

ՀԱՅԱՍՏԱՆԻ ՀԱՆՐԱՊԵՏՈՒԹՅՈՒՆ
ԱԿԱԴԵՄԻԿՈՍ Ի. Վ. ԵՂԻԱԶԱՐՈՎԻ ԱՆՎԱՆ ԶՐԱՅԻՆ
ՀԻՄՆԱՀԱՐՑԵՐԻ ԵՎ ՀԻԴՐՈՏԵԽՆԻԿԱՅԻ ԻՆՍՏԻՏՈՒՏ

ՔՆԱՐԻԿ ՎԱՇԻԳԴՈՆԻ ԳԵՎՈՐԳՅԱՆ

ՔԼՈՐՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ՄԻԱՑՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐ
ՊԱՐՈՒՆԱԿՈՂ ԶՐԵՐԻ ԷԼԵԿՏՐԱՔԻՄԻԱԿԱՆ
ՄԱՔՐՈՒՄ

ԱՏԵՆԱԽՈՍՈՒԹՅՈՒՆ

Տեխնիկական գիտությունների թեկնածուի հայցման համար
ԻԴ 04.02. "Ցամաքի ջրաբանություն, ջրային ռեսուրսներ, ջրաքիմիա"
մասնագիտությամբ:

Գիտական ղեկավար՝
քիմիական գիտությունների դոկտոր
պրոֆեսոր Ս.Հ. Սարգսյան

Երևան - 2019

ԲՈՎԱՆԴԱԿՈՒԹՅՈՒՆ

ՆՇԱՆԱԿՈՒՄՆԵՐ ԵՎ ՀԱՊԱՎՈՒՄՆԵՐ	4
ՆԵՐԱԾՈՒԹՅՈՒՆ	5
ԳԼՈՒԽ 1. ԳՐԱԿԱՆՈՒԹՅԱՆ ԱԿՆԱՐԿ	11
1.1 ԲՆԱԿԱՆ ՋՐԵՐԻ ԵՎ ՀՈՍՔԱՋՐԵՐԻ ՄԱՔՐՈՒՄՆ ԷԼԵԿՏՐԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ՄԵԹՈԴՈՎ	11
1.1.1 <i>Ջրերի էլեկտրաքիմիական մաքրումն անօրգանական միացություններից</i>	13
1.2 ՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ԱՂՏՈՏԻՉՆԵՐԻՑ ԲՆԱԿԱՆ ՋՐԵՐԻ ԵՎ ՀՈՍՔԱՋՐԵՐԻ ՄԱՔՐՄԱՆ ԷԼԵԿՏՐԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ՄԵԹՈԴ	17
1.2.1 <i>Ներկանյութեր պարունակող հոսքաջրերի էլեկտրաքիմիական մաքրում</i>	19
1.2.2 <i>Էլեկտրաքիմիական և այլ մեթոդներով նավթանյութեր պարունակող հոսքաջրերի մաքրում</i>	24
1.2.3 <i>Քլորօրգանական միացություններից բնական ջրերի և հոքաջրերի էլեկտրաքիմիական և այլ մաքրման մեթոդներ</i>	30
ԳԼՈՒԽ 2. ՀՈՍՔԱՋՐԵՐԻ ԵՎ ԲՆԱԿԱՆ ՋՐԵՐԻ ՄԱՔՐՈՒՄՆ ՈՒ ՎՆԱՍԱԶԵՐԾՈՒՄԸ ՔԼՈՐՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ՄԻԱՑՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻՑ ԷԼԵԿՏՐԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ԵՂԱՆԱԿՈՎ (ԱՐԴՅՈՒՆՔՆԵՐԻ ՔՆՆԱՐԿՈՒՄ)	40
2.1. ԲՆԱԿԱՆ ՋՐԵՐԻ ԵՎ ՀՈՍՔԱՋՐԵՐԻ ՄԱՔՐՈՒՄԸ ՔԼՈՐՏԵՂԱԿԱԼՎԱԾ ՄԵԹԱՆՆԵՐԻ	41
2.2. ԲՆԱԿԱՆ ՋՐԵՐԻ ԵՎ ՀՈՍՔԱՋՐԵՐԻ ՄԱՔՐՈՒՄԸ ՔԼՈՐՏԵՂԱԿԱԼՎԱԾ ՖԵՆՈԼՆԵՐԻՑ: ՔԼՈՐՖԵՆՈԼՆԵՐԻՑ ՔԼՈՐԻ ԿԱՏՈԴԱՅԻՆ ՀԵՌԱՅՈՒՄ	46
2.3. ԲՆԱԿԱՆ ՋՐԵՐՈՒՄ ԵՎ ՀՈՍՔԱՋՐԵՐՈՒՄ ԷԼԵԿՏՐԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ՄԵԹՈԴՈՎ ՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ԵՎ ՔԼՈՐՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ՄԻԱՑՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻ ՈՐՈՇՈՒՄ	50
2.4. 2-ՔԼՈՐՖԵՆՈԼԻ ԷԼԵԿՏՐԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ՕՔՍԻԴԱՅՈՒՄԸ ՊԼԱՏԻՆԵ ԵՎ ՕՔՍԻԴԱՊԼԱՏԻՆԱՏԻՏԱՆԱՅԻՆ ԱՆՈԴՆԵՐԻ ՎՐԱ	55
2.5. ՆԱՏՐԻՈՒՄԻ ՔԼՈՐԻԴԻ ԼՈՒԾՈՒՅԹՈՒՄ ՔԼՈՐՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ՄԻԱՑՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻ ԷԼԵԿՏՐԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ՕՔՍԻԴԱՅՈՒՄԸ	60
2.6. ՔԼՈՐՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ՄԻԱՑՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻՑ ԲՆԱԿԱՆ ՋՐԵՐԻ ԵՎ ՀՈՍՔԱՋՐԵՐԻ ՄԱՔՐՈՒՄԸ ԳԱԼՎԱՆԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ՄԵԹՈԴՈՎ	65
2.7. ՀՈՍՔԱՋՐԵՐԻ ՄԱՔՐՈՒՄԸ ՔԼՈՐՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ՆՅՈՒԹԵՐԻՑ ԱՐԴԻԱԿԱՆԱՅՎԱԾ ՌԵԱԿՑԻՈՆ ԲԱՔՈՒՄ	77
ԳԼՈՒԽ 3. ԲՆԱԿԱՆ ՋՐԵՐՈՒՄ ԵՎ ՀՈՍՔԱՋՐԵՐՈՒՄ ՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ՄԻԱՑՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻ ԿՈՆՑԵՆՏՐԱՑԻԱՆԵՐԻ ՈՐՈՇՄԱՆ ՀԱՇՎԱՐԿԻ ՄԵԹՈԴԻԿԱՆ ԵՎ ՕԳՏԱԳՈՐԾՎԱԾ ՀԵՏԱԶՈՏՄԱՆ ՖԻԶԻԿԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ԵՂԱՆԱԿՆԵՐԸ (ՓՈՐՁՆԱԿԱՆ ՄԱՍ)	83
3.1. ՀԱՐԹ ՊԼԱՏԻՆԵ ԷԼԵԿՏՐՈԴԻ ՎՐԱ ԻՄՊՈԼՍԱՅԻՆ ՄԵԹՈԴՈՎ	

	Ուսումնասիրությունը Ցածր Եվ Բարձր Անոդային Պոտենցիալներով	83
3.2.	Քլորոֆանային Միացությունների Որոշման Մեթոդիկան Լուծույթներում Եվ Հոսքաքրերում	89
3.3.	Էլեկտրոդային Գործընթացների Կինետիկայի Հետազոտման Մեթոդիկան	92
	Եռապատկերություններ	94
	Առաքարկություններ	96
	Գրականություն	97

ՆՇԱՆԱԿՈՒՄՆԵՐ ԵՎ ՀԱՊԱՎՈՒՄՆԵՐ

ՀԶ – հոսքաջրեր
ՕՊՏԱ – օքսիդապլատինատիտանային անոդ
ՔՖ –2- Քլորֆենոլ
ԵՔՖ –2,4- Երկքլորֆենոլ
ԵռՔՖ – Եռքլորֆենոլ
ԵՔՄ – Երկքլորմեթան
Ա/Մ – արտադրական միավորում
ՄԿ-40 – կատիոնափոխանակային մեմբրան
ՄԱ-40, ՄԱ 41 – անիոնափոխանակային մեմբրան
ՍԹԽ – սահմանյին թույլատրելի խտություն
ՆՆ – ներկանյութեր
ԱՆՆ – ազոներկանյութ
ԵՌ – երկնագույն ռեակտիվ
ԷՔՍ- T – էրիքրոմ սև - T
ՖՄ – ֆենտոնի մեթոդ
ՕՌՏԱ – օքսիդառութենիումատիտանային անոդ
ՆՎԶ – նավթավերամշակման ձեռնարկություն
ԹՔՊ –թթվածնի քիմիական պահանջարկ
ԹԿՊ –թթվածնի կենսաբանական պահանջարկ
ՄԱՆ – մակերևութաակտիվ նյութեր
ՈւՄ – ուլտրամանուշակագույն ճառագայթում
ՈւՁ – ուլտրաձայնային մշակում
ԲԼԱ – բոր- լեգերացված ալմաստով անոդ
ՀԱԿ – Համաշխարհային առողջապահական կազմակերպություն
ԲԿՕ – բարձրաջերմաստիճանային կատալիտիկ օքսիդացում
ՋՄՏ – ջրամշակման տեղակայանք
ԱԱ - 12 – ածխապակե էլեկտրոդ
ԳՔՕ – գալվանաքիմիական օքսիդացում
հ.կ.է. – հազեցված կալոմելային էլեկտրոդ
ՆՎԶ – նավթավերամշակման ձեռնարկություն
ԲՀՔՖ- բարձր հեղուկային քրոմատոգրաֆիա

ՆԵՐԱԾՈՒԹՅՈՒՆ

Գիտատեխնիկական առաջընթացով պայմանավորված՝ մեգապոլիսների և արդյունաբերական համալիրների ձևավորում, կյանքի բարեկեցության աստիճանի բարելավում, տարեց-տարի աճում է քաղցրահամ ջրերի նկատմամբ եղած պահանջարկը: Բնականաբար տեխնածին առաջընթացն իր հետ բերում է շրջակա միջավայրի աղտոտվածությունների չափաքանակների ավելացում, այդ թվում նաև կենսոլորտի ջրային ավազանների աղտոտում, որը դրսևորվում է ջրային ռեսուրսների որակական ցուցանիշների էական վատթարացմամբ:

Հայտնի է, որ արդյունաբերական ձեռնարկությունները, գյուղատնտեսությունը և կոմունալ-կենցաղը հանդիսանում են քաղցրահամ ջրերի ոչ միայն հիմնական սպառողները, այլ նաև ջրային ավազանների աղտոտման հիմնական աղբյուրները: Ուստի, տեխնածին զարգացվածությամբ պայմանավորված, տնտեսության բոլոր ոլորտներում սուր զգացվում է մաքուր ջրի պահանջարկի բավարարման խնդիրը և նաև միաժամանակ գերակա խնդիր է դարձել Երկիր մոլորակի ջրային ռեսուրսների էկոլոգիական անվտանգության ապահովումը:

Քաղցրահամ ջրերի պաշարները, որոնք հասանելի են մարդկությանը, սպառվող են ու որակական ցուցանիշների առումով խիստ աղտոտված են տարատեսակ, տարաբնույթ աղտոտիչներով, որոնք հիմնականում ունեն անթրոպոգեն ծագում և հանդիսանում են քսենոբիոտիկներ:

Հայտնի է, որ քաղցրահամ ջրերի պաշարներն Երկրի վրա կազմում են ընդամենը 6%, որից մարդկությանը հասանելի է դրանց միայն մոտ 2.5%-ը: Կենսոլորտի ջրային տարածքների մեծ մասն արդեն իսկ մարդու գործունեությամբ պայմանավորված ուղղակի և անուղղակի ճանապարհով աղտոտված են (անթրոպոգեն գործոն) և աղտոտվում են շարունակաբար:

Ջրային ավազանների աղտոտման աղբյուրներն իրենց բնույթով խիստ տարբեր են.

1. արդյունաբերությունն իր բոլոր ճյուղերով,

2. գյուղատնտեսությունն իրեն բնորոշ թունաքիմիկատներով և պարարտանյութերով, ագրոարդյունաբերական համալիրները իրենց բնորոշ հոսքաջրերով,

3. տնտեսա-կենցաղային կոյուղաջրեր (նաև օրգանական սինթետիկ միջոցով ստացված տարատեսակ լվացող, մաքրող և սպիտակեցնող միջոցներ):

Բնականաբար կյանքի բարեկեցության աստիճանն ու որակն ուղղակիորեն պայմանավորված են տեխնածին զարգացվածությամբ: Արդյունաբերության զարգացման ժամանակակից տեմպերն ենթադրում են ջրային ավազանների օգտագործման ավելի մեծ պահանջարկ և՛ ջրառների, և՛ ջրնետումների (հոսքաջրեր) առումով: Ինչի հետևանքով էլ ավելանում են անթրոպոգեն ազդեցությունները ջրային ավազանների վրա, բերելով դրանց բնական որակական ցուցանիշների էական փոփոխությունների, դարձնելով կիրառման համար ոչ պիտանի:

Աղտոտիչներն, անկախ աղտոտման աղբյուրներից, ջրային ավազան են թափանցում պինդ, հեղուկ, կոլոիդ դիսպերսված, էմուլսիոն և գազային վիճակում, խախտում են ջրային ավազանի կենսաբանական գործընթացները, խաթարում նրա ինքնամաքման գործընթացները: Նվազում է ջրավազանների սննդային արժեքը, փոխվում է շրջակա միջավայրի հետ ջերմային ռեժիմն ու գազափոխանակությունը, ոչնչանում են օգտակար մանրէները, ստեղծվում են նպաստավոր պայմաններ մակաբույծների զարգացման համար:

Ջրային ավազանների վրա անթրոպոգեն գործոնի ազդեցությունն այնքան զգալի է, որ այն գերազանցում է դրանց ինքնամաքման գործընթացներին և որպես, սինթետիկ էֆեկտ, բերում է ջրային ավազանների հսկայական չափերի հասնող աղտոտվածությունների: Դրանք էականորեն փոխում են բնական ջրերի ֆիզիկաքիմիական ցուցանիշները (օրգանալեպտիկ հատկություններ), վերջիններիս դարձնելով վտանգավոր և թունավոր:

Որպես աղտոտման աղբյուրներ առանձնակի մեծ վտանգ են ներկայացնում քիմիական, մեխանիկամեքենաշինական, նավթաարդյունաբերական և նավթավերամշակման գործարանները, ագրոարդյունաբերական համալիրները,

սննդարդյունաբերական ձեռնարկությունները և այլն: Այս ձեռնարկությունների երկարամյա գործունեությամբ պայմանավորված և՛ մակերևութային, և՛ ստորգետնյա ջրերը, որոնք կազմում են կենսոլորտի ջրահավաք ավազանները, աղտոտվում են տարատեսակ և տարաբնույթ օրգանական և անօրգանական կայուն աղտոտիչներով: Մասնավորապես, այդ շարքից կարելի է առանձնացնել ֆենոլները և դրանց քլորաձանցյալները, որպես ջրոլորտի առավել թունավոր և վտանգավոր աղտոտիչներ:

Թեմայի արդիականությունը: Ներկայումս կենսոլորտի ջրային ավազանների աղտոտման առավել արդիական հիմնախնդիրներից են մակերևութային և ստորգետնյա ջրերի տեխնածին աղտոտվածություններն օրգանական և անօրգանական բնույթի աղտոտիչներով, իսկ էկոլոգիական անվտանգության տեսանկյունից հայեցակարգային գերակա խնդիր է դրանց մաքրումն ու վնասազերծումը:

Տեխնածին զարգացվածության ժամանակակից տեմպերն ենթադրում են ջրային ավազանների օգտագործման ավելի մեծ պահանջարկ և՛ ջրառների, և՛ ջրնետումների (հոսքաջրեր) առումով: Ինչի հետևանքով էլ ավելանում են անթրոպոգեն ազդեցությունները ջրային ավազանների վրա, բերելով դրանց բնական որակական ցուցանիշների էական փոփոխությունների: Շարունակաբար ջրային ավազաններ են թափանցում իրենց և՛ ծագման բնույթով և՛ ֆիզիկաքիմիական հատկություններով տարբեր աղտոտիչներ, որոնք կենսոլորտի համար համարվում են քսենոբիոտիկներ (օտար): Այդ աղտոտիչների շարքում առանձնակի վտանգ են ներկայացնում քլորօրգանական միացությունները և դրանց ածանցյալները: Վերջիններս համարվում են վտանգավոր և թունավոր, ունեն կուտակվելու մեծ ունակություն, կենսաերկրաքիմիական գործընթացներում չեն քայքայվում և թափանցելով սննդային շղթաներ վտանգում են ջրային կենդանի օրգանիզմների գոյությունը, այդ թվում նաև մարդկանց առողջությունը: Այդ առավել վտանգավոր և թունավոր միացությունները, մասնավորապես քլորֆենոլները, առաջացնում են օրգանիզմի կարևորագույն ֆունկցիաների՝ վերարտադրության և ժառանգականության խախտման էֆեկտներ, թողնելով քաղցկեղածին (կոնցերոգեն), մուտագեն և տերատոգեն ազդեցություններ,

ընկճում են իմունային համակարգը:

Նշված տեխնածին բնույթի աղտոտիչները բնական ջրերում կարող են գտնվել կախույթային, կոլոիդ դիսպերսված, էմուլսիոն, պինդ, գազային վիճակներում ու կիրառության ցանկացած ոլորտում առաջացնում են էկոլոգիական լուրջ խնդիրներ, այդ թվում նաև բերում են տեխնիկական համակարգերի կոռոզիոն գործընթացների:

Չնայած, որ ջուրը համարվում է անսպառ և վերականգնվող ռեսուրս, այնուհանդերձ աղետալի չափերով կրճատվում են քաղցրահամ ջրերի պաշարները կապված անտառահատումների, ճահիճների չորացման, հողային ռեսուրսների դեգրադացիայի հետ:

Այդ իսկ պատճառով էլ կենսոլորտի ջրային ավազանների էկոլոգիական անվտանգ պահպանության տեսանկյունից կարևոր է իրականացնել բնական ջրերի և հոսքաջրերի էլեկտրաքիմիական մաքրում, մասնավորապես դեհալոգենացում, էլեկտրաօքսիդացում և էլեկտրակոագուլացում:

Այդ նպատակով առաջարկվում է ջրամշակման տեղակայանքներում կիրառվող ռեակցիոն բաքում իրականացնել արդիականացում (Նաիրիտի Ա/Մ օրինակի վրա): Առաջարկվում է ռեակցիոն բաքում իրականացվող ջրի ազդանյութային մաքրումը (ազդանյութային կոագուլացիա) փոխարինել դեհալոգենացմամբ և էլեկտրաօքսիդացմամբ, քանի որ ազդանյութային մաքրումը չի ապահովում մաքրման բարձր էֆեկտիվություն, բացի այդ ծագում է լրացուցիչ խնդիր ստացված վերջնանյութերի չեզոքացման և վնասազերծման հարցում:

Ուստի առաջարկվում է արդիականացված ռեակցիոն բաքը կիրառել ջրամշակման տեխնոլոգիաներում քլորօրգանական միացություններից բնական ջրերի և հոսքաջրերի մաքրման գործընթացներում:

Այն հնարավորություն կընձեռի լուծել արդի ժամանակաշրջանի էկոլոգիական հիմնախնդիրներից մեկը, ապահովվելով կենսոլորտի ջրային ավազանների պահպանությունը, դրանց էկոլոգիական անվտանգությունը, արդյունավետ օգտագործումը և տնտեսական շահավետությունը:

Աշխատանքի նպատակը և խնդիրները: Ատենախոսական աշխատանքի

նպատակն է իրականացնել քլորօրգանական միացություններ պարունակող հոսքաջրերի էլեկտրաքիմիական մաքրում դեհալոգենացմամբ, էլեկտրաօքսիդացմամբ, էլեկտրակոագուլացմամբ և տալ դրանց կիրառությունների նպատակահարմարությունը տեխնոլոգիական գործընթացներում: Ինչպես նաև ցույց տալ հոսքաջրերի մաքրման էլեկտրաքիմիական մեթոդի և՛ տնտեսական շահավետությունը, և՛ էկոլոգիական անվտանգությունը:

Առաջադրված խնդրի նպատակային լուծման համար անհրաժեշտ էր՝

ա) իրականացնել հետազոտություններ պարզ քլորօրգանական միացությունների՝ քլորոֆորմի և տետրաքլորածխածնի դեհալոգենացման և էլեկտրաօքսիդացման մեխանիզմի ընթացքի վերաբերյալ,

բ) ուսումնասիրել ամենատարածված քլորօրգանական միացություններից ֆենոլների՝ 2-Քլորֆենոլի (ՔՖ), և 2,4-Երկքլորֆենոլի (ԵՔՖ) թթվային և հիմնային միջավայրներում ադսորբցիոն հիմնական օրինաչափությունները պլատինե և օքսիդապլատինատիտանային (ՕՊՏԱ) էլեկտրոդների վրա,

գ) մշակել արդյունաբերական ձեռնարկությունների հոսքաջրերի (<Ջ) ոչ ազդանյութային մաքրման տեխնոլոգիաներ:

Աշխատանքի գիտական նորույթը: Կոմբինացված նոր էլեկտրաքիմիական մեթոդի ուսումնասիրության ժամանակ ստացվել են հետևյալ արդյունքները՝

ուսումնասիրվել են քլորոֆորմի, տետրաքլորածխածնի ադսորբցիայի հիմնական օրինաչափությունները էլեկտրավերականգնումը պլատինե և օքսիդապլատինատիտանային՝ ՕՊՏԱ էլեկտրոդների վրա թթվային լուծույթներում:

1. առաջարկվել է քլորոֆորմի, տետրաքլորածխածնի դեհալոգենացման սխեման,
2. առաջին անգամ ուսումնասիրվել է ամենատարածված թունավոր քլորօրգանական միացությունների՝ ՔՖ և ԵՔՖ դեհալոգենացումը և ադսորբցիան հիմնային լուծույթներում պլատինե էլեկտրոդների վրա:

Աշխատանքի գործնական նշանակությունը:

1. Մշակվել է կոմբինացված էլեկտրաքիմիական մեթոդ բնական ջրերից և հոսքաջրերից քլորօրգանական միացությունները մաքրելու նպատակով:

2. Առաջարկվել է քլորօրգանական միացություններից հոսքաջրերի վնասազերծման տեխնոլոգիա արդյունաբերական ռեակցիոն բաքի օրինակի հիման վրա ("Նաիրիտ" Ա/Մ):
3. Առաջարկվել է նոր մեթոդ, որն ընկած է հոսքաջրերի մաքրման տեխնոլոգիայի հիմքում և կարող է կիրառվել քլորօրգանական տարբեր միացությունները բնական ջրերից և հոսքաջրերից մաքրելու նպատակով:

Հրատարակումներ: Կատարված աշխատանքի արդյունքներով հրատարակվել է 6 գիտական աշխատանք, որից 4 գիտական հոդված, 2 թեզիս:

Աշխատանքի փորձարկումը: Ատենախոսության հիմնական դրույթները զեկուցվել և քննարկվել են ամբիոնի՝ "Բնապահպանություն և կենսատեխնոլոգիա", "Բնապահպանություն և կենսագործունեության անվտանգություն" ՀԱՊՀ (2012-2017) թթ. Գիտական սեմինարներում:

II միջազգային գիտագործնական ուսանողական, ասպիրանտների և երիտասարդ գիտնականների կոնֆերանս Կիև-2014, VII Համառուսական (միջազգային մասնակցություն) կոնֆերանս՝ էլեկտրաքիմիայի ժամանակակից տեսական և փորձարարական մեթոդները, ՌԴ, Իվանովո-2015:

Աշխատանքի կառուցվածքը և ծավալը: Ատենախոսական աշխատանքը ներկայացված է համակարգչային շարվածքի 110 էջի վրա: Այն բաղկացած է ներածությունից, երեք գլխից, հիմնական եզրակացություններից, առաջարկությունից օգտագործված գրականության ցանկից (129 անուն), 24 նկարից և 2 աղյուսակից:

ԳԼՈՒԽ 1

ԳՐԱԿԱՆՈՒԹՅԱՆ ԱԿՆԱՐԿ

1.1. ԲՆԱԿԱՆ ՋՐԵՐԻ ԵՎ ՀՈՍՔԱՋՐԵՐԻ ՄԱՔՐՈՒՄՆ

ԷԼԵԿՏՐԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ՄԵԹՈԴՈՎ

Երկիր մոլորակի ջրային ավազաններն անթրոպոգեն աղտոտվածություններից պահպանելու հիմնական միջոցառումներից է հանդիսանում բնական ջրերի և հոսքաջրերի մաքրումը:

Ջրոլորտի պահպանության արդի ժամանակաշրջանի հիմնական հայեցակարգային ուղղությունն է բացահայտել մաքրման նոր տեխնոլոգիաներ, որոնք կբացառեն հոսքաջրերում հսկայական քանակությամբ վտանգավոր ու վնասակար միացությունների առկայությունն ու դրանց առաջացումը և միևնույն ժամանակ կլինեն էկոլոգիապես անվտանգ ու արդյունավետ: Համամարդկային էկոլոգիական հիմնախնդիրների շարքում կենսոլորտի ջրային ավազանների պահպանությունը հանդիսանում է գերակա խնդիր, ինչը ենթադրում է տեխնոլորտում ընթացող արտադրական գործընթացներում անթափոն տեխնոլոգիաների և փակ ցիկլերի լայն կիրառություն:

Ինչպես գիտենք ջրերի մաքրման եղանակները խիստ տարբեր են և մաքրման համապատասխան մեթոդի ընտրությունն որոշվում է բնական ջրերում և հոսքաջրերում պարունակվող խառնուրդների ֆիզիկամեխանիկական, ֆիզիկական, քիմիական և միկրոկենսաբանական ցուցանիշներով ու դրանց որակական-քանակական բնութագրերով, ինչպես նաև կիրառման ոլորտին բնորոշ ցուցանիշներով:

Վերջին տարիներին աճել է հետաքրքրությունը հոսքաջրերի մաքրման էլեկտրաքիմիական մեթոդի ուղղությամբ, քանզի վերջինս տնտեսապես շահավետ է և չի պահանջում վնասակար ու վտանգավոր ազդանյութերի կիրառություն:

Էլեկտրաքիմիական մեթոդի մշակումը և դրա ներդրումն արտադրական և

տեխնոլոգիական գործընթացներում հանդիսանում է ջրամշակման և հոսքաջրերի մաքրման տեխնոլոգիաներում գերակա ուղղություն:

Հոսքաջրերի մաքրման էլեկտրաքիմիական մեթոդի կիրառությունը հնարավորություն է տալիս՝

- համակարգել մշակվող ջրերի ֆիզիկաքիմիական հատկությունները,
- կոնցենտրացնել և կորզել դրանցում առկա արժեքավոր քիմիական նյութերը և մետաղները,
- ապահովում է օրգանական միացությունների լիարժեք մաքրում,
- ունի բարձր բակտերիալ էֆեկտիվություն
- հնարավորինս պարզեցնում է կիրառվող մաքրման սխեմաների տեխնոլոգիաները և դրանց շահագործումը:

Բոլոր դեպքերում մաքրման էլեկտրաքիմիական մեթոդն էկոլոգիապես մաքուր է, այն բացառում է ջրերի աղտոտումը տարբեր իոնների մնացորդներով, ինչը բնորոշ է ազդանյութերով մաքրման մեթոդներին [1]:

Ջրերի մաքրման էլեկտրաքիմիական մեթոդն, ի տարբերություն մաքրման ազդանյութային մեթոդի, օժտված է մի շարք էական առավելություններով: Դրանք են՝

1. չի մեծանում հոսքաջրերի հանքայնացումը,
2. ելքում առաջանում է մնացորդների փոքր քանակություն,
3. բացառվում է ազդանյութային տնտեսություն ունենալու անհրաժեշտությունը,
4. ի հայտ է գալիս արտադրական տեղակայանքների ամբողջական ավտոմատացում իրականացնելու հնարավորություն և այլն:

Հոսքաջրերի մաքրման էլեկտրաքիմիական մեթոդի հիմնական թերություններն են՝

1. կապիտալ և շահագործման մեծ ծախսեր,
2. էլեկտրոդների մակերևույթներին նստվածքագոյացում,
3. պայթունավտանգ գազերի և խառնուրդների առաջացում:

Այնուհանդերձ, չնայած բնորոշ թերությունների, ի համեմատ մաքրման այլ մեթոդների, հոսքաջրերի մաքրման էլեկտրաքիմիական մեթոդը մի շարք դեպքերում հաջողությամբ "մրցակցում է" ջրերի ազդանյութային մաքրման մեթոդների հետ և

նվազեցնում է կենսոլորտի ջրային ավազանների վրա ունեցած բացասական ազդեցությունը [2]:

1.1.1. Ջրերի էլեկտրաքիմիական մաքրումն անօրգանական միացություններից

Ջրամշակման տեխնոլոգիաներում գոյություն ունեն հոսքաջրերի մաքրման մի շարք տեղակայանքներ, որոնց կիրառությունը պայմանավորված է մաքրվող ջրերում առկա աղտոտիչներով և դրանց կիրառման ոլորտի պահանջվող նորմերով:

Գոյություն ունեցող մաքրման եղանակներից հեռանկարային է համարվում էլեկտրաքիմիական մեթոդի կոմբինացված կիրառությունը մաքրման այլ մեթոդների հետ նոր տեխնոլոգիաների ներդրմամբ, որոնք ձևավորում են մաքրման փակ ցիկլեր:

Էլեկտրոլիզի պրոցեսի ժամանակ հաջողվում է օգտահանել հոսքաջրերում եղած առանձին բաղադրիչները: Ինչն էլ հնարավորություն է տալիս էլեկտրաքիմիական մեթոդին բարեհաջող "մրցակցել" ջրերի մաքրման այլ մեթոդների հետ [3, 4]:

Բնական ջրերի փափկեցման նպատակով [3] սկզբում իրականացնում է աէրացիա, հետո ֆիլտրում, որն ընթանում է կատալիտիկ հատկությամբ օժտված շփման զանգվածում, որտեղ որպես շփման մակերես օգտագործվում են 2...3 մմ հատիկավոր ալյումինամանգանային կատալիզատորներ: Հարկ է նշել, որ ջրերի այսպիսի մշակման դեպքում մեծանում է ջրի փափկեցման էֆեկտը:

Ջրերի զտման ժամանակ որպես զտող նյութ օգտագործվում է սալիցիլացված կալցիո [4], որի առկայությամբ պայմանավորված ձևավորվում է էլեկտրական դաշտ, որով պայմանավորված ջուրը փափկում է և պրոցեսը դառնում է դյուրին:

Գոյություն ունի ջրամշակման հատուկ տեղակայանք ջրերի յուրահատուկ մաքրման համար [5], որը գործնականորեն ընթանում է 0,06 մկսմ/սմ –ից ոչ մեծ էլեկտրահաղորդականության պայմաններում և ջրի կորուստը 2 %- ից ավելի չէ:

Էլեկտրադիալիզով ջրերի փափկեցման մեթոդը լայն կիրառություն ստացել է պայմանավորված մի շարք առավելություններով [6-8]: Դրանք են՝

1. ջրի մաքրման պարզություն,
2. տարբեր աղապարունակությամբ ջրերի փափկեցման հնարավորություն,

3. Էլեկտրաէներգիայի փոքր ծախս:

Էլեկտրադիալիզատորը [6] ներառում է հիմնական մշակված էլեկտրոդներ և ներքին լրացուցիչ էլեկտրոդներ, որոնք էլեկտրադիալիզատորը բաժանում են հատվածների, էլեկտրոդների միջև տեղադրված են տարանուն իոնասեփեկտիվ ընկալող մեմբրան և սեպարատորային միջադիրներ, որոնցում արված են 3-ից ոչ պակաս անցքեր, որոնք ծառայում են ելակետային լուծույթի տրման և աղազրկված վերջնանյութերի հեռացման համար: Այս դեպքում մեծանում է ջրի աղազրկման աստիճանը:

Մշակված է հանքային ջրերի աղազրկման եղանակ [7], որն իրականացվում է էլեկտրադիալիզի հաջորդական խցերում, որտեղ էլ տեղի է ունենում կոնցենտրացում և աղազրկում $P^H = 5,0 \dots 6,9$ արժեքների դեպքում:

Ջրերի մաքրումն իրականացվում է [8] էլեկտրադիալիզի հաջորդական խցերում, ընտրողական անիոնակատիոնային մեմբրանների միջոցով: Այս մեթոդն ապահովում է մաքրման հուսալիություն և աչքի է ընկնում էլեկտրադիալիզատորի կառուցվածքի պարզությամբ:

Իոնիտային մեմբրանները պատրաստված են օրգանական իոնափոխանակային խեժերից, որոնց հիմքում ընկած են կապրոնե, նեյլոնե և այլ գործվածքներ: Իոնափոխանակային խեժերը թթվային, աղային և հիմնային միջավայրերում գործնականորեն չեզոք են (չեն լուծվում), սակայն վերջիններիս ակտիվ խմբերն ունակ են մասնակցելու լուծույթներում ընթացող տեղակալման ռեակցիաներին [9]:

Արդյունաբերությունում արտադրվում են երկբևեռ դիաֆրագմաներ [9], որոնց կատիոնաակտիվ ուղղությամբ կիրառվում են ՄԿ-40 մեմբրանները, իսկ անիոնաակտիվ ուղղությամբ՝ ՄԱ-40 կամ ՄԱ-41 մեմբրաններ:

Նանոչափերի ցեզիումի դիօքսիդ հնարավոր է ստանալ [10] էլեկտրադիալիզատորում ընթացող էլեկտրամեմբրանային պրոցեսի արդյունքում:

Ցեզիումի նիտրատի էլեկտրահիդրոլիզն իրականացվել է էլեկտրադիալիզատորում իոնափոխանակային ՄԱ-41 մակնիշի մեմբրանի կիրառությամբ, որտեղ որպես կատոդ ծառայել է տիտանե թիթեղը, իսկ որպես անոդ՝

պլատինե թիթեղը: Կատոդի վրա գազային ջրածնի հետ անջատվում է ցեզիումի դիօքսիդ, իսկ նիտրատ անիոնը ջրածնի կատիոնների հետ առաջացնում է ազոտական թթու:

Մշակված է եղանակ և սարքավորում [11] արդյունաբերական, քիմիական, մեքենաշինական և մետալուրգիական ձեռնարկությունների հոսքաջրերում պարունակվող ծանր մետաղների և այլ միացությունների կորզման նպատակով:

Ուսումնասիրվել է հոսքաջրերի փափկեցում [12], որոնք պարունակել են լուծված պինդ ֆազա 6560 մգ/լ կոնցենտրացիայով:

Էլեկտրալիզյորները բաղկացած է անոդից և կատոդից, որոնց տրվում է 70 Վ հաստատուն լարում: Միջէլեկտրոդային տարածությունը, որտեղ տեղադրված են իոնափոխանակային մեմբրաններ, բաժանված է խորշերի (բջիջների): Մեմբրանների էլեկտրաէֆեկտիվ մակերևույթն էլեկտրալիզյորներում կազմում է 80 սմ², ապարատ տրվող ջրի օպտիմալ արագությունը 2,4 լ/ժ է: Տվյալ դեպքում լուծված պինդ ֆազայի հեռացման էֆեկտիվությունը կազմում է 84,8 %, իսկ աղի հեռացման համար էներգածախսը կազմում է 1 կՎտ/կգ:

Բնական ջրերի և հոսքաջրերի մաքրումն անօրգանական միացություններից իրականացվում է էլեկտրաֆլոտացման մեթոդով: Այս մեթոդի հիմքում ընկած է այն փաստը, որ ջրի էլեկտրոլիզի ժամանակ առաջանում են բարձրադիսպերս գազային պղպջակներ, որոնք թույլ են տալիս հոսքաջրերից կորզել անօրգանական նյութերը, մասնավորապես մետաղների ֆոսֆատներ, հիդրօքսիդներ և այլն [13, 14]:

Նախագծված է էլեկտրաֆլոտատորեցիոն աշտարակը [15], որը նախատեսված է հոսքաջրերում առկա կախույթային, կոլոիդ դիսպերսված և էմուլսիոն աղտոտիչներից ազատվելու նպատակով: Սարքավորումը բաղկացած է հորիզոնական սորբցիոն աշտարակից, լցված սորբենտով կամ զտող նյութով, ջրի մուտքի և ելքի խողովակներից, էլեկտրաֆլոտացիոն հորիզոնական համակարգից, ելակետային ջրի ընդունող բաքից:

Կոմունալ-կենցաղային նշանակության ջրերի մաքրման համար ևս կիրառվում է էլեկտրաֆլոտացիոն մեթոդը [16]: Այդ նպատակով կիրառվող էլեկտրաքիմիական

ռեակտորը պարունակում է էլեկտրոդային բլոկ և շլամաընդունիչ (ապարախյուսի ընդունիչ): Էլեկտրոդային բլոկը բաղկացած է էլեկտրոդների երեք խմբից, որոնցից երկուսը ձևավորում են էլեկտրակազուլացման էլեկտրոդների փաթեթը, իսկ երրորդ խումբն իրենցից ներկայացնում են էլեկտրաֆլուտացիոն էլեկտրոդները: Նշված երեք խումբ էլեկտրոդներն իրար միացված են փոխարկման սարքի սնման բլոկով:

Քրոմ, կապար, նիկել, երկաթ, մանգան, պղինձ և այլ ծանր մետաղներ պարունակող հոսքաջրերի մաքրման համար [17] նախատեսված է օգտագործել պտտվող շերտով ապարատներ, որտեղ ֆերոմագնիսական մասնիկներն էլեկտրամագնիսական դաշտի ազդեցության տակ իրականացնում են ռեակցիոն գոտի թափանցող ազդանյութերի ինտենսիվ խառնում: Շփման և հարվածի ազդեցության տակ տեղի է ունենում վերը նշված ծանր մետաղների մանրացում մինչև կոլոիդ դիսպերսիոն աստիճան: Առաջացած կոլոիդ մետաղը հանդիսանում է լավագույն վերականգնիչ: Միաժամանակ, կոլոիդ մետաղի առաջացման հետ մեկտեղ, ընթանում է ջրածնի առաջացում, որն արդյունք է ջրի էլեկտրոլիզի: Նշված երկու պայմաններն էլ ազդում են վեցավալենտ քրոմի և մյուս մետաղների վերականգնման ռեակցիայի վրա:

Վեցավալենտ քրոմ (VI) պարունակող հոսքաջրերի մաքրումը հաճախ իրականացնում է էլեկտրաքիմիական մեթոդով, որտեղ կիրառվում են լուծվող և չլուծվող էլեկտրոդներ [18]:

Քրոմ պարունակող հոսքաջրերի մաքրումն էլեկտրակազուլացման մեթոդով նախընտրելի է իրականացնել, երբ հոսքաջրերի ծախսը մինչև $50 \text{ մ}^3/\text{ժ}$ է, իսկ քրոմի կոնցենտրացիան մուտքային հոսքաջրերում ոչ ավել քան 100 մգ/լ և միջավայրի չեզոքության աստիճանն է՝ $P^H = 3.5 \dots 7$, իսկ հոսքաջրերում առկա քրոմի (VI) և մյուս ծանր մետաղների (նիկել, ցինկ, պղինձ, և այլն) թույլատրելի կոնցենտրացիաները յուրաքանչյուր մետաղի համար կազմում են մինչև 30 մգ/լ :

Էլեկտրակազուլման պրոցեսում ընթանում է էլեկտրոդների պասիվացում, որն էլ բացատրվում է ջրում եղած NO_3^- , PO_4^{3-} , CO_3^{2-} և այլն իոնների առկայությամբ:

Քրոմ (VI)-ի մեծ կոնցենտրացիաների դեպքում, եթե դրանք հոսքաջրում

գերազանցում են 2 գ/լ, ապա դրանց էլեկտրաքիմիական մեթոդով վնասագերծման ժամանակ կիրառվում են չլուծվող էլեկտրոդներ:

Էլեկտրակոագուլացիայի տարատեսակներից մեկն է գալվանակոագուլացիան [19], որի ժամանակ ապարատի աշխատանքային գոտին լցնում են ալյումինի 20...70 % և պղնձի 80...30 % խառնուրդներով: Պայմանավորված տարատեսակ մասնիկների շփման ուժերով առաջանում է կարճ միացված գալվանական էլեմենտ, որտեղ էլ տեղի է ունենում էլեկտրաբացասական մետաղի՝ ալյումինի լուծում առաջացնելով է $Al(OH)_3$, որն էլ հանդիսանում է էլեկտրակոագուլացման պրոցեսի հարուցիչը:

Հաճախակի կիրառվում են հետևյալ գալվանական զույգերը՝ $Fe-Cu$, $Fe-C$, $Mg-C$, $Al-C$ և այլն [20]:

Գալվանակոագուլացիայի կիրառությունն առավել շահավետ է և օժտված է ցածր տեսակարար էլեկտրաունակությամբ:

Գալվանակոագուլացիայի ժամանակ գալվանազույգ կազմող մետաղի ընտրությունն որոշվում է հոսքաջրերի մաքրման կոնկրետ խնդրի լուծումով: Սովորաբար թունավոր մետաղների կորզման նպատակով կիրառվում է երկաթի-կոբալտ, ցանկալի մետաղների կորզման ժամանակ՝ պղինձ, իսկ սուլֆատների և օքսիսուլֆատների տեսքով կորզման համար՝ ալյումին:

Ըստ տվյալների [21] առավել էֆեկտիվ են աշխատում ակտիվացած ածխով գալվանազույգերը, ինչն էլ բացատրվում է օքսիդացման պրոցեսի մեծ ինտենսիվությամբ և համապատասխանաբար երկաթի կամ ալյումինի մեծ ելքով: Այդպիսի գալվանազույգերը հնարավորություն են տալիս էականորեն ընդլայնել գալվանակոագուլացիայի կիրառությունը հոսքաջրերից ծանր մետաղների, կոշտություն հաղորդող աղերի և սուլֆատների կորզման գործընթացներում:

1.2. ՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ԱՂՏՈՏԻՉՆԵՐԻՑ ԲՆԱԿԱՆ ՋՐԵՐԻ ԵՎ ՀՈՍՔԱՋՐԵՐԻ ՄԱՔՐՄԱՆ ԷԼԵԿՏՐԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ՄԵԹՈԴ

Գիտատենիկական առաջընթացով պայմանավորված, վերջին տարիներին, մեծ

ուշադրություն է դարձվում ջրային օբյեկտների, հատկապես մակերևութային ջրերի, արդյունաբերական, գյուղատնտեսական և կոմունալ կենցաղային հոսքաջրերով աղտոտվածություններից զերծ պահելու հիմնախնդրին: Այդ խնդրի լուծումը բարդանում է այնքանով, որ աղտոտման տարբեր աղբյուրներով պայմանավորված տարեց-տարի ավելանում են տարատեսակ ու տարաբնույթ կայուն և անկայուն աղտոտիչների քանակությունները՝ կոնցենտրացիաները, ջրային ավազաններում:

Ինչպես արդեն գիտենք աղտոտող նյութերն ըստ իրենց բնույթի լինում են օրգանական և անօրգանական:

Ջրային ավազաններ թափանցող օրգանական նյութերն (յուղեր, սպիրտներ, ածխաջրեր, ամինաթթուներ, ֆենոլներ, քլոր-ֆենոլներ, նավթամթերքներ և այլն) իրենց հերթին ըստ ծագման լինում են ինչպես բնական, այնպես էլ տեխնագեն բնույթի:

Օրգանական նյութերն ըստ իրենց ծագման բնույթի, ագրեգատային վիճակի և ֆիզիկաքիմիական հատկությունների էլեկտրաքիմիական օքսիդացման տեսանկյունից պայմանականորեն բաժանվում են երեք խմբի՝ հեշտ, միջին և դժվար օքսիդացվողների:

Էլեկտրաքիմիական մաքրման մեթոդների էներգետիկական պարամետրերը հիմնականում պայմանավորված են բնական ջրերի և հոսքաջրերի օրգանական աղտոտվածության աստիճանից և դրանց հանքայնացումից:

Օրգանական նյութերի օքսիդացումը (մինչև գազային վիճակ) ընթանում է որպես կանոն մեծ անոդային պոտենցիալներով և հիմնականում ուղեկցող պրոցեսներով:

Անոդի վրա առաջանում են օքսիդիչներ (թթվածին, քլոր, ինչպես նաև թթվածին և քլոր պարունակող միացություններ), որոնք կարող են օքսիդացնել օրգանական միացություններն արդեն իսկ լուծույթում: Կատոդային պրոցեսն ուղեկցվում է ջրածնի համարժեք անջատումով, որի ժամանակ ձևավորվում են հիդրօքսիդներ [22]:

Ինչպես գիտենք, կախված ջրատեխնիկական համակարգերի աղտոտվածության աստիճանից և դրանց կիրառման ոլորտից ու պահանջվող սանիտարահիգիենիկ նորմերից, ընտրվում է համապատասխան մաքրման եղանակը և

մեթոդը: Դա կարող է լինել էլեկտրաքիմիական ռեակտորում անմիջական օքսիդացումով, կամ էլ ջրերի ցածր հանքայնացման դեպքում ընտրվում է դոզավորման մեթոդը, օրինակ նատրիումի քլորիդ, որը տրվում է անմիջապես էլեկտրաքիմիական ռեակտորի մուտք:

Օրգանական միացությունները հոսքաջրերի մաքրման մեկ այլ մեթոդ է հանդիսանում էլեկտրաքիմիական վերականգնումը:

Բացի բնական ջրերի և հոսքաջրերի ուղղակի և անուղղակի էլեկտրաքիմիական մաքրումից, հաճախ կիրառվում են նաև էլեկտրակոագուլացում և էլեկտրաֆիլտրում:

1.2.1. Ներկանյութեր պարունակող հոսքաջրերի էլեկտրաքիմիական մաքրում

Ջրատեխնիկական համակարգերում ներկանյութեր պարունակող հոսքաջրերի մաքրման տեխնոլոգիաներում էլեկտրամաքրման տարբեր մեթոդներից ամենատարածվածն ու ամենակիրառելին էլեկտրաքիմիական և էլեկտրակատալիտիկ քայքայման մեթոդներն են:

Իրականացվել է ներկանյութեր պարունակող հոսքաջրերի մաքրում [23], մասնավորապես կապույտ ֆտալացիանինի քայքայումը տիտանային էլեկտրոդի վրա կոմբինացված եղանակով, որի մակերևույթը ծածկված է TiO_2 –ի բարակ շերտով: Էլեկտրոդիզն իրականացվել է $E=1.5$ Վ պոտենցիալային տիրույթում ուլտրամանուշակագույն ճառագայթմամբ 3 ժամ տևողությամբ: Ներկանյութի ելակետային կոնցենտրացիան հավասար է եղել 15 մգ/լ, իսկ կոմբինացված եղանակի կիրառությունից հետո ելքային կոնցենտրացիան կազմել է 0.85 մգ/լ: Թունավորության աստիճանն, որը որոշվել է ֆոտոլյումինիսցենսային մեթոդով, չի գերազանցել պահանջվող սանիտարահիգիենիկ նորմը:

Ուումնասիրվել է տեքստիլ արտադրության ազոներկանյութ ("Амарант" АКА) [24] պարունակող հոսքաջրերի էլեկտրաքիմիական պրոցեսը: Այստեղ որպես անոդ և կատոդ կիրառվել են ակտիվացած ածխի թելիկներ:

Այս դեպքում հոսքաջրերի ներկվածության աստիճանը հեռացվել է ավելի քան

99% -ով, երբ հոսանքի խտությունը կազմել է 0.5 մԱ/սմ²:

Դիտարկված է տեքստիլ արտադրության [25] ներկանյութ պարունակող հոսքաջրերի էլեկտրակոագուլացիոն մաքրումն ի համեմատ ազդանյութային մաքրման: Համեմատությունն իրականացվել է մաքրման տեղակայանքներում, որոնց արտադրողականությունն է 1000 մ³/օր: Այստեղ որպես անոդ կիրառվել են երկաթ և ալյումին:

Իրականացվել են նաև տնտեսական հաշվարկներ, որոնցում ներառված են անոդների արժեքները, էներգածախսերը, երբ հոսանքի խտությունը 30 Ա/մ² է: Կատարված հաշվարկները ցույց են տվել, որ հոսքաջրերի մաքրման էլեկտրակոագուլման մեթոդի տեսակարար ծախսերը 3.2 անգամ փոքր են ստացվում, քան նույն որակի հոսքաջրերի ազդանյութային մաքրման դեպքում է:

Էլեկտրակոագուլման մեթոդով [26] ուսումնասիրվել է "C.I.Acid Red3R" ներկանյութի կազմալուծումը կաոլինի կիրառմամբ, ֆոսֆամոլիբդենային կոբալտի մշակումով: Հետազոտությունների արդյունքները վկայում են ներկանյութերի էլեկտրակոագուլացիոն մաքրման մեթոդի էֆեկտիվության մասին և նկատվել է ներկանյութի գունավորման նվազեցում 98.3 % -ով 7 րոպեի ընթացքում:

Ուսումնասիրվել է ներկանյութերի գունազրկման կինետիկան, P^H-ի ազդեցությունը, հոսանքի խտությունը, ջերմաստիճանը և առաջարկվել է ռեակցիաների մեխանիզմը:

Ուսումնասիրվել է երեք նմուշի հոսքաջրերի՝ կաոլինի կախույթանյութերի, ներկանյութերի լուծույթների և ջրայուղային էմուլսիաների [27] էլեկտրակոագուլացիոն մաքրումն ալյումինե և երկաթե էլեկտրոդներով: Կիրառված երկու էլեկտրոդներն էլ ունեն բավականին մեծ էֆեկտիվություն: Ընդ որում հարկ է նշել, որ ալյումինե էլեկտրոդի կիրառության դեպքում քիչ ծախսեր են պահանջվում:

Լաբորատոր պայմաններում [28] էլեկտրակոագուլման մեթոդով հոսքաջրերից ռեակտիվ կարմիր ներկանյութերը հեռացվել են երկաթե էլեկտրոդի շնորհիվ:

Փորձերի արդյունքներով հաստատված է, որ էլեկտրակոագուլացիոն մաքրման աստիճանի վրա էական ազդեցություն են գործում հետևյալ գործոնները՝

- հոսանքի խտությունը,
- ռեակտիվ կարմիրի սկզբնական կոնցենտրացիան,
- P^H -ի արժեքը,
- էլեկտրոլիտի բնույթը

Իսկ ժամանակի գործոնի և էլեկտրոլիտի կոնցենտրացիայի ազդեցություններն աննշան են:

Ցույց է տրված [29], որ անտրախինային ներկանյութն ենթարկվում է ակտիվ քլորով էլեկտրաքիմիական օքսիդացման, երբ իրականացվում է հոսքաջրերի էլեկտրոլիզ, որոնցում առկա են 0.2 մոլ/լ NaCl , 0.1 մոլ/լ NaSO_4 և 0.1 մոլ/լ ներկանյութ: Նկատվել է, որ էլեկտրոլիզի ժամանակ, որն ընթանում է $P^H=6.4$, $T=30^\circ\text{C}$, $j=15 \text{ Ա/ս}^2$ պայմանների առկայությամբ, 4 ժամվա ընթացքում հոսքաջրերն ամբողջությամբ գունազրկվում են:

Հետազոտվել է [30] BR29 ներկանյութի էլեկտրաքիմիական օքսիդացումն երկբևեռանի հոսքային ռեակտորում, որի էլեկտրոդներն ունեն Ռաշիգի օղակի տեսք և ավաաստե ծածկույթ:

Հետազոտվել են առանձին հոսքաջրերի սկզբնական կոնցենտրացիաների՝ Na_2SO_4 -ի կոնցենտրացիայի, հոսանքի խտության, հոսքի արագության և սկզբնական P^H -ի ազդեցությունները ներկանյութերի հեռացման էֆեկտիվության վրա: Արդյունաբերական հոսքաջրերի հետազոտությունները ցույց են տվել, որ վերը նշված մեթոդը հնարավորություն է տալիս հեռացնել ներկանյութերի 97.2 % -ը, երբ հոսանքի խտության արժեքը՝ $j=1 \text{ մԱ/սմ}^2$: Նկատվում է նաև հոսքաջրերի թունավորության աստիճանի զգալի նվազեցում է:

Իրականացվել են հետազոտություններ [31] հոսքաջրերի վնասազերծումը քրոմաշականակագույն ներկանյութերից H_2O_2 և NaClO էլեկտրաքիմիական գեներացիայով թթվածնի ազդեցության տակ: Թթվածնի ազդեցության տակ ընթացող էլեկտրոլիզի դեպքում լուծված թթվածինը կատոդի վրա վերականգնվում է, ձևավորելով ակտիվ մասնիկներ, որոնք մասնակցում են օքսիդացման պրոցեսին:

Բացի այդ, լուծված թթվածինը քիմիապես օքսիդացնում է ներկանյութերի մոլեկուլները, մինչև ցածրամոլեկուլյար միացություններ:

Հետազոտվել է [32] երկնագույն ռեակտիվի՝ 19(ԵՌ) էլեկտրաքիմիական օքսիդացումը և կազմալուծումը, որի պարունակությունը նմուշային հոսքաջրերում կազմել է 25 մգ/լ:

Հոսքաջրերում առկա երկնագույն ռեակտիվի 19(ԵՌ) հեռացման ժամանակ համեմատվել են երկու էլեկտրաքիմիական համակարգեր՝ C(I) և C(II):

Համակարգ C(I)-ում անոդն ուներ $Ti - PH\beta PbO_2 - Fe - F$ կառուցվածք, իսկ համակարգ C(II)-ում անոդի մակերևույթը կազմված էր արհեստական ալմաստի բյուրեղներից՝ բորի նանոթաղանթով: Նշված երկու համակարգերն էլ՝ C(I) և C(II), օժտված են միևնույն բնութագրերով:

Երբ հոսանքի խտությունը 50 մԱ/սմ² էր, նկատելի էր հոսքաջրերի ամբողջական գունազրկում, ընդ որում C(I) համակարգում ապահովվում է ամբողջական օրգանական ջրածնի ավելի խորը հեռացում:

Տեքստիլ արդյունաբերության հոսքաջրերի մաքրման ժամանակ [33], որոնք պարունակում են ազոներկանյութ էրիքրոմ սև T (ԷՍ-T), համեմատվել են էլեկտրաքիմիական օքսիդացումը և Ֆենտոնի մեթոդը (ՖՄ): Եվ հաստատվել է, որ էլեկտրաքիմիական օքսիդացման ժամանակ ազոներկանյութ էրիքրոմ սևը 75 %- ով հեռանում է:

Անալիզների հիման վրա արվել են հետևություններ՝ օքսիդացման ժամանակ ազոներկանյութ էրիքրոմ սևն անոդի վրա նախ ենթարկվում է ուղղակի օքսիդացման, իսկ այնուհետև կազմալուծման պայմանավորված հիդրօքսիլ ռադիկալներով:

Ուսումնասիրվել է [34] հոսքաջրերում սուլֆանիդացված ազոներկանյութի հնարավոր կազմալուծումն էլեկտրաքիմիական մեթոդով: Էլեկտրաքիմիական բջիջը (խորշը) ունի անոդային և կատոդային խցեր, որտեղ լցված են գրաֆիտե հատիկներ, որոնք իրենցից ներկայացնում են փոխանակային եռախուց էլեկտրոդներ: Այդ ռեակտորն ունի շրջապտույտային կոնտուր, որով պայմանավորված հոսքաջրերն անցնում են երկու խցերով հաջորդաբար:

Հաստատվել է, որ էլեկտրոդների վրա 3...10 Վ լարման դեպքում գործնականորեն կազմալուծում նկատվում է արդեն 8...10 ժամվա ընթացքում, երբ հոսքաջրերի $T=5^{\circ}C$ է:

Հետազոտման արդյունքներում [35] հայտնաբերվել են օրգանական բյուրեղիկներ (ակտիվ և թթվային), որոնք անուլիտի ներմուծմամբ ենթարկվում են կազմալուծման: Ջրիմուռների կենսաթեստավորմամբ հաստատվել է, որ կազմալուծված ներկանյութերի թունավորության աստիճանը նվազել է, ի համեմատ ելակետային տվյալների:

Բարձրաէֆեկտիվ գազային քրոմագրության մեթոդով բացահայտվել է օրգանական միացությունների առաջացում (ենթադրաբար քլոր պարունակող), որոնք ձևավորվում են անուլիտի հետ ներկանյութերի փոխազդեցության հետևանքով:

Ուումնասիրության են ենթարկվել [36] նմուշային լուծույթներ՝ ներկանյութ ուղիղ սև 3 (ՈւՍ-3) և թթու կապույտ $2K(KC_2K)$, որոնք հանդիսանում են տեքստիլ արդյունաբերության ներկման տեխնոլոգիաներում հաճախ կիրառվող ուղիղ կամ թթվային ներկանյութեր:

Ներկանյութերի էլեկտրաքիմիական օքսիդացման համար հեղինակները կիրառել են մետաղ օքսիդացող անոդներ՝ տիտանե հիմքով ակտիվ մակերևույթային ծածկույթով մետաղների օքսիդներով, մասնավորապես տիտանի և ռութենիումի իզոմորֆ խառնուրդով, այսպես կոչված օքսիդառութենիումատիտանային (ՕՌՏԱ) անոդներ: Այդ անոդներն իրենց լավ են դրսևորում քլորի էլեկտրաքիմիական արտադրության ժամանակ, որտեղ էլեկտրոլիզի է ենթարկվում նատրիումի քլորիդի խտացված լուծույթը [37, 38]:

Մշակվել է ՕՌՏԱ էլեկտրոդների [39, 40] կիրառմամբ էլեկտրաքիմիական մեթոդ, որը մաքրում և վնասազերծում է սննդարդյունաբերական և ձկնարդյունաբերական ձեռնարկությունների հոսքաջրերը գրեթե 92...96%, ներառած մեխանիկական առանձին խառնուրդներ, կոագուլացիա և լուծույթի էլեկտրամշակում: Այս եղանակը առանձնակի է այն փաստով, որ այստեղ որպես կոագուլանտ կիրառվում է ծովային ջուրը, իսկ էլեկտրաօքսիդացումն ընթանում է էլեկտրաֆլոտատորում:

1.2.2. Էլեկտրաքիմիական և այլ մեթոդներով նավթանյութեր պարունակող հոսքաջրերի մաքրում

Արդի ժամանակաշրջանում նավթը և նավթանյութերը հանդիսանում են ջրային ավազանների հիմնական աղտոտիչները: Նավթանյութերը թափանցելով ջրային ավազաններ ձևավորում են տարբեր աղտոտվածություններ, որոնք դրսևորվում են լուծված կամ էմուլսիոն տեսքով, լողում են, թաղանթ ձևավորելով կամ էլ որպես ծանր ֆրակցիա (թորամաս) նստում հատակին և այլն: Վերջիններիս առկայությամբ փոխվում են ջրերի օրգանալեպտիկ հատկությունները՝ համը, հոտը, մածուցիկությունը, գունավորումը, թափանցելիությունը, նվազում է լուծված թթվածնի քանակությունը, խախտվում է ջրային ավազանի և շրջակա միջավայրի միջև գոյություն ունեցող ջերմագազափոխանակության օրինաչափ ընթացքը, ջուրը ձեռք է բերում թունավոր հատկություններ և դառնում վտանգավոր ու վնասակար ոչ միայն մարդկության, այլ նաև ջրային կենդանի օրգանիզմների համար: Հատկանշական է, որ ընդամենը 12 գ նավթը կարող է 1 տ ջուրը դարձնել ոչ պիտանի օգտագործման համար:

Շրջակա միջավայրի, այդ թվում նաև ջրային ավազանների, հիմնական աղտոտման աղբյուր են հանդիսանում վառելիքաէներգետիկ, քիմիական, նավթաքիմիական և նավթավերամշակման ձեռնարկությունները:

Մակերևույթային ջրային ավազաններ են թափանցում նավթավերամշակման և նավթաքիմիական ձեռնարկությունների հոսքաջրերում պարունակվող նավթանյութերը, կախույթային մասնիկները, լուծված աղերը, օրգանական միացությունները, ֆենոլները, ազոտի ամմիանիտները և այլ կայուն աղտոտիչներ:

Աղյուսակ 1.1-ում բերված են մի քանի նավթավերամշակման ձեռնարկությունների (ՆՎՁ) հոսքաջրերում առկա աղտոտիչների միջինացված տվյալներ [41]:

Այսպիսով, մակերևույթային և ստորգետնյա ջրերի պահպանության համար անհրաժեշտ է կիրառել դրանց մաքրման համալիր միջոցառումներ, որոնք կբերեն ոչ միայն արտադրությունում կիրառվող քաղցրահամ ջրերի ծավալների նվազեցման

(փակ ցիկլեր), այլ նաև կներառեն հոսքաջրերի մաքրման էֆեկտիվ և անվտանգ մեթոդների կիրառությունը [42]:

Արտադրական հոսքաջրերի որակական բնութագրերն էական նշանակություն ունեն դրանց մաքրման մեթոդի ընտրության, որակի ստուգման և ջրնետումների, ինչպես նաև հոսքաջրերի կրկնակի հնարավոր օգտագործման, աղտոտիչների կազմալուծման, հեռացման և օգտահանման գործում:

Հոսքաջրերը նավթանյութերից մաքրելու համար հաճախ կիրառում են սերտակցման (կաթիլների կամ պղպջակների ձևավորում) մեթոդը: Սերտակցման զտիչները գործնականորեն միշտ միավորված են պարզարաններով կամ էլ պարզարանները ներկառուցվում են սերտակցման էլեմենտներով [43]:

Աղյուսակ 1.1

Նավթավերամշակման ձեռնարկությունների (ՆՎՁ) հոսքաջրերի աղտոտիչների միջինացված տվյալներ

Հոսքաջրերի աղտոտիչներ	Կոնցենտրացիաներ, մգ/դմ ³	
	Մաքրումից հետո	Ջրային ավազանների նորմեր, ՍԹԿ
1.Նավթանյութեր	7,9	մինչև 0,05
2.Ֆենոլ	1,3	մինչև 0,01
3.Քլորիդներ	540	մինչև 300
4.Սուլֆատներ	146	մինչև 100
5.Կախույթային նյութեր	7,9	-
6.ԹՔՊ	1230	մինչև 15
7.ԹԿՊ	64	մինչև 3
8.Ամֆոնիումային ազոտ	52	մինչև 0,39

Նավթաջրային զտող սեպարատորները [44] նախատեսված են արդյունաբերական հոսքաջրերը նավթանյութերից մաքրելու համար:

Համակցված տեղակայանքում [45] նավթանյութեր պարունակող հոսքաջրերի մաքրման համար համատեղված է էլեկտրական դաշտում սերտակցումը և հեղուկի զտումը: Մաքրվող ջուրը տրվում է ապարատի կենտրոնական գլանային մաս, որը տեղակայված է ապարատի առանցքում և լցված է սերտակցող հատիկավոր լցվածքով: Որպես հատիկավոր լցվածք այստեղ օգտագործում են պոլիստիրոլ կամ 2...5 մմ չափսերի ֆտորոպլաստ: Սերտակցող լցվածքում ընթանում է նավթանյութի նստեցում և դրանց սերտակցում, որի հետևանքով հատիկների մակերևույթներին ձևավորվում է նավթի թաղանթ:

Նավթի շերտում տեղադրված են էլեկտրոդային թիթեղներ, որոնք միացված են հաստատուն հոսանքի սնման աղբյուրի դրական բևեռին: Կատոդները տեղակայված են ջրում: Էլեկտրական դաշտի լարվածությունը կազմում է 300...600 Վ/մ:

Առաջարկված է հոսքաջրերի մաքրումը հեղուկ նավթանյութերից: Այդպիսի հոսքաջուրը մշակում են երկաստիճան կենտրոնախույզ հիդրոցիկլոնում՝ հորիզոնական և ուղղահայաց: Հոսքաջրի առաջին հոսքը մղում են հորիզոնական պարույրային հարթությունով, իսկ երկրորդ հոսքը՝ պարույրով ներքևից վերև, ջրի հոսքի պտտման անկյունային արագությունը մինչև 30000 պտ/րոպե:

Այս մեթոդի շնորհիվ ապահովվում է մաքրված ջրում նավթանյութերի մնացորդային կոնցենտրացիա՝ 0.05 մգ/լ [46]:

Հայտնի է մեթոդ [47], որի էությունը կայանում է նրանում, որ նավթ պարունակող հոսքաջրերի վրա ազդում են էլեկտրական լիցքերով, որոնց տատանման իմպուլսը 300...800 Հց է, ինչի շնորհիվ էլ մեծանում է նավթանյութեր պարունակող ջրերի մաքրման էֆեկտիվությունը:

Կատալիտիկ զտիչները կիրառվում են հոսքաջրերից օրգանական նյութերի մաքրման նպատակով: Այդպիսի զտիչներում օգտագործվում են հատիկահարստացման կոմբինատների մնացորդները, որոնք ունեն բազմակատիոնիտային կազմ և պարունակում են մեծաքանակ ակտիվ էլեմենտներ: Վերջիններս հանդիսանում են օրգանական նյութերից ջրերի մաքրման կատալիզատորներ:

Հայտնի է կատալիտիկ օքսիդացնող զտիչ [48], որն իրենից ներկայացնում է փակ տարողություն: Այն մասամբ լցված է կատալիտիկ հատիկավոր լցանյութով, որի չափերը 5...8 մմ են, ունի մաքրվող ջրի տրման և մաքրված ջրի հեռացման համար կոլեկտորներ:

Նավթ պարունակող ջրերի մաքրման տեղակայանքը [49] ներառում է կուտակիչ-միջինացնող, եռարտադրանքային հիդրոցիկլոն, էլեկտրաքիմիական զտիչ, սորբցիոն զտիչ, հիդրոֆոր զտիչ և սահուն հարթակներ: Տեղակայանքը լրացուցիչ պարունակում է կատալիտիկ բլոկով էլեկտրաֆլուտատոր, որը լցված է ալյումինամանգանային կատալիտիկ նյութով, որի չափսերը կազմում են 2...5 մմ:

Կատալիզատոր AOK-7541-ն կիրառվում է կատալիտիկ էլեկտրաքիմիական ռեակտորում [50], որտեղ ձևավորվում է գալվանական զույգ, ի հաշիվ կատալիտիկ հատիկավոր էլեկտրաբացասական նյութի և էլեկտրադրական ածխածին պարունակող հատիկավոր AF-3-ի զուգակցումով:

Հայտնի է նավթավերամշակման գործարանների, ավտոլիցքավորման և ավտոլվացման կայանների հոսքաջրերի նավթանյութերից մաքրման մեթոդ [51]: Այդ մեթոդի էությունը կայանում է նրանում, որ իրականացվում է հոսքաջրերի առաջնային մաքրում անմիջապես լծամաքրման կամ ջրահավաքման լոկալ տեղամասերում, որտեղ հոսքաջրերի մակերևույթին դիսպերսվում են փոշե ադսորբենտներ, որոնք նավթանյութերի ադսորբցիայից հետո հեռացվում են ջրի մակերևույթից և այնուհետև ենթարկվում են այրման:

Իրենցից մեծ հետաքրքրություն են ներկայացնում սորբցիոն զտիչներն, որոնք ներառվում են էլեկտրաքիմիական էլեկտրոդային համակարգ: Սրանք համարվում են հեռանկարային, քանի որ համատեղում են ջրերի մաքրման էլեկտրաքիմիական և սորբցիոն մեթոդները, ինչի շնորհիվ էլ զգալիորեն մեծանում է հոսքաջրերի մաքրման էֆեկտիվությունը:

Սորբցիոն-կատալիտիկ զտիչը [52] բաղկացած է իրանից, որը լցված է հատիկավոր սորբենտով, պարունակում է ալյումինե և գրաֆիտե սկավառակային էլեկտրոդներ, սորբենտի սահմանազատված շերտ, որի առկայությամբ էլ ձևավորվում է

էլեկտրաքիմիական հոսանքի ուժ:

Մուտքի խողովակին միացված է կոմպրեսոր, որը օգտագործվում է ջուրը թթվածնով հարստացնելու համար: Հոսանքի էլեկտրաքիմիական աղբյուրները հաջորդաբար միացված են մեկը մյուսին դիմադրության բեռով:

Նախատեսված և նկարագրված է սորբցիոն գտիչ [53], որը ներառում է սորբցիոն խուց՝ լցված հատիկավոր ակտիվացված ածուխով: Սորբցիոն խուցը պարունակում է ալյումինե միջուկով էլեկտրոդներ, որոնք իրար միացված են հաղորդալարերով, ընդ որում ալյումինե և գրաֆիտե էլեկտրոդները հաջորդում են միմյանց ձևավորելով բազմաէլեկտրոդային հոսանքի աղբյուր: Բացի այդ, գտիչը լրացուցիչ պարունակում է էլեկտրական հոսանքի գեներացիայի խուց, որը է լցված նատրիումի քլորիդով և հորիզոնական միջնորմներով բաժանված է մի քանի հատվածամասերի: Յուրաքանչյուր հատվածամասում տեղադրված են լրացուցիչ էլեկտրոդներ, որոնք ձևավորում են էլեկտրաքիմիական հոսանքի աղբյուր և հաջորդաբար միացված սորբցիոն խցի բազմաէլեկտրոդային էլեկտրաքիմիական հոսանքի աղբյուրներին:

Արդյունաբերական հոսքաջրերը նավթանյութերից և մակերևութաակտիվ նյութերից՝ (ՄԱՆ), մաքրելու մեթոդներից մեկն էլ հանդիսանում է վակուումում իրականացվող էլեկտրակոագուլացումն, որից հետո իրականացվում է ջրերի սեպարացիա [54]:

Մշակվել է գտիչ [55], որը կիրառվում է այն բնական ջրերի և հոսքաջրերի մաքրման համար, որոնք պարունակում են ավտոլվացման և տեղային մաքրման կայանների հոսքաջրեր ու մակերևութային ջրեր:

Ձտիչը բաղկացած է իրանից, գտիչի մուտքային և ելքային խողովակներից, մաքրվող ջրի տրման և հեռացման խողովակներից, ալյումինե և երկաթե ցանցերից, ինչպես նաև բաժանող պղնձե ցանցից:

Ձտող առաջին շերտը բաղկացած է էլեկտրադրական և էլեկտրաբացասական մասնիկների խառնուրդից, երկրորդ շերտը՝ 1...2.2 մմ անտրացիտե հատիկներից: Այստեղ որպես էլեկտրադրական մասնիկներ կիրառվում են գրաֆիտ, կոքս կամ էլ

ածուխ պարունակող մնացորդներ:

Ստացված տեխնիկական արդյունքն են՝

1. զտիչի ֆունկցիոնալ հնարավորությունների ընդլայնում,
2. հոսքաջերի, անձրևաջրերի և հալոցքաջրերի մաքրում առանց քիմիական հատուկ ազդանյութերի կիրառության:

Մշակվել է համակցված էլեկտրաքիմիական մեթոդ [56] և առաջարկվել է հոսքաջրերի և նավթանյութերի մաքրման սարքավորում:

Կախված հոսքաջրերի բնույթից և բաղադրությունից սարքավորումը կարող է ունենալ էլեկտրաֆլուտացիոն մաս, որն ընկած է էլեկտրաքիմիական օքսիդացման և էլեկտրակոագուլացման բլոկների միջև:

Որոշ դեպքերում, որպեսզի բարձրացվի մաքրման էֆեկտիվության աստիճանը, էլեկտրաքիմիական օքսիդացման հոսքը կարող է հետ վերադարձվել էլեկտրակոագուլացման բլոկ:

Նավթանյութեր պարունակող ջրերի մաքրման էֆեկտիվ մեթոդ է հանդիսանում էլեկտրաֆլուտացումը: Այս մեթոդի էֆեկտիվությունը պայմանավորված է ջրի էլեկտրոլիզի ժամանակ առաջացած գազի պղպջակներից, որոնց որոշիչ պարամետր է հանդիսանում բարբոտաժային արագությունը:

Փորձնականորեն հաստատվել է, որ բարբոտաժի արագությունը կախված է էլեկտրոդների միջև ձևավորված լարումից, հոսանքի խտությունից, էլեկտրոդների նյութից և ջրերի հանքայնացումից [57]:

Արդյունաբերական և կոմունալ-կենցաղային հոսքաջրերում մեծ տարածում են գտել մակերևութաակտիվ նյութերն, որոնք լայն կիրառություն են գտել որպես լվացող և սպիտակեցնող նյութեր [58]:

Սինթետիկ ՄԱՆ-երը պարունակում են 15...30 % մակերևութաակտիվ նյութեր, մեծ քանակությամբ պոլիֆոսֆատներ և այլն:

Դետերգենտները հոսքաջրերով թափանցում են ջրային ավազաններ վատացնելով ջրի օրգանալեպտիկ հատկությունները, խախտվում է թթվածնափոխանակությունը և ջրային կենդանի օրգանիզմների վրա ունենում են

թունավոր ազդեցություն:

ՄԱՆ-երը թափանցելով մաքրող սարքեր մաքրման գործընթացի վրա ունենում են դանդաղեցնող էֆեկտ: Հետազոտությունները ցույց են տվել, որ ՄԱՆ-եր պարունակող հոսքաջրերի նստեցման էֆեկտը ավազաններում նվազում է 7...10 % -ով, բացի այդ նկատելի է կենսազտիչների աշխատանքի խախտումներ, երբ ՄԱՆ-երի կոնցենտրացիան 15 մգ/լ է, իսկ ՄԱՆ-երի 5...10 մգ/լ -ից ավելի կոնցենտրացիաների դեպքում թթվածնավորման ավազաններում ակտիվ տիղմի համար միջավայրը դառնում է թունավոր:

Մեթանավորման ավազաններում, որոնք պարունակում են ՄԱՆ-եր, նստվածքների խմորման ժամանակ նվազում է մեթանի ելքը, որն էլ բացատրվում է առկա օրգանական նյութերի կազմալուծման աստիճանի նվազմամբ:

Նավթանյութերից և ՄԱՆ-երից արդյունաբերական հոսքաջրերի մաքրման մեթոդներից մեկն է [59], որտեղ հոսքաջրերը ենթարկվում են վակուումում էլեկտրակոագուլացիայի, այնուհետև հաջորդ փուլում իրականացնում են ջրերի զտում:

1.2.3. Քլորօրգանական միացություններից բնական ջրերի և հոքաջրերի էլեկտրաքիմիական և այլ մաքրման մեթոդներ

Խմելու ջրում հաճախ առկա են քլորօրգանական միացություններ: Իսկ դրանք հիմնականում առաջանում են մակերևույթային ջրերն օրգանական միացություններից մոլեկուլյար քլորով մշակելիս:

Հարկ է նշել, որ քլորօրգանական միացությունները կայուն աղտոտիչներ են ու բնական պայմաններում չեն օքսիդանում և չեն ենթարկվում կազմալուծման, հետևաբար դրանց վնասազերծման համար առավել էֆեկտիվ միջոցների կիրառություն է պահանջվում:

Հոսքաջրերում առկա քլորօրգանական միացությունների կոնցենտրացիաների նվազեցման խնդրի էությունը նախ և առաջ պայմանավորված է դրանց վնասազերծման համար անվտանգ տեխնոլոգիաների ներդրմամբ, որոնք կապահովեն

հոսքաջրերի էֆեկտիվ մաքրում [60, 61]:

Ստորերկրյա ջրերում քլորօրգանական միացությունների առկայությունն, որպես կանոն, արդյունք է տեխնագեն աղտոտվածության և առաջանում է դրանք մաքրելու անհրաժեշտություն [62], քանի որ վերջիններս մեծ վտանգ են ներկայացնում կենսոլորտի ջրային ավազանների էկոլոգիական անվտանգության ապահովման տեսանկյունից:

Ցնդող քլորօրգանական միացությունների մաքրման նպատակով, մինչև պահանջվող սանիտարահիգիենիկ և կոմունալ-կենցաղային նորմեր, կիրառվում են հետևյալ տեխնոլոգիաները՝ մակերևույթային աէարացիա, օզոնացում, կլանում ակտիվացված ածխով և մեմբրանային ֆիլտրում [63...65]:

Ներկայումս առաջարկվում է նոր մեթոդ՝ քլորօրգանական միացությունների կազմալուծում բարերային (արգելակող) լիցքով [63] և դրանց կոնպլեքս մշակում՝ կոշտ ուլտրամանուշակագույն ճառագայթմամբ ու ջրածնի պերօքսիդով, ազատ ռադիկալների առաջացումով: Նշված մեթոդներից յուրաքանչյուրն ունի իր առավելությունները և թերությունները:

Հաստատված է, որ ջերմային էլեկտրակայաններում օգտագործվող ջուրը [66], որը պարունակում է օրգանական միացություններ, ունակ է անգամ սենյակային ջերմաստիճանում փոխադրել մոլեկուլյար քլորի հետ, որը կիրառվում է ջրի քլորացման ժամանակ, և առաջացնել քլորօրգանական միացություններ:

Քլորածանցյալ օրգանական միացություններից առայժմ նույնականացված են քլորոֆորմը ($CHCl_3$), տետրաքլորէթանը ($C_2H_2Cl_4$) և այդ համանշանակային (համանման) շարքի մի շարք ածանցյալները: Այդ միացությունները (ջրում առկա բրոմ և դրա ածանցյալներ) շարժման ողջ տրակտի երկարությամբ ենթարկվում են թերմոլիզի և հիդրոլիզի՝ առաջացնելով կորոզիոնաակտիվ նյութեր [67]: Դրանց առկայությամբ առաջանում են աղաթթու և մրջնաթթու, որոնք սնող ջրում և կաթսայաջրում (ռեակտորային) ձևավորվում են ազատ քլորիդներ:

Քլորիդների կոնցենտրացիաներն ըստ տվյալների [68] կախված քլորացման

ռեժիմից կարող են հասնել մինչև 100 մկգ/կգ և ավելի:

Ուսումնասիրված է [69] ֆտորքլորֆենոլների գալվանաքիմիական օքսիդացումը: Հաստատված է, որ օքսիդացումն ընթանում է բավականին արագ և թունանյութերի հիմնական նվազեցում նկատվում է պրոցեսի առաջին րոպեներում: Այս դեպքում օքսիդացման լիակատարությունը կախված է ջրածնի պերօքսիդի հարաբերակցությունից:

Ավելի հեռանկարային են համարվում հոսքաջրերի մաքրման կոմբինացված մեթոդները, օքսիդիչների՝ ջրածնի պերօքսիդի, օզոնի կամ էլ ուլտրամանուշակագույն ճառագայթների միաժամանակյա կիրառությամբ:

Ուլտրամանուշակագույն ճառագայթումն իրականացվում է առավելագույն ճառագայթմամբ՝ $\lambda=254$ նմ ալիքի երկարությամբ: Ստացված արդյունքները վկայում են, որ լրացուցիչ ֆոտոակտիվացումը բերում է սինեթիկ էֆեկտի:

Հեղինակները ենթադրում են, որ ուլտրամանուշակագույն ճառագայթման ազդեցությամբ ընթանում է ջրածնի պերօքսիդի անհամամասնություն և հիդրօքսիլ ռադիկալների լրացուցիչ առաջացում: Ստացված արդյունքները հնարավորություն են տալիս եզրակացնել, որ տվյալ ուղղությունը՝ մաքրման կոմբինացված մեթոդը, համարվում է հեռանկարային ջրերի մաքրման պրոցեսների ինտենսիվացման համար:

Մետաղ և քլոր պարունակող թունաքիմիկատները համարվում են առավել վտանգավոր թունանյութերի կարգ, այդ իսկ պատճառով էլ դրանց կիրառությունը վերջին տասնամյակներում կրճատվել է, ինչն էլ բերել է վերջիններիս հսկայածավալ կուտակումների և՛ պահեստներում և՛ չթույլատրված աղբակույտներում:

Մշակվել են կոմբինացված էլեկտրաքիմիական մեթոդներ [70...73] հեղուկ վիճակում գտնվող թունաքիմիկատների վնասազերծման համար:

Կենսոլորտի կարևորագույն ոլորտներից մեկը հոդոլորտն է, որը ձևավորում է երկրագնդի կենսաքիմիական թաղանթը և հարուստ է կենդանի օրգանիզմներին անհրաժեշտ մի շարք միկրո և մակրո կենսածին տարրերով, որոնցով էլ պայմանավորված են և՛ հոդոլորտի միկրոօրգանիզմների գոյության ձևերը և՛ կենսոլորտի օրինաչափ գոյությունը: Սակայն գիտատեխնիկական առաջընթացով և

անթրոպոգեն գործոնով պայմանավորված հողոլորտ են թափանցում քիմիական մի շարք միացություններ և տարրեր, որոնք բնության համար իրենց ծագման բնույթով քսենոբիոտիկներ են (բնությանը խորթ): Վերջիններս ունեն մեծ կոնցենտրացիաներ և կուտակման մեծ ունակություն, մասնավորապես քլորօրգանական թունաքիմիկատները, կայուն են, ուղղակի և անուղղակի կերպով աղտոտում են հողոլորտը, բերում են նաև ջրային ավազանների սիներգիկ աղտոտում և բացասաբար ազդում կենսոլորտի ինքնամաքման սկզբունքի վրա:

Իրականացված հետազոտությունները [70, 71] ցույց են տալիս, որ բնությունը չի կարող ինքնամաքվել քսենոբիոտիկներից, մասնավորապես քլորօրգանական թունաքիմիկատներից, որի արդյունքում էլ առկա է հողոլորտի կայուն աղտոտվածություն, որն արդյունք է քլորօրգանական աղտոտիչների մեծ քանակությունների և հանդիսանում է ժամանակակից էկոլոգիական հիմնախնդիրներից մեկը, որի լուծումով է պայմանավորված մարդկային հասարակության կայուն ու անվտանգ զարգացման գրավականը:

Էկոլոգիական այս աղետն արմատապես կարելի է վերացնել միայն ի հաշիվ կուտակված մեծաքանակ թունաքիմիկատների վնասազերծման և քայքայման, ինչպես նաև դրանց փոխազդման արդյունքների չեզոքացման:

Մետաղաքլորօրգանական թունաքիմիկատների վնասազերծման հիմնական ապարատը (որտեղ իրականացվում է էլեկտրաքիմիական օքսիդացում) հանդիսանում է էլեկտրաօքսիդացման ռեակտորը [72, 73]:

Փորձերը ցույց են տվել, որ անոդի և կատոդի բաժանման համար կիրառվող ռեակտորային միջնորմը բերում է կատոդային տարածությունում թունաքիմիկատի քայքայման դանդաղեցմանը: Իսկ անոդային տարածությունում քլորօրգանական թունաքիմիկատների ինտենսիվ օքսիդացման հետևանքով ձևավորվում են մետաղի իոններ, որոնց հեռացումը հնարավոր չէ առանց լրացուցիչ քիմիական ազդանյութերի կիրառության:

Այդ իսկ պատճառով էլ օքսիդացման և վերականգնման պրոցեսների էֆեկտիվության բարձրացման նպատակով նույն հեղինակների կողմից կիրառվել է

անողային և կատողային միացյալ տարածությամբ էլեկտրոլիզներ, որոնք հնարավոր են դարձնում քիմիական և էլեկտրոդային ռեակտորների գործառույթների միաժամանակյա ընթացքը:

Օքսիդացման միջավայրում էլեկտրոդները պետք է լինեն կայուն, ապահովեն մետաղների առավելագույն նստեցում, ունակ լինեն ձևավորելու օքսիդացման համակարգի բաղադրիչներ:

Գրականության ակնարկի հիմնավորումով հետևում է, որ մաքրման էլեկտրաքիմիական մեթոդները լայնորեն կիրառվում են օրգանական միացություններից բնական ջրերի և հոսքաջրերի խորը մաքրման համար, մասնավորապես քլորօրգանական միացություններից:

Էլեկտրաքիմիական մեթոդներն օժտված են բարձր տեխնիկատնտեսական ցուցանիշներով և միևնույն ժամանակ ապահովում են ջրային օբյեկտների էկոլոգիական անվտանգությունը:

Էլեկտրաքիմիական մաքրումն ունի մի շարք առավելություններ ի համեմատ գոյություն ունեցող մեխանիկական, քիմիական և կենսաբանական այլընտրանքային եղանակների: Դրանք են՝

- մաքրման մեծ ինտենսիվություն,
- բարձր կայունություն,
- պրոցեսների հարմար կարգավորում և հսկողություն,
- կիրառվող սարքավորումների կառուցվածքային պարզություն:

Հոսքաջրերի մաքրման էլեկտրաքիմիական մեթոդի ժամանակ գրեթե չի օգտագործվում ազդանյութեր, ինչն էլ հանդիսանում է այս մեթոդի ամենամեծ առավելությունը:

Էլեկտրաքիմիական մեթոդի ժամանակ կիրառվող տեղակայանքները կոմպակտ են, ունեն անվտանգության բարձր մակարդակ, շահագործման պարզություն և ամբողջությամբ կարող են ավտոմատացվել:

Բացի այդ ջրերի որակի լավացման նպատակով կիրառվող բազմաստիճան սխեմաներում մաքրման էլեկտրաքիմիական և մյուս մեթոդները կարող են հարմար

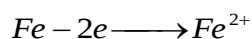
զուգակցվել:

Բնական ջրերի և հոսքաջրերի մաքրման մեթոդների ինովացիոն լուծումների իրագործում կարելի է համարել մաքրման էֆեկտիվ և էներգախնայող պրոցեսների բացահայտումը և կիրառությունը, այնպիսին ինչպիսիք են քլորօրգանական միացությունների էլեկտրավերականգնումը (դեհալոգենացում) և էլեկտրաօքսիդացումը:

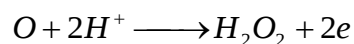
Բնական ջրերի և հոսքաջրերի մաքրման համար հեռանկարային կարող է հանդիսանալ օրգանական միացությունների ֆոտոէլեկտրակատալիտիկ կազմալուծման մեթոդը:

Հոսքաջրերում առկա օրգանական միացությունների (ալիֆատիկ, արոմատիկ, հետերոցիկլիկ, ներկանյութեր, թունաքիմիկատներ) կազմալուծման ամենաէֆեկտիվ և հեռանկարային մեթոդներից մեկը հանդիսանում է օքսիդացումը, որը հիմնված է ջրածնի պերօքսիդի կատալիտիկ կազմալուծուման վրա, ջրային միջավայրում Fe^{2+} իոնների ազդեցությամբ (Ֆենտոնի համակարգ) [74]:

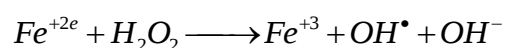
Կատալիտիկ այդպիսի համակարգ $H_2O_2 - Fe^{2+}(Fe^{+3})$ հնարավոր է ստանալ էլեկտրաքիմիապես երկաթյա անոդի օքսիդացումով [75], որն առաջացնում է Fe^{2+} կատիոններ՝



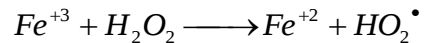
Իսկ կատոդի վրա առաջանում է ջրածնի պերօքսիդ ի հաշիվ թթվածնի վերականգնման՝



Էլեկտրոլիտի փոխանակային ծավալում Fe^{2+} կատիոնները փոխազդում են էլեկտրազեներացվող H_2O_2 -ի հետ առաջացնելով ռեակցիոն ունակ հիդրօքսիլ ռադիկալներ $OH^\bullet$ ($E_0 = 2.38$ Վ) համաձայն ֆենտոնի՝



Fe^{+3} իոնները վերականգնվում են H_2O_2 մինչև Fe^{+2} առաջացնելով սուպեր օքսիդացնող իոն-ռադիկալ՝



և միևնույն ժամանակ վերականգնվում են կատոդի վրա, իսկ Fe^{+3} իոնների ավելցուկը թափանցում է նստվածք երկաթի հիդրօքսիլի տեսքով $P^H > 2$ արժեքի դեպքում:

Այսպիսով, օրգանական միացությունների հեռացումն իրականացվում է ինչպես դրանց օքսիդացնող ռադիկալներով՝ ($OH^{\bullet}$, $OH_2^{\bullet}$) կազմալուծմամբ, այնպես էլ ի հաշիվ կոագուլացման $Fe(OH)_3$:

Հոսքաջրերում առկա օրգանական միացությունների մեծ մասն օքսիդանում են ֆենտոնի ազդանյութով՝ $[H_2O_2]/[RH]$ (հիմնանյութի խտություն), մոլային տարածաչափական հարաբերակցությամբ, որը հավասար է 2...10, ընդ որում H_2O_2 -ի չափաքանակի ավելացումը նպաստում է դրանց ավելի խորը հանքայնացման [74]: Այդ իսկ պատճառով էլ անհրաժեշտ է համակարգ արագ ներմուծել H_2O_2 -ի չբավարարող քանակություն կամ էլ որպես կատոդ ընտրել այնպիսի նյութ, որը կապահովի մեծ ելք ըստ հոսանքի ուժի: Ըստ հոսանքի ուժի H_2O_2 -ի ելք, մոտավորապես 40...70 %, կարելի է ստանալ O_2 -ի վերականգնմամբ՝ գրաֆիտե ցանցի թթվային միջավայրում, որը պարունակում է քլորիդ կամ սուլֆատ-իոններ [76]:

H_2O_2 -ի առավելագույն ելքն ըստ հոսանքի (մինչև 90 %) ստացվում է մրային էլեկտրոդներում [77]:

$[H_2O_2]/[Fe^{+2}]$ հարաբերակցությունը հեշտ օքսիդացող նյութերի համար կարող է գտնվել 30:1-3:1, այն դեպքում, երբ դժվար օքսիդացվող նյութերի համար այն 3:1 է և ավելի պակաս [74]: Ֆենտոնի համակարգի կիրառությունը թույլ է տալիս մաքրել մեծ կոնցենտրացիաներով հոսքաջրեր:

Արհեստական մանրաթելերի արտադրության հոսքաջրերի էլեկտրոլիզի ժամանակ [78], ԹՔՊ -ի 2400 մգ/լ ելքով, Ֆենտոնի ազդանյութի կիրառումով ընդամենը 50 րոպեի ընթացքում ԹՔՊ -ն նվազում է 88 %, երբ հոսանքի խտությունը կազմել է՝ $\rho = 0.9$ Ա/սմ² է, իսկ էներգածախսը՝ 1.7 կՎտ/կգ:

Ֆենոլի կազմալուծման օքսիդացման համեմատական անալիզները (թիթեղյա անոդներում Ֆենտոնի ազդանյութի օգնությամբ և լցվածքային (ակտիվացված ածուխ) էլեկտրոլիզում, որտեղ կիրառվում է Ֆենտոնի ազդանյութ), ցույց են տվել, որ օքսիդացման առավելագույն էֆեկտիվություն է նկատվում, երբ համատեղվում է լցվածքային էլեկտրոլիզը էլեկտրաֆենտոն պրոցեսով:

Երկրորդ և երրորդ տեղերում են լցվածքային էլեկտրոդներով էլեկտրոլիզը և էլեկտրաֆենտոն պրոցեսը: Պրոցեսի ամենացածր էֆեկտիվությունը նկատելի է անոդային օքսիդացմամբ [79]:

Վաղ կատարված աշխատանքներից երևում է, որ Ֆենտոնի ազդանյութի ազդեցության համատեղումը մաքրման այլ ֆիզիկաքիմիական մեթոդների և ուլտրամանուշակագույն ու ուլտրաձայնային մշակմամբ (ՈւՄ, ՈւՁ և այլն) հնարավորություն է տալիս մեծացնել հոսքաջրերում առկա օրգանական միացությունների կազմալուծման աստիճանը [80]:

Ուսումնասիրված է օրգանական ներկանյութի լուծույթի՝ ազոներկանյութերի (թթու կարմիր), [81] կազմալուծման և գունազրկման էֆեկտիվությունը միաժամանակյա Ֆենտոնի ազդանյութով և ցածր հաճախականության ուլտրաձայնային մշակմամբ:

Մաքրվող ջրում, որի $P^H < 7$ -ից, տեղադրում են հատիկավոր թուջ 0.2...0.9 մմ չափերի, որի կառուցվածքային էլեմենտները (Fe և C) լուծույթում ձևավորում են գալվանազույգ:

Վերջին տարիներին հաջողվել է մեծացնել օրգանական միացություններ պարունակող հոսքաջրերի մաքրման ինտենսիվությունը էլեկտրոլիզի շնորհիվ՝ ճնշման տակ, առանց դիաֆրագմայի [82]:

Բարձր ճնշման տակ օրգանական նյութերի օքսիդացումով կազմալուծումն ընթանում է ոչ միայն անոդի վրա, այլ նաև կատոդի վրա՝ թթվածնի վերականգնման նյութերով, ընդ որում թթվածնի վերականգնումն էականորեն արագանում է [83]: Հաստատվել է, որ օքսիդացմամբ օրգանական նյութերի կազմալուծման պրոցեսի էֆեկտիվությունն առաջին հերթին կախված է էլեկտրոդի նյութից, այդ իսկ պատճառով հաջորդ բաժնում օրգանական միացությունների օքսիդացումը կդիտարկվի վերջին

Ժամանակներս առաջարկված նոր էլեկտրոդային նյութերով:

Ինտենսիվ կերպով շարունակվում են աշխատանքները հոսքաջրերում օրգանական խառնուրդների օքսիդացման ուղղությամբ նոր էլեկտրոդային նյութի՝ բորի լեգերացմամբ ալմաստի հավաքագրումով (ԲԼԱ), որն ունակ է ընտրողական ունակությամբ գեներացնել $OH^\bullet$ ռադիկալները:

Հիմնվելով նախորդ հետազոտությունների վրա [84] ցույց է տրված, որ ԲԼԱ էլեկտրոդները կարող են օգտագործվել ֆենոլի օքսիդացման համար մինչև CO_2 : Որպես փորձանմուշային նյութ ընտրվել է ֆենոլը, որը համարվում է էլեկտրաքիմիապես դժվար օքսիդացվող նյութ: Ֆենոլն անոդի վրա առաջացնում է պոլիմերային թաղանթ, ֆենոթթվային ռադիկալների արդյունքում:

Ցիկլիկ վոլտամպերմետրային և պատրաստուկային էլեկտրոլիզի մեթոդը հոսանուտային բջիջում ցույց է տվել, որ ԲԼԱ-ի էլեկտրոդի մակերևույթի թունավորում չի դիտվում և պրոցեսի արագությունը 75 ժամվա ընթացքում չի նվազում ու ֆենոլի ամբողջ զանգվածը լիովին ենթարկվում է կազմալուծման մինչև CO_2 :

Օքսիդիչի (ջրածնի պերօքսիդ) մեծ ավելցուկի առկայության պայմաններում ֆենոլի օքսիդացման պրոցեսը կտրուկ արագանում է առանց խեժանյութերի առաջացման, ընդ որում առաջանում են փոքր ակտիվությամբ միջանկյալ նյութեր՝ կարբոնային թթուներ [85]:

Իրականացվել է համեմատական անալիզ, որի նպատակն է որոշել ֆենոլի օքսիդացման հաստատուն արագությունները ԲԼԱ-ի վրա թթվածնի, ջրածնի պերօքսիդի առկայությամբ և անոդային օքսիդացմամբ: Անալիզի արդյունքները ցույց են տվել, որ արագությունների հաստատունն ամենամեծ արժեքն ունի ջրածնի պերօքսիդի աստիճանաբար ավելացման ժամանակ ($K=1.1 \text{ Mr}^{-1}$):

Օրգանական նյութերի հանքայնացման աստիճանի բարձրացումը ջրածնի պերօքսիդի աստիճանաբար մշակվող համակարգ ներմուծելով, նշվում է նաև ակնարկում [74]:

Աշխատանքում [86] ուսումնասիրվել են հոսքաջրեր, որոնցում թթվածնի

կենսաբանական պահանջարկի և թթվածնի քիմիական պահանջարկի (ԹԿՊ/ԹՔՊ) հարաբերակցությունը փոքր է:

Ուսումնասիրվել է մաքրման պրոցեսի շարունակականությունը, միջավայրի P^H - ը, հոսանքի խտությունը և քլորիդների ավելացումը և դրանց ազդեցությունը ԲԼԱ անոդներում ոչ ամբողջական կազմալուծված օրգանական միացությունների ձևավորման վրա:

Ստացված արդյունքները գնահատվել են ըստ ԹՔՊ-ի, ընդհանուր ազոտի պարունակության, գունազրկման, նիտրատների, նիտրիտների և քլորօրգանական միացությունների (եռահալումեթան, հալոացետոնիտրիլ, հալոկետոններ, 1,2-երկքլորեթան) առաջացման:

Արձանագրվել են տարբեր ռեժիմներում քլորօրգանական միացությունների մաքրման բավականին մեծ կոնցենտրացիաներ՝ մինչև 75 մկգ/լ:

Փորձերի արդյունքների հիման վրա [87], որոնք ստացվել են լաբորատոր սարքերով, նախագծվել և փորձարկվել է փորձարդյունաբերական սարքավորում անոդային 2,904 մ² մակերեսով, որը ցույց է տվել նշված անոդների կիրառության էֆեկտիվությունը ֆենոլի էլեկտրաքիմիական օքսիդացման հոսանուտային ռեժիմում, իսկ ստացված արդյունքներն ամբողջությամբ հաստատվել են կատարված լաբորատոր փորձերի տվյալներով:

ԳԼՈՒԽ 2

ՀՈՍՔԱՋՐԵՐԻ ԵՎ ԲՆԱԿԱՆ ՋՐԵՐԻ ՄԱՔՐՈՒՄՆ ՈՒ ՎՆԱՍԱՋԵՐԾՈՒՄԸ ՔԼՈՐՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ՄԻԱՑՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻՑ ԷԼԵԿՏՐԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ԵՂԱՆԱԿՈՎ (ԱՐԴՅՈՒՆՔՆԵՐԻ ՔՆՆԱՐԿՈՒՄ)

Քլորօրգանական միացությունները, մասնավորապես ֆենոլի քլորաձանցյալներն, ամբողջ աշխարհում մեծ քանակություններով կիրառվում են որպես էժան թունաքիմիկատներ՝ գյուղատնտեսությունում վնասատուների դեմ պայքարելու և դրանց ոչնչացնելու նպատակով: Բացի այդ, այդպիսի միացությունները հանդիսանում են որպես արդյունաբերական և ագրոարդյունաբերական հոսքաջրերում առկա բաղադրիչ աղտոտիչներ: Նմանատիպ հոսքաջրերում քլորֆենոլների կոնցենտրացիաները կարող են հասնել մինչև 20 մգ/լ [88...90]: Վերջիններս բավականին թունավոր են և դիտվում են որպես մահացու թույներ, ըստ վտանգավորության աստիճանի 2-րդ և 3-րդ դասի, համաձայն Համաշխարհային առողջապահական կազմակերպության (ՀԱԿ) դասակարգման:

Քլորֆենոլների ինտենսիվ կիրառությամբ է պայմանավորված, որ դրանք դարձել են ջրային ավազանների հիմնական աղտոտիչները և դրանց կոնցենտրացիաները մակերևույթային ջրերում կարող են հասնել մինչև 0.1...0.3 մգ/լ և 0.03...0.5 մգ/լ [90]:

Այդ իսկ պատճառով մակերևույթային ջրերը և խմելու ջրերն աղտոտվածություններից զերծ պահելու նպատակով անհրաժեշտ է ջրամշակման համակարգերում զարգացնել քլորօրգանական աղտոտիչներից ջրերի մաքրման էկոլոգիապես անվտանգ և էֆեկտիվ մեթոդների կիրառությունը:

Համապատասխան գրականություններում կարելի է գտնել շատ աշխատանքներ քլորօրգանական միացությունների կազմալուծման և վնասազերծման վերաբերյալ,

որտեղ կիրառվում են ինչպես մաքրման քիմիական, ֆիզիկական և էլեկտրաքիմիական մեթոդները, այնպես էլ դրանց կոմբինացված եղանակները:

Վերջին տարիներին առանձնակի մեծ ուշադրություն է դարձվում հոսքաջրերում առկա քլորօրգանական միացությունների էլեկտրաքիմիական օքսիդացման անուղղակի մեթոդներին, որոնք իրենց ամբողջ էֆեկտիվությամբ պահանջում են մշակվող միջավայր ներմուծել (ներածել) այս կամ այն որևէ քիմիական ազդանյութ:

2.1. ԲՆԱԿԱՆ ՋՐԵՐԻ ԵՎ ՀՈՍՔԱՋՐԵՐԻ ՄԱՔՐՈՒՄԸ ՔԼՈՐՏԵՂԱԿԱԼՎԱԾ ՄԵԹԱՆՆԵՐԻՑ

Թունավոր և վտանգավոր օրգանական թափոնների վնասազերծման խնդիրը, հատկապես քլորօրգանական ծագման բնույթի, հանդիսանում է և՛ տեխնիկապես և՛ կազմակերպական առումով բավականին բարդ խնդիր:

Արդի ժամանակաշրջանում դրանց վնասազերծման ամենահամակողմանի մեթոդը համարվում է քիմիական օքսիդացումը: Իսկ օզոնի և ջրածնի պերօքսիդի կոմբինացված կիրառությունը համարվում է ամենաէֆեկտիվը [91]: Ընդ որում, մաքուր ազդանյութերի կիրառությունը պայմանավորված է առաջին հերթին դրանց հրդեհա և պայթյունավտանգությամբ:

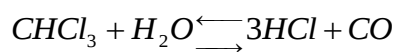
Այս տեսանկյունից էլեկտրաքիմիական մեթոդը կարող է լինել համակողմանի: Մասնավորապես առանձին խմբերի օքսիդացումով և վերականգնումով, օքսիդիչների վերականգնում և այլն:

Բնական ջրերում և հոսքաջրերում առկա քլորօրգանական միացությունների օգտահանման գործընթացը հասկանալու համար, որպես փորձանմուշային միացություն ընտրված է քլորոֆորմը և տետրաքլորածխածինը:

Հայտնի է, որ օրգանական միացություններից մի քանիսը (որոնք կարող են լինել բնական ջրում և հոսքաջրերում), ունակ են սենյակային ջերմաստիճանում փոխազդել մոլեկուլյար քլորի հետ, որը կիրառվում է ջրերի քլորացման ժամանակ, առաջացնելով

քլորածանցյալներ:

Քլորածանցյալ օրգանական միացություններից առայժմ հուսալի նույնականացվում են քլորոֆորմը ($CHCl_3$), տետրաքլորէթանը և այդ հոմոլոգիական շարքի մի քանի այլ ածանցյալներ: Այդ միացությունները բարձր ջերմաստիճաններում [92, 93] ենթարկվում են թերմոլիզի-հիդրոլիզի, առաջացնելով կոռոզիոնաակտիվ նյութեր: Օրինակ հոսքաջրում քլորոֆորմի առկայությամբ պայմանավորված հնարավոր է հետևյալ ռեակցիայի ընթացք՝



Ինչպես արդեն վերը նշվել է բնական ջրերում և հոսքաջրերում պարունակվող քլորօրգանական միացությունների վնասազերծման մեր կողմից առաջարկվող աշխատանքում [94] արագ պոտենցիոդինամիկ ազդակներով (իմպուլս) մեթոդի կիրառությամբ, ուսումնասիրվել է քլորտեղակալվող մեթանի ադսորբցիայի և էլեկտրավերականգնման մեխանիզմը պլատինե և օքսինապլատինատիտանային էլեկտրոդներ վրա:

Քեմոսորբցիայի մասնիկների ստացիոնար նստեցում էլեկտրոդի մակերևույթի վրա կախված պոտենցիալից ներկայացված է նկ. 1: Այդ կախվածության կորերն ունեն գմբեթաձև տեսք և ադսորբցիայի առավելագույն արժեք պոտենցիալների 0.2...0.3 Վ տիրույթում ու ամբողջությամբ անալոգ ձևով արտահայտում են քլորտեղակալված քացախաթթվի ադսորբցիայի կախվածությունը [95]:

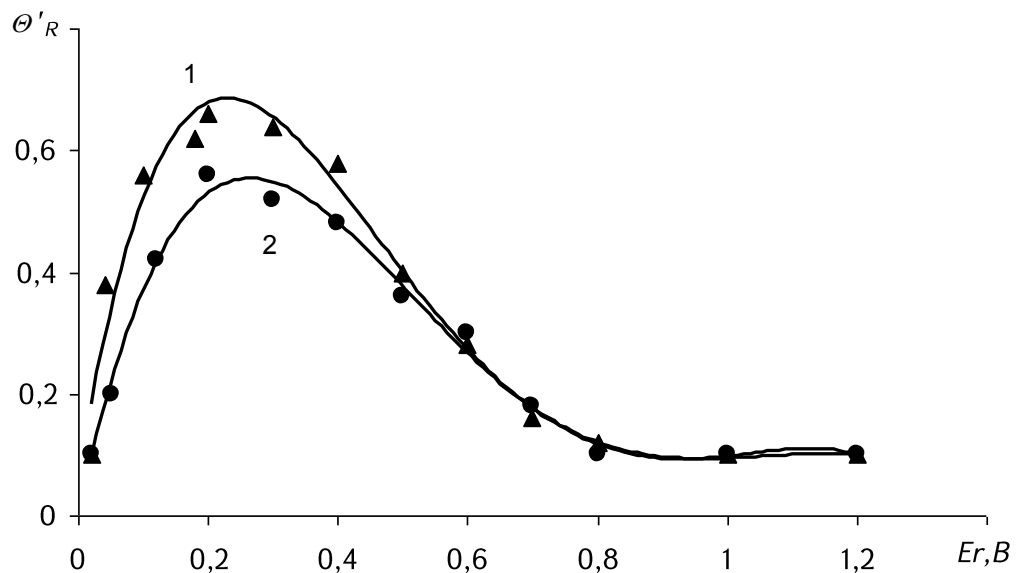
Կատոդի ուղղությամբ պոտենցիալի շարժը կտրուկ նվազեցնում է մակերևույթի վրա նստեցման էֆեկտիվությունը պայմանավորված քեմոսորբված ջրածնի մասնիկների առկայությամբ, իսկ պոտենցիալի շարժն անոդի ուղղությամբ նկատելի դանդաղեցնում է մակերևույթի նստեցման էֆեկտիվությունը պայմանավորված էլեկտրաօքսիդացմամբ (նկ. 1):

Մակերևույթային կոնցենտրացիայի կախվածությունն, այսինքն մակերևույթի

նստեցման աստիճանը՝ θ'_R , ծավալային կոնցենտրացիայից (նկ. 2) նկարագրվում է Տյոմկինի իզոթերմով [96] և ծավալային կոնցենտրացիայի լոգարիթմին համամասնական՝

$$\theta'_R = a + \frac{1}{f} \lg C \quad (1)$$

որտեղ՝ f -ը պլատինե էլեկտրոդի անհամասեռ մակերևույթն է; a -ն գործակից է, որը բնութագրում է տվյալ օրգանական միացության ադսորբցիան:

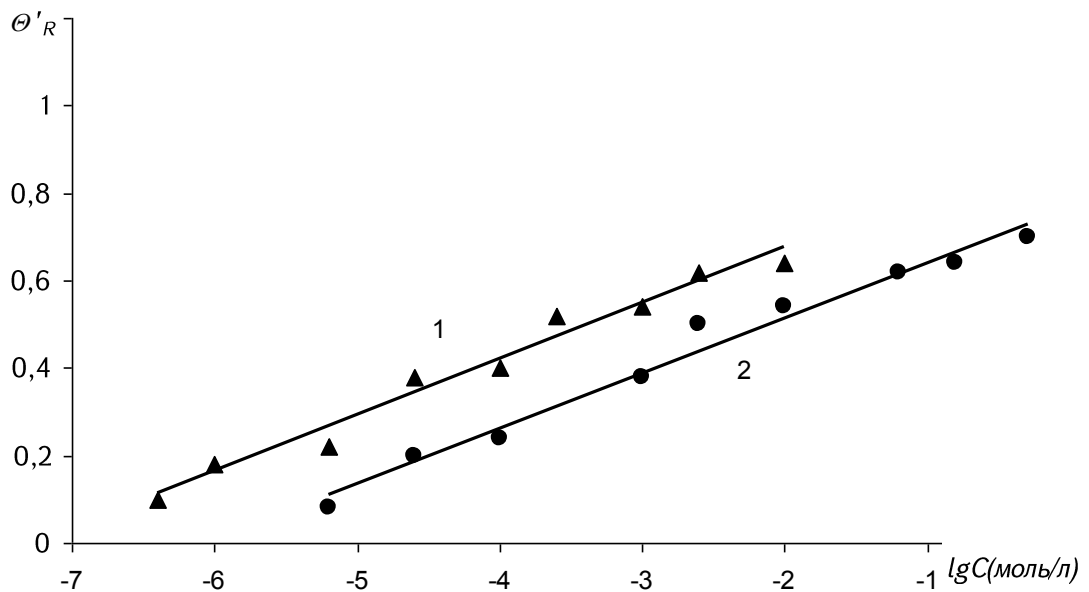


Նկ. 1 Պլատինե էլեկտրոդի վրա քեմոսորբցիոն մասնիկների նստեցման կախվածությունը պոտենցիալից $0,5 M H_2SO_4$ լուծույթում, $10^{-3} M CCl_4$ (1), $10^{-3} M CHCl_3$ (2) պարունակող:

Օրգանական նյութերիի ծավալային կոնցենտրացիան կարելի է որոշել ըստ (1) բանաձևի:

Ջրածնի աստիճանական փոխարինումը քլորի բերում է ադսորբցիայի կտրուկ աճի (նկ. 2), միևնույն ժամանակ հայտնի է [97], որ մեթանը սենյակային ջերմաստիճանում գործնականորեն չի ադսորբվում պլատինե էլեկտրոդի վրա: Մասնավորապես $10^{-5} M$ լուծույթում CCl_4 -ը կարող է հասնել նստեցման այն

աստիճանի, ինչ որ 10^{-4} M լուծույթում $CHCl_3$ -ը:



Նկ. 2. Պլազմային վրա CCl_4 (1) և $CHCl_3$ (2) ադսորբցիայի իզոթերմները $0,5$ M H_2SO_4 լուծույթում, երբ $E_r=0,4$

Ստացված արդյունքները հստակ ցույց են տալիս, որ ադսորբցիան ի հաշիվ $C-Cl$ -կապի ընթանում է զգալիորեն հեշտ (դյուրին), քան դեհիդրատացման ժամանակ, այսինքն՝ $C-H$ -կապի խզման:

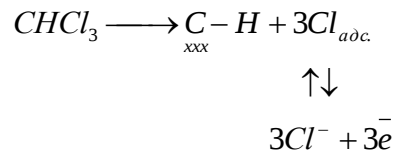
Քլորտեղակավող մեթանի ադսորբցիայի կինետիկ իզոթերմները ներկայացված են նկ. 3-ում: Այս դեպքում ևս աճում է ադսորբցիան, որը պայմանավորված է քլորի մոլեկուլի ավելացումով: Ստացված կախվածությունը նկարագրվում է հետևյալ հավասարումով՝

$$\theta'_R = B + \frac{1}{\alpha f} \lg \tau \quad (2)$$

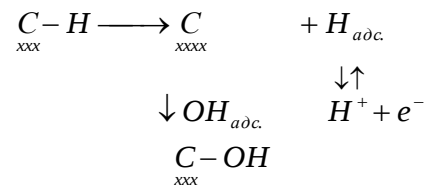
որտեղ՝ B -ն հաստատուն է; α -ն անցման գործակից է ($0 < \alpha < 1$); τ -ն ադսորբցիային ժամանակն է:

Ստացված արդյունքները և գրականության տվյալները [95] ցույց են տալիս, որ ադսորբցիան հիմնականում ընթանում է ի հաշիվ $C-Cl$ -կապի խզման, ըստ հետևյալ

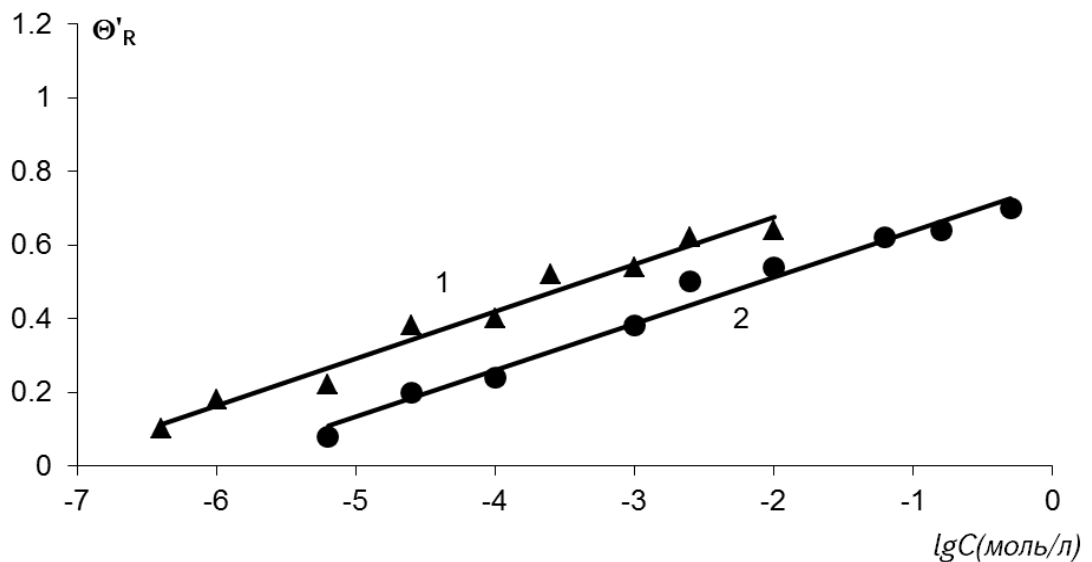
սխեմայի՝



Եվ բացառված չէ, որ հետագայում կարող է ընթանալ դեհիդրատացիա $C-H$ կապի խզման արդյունքում:



Վերը նշված կապը ցույց է տալիս, որ դեգազացված պլատինացված պլատինե էլեկտրոդը շփվելով տեղակալված մեթանի հետ, մոլեկուլում ունենալով չփոխարինվող ջրածին, մեր կողմից դիտվել է էլեկտրոդի պոտենցիալի շարժ դեպի ջրածնի ուղղությամբ, ինչն էլ վկայում է դեհիդրատացիայի պրոցեսի ընթացքի մասին, որը և արտահայտված է աշխատանքում:



Նկ. 3 Պլատինե էլեկտրոդի վրա քլորմեթանների ադսորբցիայի կինետիկան

$10^{-3} M CCl_4$ (1), $10^{-3} M CHCl_3$ (2) և $0,5 M H_2SO_4$, $E_r=0,4$ Վ

Այսպիսով կարող ենք փաստել, որ քլորտեղակալված մեթանի ադսորբցիան ընթանում է առաջին հերթին ի հաշիվ $C-Cl$ -թույլ կապի խզման, իսկ այնուհետև ի

հաշիվ $C-H$ -կապի խզման ընթանում է դեհիդրատացիա:

2.2. ԲՆԱԿԱՆ ՋՐԵՐԻ ԵՎ ՀՈՍՔԱՋՐԵՐԻ ՄԱՔՐՈՒՄԸ ՔԼՈՐՏԵՂԱԿԱԼ ՎՍԾ ՖԵՆՈԼՆԵՐԻՑ: ՔԼՈՐՖԵՆՈԼՆԵՐԻՑ ՔԼՈՐԻ ԿԱՏՈԴԱՅԻՆ ՀԵՌԱՑՈՒՄ

Ինչպես գիտենք ածխաջրածինների քլորացումն, արոմատիկ միացությունները, քլորֆենոլները, քլոր պարունակող թունաքիմիկատները, պոլիքլորդիֆենոլները և պոլիքլորդիօքսիները հանդիսանում են բնական ջրերի և հոսքաջրերի առավել վնասակար և վտանգավոր աղտոտիչներ:

Գիտենք նաև, որ քլորօրգանական միացություններն ունեն թունավոր ազդեցություն, ունակ են կուտակվելու օրգանիզմում ու օժտված են քաղցկեղածին, մուտագեն և տերատոգեն ազդեցությամբ [98]:

Հալոգենօրգանական միացություններով աղտոտվածություններն ունեն անթրոպոգեն բնույթ: Եվ դեպի շրջակա միջավայր դրանց թափանցման հիմնական աղբյուրները հանդիսանում են ցելյուլոզի արտադրության, օրգանական նյութերի սինթեզի, փայտամշակման, կոքսաքիմիական, դեղագործական ձեռնարկությունները: Բացի այդ հալոգենօրգանական միացություններն առաջանում են նաև բնական ջրերի քլորացման ժամանակ [99]:

Բնական ջրերում և հոսքաջրերում առկա քլորֆենոլների վնասազերծման և հեռացման ամենահարմար ու հեռանկարային մաքրման մեթոդը հանդիսանում է էլեկտրաքիմիականը: Հատկապես օրգանական միացությունների առանձին խմբերի էլեկտրավերականգնումը և էլեկտրաօքսիդացումը, ինչպես նաև վերականգնումն ու օքսիդիչների սպառումը և այլն:

Որպես փորձանմուշային վերցվել են 2-Քլորֆենոլ (ՔՖ), 2,4-Երկքլորֆենոլ (ԵՔՖ) և 2,4,5-Եռքլորֆենոլ (ԵռՔՖ):

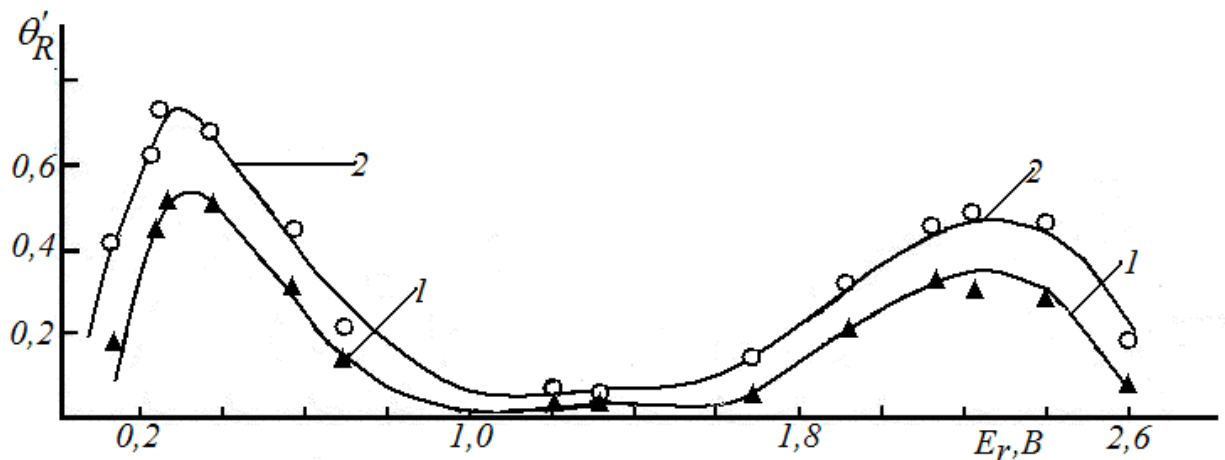
Դիտարկվել է [95] քլորտեղակալված քացախաթթվի ադսորբցիան պլատինե

էլեկտրոդի վրա և հաստատվել է, որ քլոր տեղակալված քացախաթթվի քեմոսորբցիան ընթանում է դեհալոգենացմամբ:

Ինչպես վերը նշվեց բնական ջրերի և հոսքաջրերի կազմալուծումը, հեռացումը և վնասագերծումը [100] իրականացվում է արագ պոտենցիոդինամիկ իմպուլսներով և բևեռացնող կորերով, հետազոտված է քլորֆենոլի ադսորբցիան և էլեկտրավերականգնումը պլատինե և ՕՊՏԱ էլեկտրոդների վրա: Որպես համեմատական էլեկտրոդ հիմնային լուծույթներում օգտագործվել են օքսիդասնդիկային էլեկտրոդները, իսկ թթվային լուծույթներում՝ սնդիկասուլֆատայինները:

Բոլոր պոտենցիալները տրված են հարաբերական դարձելի ջրածնային էլեկտրոդի համեմատ հենց նույն լուծույթում (E_r):

ՔՖ և ԵՔՖ ադսորբցիայի կախվածությունները պոտենցիալից պլատինե էլեկտրոդի մակերևույթի վրա ներկայացված են նկ. 4-ում:



Նկ. 4 1-ՔՖ ($10^{-2}M$) 2-ԵՔՖ ($10^{-2}M$) ադսորբցիայի կախվածությունը պլատինե էլեկտրոդի պոտենցիալից $1,0 M NaOH$ լուծույթում

Ինչպես և մյուս օրգանական միացությունների [94, 101] դեպքում, այստեղ ևս կարելի է առանձնացնել ադսորբցիայի երկու տիպ:

Առաջին տիպի դեպքում $0 \dots 1,1$ Վ պոտենցիալային մարզն է պլատինե էլեկտրոդի վրա, որտեղ պլատինե մակերևույթի վրա տեղի է ունենում օրգանական միացությունների կազմալուծում և ձևավորվում են քեմոսորբցիոն մասնիկներ պայմանավորված C-Pt

կապով: Նստեցման կախվածության կորն ըստ պոտենցիալի ունի գմբեթաձև տեսք և ադսորբցիայի առավելագույն արժեք $0,2...0,3$ Վ տիրույթում:

Քլորֆենոլների ադսորբցիայի ուսումնասիրությունների ժամանակ $1,1...1,7$ Վ պոտենցիալների տիրույթում էական ադսորբցիա չի նկատվում: Դա պայմանավորված է այն փաստով, որ քեմոսորբցիոն մասնիկների ադսորբցիայի և օքսիդացման արագությունները հավասարվում են և էլեկտրոդի մակերևույթի վրա չի ընթանում քեմոսորբցիոն մասնիկների կուտակում:

Պոտենցիալի հետագա մեծացման հետ ձևավորվում է ադսորբցիայի երկրորդ տիրույթը իր մաքսիմումով, երբ $E_r=2,2...2,3$ Վ: Այնուհետև պոտենցիալի հետագա մեծացումը բերում է մակերևույթի խորը փոփոխության, իսկ $E_r=1,75$ Վ լարման դեպքում ավարտվում է օքսիդացման PtO_3 շերտի ձևավորումը և սկսվում է նոր մակերևույթի՝ PtO_3 (կամ $PtO_2[O]$) թթվածնային միացության ձևավորումը:

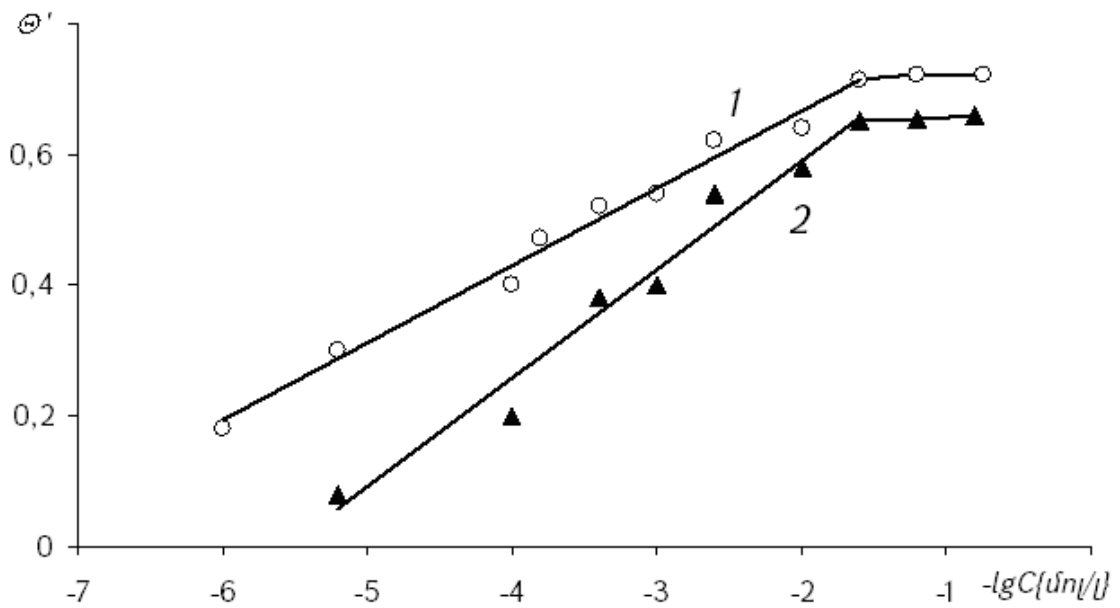
Քլորտեղակալված ֆենոլների ադսորբցիոն կախվածությունը ծավալային կոնցենտրացիայից (նկ. 5) նկարագրվում է Տյոմկինի իզոթերմով [96]:

Ինչպես երևում է նկ. 4-ից և նկ. 5-ից ջրածնի հաջորդաբար տեղակալումը քլորով ($CF_3 \longrightarrow C_2F_5$) բերում է ադսորբցիայի աճի: Մասնավորապես 2-Քլորֆենոլի և 2,4-Երկքլորֆենոլի (նկ. 4) նույն կոնցենտրացիաների դեպքում պոտենցիալի միևնույն արժեքի դեպքում նկատվում է մակերևույթի ծածկապատման տարբեր աստիճաններ:

$$\theta'_R = a + \frac{1}{f} \lg C$$

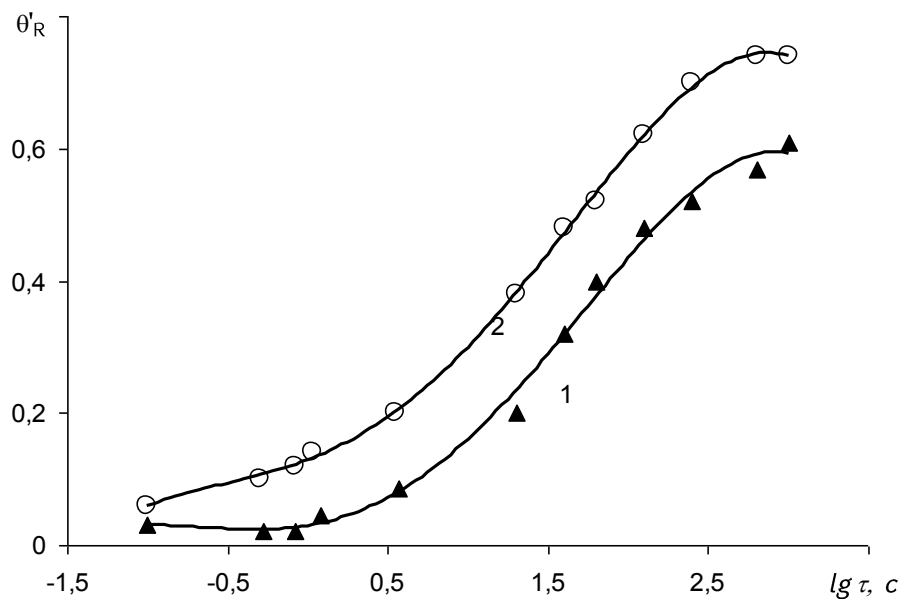
Կատարված աշխատանքում նկատելի է պլատինացված պլատինե էլեկտրոդի վրա ադսորբցիայի աճ պայմանավորված ջրածնի տեղակալումով: Քլորտեղակալված ֆենոլի ադսորբցիան ընթանում է դանդաղ և ադսորբցիայի կինետիկան (նկ. 6) նկարագրվում է Ռոզինսկու-Չելդովիչի հավասարումով՝

$$v_{adc} = K_{adc}^{Er} c \exp(-\alpha f \theta'_R)$$



Նկ. 5 Քլորֆենոլների սպացիոնար ադսորբցիայի կախվածությունը ծավալային կոնցենտրացիայից, երբ $Er=0,4$ և $1M NaOH$ 1-ՔՖ, 2-ԴՔՖ լուծույթում:

Դեգազացված պլատինե էլեկտրոդը փոխազդելով քլորտեղակալված ֆենոլի հետ, որը մոլեկուլում ունի չտեղալված ջրածին, մեր կողմից կատարված փորձերի ժամանակ նկատվել է պոտենցիալի տեղաշարժ դեպի ջրածնային տիրույթ (նկ. 6), որն էլ վկայում է դեհիդրատացման պրոցեսի ընթացքի մասին:



Նկ. 6 Պլատինե էլեկտրոդի մակերևույթի վրա ադսորբցիայի կինետիկ իզոթերմերը, երբ $Er=0,4$ և $1M NaOH$ 1 – $10^{-2}M$ ՔՖ, 2 – $10^{-2}M$ ԵՔՖ լուծույթում

Պլատինով պլատինացված էլեկտրոդի շփումով եռատեղակալված ֆենոլով (2,4,5-եռքլորֆենոլ) պայմանավորված ընթանում է պոտենցիալի շարժ դեպի անոդիային մարզ, որը նկատելի [102] CCl_4 և CCl_3COOH դեպքում:

Այսպիսով, քլորօրգանական միացությունների ադսորբցիան [95, 102], այդ թվում և մեր կողմից ուսումնասիրված պլատինե էլեկտրոդի վրա քլորտեղակալված ֆենոլների ադսորբցիան նախ և առաջ ընթանում է ի հաշիվ $C-Cl$ ավելի թույլ կապի խզման և միայն հետո $C-H$ -կապի խզմամով պայմանավորված տեղի է ունենում դեհիդրատացիա:

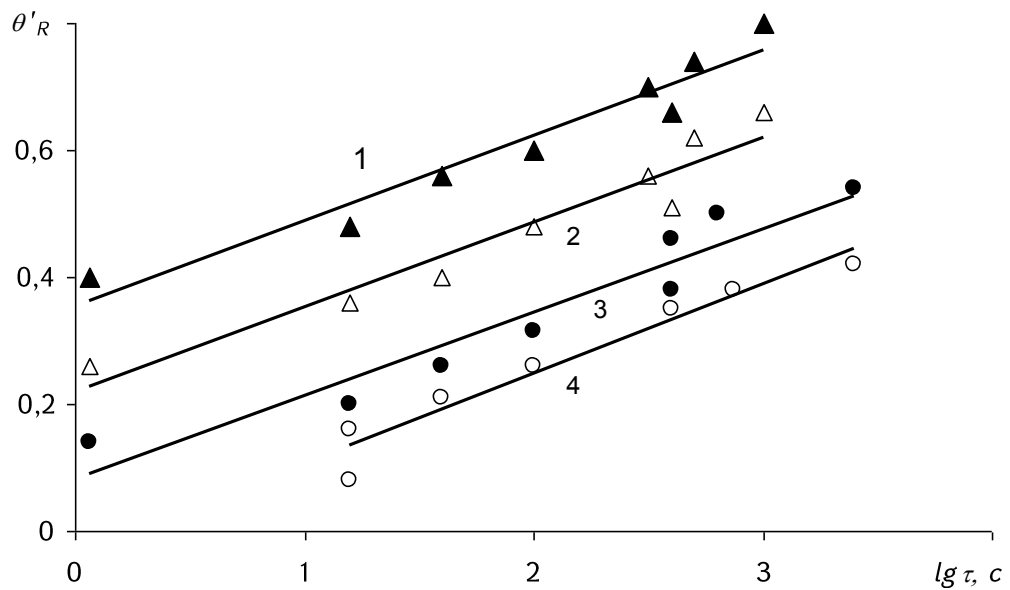
2.3. ԲՆԱԿԱՆ ՋՐԵՐՈՒՄ ԵՎ ՀՈՍՔԱՋՐԵՐՈՒՄ ԷԼԵԿՏՐԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ՄԵԹՈԴՈՎ ՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ԵՎ ՔԼՈՐՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ՄԻԱՑՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻ ՈՐՈՇՈՒՄ

Պլատինե էլեկտրոդի վրա յուրատեսակ օրգանական, քլորօրգանական խառնուրդների նստեցման օրինաչափության ուսումնասիրությունները կախված պոտենցիալից, հնարավորություն են տալիս ընտրել ադսորբցիայի պրոցեսի ընդհանուր պոտենցիալ:

Ընդհանուր կարելի է համար $E_r=0.4$ Վ պոտենցիալը, որին բնութագրական է քլորօրգանական յուրատեսակ խառնուրդների դեպքում նշանակալի ադսորբցիա և բացակայում է թթվածնի, ջրածնի և ածխաթթու գազի ադսորբցիան:

Բնական ջրերում և հոսքաջրերում քլորօրգանական խառնուրդների գումարային արժեքի առկայության օպտիմալ պայմաններ գտնելու նպատակով, պոտենցիալից կախված, ստացվել են մակերևույթային նստեցման կախվածությունները ադսորբցիայի ժամանակից և ծավալային կոնցենտրացիայից:

Դիտարկվել է (նկ. 7), որ նստեցման էֆեկտիվությունը էլեկտրոդի մակերևույթին աճում է պայմանավորված ադսորբցիայի ժամանակամիջոցի տևողությամբ և աճն ընթանում է այնքան արագ, որքան մեծ է օրգանական խառնուրդների կոնցենտրացիաները հոսքաջրերում:



Նկ. 7 Պլաթինե էլեկտրոդի վրա իրական ջրերում առկա օրգանական նյութերի գումարային նստեցման կախվածությունը ադսորբցիայի ժամանակից $1 \text{ M H}_2\text{SO}_4$ -ում, երբ $E_r=0,4\text{V}$, հետևյալ կոնցենտրացիաների դեպքում մգ/լ, 1-12, 2-6,8, 3-3,6, 4-2,3:

Օրգանական խառնուրդների մակերևութային կոնցենտրացիայի և փորձանմուշում դրանց ծավալային կոնցենտրացիայի պարունակության փոփոխության դեպքում $2...10 \text{ մգ/լ}$ նկատվում է գծային կախվածություն: Մակերևութային կոնցենտրացիայի արժեքը նվազում է խառնուրդների գումարային կոնցենտրացիայի նվազեցման հետ:

Բնական ջրերի օրգանական խառնուրդների գումարային ադսորբցիայի կինետիկայի տվյալներով հաշվարկված են ադսորբցիայի արագությունները և նկատվել է, որ գծային ադսորբցիայի արագությունն աճում է ծավալային կոնցենտրացիայի մեծացումով պայմանավորված և էքսպոնենցիալ կերպով նվազում է մակերևութի լրացմամբ, այսինքն պրոցեսի ընթացքը նկարագրվում է Ռոզինսկու-Չելդրիչի հավասարումով:

Այսպիսով հոսքաջրերում առկա օրգանական խառնուրդների գումարի համար ստացվել են ադսորբցիայի այն նույն օրինաչափությունները, ինչ որ ստացվել էր որոշակի օրգանական միացությունների ադսորբցիայի դեպքում:

Բնական ջրերում օրգանական միացություններից բացի պարունակվում են

անօրգանական բաղադրիչներ, որոնք կարող են պլատինե էլեկտրոդի մակերևույթի վրա ենթարկվել ադսորբցիայի:

Մի շարք ուսումնասիրություններ ցույց են տրվել, որ հիմնական մակրոբաղադրիչներն ադսորբվում են միայն քլոր իոնով: Այդ պատճառով էլ ուսումնասիրվել են քլոր իոնի ազդեցությունը յուրատեսակ օրգանական միացությունների (քլոր-ֆենոլ) ադսորբցիայի և իրական ջրերում եղած օրգանական խառնուրդների գումարի վրա:

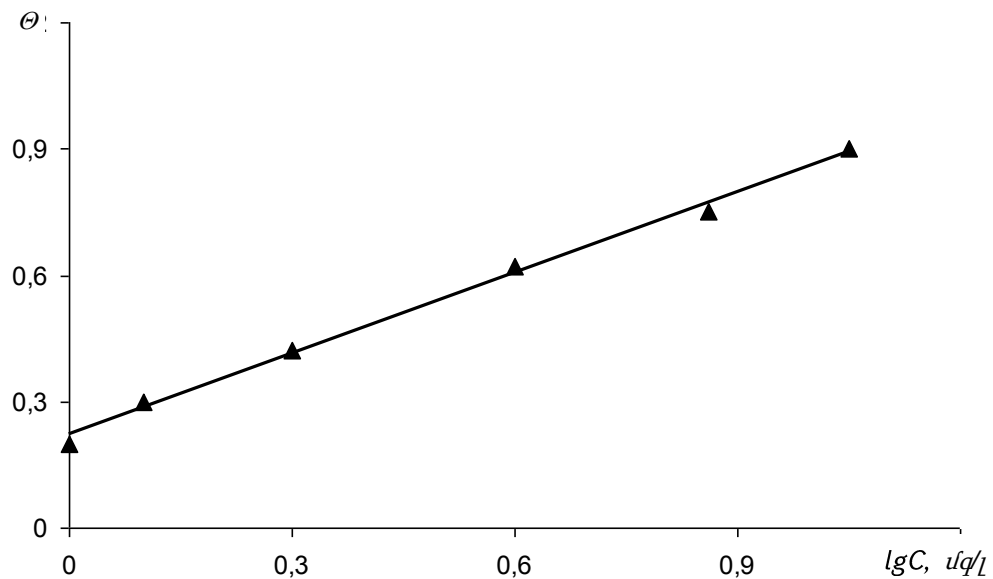
Կատարված հետազոտությունների արդյունքները ցույց են տալիս, որ քլոր իոնի ազդեցությունը բնական ջրերում առկա օրգանական խառնուրդների որոշման համար, անհրաժեշտ է կիրառել այն դեպքում, երբ քլորի կոնցենտրացիան 180 մգ/լ -ից ավելի է:

Պլատինե էլեկտրոդի վրա, բնական ջրերում առկա օրգանական խառնուրդների որոշման համար, փորձնական տվյալների հիման վրա ադսորբցիայի ժամանակը ընտրվել է երեք րոպե: Այդ ժամանակամիջոցում, անգամ ամենափոքր կոնցենտրացիաների դեպքում ($1...2 \text{ մգ/լ}$), անալիզի ենթարկված փորձանմուշում դիտվում է էլեկտրոդի մակերևույթին օրգանական խառնուրդների ($\theta'_R=0,1$) նկատելի նստեցում:

Ադսորբցիայի երեք րոպեի ընթացքում կատարված փորձի արդյունքով կառուցվել է աստիճանական գրաֆիկ, որն արտահայտում է գումարային օրգանական միացությունների էլեկտրոդի վրա մակերևույթային կոնցենտրացիաների և ջրում եղած ծավալային կոնցենտրացիաների միջև եղած կապը:

Որպես աստիճանական լուծույթներ օգտագործվել է բնական ջուրը, որում առկա են տարբեր կոնցենտրացիաներով օրգանական միացություններ: Օրգանական ջրածնի պարունակությունը այդ փորձանմուշներում որոշվել են բարձրաջերմաստիճանային կատալիտիկ օքսիդացման (F_4O) ուղիղ մեթոդով:

Ստացված աստիճանական գրաֆիկը (նկ. 8) հետազոտված կոնցենտրացիաների դեպքում նկարագրվում է հետևյալ բանաձևով՝



Նկ. 8. Մարմարիկ գետի ջրերի օրգանական միացությունների պլատինե էլեկտրոդի վրա նստեցման կախվածությունը ծավալային կոնցենտրացիայից 0,5M H₂SO₄ լուծույթում

$$\theta'_R = a + b \lg C \quad (5)$$

որտեղ՝ θ'_R -ը ադսորբցիայի երեք րոպեի ընթացքում օրգանական խառնուրդների էլեկտրոդի մակերևույթի նստեցմանը համապատասխանող մեծություն է՝ a , b -ն հաստատուններ են, որոնք համապատասխանաբար հավասար են $a=0,15$ և $b=0,74$:

Մշակված էլեկտրաքիմիական մեթոդով կատարվել են Մարմարիկ գետի ավազանից վերցրած շուրջ 40 փորձանմուշային բնական ջրերի անալիզներ:

Մեթոդի չափագիտական գնահատումը իրականացվել է փորձանմուշային լուծույթներում՝ մեթանոլի, քլորֆենոլի և գետերի իրական ջրերում:

Մարմարիկ գետի ջրերում օրգանական միացությունների մակերևույթային և ծավալային կոնցենտրացիաների միջև եղած կապը պարզելու համար ուսումնասիրվել են գարնանային վարարումների ժամանակ առավելագույն աղտոտվածությամբ ջրերի նմուշները շուրջ երկու տարի շարունակ:

Ուսումնասիրելով պլատինե էլեկտրոդի վրա օրգանական միացությունների ադսորբցիան (ադսորբցիայի ժամանակը երեք րոպե, իսկ պոտենցիալը՝ 0,4 Վ), ստանում ենք գրաֆիկ, որը ներկայացնում է մակերևույթային կոնցենտրացիայի՝ θ

կախվածությունը օրգանական միացությունների C ծավալային կոնցենտրացիայից (օրգանական ածխածնի քանակության որոշումն իրականացվել է ԲԿՕ մեթոդով, (նկ.8)) Մարմարիկ գետի ջրերում:

Կիրառելով արագ պոտենցիալադինամիկ իմպուլսների մեթոդիկան, որոշում ենք Մարմարիկ գետում օրգանական նյութերի մակերևութային կոնցենտրացիաները տարվա ամենաաղտոտված ժամանակահատվածներում:

Օրգանական միացությունների ծավալային կոնցենտրացիաներն որոշում ենք համաձայն բանաձևի:

Այնուհետև, ստացված արդյունքների հավաստիության համար, Մարմարիկ գետի օրգանական միացությունների ծավալային կոնցենտրացիաները համեմատվել են ԲԿՕ մեթոդով որոշված օրգանական միացությունների հետ, որը առաջարկված է [103]:

Հարկ է նշել, որ Մարմարիկ գետի ջրերում առկա քլոր-իոնը չի ազդում օրգանական միացությունների քանակի որոշման վրա:

Կատարված հետազոտությունների արդյունքների հիման վրա առաջարկվում է կիրառել վերը նշված մեթոդիկան որպես նոր մեթոդ նույնականացնելով այն էլեկտրակայանների և արդյունաբերական այլ ձեռնարկությունների ջրերի որակական ցուցանիշների որոշման համար:

Ի տարբերություն կիրառվող ավանդական մեթոդի՝ պերմանգանատային մեթոդ, առաջարկված նոր մեթոդը բերված սկզբնական պայմաններով (նվազագույն ժամանակը 3 րոպե և օրգանական նյութերի ամբողջական նստեցման համար 0,4 Վ պոտենցիալ էլեկտրոդի վրա) հնարավորություն է տալիս որոշել էլեկտրակայանների ջրերում օրգանական միացությունների առկայությունը մինչև 0,2% ճշտությամբ (աղ. 2):

Էլեկտրակայանների ջրերում օրգանական միացությունների առկայության որոշման էֆեկտիվությունը նշված մեթոդով նկատելի փոքր է, քան պերմանգանատային մեթոդի կիրառման ժամանակ (30 րոպե) [104]:

Բնական ջրերում օրգանական միացությունների անալիտիկ ստուգման մշակված մեթոդն ունի մի շարք առավելություններ համեմատած օրգանական միացությունների որոշման վերը թվարկված մեթոդների հետ: Դրանք են՝

- շահագործման պարզություն,
- օպերատիվություն և արագություն,
- բավականին էժան են:

Աղյուսակ 2

Օրգանական խառնուրդների առկայությունը Մարմարիկ գետի ջրերում, Ջրառապ գյուղի մոտ

Հետազոտման ժամանակ		Օրգանական միացությունների ծավալային կոնցենտրացիաները, մգ/լ		
		Պերմանգանատային մեթոդ	Էլեկտրաքիմի ական ադսորբցիա	Բարձրաջերմաստիճան ային կատալիտիկ օքսիդացում
2015	18 ապրիլ	4,61	6,29	6,31
	10 մայիս	4,43	6,81	6,60
	7 հունիս	4,51	6,94	6,75
	11 հունիս	4,67	6,97	6,20
2016	17 մարտ	4,42	5,42	5,47
	24 մարտ	4,21	4,08	5,25
	13 ապրիլ	3,98	5,36	5,20
	21 մայիս	6,71	7,87	7,92

Հետազայում հնարավոր է ավտոմատացնել օրգանական միացությունների քանակի որոշման պրոցեսը, որն ապահովում է ջրամշակման պրոցեսի կառավարում, ավտոմատացում, բերելով ԶՄՏ-ի հուսալիություն և օպերատիվություն, ինչպես նաև սպասարկող անձնակազմի սխալների (անթրոպոգեն գործոն) նվազեցում:

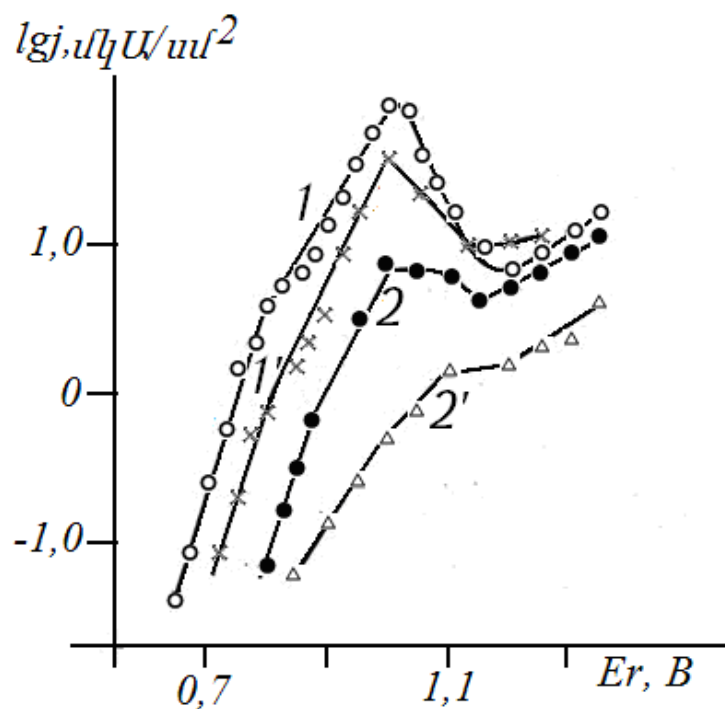
2.4. 2-ՔԼՈՐՖԵՆՈԼԻ ԷԼԵԿՏՐԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ՕՔՍԻԴԱՑՈՒՄԸ ՊԼԱՏԻՆԵ ԵՎ ՕՔՍԻԴԱՊԼԱՏԻՆԱՏԻՏԱՆԱՅԻՆ ԱՆՈՂՆԵՐԻ ՎՐԱ

Բնական ջրերի և հոսքաջրերի օրգանական միացություններից,

մասնավորապես քլորօրգանական, մաքրման մեթոդներից է հանդիսանում էլեկտրաքիմիական օքսիդացումը, որն ընթանում է կայուն անոդների վրա:

Այդ իսկ պատճառով էլ, մեր կողմից մանրակրկիտ ուսումնասիրվել է 2-Քլորֆենոլի էլեկտրաօքսիդացման մեթոդի մեխանիզմը և կինետիկան պլատինե և օքսիդապլատինատիտանային անոդների վրա:

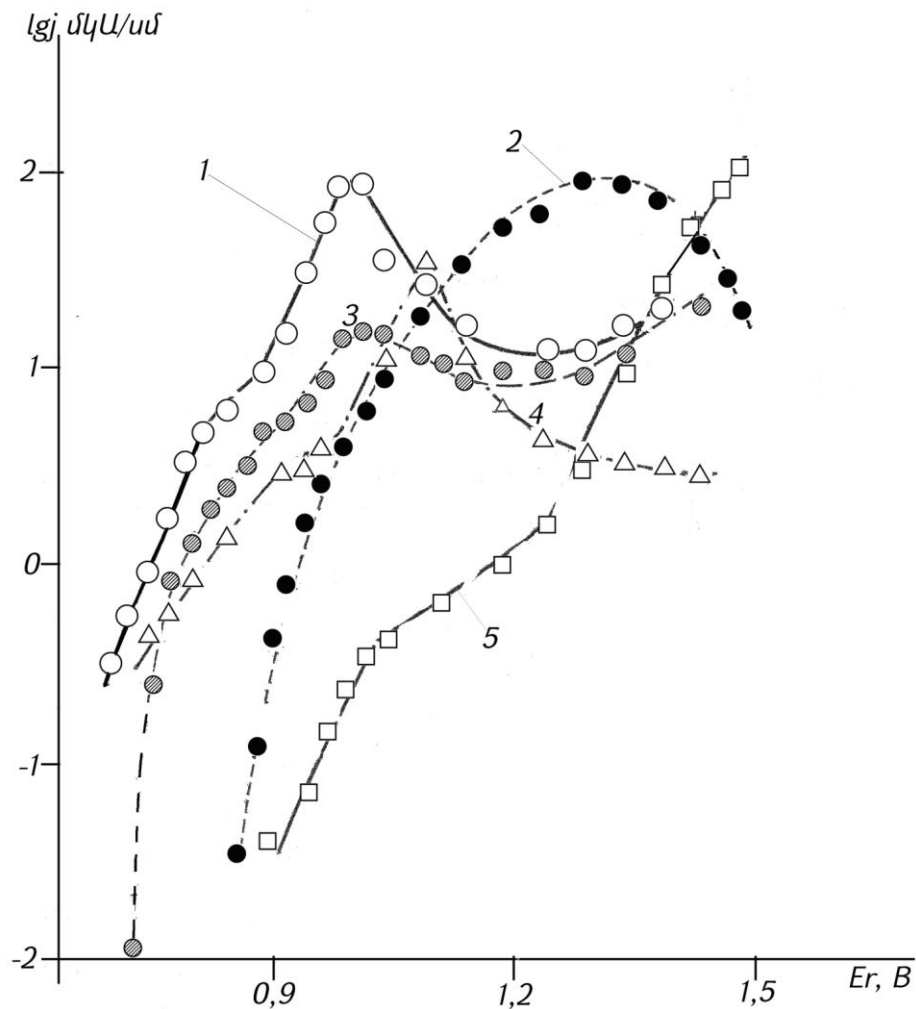
Ինչպես երևում է (նկ. 9) 2-Քլորֆենոլի առավելագույն ադսորբցիա նկատելի է 0,4 Վ պոտենցիալի դեպքում: Պարզաբանելու նպատակով, թե հանդիսանում է արդյո՞ք ադսորբցիան օքսիդացման համար սահմանափակող միջավայր, հետազոտվել է 2-Քլորֆենոլի ադսորբցիայի կինետիկան պլատինե էլեկտրոդի վրա օքսիդացման 0,4 Վ պոտենցիալի դեպքում, ինչպես նաև 0,4 Վ-ից բարձր արժեքների դեպքում, միաժամանակ ուսումնասիրվել է P^H -ի ազդեցությունը 2-Քլորֆենոլի օքսիդացման արագության վրա (նկ. 9, 10):



Նկ. 9. 2-Քլորֆենոլի էլեկտրաօքսիդացման բևեռացման կորերը պլատինե (1,2) և օքսիդապլատինատիտանային էլեկտրոդի վրա (1',2') 0,5 M H_2SO_4 լուծույթում: $C_{\text{ֆ}} = 2 \text{ M}$ (1,2),

Անհրաժեշտ է նշել, որ օրգանական նյութերի օքսիդացման մեխանիզմի ուսումնասիրության հիմքի վրա կարելի է մշակել ջրերի օրգանական միացություններից

մաքրման մեթոդներ: Այդ պատճառով էլ, ըստ կատարված փորձերի արդյունքների, որոնք պայմանավորված են օրգանական նյութերի օքսիդացման օրինաչափություններով, դիտարկվել է ջրերի մաքրման հնարավորություն էժան էլեկտրոդների վրա, ինչպիսիք են ՕՊՏԱ-երը:



Նկ.10. 2-Քլորֆենոլի էլեկտրաօքսիդացման բևեռացման կորերը լուծույթի տարբեր P^H -ի դեպքում 1-0.6, 2-3.1, 3-6.8, 4-10, 5-14:

ՕՊՏԱ-ն իրենից ներկայացնում է տիտանե մետաղալարեր կամ թիթեղներ, որոնք ներգրծված են ապակիով, որի վրա քլոր-պլատինատի (H_2PtO_6) լուծույթի ջերմային կազմալուծմամբ՝ $T=450\text{ }^{\circ}C$, առաջանում է պլատինի օքսիդ:

Ինչպես երևում է նկարից, կիսալուգարիթմական կոորդինատներում օքսիդացման բևեռացման կորերը, ինչպես պլատինե էլեկտրոդների վրա, այնպես էլ

ՕՊՏ էլեկտրոդներում, ունեն երկու տաֆելային տեղամասեր՝ առաջին տեղամասում հոսանքի փոքր խտությունների դեպքում կորը շեղվում է դեպի 70...75 մՎ պոտենցիալ, իսկ երկրորդ տեղամասում հոսանքի մեծ խտությունների դեպքում կորը շեղվում է դեպի 120 մՎ:

Երբ $E_r = 1.2$ Վ, ապա ֆենոլի օքսիդացման բևեռացման կորերը պլատինե և ՕՊՏԱ-ի վրա անցնում են մաքսիմումով, իսկ հետո 2-Քլորֆենոլի էլեկտրաօքսիդացումը նվազում է ադսորբվող թթվածնի արգելակման պրոցեսի արդյունքում:

2-Քլորֆենոլի էլեկտրաօքսիդացման բևեռացման կորերը ՕՊՏԱ-ի վրա (նկ. 9, 1' և 2' կորեր) նման են պլատինե էլեկտրոդի վրա ընթացող օքսիդացման կորերին (նկ. 9, 1 և 2 կորեր), սակայն թթվածնի գերլարված անջատումը բավականին բարձր է և նկատելի է բևեռացման կորերի տաֆելային կախվածության շեղում հոսանքի խտությունների մեծ արժեքների դեպքում, որը պայմանավորված է օհմական կորուստներով:

ՕՊՏ էլեկտրոդի համար տաֆելային շեղման մեծացումը պայմանավորված անոդային պոտենցիալի մեծացմամբ, հանդիսանում է քեմոսորբված 2-Քլորֆենոլի ադսորբցիայի նվազեցման արդյունք:

2-Քլորֆենոլի էլեկտրաօքսիդացման ստացիոնար արագությունը՝ j , պլատինե հարթ էլեկտրոդի վրա աճում է պայմանավորված 2-Քլորֆենոլի ծավալային կոնցենտրացիայի աճով և նկարագրվում է՝

$$j = KC^m$$

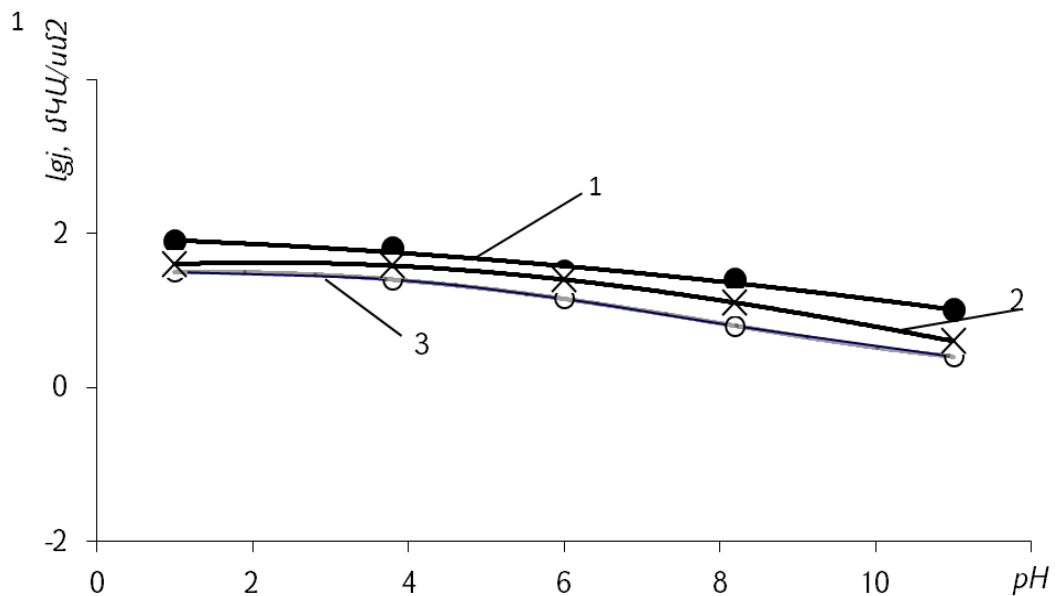
որտեղ՝ $m = 2,7...2,9$ ուսումնասիրված բոլոր պոտենցիալների դեպքում:

2-Քլորֆենոլի էլեկտրաօքսիդացման արագության վրա լուծույթի P^H -ի ազդեցությունը ուսումնասիրելու համար բերված են բևեռացման կորեր (նկ. 10) լուծույթի տարբեր P^H -ի արժեքների դեպքում:

Ինչպես երևում է նկարից, առաջին իսկ մոտավորությամբ P^H -ի 0,4 մինչև 14

արժեքների դեպքում 2-Քլորֆենոլի օքսիդացման տիրույթը փոխվում է մոտավորապես այնպես, ինչպես և հակադարձ ջրածնային էլեկտրոդի պոտենցիալը: Դա վկայում է այն մասին, որ 2-Քլորֆենոլի էլեկտրաօքսիդացման դանդաղեցված փուլում մասնակցություն ունեն $OH_{\text{ադս.}}$ մասնիկները, որոնք ձևավորվում են նախորդող արագ էլեկտրաքիմիական փուլում ջրի մոլեկուլի կամ OH իոնների լիցքաթափումով:

Հաստատուն E_r -ի դեպքում նկատելի է նաև (նկ. 11) 2-Քլորֆենոլի օքսիդացման արագության որոշակի փոփոխություն (II կարգի) պայմանավորված լուծույթի P^H -ով:



Նկ.11. 2-Քլորֆենոլի էլեկտրաօքսիդացման արագության կախվածությունը լուծույթի P^H -ից տարբեր պոտենցիալներում E_r , Վ 1-1.07, 2-1, 3-0.9

2-Քլորֆենոլի օքսիդացման արագության նվազումը թթվային լուծույթներում պայմանավորված է ըստ էության այն փաստով, որ 2-Քլորֆենոլը թթվային լուծույթներում ձևավորում է ֆենոլատներ, որոնց ադսորբցիան փոքր է փոխադարձ հիման ուժերով պայմանավորված, քան 2-Քլորֆենոլինն է:

Այսպիսով, 2-Քլորֆենոլի էլեկտրաօքսիդացման ընդհանուր կինետիկական հավասարումը հարթ պլատինե էլեկտրոդի վրա ունի հետևյալ տեսքը՝

$$j = K_o \exp(\rho f' \theta_n) \exp\left(\frac{F}{RT} E_r\right)$$

Էլեկտրաօքսիդացման պրոցեսի դանդաղեցված փուլը հանդիսանում է $OH_{ադս}$ -ի փոխազդեցության փուլ, որը ձևավորվում է նախորդող արագընթաց էլեկտրաքիմիական փուլում պայմանավորված քեմոսորբցիոն օրգանական մասնիկներով, որոնք 2-Քլորֆենոլի կոնցենտրացված լուծույթներում կարող են իրենցից ներկայացնել որոշակի կոնդենսացված համակարգ:

Այսպիսով, ֆենոլի ադսորբցիայի ստացված արագության կախվածությունները ցույց են տալիս, որ 0.6...1.1 Վ պոտենցիալի սահմաններում ադսորբցիայի արագությունը չի կարող լինել օքսիդացման դանդաղեցված փուլ, հենց այս փաստն էլ կարող է հիմք հանդիսանալ օրգանական միացությունների մաքրման մեթոդի մշակման համար: Այսպիսով, ելնելով վերը նշվածից, կարելի է մակերևութային ջրերի և հոսքաջրերի մաքրման համար երաշխավորել առաջադրված մեթոդը:

Առաջադրված մեթոդի էֆեկտիվության ամբողջական դրսևորման նպատակով մեր կողմից իրականացվել են 2-Քլորֆենոլի օքսիդացման մի շարք փորձեր պլատինե և ՕՊՏ անոդների վրա:

2.5. ՆԱՏՐԻՈՒՄԻ ՔԼՈՐԻԴԻ ԼՈՒԾՈՒՅԹՈՒՄ ՔԼՈՐՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ՄԻԱՑՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻ ԷԼԵԿՏՐԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ՕՔՍԻԴԱՑՈՒՄԸ

Կայուն օրգանական աղտոտիչները, մասնավորապես քլորօրգանական միացությունները, մարդու և կենդանի օրգանիզմների վրա ունեն թունավոր, մուտագեն և տերատոգեն ազդեցություններ: Այդ աղտոտիչները կայուն են մթնոլորտում, ջրոլորտում և հողոլորտում ընթացող ֆոտոքիմիական, քիմիական և կենսաբանական գործընթացներում, ունակ են կուտակվելու շրջակա միջավայրում և տարածված են ամբողջ կենսոլորտում՝ ձևավորելով նոր ոլորտ՝ նոոսֆերա: Ուստի քլորօրգանական վտանգավոր և թունավոր թափոնների վնասազերծումը հանդիսանում է արդի ժամանակաշրջանի էկոլոգիական հիմնախնդիրներից մեկը, որի լուծումը և՛ տեխնիկապես, և՛ կազմակերպական նկատառումներով պահանջում է համալիր միջոցառումների իրականացում:

Ներկա ժամանակաշրջանում քլորօրգանական միացություններից հոսքաջրերի մաքրման ամենաունիվերսալ մեթոդը դա քիմիական օքսիդացումն է, որի ժամանակ, որպես ամենաէֆեկտիվ օքսիդիչներ կիրառվում են O^* , O_3 և H_2O_2 , սակայն դրանց կիրառությունները սահմանափակվում են պայմանավորված վերջիններիս հրդեհա և պայթյունավտանգությամբ: Այդ իսկ պատճառով էլ, նպատակահարմար է հոսքաջրերի մաքրման մի պրոցեսի ընթացքում համատեղել մի քանի ռեակցիանների ընթացք, ինչը հնարավոր է միայն էլեկտրաքիմիական մեթոդի կիրառության ժամանակ: Մասնավորապես հնարավոր է իրականացնել օքսիդիչների էլեկտրասինթեզ, ինչպես նաև 2-Քլորֆենոլ և 2,4- Երկքլորֆենոլների դեհալոգենացում:

Մեր կողմից կատարվող աշխատանքի նպատակն է իրականացնել 2-Քլորֆենոլ և 2,4-Երկքլորֆենոլ պարունակող բնական ջրերի և հոսքաջրերի վնասազերծում օքսիդապլատինատիտանային անոդների վրա էլեկտրաքիմիական մեթոդի կիրառմամբ [105]:

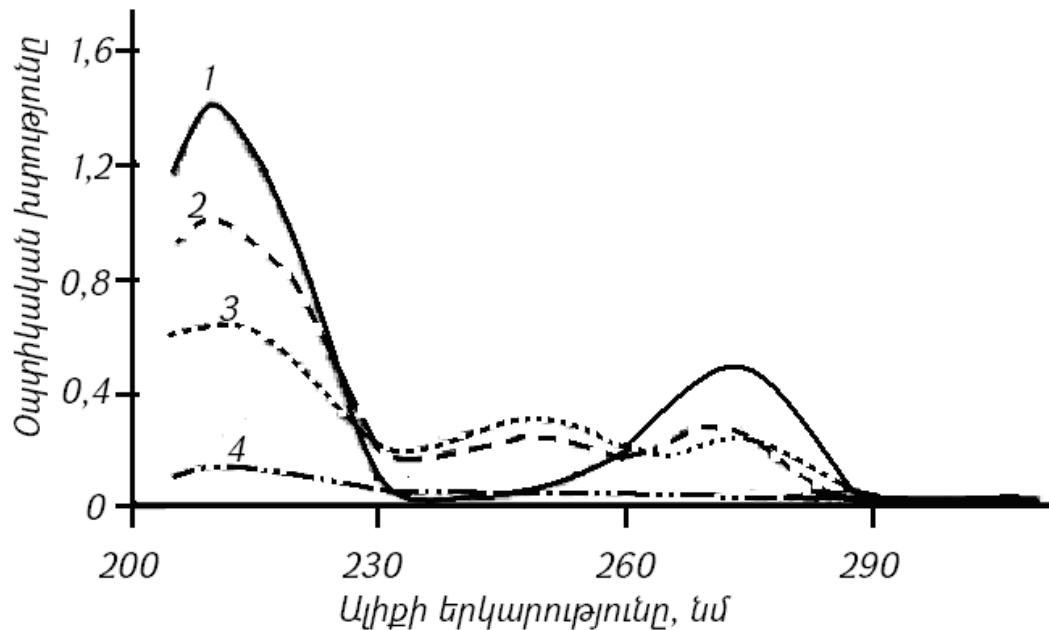
Հոսքաջրերի էլեկտրոլիզի ժամանակ, որոնք պարունակում են $0,03...0,5$ մոլ/լ կոնցենտրացիայով նատրիումի քլորիդ, պլատինե կամ օքսիդապլատինատիտանային անոդների վրա հոսանքի $j=10...80$ մԱ/ $ս^2$ խտությունների արժեքների դեպքում ձևավորվում են նատրիումի հիպոքլորիդներ, որոնք հանդիսանում են ուժեղ օքսիդիչներ և օքսիդացնում են հոսքաջրերում առկա քլորօրգանական միացությունները:

Հետազոտվել են 2-Քլորֆենոլի և 2,4- Երկքլորֆենոլի նմուշային լուծույթներ հետևյալ կոնցենտրացիաններով՝ $\rho=0.05...0,3$ մոլ/լ:

Քլորֆենոլի կոնցենտրացիան պրոցեսի սկզբում որոշվել է սպեկտրաֆոտոմետրիկական մեթոդով, որը կառուցվել է համապատասխանաբար 2-Քլորֆենոլի դեպքում $\lambda=276$ նմ ալիքի երկարության համար, իսկ 2,4-Երկքլորֆենոլի դեպքում $\lambda=287$ նմ ալիքի երկարության համար: Իսկ քլորֆենոլների դեհալոգենացման և օքսիդացման ժամանակ ձևավորվող մի քանի միջանկյալ և վերջնական նյութերի կոնցենտրացիաններն որոշվել են հայտնի տիտրոմետրիկական,

խրոմատոգրաֆիկական և ուլտրամանուշակագույն (ՈՒՄ) սպեկտրամետրիկական մեթոդներով:

2-Քլորֆենոլի ուլտրամանուշակագույն սպեկտրը $NaCl$ -ի ջրային լուծույթում բերված է նկ. 12-ում:



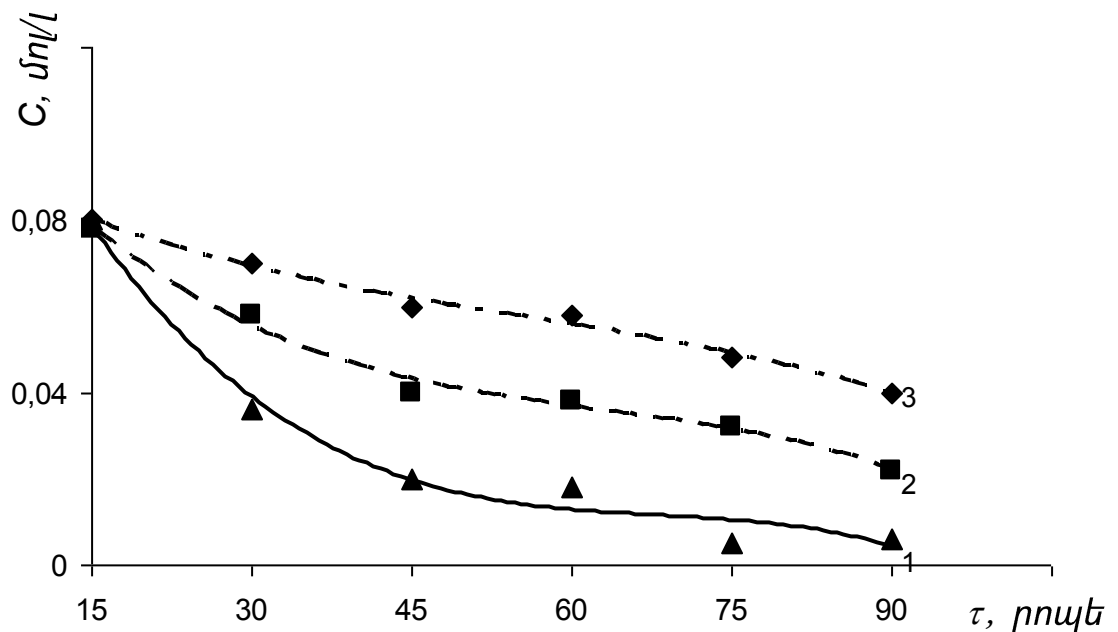
Նկ. 12. 2-Քլորֆենոլի (0.12 մոլ/լ) ՈւՄ սպեկտրը $NaCl$ -ի ջրային լուծույթում (1), երբ $\tau=0$,
2-էլեկտրոլիզից հետո $\tau=20$ րոպե, 3- $\tau=45$ րոպե, 4- $\tau=70$ րոպե

Հետաքրքրություն է ներկայացնում ֆենոլի և 2-Քլորֆենոլի օքսիդացման պրոցեսների արագությունների համեմատությունը ՕՊՏԱ-ի վրա, միևնույն պայմանների դեպքում:

Ֆենոլն օքսիդանում է մի փոքր ավելի հեշտությամբ, որը նկատելի է նկ. 13-ից, այստեղ բոլոր նյութերի սկզբնական կոնցենտրացիաները կազմում են 0,08 մոլ/լ:

Այստեղ որպես կատոդ կիրառվել են նիկելե թիթեղները, իսկ որպես անոդ՝ ՕՊՏԱ-երը: Վերջիններս պատրաստված են ողորկ կամ ծակոտկեն տիտանից, որը ստացվել է նախապես տիտանի օքսիդացնող մակերևույթը 2...4 % մաքուր քլորալատինային լուծույթով մշակելով կամ էլ դրա խառնուրդը մեկ այլ պլատինե մետաղի աղով մշակելով: Էլեկտրոդների վրա իրականացվում է հաջորդաբար ջերմային թրծում օդում կամ մթնոլորտային թթվածնով, ընդ որում ջերմային թրծումն

իրականացվում է 450...500 °C ջերմաստիճանի պայմաններում:



Նկ. 13. 1- Ֆենոլի, 2- 2-Քլորֆենոլի և 3- 2,4-Երկքլորֆենոլի ծախսման կինետիկական կորերը 0,3 մոլ/լ NaCl-ի ջրային լուծույթում

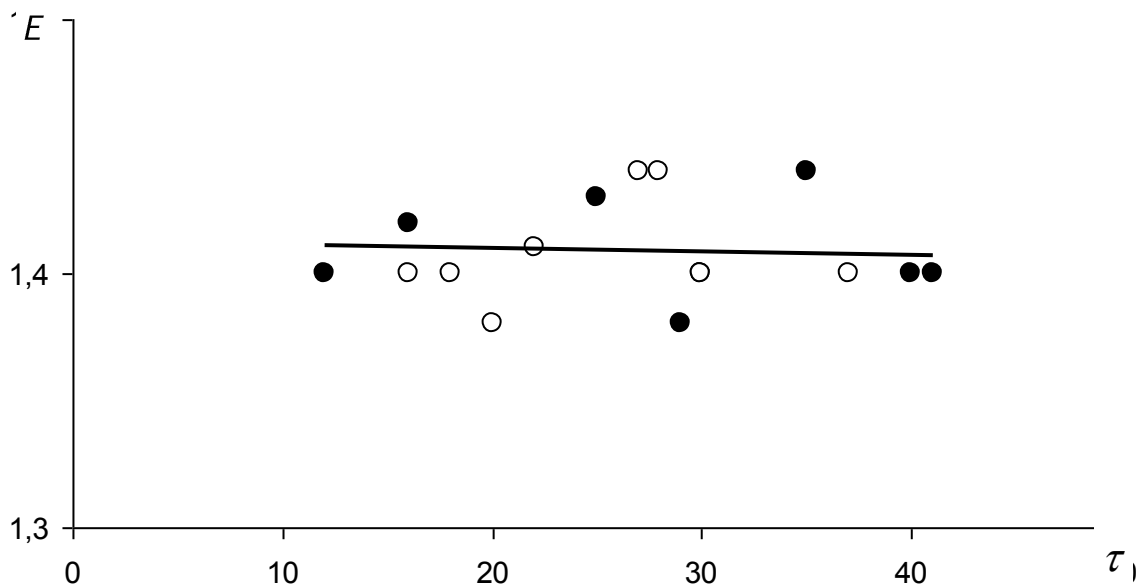
Վերը նշված անոդները պատրաստվել են գրեթե այն մեթոդիկայով, որը նկարագրված է [106]: Անոդի կայունությունն որոշվել է ըստ ժամանակի պոտենցիալի կրած փոփոխությամբ հետևյալ պայմանների դեպքում, երբ հոսանքի հաստատուն խտությունը՝ $j_a = 20...40$ մԱ/սմ² է, իսկ ջերմաստիճանը՝ $T = 60$ °C:

Փորձերով հաստատվել է, որ 25...30 օրվա ընթացքում լուծույթի կոնցենտրացիայի հաստատուն փոփոխության դեպքում (նկ. 14) պոտենցիալը չի փոխվում, այն մնում է հաստատուն և մոտավորապես հավասար է 1,4 Վ հ.կ.է (հազեցված կալումելային էլեկտրոդ):

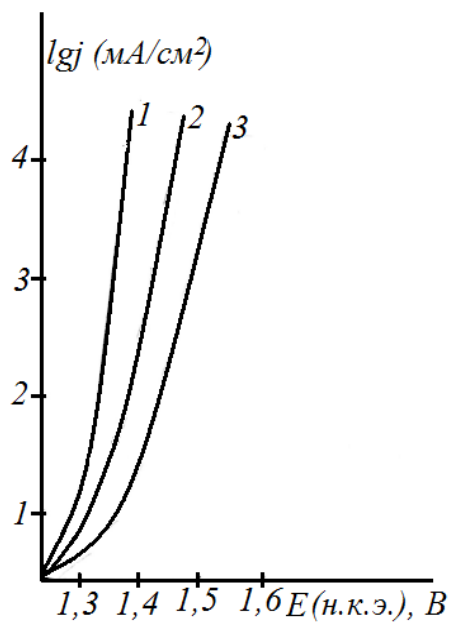
Այսպիսով ՕՊՏԱ-ի վրա պոտենցիալը 2-Քլորֆենոլի օքսիդացման պայմաններում կայուն է և գտնվում է մակերևութային օքսիդների կայուն վիճակի պահպանման տիրույթում, բացի այդ էլեկտրոդներն իրական ժամկետներում ոչ մի փոփոխության չեն ենթարկվում:

Անոդային բևեռացման կորերը (նկ. 15) քլորֆենոլների առկայության պայմաններում տեղաշարժվում են դրական պոտենցիալների կողմը և մի փոքր

բարձրանում է տաֆելային շեղումը:



Նկ. 14. Անոդի (ՕՊՏԱ) սպաղիոնար պոտենցիալի (E, τ) փոփոխությունն էլեկտրոլիզի ժամանակահատվածից 1 ($\circ$) - 0.3 մոլ/լ NaCl-ի լուծույթում ավելացրած 0.12 մոլ/լ 2-Քլորֆենոլ և 2 - ($\bullet$) 0.3 մոլ/լ NaCl-ի լուծույթում ավելացրած 0,12 մոլ/լ 2,4-Երկքլորֆենոլ



Նկ. 15. ՕՊՏԱ-ի անոդային բևեռացման կորերը կերակրի աղի ջրային լուծույթում, մոլ/լ, 1.-0,3 NaCl, 2-0,3 NaCl + 0,1-2-ՔՖ, 3-0,3 NaCl + 0,1-2,4-ԵՔՖ

Կորերի տեղաշարժը դեպի դրական պոտենցիալ վկայում է անոդային պրոցեսների արգելակման ընթացքի մասին, որը հետևանք է էլեկտրոդի մակերևույթի

վրա քլորֆենոլների ադսորբցիայի և էլեկտրոդային պրոցեսների անմիջական ընթացքով:

Այս առաջարկի հավաստիության նպատակով իրականացվել է էլեկտրոլիզ մեկ այլ իներտ էլեկտրոլիտի՝ լիթիումի նիտրատի առկայությամբ: Այս դեպքում նկատվել է քլորֆենոլի կոնցենտրացիայի դանդաղ նվազեցում հոսանքի խտության միևնույն արժեքների դեպքում: Ընդ որում հարկ է նշել, որ անալոգ փորձերը, որոնք կատարվել են ապակե-ածխածնային (ԱԱ-12) էլեկտրոդների վրա հաջողությամբ չեն ավարտվել:

Ստացված փորձնական տվյալների արդյունքների հիման վրա կարելի է եզրակացնել, որ քլորֆենոլների և մյուս օրգանական միացությունների օքսիդացումը [107] ընթանում է ինչպես ծավալային կազմում, այնպես էլ էլեկտրոդի մակերևույթի վրա համաձայն էլեկտրաքիմիական մեխանիզմի:

Այսպիսով կատարված հետազոտությունների արդյունքների հիման վրա կարելի նշել՝

- հոսքաջրերից քլորօրգանական միացությունների մաքրման ժամանակ օգտագործվող ՕՊՏԱ անոդներն օժտված են բավարար կայունությամբ,
- լուծույթում 2-Քլորֆենոլ և 2,4-Երկքլորֆենոլների առկայությունը բերում է քլեռացման կորերի տեղաշարժի դեպի դրական պոտենցիալներ:

Հենց այս հանգամանքն էլ վկայում է էլեկտրոդային պրոցեսում քլորֆենոլների անմիջական մասնակցության մասին:

2.6. ՔԼՈՐՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ՄԻԱՑՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻՑ ԲՆԱԿԱՆ ՋՐԵՐԻ ԵՎ ՀՈՍՔԱՋՐԵՐԻ ՄԱՔՐՈՒՄԸ ԳԱԼՎԱՆԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ՄԵԹՈԴՈՎ

Վերջին տարիներին, պայմանավորված ջրային ավազանների հսկայական չափերի հասնող աղտոտվածություններով, առանձնակի ուշադրություն է դարձվում դրանց էկոլոգիական անվտանգության ապահովվման և արդյունավետ օգտագործման խնդիրներին: Այդ իսկ պատճառով էլ կատարվում են ինտենսիվ հետազոտություններ կատալիտիկ ռեակցիաների օքսիդացման մեխանիզմների ընթացքի

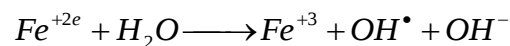
ուսումնասիրության և դրանց ներդրման ուղղությամբ:

Դիտարկելով մաքուր թթվածնով և ջրածնի պերօքսիդով տարբեր քլորօրգանական միացությունների օքսիդացման մեխանիզմների կինետիկան, հնարավորություն է ընձեռվում պարզաբանելու այդ ռեակցիաների ընթացքի վրա երկաթի միացությունների առկայության դերը որպես կատալիզատոր:

Առանձնակի ուշադրության է արժանի գալվանաքիմիական օքսիդացումը (ԳՔՕ), որը հիմնված է տարբեր նյութերի խառնուրդներով բնական ջրերի և հոսքաջրերի (օժտված էլեկտրաքիմիական տարբեր պոտենցիալներով) մաքրման սկզբունքի վրա ջրածնի պերօքսիդի առկայության պայմաններում:

Կոմբինացված երկաթ-պերօքսիդ մեթոդների շարքում առանձնակի ուշադրության է արժանի մեր կողմից մշակված գալվանաքիմիական օքսիդացումն, որը հիմնված է երկաթի ինքնաբերաբար օքսիդացման վրա և ընթանում է ջրածնի պերօքսիդ պարունակող ածխածնային նյութի և ջրի հետ շփվելով:

Անոդային լուծման պրոցեսում կամ թթու միջավայրում մետաղական երկաթը օքսիդանում է մինչև Fe^{2+} և ձևավորվում է նախապայման Ֆենտոնի ռեակցիայի ընթացքի համար



Էլեկտրագեներացիայի կիրառման համակարգի առավելությունը դասական Ֆենտոն ազդանյութի նկատմամբ կայանում է պրոցեսի ծախսերի նվազեցման մեջ, որն արդյունք է՝

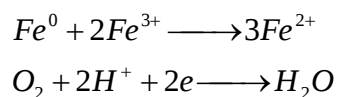
- մետաղական երկաթի կիրառություն իր աղերի հետ (էֆեկտի նվազեցում, հանքայնացման մեծացում, աղակալում) և Fe^{2+} -ի գեներացման,
- պրոցեսի ընթացք կատալիզատորների փոքր կոնցենտրացիաների դեպքում,
- կազմալուծման առավել մեծ արագություն,
- պրոցեսի բարձր էֆեկտիվություն:

Հետազոտման համար ընտրվել են ֆենոլի նմուշային լուծույթներ, որոնք հոսքաջրերի ամենահետազոտված և դժվար օքսիդացվող բաղադրիչներից են:

Ֆենոլը հանդիսանում է թունավոր աղտոտիչ (ՍԹԿ-0.001 մգ/լ) և այն կարող է դիտարկվել որպես հետազոտման փորձանմուշային (թեսթային) օբյեկտ ուսումնասիրելու համար մյուս ֆենոլների և թունավոր օրգանական միացությունների օքսիդացման օրինաչափությունները, այդ թվում նաև ֆլուտոռեագենտների և ֆլուկուլյանտների:

Հոսքաջրերի մշակման ժամանակ կարգավորվող պարամետր է հանդիսանում P^H -ի արժեքը է: ԳՔՕ-ի ժամանակ օրգանական խառնուրդների կատալիտիկ օքսիդացման օպտիմալ պայմաններն օդի թթվածնով և երկաթի միացությունների առկայությամբ, ընթանում է թթվային միջավայրում $P^H \leq 3$ և այդ դեպքում օքսիդացման պրոցեսի ընթացքը բավականին արագ է ու նկատելի է սուբստրատի կոնցենտրացիայի հիմնական նվազեցում պրոցեսի առաջին իսկ րոպեներում:

Հաստատված է, որ աերոբային պայմաններում մոլեկուլար թթվածնի ակտիվացման արդյունքում Fe^{2+}/H_2O գալվանազույգով պայմանավորված իրագործվում է օրգանական խառնուրդների օքսիդացման կցորդման մեխանիզմ: Այդ դեպքում թթվածնի քանակությունն, որը ծախսվում է օրգանական սուբստրատի որոշակի քանակության վրա նվազում է: ԳՔՕ-ի ժամանակ օրգանական միացությունների կազմալուծման էֆեկտիվության մեծացումը հավանաբար ընթանում է նաև ի հաշիվ օքսիդացման մեխանիզմի փոփոխությամբ, որը պայմանավորված է Fe^{2+} -ի արագ էլեկտրաքիմիական վերականգնմամբ և կատոդի վրա թթվածնի երկէլեկտրոնային վերականգնմամբ՝ երկաթ-կոքս գալվանազույգում, ուղեկցվելով ջրածնի պերօքսիդի սինթեզով՝



Գրականության տվյալների վերլուծության և մեր կողմից կատարված փորձերի արդյունքում ստացված տվյալների անալիզը հնարավորություն է տալիս ձևակերպել քլորֆենոլների ԳՔՕ-ի ամենահնարավոր փուլերը՝

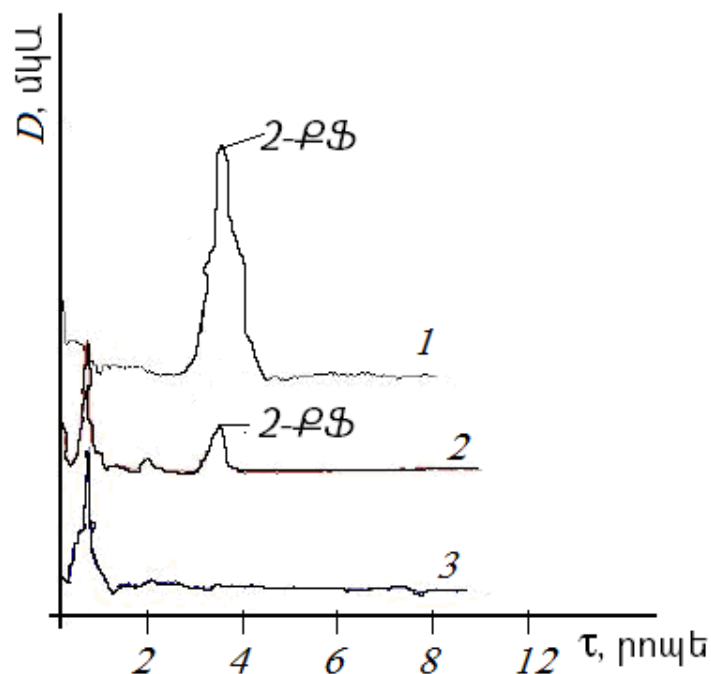
- ֆենոլի կազմալուծում ձևավորելով միջանկյալ նյութեր (երկատոմ ֆենոլներ և

համապատասխան ինոններ),

- դրանց օքսիդացում մինչև ալիֆատիկ թթուներ (մրջնաթթու, թրթնջկաթթու, մալեիկաթթու),
- վերջիններիս խորը հանքայնացում մինչև CO_2 և H_2O :

Բացի այդ, քանի որ պրոցեսի ընթացքում ձևավորվում են ակտիվ կոագուլյանտներ հիդրօքսոմիացությունների տեսքով՝ Fe^{3+} , ստեղծվում են պայմաններ մշակվող ջրից օրգանական նյութերի ոչ լրիվ կազմալուծված նյութերի սորբցիոն հեռացման համար, որը պայմանավորված է երկաթի բարձր խելատագոյացման ակտիվությամբ:

Բացահայտվել է հոսքաջրերում ամենատարածված անօրգանական անիոնների (քլորիդներ և սուլֆատներ) ազդեցությունը ԳՔՕ պրոցեսի վրա: Ստացված փորձնական տվյալների ամբողջությունը վկայում է, որ (նկ. 16) հնարավոր է գալվանաքիմիական օքսիդացման պրոցեսի իրականացում չեզոք միջավայրին մոտ պայմաններում՝ $P^H=6$, պահպանելով ելակետային սուբստրատի փոխակերպման (96...100 %) բարձր աստիճան մշակվող լուծույթում քլորիդ իոնի առկայությամբ:



Նկ. 16. Ֆենոլի լուծույթների քրոմատոգրամները համապատասխանաբար՝ 1-2-Քլորֆենոլի ելակետային լուծույթ, 2- 5 րոպե մշակումից հետո, 3- 30 րոպե մշակումից հետո, երբ $P^H=6$

Այսպիսով կարող ենք ասել, որ օքսիդացման պրոցեսների ինտենսիվությունը պայմանավորված է նախ և առաջ՝

- էլեկտրաքիմիական պրոցեսի ժամանակ ձևավորվող ակտիվ քլորի մասնիկներով,
- մեծանում է ջրածնի պերօքսիդի դիսպրոպորցիայի աստիճանն, անողային օքսիդացման պրոցեսի ակտիվացման հետևանքով անողի մակերևույթին ձևավորվում են տեղային թթու հատվածներ:

Առաջին անգամ ցույց է տրվել հոսքաջրերի մշակման շարունակականության նվազեցման նպատակահարմարությունը ԳՔՕ մեթոդով գալվանակոագուլացիոն ռեակտորում, որտեղ ընթանում են իներցիոն ռադիկալ-շղթայական օքսիդացման ռեակցիաներ, առանց երկաթածխածնային լցոնվածքի հետ շփման, այսպես կոչված պոստէֆեկտի:

ԳՔՕ-ի պրոցեսի հիմնական ժամանակի ավելացումով՝ 1...5 *րոպե*, ձևավորվում են օպտիմալ պայմաններ 2-Քլորֆենոլի խորը փոխարկման համար ավելի թույլ թթու միջավայրում $P^H = 6$: Ըստ ԲՀՔՖ տվյալների ելակետային 2-Քլորֆենոլը 30 *րոպե* անց այլևս չի բացահայտվում:

Տեխնոլոգիապես դա հնարավորություն է տալիս էականորեն մեծացնել սարքավորման արտադրողականությունը ԳՔՕ մեթոդի իրականացման համար կամ փոքրացնել գալվանակոագուլացիոն մոդուլն ի հաշիվ ակտիվ լցոնվածքի հետ շփման ժամանակի նվազեցման:

ԳՔՕ պրոցեսի ֆոտոակտիվացիան նպաստում է 2-Քլորֆենոլի օքսիդացման արագության և դրանց փոխակերպման աստիճանի մեծացմանը: Այդ ընթացքում տեղի է ունենում ակտիվ ձևի թթվածնի լրացուցիչ ձևավորում, որը գերազանցում է հիդրօքսիլ ռադիկալներին, ինչպես ի հաշիվ ջրածնի պերօքսիդի կազմալուծման, այնպես էլ Fe^{3+} -ի վերականգնումով, որը տեղի է ունենում ի հաշիվ ոչ ակտիվ Fe^{3+} ինտերմեդիատների:

Այսպիսով, ըստ մեր կողմից կատարված փորձերի ստացված արդյունքների վերլուծության և հետևությունների, կարող ենք ասել, որ առաջարկվող մաքրման մեթոդը կարող է լինել բավականին էֆեկտիվ քլորօրգանական միացությունների,

մասնավորապես, հոսքաջրերում առկա 2-Քլորֆենոլ և 2,4-Երկքլորֆենոլների կազմալուծմամ համար:

ԳՔՕ պրոցեսի ընթացքի լիակատարությունը ստուգվել է սպեկտրոֆոտոմետրիկական և գազախրոմատոգրաֆիկական մեթոդներով:

Քլորֆենոլների օքսիդացման պրոցեսի արագության և պրոցեսի ընթացքի լիակատարությունը որոշող պարամետրեր են՝

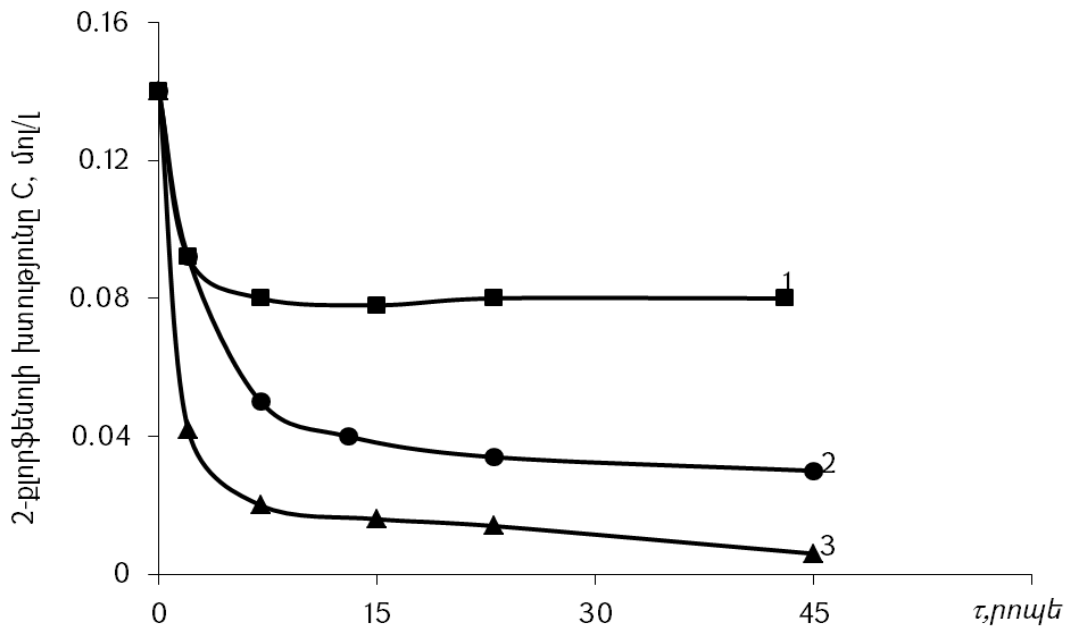
- պրոցեսի շարունակականությունը,
- միջավայրի ռեակցիան,
- սուբստրատի սկզբնական կոնցենտրացիան,
- լուծույթում սուբստրատի և ջրածնի պերօքսիդի հարաբերակցությունը,
- լուծույթում ջրածնի պերօքսիդի և երկաթի հարաբերակցությունը:

Փորձնականորեն հաստատվել է, որ քլորֆենոլների գալվանաքիմիական լիակատար օքսիդացումն իրականանում է թթու միջավայրում և պրոցեսի ամենաէֆեկտիվ ընթացքը $P^H=2...3$ արժեքների դեպքում է, որն էլ համապատասխանում է գրականության [108, 109] տվյալներին: Համաձայն այդ տվյալների հաստատվել է, որ օրգանական միացությունների օքսիդացման պայմանները ջրածնի պերօքսիդով և օդի թթվածնով, երկաթ պարունակող միացությունների առկայությամբ ցիկլիկ իոն-ռադիկալային մեխանիզմում, ընթանում են թթու միջավայրում:

2-Քլորֆենոլի օքսիդացումն ընթանում է բավականին արագ, ինչը նկատելի է նկ. 17-ից, իսկ կոնցենտրացիանների արժեքների հիմնական նվազեցումները նկատելի են պրոցեսի արդեն իսկ առաջին րոպեներից՝ 0,5...5 րոպե:

2-Քլորֆենոլի օքսիդացման պրոցեսի լիակատարությունը կախված է ջրածնի պերօքսիդի և քլորֆենոլի հարաբերակցությունից: Գործնականորեն քլորֆենոլի

ամբողջական օքսիդացումն ընթանում է 5:1 հարաբերակցությամբ (նկ. 17, կոր 3): Օքսիդացման այդպիսի արագության դեպքում, քլորֆենոլի գալվանաքիմիական օքսիդացման պրոցես սկզբունքորեն կարելի է իրականացնել պերօքսիդ-քլորֆենոլ փոքր հարաբերակցությունների դեպքում:



Նկ. 17. 2-քլորֆենոլի գալվանաքիմիական օքսիդացման արագության կախվածությունը ժամանակից ջրածնի պերօքսիդի և 2-քլորֆենոլի տարրեր հարաբերակցությամբ՝ 1- 2:1, 2- 3:1, 3- 5:1

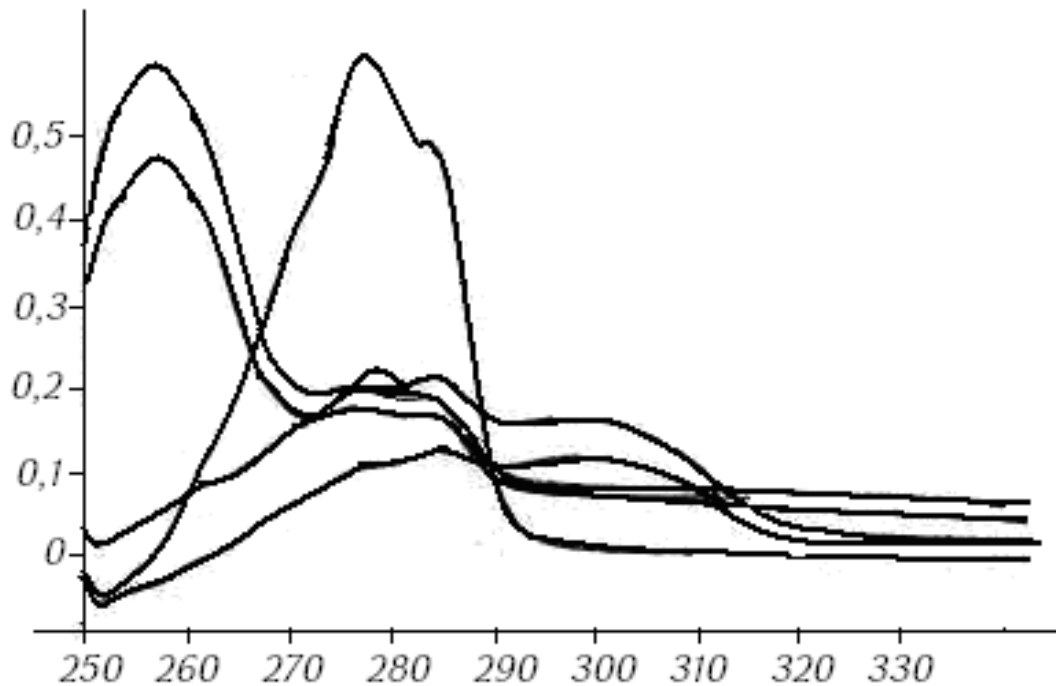
Օքսիդացման և ՈւՄ-սպեկտրակոպիայի (նկ. 18) ստացված տվյալները թույլ են տալիս եզրակացնել, որ քլորֆենոլի ԳՔՕ-ն պայմանականորեն կարելի է բաժանել 3 փուլի՝ առաջին րոպեներում ընթանում է քլորֆենոլների կոնցենտրացիաների հիմնական նվազեցումը, բայց դրա հետ մեկտեղ ձևավորվում են ընթացող ռեակցիայի ուղեկցող արդյունքներ, որոնք 250...260 նմ և 280...290 նմ տիրույթներում օժտված են կլանման առավելագույն ունակությամբ (մասնավորապես խիւնոներ, երկատոմ ֆենոլներ և դրանց հալոգենաձանցյալները): Այնուհետև 300...310 նմ կլանման տիրույթում նկատելի է օքսիդացման միջանկյալ միացությունների ձևավորում, մասնավորապես օրգանական թթուներ:

Մեր կողմից առաջարկվող մաքրման մեթոդի առավելությունը կայանում է նրանում, որ մաքրման ժամանակ հնարավորություն է ընձեռնվում իրականացնել մաքրման երկաստիճանային պրոցես: Այսպես՝

ա) առաջին փուլում ընթանում է սուբստրատի օքսիդացում,

բ) երկրորդում՝ ինտերմեդիատների կլանում ձևավորված թարմ երկաթի

հիդրօքսիլի մասնիկներով:



Նկ. 18. 2-Քլորֆենոլի կլանման սպեկտրներ բուֆիլացեարաբույս գալվանաքիմիական օքսիդացումից հետո 1-ելակետային լուծույթ.
 րոպե 2-1, 3-4, 4-10, 5-30 $[H_2O_2] / [2\text{-Քլորֆենոլ}] - 3:1$

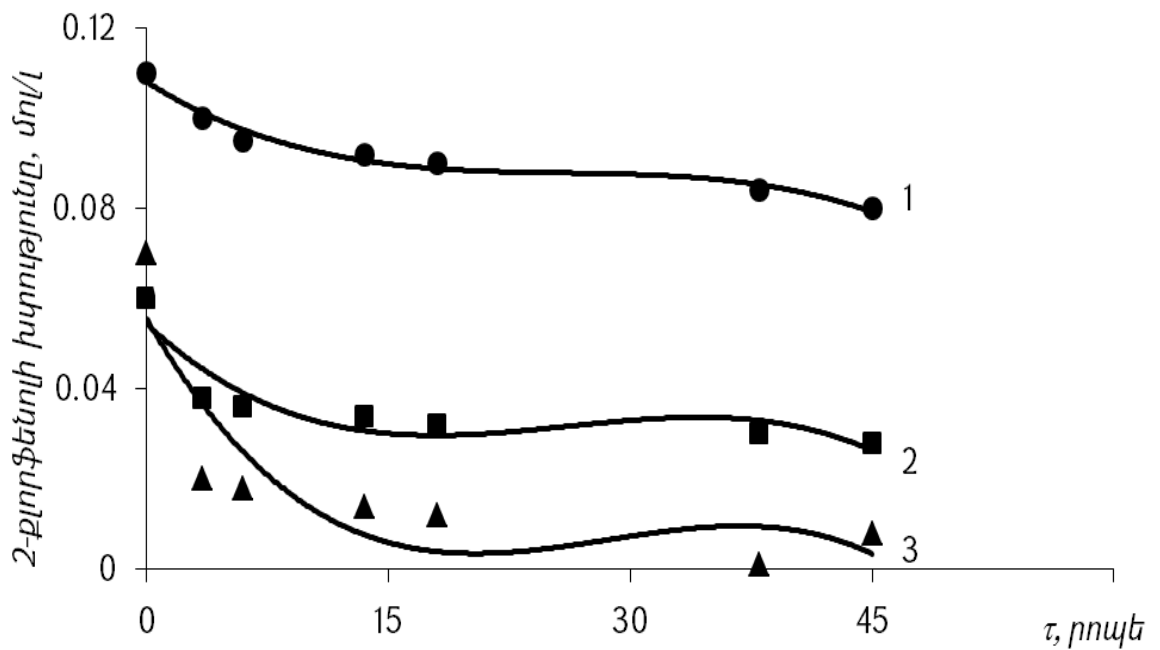
Այս դեպքում հնարավոր է իրականացնել՝

1. հոսքաջրերում առկա թունավոր խառնուրդների ամբողջական կազմալուծում,
2. օքսիդիչի ծախսի նվազում է և այլն:

Ամենահեռանկարայինը համարվում են մաքրման կոմբինացված օքսիդացման մեթոդներն, որոնք նախատեսում են օքսիդիչների (H_2O_2 , O_3) միաժամանակյա ազդեցություն կամ ՈւՄ ճառագայթման կիրառություն:

Փորձերը իրականացվել են լաբորատոր տեղակայանքում ուլտրամանուշակագույն առավելագույն ճառագայթմամբ, երբ ալիքի երկարությունը՝ $\lambda=254$ նմ:

Ստացված արդյունքները (նկ. 19) ցույց են տալիս, որ լրացուցիչ ֆոտոակտիվացումը բերում է սիներգիկ էֆեկտի:



Նկ. 19. 2-Քլորֆենոլի ԳՔՕ-ը ֆոտոակտիվացմամբ առանց H_2O_2 -ի – 1, ջրածնի պերօքսիդի առկայությամբ – 2, ֆոտոակտիվացմամբ H_2O_2 -ի առկայությամբ – 3;
 H_2O_2 -ի կոնցենտրացիան 0.5մմոլ/լ, $P^H = 3.0$

Հավանաբար ՈւՄ ճառագայթման ազդեցությամբ ընթանում է ջրածնի պերօքսիդի դիսպրոպորցինացիա և լրացուցիչ ձևավորում են հիդրօքսիլ ռադիկալներ:

Ստացված արդյունքները հնարավորություն են տալիս եզրակացնել, որ առաջարկված ուղղությունը հեռանկարային է հետազոտվող պրոցեսների ինտենսիվացման գործընթացներում:

Այսպիսով, իրականացված հետազոտությունները հնարավորություն են ընձեռնում հաստատել, որ ԳՔՕ մեթոդը՝ հիմնված երկաթի ինքնական օքսիդացման վրա և փոխազդելով ածխածնային նյութի ու ջրի հետ, որը պարունակում է ջրածնի պերօքսիդ՝ օդի թթվածնի համակարգում միաժամանակյա դիսպերսիայի արդյունքում, հնարավորություն է տալիս իրականացնել բնական ջրերում և հոսքաջրերում առկա կայուն օրգանական աղտոտիչների էֆեկտիվ օքսիդացում: Օքսիդացման էֆեկտիվությունը պայմանավորված է Ֆենտոնի ազդանյութի կիրառմամբ և օքսիդացման թերի արգասիքների միաժամանակյա սորբցիայով՝ երկաթի հիդրօքսիլ

միացությունների առկայությամբ:

Քլորօրգանական միացությունների մաքրման մշակված մեթոդը հնարավորություն է տալիս՝

- իրականացնելու էֆեկտիվ օքսիդացում,
- ունենալ օքսիդիչի նվազագույն ծախս,
- ինտենսիվացնում է ընթացող օքսիդացման պրոցեսը:

Պրոցեսի ինտենսիվացումն ապահովվում է լրացուցիչ ՈւՄ ճառագայթման կիրառմամբ:

Մաքրման առաջարկվող մեթոդն երաշխավորվում է կիրառելու բնական ջրերի և հոսքաջրերի մաքրման պրոցեսներում, կազմալուծելու և հեռացնելու այդ ջրերում առկա դժվար օքսիդացող կայուն օրգանական աղտոտիչները:

Օրգանական աղտոտիչների օքսիդակազմալուծող պրոցեսների ինտենսիվացման նպատակով, ցածր էջքային հիդրոդինամիկական կավիտացիայի պայմաններում, կարելի է կիրառել շիթային տիպի հիդրոդինամիկական տատանողական գեներատոր:

Օքսիդացման կոմբինացված մեթոդի՝ ԳՔՕ և կավիտացիա կիրառության ժամանակ օքսիդացման պրոցեսի արագությունն աճում է 1.6 անգամ հենց առաջին հինգ րոպեների ընթացքում, երբ ձևավորվում է կավիտացիա ($P=2.5$ մթն, կավիտացիայի թիվը՝ $\sigma=0.47$) $[Ph]:[H_2O_2]=1:14$ տարածաչափական հարաբերակցության դեպքում տեղի է ունենում քլորֆենոլի ամբողջական փոխակերպում:

Օքսիդիչի 50 % ծախսի դեպքում, պայմանավորված տարածաչափական հարաբերակցությամբ, անհրաժեշտ սուբստրատների ամբողջական փոխակերպում տեղի է ունենում 10 րոպեի ընթացքում:

Կավիտացիոն պրոցեսն հեղուկի և կավիտացիայի միկրոսահմանագծում (կավիտացիոն պղպջակներ) ուղեկցվում է ճնշման և ջերմաստիճանի բարձրացումով մինչև փաթիլների առաջացումը, որն էլ հենց բերում է սիներգիկ էֆեկտի ձևավորում: Սիներգիկ էֆեկտի ձևավորումը պայմանավորված է սուբստրատի մոլեկուլների

ակտիվացմամբ, ջրածնի պերօքսիդի խառնուրդով, երկաթի իոններով և ջրի ուղիղ դիօքսիդացման ժամանակ ձևավորված լրացուցիչ ակտիվ մասնիկներով:

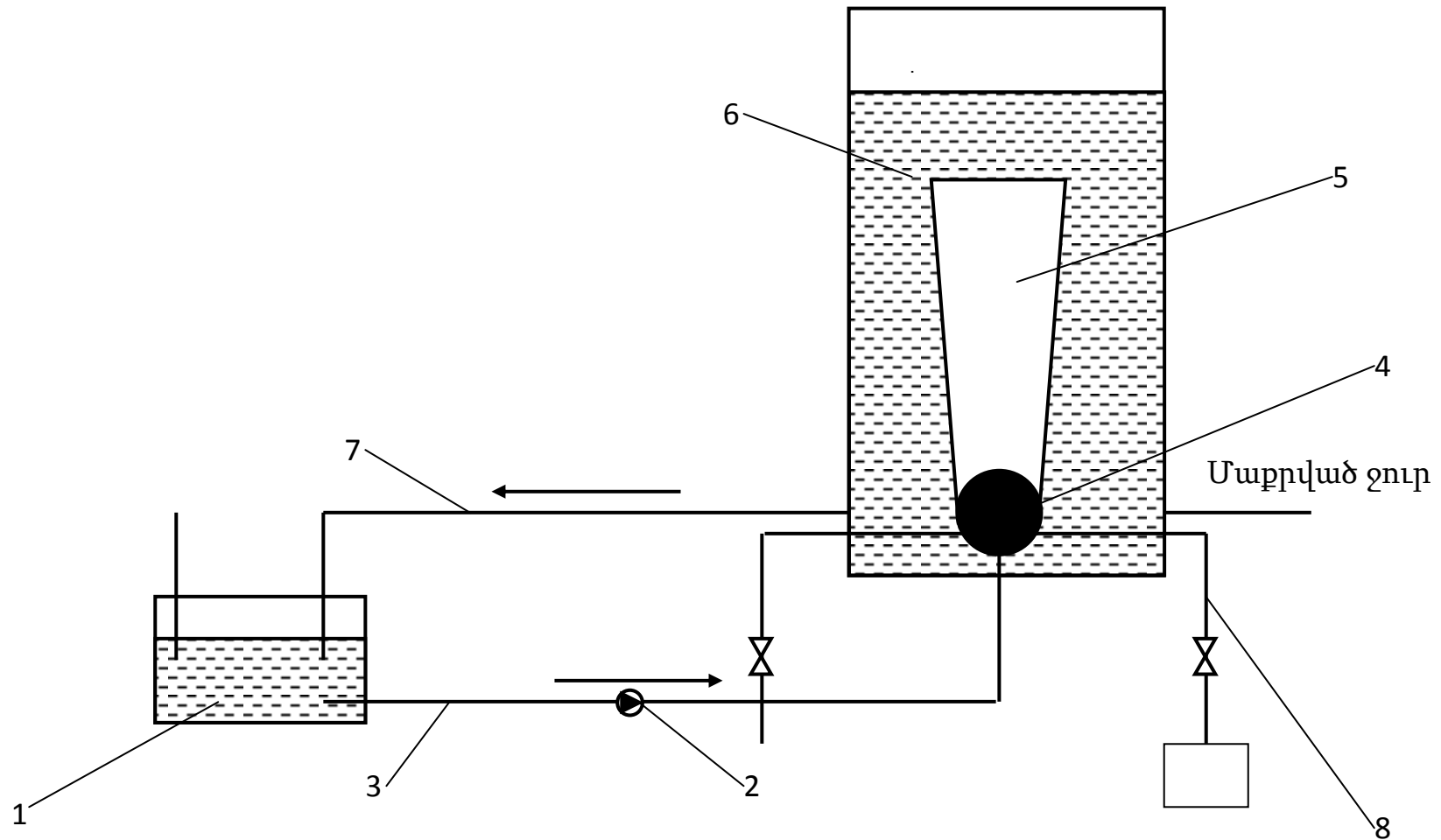
ՕՒ-ռադիկալների լրացուցիչ ձևավորումը հիդրոդինամիկ կավիտացիայի պայմաններում փորձերով հաստատվել է քիմիական դոզիմետրիայի մեթոդով, որի ժամանակ կիրառվել է բենզոլի հիդրօքսիդացում թթվային միջավայրում: Ընդ որում կավիտացիան նպաստում է դիֆուզիոն սահմանային շերտի անընդհատ ձևավորմանը ոչ ստացիոնար հիդրոդինամիկական միջավայրում՝ ֆազաների բաժանման սահմանագծում և ավելացնում է զանգվածափոխանակային պրոցեսների էֆեկտիվությունը, որն էլ ԳՔՕ-ի պայմաններում կանխում է պասիվացումը և ապահովում է օքսիդացման բարձր ինտենսիվություն երկաթի միացություններ պարունակող լուծույթների կազմալուծման պրոցեսներում:

Հետադարձ և հոսքային ջրերում (թիոցիանատների և թիոսուլֆատների օրինակի վրա) ծծումբ պարունակող միացությունների կատալիտիկ կազմալուծման մեթոդի մշակումը ջրածնի պերօքսիդի պայմաններում կիրառելի է թիոցիանատներ SCN (ռոդանիդներ) պարունակող սուլֆիդային հանքանյութերից ոսկու կորզման արդյունաբերական հոսքաջրերի կամ ֆլոտոկոնցենտրատների մաքրման ժամանակ: Թիոցիանատների առանձնահատկություններից են՝

ա) ջրային ավազանների համար դրանք համարվում են առավել թունավոր աղտոտիչներ (ձկնարդյունաբերական ջրային ավազանների համար դրանց թույլատրելի սահմանային կոնցենտրացիան հավասար է 0.1 մգ/լ),

բ) ցուցաբերում են մեծ կայունություն ցիանիդների կազմալուծման բազմաթիվ մեթոդների կիրառման ժամանակ:

Մեր կատարած հետազոտությունների և գրականության [108, 111] տվյալների վերլուծության հիման վրա մշակվել է բնական ջրերի և հոսքաջրերի գալվանաքիմիական մաքրման տեխնոլոգիական սխեմա, որը բերված է նկ. 20-ում:



Նկ. 20. Բնական ջրերի և հոսքաջրերի մաքրման տեղակայանքի սխեման

- 1 – միջինարար; 2 – մղող պոմպ; 3 – մղման գիծ; 4 – շիթային տիպի հիդրոդինամիկական կավիտատոր; 5 – կախույթային շերտով գալվանակոագուլացիոն բեռնվածքի ռեակտոր; 6 – սարքավորման ռեակցիոն գոտու շրջանառու կոնտուր; 7 – օքսիդիչի ներառում; 8 – շլամի կուտակման գիծ

2.7. ՀՈՍՔԱՋՐԵՐԻ ՄԱՔՐՈՒՄԸ ՔԼՈՐՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ՆՅՈՒԹԵՐԻՑ ԱՐԴԻԱԿԱՆԱՑՎԱԾ ՌԵԱԿՑԻՈՆ ԲԱՔՈՒՄ

Արդի ժամանակաշրջանի համամարդկային էկոլոգիական հիմնախնդիրներից մեկն է հանդիսանում հոսքաջրերի մաքրումն արդյունաբերական, գյուղատնտեսական, ինչպես նաև կոմունալ-կենցաղային աղտոտող նյութերից:

Հոսքաջրերում առկա օրգանական միացությունները բավականին տարբերվում են իրենց բնույթով և հատկություններով, այդ իսկ պատճառով էլ էկոլոգիական անվտանգության հայեցակարգից ելնելով, պահանջվում է կիրառել դրանց կազմալուծման էֆեկտիվ մեթոդներ և որ ամենագլխավորն է՝ տնտեսական տեսանկյունից դրանք պետք է լինեն շահավետ և ոչ թանկ:

Հոսքաջրերի մաքրումը պարզեցման մեթոդի կիրառությամբ, մասնավորապես ազդանյութային կոագուլացիայով, առաջին հերթին պահանջում է մեծ քանակությամբ ազդանյութեր, որն էլ իր հերթին բերում է մաքրվող հոսքաջրերի լրացուցիչ աղտոտման և նստվածքագոյացման և երկրորդ պահանջում են տնտեսական մեծ ծախսեր: Բացի այդ, մաքրման վերը նշված մեթոդի կիրառությունը էֆեկտիվ չէ P^H -ի և ջերմաստիճանի արժեքների որոշակի տիրույթում [111]:

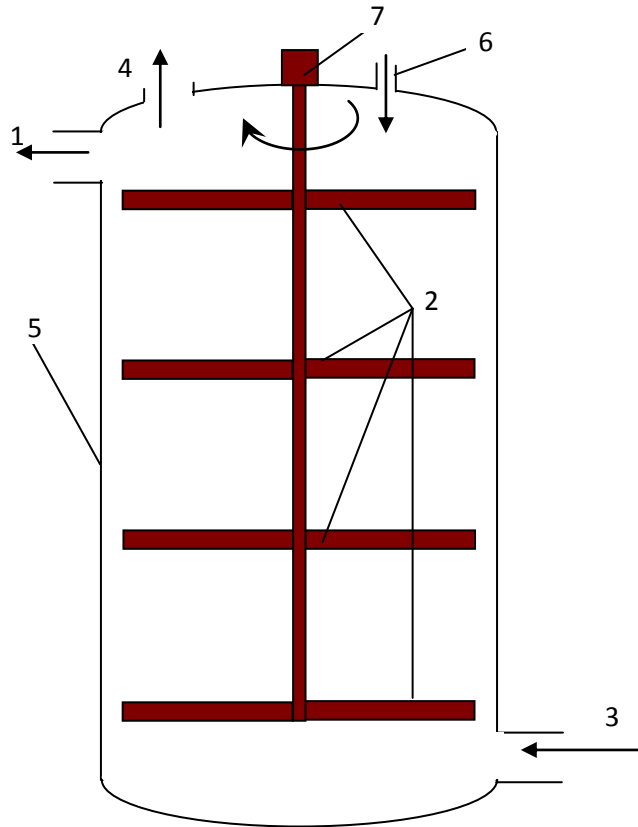
Հոսքաջրերի մաքրման ամենաէֆեկտիվ և էկոլոգիական տեսանկյունից ամենաանվտանգ մեթոդները հանդիսանում են էլեկտրաքիմիական մեթոդները [112]: Ինչպես արդեն նշել ենք, դրանք չեն պահանջում ազդանյութային մշակում և տնտեսապես էլ շահավետ են [113]:

Հայտնի է, որ քիմիական արդյունաբերության, ագրոարդյունաբերական, ինչպես նաև արտադրության այլ ոլորտների հոսքաջրերում հայտնվում են մեծ քանակությամբ ներկանյութեր, քլորօրգանական միացություններ, թունավոր և վտանգավոր, կայուն, դժվար լուծվող և կենսաբանորեն չօքսիդացվող աղտոտիչներ [114...117]:

Դրանց կազմալուծման և չեզոքացման համար, որպես էկոլոգիապես անվտանգ միջոց, մեր կողմից մշակվել է հոսքաջրերի մաքրման մեթոդ, որը հիմնված է

էլեկտրաքիմիական մեթոդների կոմբինացված եղանակների կիրառության վրա:

Ռեակցիոն բաքը (նկ. 21), որը կիրառվում է արդյունաբերական հոսքաջրերի մաքրման համար և նախատեսված է հոսքաջրերի պարզեցման նպատակով: Մաքրման տեղակայանքում ռեակցիոն բաքին հաջորդում է ֆլոտատորը, որտեղ ընթանում է ֆլոտացիոն մեթոդը:



Նկ. 21 Հոսքաջրերի օրգանական միացություններից մաքրման ռեակցիոն բաք

1 - կոագուլացված ջրի ելք, 2 - խառնիչներ, որոնք ինտենսիվ կերպով խառնում են ազդանյութը հոսքաջրերի հետ, 3 - հոսքաջրերի մուտք, 4 - գազերի ելք, 5 - ռեակցիոն բաքի իրան, 6 - ազդանյութի (կոագուլանտ) մուտք, 7 - խառնիչների ամրացման միջուկ

Ռեակցիոն բաքի տեխնիկական ցուցանիշներն են՝

Բարձրություն 3,5մ

Տրամագիծ 2,8մ

Թիակներ տեղադրված չորս մակարդակով, հատակից 0,3մ բարձրության վրա

Թիակների լայնություն 0,1մ

Թիակների երկարություն

1,1-1,2մ

Պտույտների թիվը

$\omega=(36-40)$ պ/ր

Բաքում ճնշումը մթնոլորտային է, իսկ պոմպը զարգացնում է մոտավորապես 0,35 մթն.-ի նկատմամբ ավելցուկային ճնշում:

Խառնիչների դրվածքային գումարային զանգվածը $m=3,276$ կգ

Ռեակցիոն բաքում տեղադրված են խառնիչներ (2), որոնք պտտվելով նպաստում են կոագուլացիոն պրոցեսի ինտենսիվացմանը:

Քլորօրգանական միացությունների էֆեկտիվ մաքրման համար մեր կողմից մշակվել է հոսքաջրերի մաքրման էլեկտրաքիմիական կոմբինացված մեթոդ [117], որը ներառում է դեհալոգենացում և էլեկտրակոագուլացիա (ֆլոտացիայի հաջորդումով): Այդ նպատակով առաջարկվել է իրականացնել ռեակցիոն բաքի արդիականացում, որը կիրառվող տեխնոլոգիական համակարգի որևէ փոփոխության չի բերում:

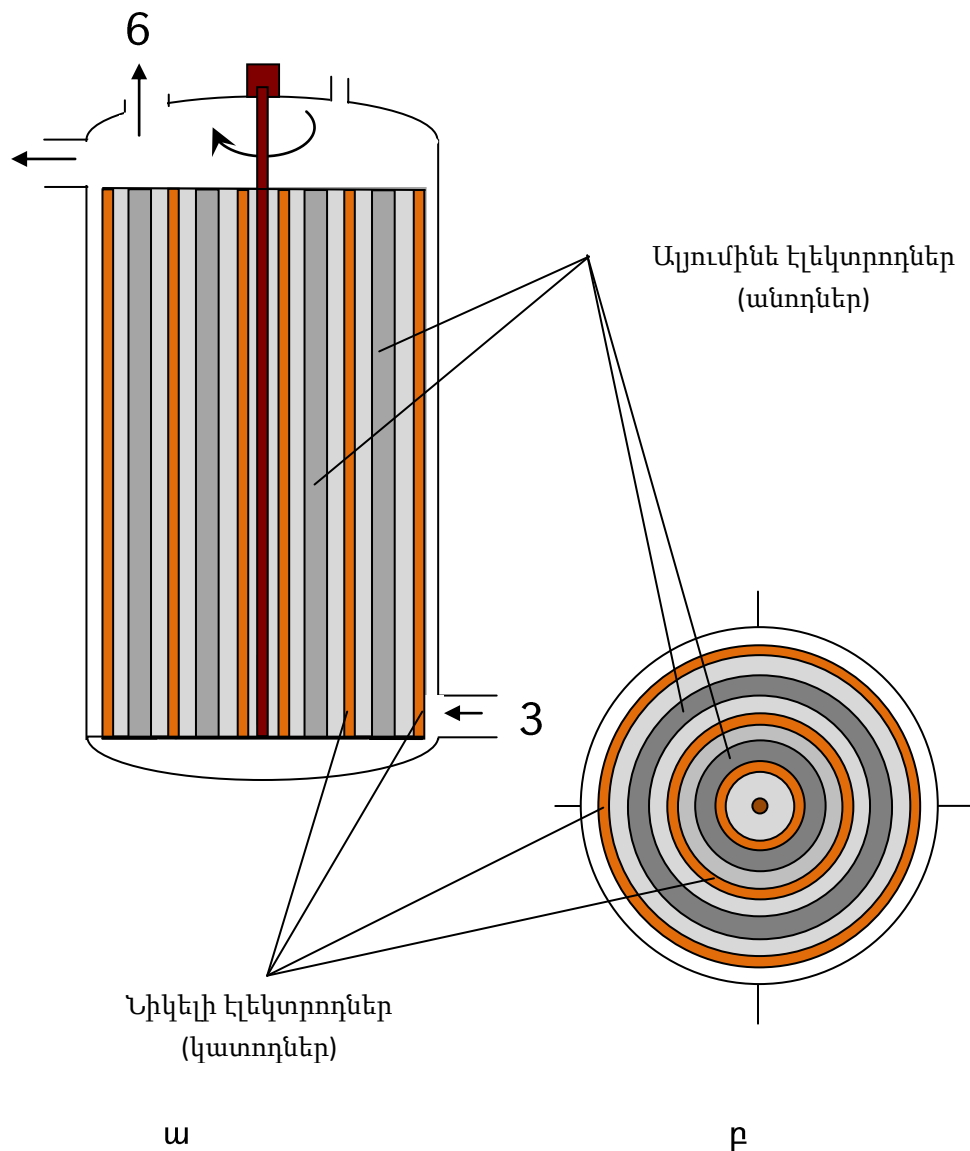
Արդիականացման խնդրի լուծման համար առաջարկվում է ռեակցիոն բաքում տեղադրված խառնիչները փոխարինել նիկելե և ալյումինե էլեկտրոդներով (նկ.22) և որպեսզի չփոխվի ռեակցիոն բաքի հիդրավլիկական ռեժիմը, տեղադրվող էլեկտրոդների ընդհանուր զանգվածը չպետք է գերազանցի խառնիչների դրվածքային գումարային զանգվածին:

Ելնելով ապարատի կոնստրուկտիվ կառուցվածքից և հիմնվելով ստացված արդյունքների վրա, որոնք բերված են աշխատանք [119], մեր կողմից ընտրված է գլանաձև էլեկտրոդներ:

Հոսքաջուրն անցնելով նիկելե էլեկտրոդներով մաքրվում է թունավոր և վտանգավոր քլորօրգանական միացություններից [100, 120, 121]:

Աղտոտիչների դեհալոգենացման ժամանակ ձևավորվում է մոլեկուլյար քլոր, որը փոխազդելով ջրի հետ ձևավորում է քլորիդներ և հիպոքլորիդներ: Վերջիններս օքսիդացնում են հոսքաջրերում առկա օրգանական նյութերը մինչև CO_2 , ինչն էլ մեծացնում է ընթացող էլեկտրակոագուլացիայի էֆեկտիվությունը:

Այդ նպատակով առաջարկվում է տեղադրել լուծվող ալյումինե էլեկտրոդներ:



Նկ. 22 քլորորգանական և օրգանական աղտոտիչներից հոսքաջրերի մաքրման արդիականացված ռեակցիոն բաք դեհալոգենացմամբ և էլեկտրակոագուլացմամբ, ա) ընդհանուր տեսք, բ) էլեկտրոդների դասավորության սխեման

Առաջարկվող մաքրման տեղակայանքի սխեման բերված է նկ. 23-ում:

Դիտարկենք մեր կողմից առաջարկվող արդիականացված ռեակցիոն բաքի աշխատանքի սկզբունքը: Հոսքաջրերը (3)-ով մտնում են ալյումինե և նիկելե միջէլեկտրոդային տարածություն, որտեղ նիկելե էլեկտրոդի վրա ընթանում է քլորորգանական նյութերի էլեկտրակոագուլացիա և դեհալոգենացում՝ ազատ քլորի առաջացումով, որն էլ փոխազդելով ջրի հետ առաջացնում է քլորիդներ և

հիպոքլորիդներ: Վերջիններս հանդիսանում են ուժեղ օքսիդիչներ և օքսիդացնում են օրգանական աղտոտիչները մինչև CO_2 , որն (6) խողովակով հեռացվում է և այն կարելի է կիրառել մեկ այլ արտադրությունում, որպես երկրորդային հումք, (օգտահանում), չաղտոտելով շրջակա միջավայրը:

Այնուհետև հոսքաջուրը կմղվի մաքրման հաջորդ տեղակայանք՝ ֆլոտատոր:

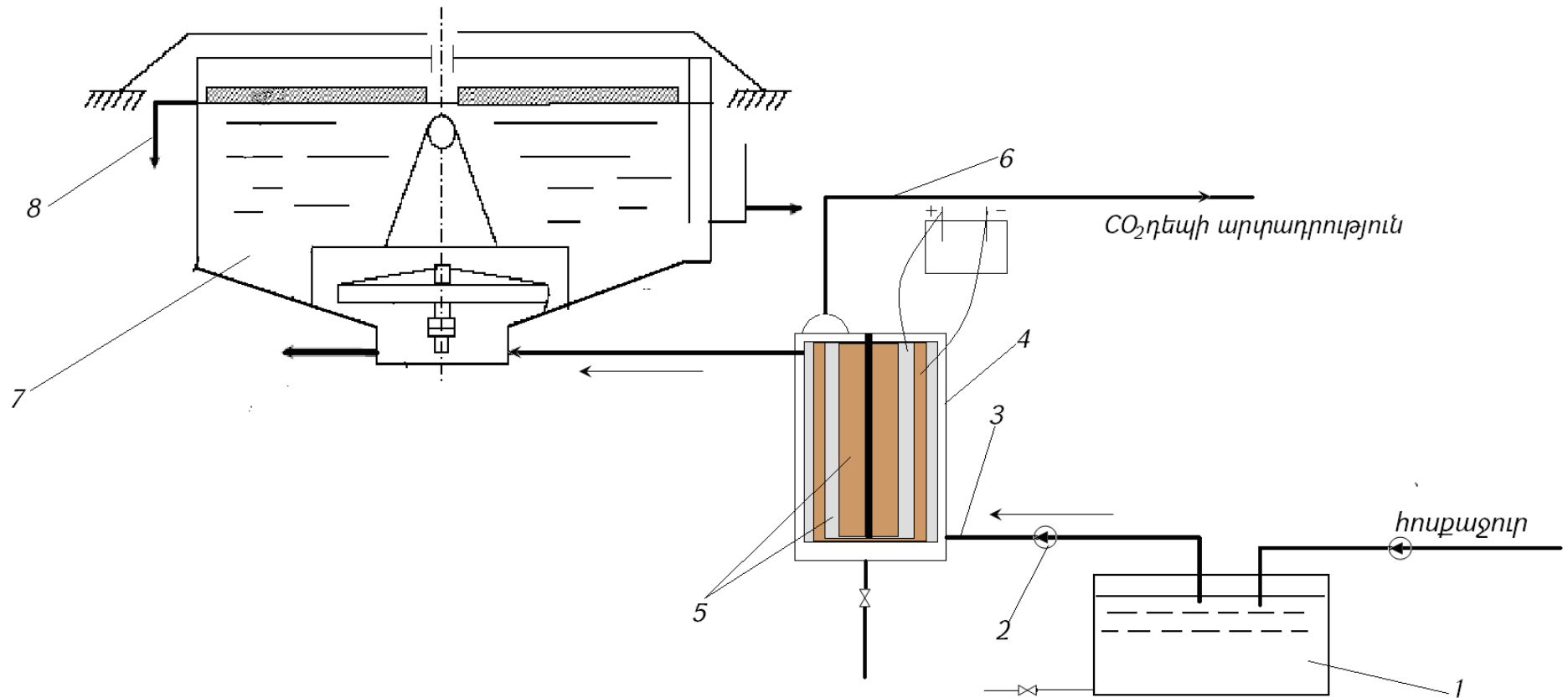
Այսպիսով, առաջարկվող արդիականացումը չի փոխում ապարատի տեխնոլոգիական համակարգը, օգտագործվող էլեկտրոդների զանգվածը համապատասխանում է խառնիչների դրվածքային գումարային զանգվածին և ռեակցիոն բաքում արդիականացումից հետո ջրի արագությունը ևս չի փոխվում:

Հոսքաջրերում քլորֆենոլների պարունակությունը որոշվել է քրոմատոգրաֆիկական մեթոդով համաձայն այն մեթոդիկաների, որոնք նկարագրված են աշխատանք [122, 123]:

Փորձանմուշային քլորֆենոլները և իրական հոսքաջրերն անալիզի են ենթարկվել ՈւՄ-սպեկտրոսկոպով: Քլորֆենոլների կլանման բնութագրական տիրույթները դիտվում են, մասնավորապես 2-Քլորֆենոլների դեպքում 276 նմ ալիքային տիրույթում, իսկ 2,4-Երկքլորֆենոլների դեպքում համապատասխանաբար 287 նմ ալիքի երկարության տիրույթում: Ուլտրակարճ սպեկտրոնները հանվել են էթիլացետատների էքստրակտներից սպեկտրաֆոտոմետր Agilent Technologies 8453 UV-VIS ուլտրամանուշակագույն սպեկտրի կլանման տիրույթում:

Հոսքաջրերի մաքրման աստիճանը նշված տեխնոլոգիայի կիրառման դեպքում, կախված էլեկտրակազույցիայի պայմաններից, հասնում է 90...95 %:

Քլորօրգանական միացություններ պարունակող հոսքաջրերի էֆեկտիվ և տնտեսապես շահավետ մաքրման համար անհրաժեշտ է իրականացնել փորձեր, որոնք հնարավորություն կտան որոշել միջէլեկտրոդային օպտիմալ տարածությունը, հոսանքի խտությունը, ինչպես նաև դեհալոգենացման և էլեկտրակազույցիայի ժամանակամիջոցները: Դրանից հետո որոշվելու է ալյումինե և նիկելե էլեկտրոդների հնարավոր զանգվածները և կհաստատվի է արդիականացված ռեակցիոն բաքի հիդրավլիկական ռեժիմի կայունությունը:



Նկ. 23. Բնական ջրերի և հոսքաջրերի մաքրման տեղակայանքի սխեման

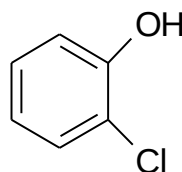
- 1 – միջինարար; 2 – մղող պոմպ; 3 – մղման գիծ; 4 – ռեակցիոն բաք էլեկտրակոագուլյացիայով; 5 – ալյունիմե և նիկելային էլեկտրոդներ; 6 – CO₂ արտամղման գիծ; 7 - ֆլուտատոր;
8 – մաքրված ջրի հոսք

ԳԼՈՒԽ 3

ԲՆԱԿԱՆ ԶՐԵՐՈՒՄ ԵՎ ՀՈՍՔԱԶՐԵՐՈՒՄ ՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ՄԻԱՑՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻ ԿՈՆՑԵՆՏՐԱՑԻԱՆԵՐԻ ՈՐՈՇՄԱՆ ՀԱՇՎԱՐԿԻ ՄԵԹՈԴԻԿԱՆ ԵՎ ՕԳՏԱԳՈՐԾՎԱԾ ՀԵՏԱԶՈՏՄԱՆ ՖԻԶԻԿԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ԵՂԱՆԱԿՆԵՐԸ (ՓՈՐՁՆԱԿԱՆ ՄԱՍ)

3.1. ՀԱՐԹ ՊԼԱՏԻՆԵ ԷԼԵԿՏՐՈՂԻ ՎՐԱ ԻՄՊՈՒԼՍԱՅԻՆ ՄԵԹՈԴՈՎ ՈՒՍՈՒՄՆԱՍԻՐՈՒԹՅՈՒՆ ՑԱԾՐ ԵՎ ԲԱՐՁՐ ԱՆՈԴԱՅԻՆ ՊՈՏԵՆՑԻԱԼՆԵՐՈՎ

2-Քլորֆենոլն օրգանական միացություն է, որի ֆորմուլան է՝ C_6H_4OHCl



Այն անգույն հեղուկ է, լուծվում է ջրում, երկէթիլ եթերում և էթանոլում: Հալման ջերմաստիճանն է՝ $T_{\text{հալ}} = -8.7^{\circ}\text{C}$, իսկ եռման ջերմաստիճանը՝ $T_{\text{եռ}} = 174.9^{\circ}\text{C}$: Փոխազդում է գլիցերինի խառնուրդում ուրոտրոպինի հետ բորաթթվով առաջացնելով 2-հիդրօքսի-3-քլորբենզալդեհիդ, իսկ ֆորմալդեհիդի ու քլորաջրածնի հետ առաջացնում է 2-քլոր-4-(քլորմոթիլ)ֆենոլ:

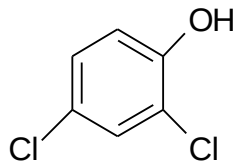
2-Քլորֆենոլի մահացու չափաբաժինն է՝ (LD_{50} , մգ/կգ), եթե

- 670 մգ/կգ (առնետներ, եթե այն թափանցում է օրգանիզմ բերանով),
- 950 մգ/կգ (առնետներ, եթե այն օրգանիզմ է թափանցում մաշկի միջոցով),
- 230 մգ/կգ (առնետներ, եթե այն օրգանիզմ է թափանցում միջմկանային եղանակով):

2-Քլորֆենոլի շեմային չափաբաժինը ջրում, որն արդեն զգացվում է հոտով

կազմում է 0.0003...0.002 մգ/լ է [124]:

2,4-Երկքլորֆենոլն օրգանական միացություն է, որի ֆորմուլան է՝ $C_6H_3OHCl_2$



Այն անգույն, ասեղնաձև բյուրեղային նյութ է, լուծվում է ջրում, քլորոֆորմում, երկէթիլ եթերում, էթանոլում: Հալման ջերմաստիճանն է՝ $T_{\text{հալ}} = 45^\circ\text{C}$, իսկ եռման ջերմաստիճանը՝ $T_{\text{եռմ}} = 210^\circ\text{C}$: Դրա մահացու չափաբաժինն է՝ $LD_{50} = 670$ մգ/կգ, (առնետներ, երբ այն թափանցում է օրգանիզմ բերանով):

Օրգանական միացությունները շրջակա միջավայր են թափանցում պայմանավորված անթրոպոգեն աղբյուրներով: Օդային ավազան, ջրոլորտ և հողոլորտ քլորֆենոլները թափանցում են պայմանավորված մթնոլորտային արտանետումներով, թունաքիմիկատների, կաշվե արտադրության, թղթի և ցելլուլոզի, ներկանյութերի, պլաստիկատների արտադրության, օրգանական սինթեզի ձեռնարկությունների աշխատանքով պայմանավորված: Ինչպես նաև ֆուզնիցիդներով, հերբիցիդներով և դեսիկանտներով պայմանավորված:

Անթրոպոգեն գործոնով պայմանավորված քլորֆենոլները հայտնվել են նաև քաղցրահամ ջրերում և ծովերում, հողոլորտում, անգամ սննդային շղթայով թափանցել են կենդանի օրգանիզմների հյուսվածքներ:

Հողոլորտում քլորֆենոլներն անփոփոխ ձևով պահպանվում են շուրջ մեկ ամիս, իսկ շոգ-չորային սեզոնների ժամանակ՝ մինչև երեք ամիս:

Քլորֆենոլներն, որպես քաղաքային և արտադրական թափոնների, ինչպես նաև հոսքաջրերի մաքրման ժամանակ առաջացած նստվածքների (որոնք կիրառվում են որպես պարարտանյութեր) բաղադրիչ մաս, թափանցում են հողոլորտ և հողոլորտին բնորոշ միկրոօրգանիզմներով պայմանավորված տեղի է ունենում դրանց կազմալուծում և սննդային շղթա հասանելի դառնում կենդանի օրգանիզմներին:

Ֆենոլի, 2-Քլորֆենոլի, 2,4-Երկքլորֆենոլի ադսորբցիան ցածր և բարձր անոդային պոտենցիալների տիրույթում ուսումնասիրվել է արագ պոտենցիալադինամիկական իմպուլսներով, որոնք նախապես դիտարկվել են տարբեր օրգանական միացությունների ադսորբցիայի ուսումնասիրության նպատակով, ինչպես ցածր [125, 126], այնպես էլ բարձր անոդային պոտենցիալներով պայմանավորված [127,129]:

Ադսորբցիոն չափումների համար մեծ նշանակություն ունի ելակետային ազդանյութերի մաքրության աստիճանը, այդ իսկ պատճառով էլ բոլոր լուծույթները պատրաստվել են բարձր աստիճանի մաքրությամբ, դրանց երկաստիճան թորումով կամ էլ թորած ջրում երկակի վերաբյուրեղացումով: Անհրաժեշտության դեպքում միջավայրի ելակետային լուծույթները կարող են ենթարկվել լրացուցիչ էլեկտրաքիմիական և ադսորբցիոն մաքրման:

Կատարված յուրաքանչյուր փորձում լուծույթների միջավայրի մաքրությունը կարգավորվել է ջրածնի ադսորբցիայի նվազեցմամբ, երբ էլեկտրոդի վրա պոտենցիալի արժեքը եղել է՝ $E_r = 0.4$ Վ: Լուծույթը կհամարվի մաքուր, եթե փորձի կատարման ամենամեծ ժամանակահատվածում Θ_H' -ի նվազեցումը չի գերազանցում ելակետային արժեքի 5% -ը:

Ֆենոլի, 2-Քլորֆենոլի, 2,4-Երկքլորֆենոլի ադսորբցիայի հետազոտման նպատակով կիրառվել է եռաէլեկտրոդային էլեկտրաքիմիական խորշ:

Հետազոտություններն իրականացվել են հարթ պլատինե և ՕՊՏԱ-ի վրա, որն իրենից ներկայացնում է ներգոդված ապակիով պլատինե մետաղալարեր, որոնց տրամագիծը կազմում է 0.1...0.2 մմ:

Չափումների ընթացքում էլեկտրոդի մակերևույթն ենթարկվում է մեխանիկական ողորկության զմռսված միկրոնային թաղանթով և ամբողջ խորշը լվացվում է խտացված ծծմբական թթվի և ջրածնի պերօքսիդի խառնուրդով, իսկ այնուհետև բազմակի անգամ թորած ջրով: Դրանից հետո մաքուր լուծույթում, որը պատրաստվում է «հ. մ.» մակնիշի ծծմբական թթվի և թորած ջրի խառնուրդով, էլեկտրոդը ենթարկվում է կատոդ-անոդային իմպուլսային ակտիվացիայի 30 *րոպե* տևողությամբ 1.2...0.0 Վ

պոտենցիալների տիրություն: Այդպիսի մշակումը հնարավորություն է տալիս ստանալ լավ վերարտադրվող մակերևույթ:

Ֆենոլի, 2-Քլորֆենոլի և 2,4-Երկքլորֆենոլների ադսորբցիայի հետազոտությունները պոտենցիալների լայն տիրույթում՝ 0...3.0 Վ 0.5 M H_2SO_4 և 0.5 M NaOH լուծույթներում, իրականացվել են իմպուլսային օսցիոլոգրաֆիկ պոտենցիոստատում «ΠΟ-5122» (մոդել 04), որը հատուկ հարմարեցված է բարձր անոդային պոտենցիալների տիրույթում հետազոտությունների համար, որոնց հիմքում ընկած է բարդ պոտենցիալադինամիկ իմպուլսը: Վերջինս սովորաբար բաղկացած է երեք փուլից՝ նախապատրաստական, ադսորբցիոն և չափիչ:

Իմպուլսի նախապատրաստական փուլը բաղկացած է 2 աստիճանից: Սկզբում էլեկտրոդը պահվում է 1.6 Վ պոտենցիալի տակ 20 վայրկյան տևողությամբ, որպեսզի էլեկտրոդի մակերևույթը մաքրվի օքսիդացող օրգանական խառնուրդներից: Պոտենցիալի այդ արժեքի դեպքում ընթանում է ածխածին պարունակող քեմոսորբցիոն մասնիկների օքսիդացում պլատինե մակերևույթի վրա և թթվածնի ադսորբցիա պլատինե մակերևույթին: Այնուհետև էլեկտրոդի պոտենցիալը թռիչքաձև փոխվում է մինչև $E_r = 0...0.1$ Վ և պահվում է այդ արժեքը 10 վայրկյան: Այդ ընթացքում մակերևույթից հեռանում են և՛ օրգանական միկրոխառնուրդները, որոնք չեն հեռացվել օքսիդացնող իմպուլսի տիրույթում, և՛ անիոնները, որոնք ադսորբում են թթվածին, ինչպես նաև օրգանական միացությունները: Էլեկտրոդի մակերևույթն այդ ընթացքում ծածկվում է ջրածնի մոնոշերտով:

Իմպուլսի նախապատրաստական փուլից հետո պոտենցիալը թռիչքաձև փոխվում է մինչև հետազոտվող արժեք՝ $E_r^{ադս}$:

Ադսորբված ջրածինն այդ ընթացքում ակնթարթորեն ենթարկվում է իոնիզացիայի և էլեկտրոդի մակերևույթի վրա ընթանում են ադսորբցիոն պրոցեսներ, որոնք համապատասխանում են պոտենցիալի հետազոտվող արժեքին:

Այն դեպքերում, երբ քեմոսորբցիայի ընթացքում օրգանական նյութերը կարող են ռեակցիայի մեջ մտնել ադսորբվող ջրածնի հետ, իմպուլսի վերականգնվող մասն անցնում կամ մտնում է հասունացման աստիճան, որը տևում է 1...2 վայրկյան, 0.4 Վ

պոտենցիալի դեպքում: Հասունացման աստիճանով է պայմանավորված էլեկտրոդի մակերևույթից քեմոսորբցիոն ջրածին հեռացումը: Դրանից հետո նախապես տրված ադսորբցիայի ժամանակում՝ $\tau_{\text{ադս}}$ էլեկտրոդի վրա տրվում է արագ անոդային կամ կատոդային սղոցածն իմպուլս:

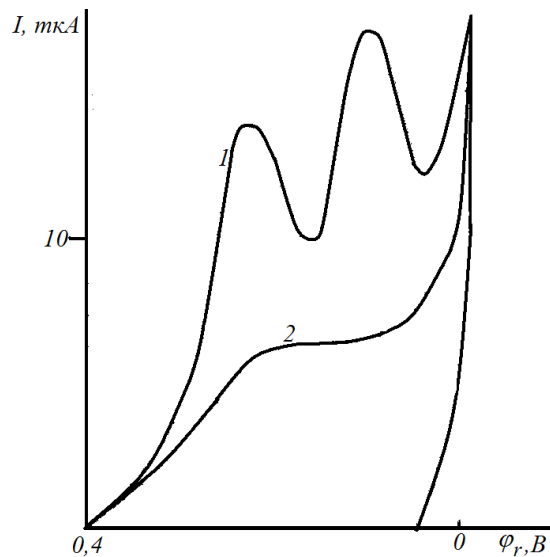
Չափվող իմպուլսի վերադրման արագությունը մեծ անոդային պոտենցիալների հետազոտման համար ընտրվել է ելնելով ոչ միայն սովորական պահանջներից, որոնք ներկայացվում են չափվող իմպուլսներին, այլ նաև հաշվի է առնվել իմպուլսի այնպիսի արագություն, որի ընթացքում ամբողջ թթվածինն, որն ադսորբվում է էլեկտրոդի մակերևույթին բարձր պոտենցիալների անոդային տիրույթում, հասցնի վերականգնվել: Այդ պայմանները բավարարում են պրոցեսի արագության 10 Վ/վրկ արժեքի դեպքում, որը կիրառվել է բոլոր փորձերի ընթացքում: Այդ արագությունը բավարար է, որպեսզի կատոդային կորի վրա ընթանա երկու ձևի ադսորբվող թթվածին: Այդ դեպքում հնարավորություն է ընձեռնվում փաստել հետազոտվող օրգանական միացությունների ազդեցության մասին I և II ձևի թթվածնի ադսորբցիայի վերաբերյալ:

Հարթ պլատինե էլեկտրոդի վրա չեզոք օրգանական միացությունների ադսորբցիայի ազդեցության օրինաչափությունը ջրածնի և թթվածնի ադսորբցիայի վրա (նկ. 24) կիրառվել է էլեկտրոդի մակերևույթի վրա օրգանական միացությունների ադսորբցիոն նստեցման քանակական որոշման համար:

Էլեկտրոդի մակերևույթի նստեցումն որոշվել է ջրածնի ադսորբցիայի նվազեցումով $E_r=0.4...0.0$ Վ պոտենցիալային դաշտում ըստ հետևյալ հավասարման՝

$$\theta_R = \frac{(\theta_H^\phi - \theta_H^R)}{\theta_H^\phi}$$

որտեղ՝ θ_H^ϕ – էլեկտրականության քանակությունն է, որը ծախսվել է ջրածնի ադսորբցիայի վրա լուծույթի ֆոնում, θ_H^R – էլեկտրականության քանակությունն է, որը ծախսվել է ջրածնի ադսորբցիայի վրա օրգանական լուծույթում:



Նկ. 24. Պոտենցիալադինամիկ I-E կորը և օրգանական նյութերի ադսորբցիայի հաշվարկման սխեման հարթ պլատինեն էլեկտրոդի վրա ջրածնի ադսորբցիայի նվազեցմամբ՝ 1- ֆոնի լուծույթում (0,5M H₂SO₄), 2- օրգանական նյութերի առկայությամբ

Էլեկտրականության քանակի որոշման համար, որը ծախսվել է ջրածնի ադսորբցիայի վրա, ինտեգրվել է I-E կորերով սահմանափակված մակերեսը ՈՈ-1 պլանիմետրի օգնությամբ:

Էլեկտրոդի մակերևույթի նստեցումը բարձր անոդային պոտենցիալի տիրույթում որոշվել է միայն II ձևի ադսորբցված թթվածնով ըստ հետևյալ բանաձևի՝

$$\theta_R'' = \frac{(\theta_0^{\phi} - \theta_0^R)}{\theta_0^{\phi}}$$

որտեղ՝ θ_0^{ϕ} – էլեկտրականության քանակությունն է, որը ծախսվել է II ձևի թթվածնի վերականգնման համար ֆոնում, θ_0^R – էլեկտրականության քանակությունն է, որը ծախսվել է II ձևի թթվածնի վերականգնման համար օրգանական միացությունների առկայության պայմաններում:

Այն դեպքերում, երբ որևէ օրգանական նյութի ադսորբցիան չի ազդում I ձևի թթվածնի ադսորբցիայի վրա, բայց ազդում է II ձևի թթվածնի ադսորբցիայի վրա, որը

ձևավորվում է ֆենոլի, 2-քլորֆենոլի և 2,4-երկքլորֆենոլի ադսորբցիայի ժամանակ, ապա ճիշտ է հաշվարկել ադսորբցիան միայն II ձևի ադսորբցված թթվածնի նվազումով: II ձևի թթվածնի նվազեցման տվյալները տալիս են տեղեկություն տրված օրգանական նյութի ադսորբցիայի վերաբերյալ օքսիդային շերտում՝ I ձևի ադսորբցված թթվածնի համար:

Մեծ նշանակություն ունի բարձր անոդային պոտենցիալների տիրույթում մակերևույթին նստեցման ճիշտ արժեքների ստացումը, որը ցույց է տրված աշխատանքում [127] և տալիս է տեղեկություն էլեկտրոդի վրա թթվածնի ադսորբցիայի վերաբերյալ: Ադսորբված թթվածինը վերականգնվում է II ձևի թթվածնի վերականգնման պոտենցիալային տիրույթում:

Օրգանական միացությունների ազդեցությունը թթվածնի ադսորբցիայի վրա անհամամասնական է օրգանական միացությունների մակերևույթին նստեցմանը, այդ իսկ պատճառով էլ, էլեկտրոդները ենթարկվել են բարձրաջերմաստիճանային մշակման ապակեհալման այրիչում, որպեսզի բերվի թթվածնի նվազագույն ադսորբցիայի: Յուրաքանչյուր փորձից առաջ էլեկտրոդի վրա թթվածնի ադսորբցիայի բացակայությունը ստուգվել է I ձևի՝ (θ_0^ϕ) և II ձևի՝ (θ_0^ϕ) թթվածինների հարաբերակցությամբ, երբ դաշտի պոտենցիալը կազմել է 2.2 Վ: Հարկ է նշել, որ I և II ձևի թթվածինների հարաբերակցությունը պետք է կազմի՝

$$\frac{\theta_0^\phi}{\theta_0^\phi} \approx 2$$

3.2. ՔԼՈՐՕՐԳԱՆԱԿԱՆ ՄԻԱՑՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻ ՈՐՈՇՄԱՆ ՄԵԹՈԴԻԿԱՆ ԼՈՒԾՈՒՅԹՆԵՐՈՒՄ ԵՎ ՀՈՍՔԱՋՐԵՐՈՒՄ

Հոսքաջրերում և լուծույթներում քլորօրգանական միացությունների որոշման նպատակով էլեկտրաքիմիական խորշ տեղադրում են 10 մլ 1 M H_2SO_4 լուծույթ և 2

րոպեի ընթացքում չափում են ծախսված էլեկտրականության այն քանակությունն, որն անհրաժեշտ է ֆոնային լուծույթում պլատինե էլեկտրոդի վրա ջրածնի ադսորբցիայի համար:

Այնուհետև խորշ ավելացնում են 10 մլ անալիզի ենթարկվող ջուր և կրկին 2 րոպեի ընթացքում չափում են ծախսված էլեկտրականության այն քանակությունն, որն անհրաժեշտ է օրգանական միացությունների առկայության դեպքում պլատինե էլեկտրոդի վրա ջրածնի ադսորբցիայի համար:

Ըստ ծախսված էլեկտրականությունների տարբերության, որոնք ծախսվել են համապատասխանաբար ֆոնային և նմուշային լուծույթներում ջրածնի ադսորբցիայի վրա, որոշվում է օրգանական միացությունների մակերևույթային կոնցենտրացիաներն ըստ հետևյալ բանաձևի՝

$$\theta = \frac{(\theta_H - \theta_R)}{\theta_H} = 1 - \frac{\theta_R}{\theta_H}$$

որտեղ՝ θ – էլեկտրոդի վրա օրգանական միացությունների նստեցման մասնաբաժինն է, θ_H – էլեկտրականության քանակությունն է, որը ծախսվել է ջրածնի ադսորբցիայի վրա օրգանական միացությունների առկայության դեպքում, θ_R – էլեկտրականության քանակությունն է, որը ծախսվել է ջրածնի ադսորբցիայի վրա օրգանական միացությունների բացակայության դեպքում:

Իմանալով օրգանական միացությունների մակերևույթային կոնցենտրացիաներն, աստիճանական կորերով որոշվում են դրանց ծավալային կոնցենտրացիաները:

Միատեսակ ջրերի զանգվածային անալիզի ժամանակ օրգանական ածխածնի (C_x) քանակության որոշումը կարելի է իրականացնել առանց նախապես աստիճանական կորի կառուցման: Այդ նպատակով կիրառում են ստանդարտային լուծույթներ, ցանկալի է ջուր, որն իր կազմով մոտ լինի անալիզի ենթարկվող ջրին:

Որոշում են էլեկտրականության քանակությունը (Q_B), որն անհրաժեշտ է

պլատինե էլեկտրոդի վրա ջրածնի ադսորբցիայի համար, երբ ֆոնային լուծույթ է ներմուծվում ստանդարտ լուծույթ հայտնի խտությամբ (C_s): Հետո որոշում են էլեկտրականության քանակությունը (Q_x), որը ծախսվում է ջրածնի ադսորբցիայի վրա, երբ ֆոնային լուծույթ է ներմուծվում անալիզի ենթարկվող նմուշը: Օրգանական ածխածնի պարունակությունը անալիզի ենթարկվող նմուշում հաշվարկվում է ըստ հետևյալ բանաձևի՝

$$C_x = C_s \left(\frac{Q_B}{Q_x} \right)$$

Էլեկտրականության քանակությունն, որը ծախսվում է ջրածնի ադսորբցիայի վրա օրգանական միացությունների առկայության և բացակայության դեպքում, ուղիղ համեմատական է այն մակերեսին, որը սահմանափակվում է ջրածնի ադսորբցիայի բևեռացման կորի և արեղիսների առանցքով:

Բևեռացման կորը փորձի ժամանակ նկատելի է օսցիլոգրաֆի էկրանի վրա, իսկ մակերեսը չափվում է ինտեգրալի միջոցով:

Առաջարկվող էլեկտրաքիմիական մեթոդի բացահայտման սահմանն որոշվում է ծախսված էլեկտրականության քանակության փոքր արժեքների սահմաններում: Քանի որ ծավալային կոնցենտրացիաները կարելի է գտնել ըստ աստիճանական գրաֆիկի, որի կառուցման համար օգտագործվում են օրգանական ածխածնի որոշման նպատակով առաջարկվող մեթոդը [3], էլեկտրաքիմիական մեթոդի բացահայտման սահմանն այս դեպքում որոշվում է համապատասխանաբար ԲԿՕ բնութագրական մեթոդով և այն կազմում է 0.5 մգ/լ: Հարաբերական ստանդարտ շեղումը միավորի որոշման համար առաջարկվող էլեկտրաքիմիական մեթոդով, երբ $n=40$, չի գերազանցում 0,109:

Առաջարկվող էլեկտրաքիմիական մեթոդի ճշտությունը գնահատվում է օրգանական ածխածնի որոշման համար առաջարկվող ԲԿՕ մեթոդի գրականությունում:

Էլեկտրաքիմիական մեթոդով անալիզի է ենթարկվել մոտ 40 նմուշի Մարմարիկ գետի բնական ջրերը:

Բնական ջրերում օրգանական ածխածնի քանակության որոշումը էլեկտրաքիմիական մեթոդով և ԲԿՕ մեթոդով շատ մոտ են իրար:

Առաջարկվող մեթոդը, որով որոշվում է օրգանական ածխածնի քանակությունը, օժտված է մի շարք առավելություններով՝

- բարձր էքսպրեսիվություն (ժամանակը միավորի որոշման համար կազմում է մի քանի րոպե), որի ժամանակ սարքերում անօրգանական ածխածնի առկայությունը չի ազդում որոշման ճշտության վրա,
- մեթոդի պարզություն,
- պրոցեսի ավտոմատացման հնարավորություն:

3.3. ԷԼԵԿՏՐՈԴԱՅԻՆ ԳՈՐԾԸՆԹԱՑՆԵՐԻ ԿԻՆԵՏԻԿԱՅԻ

ՀԵՏԱԶՈՏՄԱՆ ՄԵԹՈԴԻԿԱՆ

Բևեռացման կորերը դուրս են բերվել օսցիոլոգրաֆիկական «ՈՕ-5122» (մոդել 04) և «ՈՒ-5827 Մ» պոտենցիոստատներում, ինչպես նաև իմպուլսային պոտենցիոստատում «ՈՒ-50.1» որն ունի կետային ՈՐ-8 ծրագրիչ, որը չափում է առավելագույն ոչ ստացիոնար հոսանքը էլեկտրոդի ակտիվացումից հետո և պոտենցիալի թռիչքները տրված $\tau \rightarrow 0$ արժեքի դեպքում: Ըստ ժամանակի հոսանքի փոփոխության գրանցումները (այսինքն $j - \tau$ կոր) և ստացիոնար հոսանքի չափումները տրված պոտենցիալի դեպքում կամ էլ վերադրման ճանապարհով գծային կերպով աճող պոտենցիալի փոփոխության արագությունը՝ 0.0125 Վ/վ, ապահովվում են ստացիոնար բևեռացման կորերի ձևավորումը: Յուրաքանչյուր կետի կամ յուրաքանչյուր կորի դուրս բերումը սկսվել է էլեկտրոդի մակերևույթի նախնական մաքրումից կատոդ-անոդ պոտենցիալի ակտիվացման սկզբի 40 վայրկյանում կատոդային պոտենցիալի E_1 արժեքի դեպքում, մակերևույթից անիոնների և

ուղղորդվող խառնուրդների մաքրման նպատակով:

Այնուհետև անոդային պոտենցիալի E_2 արժեքի դեպքում պահվում է 40 վայրկյան, որպեսզի էլեկտրոդի մակերևույթը մաքրվի օքսիդացվող խառնուրդներից: Դրանցից հետո էլեկտրոդի պոտենցիալը թռիչքաձև փոխվում է մինչև տրված $E_{\text{շափ}}$ արժեք, որի ընթացքում գրանցվել է j - τ կորը կամ մինչև պոտենցիալի $E_{\text{սկզ}}$ արժեք, ինչի արդյունքում էլ գրանցվել է $j - \tau$ կորը: Պոտենցիալի $E_{\text{սկզ}}$ սկզբնական արժեքի դեպքում էլեկտրոդը պահվել է 2 րոպե, որպեսզի մակերևույթը կայունանա և ստացվեն հստակ վերարտադրվող կորեր:

Էլեկտրոդային պրոցեսների կինետիկայի ուսումնասիրությունը պլատինե, ոսկե, մաքուր ապակեաձխածնային, երկաթե, պղնձե էլեկտրոդների վրա իրականացվել են հետևյալ կերպ՝

- սկզբում էլեկտրոդի աշխատանքային մակերևույթը ծածկել են միկրոնային հուսալի թղթով,
- էլեկտրոդի մակերևույթը յուղազրկվել է խտացված հիմքով և բազմակի լվացվել է թորած ջրով:

Էլեկտրոդները ներգոդված են ապակիով, իսկ ապակեաձխածինը ներմամված է տեֆլոնում:

Համեմատականության համար որպես էլեկտրոդ կիրառվել են արծաթե քլորը, ինչպես նաև սնդիկասուլֆատային և ջրածնային էլեկտրոդները:

ԵԶՐԱԿԱՑՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐ

1. Ուսումնասիրվել է քլորֆենոլի և տետրաքլորադիսածնի ադսորբցիոն օրինաչափությունները պլատինե էլեկտրոդի մակերևույթին թթվային միջավայրում: Ցույց է տրվել, որ այդ քլորօրգանական միացություններն առավելապես ադսորբվում են պոտենցիալների $0,2...0,3$ տիրույթում, որից հետո սկսվում է դրանց էլեկտրաօքսիդացման գործընթացը: Ապացուցված է, որ քլորտեղակալված մեթանի ադսորբցիան ընթանում է առաջին հերթին $C-Cl$ թույլ կապի խզման, իսկ այնուհետև $C-H$ կապի խզման հաշվին:
2. Առաջին անգամ արագ պոտենցիոդինամիկ իմպուլսների օգնությամբ ուսումնասիրվել է 2-Քլորֆենոլի և 2,4-Երկլորֆենոլի ադսորբցիոն օրինաչափությունները հարթ պլատինե էլեկտրոդի մակերևույթին հիմնային միջավայրում պոտենցիալների լայն տիրույթում ($0.03...3.0$ Վ): Պարզվել է, որ վերը նշված քլորֆենոլներն ունեն ադսորբցիոն երկու տիրույթ: Առաջին տիրույթը $0.0...1.1$ Վ, իսկ երկրորդը՝ $1.75...2.6$ Վ: Ցույց է տրվել, որ քլորտեղակալված մեթանների նման քլորֆենոլների ադսորբցիան ընթանում է առաջին հերթին $C-Cl$ կապի խզմամբ և դրան հաջորդում է $C-H$ կապի խզումը:
3. Ուսումնասիրվել է քլորտեղակալված ֆենոլների էլեկտրաօքսիդացման մեխանիզմը պլատինե և օքսիդապլատինատիտանային էլեկտրոդների վրա թթվային միջավայրում: Ցույց է տրվել, որ էլեկտրաօքսիդացման գործընթացի դանդաղեցված փուլը հանդիսանում է $OH^{\bullet}_{ադս}$ ռադիկալների փոխազդեցությունը օրգանական միացությունների հետ:
4. Անուղղակի էլեկտրաքիմիական եղանակով ուսումնասիրվել է 2-Քլորֆենոլի և 2,4-Երկքլորֆենոլի օքսիդացումը կերակրի աղի ջրային լուծույթում ՕՊՏԱ-ի վրա: Ցույց է տրվել, որ ըստ օքսիդացման արագության քլորֆենոլները կազմում են հետևյալ շարքը՝ ֆենոլ > 2-Քլորֆենոլ > 2,4-Երկքլորֆենոլ:
5. Առաջին անգամ կոմբինացված գալվանաքիմիական եղանակով ուսումնասիրվել

է քլորֆենոլների գալվանաքիմիական օքսիդացման գործընթացը: Յույց է տրվել, որ քլորֆենոլների գալվանաքիմիական լիակատար օքսիդացումն ընթանում է թթու միջավայրում՝ $P^H=2...3$: Պարզվել է, որ ուլտրամանուշակագույն ճառագայթումը բավականին արագացնում է քլորֆենոլների օքսիդացման գործընթացը: Առաջարկվել է հոսքաջրերի և բնական ջրերի կոմբինացված գալվանաքիմիական մաքրման տեխնոլոգիական սխեմա:

6. Առաջին անգամ մշակվել է քլորօրգանական միացություններից հոսքաջրերի վնասազերծման տեխնոլոգիա արդյունաբերական ռեակցիոն բաքի օրինակի հիման վրա (Նաիրիտ Ա/Մ), օգտագործելով որպես կատոդ նիկելի թիթեղներ, իսկ որպես անոդ՝ ալյումին:

ԱՌԱՋԱՐԿՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐ

1. Կոմբինացված էլեկտրաքիմիական մեթոդների հիման վրա մշակված տեխնոլոգիան կարելի է առաջարկել քլորօրգանական միացություններ պարունակող հոսքաջրերի վնասազերծման համար:
2. Քլորօրգանական միացություններից հոսքաջրերի և բնական ջրերի մաքրման համար մշակված անուղղակի էլեկտրաքիմիական մեթոդները կարելի է առաջարկել փոքր ձեռնարկությունների համար:
3. Մշակված մաքրման գալվանաքիմիական օքսիդացման մեթոդը բավականին արդյունավետ է և կարելի է այն կիրառել ցանկացած արտադրության հոսքաջրերի մաքրման և վնասազերծման համար, որոնք պարունակում են քլորօրգանական միացություններ:

ԳՐԱԿԱՆՈՒԹՅՈՒՆ

1. Патент 2480415 РФ, № 2010132343/02, МПК, С02F1/04. Способ обработки водного потока поступающего из реакции Фишера-Трепша / Р. Милво, Р. Бигнации, Л. Карнелли. – Заявл. 14.01.2009; Оpubл. 27.04.13.
2. Пат. N-10005968 Германия, МПКВ01 D 61/58 Способ и устройство для подготовки воды методом электродеионизации / Gottsche Thomas, Ludwig Alex, Christ GmbH, Заявлено 09.02.2000, Оpubл. 16.08.2001
3. Пат. РФ, N-2390506, МПК С02F3/24, С02F103/04. Способ умягчения природных вод / Назаров В.Д., Назаров М.В., Хабибулина М.Р. Оpubл. 27.05.2010
4. Пат. РФ, N-2369565, МПК С02F5/00, С02F/46 Способ умягчения природных вод / Назаров В.Д., Назаров М.В., Хабибулина М.Р. // Оpubл. 10.10.2010
5. Sliger H., Quinn R. Treatment of sewage effluent by reverse osmosis for boiler feed makeup at the Wyodak Wyoming Station of the Black Hills Power and Light // Desalination. – 1977. – V. 22-23. – P. 37-47
6. Патент №2234359, МПК7 В01D61/50, 2003125229/15 Электродиализатор / Пилат Б.В., Пилат К.Б. // Заявл. 18.08.2003; Оpubл. 20.08.2004
7. Пат. РФ, N-2233799, МПК С02F1/469. Способ обессоливания минерализованной воды. / Пилат Б.В., Пилат К.Б.// Заявл. 18.08.2003; Оpub. 10.08.2004;
8. Пат. РФ, N-92011926, МПК С02F1/469. Способ очистки отработанных промышленных вод. / Балаводзе Э.М., Бобрешова О.В., Кулинцов П.И., Цейтлин И.М./ Оpub. 10.02.1996
9. Пат.3241681, ФРГ, МКИ В 01 D 57/00, В 01 D 15/04 Способ и устройство для обработки жидкостей, особенно для обессоливания водных растворов Г кии/o N- P 32416814, опубл. 17.05.84
10. Манвелова Н.Н. О перспективе создания экологически целесообразных производств и использование электрохимических методов очистки / Манвелова Н.Н., Вольф Н.В., Изосимова С.Н., Ефремов Л.В. // Материалы: Международная

научно-практическая конференция “Актуальные проблемы экологии в условиях современного мира”, Майкоп, 2001, Майкоп: Изд-во МЕТИ. 2001, с 68-69.

11. Пат. 2046760 РФ, МПК CO2F1/46. Аппарат для очистки сточных вод // Курдюмов Г.М., Самсонов А.К., Чернова О.П., Ющенко А.С., Куликова А.В., Оpub. 27.10.1995
12. Жданова Г.В., Ковальчук Ю.Л., Полтаруха О.П., Толстенко Ю.В. Особенности водоподготовки при получении технической воды для Южно-Украинской АЭС // Вода: химия и экология, 2011. – № 1. – С. 19-23.
13. Дерягин Б.В., Кинетическая теория флотации малых частиц // Успехи химии. – 1982. – Т. 51, Вып 1. – С. 92-118
14. Дерягин Б.В., Духин С.С., Рулев Н.Н. Микрофлотация: Водоочистка, обогащение. – М.: – Химия, 1986. – 112 с.
15. Пат. 2292307 РФ, МПК CO2F1/42, CO2F1/465 Коллона электрофлотосорбционная КЭФС-1. // Литвинов В.Ф., Купакова С.И., Оpub. 27.01.2007
16. Пат. 2203227 РФ, МПК CO2F1/463, CO2F1/465, CO2F103:04. Устройство для электрохимической очистки питьевой воды // Барабанов В.И., Семаков Н.В. // Заяв. 28.12.2000; Оpubл. 27.04.2003;
17. Лочвиненко Д.Д., Шеляков О.П. Интенсификация технологических процессов в аппаратах с вихревым слоем. – К.: Техника, 1976. – 144 с.
18. Виноградов С.С. Экологически безопасное гальваническое производство / Под ред. В.Н. Кудрявцева. – М.: Глобус, 1998. – 302 с.
19. Назаров В.Д., Барыкин К.К., Фурсов С.В. Очистка промышленных стоков от нефтепродуктов и тяжелых металлов // Вестник СГАСУ. Градостроительство и архитектура. – 2014. – № 3 (16). – с. 60-64
20. Аксенов В.И., Ладыгичев М.Г., Ничкова И.И., Никулин В.А., Кляйн С.Э., Аксенов Е.В. Водное хозяйство промышленных предприятий Справочное издание: В 2-х книгах. Книга 1 / Под ред. В. И. Аксенова. – М: Теплотехник, 2005. – 640 с.
21. Чантурия Б.А., Сопоженин П.М. Гальванохимические методы очистки техногенных вод: Теория и практика – М.: ИКЦ Академкнига, 2005. – 204 с.

22. Нефедкин С.И. Разработка электрохимических методов и устройств для очистки и мониторинга водных технологических сред, содержащих растворенные органические вещества: Автореф. дис. ... док. техн. наук. М.: 2004. – 40 с.
23. Osugi M.E., Umbuzeiro G.A., De Castro F.J., Zaroni M. V. B. Photoelectrocatalytic oxidation of remazol turquoise blue and toxicological assessment of its oxidation products. // J. Hazard. Mater. – 2006. – V. 137, № 2. – P. 871-877.
24. Li Fan, Yanwei Zhou, Weishen Yang, Guohua Chen, Fenglin Yang <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389406003414-aff2> Electrochemical degradation of Amaranth aqueous solution on ACF // J. Hazardous Mater. – 2006. – V. 137, Is. 2. – p. 1182-1188
25. Mahmut B., Murat E., Mehmet K. Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation: Economical evaluation // Chem. Eng. J., 2007, V. 128, Is. 2-3, P. 155-161
26. Zhuo Q., Ma H. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389406008788> cor1mailto:mahongzh@126.com, Wang B., Gu L. Catalytic decolorization of azo-stuff with electro-coagulation method assisted by cobalt phosphomolybdate modified kaolin // J. Hazardous Mater. 2007. – V. 142, № 1-2. – P. 81-87
27. Вайншток П.Н. Очистка сточных вод нефтехимического комплекса электрохимическими методами: Дис. ... канд. техн. наук: 03.02.08 – Уфа. – 2014. – 193 с.
28. Исхакова Р.Я. Очистка сточных вод предприятий химической промышленности карбонатным шламом (на примере ОАО «КАЗАНСКИЙ ЗАВОД СИНТЕТИЧЕСКОГО КАУЧУКА»): Дис. ... канд. техн. наук: 03.02.08 – Казань, 2014. – 138 с.
29. Yang Yuu-Zhe и др., Электрохимическое окисление антрихинового красителя электрогенерируемым активным хлором. // Dalian Univ. Tech. 2006, v. 46, N-6, p.190-193
30. Koparal A.S., Yavuz Y., Gürel C., Oğütveren U.B. Electrochemical degradation and toxicity reduction of C.I. Basic Red 29 solution and textile wastewater by using

diamond anode // Journal of Hazardous Materials. – 2007. – V. 145, Is. 1-2. – P. 100-108.

31. Долина Л.Ф. Новые методы и оборудование для обеззараживания сточных вод и природных вод. – Днепропетровск: Континент. – 2003. – 218 с
32. On the performance of Fe and Fe,F doped Ti-Pt/PbO₂ electrodes in the electrooxidation of the Blue Reactive 19 dye in simulated textile wastewater / L.S. Andrade, L.A.M. Ruotolo, R.C. Rocha-Filho, N. Bocchi, S.R. Biaggio, J. Iniesta, V. García-García, V. Montiel // Chemosphere, 2007. – V. 66, Is. 11. – P. 2035-2043
33. Bedoui A., Ahmadi M.F., Bensalah N., Gadri A. Comparative study of Eriochrome black T treatment by BDD-anodic oxidation and Fenton process // Chem. Eng. J. 2009. – V. 146, Is. 1. – P. 98-104
34. Adarwal Sh., Cluxton Ph., Kemper M., Dionysio D.D., Al-Abed S. Assessment of the functionality of a pilot-scale reactor and its potential for electrochemical degradation of calmagite, a sulfonates azo-dye. // Chemosphere. – 2008. – V. 73, №5. – P. 837-843
35. Габленко М.В., Тимашева Н.А., Шалбок Аммар, Шон Ле Туан Использование электрохимического раствора анолит для очистки сточных вод от синтетических красителей. // Успехи в химии и хим. технологии. – 2008. – Т. 22, №13(93). – С. 44-46
36. Светашева Е.С., Сафин Р.С., Красноборожье И.Г. и др. Исследование возможности применения окиснорутениевых анодов на титановой основе при электрохимической очистке сточных вод, содержащих органические красители. // ЖПХ. – 1976. – Т. 69. – С. 2244-2247.
37. Антонов В.Н., Быстров В.И., Авксентьев В.В., Юрков Л.И., Кубасов В.Л. Окиснорутениевые аноды на титановой основе в электролизе хлорида натрия в ваннах с диафрагмой. // Химическая промышленность. – 1974. – № 8. – С. 600-603.
38. Особенности работы окиснорутениево-титановых анодов в растворах хлорида натрия различных концентраций / Л.Н.Фесенко, В.И. Эбериль, М.С. Липкин, А.Ю. Скрыбин, И.А. Гончаров, В.С. Спасибова, Д.Е. Пушук // Инженерный вестник

- Дона, №2 (2016) (<http://cyberleninka.ru/article/n/osobennosti-raboty-oksidnorutenievo-titanovyh-anodov-v-rastvorah-hlorida-natriya-razlichnyh-ontsentratsiy>)
39. Хальченко И.Г., Жамская Н.Н., Каткова С.А., Ананасенко О.А., Шапкин Н.П., Папынов Е.К. Современная технология очистки и обеззараживания сточных вод пищевых производств и получения вторичных продуктов // Исследования водных биологических ресурсов Камчатки и Северо-западной части Тихого океана. Петропавловск-Камчатский. Сб. научн. трудов. – 2011. – Вып. 20. – С. 94-99
40. Хайдаров, Ф.Р. Экологические проблемы нефтяной промышленности: Монография /Ф.Р. Хайдаров, Р.Н. Хисаев, В.В. Шайдаков, Л.Е. Каштанова. – Уфа: Изд-во ДизайнПолиграфСервис 2005. – 190 с.
41. Абрасимов А.А. Экология переработки углеводородных систем / Под. ред. док-ра хим. наук Долматова М.Ю. и д-ра тех. наук Теляшева Э.Г. – М.: Химия, 2002. – 608 с.
42. СанПиН 2.1.4.1074-01 ПИТЬЕВАЯ ВОДА. ГИГИЕНИЧЕСКИЕ ТРЕБОВАНИЯ К КАЧЕСТВУ ВОДЫ ЦЕНТРАЛИЗОВАННЫХ СИСТЕМ ПИТЬЕВОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ. КОНТРОЛЬ КАЧЕСТВА / Госкомсанэпиднадзор России.-М.: Инф. –изд. центр Госхимнадз. России, 2002, 62с.
43. Роев Г.А., Юфин В.А. Очистка сточных вод и вторичное использование нефтепродуктов. М.: Недра, 1987. – 224 с.
44. Пат. 2206514 РФ, МПК С02F1/40, С02F103/02 Нефтеводяной фильтрующий сепаратор // Аладкин А.И. Заяв. 14.06.2002; Оpub. 20.06.2003.
45. Пат. 2264993 РФ, МПК С02F9/12, С02F1/24, С02F1/28, С02F1/48, Способ очистки нефтесодержащих сточных вод // Назаров В.Д., Русакович А.А., Вадулина Н.В. Заяв. 27.04.2004; Оpub. 27.11.2005
46. Пат. 2206513 РФ, МПК С02F1/40, С02F101/32. Способ очистки воды от жидких нефтепродуктов и устройство для его осуществления // Аладкин А.И., опуб. 20.06.2003.
47. Фурсов С.В. Совершенствование электрохимических методов очистки сточных вод

предприятий нефтехимического комплекса: Дис. ... канд. техн. наук: 03.02.08 – Уфа. – 2015. – 164 с.

48. Пат. 88347 РФ, МПК CO2F1/58. Фильтр-окислитель каталитический // Ассаулюк С.А., Макаров М.И., Божко С.В., Щепочкин М.В., опубл. 10.11.2009
49. Пат. 95657 РФ, МПК CO2F1/46. Сооружение для очистки нефтесодержащих сточных вод / Зенцов В.Н., Назаров М.В., Райзер Ю.С., опубл. 10.07.2010
50. Пат. 2466103 РФ, МПК COF1/14 Система водного хозяйства населенного пункта с очистными сооружениями физико-химического типа // Назаров В.Д., Назаров М.В., Опубл. 10.11.2012
51. Проскуряков В.А., Шмидт Л.И. Очистка сточных вод в химической промышленности. Л.: Химия, 1977. – 464с.
52. Пат. 136359 РФ, МПК B01D25/00. Сорбционно-каталитический фильтр. //Назаров В.Д., Назаров М.В., Сидорова О.А., опубл. 10.01.2014
53. Пат. 136360 РФ МПК, МПК B01D2500. Сорбционный фильтр // Назаров В.Д., Назаров М.Д., Фурсов С.В., Валеева А.А., опубл. 10.01.2014
54. Пат. 2146655 РФ, МПК CO2F1/463, CO2F1/40 Способ очистки нефтезагрязненных сточных вод // Домницкий Е.В., Абросимов М.В., Иващенко П.И. опуб. 20.03.2000
55. Пат. РФ 2262374, МПК B01D24/14. Фильтр для очистки природных и сточных вод с нисходящим направлением потока жидкости // Садило Р.М., Серпокрылов Н.С., Посупонько С.В., Климухин В.Д., Данков В.И. / Опуб. 20.10.2005
56. Пат. США, Япония N- заявки MX201100013960 20111216. МПК CO2F1/46 // Poirier Nicole A., Leveille Valerie. Apparatus and method for electrochemical treatment of wastewater. Опубл. 08.05.2012
57. Вайншток П.Н., Назаров В.Д., Назаров М.В. Энергосбережение в процессах очистки сточных вод электрофлотацией // Строительство: от науки к инновациям: материалы рос. науч.-практ. конф., посвящённой 60-летию НТО строителей РБ. – БашНИИстрой. – Уфа, 2013. – С. 66-75.

58. Канализация: Учебник для вузов / С. В. Яковлев, Я. А. Карелин, А. И. Жуков, С. К. Колобанов. – Издание 5-е, перераб. и доп. – М.: Стройиздат, 1975. – 632 с.
59. Пат. 2146655 РФ, МПК CO2F1/463 Способ очистки нефтезагрязненных сточных вод // Домницкий В.В., Абросимов М.В., Иващенко П.И., опуб. 20.03.2000
60. Арутюнова И. Ю. Исследование различных технологических режимов очистки воды, направленных на снижение содержания хлорорганических соединений в питьевой воде // Водоснабжение и санитарная техника. – 2005. – № 10, Ч. 1. – С. 11–22.
61. Коверга А.В., Благова О.Е., Стрихар Ю.В. Снижение содержания хлорорганических соединений на московских станциях водоподготовки // Водоснабжения и санитарная техника. – 2009. – №10, Ч. 1. – С. 39-42
62. Сапина Н.В. Разработка технологии очистки воды от фенола и хлороформа при их совместном присутствии и ее влияние на потребительские свойства молочных продуктов: Дис. ... канд. тех. наук: 05.18.15. – Кемерово. – 2004. – 152с.
63. Гриневич, В. И., Гущин, А. А., Пластинина, Н. А. Деструкция фенола и синтетических поверхностно-активных веществ, растворенных в воде, при электрохимическом воздействии совместно с озонированием// Химическая технология. Изв. Вузов. – 2009. – Т.52, № 2. – С. 130-134
64. Краснова Т.А., Кирсанов М.П., Ушакова О.И. Разработка сорбционной технологии очистки воды от хлороформа // Химия в интересах устойчивого развития. – 2001. – № 9. – С. 649-653.
65. Пантелеев А.А., Рябчиков Б.Е., Хоружий О.В., Громов С.Л., Сидорова А.Р. Мембранные технологии в промышленной водоподготовке. – М.: ДеЛи плюс. – 2012. – 429 с.
66. Мартынова О.И., Петрова Т.И., Ермаков О.С., Зонов А.А. Поведение продуктов термоллиза органических веществ в двухфазной области: кипящая вода-равновесный насыщенный пар // Теплоэнергетика. – 1997. – №6, С. 8-16
67. Извекова Т.В. Влияние органических соединений, содержащихся в природных

водах, на качество питьевой воды: На примере г. Иванова: Дисс. ... кан. хим. наук. – Иваново. 2003. 148 с.

68. Sources and Significance of soluble organics in condensate / Bayers W.A., Cockley B.G. // Westinghouse / EPRI condensate polishing Workshop. Los Angeles. CA, USA. December 1983.
69. Батоев А.А., Сизых М.Р., Попова С.А. Железопероксидные методы деструкции стойких органических загрязнителей природных и сточных вод // Новые технологии добычи и переработки природного сырья в условиях экологических ограничений: Материалы Всерос. науч.-техн. конф. с междунар. участием 26-30 июля 2004 г., г. Улан-Удэ. – Улан-Удэ, 2004. – С. 134-136.
70. Пат. РФ N- 2173194 С1 МКИ, А62D3/00 Способ окислительного жидкофазного обезвреживания пестицидов металлоорганического ряда // Ивасенко В.Л., Катюхин В.Е., Волгина Т.Н. // Опублик.
71. Ивасенко В.Л., Катюхин В.Е., Волгина Т.Н. Ивасенко В.Л. Новый процесс жидкофазного обезвреживания некондиционных пестицидов металлоорганического ряда // «Известия вузов. Химия и химическая технология». – 2000. – Вып. 3. – С. 115-116.
72. Ивасенко В.Л., Волгина Т.Н., Лебедева И.В. Жидкофазная деструкция родаминовых красителей при действии окислителей, генерируемых электрохимически // «Известия вузов. Химия и химическая технология». – 2002. – Вып. 3. – С. 56-59.
73. Новиков В.Т., Волгина Т.Н., Грищенко О.В. Исследование окислительной системы, образующейся при электролизе водных растворов серной кислоты / «Известия вузов. Химия и химическая технология». – 2005. – Вып. 11. – С. 58-60
74. Соложенко Е.Г., Соболева Н.М., Гончарук В.В. Применение каталитической системы $\text{H}_2\text{O}_2 - \text{Fe}^{+2}(\text{Fe}^{+3})$ при очистке воды от органических соединений // Химия и технология воды. 2004. – Т. 26, № 3. – С. 219-246.
75. Brillas E., Sauleda R., Casado J. Use of an Acidic Fe/O_2 Cell for Wastewater Treatment:

- Degradation of Anilin // J. Electrochem. Soc. – 1999. – V. 146, Is. 12. – P. 4539-4543
76. Alveres-Gallegos A., Pletcher D. The removal of low level organics via hydrogen peroxide formed in a reticulated vitreous carbon cathode cell, Part 1. The electrosynthesis of hydrogen peroxide in aqueous acidic solutions // Electrochim. Acte. – 1998. – V. 44, Is. 5. – P. 853-861.
77. Корниенко В.Л., Колягин Г.А., Салтыков Ю.В. Электросинтез H_2O_2 из O_2 на углеграфитовых электродах в щелочной среде (обзор) // ЖПХ. – 1999. – Т. 72, N.3. – С. 353-361.
78. Ghosh Prabir, Samanta Amar Nath, Ray Subhabrata. Reduction of COD and removal of Zn^{+2} from rayon industry wastewater by combined electro-Fenton treatment and chemical precipitation // Desalination. – 2011. – V. 266, Is 1-3. – P. 213-217.
79. Xiao-ru Y., Jian-zhong W., Zhang Ping, Xijin-e, Wei Z. Comparison of electrochemical methods of phenol-containing sewage purification // Water and WasteWater. – 2010. – V. 41, № 6. – P. 41.
80. Brillas E., Sauleda R., Casado J. Degradation of 4-Chlorophenol by Anodic Oxidation, Electro-Fenton, Photoelectro-Fenton, and Peroxi-Coagulation Processes // J. Electrochem. Soc. – 1998. – V. 145, Is. 3. – P. 759-765.
81. Jun-jie Lin, Xiao-song Zhao, Dan Lui, Zh-guo, Ying Zhang, Hui Xu The decoloration and mineralization of azo dye C.I. Acid Red 14 by sonochemical process: Rate improvement via Fenton's reactions // J. Hazardous Materials. – 2008. V. 157, Is. 2-3. – P. 541-546.
82. Алиев З.М., Томилов А.П., Харламова Т.А. Научные основы и перспективы использования электролиза при повышенном давлении // Изв.вузов. Сев.-Кав. регион. Технич. науки. – 2004. – Спецвыпуск №1. – С.44.
83. Тарасевич М.Р., Шепелев В.Я., Бурштнейн Р.Х. Влияние давления на ионизацию кислорода на платиновом электроде. // Электрохимия. 1973. – Т.9, № 11. – С. 1693.

84. Hagans P.L., Natishan P.M., Stoner D.R., O'Gredy W.E. Electrochemical Oxidation of Phenol Using Boron-Doped Diamond Electrodes // J. Electrochem. Soc. – 2001. – V. 148, Is 7. – P. E 298-E301.
85. Корниенко Г.В., Чаенко Н.В., Максимов Н.Г., Корниенко В.Л., Варнин В.П. Непрямое электрохимическое окисление фенола на допированном бором алмазном электроде // Новости электрохимии органических соединений 2010. VII Всероссийское совещание по электрохимии органических соединений с международным участием: тез.докл./ ред.кол.: Гультай В.П., Килимник А.Б., Кривенко А.Г. – Тамбов: Изд-во ГОУ ВПО "ТГТУ". 2010. С. 153.
86. Anglada A., Urtiaga A., Ortiz I., Mantzavinos D., Diamadopoulos E. Boron-doped diamond anodic treatment of landfill leachate: Evaluation of operating variables and formation of oxidation by-products // Water Research. – 2011. – V. 45, Is. 2. – P 828-838.
87. Zhu X., Ni J., Wai J., Xiang X., Li H., Jiang Y. Scale-up of BDD anode system for electrochemical oxidation of phenol simulated wastewater in continuous mode // J. Hazardous Mater. 2010. –184. – P. 493–498
88. Petter J., Wiest O., Prashant V. Kamat. Hydroxyl Radical's Role in the Remediation of a Common Herbicide, 2,4-Dichlorophenoxyacetic Acid (2,4-D) // J. Phys. Chem. A. – 2004. – 108(50). – P. 10925-10933
89. Agricultural herbicide use and risk of lymphoma and soft tissue sarcoma. / Hoar S.K., Blair A., Holmes F.F., Boysen C.D., Robel RJ, Hoover R., Fraumeni J.F. // J Am Med Assn. – 1986. – V. 256. – P. 1141–1147.
90. Aaron J.J., Oturan M.A. New Photochemical and Electrochemical Methods for the Degradation of Pesticides in Aqueous media. Environmental Applications // Turk. J. Chem. – 2001, V. 25. – P. 509-520
91. Новиков В.Т., Кукурина О.С., Волгина Т.Н. Технология обезвреживания токсичных отходов органической и металлоорганической природы // Актуальные проблемы экологии. – 2004. – №4. – С. 57-58

92. Lepine L., Gilbert R. Characterization and Thermal Degradation of Natural Organic Matter in Steam – Condensate Cycle of CANDU-PHWR Plants // Proc. 12th ICPWS “Physical Chemistry of aqueous Systems: Meeting the Needs of Industry”. – NY: Begell House, 1995. – P. 824-831.
93. Крицкий В.Г., Мартынова О.И., Пентин В.И. Миграция хлорпроизводных органических загрязнений воды в тракте АЭС с ВВЭР // Теплоэнергетика. – 1994. – № 7.- С. 29-32
94. Саргисян С.А., Геворкян К.В., Галстян Г.Ф., Хизанцян К.М. Очистка природных и сточных вод от хлорзамещенных метанов // Энергосбережение и водоподготовка, 2014. – N3, С. 21-23
95. Архарова Г.Л., Богдановский Г.А., Вовченко Г.Д., Васильев Ю.Б. Механизм адсорбции и дегалагенирования хлорзамещенных уксусной кислоты на гладком платиновом электроде // Электрохимия. – 1976, - Т. 12, - С. 1774-1780.
96. Киперман С.Л. Введение в кинетику гетерогенных каталитических реакций : научное издание // АН СССР, Ин-т орган. химии им. И. Д. Зелинского АН СССР. - М.: Наука, 1964. – 607 с.
97. Архарова Г.Л., Богдановский Г.А., Гуськова Л.Г. О поведении хлорзамещенного метана на платинированной платине // Электрохимия. – 1973. – Т. 9, № 11. – С. 1729-1732.
98. Кириченко В.Е., Первова М.Г., Пашкевич К.И. Галогенорганические соединения в питьевой воде и методы их определения // Рос. хим. ж. (Ж. Рос. хим. об-ва им. Д.И. Менделеева). – 2002. – Т. XLVI, № 4. – С. 18-27
99. Olin S.S. Exposure to contaminants in drinking water. CRC Press LLC. – 2000.–232 p.
100. Очистка природных и сточных вод от хлорзамещенных фенолов: Катодное удаление хлора из хлорфенолов / С.А. Саргисян, К.В. Геворкян, К.М. Хизанцян, Г.Ф. Галстян, К.С. Маргарян // Энергосбережение и водоподготовка, 2014, №2(88). – С. 14-15.
101. Лотвин Б.М., Васильев Ю.Б. Основные закономерности и особенности адсорбции

- спиртов на платиновом электроде в области высоких анодных потенциалов // Электрохимия. 1985. – Т.21, №3. – С. 313-318.
102. Архарова Г.Л., Богдановский Г.Н., Вовченко Г.Д. Васильев Ю.Б. Катодное удаление хлора, механизм адсорбции хлорза-мещенных метана на платине. // Электрохимия, 1977. – Т.13, № 9. – С.1295-1299.
103. Алексеев Е.В. Исследование и разработка процессов физико-химической очистки сточных вод, содержащих поверхностно-активные вещества: Дисс. ... док. техн. наук. – Москва. 2004. 485 с.
104. Стойкова Е.Е., Медянцева Э.П., Евтюгин Г.А. Гидрохимический анализ: Учеб. пособие. – Казань: Казанский (Приволжский) федеральный университет, 2010. – 49 с.
105. Геворкян К.В. Электрохимические методы деструкции хлорорганических соединений содержащихся в сточных водах // Вода: химия и экология. – 2016. – № 05. – С. 70-72
106. Fukuda K., Tamura H., Iwakura C. The anodic evolution of oxygen on platinum oxide electrode in alkaline solutions // Electrochimica Acta. – 1976. – V 21, Is 7. – P. 501-508.
107. Лушников В.И., Хазова О.А., Громыко В.А., Васильев Ю.Б. Кинетика электродных процессов при электролизе кобальта на платиновом и окисноплатиновом электродах // Электрохимия. – 1981. – Т. 17, № 2. – С. 176-185.
108. Башоева А.А., Сизых М.Р. Окисление азокрасителей в водных растворах комбинированными методами // ЖПХ. – 2012. – Т. 85, № 1. – С. 80-84.
109. Дашинамжилова Э.Ц., Ханхасаева С.Ц. Влияние условий приготовления ферментмориленитов на их каталитическую активность в окислении фенола в водных растворах // ЖПХ - 2012. – Т.85, №3. – С.500-505.
110. Сизых М.Р., Батоева А.А. Фотогальваническая очистка сточных вод от красителей // Вестник БГУ. – 2012. – №3. – С. 56-57.
111. Яковлев С.В., Красноборожье И.Г., Рогов В.М. Технология электрохимической

очистки воды. М.-Л.: Стройиздат. 1987. – 312 с.

112. Бахир В.М. Электрохимическая активация: ключ к экологически чистым технологиям водоподготовки // Водоснабжение и канализация. – 2012. – 1-2. С. 89-102
113. Воловник Г.И., Коробко М.И. Электрохимическая очистка воды: Учеб.пособие: Хабаровск, 2002. – 68 с.
114. Федоров Л.А. Диоксины как экологическая опасность: ретроспектива и перспективы. – М.: Наука. 1993. – 266 с.
115. Попова Е.В. Метод очистки сточных вод, содержащих хлорорганические соединения, в целях управления антропогенным воздействием на окружающую среду: Дисс. ... кан. техн. наук. – Волгоград. 2001. 151 с.
116. Ватин Н.И., Чечевичкин В.Н., Чечевичкин А.В. Особенности очистки воды из р. Вуокса в летний период // Инженерно-строительный журнал. – 2010. – №2(12). – С. 23–26.
117. Ревич Б.А. «Горячие точки» химического загрязнения окружающей среды и здоровье населения России / под ред. В.М. Захарова. – М.: Акрополь, Общественная палата РФ, 2007. – 192 с.
118. Саргисян С.А., Хизанцян К.М., Геворкян К.В., Николян Э.С., Галстян Г.Ф. Очистка сточных вод от хлорорганических веществ в модернизированном реакционном баке // Вода: химия и экология. – 2014. – № 8. – С. 110-112
119. Хизанцян К.М., Саргисян С.А. Модернизация осветлителей системы предочистки воды на ТЭС и АЭС // Вторая Всероссийская конференции «Реконструкция энергетики -2010», Москва, 8-9 июня 2010 г. – С. 128-131
120. Цыденова О.В. Хлорорганические соединения в экосистемах озера Байкал и его бассейна: Авт. дис. ... кан. хим. наук. – Барнаул. 2005. – 23 с.
121. Лукина Ю.Н. Проблемы здоровья рыб в водных экосистемах европейско-сибирской области Палеарктики: Дис. ... док. биол. наук: 03.02.08, 03.02.06. – Петрозаводск. – 2014. – 306 с.

122. Лурье Ю.Ю. Аналитическая химия промышленных сточных вод. М.: Химия, 1984. – 448 с.
123. Определение хлорфенолов методами газожидкостной хроматографии и хромато-масс-спектрометрии. / Бродский Е.С., Ключев Н.А., Жильников В.Г., Муренев Н.В., Прокофьев А.К., Бочаров Б.В. // Журнал Аналитической Химии. 1991. – Т. 46. Вып. 10. – С. 2027-2034.
124. Вредные химические вещества. Углеводороды. Галогенпроизводные углеводородов: Справочник / А.Л. Бандман, Г.А. Войтенко, Н.В. Волкова и др.; Под общ. ред. В.А. Филова. - Л.: Химия. Ленингр. отд-ние, 1990. – 732 с.
125. Багоцкий В.С., Васильев Ю.Б. Особенности адсорбции органических веществ на платине. Кн.: Успехи электрохимии органических соединений. – М.: Наука, 1966. – С. 38-64.
126. Васильев Ю.Б., Багоцкий В.С. Промежуточные хемосорбированные частицы в электрокатализе. // Успехи химии. – 1975. – Т. 44. – С. 1942-1955.
127. Хризолитова М.А., Миркин Л.А., Васильев Ю.Б., Фиошин М.Я., Багоцкий В.С. Адсорбция бутадиена и совместная адсорбция бутадиена и метанола на платиновом электроде. // Электрохимия. – 1972. – Т.8, № 7. – С. 1004-1007
128. Саргисян С.А., Хазова О.А., Васильев Ю.Б. Адсорбция пропилена на гладком платиновом электроде. // Электрохимия. – 1981. – Т. 17, № 3. – С. 443-447.
129. Тюрин Ю.М., Володин Г.Ф. Влияние состава раствора на предельное заполнение Pt анода окислами. // Электрохимия. – 1970. – Т. 6, № 8. – С. 1186-1189