pasiektas suspenduotų dalelių išvalymo efektyvumas yra 87, 82, 79,5 %. Tačiau cheminė koaguliacija yra brangesnis metodas, be to naudojami dideli kiekiai cheminių medžiagų [43].

Elektrokoaguliacijos privalumai lyginant su chemine koaguliacija:

- Elektrokoaguliacijos veikimo pH intervalas yra platesnis nei cheminės koaguliacijos [6].
- Elektrokoaguliacijos metu susidariusios nuosėdos yra kompaktiškos, patvarios, o nuosėdų atskyrimas iš vandens gali vykti dviem būdais: nusodinimu ir flotacija [6].
- Elektrokoaguliacijos metu nenaudojami cheminiai koagulantai ir flokulantai, todėl išvengiama antrinės taršos padarinių.
- Elektrokoaguliacijos metu galima valyti žemos temperatūros ir skirtingų rūšių teršalais užterštas nuotekas [44].
- Elektrokoaguliacijos technologija yra mobili, automatizuota ir lengvai valdoma, gali būti naudojama geriamajam vandeniui ruošti [44].

Cheminės koaguliacijos privalumai lyginant su elektrokoaguliacija:

- Greitesnis nuosėdų sėdimas;
- Aukštesnis išvalymo efektyvumas;
- Trumpesnė valymo proceso trukmė;
- Galimybė susintetinti naujus koagulantus ir flokulantus taip dar labiau padidinant išvalymo efektyvumą.

Nors elektrokoaguliacijos ir cheminės koaguliacijos principas yra labai panašus, tačiau tinkamesnis kondensato valymui yra elektrokoaguliacijos procesas. Jis yra pigesnis už cheminės koaguliacijos procesą bei leidžia sumažinti cheminių medžiagų sąnaudas.

Išvados

1. Atlikus tyrimus nustatyta, kad elektrokoaguliacijos proceso trukmė ir elektros srovės stipris turi teigiamą įtaką proceso efektyvumui. Didinant srovės stiprį nuo 0,05 A iki 0,5 A ir trukmę nuo 10 iki 30-40 minučių, proceso efektyvumas padidėja nuo 64,5 iki 85,5 %. Tačiau ilgėjant proceso trukmei nuo 10 iki 60 minučių elektros energijos ir elektrodo sąnaudos padidėja net 99 %.
2. Atsižvelgiant į pasiekiamą išvalymo efektyvumą, elektros energijos ir elektrodo sąnaudas bei trukmę, parinktos optimalios sąlygos. Valant kondensatą aliuminio elektrodais, pasiektas 79,7 % išvalymo efektyvumas 0,05 A stiprio srove per 50 minučių. Sunaudota 20 g/m³ aliuminio ir 0,33 kWh/m³ elektros energijos bei susidarė 0,2 cm sluoksnis nuosėdų. Valant kondensatą geležies elektrodais 76,2 % efektyvumas pasiektas 0,05 A stiprio srove per 30 minučių. Sunaudota 37,2 g/m³ geležies elektrodo bei 0,2 kWh/m³ elektros energijos ir susidarė 0,08 cm nuosėdų sluoksnis.
3. Atlikus tyrimo metu susidariusių nuosėdų analizę, nustatyta, kad didėjant srovės stipriui nuo 0,05 A iki 0,5 A aliuminio amorfiškų nuosėdų sluoksnio storis padidėjo nuo 0,1 iki 6,5 cm, o aliuminio kiekis jose sudaro 15 %. Geležies nuosėdų storis pakito tik nuo 0,06 iki 2 cm, tačiau geležies nuosėdose yra dvigubai daugiau – 30 %.
4. Atlikus tyrimus, nustatyta, jog išvalytas kondensatas galėtų būti ne tik gražinamas į kondensacinę ekonomizerį, tačiau galėtų būti panaudojamas termofikacinio vandens papildymui. Išvalytas kondensatas dalinai tenkina termofikacinio vandens reikalavimus, todėl turi būti prijungiamas prie termofikacinio vandens ruošimo sistemos, kur pašalinamos ištirpusios dujos, metalai bei druskos.
5. Apskaičiavus elektrokoaguliacijos eksploatacines išlaidas, nustatyta, jog valymui naudojant aliuminio elektrodus bei tekant 0,05 A stiprio srovei 50 minučių, kondensato išvalymo kaina yra 0,19 EUR/m³, o valant geležies elektrodais ir tekant 0,05 A stiprio srovei 30 minučių išvalymo kaina yra 0,15 EUR/m³.
6. Palyginus cheminę koaguliaciją su elektrokoaguliacija išryškėja pagrindiniai skirtumai: proceso eksploatacinė kaina ir sunaudojamų cheminių medžiagų kiekis. Kondensato valymas cheminės koaguliacijos metodu kainuoja 0,26 EUR/m³, o elektrokoaguliacijos metodu – 0,15 EUR/m³ valant geležies elektrodais ir 0,19 EUR/m³ valant aliuminio elektrodais.

Sunaudojamų cheminių medžiagų kaštai taip pat skiriasi: cheminei koaguliacijai sunaudojama $0,13 \text{ kg/m}^3$, o elektrokoaguliacijai – $0,086 \text{ kg/m}^3$.

Literatūros sąrašas

1. D. T. Moussa, M. H. El-Naas, M. Nasser, M. J. Al-Marri. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, vol. 186, 2017, Pages 24-41
2. Nuotekų tvarkymo reglamentas. Lietuvos Respublikos Aplinkos Ministerija. 2006 m. gegužės 17 d. Nr. D1-236
3. Paviršinių nuotekų tvarkymo reglamentas. Lietuvos Respublikos Aplinkos Ministerija. 2007 m. balandžio 2 d. Nr. D1-193
4. Nuotekų valymo įrenginių taikymo reglamentas. Lietuvos Respublikos Aplinkos Ministerija. 2006 m. rugsėjo 11 d. Nr. D1-412
5. A. Sonune, R. Ghate. Developments in wastewater treatment methods. *Desalination*, vol.167, 2004, Pages 55–63
6. B.K. Sharma. *Environmental chemistry*. 271-11, 2007.
7. N. Hilal, H. Al-Zoubi, N.A. Darwish, A.W. Mohamma, M. Abu Arabi. A comprehensive review of nanofiltration membranes: Treatment, pretreatment, modelling, and atomic force microscopy. *Desalination*, vol, 170, 2004, Pages 281-308
8. J. N. Hakizimana, B. Gourich, M. Chafi, Y. Stiriba, C. Vial, P. Drogui, J. Naja. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. *Desalination*, vol. 404, 2017, Pages 1-21
9. L.A. Ioannou, G. Li Puma, D. Fatta-Kassinos. Treatment of winery wastewater by physicochemical, biological and advanced processes: A review. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 286, 2015, Pages 343-36
10. M. N. Chong, A. K. Sharma, S. Burn, C. P. Saint. Feasibility study on the application of advanced oxidation technologies for decentralised wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, vol. 35, 2012, Pages 230-238
11. J. M. Ebeling, P. L. Sibrell, S. R. Ogden, S. T. Summerfelt. Evaluation of chemical coagulation/flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorus from intensive recirculating aquaculture effluent discharge. *Aquacultural Engineering*, vol. 29, 2003, Pages 23–42

12. M. Kobya, O.T. Can, M. Bayramoglu. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminium electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 100, 2003, p. 163-178.
13. A. K. Verma, R. R. Dash, P. Bhunia. A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters. *Journal of Environmental Management*, vol. 93, 2012, Pages 154-168
14. V. Khandegar, Anil K. Saroha. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent – A review. *Journal of Environmental Management*, vol. 128, 2013, Pages 949-963
15. M. Kobya, E. Gengec, E. Demirbas. Operating parameters and costs assessments of a real dyehouse wastewater effluent treated by a continuous electrocoagulation process. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, vol. 101, 2016, Pages 87-100
16. H. J. Mansoorian, A. H. Mahvi, A. J. Jafari. Removal of lead and zinc from battery industry wastewater using electrocoagulation process: Influence of direct and alternating current by using iron and stainless steel rod electrodes. *Separation and Purification Technology*, vol. 135, 2014, Pages 165-175
17. S. Vasudevan, J. Lakshmi, G. Sozhan. Effects of alternating and direct current in electrocoagulation process on the removal of cadmium from water. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 192, 2011, Pages 26-34
18. M. Eyvaz, M. Kirlaroglu, T. S. Aktas, E. Yuksel. The effects of alternating current electrocoagulation on dye removal from aqueous solutions. *Chemical Engineering Journal*, vol. 153, 2009, Pages 16-22
19. Mackenzie L. Davis. *Water and wastewater engineering*. 6-1 p. 2010.
20. M. Kobya, F. Ulu, U. Gebologlu, E. Demirbas, M. S. Oncel. Treatment of potable water containing low concentration of arsenic with electrocoagulation: Different connection modes and Fe–Al electrodes. *Separation and Purification Technology*, vol. 77, 2011, Pages 283-293
21. C. Wang, W. Chou, Y. Kuo. Removal of COD from laundry wastewater by electrocoagulation/electroflotation. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 164, 2009, Pages 81-86
22. J. Jiang, N. Graham, C. André, G. H. Kelsall, N. Brandon. Laboratory study of electrocoagulation–flotation for water treatment. *Water Research*, vol. 36, 2002, Pages 4064–4078

23. P. Drogui, M. Asselin, S. K. Brar, H. Benmoussa, J. Blais. Electrochemical removal of pollutants from agro-industry wastewaters. *Separation and Purification Technology*, vol.61, 2008, Pages 301-310
24. S.Y. Lee, G.A. Gagnon. Review of the factors relevant to the design and operation of an electrocoagulation system for wastewater treatment. *Environmental Reviews*, vol. 22, 2014, p. 421-429.
25. M. Malakootian, H.J. Mansoorian, M. Moosazadeh. Performance evaluation of electrocoagulation process using iron-rod electrodes for removing hardness from drinking water. *Desalination*, vol. 255, 2010, Pages 67-71
26. C. Barrera-Díaz, G. Roa-Morales, L. Ávila-Córdoba, T. Pavón-Silva, B. Bilyeu. Electrochemical Treatment Applied to Food-Processing Industrial Wastewater. *Industrial and Engineering Chemistry*, 2006, 45 (1), pp 34–38
27. E. Terrazas, A. Vázquez, R. Briones, I. Lázaro, I. Rodríguez. EC treatment for reuse of tissue paper wastewater: Aspects that affect energy consumption. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 181, 2010, Pages 809-816
28. T. Harif, M. Khai, A. Adin. Electrocoagulation versus chemical coagulation: coagulation/flocculation mechanisms and resulting floc characteristics. *Water Research*, vol. 46, 2012, p. 3177-3188.
29. C.T. Wang, W.L. Chou, Y.M. Kou. Removal of COD from laundry wastewater by electrocoagulation/electroflotation. *Journal of hazardous Materials*, vol 164, 2009, p. 384 – 392.
30. L. F. da Silva, A.D. Barbosa, H.M. Paula, L.L. Romualdo, L.S. Andrade. Treatment of paint manufacturing wastewater by coagulation/electrochemical methods: proposals for disposal and/or reuse of treated water. *Water research*, vol. 101, 2016, p.467-475.
31. M. Mickley. Pretreatment capabilities and benefits of electrocoagulation. 2004.
32. Elektrinių ir elektros tinklų eksploatavimo taisyklės. Lietuvos Respublikos ūkio ministerija. Vilnius, 2002.- 52-104 p.
33. Vandens kokybė. Skendinčių medžiagų nustatymas. Košimo pro stiklo pluošto koštuvą metodas. Normatyvinis dokumentas LAND 46 – 2007. Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija. 2007.
34. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health, Water Environment Federation. 2012.

35. Vandens kokybė. Biocheminio deguonies suvartojimo per n parų (BDSn) nustatymas. 2 dalis. Neskiestų mėginių metodas. Normatyvinis dokumentas LAND 47-2:2007. Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija. 2007.
36. Vandens kokybė. Cheminio deguonies suvartojimo nustatymas. Normatyvinis dokumentas LAND 83-2006. Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija. 2006.
37. M. Vepsalainen. Electrocoagulation for the treatment of industrial waters and wastewaters. Doctor dissertation, VTT, 2012.
38. V. Kuokkanen, T. Kuokkanen, J. Ramo, U. Lasii. Recent applications of electrocoagulation in treatment of water and wastewater – a review. *Green and Sustainable chemistry*, vol. 3, 2013, p. 89-121.
39. M. Wei, K. Wang, C. Huang, C. Chiang, T. Chang, S. Lee, S. Chang. Improvement of textile dye removal by electrocoagulation with low-cost steel wool cathode reactor. *Chemical Engineering journal*, vol. 192, 2012, p. 37-44.
40. S.Y. Lee, G. A. Gagnon. Growth and structure of flocs following electrocoagulation. *Separation and purification technology*, vol. 163, 2016, p. 162-168.
41. L. Smoczynski, H. Ratnaweera, M. Kosobucka, M. Smoczynski. Image analysis of sludge aggregates. *Separation and purification technology*, vol. 122, 2014, p. 412-420.
42. J. Pagels, M. Strand, J. Rissler, A. Szpila, A. Gudmundsson, M. Bohgard, L. Lillieblad, M. Sanati, E. Swietlicki. Characteristics of aerosols particles formed during grate combustion of moist forest residue. *Journal of Aerosol science*, vol. 34, 2003, p.1043 – 1059.
43. M. Kobya, M. Bayramoglu, M. Eyvaz. Techno-economical evaluation of electrocoagulation for the textile wastewaters using different electrode connections. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 148, 2007, p. 311 – 318.
44. C. Comninellis, G. Chen. Electrochemistry for the environment. *Springer Science+ Business media*, LLC, 2010.

Priedai

1 PRIEDAS



LCK 301 0.02 – 0.50 mg/L Al

T1

500 mg/L: Mg ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Ca ²⁺
100 mg/L: Ag ⁺ , Mn ²⁺
50 mg/L: Cd ²⁺ , Co ²⁺ , Ni ²⁺ , Sn ²⁺ , Pb ²⁺ , PO ₄ ³⁻
10 mg/L: Cu ²⁺ , Hg ²⁺
5 mg/L: Fe ²⁺ , Fe ³⁺ , Zn ²⁺ , Si ⁴⁺
0.5 mg/L: Cr ³⁺ , Cr ⁶⁺
0.1 mg/L: F ⁻

Datatablel / Data table

LP2W	07/2002
AI • F1 = 0 • F2 = 0.434 • K = 0	
CADAS 30/30S/50/50S	07/2002
AI • λ: 620 nm • Pro.: 8 • F1 = -0.439 • F2 = 0.438 • K = 0	
ISIS 6000/9000	07/2002
AI • λ: 610 nm • Pro.: 8 • F1 = -0.521 • F2 = 0.456 • K = 0	
CADAS 100 / LPG 158	07/2002
AI • λ: 620 nm • F = 0.436	
CADAS 100 / LPG 210	07/2002
AI • λ: 620 nm • F1 = 0.436	
CADAS 200	07/2002
AI • L1W1.(M.E1W1) • C1 = (E1-L1)•F1 • W1 = 620 nm • F1 = 0.434	

NL

LCK 301 Aluminium

! *Let a.u.b. op de "Uitgave datum" (zie datatablel) en lees de "Opmerking". Veiligheidsadvies en houdbaarheidsdatum op de verpakking.*

Principe

Chromazurol S vormt met aluminium in een zwak zure, acetaatgebufferde oplossing een groen gekleurde oplossing.

Toepassingsgebied

Drinkwater, oppervlaktewateren, zwembadwater, afvalwater, procesanalyse

Storingen

De, in **T1** genoemde ionen, zijn tot aan de aangegeven concentratie afzonderlijk onderzocht en storen niet. De invloed van het cumulatief effect en invloed van andere ionen is niet door ons onderzocht.

Hogere concentraties zware metalen dan aangegeven, voorts fluoride, fosfaat en de niet zo vaak voorkomende elementen als bijv. beryllium, thorium, titaan, zirkonium en vanadium hebben een storende invloed op het resultaat.

Aluminiumoxihydraat en -hydroxide worden slechts gedeeltelijk geregistreerd.

De meetresultaten zijn via een plausibiliteitsonderzoek te controleren (verdunding en/of standaard-additie).

Opheffen van storingen

Storend fluoride kan door uitdampen met zwavelzuur worden verwijderd.

pH-waarde monster2.5 – 3.5
Temperaturen monster/reagentia20°C

Hogere pH-waardes veroorzaken door aluminium-complexen te lage resultaten. Daarom moet het watermonster met salpeterzuur op de juiste pH gebracht worden.

Opmerking

Verandering van de factoren in alle fotometers.

GB

LCK 301 Aluminium

! *Please check the "Edition Date" (see data table) and read the "Note". Safety advice and expiry date on package.*

Principle

Chromazurol S forms a green coloured lake with aluminium in weakly acidic acetate-buffered solutions.

Range of Application

Drinking water, surface water, swimming bath water, waste water, process analysis

Interferences

The ions listed in **T1** have been individually checked up to the given concentrations and do not cause interference. We have not determined cumulative effects and the influence of other ions.

Higher concentrations of heavy metals than those given, as well as fluoride, phosphate and relatively rare elements such as e.g. beryllium, thorium, titanium, zirconium and vanadium interfere with the determination. Aluminium oxide hydrates and hydroxide are only partially determined. The measurement results must be subjected to plausibility checks (dilute and/or spike the sample).

Removal of Interferences

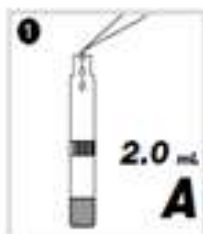
Interfering fluoride can be removed by fuming off with sulphuric acid.

pH sample2.5 – 3.5
Temperature sample/reagents20°C

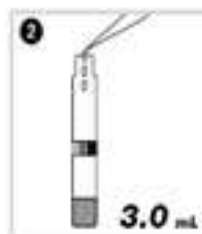
A higher pH causes precipitation or complexing of the aluminium, so that low-bias results are obtained. If necessary the pH of the sample must be adjusted correspondingly by adding a small amount of nitric acid (HNO₃).

Note

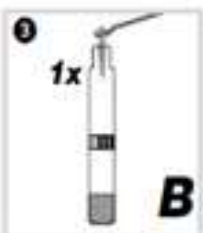
Change of factor for all types of photometers.



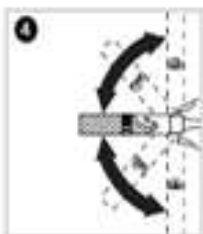
2.0 mL Lösung **A** (LCK 301 A) pipettieren.
 Pipetter **2.0 mL** de la solution **A** (LCK 301 A).
 Pipettare **2.0 mL** di soluzione **A** (LCK 301 A).
2.0 mL oplossing **A** (LCK 301 A) pipetteren.
 Pipette **2.0 mL** of solution **A** (LCK 301 A).



3.0 mL Probe pipettieren.
 Pipetter **3.0 mL** d'échantillon.
 Pipettare **3.0 mL** di campione.
3.0 mL monster pipetteren.
 Pipette **3.0 mL** of sample.



1 gestr. Löffel Reagent **B**
 (LCK 301 B) dosieren.
 Doser **1 cuillère rase** du réactif **B**
 (LCK 301 B).
 Aggiungere **1 cucchiaino raso**
 di reagente **B** (LCK 301 B).
1 afgestreken doseerlepel reagent **B**
 (LCK 301 B) doseren.
 Add **1 level spoonful** reagent **B**
 (LCK 301 B).



Küvette verschließen und schwenken,
 bis Lyophilisat gelöst ist.
 Fermer la cuve et mélanger le contenu
 jusqu'à dissolution du lyophilisat.
 Tappare la cuvetta e mescolare fino a
 scioglimento completo del liofilizzato.
 Kuvet sluten en zwenken tot het lyofilaat
 is opgelost.
 Close cuvette and invert a few times until the
 freeze-dried contents are completely dissolved.



Nach **25 min** Küvette außen gut säubern
 und auswerten.
 Attendre **25 min**, bien nettoyer l'extérieur
 de la cuve et mesurer.
 Dopo **25 min** pulire bene la cuvetta
 esternamente e leggere.
 Na **25 min** het kuvet van buiten goed
 reinigen en meten.
 After **25 min** thoroughly clean the outside
 of the cuvette and evaluate.

Iron, Total

DOC316.53.01053

USEPA¹ FerroVer[®] Method²

Method 8008

0.02 to 3.00 mg/L Fe

Powder Pillows or AccuVac[®] Ampuls

Scope and application: For water, wastewater and seawater; digestion is required for determining total iron.

¹ USEPA approved for reporting wastewater analysis, Federal Register, June 27, 1980; 45 (126:43459).

² Adapted from Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.





Test preparation

Instrument-specific information

Table 1 shows sample cell and orientation requirements for reagent addition tests, such as powder pillow or bulk reagent tests. Table 2 shows sample cell and adapter requirements for AccuVac Ampul tests. The tables also show all of the instruments that have the program for this test.

To use the table, select an instrument, then read across to find the applicable information for this test.

Table 1 Instrument-specific information for reagent addition

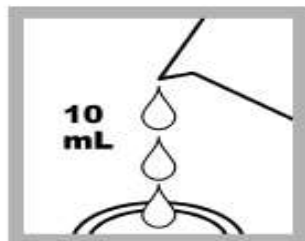
Instrument	Sample cell orientation	Sample cell
DR 6000 DR 3800 DR 2800 DR 2700 DR 1900	The fill line is to the right.	2495402 
DR 5000 DR 3900	The fill line is toward the user.	
DR 900	The orientation mark is toward the user.	2401906 

Powder pillow procedure



1. Start program 265 Iron, FerroVer. For information about sample cells, adapters or light shields, refer to [Instrument-specific information](#) on page 1.

Note: Although the program name can be different between instruments, the program number does not change.



2. Prepare the sample: Fill a sample cell with 10 mL of sample.



3. Add the contents of one FerroVer Iron Reagent Powder Pillow to the sample cell.



4. Swirl the sample cell to mix. Undissolved powder will not affect accuracy.

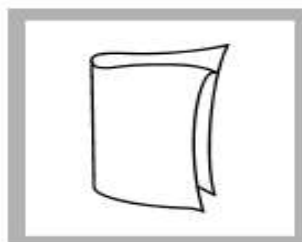


5. Start the instrument timer. A 3-minute reaction time starts.

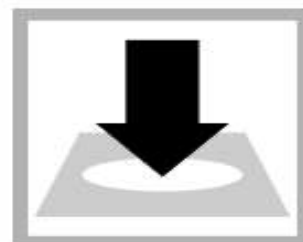
An orange color will show if iron is present. Let samples that contain rust react for 5 minutes or more.



6. Prepare the blank: Fill a second sample cell with 10 mL of sample.



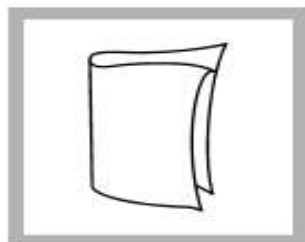
7. Clean the blank sample cell.



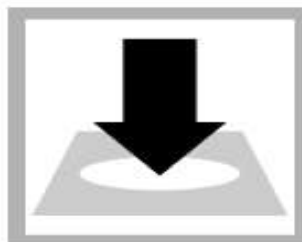
8. When the timer expires, insert the blank into the cell holder.



9. Push ZERO. The display shows 0.00 mg/L Fe.



10. Clean the prepared sample cell.



11. Insert the prepared sample into the cell holder.



12. Push READ. Results show in mg/L Fe.

pH ir laidumo pokytis valymui naudojant aliuminio elektrodų kombinaciją

I, A	t, min	pH	Laidumas, $\mu\text{S/cm}$
0.05	0	6.3	824
	10	7.3	826
	20	7.29	807
	30	7.13	803
	40	7.07	792
0.1	0	6.3	824
	10	7.09	793
	20	7.45	811
	30	7.54	799
	40	7.5	794
0.3	0	6.3	824
	10	7.36	903
	20	7.96	855
	30	8.86	834
	40	8.95	834
0.5	0	6.3	824
	10	8.16	805
	20	8.49	764
	30	8.74	729
	40	8.6	707

pH ir laidumo pokytis valymui naudojant geležies elektrodų kombinaciją

I, A	t, min	pH	Laidumas, $\mu\text{S/cm}$
0.05	0	6.3	824
	10	7.26	608
	20	7.46	606
	30	7.35	605
	40	7.5	618
0.1	0	6.3	824
	10	6.75	622
	20	6.76	626
	30	6.77	638
	40	7.25	621
0.3	0	6.3	824
	10	6.7	632
	20	7.4	620
	30	8.8	588
	40	9.45	623
0.5	0	6.3	824
	10	8.23	623
	20	8.79	619
	30	9.5	568
	40	9.85	480